



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 2025/001

Région du Pacifique

Évaluation et classification des estuaires à l'échelle de la côte de la région du Pacifique selon les activités anthropiques et les habitats importants du poisson

Carolyn K. Robb¹, Patrick L. Thompson², John Cristiani³, Katherine H. Bannar-Martin³,
Beatrice Proudfoot³, Emily M. Rubidge²

¹ Pêches et Océans Canada
Administration centrale régionale
200-401, rue Burrard
Vancouver (Colombie-Britannique) V6C 3S4

² Pêches et Océans Canada
Institut des sciences de la mer
9860, chemin West Saanich
Sydney (Colombie-Britannique) V8L 4B2

³ Pêches et Océans Canada
Station biologique du Pacifique
3190, chemin Hammond Bay
Nanaimo (Colombie-Britannique) V9T 6N7

Avant-propos

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

Publié par :

Pêches et Océans Canada
Secrétariat canadien des avis scientifiques
200, rue Kent
Ottawa (Ontario) K1A 0E6

<http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/>
DFO.CSAS-SCAS.MPO@dfo-mpo.gc.ca



© Sa Majesté le Roi du chef du Canada, représenté par le ministre du ministère des Pêches et des Océans, 2025

Ce rapport est publié sous la [Licence du gouvernement ouvert – Canada](#)

ISSN 1919-5044
ISBN 978-0-660-74777-4 N° cat. Fs70-5/2025-001F-PDF

La présente publication doit être citée comme suit :

Robb, C.K., Thompson, P.L., Cristiani, J., Bannar-Martin, K.H., Proudfoot, B., et Rubidge, E.M. 2025. Évaluation et classification des estuaires à l'échelle de la côte de la région du Pacifique selon les activités anthropiques et les habitats importants du poisson. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2025/001. x + 161 p.

Also available in English :

Robb, C.K., Thompson, P.L., Cristiani, J., Bannar-Martin, K.H., Proudfoot, B., and Rubidge, E.M. 2025. *Coastwide Evaluation and Classification of Pacific Region Estuaries based on Anthropogenic Activities and Significant Fish Habitat. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2025/001. x + 147 p.*

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ.....	ix
ACRONYMES	x
1. INTRODUCTION	1
1.1. RENSEIGNEMENTS GÉNÉRAUX ET CONTEXTE	1
1.1.1. Environnement estuaire	3
1.1.2. Espèces et habitats estuariens	4
1.1.3. Les estuaires, des zones d'importance écologique et biologique	8
1.1.4. Programme de conservation des estuaires du Pacifique	9
1.2. ÉVALUATIONS DES ACTIVITÉS ET DES AGENTS DE STRESS DANS LES ESTUAIRES	10
1.2.1. Plans de gestion des estuaires	11
1.2.2. Projets de recherche sur certains estuaires	12
1.2.3. Évaluations des activités régionales	14
1.3. OBJECTIFS ET STRUCTURE DU RAPPORT	15
2. RELIER LES ACTIVITÉS ANTHROPIQUES ET LES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX AUX ESTUAIRES.....	16
2.1. ANALYSE DOCUMENTAIRE.....	16
2.2. ACTIVITÉS ANTHROPIQUES ET IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX	16
2.2.1. Zone terrestre.....	17
2.2.2. Zone marine	25
2.2.3. Zone atmosphérique	30
2.3. RELIER LES ACTIVITÉS AUX AGENTS DE STRESS	35
3. MÉTHODES D'ÉVALUATION DES ESTUAIRES	38
3.1. ZONE D'ÉTUDE – ESTUAIRES ET BASSINS HYDROGRAPHIQUES	38
3.2. COMPILATION DES DONNÉES SPATIALES.....	40
3.2.1. Zone terrestre.....	40
3.2.2. Zone marine	41
3.2.3. Zone atmosphérique	42
3.3. ANALYSE TYPOLOGIQUE.....	49
3.4. ÉVALUATION DU POISSON ET DE SON HABITAT	49
3.4.1. Saumon.....	54
3.4.2. Poissons fourrage	55
3.4.3. Invertébrés	56
3.4.4. Habitats estuariens	56
3.5. COMPARAISON AVEC D'AUTRES ÉVALUATIONS	59
4. RÉSULTATS DE L'ÉVALUATION DES ESTUAIRES	60
4.1. COMPILATION DES DONNÉES SPATIALES.....	60
4.1.1. Sommaire des activités maritimes et terrestres	60

4.2. ANALYSE TYPOLOGIQUE.....	63
4.2.1. Nombre de groupes d'activités anthropiques.....	64
4.2.2. Caractérisation des groupes	72
4.2.3. Sommaire des agents de stress liés aux changements climatiques.....	73
4.3. ÉVALUATION DU POISSON ET DE SON HABITAT	75
4.3.1. Saumon.....	75
4.3.2. Poissons fourrage	77
4.3.3. Invertébrés	79
4.3.4. Habitats estuariens	80
4.4. COMPARAISONS	85
4.4.1. Cartographie des effets cumulatifs.....	85
4.4.2. Classement des estuaires pour les oiseaux aquatiques	85
5. DISCUSSION.....	86
5.1. CONTEXTE À GRANDE ÉCHELLE.....	86
5.2. ÉTUDES DE CAS	91
5.3. TRAVAUX CONNEXES	94
5.3.1. Activités et agents de stress dans les estuaires	94
5.3.2. EFFETS CUMULATIFS DANS L'EAU DOUCE	95
5.3.3. LES ESTUAIRES ET LE SAUMON DU PACIFIQUE.....	96
5.4. LIMITES ET INCERTITUDES	97
5.4.1. ANALYSE DOCUMENTAIRE	97
5.4.2. ENSEMBLES DE DONNÉES SPATIALES – ACTIVITÉS	98
5.4.3. ENSEMBLES DE DONNÉES SPATIALES – POISSON ET HABITAT DU POISSON	101
5.4.4. MÉTHODES D'ANALYSE	104
5.4.5. POISSON ET HABITAT DU POISSON	105
6. PROCHAINES ÉTAPES	106
7. REMERCIEMENTS	109
8. RÉFÉRENCES CITÉES	110
ANNEXE A. ORGANIGRAMME DE L'ADMISSIBILITÉ DANS L'ANALYSE DOCUMENTAIRE	129
ANNEXE B. ARTICLES DE L'ANALYSE DOCUMENTAIRE.....	130
ANNEXE C. SUPERFICIE DES BASSINS HYDROGRAPHIQUES	138
ANNEXE D. ESPÈCES ESTUARIENNES.....	139
ANNEXE E. SOURCES DES DONNÉES PARAMÉTRIQUES ÉCOLOGIQUES	145
ANNEXE F. COMPARAISON DES ACTIVITÉS HUMAINES ET DES RÉSULTATS DE L'ANALYSE TYPOLOGIQUE	146
ANNEXE G. ACTIVITÉS ET RÉSULTATS ÉCOLOGIQUES PAR ESTUAIRE	156
ANNEXE H. CARTES DES RÉSULTATS ÉCOLOGIQUES PAR ESTUAIRE.....	158

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Données sur l'activité par zone marine, terrestre et atmosphérique.....	43
Tableau 2. Espèces et habitats estuariens relevés dans les plans de gestion des estuaires de la Colombie-Britannique et désignés comme des espèces d'importance écologique (EIE) d'après les évaluations précédentes, ainsi qu'en fonction des notations des critères des EIE correspondants (Gale et al. 2019).	51
Tableau 3. Description des catégories d'estuaires résultant de l'analyse typologique des activités anthropiques et des agents de stress connexes. Les activités associées sont celles qui ont une ampleur significativement plus élevée ($p<0,05$) dans un groupe comparativement aux autres. Il convient de noter que les activités qui sont associées de manière significative à un groupe peuvent également se produire dans les estuaires d'autres groupes.	68
Tableau D1. Espèces de poissons estuariennes documentées dans les listes d'espèces figurant dans les plans de gestion des estuaires de la Colombie-Britannique et la documentation connexe qui n'ont pas été désignées comme d'importance écologique dans une évaluation antérieure (Gale et al. 2019).....	139
Tableau E1. Sources des données pour les paramètres écologiques.....	145
Tableau G1. Données sur l'activité par estuaire, notamment l'affectation du groupe, les coordonnées du centroïde de l'estuaire, la biorégion, les superficies de l'estuaire et du bassin hydrographique et le nombre d'activités.	156
Tableau G2. Nombre et pourcentage d'estuaires dans lesquels chaque activité est présente.	156
Tableau G3. Données écologiques par estuaire, notamment l'affectation du groupe, les coordonnées du centroïde de l'estuaire et la biorégion.	157
Tableau G4. Dictionnaire de données en anglais et en français décrivant les unités pour les champs du tableau G1, du Tableau G3, de la Figure 6 et de la Figure 8.	157

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Estuaires et biorégions marines du MPO sur la côte de la Colombie-Britannique dans la région du Pacifique du Canada. La biorégion de la zone extracôtier du Pacifique n'est pas indiquée.....	2
Figure 2. Activités anthropiques et agents de stress connexes ayant des répercussions documentées sur les réseaux des estuaires, d'après l'analyse documentaire décrite dans le présent rapport.....	37
Figure 3. Estuaires et bassins hydrographiques inclus dans l'analyse. La carte en médaillon montre un exemple des données d'un réseau de cours d'eau à haute résolution utilisées pour délimiter les bassins hydrographiques.....	39
Figure 4. Nombre d'activités (a) maritimes et (b) terrestres liées aux estuaires de la Colombie-Britannique. Vingt-neuf activités maritimes et 12 activités terrestres possibles ont été analysées.....	61
Figure 5. Carte illustrant un exemple d'estuaire avec de nombreuses activités présentes (estuaire de la rivière Courtenay).....	62
Figure 6. Corrélations par paires entre l'intensité/la superficie des activités humaines.....	63
Figure 7. Nombre d'indices soutenant la sélection de chaque nombre de groupes entre 4 et 12 (a) avec le nombre sélectionné indiqué en rouge et le dendrogramme fondé sur la similitude des activités anthropiques avec les couleurs des branches montrant les groupes sélectionnés (b). 64	64
Figure 8. Graphiques des composantes principales montrant les axes 1 et 2 (a) ou 3 et 4 (b) de l'ACP.....	65
Figure 9. Activités anthropiques fortement associées à chaque groupe ($p = 0,05$)	66
Figure 10. Carte des estuaires de la côte de la Colombie-Britannique, la forme et la couleur du point indiquant le groupe déterminé en fonction des activités anthropiques associées.	67
Figure 11. Valeurs des agents de stress liés aux changements climatiques : a) variation de la température de l'air, b) variation de la température des cours d'eau, c) variation des précipitations et d) hausse du niveau de la mer.	74
Figure 12. Diagrammes de dispersion comparant le nombre d'activités se déroulant dans les estuaires aux variables des changements climatiques par estuaire et par groupe : a) variation de la température de l'air, b) variation de la température des cours d'eau, c) variation des précipitations, d) groupe de la hausse du niveau de la mer.	75
Figure 13. Diagramme de dispersion comparant le nombre d'activités qui ont lieu dans chaque estuaire (a) à la biomasse totale des échappées et (b) à la richesse en saumons du Pacifique (toutes les espèces, le saumon rose des années impaires et des années paires étant considéré séparément).....	76
Figure 14. Diagramme de dispersion comparant le nombre d'activités qui ont lieu dans chaque estuaire (a) au nombre d'unités de conservation (UC) du saumon du Pacifique dans le bassin hydrographique en amont de chaque estuaire et (b) puisque tous les estuaires ont plusieurs UC, l'UC ayant l'état le plus mauvais et qui chevauche le bassin hydrographique associé est indiquée.	77
Figure 15. Diagramme de dispersion comparant le nombre d'activités qui se déroulent dans chaque estuaire à la biomasse reproductrice du hareng.	77

Figure 16. Notations de la qualité de l'habitat du lançon du Pacifique pour les estuaires du détroit de Georgia	78
Figure 17. Présence ou absence de zones importantes pour l'eulakane dans les estuaires par rapport au nombre d'activités.....	78
Figure 18. Diagramme de dispersion comparant le nombre d'activités qui se produisent dans chaque estuaire à la probabilité de la présence de crabe dormeur.	79
Figure 19. Diagramme de dispersion comparant le nombre d'activités qui se déroulent dans chaque estuaire à la présence ou à l'absence de crevettes tachetées.	79
Figure 20. Diagramme de dispersion comparant le nombre d'activités dans les estuaires à la quantité de zostère dans les estuaires : a) longueur des unités linéaires des bandes biologiques de zostère dans ShoreZone par superficie d'estuaire et (b) polygones d'herbiers de zostère chevauchant les estuaires.	80
Figure 21. Diagramme de dispersion comparant le nombre d'activités se déroulant dans les estuaires au varech brun de canopée (<i>nereocystis</i> de Lutke et laminaire géante) : (a) longueur des unités linéaires des bandes biologiques dans ShoreZone par superficie d'estuaire et (b) polygones du varech brun de canopée qui chevauchent les estuaires.	81
Figure 22. Diagramme de dispersion comparant le nombre d'activités se produisant dans les estuaires aux bandes biologiques (a) des macroalgues brunes de la strate inférieure et (b) des macroalgues vertes de la strate inférieure, mesurées comme la longueur des unités linéaires dans ShoreZone par superficie d'estuaire.....	81
Figure 23. Diagramme de dispersion comparant le nombre d'activités qui se produisent dans les estuaires aux bandes biologiques des marais salés, mesurées comme la longueur des unités linéaires dans ShoreZone par superficie d'estuaire.....	82
Figure 24. Diagrammes de dispersion comparant le nombre d'activités se déroulant dans les estuaires à la proportion de la superficie de l'estuaire composée de chaque type de substrat : a) vase, b) sable, c) mixte, d) roche, par groupe.	83
Figure 25. Diagramme de dispersion comparant le nombre d'activités se produisant dans les estuaires aux valeurs moyennes de la rugosité par estuaire.....	84
Figure 26. Diagramme de dispersion comparant le nombre d'activités se produisant dans les estuaires à la richesse en habitats biogènes.	84
Figure 27. Diagramme de dispersion comparant le nombre d'activités se produisant dans les estuaires aux notations de la cartographie des impacts cumulatifs ³	85
Figure 28. Diagramme de dispersion comparant le nombre d'activités se produisant dans les estuaires aux classements des estuaires pour les oiseaux aquatiques (équipe technique du Plan conjoint des habitats des oiseaux du Pacifique 2020), par groupe.	86
Figure 29. Données spatiales pour les activités dans l'estuaire du Fraser.....	92
Figure 30. Données spatiales pour les activités dans l'estuaire de la rivière Skeena.	93
Figure 31. Renseignements sur la répartition des herbiers de zostère sur la côte de la Colombie-Britannique d'après les bandes biologiques de la zostère dans ShoreZone et des ensembles de données polygonales compilés.	103
Figure A1. Organigramme de l'admissibilité dans l'analyse documentaire pour la sélection finale des études.....	129

Figure C1. Distributions de la superficie des bassins hydrographiques : (a) non log-transformées et (b) log-transformées pour obtenir une distribution normale.	138
Figure F1. Carte des activités humaines qui présentent une association significative avec le groupe 1 (en noir).	146
Figure F2. Distribution des valeurs entre les estuaires de chaque groupe pour les activités qui présentent une association significative avec le groupe 1.....	147
Figure F3. Carte des activités humaines qui présentent une association significative avec le groupe 2 (en rose).	148
Figure F4. Distribution des valeurs entre les estuaires de chaque groupe pour les activités qui présentent une association significative avec le groupe 2.....	149
Figure F5. Carte des activités humaines qui présentent une association significative avec le groupe 4 (en bleu).....	150
Figure F6. Distribution des valeurs entre les estuaires de chaque groupe pour les activités qui présentent une association significative avec le groupe 4.....	151
Figure F7. Carte des activités humaines qui présentent une association significative avec le groupe 5 (en jaune).....	152
Figure F8. Distribution des valeurs entre les estuaires de chaque groupe pour les activités qui présentent une association significative avec le groupe 5.....	153
Figure F9. Carte des activités humaines qui ne présentent une association significative avec aucun groupe.....	154
Figure F10. Distribution des valeurs entre les estuaires de chaque groupe pour les activités qui ne présentent une association significative avec aucun groupe.....	155
Figure H1. Cartes des données écologiques sur les poissons et les invertébrés par estuaire.	158
Figure H2. Cartes des types d'habitats biogènes par estuaire.	159
Figure H3. Cartes des valeurs des caractéristiques physiques par estuaire.	160
Figure H4. Cartes des notations de l'importance pour les oiseaux aquatiques par estuaire.	161

RÉSUMÉ

Les estuaires sont des écosystèmes très productifs et diversifiés qui représentent un goulot d'étranglement géographique entre les systèmes marins et d'eau douce. Les estuaires ont été désignés des zones d'importance écologique et biologique dans la région du Pacifique du Canada en raison de leur importance pour le regroupement, la productivité et la mise en forme des poissons anadromes, dont les saumons du Pacifique. Toutefois, les estuaires sont également le site de nombreuses activités anthropiques et la dégradation d'habitats estuariens, comme les herbiers de zostère marine, a eu des effets correspondants sur de nombreuses espèces d'importance écologique, économique et culturelle. Les estuaires à l'échelle de la côte ont été classés selon leurs activités anthropiques en appui à une demande régionale d'information visant à faciliter la planification côtière intégrée. Les activités anthropiques et les agents de stress associés aux estuaires ont été relevés par une revue de la documentation et utilisés pour diriger la compilation des ensembles de données spatiales. Ces ensembles de données ont été utilisés dans une analyse de groupement qui a permis de déterminer les estuaires qui partagent des types d'activités et des niveaux d'utilisation similaires. On a ensuite compilé et cartographié les données écologiques afin de mettre en évidence le lien entre les poissons et les habitats estuariens considérés comme importants ou sensibles et les résultats de l'analyse de groupement et les estuaires individuels. Cette analyse à grande échelle représente une évaluation initiale des estuaires de la Colombie-Britannique qui peut diriger les efforts localisés et cibler les occasions de gains d'efficacité de la gestion dans les estuaires dont les activités et les agents de stress sont semblables. Les besoins en recherche pour les évaluations futures à plus petite échelle sont expliqués, tout comme les liens avec les projets en cours dans des estuaires précis, afin de souligner les occasions de collaboration alors que les estuaires prioritaires sont ciblés aux fins de gestion et de conservation.

ACRONYMES

BCMCA	British Columbia Marine Conservation Analysis
BPN	Biorégion du plateau Nord
CDB	Convention sur la diversité biologique
DG	Détroit de Georgia
ECCC	Environnement et Changement climatique Canada
EIE	Espèces d'importance écologique
ENSO	El Niño-oscillation australe
GE	Gestion écosystémique
HAP	Hydrocarbures aromatiques polycycliques
HNM	Hausse du niveau de la mer
LEP	<i>Loi sur les espèces en péril</i>
MPO	Pêches et Océans Canada (l'ancien ministère des Pêches et des Océans)
NuSEDS	Nouveau système de base de données sur les échappées de saumons
PAEFF	Programme de l'aménagement de l'estuaire du fleuve Fraser
PCEP	Programme de conservation des estuaires du Pacifique
PCHOP	Plan conjoint des habitats des oiseaux du Pacifique
PDS	Modèles de répartition de l'espèce
PIR	Profils représentatifs d'évolution de concentration
PPPH	Programme de protection du poisson et de son habitat
PSM	Planification spatiale marine
PSS	Politique concernant le saumon sauvage
SHC	Service hydrographique du Canada
TRIM	Terrain Resource Information Management (gestion de l'information sur les ressources sur les terrains)
UC	Unité de conservation
ZBI	Zone benthique importante
ZBS	Zone benthique sensible
ZIE	Zone d'importance écologique
ZIEB	Zones d'importance écologique et biologique
ZPM	Zone de protection marine

1. INTRODUCTION

1.1. RENSEIGNEMENTS GÉNÉRAUX ET CONTEXTE

Dans la région du Pacifique du Canada, les estuaires ne représentent que 3 % du littoral de la Colombie-Britannique (figure 1), mais leur productivité et la diversité de leurs habitats sont d'une extrême importance pour de nombreuses espèces (Ryder *et al.* 2007). Les estuaires sont des goulots d'étranglement géographiques entre les écosystèmes terrestres et marins, couramment définis comme un « plan d'eau semi-fermé avec une ouverture libre sur la haute mer où l'eau de mer est diluée de manière mesurable avec de l'eau douce provenant des bassins hydrographiques terrestres » (Pritchard 1967). Situés à l'embouchure des ruisseaux et des rivières, les estuaires sont fortement influencés par l'afflux d'eau douce qui, combiné aux profils de remontée des eaux froides océaniques et aux cycles des marées, agit sur la circulation (Geyer et Farmer 1989; Davis *et al.* 2014) de l'estuaire et les gradients de salinité, de température et de niveaux d'oxygène dissous (Quinn 2018). Les nutriments provenant des rivières, des sources marines ou de la décomposition détritique (Naiman et Sibert 1979) contribuent à la forte productivité benthique et pélagique des estuaires (Cloern *et al.* 2014; Moore *et al.* 2015; Harfmann *et al.* 2019). Les nutriments et les sédiments arrivant des zones en amont augmentent également la turbidité, en particulier lorsque le débit des rivières est élevé (Semmens 2008; Dashtgard *et al.* 2012). Ces conditions complexes et dynamiques soutiennent une grande diversité de types d'habitats, notamment des herbiers de zostère, des marais salés, des marais littoraux, des battures de sable, des vasières, des chenaux et des milieux humides (Levings 2016) qui, à leur tour, font des estuaires un environnement d'alevinage important pour les poissons juvéniles tels que les jeunes saumons du Pacifique (Semmens 2008; Moore *et al.* 2016). Cependant, les estuaires sont également le lieu de nombreuses activités anthropiques, et les espèces de poissons et leur habitat font face à de multiples agents de stress ou menaces, dont la dégradation et la modification de l'habitat, la pollution, les espèces envahissantes, la surexploitation du poisson et les changements climatiques (MPO 2019a). Une étude mondiale portant sur les estuaires et les mers littorales a révélé que les activités anthropiques ont causé d'importantes diminutions des herbiers et des milieux humides dans les estuaires et une baisse de plus de 90 % de l'abondance historique des espèces jugées importantes sur les plans commercial, structurel ou fonctionnel (Lotze *et al.* 2006).

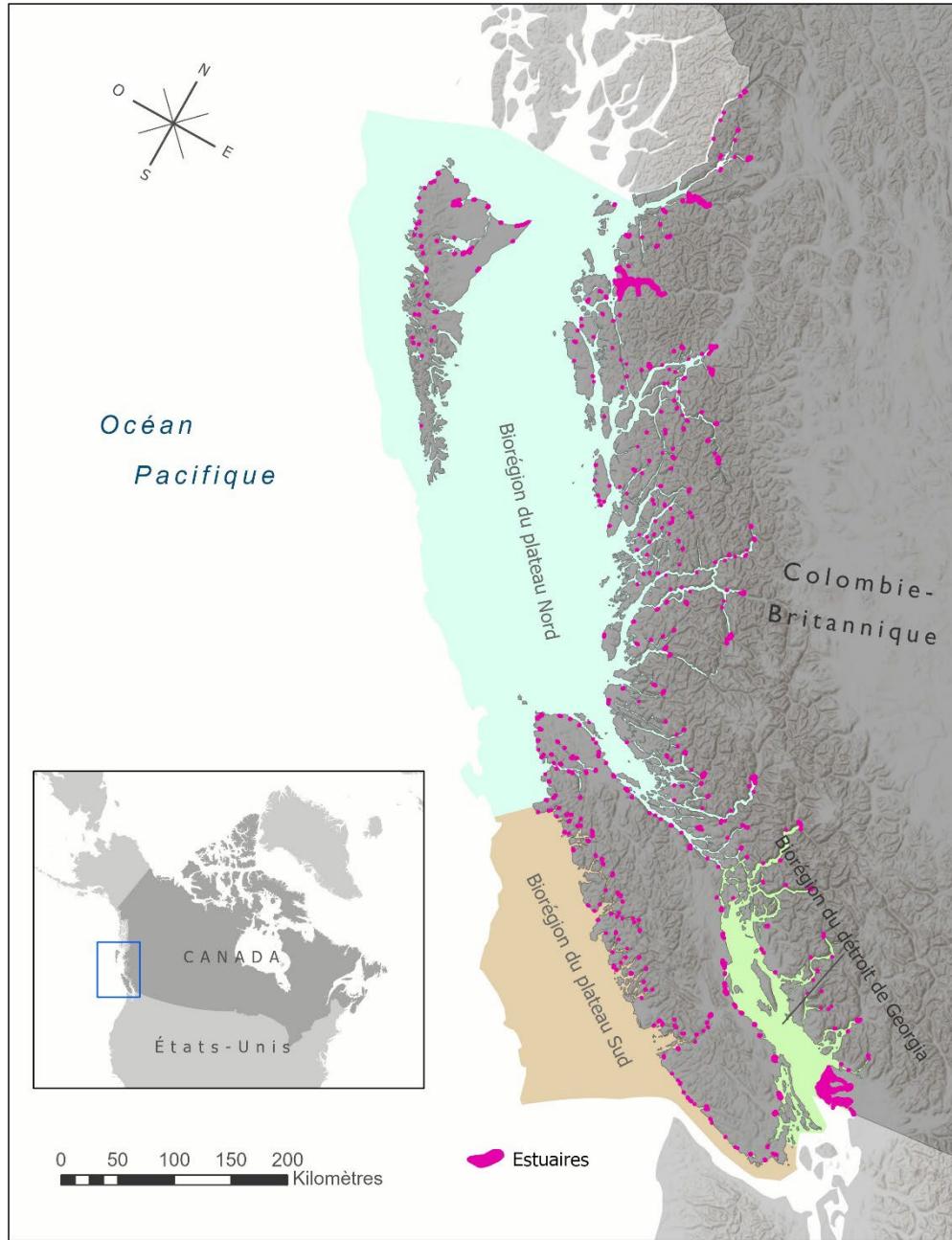


Figure 1. Estuaires et biorégions marines du MPO sur la côte de la Colombie-Britannique dans la région du Pacifique du Canada. La biorégion de la zone extracôtière du Pacifique n'est pas indiquée. La taille des estuaires est exagérée pour en faciliter la visualisation.

Les activités humaines et leurs impacts sur les milieux estuariens et les espèces qu'ils soutiennent ont déjà été évalués dans la région du Pacifique (p. ex. Robb 2014; Hodgson et al. 2020). Cette recherche antérieure a permis de déterminer qu'une classification à grande échelle des estuaires de toute la côte en fonction des activités anthropiques était un besoin régional pour faciliter la prise des décisions de gestion. La *Loi sur les océans du Canada* (gouvernement du Canada 1996) fournit le cadre législatif d'une approche intégrée de gestion des eaux estuariennes, côtières et marines du Canada, et la Stratégie sur les océans connexe (MPO

2002) établit l'objectif d'élaborer des plans de gestion intégrée dirigés par Pêches et Océans Canada (MPO). Les récentes mises à jour de la *Loi sur les pêches du Canada* (gouvernement du Canada 2019) soulignent également l'importance de l'habitat du poisson. Au MPO, c'est le Programme de protection du poisson et de son habitat (PPPH) qui est chargé de planifier la gestion des estuaires et des côtes pour le poisson et son habitat.

Le PPPH a demandé à la Direction générale des sciences d'élaborer une évaluation à l'échelle de la côte des estuaires de la région du Pacifique à des fins de gestion et de conservation en fonction des activités qui pourraient menacer le poisson et son habitat. Étant donné qu'elles peuvent provenir de zones marines, estuariennes et terrestres, toutes les activités ont été jugées pertinentes pour l'évaluation, quelle que soit l'autorité en matière de gestion. De plus, le PPPH a inclus dans sa demande la nécessité de mieux comprendre l'importance de chaque estuaire pour le saumon, d'autres espèces de poissons importantes (p. ex. le hareng du Pacifique) et la présence d'habitats sensibles du poisson (p. ex. zostère). Le présent document de recherche vise à fournir un point de départ pour répondre à ce besoin de gestion et à :

1. examiner et cartographier les activités anthropiques actuelles menées dans les estuaires de la région du Pacifique;
2. utiliser les données disponibles pour cartographier les répartitions importantes des espèces de poissons et l'habitat sensible du poisson dans les estuaires de la région du Pacifique;
3. classer les estuaires en fonction des agents de stress courants associés aux activités humaines;
4. mettre en évidence les estuaires qui sont particulièrement importants pour les espèces de poissons clés et l'habitat sensible du poisson.

1.1.1. Environnement estuarien

Les estuaires de la Colombie-Britannique abritent différentes morphologies (Emmett *et al.* 2000), allant des estuaires à la tête des fjords, comme l'estuaire de la rivière Somass dans l'inlet Alberni, à ceux entourés de vastes deltas et plaines inondables, comme l'estuaire du Fraser. La morphologie de l'estuaire peut influer sur la diversité des habitats estuariens et des assemblages de poissons connexes. Les estuaires dont l'embouchure est plus profonde ou plus large peuvent permettre un meilleur accès aux espèces marines et ceux qui contiennent de plus grandes zones à la salinité élevée correspondent à un plus large éventail de types d'habitats (Monaco *et al.* 1992). Les estuaires drainent également des bassins hydrographiques de différentes tailles et des apports d'eau douce variables. La plupart des estuaires de la côte de la Colombie-Britannique sont associés à des bassins hydrographiques côtiers plus petits, mais le grand bassin du Fraser est lié à un fort afflux d'eau douce (Emmett *et al.* 2000). Les rivières et les ruisseaux qui se déversent dans les estuaires de Haida Gwaii et de l'île de Vancouver sont souvent pluviaux, avec des débits plus élevés en hiver, tandis que les rivières qui se jettent dans les estuaires continentaux (p. ex. l'estuaire du Fraser) sont souvent entraînées par la fonte des neiges, avec des débits de pointe potentiels au printemps (Hernández-Henriquez *et al.* 2017). Les conditions physiques dynamiques (p. ex. turbidité, salinité, température) qui soutiennent les espèces et les habitats estuariens sont influencées par de nombreux facteurs environnementaux, en particulier l'afflux d'eau douce. L'apport de sédiments provenant des rivières influe sur la morphologie de l'estuaire (p. ex. l'étendue des vasières), réduit la pénétration de la lumière et ralentit la croissance des plantes lorsque les niveaux de turbidité sont élevés. Les zones turbides fournissent également un habitat et un refuge aux jeunes saumons en limitant la visibilité dans l'eau pour les prédateurs et en réduisant ainsi le risque de prédation (Gregory et Levings 1998; Sharpe *et al.* 2019). Les nutriments apportés par les

rivières et les sources marines, associés à la décomposition détritique sur place (Naiman et Sibert 1979), produisent des niveaux élevés de production primaire benthique et pélagique (Moore *et al.* 2015) qui, à leur tour, soutiennent des densités élevées de poissons et d'invertébrés. Les fluctuations temporelles de la salinité se manifestent selon des cycles quotidiens, annuels et pluriannuels. La température et la salinité dans un estuaire varient également spatialement en fonction de l'emplacement dans l'estuaire, des débits de la rivière, des marées, de la profondeur et des profils de la circulation, qui peuvent tous influencer la flore et la faune estuariennes. Par exemple, il a été démontré que la diversité et la densité de l'endofaune diminuent lorsque la salinité est réduite (Dashtgard *et al.* 2012), et que les gradients de salinité influencent la composition des espèces de poissons utilisant différentes parcelles de zostère (Robinson *et al.* 2011). Les profils de la circulation contribuent également à une productivité élevée dans les estuaires. L'apport d'eau douce des rivières, associé à la remontée d'eau des eaux profondes du large, entraîne un flux circulaire, l'eau douce s'écoulant vers la mer et l'eau riche en nutriments provenant de la remontée des eaux froides océaniques coulant le long du fond marin vers l'embouchure de l'estuaire, se traduisant par des niveaux élevés d'éléments nutritifs et une forte productivité (Davis *et al.* 2014). La variabilité temporelle et spatiale de la salinité, de la circulation et des courants est également influencée par les cycles des marées.

1.1.2. Espèces et habitats estuariens

La *Loi sur les pêches* du Canada définit l'habitat du poisson comme suit : « eaux où vit le poisson et toute aire dont dépend, directement ou indirectement, sa survie, notamment les frayères, les aires d'alevinage, de croissance ou d'alimentation et les routes migratoires » (gouvernement du Canada 2019). On sait que les estuaires sont importants pour une variété d'espèces de poissons et d'invertébrés qui ont une valeur commerciale, écologique et culturelle, notamment le saumon du Pacifique et les poissons fourrage comme le hareng du Pacifique et l'éperlan argenté, des espèces qui servent de liens essentiels entre les niveaux trophiques inférieurs et supérieurs dans l'écosystème (Toft *et al.* 2018).

Les estuaires de la côte de la Colombie-Britannique soutiennent des habitats importants et sensibles du poisson, comme des herbiers de zostère, des macroalgues, des marais, des battures de sable, des vasières, des bancs de gravier, des zones à forte turbidité, des récifs et des chenaux. En particulier, on pense généralement que les saumons juvéniles utilisent des habitats de zostère, de macroalgues et de marais pour se nourrir et se protéger des prédateurs (Thorpe 1994), bien que cela puisse varier d'une espèce à l'autre et dépendre des conditions locales. Par exemple, Sharpe et ses collaborateurs (2019) ont observé plus fréquemment des saumons chinooks et des saumons rouges dans les herbiers de zostère et des saumons cohos dans les zones où il y a des macroalgues. Quinn (2018) souligne que les saumons chinooks, cohos et kétas utilisent les zones d'eau douce; que les saumons chinooks et kétas sont présents dans les habitats marécageux; que les plages de sable, les herbiers de zostère, les vasières et les chenaux sont appréciés des saumons kétas et roses, mais que les plages de gravier et de galets sont privilégiées par les saumons cohos; et que les saumons chinooks, kétas et roses occupent les habitats en eaux libres. Les estuaires sont également d'importantes zones de transition utilisées par les espèces anadromes, comme le saumon, pour s'acclimater aux changements de salinité lorsqu'ils migrent entre les milieux d'eau douce et marins (Levings 2016). On note également des variations temporelles dans l'utilisation de l'habitat. Durant leur séjour dans un estuaire, les saumons juvéniles peuvent aussi passer progressivement des habitats estuariens intérieurs vers les parties extérieures où la salinité est plus élevée (Quinn 2018). Dans l'estuaire de la rivière Nanaimo, le chinook et le kéta ont été documentés dans plusieurs types d'habitats : dans les parties extérieures de l'estuaire et les habitats marécageux à marée haute, et dans les chenaux et les battures de sable à marée basse (Healey 1980).

L'abondance de l'habitat biogène et la productivité élevée dans les estuaires contribuent à leur importance en tant qu'habitat d'alevinage pour les saumons juvéniles, ainsi que pour d'autres poissons côtiers (Levings 2016; Toft *et al.* 2018). La croissance dans les estuaires peut contribuer à améliorer la survie en mer du saumon (Duffy et Beauchamp 2011; Weitkamp *et al.* 2015). En tant qu'habitat d'alevinage, l'habitat de phanérogames marines favorise une forte croissance des poissons juvéniles et des invertébrés (en leur fournissant de meilleures sources de nourriture) et une bonne densité, en particulier dans les régions tempérées (McDevitt *et al.* 2016). Une évaluation récente des habitats d'alevinage dans 303 estuaires de la côte du Pacifique des États-Unis s'est concentrée sur 15 espèces connues pour utiliser les habitats estuariens en tant que juvéniles (Hughes *et al.* 2014). Cette étude a permis de déterminer que l'habitat d'alevinage est largement réparti sur l'ensemble de la côte, qu'il revêt une grande importance commerciale, culturelle ou écologique et qu'il représente et soutient une diversité de groupes taxonomiques (Hughes *et al.* 2014). Les poissons étudiés étaient pour beaucoup également présents dans les estuaires de la Colombie-Britannique, comme l'esturgeon vert, le saumon chinook, le saumon coho, le saumon arc-en-ciel, le carlottin anglais, le flet étoilé, le chabot armé, la perche-méné et le hareng du Pacifique. Les auteurs ont examiné la durée du séjour en estuaire et les préférences en matière d'habitat de chaque espèce et ont constaté que les herbiers marins étaient l'habitat utilisé par la plupart d'entre elles, tout en reconnaissant que leur étude était biaisée en faveur des espèces commerciales et qu'on a besoin de plus d'information sur les espèces non commerciales qui jouent un rôle important dans les réseaux trophiques estuariens (Hughes *et al.* 2014). L'étude a également mis en évidence le fait que les petits estuaires offrent un habitat aux juvéniles et a recommandé des approches régionales pour les évaluations futures afin de pouvoir évaluer la contribution relative de tous les estuaires (Hughes *et al.* 2014).

Chalifour et ses collaborateurs (2019) ont remarqué que dans le Fraser, l'habitat de zostère abritait le plus grand nombre d'espèces, mais également que la majorité des saumons étaient capturés dans un habitat de marais salé. L'étude souligne l'importance de l'utilisation de l'habitat propre à chaque espèce et d'une mosaïque d'habitats connectés pour soutenir les communautés de poissons côtiers. De plus, une riche mosaïque d'habitats connectés est cruciale pour soutenir la fonction d'alevinage des estuaires (Nagelkerken *et al.* 2015; Seitz *et al.* 2020). En ce qui concerne la rivière Koeye, Seitz et ses collaborateurs (2020) ont noté que les espèces, la taille, l'abondance et la structure de la communauté variaient d'un habitat à l'autre dans l'estuaire. La variation et la répartition des espèces proies à l'intérieur d'un estuaire sont liées à la répartition et à l'abondance des habitats et des conditions physiques (p. ex. salinité) dans celui-ci (Arbeider *et al.* 2019), et se répercutent à leur tour sur l'utilisation de l'habitat par les prédateurs. Proudfoot et ses collaborateurs (2023) ont également montré l'importance, dans le paysage marin, de variables telles que la zone d'herbier de zostère et l'hétérogénéité de l'habitat de la lisière pour la diversité des poissons associés à la zostère. La diversité des habitats utilisés par le saumon du Pacifique, non seulement dans les estuaires, mais aussi dans les milieux d'eau douce et marins connectés, accroît les défis pour la planification (Flitcroft *et al.* 2019) de la gestion, mais elle est essentielle au maintien des populations de saumons sauvages (Holtby et Ciruna 2007; Stalberg *et al.* 2009). Comme il a été mentionné précédemment, une mosaïque de types d'habitats est nécessaire pour soutenir les communautés de poissons côtiers, non seulement le saumon du Pacifique (Weitkamp *et al.* 2014; Chalifour *et al.* 2019), mais aussi d'autres espèces estuariennes telles que le carlottin anglais (Toft *et al.* 2018), la perche-méné et l'épinoche à trois épines (Chalifour *et al.* 2019). En plus de soutenir les poissons et leur habitat, les estuaires sont également un habitat important pour les oiseaux résidents et migrateurs et les mammifères marins. Les populations d'invertébrés contribuent de façon importante aux réseaux trophiques estuariens et peuvent influer sur les préférences des poissons estuariens en matière d'habitat (Arbeider *et al.* 2019).

Les crabes dormeurs utilisent les estuaires comme habitat (Rooper *et al.* 2002; Rubidge *et al.* 2020) de croissance et d'élevage, avec des densités plus élevées dans les zones plus salines près de l'embouchure de l'estuaire et des battures intertidales avec un couvert suffisant (p. ex. macroalgues, zostère) qui offrent une protection et une densité élevée de proies (Rooper *et al.* 2002). Des crabes dormeurs ont été observés toute l'année dans l'estuaire de la rivière Skeena et étaient particulièrement abondants dans les herbiers de zostère comme ceux du banc Flora (Sharpe *et al.* 2021). Les estuaires fournissent également un habitat aux invertébrés filtreurs tels que les palourdes, les huîtres plates pacifiques et les crevettes fouisseuses (p. ex. gébie de Puget Sound) qui se nourrissent de détritus en suspension, de phytoplancton et de zooplancton de la colonne d'eau (Gillespie 2009; Jeffery *et al.* 2023). La recherche sur le régime alimentaire des poissons dans l'estuaire de la rivière Skeena a montré que les saumons rouges juvéniles se nourrissent de copépodes harpacticoïdes, tandis que le hareng du Pacifique et l'éperlan argenté consomment des copépodes calanoïdes et que le saumon coho ajoute des larves de poissons à son régime alimentaire (Arbeider *et al.* 2019; Sharpe *et al.* 2019). Les macrodétritus et les invertébrés filtreurs sont également consommés par de nombreuses autres espèces présentes dans les estuaires (Dumbauld *et al.* 2008; Maier et Simenstad 2009). Les estuaires fournissent une abondance de végétation et de proies invertébrées à de nombreux oiseaux aquatiques, ainsi qu'un habitat de rassemblement crucial pour les espèces d'oiseaux migrateurs. Les mammifères marins comme les phoques communs et les loutres de rivière se nourrissent aussi abondamment dans les eaux estuariennes productives (Grigg *et al.* 2012; Luxa and Acevedo-Gutiérrez 2013; Allegue *et al.* 2020; Cosby et Szykman Gunther 2021).

1.1.2.1. Espèces d'importance écologique

Bien que la *Loi sur les pêches* (gouvernement du Canada 2019) fournit une orientation sur la définition de l'habitat du poisson, les espèces de poissons importantes et l'habitat important ou sensible du poisson ne sont pas définis de la même façon. Cependant, les orientations scientifiques donnent plus d'information pour nous aider à définir les composantes écologiques pertinentes à cette demande d'avis scientifique.

Les espèces de poissons importantes peuvent être identifiées en fonction des critères relatifs aux espèces d'importance écologique (EIE) et aux propriétés des communautés établis par le MPO (Rice 2006; MPO 2006). Les EIE sont des espèces d'une importance écologique particulière considérable qui présentent une « influence déterminante sur les aspects essentiels de la structure et de la fonction de l'écosystème » (MPO 2006). Les espèces considérées comme des EIE sont les espèces clés ou les prédateurs très influents, les principales espèces fourragères, les importateurs ou les exportateurs d'éléments nutritifs et les espèces qui forment un habitat. La perturbation de ces espèces devrait entraîner des conséquences écologiques plus importantes pour l'écosystème environnant, ce qui justifie des mesures de gestion renforcées (MPO 2006).

Dans la région du Pacifique, un grand ensemble d'espèces marines et côtières a été évalué en fonction des critères des EIE dans le cadre d'un processus visant à déterminer les priorités de conservation écologique pour la planification du réseau d'aires marines protégées dans la biorégion du plateau Nord (BPN) (Gale *et al.* 2019). L'information sur chaque espèce provient de bases de données sur les espèces (p. ex. le Conservation Data Centre de la Colombie-Britannique, Situation générale des espèces au Canada), d'analyses documentaires et de spécialistes de ces espèces. La vulnérabilité, l'état de conservation et le rôle écologique (prédateur de niveau supérieur, espèce fourragère, transporteur d'éléments nutritifs et espèce formant un habitat) de chaque espèce ont été évalués et notés en fonction de la mesure dans lequel l'espèce correspond à chaque critère. Dans le cadre de cette évaluation, 65 espèces de poissons et d'élastomébranches, 46 invertébrés et cinq plantes et algues marines formant un habitat ont été désignés comme des priorités pour la conservation écologique. Parmi ces

espèces, 39 des espèces de poissons et d'élasmobranches ont été désignées comme étant des EIE : 26 ont obtenu une note élevée en tant que prédateur de niveau supérieur, 9 en tant qu'espèce fourrage clé et 7 en tant que transporteur d'éléments nutritifs. Dans le cas des invertébrés, 33 ont été désignés comme des EIE : 4 ont obtenu une note élevée en tant que prédateur de niveau supérieur, 15 en tant qu'espèce fourragère et 17 en tant qu'espèce formant un habitat. Quatre plantes et algues marines ont été considérées comme des EIE en raison de leur rôle dans la formation d'un habitat.

Parmi les espèces de poissons désignées comme des EIE, des espèces anadromes comme les saumons du Pacifique (le saumon chinook, le saumon kéta, le saumon coho, le saumon rose, le saumon rouge, le saumon arc-en-ciel, la truite fardée et le Dolly Varden) et l'eulakane sont considérées comme des EIE en raison de leur contribution au transfert des éléments nutritifs entre les écosystèmes et de leur importance en tant qu'espèces fourragères (Gale *et al.* 2019). Durant la phase adulte de leur cycle vital, les saumons sont également d'importants prédateurs de niveau supérieur, tout comme d'autres poissons que l'on peut trouver dans les estuaires, comme la morue-lingue et l'aiguillat commun. D'autres espèces estuariennes ont été désignées comme EIE en raison de leur rôle en tant que poissons fourrage : le lançon du Pacifique, l'éperlan argenté, la perche-méné et le hareng du Pacifique. Plusieurs EIE d'invertébrés sont également courantes dans les estuaires, comme la palourde du Pacifique et la callianasse de Californie (Jeffery *et al.* 2023). Bien qu'il n'ait pas été désigné comme une EIE par Gale *et al.* (2019), le crabe dormeur figurait dans une liste initiale d'espèces indicatrices qui peuvent être utilisées pour aider à caractériser les écosystèmes estuariens à l'appui de la planification spatiale marine (PSM) dans l'État de Washington (Andrews *et al.* 2013), ainsi que les crevettes fouisseuses, les huîtres et les palourdes, le saumon, les poissons estuariens tels que l'épinoche à trois épines et le carlottin anglais, l'esturgeon vert et blanc et le requin à sept branchies. De plus, des espèces de zostère et de macroalgues (en particulier la laminaire géante et le *nereocystis* de Lutke) ont été désignées comme des EIE en raison de leur rôle en tant qu'habitats biogènes (MPO 2009b; Gale *et al.* 2019). Ces espèces ont également été désignées comme des priorités pour la conservation écologique pour la planification du réseau d'aires marines protégées (AMP) dans la BPN.

1.1.2.2. Habitats sensibles du poisson

Les habitats estuariens comme les herbiers de zostère, les forêts de varech et les marais salés sont souvent cités comme exemples d'habitats sensibles du poisson, mais le terme lui-même n'est pas bien défini. Les espèces qui forment un habitat font partie de celles qui sont visées par les critères relatifs aux espèces d'importance écologique. En particulier, la zostère et les macroalgues comme le *nereocystis* de Lutke et la laminaire géante ont été désignées comme des EIE dans la région du Pacifique (MPO 2009b; Gale *et al.* 2019). En outre, le MPO a élaboré une politique pour aider à atténuer les impacts potentiels de la pêche dans les zones benthiques sensibles (MPO 2009c). Des avis ont depuis été fournis pour faciliter la localisation des zones benthiques importantes (ZBI), qui sont définies comme « un type d'habitat, une composante, une communauté ou une espèce d'importance écologique et biologique considérée comme intrinsèquement vulnérable aux impacts de la pêche et lente à se rétablir » (MPO 2019b). Les zones benthiques importantes (ZBI) qui chevauchent des pressions de la pêche sont considérées comme des zones benthiques sensibles (ZBS) (MPO 2019b). Les orientations sur la protection du poisson et de son habitat tiennent également compte de la sensibilité des habitats aux travaux ou aux activités autres que la pêche et recommandent une approche fondée sur les risques et axée sur la probabilité et la gravité des impacts (MPO 2019a).

Dans le cadre de ce projet, les espèces importantes de poissons et d'invertébrés sont définies comme étant celles qui répondent aux critères des espèces d'importance écologique (Gale *et*

al. 2019). Les habitats sensibles du poisson sont définis de façon générale et à l'instar des ZBS (MPO 2019b), comme des types d'habitats estuariens qui sont vulnérables à une variété d'activités de pêche et autres activités préjudiciables recensées dans la documentation et qui risquent de les chevaucher.

1.1.3. Les estuaires, des zones d'importance écologique et biologique

Dans la région du Pacifique, les estuaires ont été désignés comme des zones d'importance écologique et biologique (ZIEB) en raison de la diversité des habitats qu'ils contiennent et de leur importance pour les poissons anadromes, notamment les saumons du Pacifique et l'eulakane (Clarke et Jamieson 2006b; MPO 2013; Jamieson et Levesque 2014). Les ZIEB sont des zones qui revêtent une importance écologique ou biologique relativement plus grande, qui sont importantes pour assurer la santé des services océaniques et qui nécessitent un niveau élevé de gestion ou d'aversion au risque (MPO 2004; Convention sur la diversité biologique [CDB] 2008). D'après les critères élaborés pour le Canada par le MPO (MPO 2004) et à l'échelle internationale par la Convention sur la diversité biologique (CBD 2008), les ZIEB peuvent être désignées pour des espèces ou des composantes individuelles ou multiples, en fonction du caractère unique d'une zone, de son importance pour des stades du cycle biologique des espèces, de son importance pour des espèces menacées, en voie de disparition ou en déclin, de sa vulnérabilité, de sa productivité (regroupement), de sa biodiversité et de son caractère naturel (Rubidge *et al.* 2018). Au Canada, les ZIEB sont généralement désignées à l'échelle des biorégions (figure 1) et les estuaires ont d'abord été identifiés comme des ZIEB dans la biorégion du plateau Nord (BPN) dans le cadre d'une évaluation guidée par des experts (Clarke et Jamieson 2006a, b; MPO 2013). Les experts ont noté que les estuaires sont d'importantes zones de regroupement pour les poissons anadromes lorsqu'ils migrent en amont pour frayer; les estuaires fournissent également un habitat clé pour l'alimentation et la croissance, un refuge contre la prédation et une zone de transition entre les milieux d'eau douce et marins pour les saumons juvéniles, ce qui a des conséquences sensibles sur leur valeur adaptative. Les processus relatifs aux ZIEB menés par la suite dans d'autres parties de la région du Pacifique, en particulier les biorégions du détroit de Georgia et du plateau Sud, ont confirmé que l'embouchure et les estuaires des rivières constituent des ZIEB en raison de leur importance pour le regroupement, la valeur adaptative et la productivité des poissons anadromes (Jamieson et Levesque 2014; Levesque et Jamieson 2015).

Plus récemment, les estuaires de la biorégion du plateau Nord ont été réévalués en fonction des critères des ZIEB de la CDB, car l'évaluation initiale ne comprenait que les critères du MPO (Rubidge *et al.* 2020). Ils ont obtenu une note élevée pour les critères du regroupement, de l'importance spéciale pour des stades du cycle biologique, de la diversité biologique et de la productivité. Les notes pour ces critères comprenaient des justifications qui s'étendaient au-delà de l'importance des estuaires pour les poissons anadromes. Le critère du regroupement était étayé par son importance pour les saumons adultes qui reviennent frayer et des preuves ont été fournies de l'abondance observée des saumons juvéniles, ainsi que des harengs du Pacifique, des éperlans argentés et des crabes dormeurs juvéniles dans l'estuaire de la rivière Skeena (Carr-Harris *et al.* 2015; Moore *et al.* 2015). Le rôle des estuaires en tant que haltes migratoires importantes pour les saumons juvéniles (Moore *et al.* 2016) et les oiseaux migrants (Butler et Vermeer 1989; Ryder *et al.* 2007) a contribué à la note élevée de l'importance particulière pour des stades du cycle biologique, tout comme la preuve que les estuaires soutiennent une croissance plus élevée chez les crabes dormeurs juvéniles (Gunderson *et al.* 1990; Rubidge *et al.* 2020). Les notes élevées pour la diversité biologique et la productivité étaient attribuables aux niveaux importants d'éléments nutritifs trouvés dans les estuaires qui soutiennent une grande diversité d'habitats, ainsi qu'à la grande variété et à l'abondance des espèces qui utilisent les estuaires (Rubidge *et al.* 2020). Les estuaires ont obtenu une note moyenne pour

les autres critères des ZIEB : vulnérabilité, caractère unique et importance pour des espèces menacées. Les estuaires sont considérés comme vulnérables en raison de la dégradation largement documentée de nombreux habitats estuariens, en particulier les marais salés et les herbiers de zostère, et des réductions décrites de l'abondance et de la diversité des espèces (Lotze *et al.* 2006; Borja *et al.* 2010). Cependant, la nature dynamique des estuaires et la variabilité des conditions estuariennes résultant des perturbations physiques naturelles pourraient contribuer à leur résilience contre les agents de stress (Rubidge *et al.* 2020).

Tous les goulets d'étranglement estuariens sur la côte de la Colombie-Britannique devraient être considérés comme des ZIEB (Clarke et Jamieson 2006b; Jamieson et Levesque 2014), mais un atelier national en 2007 a estimé que la désignation de certains estuaires comme priorités de conservation est une étape importante lorsque l'on détermine des lacunes dans la protection des écosystèmes littoraux et côtiers (MPO 2007). Les experts consultés dans les biorégions du détroit de Georgia et du plateau Sud ont souligné l'importance des grands goulets d'étranglement dans l'inlet Alberni et la baie Barkley pour le saumon et dans le fleuve Fraser pour le saumon et l'eulakane (Jamieson et Levesque 2014). De plus, les estuaires des rivières Skeena, Nass et Kitimat ont été mentionnés comme des ZIEB prioritaires dans la biorégion du plateau Nord en raison de leur importance pour les oiseaux aquatiques (Ryder *et al.* 2007). Puisque la désignation et la réévaluation des ZIEB ont toutes deux été réalisées à l'échelle biorégionale, on n'a pas tenté d'établir l'ordre de priorité entre les estuaires, bien qu'une carte des estuaires fondée sur les données élaborées par le Programme de conservation des estuaires du Pacifique (PECP; Ryder *et al.* 2007) ait été fournie.

1.1.4. Programme de conservation des estuaires du Pacifique

Les habitats estuariens tels que les herbiers de zostère, les marais salés et les vasières sont également très importants pour une grande variété d'oiseaux de mer. Les estuaires offrent des haltes migratoires et des possibilités d'alimentation essentielles aux espèces migratrices et résidentes. Les zones intertidales et le delta connexe de l'estuaire du Fraser, par exemple, soutiennent jusqu'à 1,7 million d'oiseaux aquatiques et de rapaces chaque année, dont 29 espèces dans des nombres considérés comme importants à l'échelle mondiale, continentale ou nationale (Butler *et al.* 2021). Toutefois, bien que ces habitats de l'estuaire du Fraser soient considérés comme les plus importantes zones de migration et d'hivernage au Canada, ils sont également désignés comme « en péril » en raison de facteurs tels que la perte et la modification de l'habitat (équipe technique du Plan conjoint des habitats des oiseaux du Pacifique 2022). Le Programme de conservation des estuaires du Pacifique, un groupe composé de représentants d'organismes gouvernementaux (p. ex. Environnement et Changement climatique Canada [Service canadien de la faune]) et d'organismes à but non lucratif (p. ex. Canards Illimités Canada et le Nature Trust of BC), a déterminé qu'il était nécessaire d'évaluer l'importance des estuaires de la Colombie-Britannique pour les oiseaux aquatiques à plus grande échelle. À l'aide d'orthophotographies et d'informations spatiales sur les réseaux de cours d'eau et les habitats côtiers, le Programme a développé les données spatiales les plus complètes pour les estuaires de la Colombie-Britannique, cartographiant 442 estuaires de la côte (Ryder *et al.* 2007). En plus de définir les limites de l'estuaire, il a également évalué l'importance relative de chaque estuaire pour les oiseaux aquatiques à l'aide d'un ensemble de paramètres sélectionnés lors de conversations avec des spécialistes des espèces et de l'habitat. Ces paramètres ont été choisis en fonction de leur exhaustivité pour la côte de la Colombie-Britannique, de la qualité et de l'échelle des données par rapport aux estuaires cartographiés et de leur relation probable avec l'habitat des oiseaux aquatiques (Ryder *et al.* 2007). Ils comprenaient la taille de l'estuaire, la rareté de l'habitat, la rareté de l'espèce, les épisodes de fraie du hareng et la densité des oiseaux aquatiques.

En 2019, l'équipe technique du Plan conjoint des habitats des oiseaux du Pacifique a révisé, supprimé ou ajouté des polygones des estuaires (2020). Le Plan conjoint des habitats des oiseaux du Pacifique est un partenariat entre le gouvernement et des organisations non gouvernementales établi pour conserver les oiseaux et leur habitat sur la côte du Pacifique de l'Amérique du Nord, y compris à Hawaï et dans les îles du Pacifique. En raison de leur importance considérable pour de nombreuses espèces d'oiseaux migrateurs, les estuaires sont un type d'habitat prioritaire du Plan, avec les terres humides d'eau douce, les terres agricoles, les eaux marines peu profondes littorales et les forêts riveraines (équipe technique du Plan conjoint des habitats des oiseaux du Pacifique 2022). Outre les mises à jour spatiales des polygones de l'estuaire, le Plan conjoint des habitats des oiseaux du Pacifique a mis à jour les classements des estuaires en fonction de leur importance pour les oiseaux aquatiques; il a éliminé la rareté de l'habitat, car ce paramètre avait une distribution asymétrique et a ajouté un nouveau paramètre, l'information sur les remontes automnales (échappées) du saumon rose, du saumon kéta et du saumon coho (équipe technique du Plan conjoint des habitats des oiseaux du Pacifique 2020). Ces classements lui servent à conserver, restaurer et gérer stratégiquement les habitats estuariens importants sur le plan écologique. Les données n'incluent pas l'état de l'habitat ou les agents de stress potentiels et sont considérées comme applicables aux travaux à grande échelle plutôt qu'aux évaluations propres au site (équipe technique du Plan conjoint des habitats des oiseaux du Pacifique 2020).

1.2. ÉVALUATIONS DES ACTIVITÉS ET DES AGENTS DE STRESS DANS LES ESTUAIRES

La recherche mondiale sur l'épuisement des espèces et des habitats dans les estuaires a révélé que l'exploitation et la dégradation de l'habitat sont les principaux facteurs historiques (Lotze *et al.* 2006), mais les évaluations de la vulnérabilité des habitats estuariens réalisées par des experts mettent en évidence les fortes influences exercées par les agents de stress associés aux changements climatiques (Murray *et al.* 2024). Les impacts sur les estuaires peuvent provenir des milieux en amont, comme les activités agricoles qui contribuent à l'augmentation des charges en éléments nutritifs dans les estuaires, ou de sources marines et estuariennes, comme la perturbation de l'habitat causée par l'aménagement dans les estuaires ou les polluants introduits par les activités de transport maritime. Les habitats marécageux dans les plaines inondables entourant les estuaires ont souvent été convertis pour l'agriculture ou l'urbanisation (équipe technique du Plan conjoint des habitats des oiseaux du Pacifique 2022). Comme il a été mentionné précédemment, les estuaires constituent une importante aire de transition, de quête de nourriture et de croissance pour les saumons juvéniles du Pacifique, et les impacts dans les estuaires peuvent toucher les populations de saumons (Sharpe *et al.* 2019). Des recherches ont montré que la dégradation et la perte d'habitat dans les estuaires peuvent réduire la survie en mer du saumon chinook (Magnusson et Hilborn 2003) et la pollution dans les estuaires a également été liée à une plus faible abondance du saumon chinook (Toft *et al.* 2018).

Dans l'évaluation des ZIEB littorales de Rubidge *et al.* (2020), le critère de caractère naturel a été considéré comme variable pour les estuaires de la région du Pacifique parce que les activités anthropiques qui ont une incidence sur les estuaires sont pratiquées à des niveaux variables sur la côte de la Colombie-Britannique et que l'analyse n'a pas évalué les agents de stress associés aux estuaires individuels. La dégradation des habitats estuariens a mené à divers efforts de planification à l'échelle locale et régionale sur la côte de la Colombie-Britannique. Des plans de gestion des estuaires ont été élaborés pour un certain nombre d'estuaires présentant une variété d'empreintes spatiales, de composantes écologiques et physiques et d'impacts potentiels des activités maritimes et terrestres. Des recherches ciblées sur différentes activités et divers agents de stress ont été menées dans des estuaires et

des évaluations régionales ont été réalisées pour évaluer le chevauchement des estuaires avec les activités humaines.

Dans un souci d'uniformité, tout au long du présent rapport, nous avons suivi la terminologie des activités et des agents de stress utilisée dans les récentes évaluations des effets cumulatifs en milieu marin et les cadres d'évaluation des risques écologiques dans la région du Pacifique (Clarke Murray *et al.* 2015; O *et al.* 2015; Murray *et al.* 2020). Les activités sont définies comme des actions qui peuvent produire un ou plusieurs agents de stress sur l'écosystème qui est évalué (O *et al.* 2015). Dans le reste du document, les « activités » comprennent les activités anthropiques telles que les pêches commerciales et récréatives, ainsi que les impacts environnementaux associés aux projections des changements climatiques. Les agents de stress sont des processus physiques, chimiques ou biologiques qui, selon leur niveau d'intensité, ont le potentiel de modifier un écosystème, un habitat ou une composante de l'écosystème ou de l'habitat (O *et al.* 2015). Une activité peut générer un agent de stress qui peut avoir un impact sur une espèce ou un habitat (Murray *et al.* 2020). Les termes « pression » ou « menace » sont parfois utilisés comme synonymes d'agent de stress. Par exemple, l'orientation stratégique sur la protection du poisson et de son habitat au Canada détermine le potentiel d'effets nocifs associés aux menaces (agents de stress) suivantes : dégradation de l'habitat, modification de l'habitat, espèces aquatiques envahissantes, surexploitation du poisson, pollution et changements climatiques (MPO 2019a).

1.2.1. Plans de gestion des estuaires

Dans les années 1970, une série de rapports techniques a été demandée pour résumer l'information environnementale disponible sur un ensemble de 18 estuaires de la Colombie-Britannique considérés comme essentiels en raison de leurs valeurs écologiques et de leur potentiel de développement (Bell et Thompson 1977). Depuis, la planification intégrée de la gestion des estuaires a également eu lieu site par site, souvent en raison de la croissance urbaine autour de l'estuaire ou des aménagements proposés pouvant avoir des impacts sur les habitats de l'estuaire. Par exemple, la planification de la gestion a commencé dans l'estuaire des rivières Cowichan-Koksilah après l'augmentation de la demande d'utilisation industrielle de la zone estuarienne, comme la manutention et l'entreposage du bois (Lambertson 1987). La planification dans l'estuaire de la rivière Campbell a été entreprise en réponse aux activités de dragage proposées (Penfold 2002). Le remblai proposé pour l'aménagement du port a mené à la planification dans l'estuaire de la rivière Squamish (Squamish Estuary Coordinating Committee 1999). En tout, sept plans de gestion d'un estuaire ont été élaborés pour la côte de la Colombie-Britannique : les estuaires du fleuve Fraser et des rivières Campbell, Courtenay, Cowichan, Nanaimo, Somass et Squamish, et des classifications et des évaluations de l'habitat ont été réalisés pour plusieurs autres emplacements. Les activités préoccupantes courantes mentionnées dans les plans sont la manutention du bois, le remblayage des zones estuariennes pour le développement de l'industrie ou du port, la pollution de l'eau causée par les rejets, l'élimination des eaux usées, le ruissellement agricole et le dragage (Williams et Langer 2002).

En 2002, le MPO a commandé un examen des études de cas sur la gestion des estuaires afin d'aider à déterminer les pratiques exemplaires pour l'élaboration et la mise en œuvre des plans de gestion des estuaires (Williams et Langer 2002). Cet examen s'est concentré sur neuf études de cas et a mis en évidence les réussites de la planification dans deux estuaires : celui de la rivière Campbell et celui du Fraser. La planification dans l'estuaire de la rivière Campbell a été jugée unique dans le sens où elle mettait l'accent sur la conservation et les loisirs, la relocalisation volontaire des activités industrielles et le large soutien des intervenants. Les travaux dans l'estuaire du Fraser réalisés dans le cadre du Programme de l'aménagement de

l'estuaire du fleuve Fraser (PAEFF) étaient considérés comme les plus complets à l'époque. Le PAEFF s'est déroulé de 1982 à 2013 et regroupait des représentants d'organismes fédéraux et provinciaux, d'administrations portuaires, du district régional, des municipalités et des Premières Nations. Un élément clé de l'efficacité du PAEFF a été la mise en œuvre d'un processus coordonné d'examen des projets qui a été mis en place pour simplifier les demandes d'aménagement, ainsi que les examens environnementaux connexes pour les projets risquant de nuire aux habitats aquatiques et des estrans (Williams et Langer 2002). De plus, le PAEFF a créé une approche de classification des lignes de côte pour recenser les habitats estuariens et fournir plus de clarté sur les zones qui pourraient être envisagées pour l'aménagement. Les segments des lignes de côte étaient codés en rouge, jaune et vert en fonction de la productivité et de la diversité de l'habitat et du soutien pour les poissons et la faune, avec différents niveaux de restrictions et d'exigences en matière d'atténuation (FREMP 2003). Dans l'estuaire du Fraser, les lignes de côte des chenaux inférieurs et des deltas marins ont été codées en rouge parce qu'elles constituent un habitat de croissance et d'alimentation pour les saumons juvéniles et des habitats de rassemblement pour les oiseaux migrateurs (FREMP 2003). Cette approche de classification a été adaptée par la suite pour de nombreux estuaires plus petits (Williams and Langer 2002). Cependant, un examen récent mené par des experts associés au PAEFF a également mis en évidence les principales lacunes dans l'efficacité de la gestion du programme qui devront être résolues dans les futurs efforts de collaboration : le manque de financement à long terme, la priorité accordée à l'industrie et à l'aménagement, ainsi que la nécessité d'une cogouvernance et d'une inclusion plus efficaces des partenaires autochtones (Kehoe et al. 2021).

Les principales recommandations découlant de l'examen des plans de gestion des estuaires étaient l'application d'une approche de gestion écosystémique et la nécessité de coopérer pour la planification et d'obtenir l'engagement de tous les organismes et intervenants pertinents (Williams et Langer 2002). Comme pour le PAEFF, la planification de la gestion des estuaires réunit généralement des représentants des organismes fédéraux et provinciaux ayant compétence en matière de gestion côtière et marine. La planification a été effectuée en partenariat avec les districts régionaux, les administrations municipales, les administrations portuaires et les groupes d'intervenants. La mobilisation des Premières Nations variait d'un processus de planification à l'autre Williams et Langer (2002), mais les gouvernements autochtones sont représentés dans les comités directeurs pour les efforts de planification plus récents, notamment pour les plans de gestion de l'estuaire des rivières Nanaimo (Catherine Berries Associates Inc. 2006) et Somass (Catherine Berries Associates Inc. 2004) et pour les mises à jour de la planification de l'estuaire de la rivière Courtenay (Property Services Branch 2011).

1.2.2. Projets de recherche sur certains estuaires

Les estuaires du Fraser et de la rivière Skeena sont les plus grands estuaires de la Colombie-Britannique, avec une forte biodiversité et une grande valeur écologique pour de nombreuses espèces. Compte tenu de leur importance et de leur niveau élevé de perturbation, beaucoup de projets de recherche à plus petite échelle ont été menés sur ces estuaires, qui peuvent guider les futurs travaux de gestion et de conservation à une échelle plus fine.

1.2.2.1. Estuaire du Fraser

L'estuaire du Fraser a fait l'objet de nombreux projets de recherche sur les répercussions des activités anthropiques; ces projets peuvent fournir des orientations supplémentaires pour les efforts de gestion propres à l'estuaire. En amont de l'estuaire, une approche d'évaluation des effets cumulatifs a été élaborée pour tenir compte de la zone de captage et de l'accumulation du débit afin de mieux évaluer les menaces qui pèsent sur les espèces de poissons d'eau

douce en péril (Boyd et al. 2022). Dans le bassin hydrographique et l'estuaire du Fraser, Finn et al. (2021) ont utilisé des renseignements détaillés sur les obstacles dans les cours d'eau, les données historiques sur la végétation et les réseaux de cours d'eau modélisés pour évaluer les habitats perdus pour la fraie des saumons et la croissance des juvéniles en raison des obstacles au débit d'eau douce. Leurs résultats ont montré que les réductions importantes des plaines inondables et des tronçons de cours d'eau linéaires ont entravé la connectivité pour les poissons anadromes. Comme indiqué dans Boyd et al. (2022), les paramètres associés aux tronçons de cours d'eau perdus ou déconnectés peuvent fournir une évaluation plus précise des dérivations d'eau douce et des agents de stress correspondants que les paramètres dérivés de données spatiales limitées sur les obstacles.

Afin de guider la future planification de la gestion, Kehoe et ses collaborateurs (2021) ont utilisé une approche de gestion des menaces prioritaire pour étudier les stratégies de gestion potentielles pour les espèces marines, d'eau douce et terrestres en péril dans l'estuaire du Fraser. Avec l'aide d'experts, ils ont défini les menaces pesant sur les espèces et calculé la probabilité de persistance pour différents groupes d'espèces pour les stratégies de gestion possibles, qui comprenaient bon nombre des activités utilisées dans cette étude. La restauration des habitats aquatiques et l'arrêt des grands projets de développement industriel se sont avérés les stratégies les plus efficaces, en particulier pour les espèces marines et anadromes. Cependant, la lutte contre la pollution et la réglementation du transport maritime et du transport se sont révélées des options rentables qui ont profité à de nombreuses espèces. On a constaté que la cogouvernance par les Premières Nations et d'autres gouvernements augmentait la faisabilité et l'efficacité de toutes les stratégies de gestion envisagées (Kehoe et al. 2021).

D'autres travaux en cours dans l'ensemble de la mer des Salish (qui comprend l'estuaire du Fraser) portent sur la survie précoce en mer des saumons chinooks, cohos et arc-en-ciel juvéniles en réponse au déclin de l'abondance (Pearsall et al. 2021). Un comité d'experts a évalué les impacts potentiels sur la survie en mer des saumons juvéniles et a conclu que les plus critiques étaient la prédation, en particulier du fait de l'augmentation des populations de phoques communs, et les facteurs influençant les sources de nourriture, tels que les conditions environnementales changeantes qui agissent sur le zooplancton et les poissons fourrage. Entre autres projets, les chercheurs étudient si les estacades flottantes peuvent faciliter la prédation par les phoques et, par conséquent, avoir une incidence sur la survie du saumon chinook¹.

1.2.2.2. Estuaire de la rivière Skeena

Dans l'estuaire de la rivière Skeena, d'importants travaux sont en cours sur la santé des habitats, en particulier en ce qui concerne le saumon du Pacifique. La Fondation du saumon du Pacifique a mis au point le Pacific Salmon Explorer², un outil de cartographie en ligne qui documente l'état des unités de conservation du saumon du Pacifique. Bien que l'accent soit mis en grande partie sur les habitats d'eau douce, des indicateurs de l'habitat estuarien, y compris l'étendue de la zostère et des macroalgues, la température de la surface de la mer, l'oxygène dissous et l'emplacement des activités anthropiques pertinentes, sont décrits pour l'estuaire de la rivière Skeena. Ces indicateurs aident à surveiller l'état des habitats du saumon et les agents de stress ou les pressions connexes. Les indicateurs ont été déterminés à l'aide d'un modèle conceptuel de séquences des effets pour l'estuaire de la rivière Skeena qui regroupait les

¹ Fondation du saumon du Pacifique. 25 novembre 2022. Logs in B.C.'s Bays: Do Booms Influence Salmon Survival?

² [Pacific Salmon Explorer](#)

principales pressions en catégories en fonction de la qualité de l'eau, des impacts sur l'habitat et le réseau trophique, ainsi que des effets directs sur les populations de saumons (Pickard *et al.* 2015). Leur élaboration comprenait des orientations, y compris des indicateurs des pressions et de l'état, utilisées pour surveiller les unités de conservation du saumon dans le cadre de la Politique concernant le saumon sauvage (PSS) (Stalberg *et al.* 2009). L'élaboration d'indicateurs à l'appui de la surveillance est également essentielle au travail du Partenariat de planification marine (MaPP) dans la zone englobant l'estuaire de la rivière Skeena, en particulier pour les habitats tels que la canopée de varech, les espèces clés comme le saumon, les valeurs culturelles et le bien-être humain (Martone *et al.* 2018).

1.2.3. Évaluations des activités régionales

L'élaboration de plans de gestion des estuaires a nécessité d'importants investissements en temps et en ressources pour chaque emplacement, et les plans prennent souvent des années ou des décennies à réaliser (Williams et Langer 2002). Bon nombre des activités et des agents de stress préoccupants pour les estuaires sont très étendus, avec des répercussions potentielles similaires dans plusieurs estuaires. De même, de nombreux estuaires présentent des caractéristiques physiques et des ensembles d'habitats et d'espèces comparables. Des efforts de planification à plus grande échelle peuvent améliorer l'efficacité des efforts de conservation estuariens qui mobilisent des organismes gouvernementaux et des intervenants similaires pour résoudre un ensemble semblable de problèmes.

Sur la côte américaine du Pacifique, une évaluation régionale des activités estuariennes et des agents de stress a regroupé les estuaires en fonction du nombre et de l'ampleur des agents de stress provenant de sources marines, estuariennes et terrestres (Merrifield *et al.* 2011). Ces travaux ont révélé que 59 % des estuaires du littoral très peuplé étaient confrontés à des niveaux plus élevés d'activités et d'agents de stress et que seuls 16 % faisaient face à des agents de stress nuls ou minimes. Une évaluation similaire pour la côte canadienne du Pacifique a repris les méthodes de regroupement de Merrifield *et al.* (2011), mais les résultats étaient différents pour les estuaires de la côte moins développée de la Colombie-Britannique. En Colombie-Britannique, 48 % des estuaires étaient considérés comme soumis à des menaces minimes et 18 % d'entre eux, principalement ceux qui se trouvent près des zones urbaines de la côte sud de la Colombie-Britannique, comme étant confrontés à des niveaux plus élevés d'activités et d'agents de stress (Robb 2014).

L'évaluation mentionnée précédemment des habitats de croissance estuariens de la côte américaine du Pacifique (Hughes *et al.* 2014) a révélé, grâce à une analyse de la documentation pertinente, que la perte d'habitat était l'agent de stress le plus courant pour les espèces d'intérêt de l'étude, bien que les espèces envahissantes, l'hypoxie due à la charge en nutriments d'origine anthropique, les pesticides provenant de l'aquaculture, le réchauffement des océans et la hausse du niveau de la mer aient également été mis en évidence (Hughes *et al.* 2014). On a constaté que trois salmonidés, le saumon coho, le saumon chinook et le saumon arc-en-ciel, étaient associés aux agents de stress ou aux activités les plus documentées, mais les auteurs reconnaissent que cela peut être dû aux efforts de recherche associés à ces espèces importantes sur les plans écologique, économique et culturel.

Plus récemment, Toft *et al.* (2018) ont évalué 20 estuaires de la côte américaine du Pacifique afin d'étudier l'impact de plusieurs agents de stress sur sept espèces de poissons et d'invertébrés qui utilisent des habitats estuariens comme aires de croissance : le saumon chinook, le saumon coho, le crabe dormeur, le carlottin anglais, le chabot armé, la perche-méné et le hareng du Pacifique. Ils ont comparé l'abondance des espèces dans les estuaires à un ensemble de données national sur les perturbations anthropiques qui mettait l'accent sur l'utilisation des terres dans l'estuaire et le bassin hydrographique, la modification des débits des

cours d'eau et la pollution dans le bassin hydrographique. Le saumon chinook réagissait négativement à la pollution élevée ou aux changements de débit, et le carlottin anglais à l'utilisation accrue des terres (Toft *et al.* 2018).

1.3. OBJECTIFS ET STRUCTURE DU RAPPORT

L'objectif du présent document est de répondre à la nécessité, aux fins de gestion, de mieux comprendre les activités et les agents de stress pertinents pour les estuaires et l'importance des différents estuaires pour le saumon, d'autres espèces de poissons importantes et la présence d'habitats sensibles du poisson. Plus précisément, les objectifs du document sont les suivants :

1. Examiner les menaces actuelles qui pèsent sur les estuaires de la région du Pacifique.
2. Cartographier les principales composantes écologiques et anthropiques dans les estuaires de la région du Pacifique, notamment :
 - a. les activités anthropiques et les impacts environnementaux (y compris les changements climatiques);
 - b. les espèces de poissons importantes et les habitats sensibles du poisson.
3. Examiner et appliquer l'approche pour évaluer les menaces dans l'estuaire, lorsque des données sont disponibles.
4. Déterminer les estuaires importants pour le saumon, les autres espèces de poissons importantes (p. ex. les frayères du hareng) et la présence d'habitats sensibles du poisson (p. ex. zostère), lorsque des données sont disponibles.
5. Examiner et cerner les incertitudes relatives aux données et aux méthodes.

Dans le présent document, nous décrivons et appliquons une approche à grande échelle pour classer les estuaires de la région du Pacifique en fonction des activités anthropiques et des impacts environnementaux auxquels ils peuvent être confrontés. Tout d'abord, nous décrivons une analyse documentaire qui nous a aidés à définir les activités maritimes et terrestres ou les agents de stress susceptibles d'avoir un impact sur les estuaires. Nous décrivons ensuite de manière détaillée l'élaboration et la compilation d'ensembles de données spatiales pour délimiter ces activités et agents de stress, que nous utilisons alors dans une analyse typologique pour déterminer les estuaires où les types d'activité et les niveaux d'utilisation sont similaires. Nous comparons les résultats de cette analyse aux paramètres écologiques sur l'importance des estuaires pour les espèces de poissons d'importance écologique et les habitats estuariens importants. Enfin, nous décrivons les résultats dans le contexte d'autres travaux importants en cours dans la région du Pacifique et décrivons comment ces travaux peuvent cibler les futurs efforts de collaboration à une échelle plus fine. Ces travaux ne constituent pas une évaluation des risques et, bien que les activités et les agents de stress soient utilisés pour évaluer les estuaires, les effets potentiels sur les habitats et les espèces estuariens ne sont pas évalués. Les cartes des effets cumulatifs en cours dans le Pacifique³ constituent une ressource supplémentaire importante.

³ Agbayani, S., C. Schweitzer et C.C. Murray. 2023. Impacts cumulés des activités anthropiques et des agents de stress sur les écosystèmes marins du Pacifique canadien. Programme sur les agents de stress écosystémiques, Division des sciences océanologiques, Pêches et Océans Canada, Sidney (Colombie-Britannique).

2. RELIER LES ACTIVITÉS ANTHROPIQUES ET LES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX AUX ESTUAIRES

2.1. ANALYSE DOCUMENTAIRE

Afin d'orienter l'élaboration d'une liste d'activités anthropiques et d'impacts environnementaux (les « activités » dans le reste du document) susceptibles d'avoir un effet sur les estuaires de la région du Pacifique, et des agents de stress correspondants, nous avons procédé à une analyse documentaire au moyen de la collection de base de la plateforme Web of Science. Nous avons effectué cette recherche à l'aide de l'ensemble de termes de recherche suivant (* représente un caractère générique, TS signifie « Sujet ») : ((TS=(estua*)) ET TS=(*marais* OU zostère OU herbier* OU zostera* OU *batture* OU zone* humide* OU varech* OU macroalgue*)) ET TS=(menace* OU agent* de stress* OU impact*) ET TS = (anthropique* OU humain* OU climat*) ET TS= (Colombie-Britannique* OU Washington* OU Oregon* OU Alaska* OU Californie*) [N.D.T : tous les termes de recherche sont traduits ici à titre d'information]. La recherche était limitée aux articles et exposés de synthèse publiés entre 2010 et 2022 en anglais. Web of Science utilise Keywords Plus dans la recherche de sujet (TS), ce qui signifie que les mots ou les expressions qui apparaissent fréquemment dans les titres de la liste de référence d'un article, mais pas dans le titre de l'article, les mots-clés de l'auteur ou le résumé sont inclus dans les résultats de l'interrogation. En raison de cette fonctionnalité, plusieurs articles qui décrivaient des études qui n'avaient pas eu lieu dans notre région géographique d'intérêt (le nord-est de l'océan Pacifique) ont été inclus dans les résultats de notre recherche à cause de termes géographiques récurrents dans la liste de référence qui correspondaient à nos termes de recherche (par exemple, Basse-Californie) et ont été retirés des analyses ultérieures.

Nous avons également effectué des recherches dans la [base de données des publications du gouvernement du Canada](#) à l'aide de l'ensemble de termes de recherche suivants : estuaire* ET (Pacifique OU Colombie-Britannique) [traduction]. La recherche était limitée aux rapports publiés en anglais entre 2000 et 2022.

Nous avons examiné la pertinence de chaque article et avons déterminé les activités et les impacts environnementaux mentionnés dans le document ou qui ont fait l'objet d'études sur le terrain fondées sur les estuaires. Nous avons utilisé ces activités et ces impacts pour compléter et adapter les listes d'activités estuariennes, d'impacts environnementaux et des agents de stress connexes compilés pour des analyses précédentes dans la région du Pacifique (Robb 2014; Hodgson *et al.* 2020). Nous avons en outre ajouté un rapport récent sur les menaces cumulatives (agents de stress) qui pèsent sur la vallée du Fraser, un habitat de plaine inondable en Colombie-Britannique très pertinent (Boyd *et al.* 2022), au groupe final d'articles retenu pour notre analyse et l'avons utilisé pour ajouter d'autres activités et agents de stress à l'organigramme (voir la figure 2 dans la section 2.3 [Relier les activités aux agents de stress]).

2.2. ACTIVITÉS ANTHROPIQUES ET IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX

Les recherches documentaires dans la collection de base de Web of Science et la recherche dans les publications du gouvernement du Canada ont été effectuées le 28 avril 2022. La recherche dans Web of Science a produit 109 résultats, dont 39 ont été retirés des analyses subséquentes parce qu'ils n'étaient pas pertinents géographiquement ou topographiquement pour notre étude (l'annexe A, l'annexe B comprenaient des références d'articles). La recherche dans la base de données des publications du gouvernement du Canada a présenté 14 résultats.

Nous résumons ci-après les diverses activités anthropiques qui se déroulent à l'intérieur et à proximité des écosystèmes estuariens et les agents de stress qui y sont associés. Les activités

anthropiques peuvent en gros être réparties entre trois origines ou zones : terrestres, maritimes et atmosphériques. Dans ces zones, les activités anthropiques, ou les changements climatiques découlant des influences anthropiques, peuvent créer des agents de stress pour les écosystèmes des estuaires. La liste suivante d'activités et d'agents de stress est le résultat de l'analyse documentaire et des synthèses d'examen antérieurs (p. ex. Robb 2014; Hodgson et al. 2020) qui s'appliquent aux estuaires côtiers de la région du Pacifique. Bien que tous les articles n'aient pas directement évalué l'impact d'une activité anthropique sur la santé estuarienne, nous incluons les cas où des recherches précédentes ont présumé ou documenté un lien entre une activité anthropique et la santé de l'écosystème estuaire. Il convient de noter que ces activités ne s'excluent pas mutuellement et que leurs répercussions peuvent être multiplicatives/synergiques et partagées entre de nombreux types d'activités et zones. Après l'examen présenté ci-dessous, la figure 2 illustre les liens entre la zone d'activité, les activités elles-mêmes et les agents de stress produits sur les réseaux des estuaires.

2.2.1. Zone terrestre

L'activité terrestre peut entraîner de la pollution et des apports de sédiments dans l'estuaire, résultant d'activités résidentielles, industrielles, agricoles et forestières menées à proximité (Watson et Byrne 2013; Robb 2014), et influencer l'écologie et la qualité de l'habitat de ces réseaux fortement touchés (e.g., Pacific salmon, Chalifour et al. 2019). L'urbanisation des bassins hydrographiques, du fait du remblayage, de la fragmentation et de l'hydromodification, pose des menaces dans les zones humides du monde entier (Fetscher et al. 2010). Ces activités peuvent modifier la structure physique des zones humides, ce qui réduit la connectivité entre les parcelles d'habitat (Chalifour et al. 2019), l'hydrologie et les communautés biotiques et entraîne une diminution de la qualité de l'habitat à l'échelle de l'écosystème (Fetscher et al. 2010; Robb 2014). Les facteurs associés à la zone terrestre sont les activités associées à la taille de la population humaine, aux zones urbaines et aux routes, à l'agriculture, à la foresterie (blocs de coupe et brûlage), aux dérivations d'eau douce (barrages), à la pollution des bassins hydrographiques par les mines, aux usines de pâte à papier, aux fermetures pour cause de contamination, aux effluents d'eaux d'égouts et d'eaux usées, aux débris/déchets et à l'aménagement des rives (Robb 2014). Nous décrivons ci-après certaines des principales activités terrestres et leurs répercussions sur les écosystèmes des estuaires qui ont découlé de l'analyse documentaire. D'autres documents sur les activités terrestres et les agents de stress connexes qui n'ont pas été relevés dans l'analyse documentaire systématique sont mis en évidence dans la section 5.4.1 (ANALYSE DOCUMENTAIRE Limites et incertitudes).

2.2.1.1. Aménagement dans les bassins hydrographiques

Les facteurs associés à l'aménagement dans le bassin hydrographique sont les activités liées à la taille de la population humaine, à l'urbanisation et aux routes. Les collectivités côtières et non côtières et les populations humaines le long des rives des estuaires et dans les bassins hydrographiques en amont peuvent avoir une incidence sur les estuaires et leur biodiversité (p. ex. les bivalves, Novoa et al. 2016; la zostère, Nahirnick et al. 2019). Bien que les activités associées à la population humaine et aux zones urbaines soient nombreuses et se chevauchent, nous distinguons certaines catégories d'aménagement anthropique (p. ex. l'agriculture et la foresterie) dans les sous-sections qui suivent. Les principaux agents de stress découlant de l'aménagement des bassins hydrographiques en ce qui a trait à la population humaine et aux infrastructures routières sont la pollution et la sédimentation.

La pollution due à la croissance de la population humaine et au ruissellement urbain contribue à la pollution de source non ponctuelle et à la baisse de la qualité de l'eau dans un bassin hydrographique (Green et al. 2021). L'urbanisation et la forte densité de l'activité riveraine ont été associées à la réduction de la qualité de l'eau dans l'habitat de zostère en

Colombie-Britannique en raison de l'augmentation des apports d'éléments nutritifs, de sédiments et de polluants (Nahirnick *et al.* 2019). Les changements apportés au paysage (p. ex. enrochement des rives, estacades flottantes, logements résidentiels, quais) ont contribué à la diminution de la couverture de la zone par la zostère et à la fragmentation accrue des herbiers de zostère (Nahirnick *et al.* 2019).

En plus de la pollution des réseaux estuariens, l'aménagement et l'ingénierie anthropiques peuvent accroître la concentration des sédiments en suspension, l'un des plus importants facteurs de la turbidité, qui influe sur les conditions de l'habitat et les fonctions écologiques du réseau (Achete *et al.* 2015). Des augmentations de l'apport de sédiments (dues à l'abattage hydraulique et à la déforestation) ont été documentées dans divers réseaux d'estuaires (Watson et Byrne 2013), y compris le delta Sacramento-San Joaquin en Californie, qui ont ensuite également connu une forte baisse du rejet de sédiments (30 % +) en raison de la construction de réservoirs et d'un défrichement estuaire supplémentaire (Achete *et al.* 2015).

L'augmentation des niveaux de turbidité dans les environnements estuariens limite l'activité de la photosynthèse par le phytoplancton et les microalgues, ce qui réduit ensuite la production primaire (Achete *et al.* 2015). La turbidité peut également fournir un habitat clé pour des espèces endémiques. Par exemple, dans l'estuaire de la baie de San Francisco et du delta, l'éperlan du delta recherche certaines régions de turbidité pour se cacher des prédateurs (cité dans Achete *et al.* 2015; Baskerville-Bridges *et al.* 2004; Brown *et al.* 2013). Les variations des niveaux de turbidité résultant de l'activité anthropique peuvent ainsi avoir des effets en cascade sur les écologies locales (Achete *et al.* 2015).

La perte d'habitat de l'estuaire peut également survenir à la suite du remblai ou de l'assèchement des zones humides à des fins d'aménagement ou d'agriculture (Gittman *et al.* 2019). Bien que l'on puisse émettre des hypothèses sur d'autres agents de stress associés à la population humaine et au développement des routes, les résultats de l'analyse documentaire étaient mitigés. Par exemple, ni la densité de la population humaine à l'échelle des bassins hydrographiques, ni les mesures du pourcentage de terres aménagées entourant les espèces végétales échantillonnées dans les bassins hydrographiques n'étaient significativement associées au pourcentage relatif de couverture des espèces envahissantes (Fetscher *et al.* 2010), bien que la couverture des espèces envahissantes ait été plus élevée sur les sites du sud de la Californie où l'hydrologie des marées a subi des modifications anthropiques (p. ex. vannes de marée, déversoirs). On a constaté que le pourcentage d'utilisations des terres aménagées à l'intérieur d'un périmètre de zones humides dépressionnaires d'eau douce était corrélé avec la qualité de l'eau et les indicateurs de l'état des zones humides (examiné dans Fetscher *et al.* 2010). De plus, une étude sur une communauté de zostère résiliente dans un estuaire urbanisé de l'État de Washington n'a révélé aucun effet de l'aménagement des hautes terres ou de la densité humaine sur la présence ou un changement de la zostère au fil du temps (Shelton *et al.* 2017).

2.2.1.2. Agriculture dans les bassins hydrographiques

L'activité agricole dans le bassin hydrographique cause de la pollution (Alava *et al.* 2021), des apports d'éléments nutritifs et de la sédimentation dans les réseaux estuariens, compromettant la qualité de l'eau et contribuant aux changements de l'habitat. Dans l'estuaire de la baie de San Francisco, en Californie, l'aménagement urbain (principalement en raison de la conversion agricole) a contribué à la perte de plus de 90 % de la superficie des zones de terres humides à marée (Parker et Boyer 2019). Le développement urbain et l'agriculture altèrent les régimes de salinité en modifiant l'eau douce qui pénètre dans les estuaires, ce qui entraîne une augmentation de l'azote et de la salinité qui, à son tour, réduit la diversité des assemblages d'espèces mixtes (Nelson et Zavaleta 2012; Ryan et Boyer 2012).

L'agriculture peut également être une source de pollution dans les estuaires (Green *et al.* 2021) du fait de l'utilisation et de la chasse d'herbicides, de pesticides, de fongicides et de produits pharmaceutiques vétérinaires dans les cours d'eau avoisinants (examiné dans Boyd *et al.* 2022). Ces polluants contribuent directement à la toxicité pour les poissons. Dans la vallée du Fraser, des composés apparentés au dichlorodiphényltrichloroéthane (DDT) ont été relevés chez la plie et proviennent probablement des voies atmosphériques et du ruissellement agricole issu de certaines zones de la vallée du Fraser (Groulx *et al.* 2004). Ces polluants agricoles créent des conditions anoxiques, contribuent à la perturbation endocrinienne chez les humains et la faune, influencent les écologies du réseau trophique local et ajoutent à la dégradation de l'habitat (reviewed in Boyd *et al.* 2022).

Les zones agricoles et les parcours sont des sources d'apport élevé en nutriments dans les sources d'eau avoisinantes sous l'effet du ruissellement, de l'érosion des sols surfertilisés et de la mauvaise gestion du fumier pour le bétail et la volaille (reviewed in Boyd *et al.* 2022). Les apports d'éléments nutritifs provenant des activités agricoles dans le bassin hydrographique (p. ex. l'azote) peuvent contribuer à la prolifération des macroalgues et à l'eutrophisation (Moseman-Valtierra *et al.* 2010; Hood *et al.* 2016) qui, à leur tour, menacent les plantes des zones humides vasculaires (Moseman-Valtierra *et al.* 2010), les fonctions de l'habitat de croissance et la diversité des poissons plats (Hughes *et al.* 2015) en raison de l'hypoxie connexe et contribuent indirectement à l'érosion des marais (Kennison et Fong 2014; Hood *et al.* 2016). Il a également été démontré que l'hypoxie estuarienne a un impact négatif sur l'habitat propice du poisson et sur l'abondance des poissons estuariens comme le carlottin anglais (Hughes *et al.* 2015). Une étude des macroalgues dans les estuaires californiens a révélé que les concentrations d'azote n'influait pas directement sur l'abondance et que les modifications physiques propres à chaque bassin hydrographique (et leur impact sur la salinité, la teneur organique, le potentiel d'oxydoréduction des sédiments et d'autres variables environnementales) étaient les facteurs probables de la variation de l'abondance (Kennison et Fong 2014). La sédimentation provenant de l'agriculture (et des parcours) se produit lorsque la couche supérieure de la végétation est modifiée, ce qui expose la couche arable à l'assèchement, au vent et au ruissellement et accroît la quantité de sédiments entrant dans les bassins hydrographiques locaux (Watson et Byrne 2013; Boyd *et al.* 2022), ce qui peut avoir un impact négatif sur la qualité de l'habitat dans les estuaires.

Il est également important de tenir compte de l'histoire et du type d'agriculture, car ils peuvent entraîner d'autres changements dans les estuaires par le biais d'invasions d'espèces (p. ex. Abbas *et al.* 2021). Les marais salés côtiers sont l'un des écosystèmes les plus fortement envahis à l'échelle mondiale (Grosholz 2002 cité dans Abbas *et al.* 2021). Un estuaire dont plus de 90 % de la superficie a été convertie en terres agricoles par l'endiguement dans les années 1990 est maintenant envahi par la spartine *Spartina densiflora* (Abbas *et al.* 2021). Bien que ce ne soit pas l'agriculture elle-même qui ait introduit cette espèce, l'histoire de la modification a contribué à son succès.

2.2.1.3. Foresterie dans les bassins hydrographiques

Les activités forestières jouent depuis longtemps un rôle dans les bassins hydrographiques de la Colombie-Britannique. Les blocs de coupe forestiers et les routes créées pour faciliter l'accès aux zones d'exploitation forestière modifient et dégradent les habitats. Les agents de stress qui en résultent sont la pollution (Hodgson *et al.* 2020), la sédimentation et la chasse des nutriments. Comme les autres environnements bâtis, les routes forestières peuvent être une source de pollution en amont. Les usines de pâte à papier installées le long des rives des estuaires peuvent entraîner une modification de l'habitat (Hodgson *et al.* 2020) et le rejet de substances polluantes. Les zones forestières récemment exploitées dans le bassin hydrographique peuvent contribuer à accroître la sédimentation des marais (Watson et Byrne

2013) et des rivières en aval, car le retrait de la végétation expose l'horizon superficiel (examiné dans Boyd *et al.* 2022). De même, du fait du retrait de la végétation et de l'exposition de l'horizon superficiel, les nutriments sont plus facilement déversés dans les réseaux d'eau douce, bien que la quantité d'apport en nutriments dépende des types de récolte (examiné dans Boyd *et al.* 2022).

L'exploitation historique des forêts a pu contribuer à la baisse de la qualité de l'eau des herbiers de zostère du sud du golfe en Colombie-Britannique par l'envasement (Nahirnick *et al.* 2019). La construction d'une installation de triage de billots et d'estacades flottantes sur la terre ferme dans l'estuaire de la rivière Campbell a entraîné la destruction d'une vaste zone de marais salés (Anderson *et al.* 2000; Bravender et Anderson 2000). En outre, la qualité de l'eau de l'estuaire et du détroit de Baynes est principalement influencée par l'exploitation forestière, les effluents miniers et l'évacuation des eaux d'égout (Jenkins *et al.* 2001). L'estuaire de la rivière Kitimat, sur la côte nord de la Colombie-Britannique, est le site d'aménagements industriels historiques (usine de pâtes et papiers), actuels (aluminerie, exploitation forestière commerciale) et proposés. L'échantillonnage à divers sites de l'estuaire a révélé des différences significatives dans la communauté endofaunique et les conditions des sédiments abiotiques entre les vasières de référence et les vasières potentiellement touchées par les activités d'exploitation forestière. Il n'a pas été possible de relier directement ces différences aux activités d'exploitation forestière dans les sites touchés; toutefois, on a observé davantage d'espèces envahissantes dans les sites perturbés (Gerwing *et al.* 2018).

2.2.1.4. Dérivations d'eau douce

Les dérivations d'eau douce sont créées par des structures anthropiques qui détournent ou obstruent l'écoulement de l'eau, et comprennent des barrages, des vannes de marée et l'extraction de l'eau des rivières (p. ex. dans une conduite forcée). Les modifications physiques apportées aux réseaux des estuaires, comme le remplissage, l'endiguement et la canalisation, peuvent modifier l'hydrologie naturelle et les temps de résidence de l'eau de l'écosystème (Kennison et Fong 2014). L'installation d'obstacles hydrologiques, la restriction des sédiments et le dragage contribuent tous aux pertes de zones humides à cause de la conversion en rivages non consolidés et en eaux libres (Gittman *et al.* 2019). Les agents de stress qui résultent de ces dérivations sont la modification du débit, la modification de l'habitat, l'entraînement et une perturbation de la connectivité des environnements estuariens.

Les barrages sont des structures construites sur un cours d'eau (rivière ou ruisseau) pour retenir l'eau et détourner le débit, et peuvent provoquer l'entraînement des poissons. Ils peuvent avoir d'importants impacts sur les habitats en aval, car les sédiments, les gros débris ligneux qui forment l'habitat et les nutriments sont piégés derrière les barrages, ce qui modifie le transport des sédiments et contribue à l'érosion (examiné dans Foley *et al.* 2017). De plus, les déplacements des animaux, en particulier des poissons anadromes (p. ex. rivière Puntledge, Hamilton *et al.* 2002; barrage d'Elwha, Foley *et al.* 2017), ainsi que leur fraie et leurs habitats, sont perturbés, modifiant les habitudes migratoires et le flux génétique dans les populations de poissons résidentes. Dans les réseaux hydrographiques, on a de plus en plus recours au retrait des barrages pour rétablir les régimes d'écoulement (Hamilton *et al.* 2002), la sédimentation, le transport des gros débris ligneux, les propriétés de l'eau (température et chimie) et la connectivité des habitats (Foley *et al.* 2017). Le retrait du barrage sur la rivière Elwha de 2011 à 2014 a entraîné une sédimentation de plus d'un mètre dans l'estuaire et une expansion des formes de relief du delta de l'embouchure de la rivière, ce qui a augmenté l'habitat de marée et réduit les apports d'eau de mer dans l'estuaire (Foley *et al.* 2017). En conséquence, l'abondance des macroinvertébrés et des poissons dans l'estuaire a diminué et la composition des communautés n'est plus dominée par les espèces des eaux saumâtres, mais par les espèces d'eau douce (Foley *et al.* 2017). En Colombie-Britannique, l'abondance du saumon a

diminué en raison de l agrandissement du barrage de la rivière Puntledge. Les mécanismes du déclin comprenaient des difficultés à remonter au-dessus des chutes en raison des faibles niveaux de débit, le retard de la migration, des blessures et le détournement des juvéniles (Hamilton *et al.* 2002). Pour atténuer les effets du barrage, on a mis en œuvre des exigences en matière de débit minimal et des fermetures de centrales électriques pendant la migration des saumons adultes. On a aussi construit un chenal de fraie artificiel pour remplacer les frayères naturelles du saumon chinook et fournir une voie de dévalaison pour les alevins émergents, mais il n'a pas été très utile pour augmenter le nombre de saumons chinooks d'été, et les taux de survie des alevins étaient faibles en raison de l'envasement (examiné dans Hamilton *et al.* 2002).

Des altérations hydrologiques se produisent dans les bassins hydrographiques du sud de la Californie, et une couverture végétale imperméable est corrélée avec l'augmentation des débits de pointe et la modification du débit de base (Howard *et al.* 2017). La modification de l'hydrologie des marées par les déversoirs ou les vannes de marée était un prédicteur très important de la couverture relative en pourcentage d'espèces végétales envahissantes dans les bassins hydrographiques de troisième ordre dans les estuaires de la Californie, et les réseaux où les régimes des marées étaient modifiés soutenaient en moyenne 8,5 fois plus de couverture relative d'espèces envahissantes que les réseaux entièrement soumis aux marées (Fetscher *et al.* 2010). L'estuaire de la baie de San Francisco et du delta et son bassin hydrographique sont un écosystème fortement altéré et géré. Environ cinquante-cinq îles endiguées, entourées de chenaux profonds et improductifs, remplacent maintenant les marais, et une grande partie de la zone est maintenant constituée de zones humides gérées. Les grandes stations de pompage d'eau dans la partie sud du delta et la régulation en amont des rivières ont également considérablement modifié le débit naturel d'eau dans l'estuaire de la baie et du delta. Ces modifications géomorphologiques et hydrologiques ont entraîné la perte de connectivité des habitats en raison de la séparation et de l'isolement des habitats terrestres et aquatiques, de l'affaissement important sur les îles endiguées, de la perte d'habitat et de biodiversité et de la détérioration de la qualité de l'eau (Fichot *et al.* 2016).

2.2.1.5. Zones brûlées dans les bassins hydrographiques

Les zones brûlées dans les bassins hydrographiques créent deux agents de stress : la sédimentation et les apports d'éléments nutritifs. L'activité des feux de forêt brûle la végétation et expose la couche supérieure du sol à l'assèchement et à l'érosion. Les zones brûlées augmentent ainsi la sédimentation dans les réseaux des cours d'eau à mesure que la couche supérieure du sol pénètre dans le réseau hydrographique (examinés dans Boyd *et al.* 2022). De même, l'exposition de l'horizon superficiel et le durcissement de la surface produisent une surface non poreuse et une augmentation de la chasse des nutriments dans les réseaux des cours d'eau (examiné dans Boyd *et al.* 2022).

2.2.1.6. Pollution des bassins hydrographiques

La pollution des estuaires provenant de sources terrestres résulte de multiples activités industrielles présentes dans le bassin hydrographique (transformation du bois, exploitation minière, aluminerie, pipelines) et des rejets d'eaux d'égouts et d'eaux usées. Les activités industrielles stressent les estuaires locaux par la pollution et la sédimentation, et les rejets d'eaux d'égout et d'eaux usées sont des sources de pollution inorganique et organique et d'apports en nutriments. Les polluants provoqués par le développement terrestre qui pénètrent dans les estuaires sont le mercure, l'ammonium et les microplastiques. De plus, les polluants provenant des systèmes de ruissellement urbain et de traitement des eaux usées contribuent à la pollution de source non ponctuelle (causée par l'eau qui se déplace sur le sol et le traverse en captant les polluants), et la qualité de l'eau des environnements estuariens diminue

inévitablement en réaction à la croissance de la population humaine dans le bassin hydrographique (Green *et al.* 2021).

Les sources non ponctuelles d'éléments nutritifs représentent plus de 50 % des charges dans les écosystèmes côtiers; elles proviennent de l'agriculture, des fosses septiques, du ruissellement urbain, des eaux souterraines et des dépôts atmosphériques (Green *et al.* 2021). Les modifications physiques historiques dans les bassins hydrographiques ont contribué aux concentrations extrêmement élevées d'éléments nutritifs (NO₃, NH₄) dans la colonne d'eau et les sédiments des estuaires (Kennison et Fong 2014). Heady et ses coauteurs (2015) ont relevé une forte corrélation entre l'état de l'estuaire (p. ex. hydrologie, habitat tampon, diversité et structure végétales, complexité physique) et les niveaux d'éléments nutritifs (ammoniac, nitrites, nitrates, phosphates mesurés). Ces apports en nutriments ont un impact négatif sur les populations de poissons et sont particulièrement préoccupants dans les estuaires construits sur des barres, qui sont utilisés par les juvéniles d'espèces commerciales et comme alevinières par des espèces en péril comme le saumon arc-en-ciel. De plus, des apports élevés en nutriments contribuent à l'eutrophisation (Heady *et al.* 2015; Hood *et al.* 2016) et à la diminution de l'abondance et de la diversité des espèces de poissons (Heady *et al.* 2015).

L'enrichissement organique dérivé des eaux d'égout humaines (provenant du traitement des eaux usées municipales), des effluents (des usines de pâtes et papiers, des scieries, des installations de traitement du bois), du ruissellement urbain, du ruissellement agricole et des dépôts aériens (Groulx *et al.* 2004) peut modifier considérablement les communautés endofauniques et conduire à l'anoxie et à l'accumulation de sulfures, ce qui peut encore altérer ces communautés en provoquant des effets toxicologiques et en augmentant les taux d'hypoxie (examiné dans Campbell *et al.* 2019). Il a fallu fermer des zones de pêches de mollusques en raison de la forte contamination fécale associée à la pollution par les eaux d'égout dans le port de Comox et la baie Henry en Colombie-Britannique (Jenkins *et al.* 2001). Les contaminants provenant de la fabrication de pâtes et papiers et de la fusion de l'aluminium ont des effets nocifs documentés sur les crabes, les poissons plats et les palourdes (Gerwing *et al.* 2018).

La contamination des sédiments et les impacts négatifs connexes sur les communautés endofauniques est causée par la pollution et les effluents industriels contenant des hydrocarbures aromatiques polycycliques, des cuivres et des sulfures (Campbell *et al.* 2019). Les sources anthropiques d'hydrocarbures aromatiques polycycliques dans l'atmosphère des milieux estuariens, issues de sources terrestres, sont la combustion du charbon, du pétrole et du bois, le transport, les alumineries, les aciéries et les cokeries, les incinérateurs municipaux, le brûlage agricole, forestier sur brûlis et à l'air libre et les fours wigwams dans les scieries (Garrett et Shrimpton 2000). Dans le réseau hydrographique du Fraser, des dioxines, des furanes, des chlorophénols et des acides résiniques ont été trouvés à des concentrations plus élevées dans des sites jusqu'à 300 km en aval des usines de pâtes et papiers que dans les sites de référence non touchés, bien que les concentrations aient diminué avec les mesures d'élimination (Groulx *et al.* 2004). La diversité des espèces de poissons et d'invertébrés a changé et a passé à des espèces plus tolérantes aux polluants dans l'estuaire; en outre, les saumons chinooks juvéniles étaient moins abondants dans les zones à faible teneur en oxygène dissous pendant que la station d'épuration de l'île Iona déversait des eaux usées sur le Sturgeon Bank, car ils étaient plus stressés et sensibles à la prédation par les oiseaux (Groulx *et al.* 2004). Dans le détroit de Baynes, en Colombie-Britannique, on pense que le pH de l'eau est lié aux fuites d'acide sulfurique et de sulfate de sodium provenant des mines de charbon actives dans les années 1900 (Jenkins *et al.* 2001). Le niveau de végétation dans un réseau estuaire influe également sur le degré de pollution. Des expériences comparant la rétention et le mouvement de substituts d'agents pathogènes dans les vasières et les marais salés végétalisés ont révélé que les habitats estuariens végétalisés sont mieux en mesure de filtrer

les agents pathogènes zoonotiques de l'eau que les vasières non végétalisées (dégradées) (Shapiro *et al.* 2010).

La contamination des estuaires par le mercure (Hg) peut résulter du transport atmosphérique mondial même dans des zones très éloignées des sources, et les sources de mercure sont souvent abondantes près des estuaires en raison de l'urbanisation et des activités industrielles. De plus, les estuaires comprennent des habitats (marais littoraux et eaux infratidales à faible teneur en oxygène) dont l'hydrodynamique favorise la rétention des particules de sédiments et des contaminants connexes, contribuant ainsi à la production de méthylmercure (MeHg) et à son accumulation par la suite dans le réseau trophique (reviewed in Davis *et al.* 2014). La contamination par le mercure et le méthylmercure résultant de l'exploitation minière passée, de l'érosion des sols, des dépôts atmosphériques et des rejets de sources minérales, peut menacer la santé de la faune des zones humides en raison d'une exposition accrue aux neurotoxines et de la bioamplification le long des niveaux trophiques (McCord et Heim 2015). En outre, les pêches sont des vecteurs majeurs d'exposition humaine au méthylmercure (Davis *et al.* 2014). Une étude de la contamination par le mercure dans la baie de San Francisco a montré que les dépôts atmosphériques de mercure provenant des centrales au charbon n'étaient pas des sources importantes de mercure et que les zones où l'exploitation minière passée était connue présentaient les niveaux les plus élevés de mercure des bassins hydrographiques locaux (Davis *et al.* 2014).

L'ammonium, le zinc et le cuivre sont d'autres exemples de contaminants. Les concentrations d'ammonium provenant des effluents d'eaux usées sont l'un des nombreux facteurs qui contribueraient à la faible productivité de l'estuaire de la baie de San Francisco (Fichot *et al.* 2016). La pollution par la peinture antislissement a entraîné des niveaux élevés de zinc et de cuivre dans les cours d'eau californiens, avec des effets toxiques aigus potentiels sur la faune locale (Komoroske *et al.* 2012). Les concentrations de métaux à l'état de traces dans les sédiments et la bioaccumulation sont le résultat des différentes caractéristiques de l'habitat et dynamiques des réseaux trophiques, mais une étude sur les tortues vertes résidentes de la baie de San Diego n'a pas permis d'établir un lien entre des sources précises de contamination par les métaux et des effets toxiques sur les tortues (Komoroske *et al.* 2012).

Enfin, les environnements côtiers et estuariens contiennent souvent les niveaux les plus élevés de microplastiques en raison de leur proximité avec les établissements humains. De plus, l'action des vagues et des marées dans les estuaires facilite la décomposition des macroplastiques en microfragments ou microfibres plus petits (Alava *et al.* 2021). Dans l'estuaire des rivières Cowichan-Koksilah, en Colombie-Britannique, une plus grande abondance de microplastiques dans l'eau de l'estuaire a été détectée du côté nord de l'estuaire, qui reçoit des apports plus importants des sources des hautes terres que le côté sud (Alava *et al.* 2021). Il est nécessaire de mieux comprendre le risque d'exposition et le potentiel de bioaccumulation pour les espèces sauvages, y compris les mollusques et crustacés, le hareng du Pacifique, le saumon du Pacifique et les oiseaux de rivage qui se nourrissent dans les estuaires et à la surface des vasières intertidales, compte tenu de la prévalence généralisée des microplastiques dans le milieu marin (Alava *et al.* 2021).

2.2.1.7. Aménagement du littoral

L'aménagement du littoral par des digues, les usines de pâte à papier, les zones urbaines, l'exploitation minière, l'industrie, les lignes de côte artificialisées, les pipelines et les routes créent des stress sur les réseaux estuariens résultant de la modification de l'habitat, de la sédimentation, de la pollution, du bruit et de la connectivité perturbée des habitats. Les débris riverains ou l'accumulation de déchets sont également une source de pollution dans les réseaux des estuaires (Robb 2014).

Les activités anthropiques sur le littoral, comme l’altération et l’aménagement des rives (p. ex. l’enrochement), ont des répercussions négatives sur les estuaires et les herbiers de zostère en raison de la perte d’habitat (Rubidge *et al.* 2020) et aggravent les impacts de la hausse du niveau de la mer et de la disponibilité des sédiments (Watson et Byrne 2013). L’aménagement du littoral (Chalifour *et al.* 2019) et le battage de pieux peuvent provoquer une pollution sonore, qui a une incidence sur les populations de poissons résidentes (Hodgson *et al.* 2020). Les aménagements résidentiels et industriels peuvent avoir des effets sur la qualité, l’abondance et la répartition du biofilm en modifiant l’hydrologie et la sédimentation de l’écosystème, qui peuvent à leur tour se répercuter sur les espèces qui se nourrissent du biofilm comme le bécasseau d’Alaska (Jardine *et al.* 2015). Dans le réseau hydrographique du Fraser, la construction d’infrastructures riveraines a entraîné l’appauvrissement en sédiments et l’érosion des sédiments qui, combinés aux répercussions de la construction de digues, du remblai et de l’irrigation, exercent une pression supplémentaire sur les réseaux estuariens (Groulx *et al.* 2004). Dans la baie de San Francisco, en Californie, une période d’extraction de l’or par la méthode hydraulique et de construction de barrages dans le bassin hydrographique a causé des variations de la charge sédimentaire fluviale et du rejet des sédiments dans l’estuaire, se traduisant par un changement morphologique considérable dans l’estuaire (Elmilady *et al.* 2019). Les bactéries résistantes aux antibiotiques dans les sédiments des zones humides sont souvent les plus élevées dans les centres urbains et les réseaux hydrographiques touchés par les zones urbaines, mais les processus naturels des zones humides (sédimentation, préddation) peuvent diminuer la densité bactérienne (Kawecki *et al.* 2017).

En Colombie-Britannique, l’estuaire de la rivière Skeena offre d’importants habitats de croissance aux saumons du Pacifique juvéniles. Les zones côtières au nord de l’estuaire ont été largement aménagées, avec un port international, une usine de papier et plusieurs conserveries historiques. Les relevés des communautés endofauniques (invertébrés vivant dans les sédiments) et des caractéristiques environnementales de l’estuaire ont montré qu’elles sont relativement non perturbées à l’échelle de l’estuaire, mais qu’elles ont été touchées par l’histoire de l’industrie à certains emplacements (p. ex. la conserverie Cassiar) où la remise en état passive n’a pas permis de les ramener à un état entièrement non stressé (Campbell *et al.* 2020). De plus, des aménagements riverains sont proposés pour l’avenir, en particulier des pipelines de pétrole et de gaz naturel, des routes de super-pétroliers, des installations de chargement de potasse et un terminal de gaz naturel liquéfié. Les communautés pourraient avoir besoin de plus de temps pour revenir à un état non stressé, mais il peut également y avoir un seuil de rétablissement au-delà duquel la remise en état passive des vasières intertidales n’est pas possible (Campbell *et al.* 2019).

Le renforcement des rives par l’aménagement de brise-lames et d’ouvrages longitudinaux en enrochement, en particulier dans les zones fortement urbanisées, est utilisé pour prévenir l’érosion des rives et mettre en valeur et protéger les propriétés riveraines (Tronske *et al.* 2018). Certains affirment que cette forme d’aménagement du littoral entraîne des changements dans la structure des communautés, une diminution de la biodiversité et la propagation d’espèces envahissantes (examiné dans Tronske *et al.* 2018). Combinées avec d’autres aménagements du littoral et des zones humides (dragage, canalisation, remblai), ces activités anthropiques ont contribué à d’importants déclins de l’habitat marécageux naturel, notamment des diminutions drastiques de l’huître plate pacifique (*Ostrea lurida*) (Tronske *et al.* 2018).

Les réactions des estuaires à l’aménagement des rives ne sont pas toujours négatives. Par exemple, dans les estuaires du sud de la Californie, rien ne prouvait de façon définitive que le pourcentage d’utilisation des terres aménagées dans le bassin hydrographique environnant était un déterminant important de la composition de la communauté végétale (Fetscher *et al.* 2010). De plus, une étude sur une communauté de zostère résiliente dans un estuaire urbanisé

de l'État de Washington n'a révélé aucun effet de l'enrochement du littoral sur la présence ou un changement de la zostère au fil du temps (Shelton *et al.* 2017).

2.2.2. Zone marine

L'activité maritime peut avoir une incidence sur l'écologie et la qualité de l'habitat des réseaux des estuaires du fait de la pollution, de l'introduction d'espèces envahissantes, de l'entraînement et de la modification de l'habitat par la navigation de plaisance et de l'élimination de la biomasse par la pêche. De plus, les estuaires peuvent être exposés à des activités et à des agents de stress qui se produisent simultanément dans les zones marines et terrestres, ce qui peut avoir des effets multiplicatifs/synergiques (Hodgson *et al.* 2020). Nous résumons ci-après certaines des principales activités maritimes tirées de l'analyse documentaire et leurs répercussions sur les écosystèmes des estuaires. D'autres documents sur les activités maritimes et les agents de stress connexes qui n'ont pas été relevés dans l'analyse documentaire systématique sont mis en évidence dans la section 5.4.1 (Limites et incertitudes – Analyse documentaire).

2.2.2.1. Aménagement des estuaires

Diverses activités et infrastructures maritimes peuvent stresser les réseaux estuariens. Par exemple, les câbles sous-marins (Hodgson *et al.* 2020), les maisons et camps de pêche flottants, ainsi que l'entreposage et la manutention du bois (Groulx *et al.* 2004) entraînent la modification de l'habitat, l'introduction d'espèces non indigènes, l'altération du champ magnétique et de la pollution. Cependant, d'autres recherches sont nécessaires pour mieux comprendre les impacts négatifs de l'altération du champ magnétique sur les saumons juvéniles dans les estuaires (Hodgson *et al.* 2020).

Les activités de la foresterie s'étendent dans le milieu marin en Colombie-Britannique, les zones côtières servant à l'entreposage et à la manutention du bois. L'exploitation forestière commerciale a eu des répercussions sur l'estuaire de la rivière Kitimat en raison d'activités comme le triage, l'entreposage de billots et les estacades flottantes, qui ont entraîné une accumulation de débris ligneux dans l'estuaire et, par la suite, l'enrichissement organique des sédiments intertidaux (examiné dans Gerwing *et al.* 2018). On pense également que la manutention, le triage et le déchargement de billots ont eu une incidence importante sur la végétation, le substrat et la forme du bassin de l'estuaire de la rivière Courtenay en Colombie-Britannique, qui a aussi été le site de dragage pour permettre la construction de marinas et de quais, et d'élimination des eaux d'égout (Jenkins *et al.* 2001). De plus, les sédiments de la vasière entourant la conserverie Cassiar, près de l'embouchure de la rivière Skeena, un estuaire de la Colombie-Britannique, subissent des perturbations physiques causées par les billots qui descendent la rivière Skeena et qui s'accumulent finalement sur la vasière, où ils peuvent provoquer un enrichissement organique (Campbell *et al.* 2019). Les pieux et la sciure de bois abandonnés, comme l'exploitation forestière extensive, pourraient être des sources d'acides résiniques dans les rivières (Groulx *et al.* 2004).

La modification des habitats résultant de l'aménagement des estuaires peut entraîner la fragmentation des habitats et la perturbation des paysages marins estuariens connectés, qui peuvent nuire à la fonction estuarienne, car les paysages marins connectés de différents types d'habitats maintiennent de plus grandes biodiversité et productivité dans les réseaux des estuaires (Chalifour *et al.* 2019). Des recherches menées dans l'estuaire du Fraser sur les espèces de saumons du Pacifique ont montré que le fait de concentrer les efforts d'assainissement de l'habitat uniquement sur la zostère pourrait entraîner d'autres déclins des populations de saumons avec la perte des marais restants (Chalifour *et al.* 2019). En outre, les jetées du terminal charbonnier et du terminal de traversiers de l'estuaire du Fraser bloquent

l'écoulement de l'eau du fleuve, agrandissant les herbiers de zostère proches en raison de l'eau plus limpide et plus saline dans l'estuaire. Les jetées ont également considérablement allongé la distance que les saumons en migration doivent parcourir entre l'embouchure du fleuve et l'habitat de zostère le plus dense (Chalifour *et al.* 2019). La restauration des inondations par les marées dans cette zone augmenterait la connectivité de l'habitat et l'utilisation de l'habitat marécageux par les jeunes saumons, et pourrait atténuer la grave réduction et la récession des marais saumâtres causées par l'aménagement anthropique dans l'estuaire (décris dans Chalifour *et al.* 2019). D'autres références pertinentes pour les opérations de manutention et d'entreposage du bois et les infrastructures côtières qui n'ont pas été relevées dans l'analyse documentaire sont indiquées dans la section 5.4.1 (Limites et incertitudes – Analyse documentaire).

2.2.2.2. Transport maritime et navigation de plaisance

Les estuaires sont exposés à de multiples agents de stress découlant des activités du transport maritime et de la navigation de plaisance : les mouillages, les ports et les terminaux, les quais, les marinas, les navires abandonnés, le dragage, le trafic maritime et la navigation de plaisance. Les marinas, les mouillages (commerciaux et récréatifs) et les installations portuaires sont autant de sources de pollution et peuvent entraîner des modifications de l'habitat (Rubidge *et al.* 2020). L'aménagement et la mise en place de ces installations, de même que le trafic maritime commercial et récréatif connexe, peuvent également produire de la pollution (Garrett et Shrimpton 2000; Hodgson *et al.* 2020), introduire des espèces envahissantes et modifier les habitats benthiques et riverains, ce qui a une incidence supplémentaire sur les habitats et la biodiversité des estuaires. Le dragage est également effectué dans les estuaires afin d'assurer le passage sécuritaire des navires; il peut ainsi modifier les milieux benthiques aux sites de dragage et d'élimination et provoquer de la pollution, l'entraînement et des modifications de l'habitat. Le trafic maritime entraîne une turbulence des eaux causée par le sillage des bateaux (Robb 2014), et le mouvement supplémentaire de l'eau peut contribuer à l'érosion des marais (Hood *et al.* 2016).

En ce qui concerne l'habitat biogène, l'activité des navires a des effets sur les herbiers de diverses façons. La circulation et le mouillage dans les herbiers déracinent et affouillent la végétation et les rejets des navires sont une source de contamination des herbiers de zostère (Rubidge *et al.* 2020). Dans la baie de San Francisco, le mouillage illégal des bateaux a endommagé jusqu'à 41 % des herbiers de zostère (Kelly *et al.* 2019) et dans le sud des îles Gulf, en Colombie-Britannique, l'intensification de la circulation des bateaux de plaisance et l'augmentation des installations de quais ont été corrélées à une fragmentation accrue et à une couverture réduite de l'habitat des herbiers de zostère (Nahirnick *et al.* 2019).

La construction des ports peut entraîner d'importantes pertes et modifications de l'habitat (Groulx *et al.* 2004). Par exemple, lorsque la ligne de chemin de fer a été prolongée dans l'estuaire des rivières Cowichan-Koksilah pour donner accès à un port maritime en eaux profondes dans les années 20, plus de 40 acres de marais salés de première qualité et de zone intertidale ont été remblayés (Alava *et al.* 2021). En outre, la construction de quais pourrait avoir une influence sur la santé des poissons locaux. Dans le centre de l'Oregon, on a constaté que la croissance du sébaste noir était plus élevée dans la zostère que dans l'habitat des quais les années où la remontée d'eau était réduite. Cependant, aucune différence de croissance n'a été enregistrée une année où la remontée d'eau était plus importante, ce qui donne à penser que les années où les conditions océaniques sont variables, la structure du quai offre un habitat de qualité inférieure et moins uniforme que la zostère (Schwartzkopf *et al.* 2021).

On a souvent recours au dragage, c'est-à-dire au retrait de matériaux d'une voie navigable, pour faciliter la circulation des navires et maintenir des profondeurs suffisantes pour la pêche

commerciale (Walter *et al.* 2018). Les chenaux profonds qui en résultent peuvent stresser les réseaux des marais en accélérant les courants de marée, l'érosion des marais et en créant des puits de sédiments (Groulx *et al.* 2004) qui font concurrence aux marais pour les sédiments (Hood *et al.* 2016). Le dragage est ainsi une source de modification de l'habitat (retrait physique de matériaux) et de changements de la sédimentation et a causé d'importants dommages aux herbiers de zostère (Rubidge *et al.* 2020). À l'échelle mondiale, on estime que le dragage est responsable de la perte de plus de 21 000 hectares de phanérogames marines du fait du retrait direct et de la modification indirecte de l'habitat (Walter *et al.* 2018). Hodgson et ses coauteurs (2020) ont également examiné le dragage comme étant lié à la pollution, bien qu'avec un faible niveau de confiance.

Les types de pollution associés au transport maritime ne sont pas souvent détaillés dans les documents de cette analyse; toutefois, en plus des apports d'hydrocarbures (Garrett and Shrimpton 2000), la pollution pourrait également comprendre le bruit et d'autres contaminants organiques et inorganiques (voir la section ANALYSE DOCUMENTAIRE Limites et incertitudes). De plus, des espèces envahissantes sont également introduites dans les réseaux des estuaires par le transport maritime et la navigation de plaisance (voir la section 2.2.2.6 plus loin).

2.2.2.3. Aquaculture

Les exploitations de conchyliculture et de pisciculture dans les estuaires ont le potentiel de modifier les habitats benthiques et les régions littorales utilisées pour les infrastructures. Plus précisément, la dégradation environnementale des zones humides par les exploitations aquacoles peut résulter de la conversion des terres, du rejet de déchets, de l'intrusion saline, de la qualité de l'eau et de la disponibilité de l'eau (Ottinger *et al.* 2016). Dans les environnements estuariens, les exploitations aquacoles peuvent perturber les organismes benthiques, causer un ombrage qui peut avoir un impact négatif sur la végétation marine et entraîner une augmentation des nutriments, des produits chimiques et des détritus. La pisciculture a également le potentiel d'introduire des espèces aquatiques envahissantes. Les agents de stress générés par les activités aquacoles sont la pollution, le pou du poisson, les bactéries et l'introduction d'espèces envahissantes (Hodgson *et al.* 2020).

Dans notre analyse documentaire, les sites de conchyliculture apparaissent comme un vecteur d'introduction d'espèces benthiques envahissantes dans les herbiers de zostère, et plus de 50 % des espèces envahissantes dans les habitats de zostère ont des répercussions négatives connues sur la santé de la zostère (Mach *et al.* 2017). De plus, il a été démontré qu'un projet d'expansion de l'ostréiculture dans des parcs en filet sur filières et sur le fond dans l'État de Washington réduisait légèrement la densité de la zostère (Muething *et al.* 2020). Dans leur examen des impacts des activités anthropiques sur les saumons juvéniles, Hodgson et ses co-auteurs (2020) ont cité plusieurs études qui documentent l'augmentation du nombre de poux du poisson chez les saumons à proximité des fermes salmonicoles, nuisant à leur santé (Hodgson *et al.* 2020). Des recherches sur l'aquaculture, en dehors des ressources indiquées dans cette analyse documentaire, ont suggéré des relations variables entre l'aquaculture et la charge pathogène dans l'environnement (voir la section Limites et incertitudes – Analyse documentaire).

2.2.2.4. Pollution marine

Les estuaires sont des écosystèmes reliés directement aux écosystèmes terrestres et marins et sont exposés à des activités et à des agents de stress provenant de sources multiples. La pollution provenant à la fois des zones terrestres et marines peut avoir un impact sur la biodiversité et l'écologie des estuaires (Hodgson *et al.* 2020; Alava *et al.* 2021). Contrairement à la section 2.2.1.6 (Pollution des bassins hydrographiques), qui porte sur la pollution provoquée

par des activités terrestres, nous détaillons ici la pollution qui provient de la zone marine. La pollution marine causée par les rejets et déversements de pétrole (rejets accidentels) et les rejets opérationnels par les navires est une source de pollution pour les réseaux des estuaires. Bien que les études de cette analyse documentaire n'aient pas traité directement des sources marines de pollution, des recherches antérieures sur les déversements d'hydrocarbures, la contamination par le trafic maritime et la reconnaissance de l'existence de sources de pollution en amont pour les réseaux des estuaires (Hodgson *et al.* 2020) méritent malgré tout d'être mentionnées. En outre, les changements proposés aux routes des super-pétroliers dans les zones proches de l'estuaire de la rivière Skeena (Campbell *et al.* 2020) pourraient créer des agents de stress futurs sous la forme d'une pollution marine pour les réseaux des estuaires.

Les déversements de produits pétroliers, de charbon et de créosote introduisent des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) dans le milieu marin. Les déversements d'hydrocarbures provenant de navires et les fuites provenant des forages pétroliers marins peuvent contribuer aux HAP à base de pétrole présents dans les eaux marines (Garrett et Shrimpton 2000). Dans l'estuaire du Fraser, des HAP ont été détectés chez les moules, les palourdes et le carlottin anglais et les concentrations d'HAP chez les poissons dépassaient celles observées chez les poissons des zones de référence (Garrett et Shrimpton 2000).

Outre la pollution par le pétrole, les microplastiques sont introduits dans les estuaires par des activités maritimes telles que la pêche et la navigation. Le terminal de transport maritime dans l'estuaire des rivières Cowichan-Koksilah, en Colombie-Britannique, est probablement une source de microplastiques dans l'estuaire, en plus des sources terrestres comme les eaux usées domestiques (Alava *et al.* 2021).

2.2.2.5. Extraction de ressources

La pêche commerciale et récréative est pratiquée dans les estuaires, extrayant des ressources marines et stressant les estuaires par les prélèvements de la biomasse aquatique et la modification des habitats. Les activités de pêche retirent la biomasse de poissons des estuaires, à la fois les espèces ciblées et d'autres, non ciblées (prises accessoires) (Robb 2014). En plus de prélever la biomasse, la pêche commerciale peut réduire la diversité des espèces et avoir un impact sur les communautés de poissons démersaux du fait de la perte, de la dégradation et de la pollution de l'habitat (Reum et Essington 2011). Selon les engins utilisés et s'ils entrent en contact avec le fond marin, les activités de pêche commerciale et récréative ont également le potentiel de modifier et de perturber les habitats benthiques (MPO 2009c). Dans quatre estuaires de la Californie, la surexploitation et les pratiques de pêche destructrices ont contribué au déclin des grandes espèces de bivalves (Novoa *et al.* 2016). Bien que les agents de stress pour l'extraction des ressources se limitent aux prélèvements par la pêche et à la modification des habitats dans les documents examinés ici, il est important de noter que selon la taille du navire utilisé pour extraire les ressources marines, il peut aussi être responsable d'une pollution sonore. La pollution sonore est abordée de façon générale en tant que pollution à la section 2.2.2.2 (Transport maritime et navigation de plaisance). De plus, bien que les agents de stress indiqués ici soient proches de l'activité elle-même, nous reconnaissons que ces activités peuvent également produire des agents de stress indirects. Par exemple, les prélèvements d'espèces peuvent avoir une incidence sur la composition de la communauté en facilitant les avantages concurrentiels et les invasions par les espèces estuariennes. D'autres références pertinentes qui n'ont pas été relevées dans l'analyse documentaire sont indiquées à la section 5.4.1 (Limites et incertitudes – Analyse documentaire).

La modification et la perte de l'habitat peuvent également se produire lorsque l'eau d'un estuaire est extraite pour l'irrigation dans les zones agricoles ou urbaines avoisinantes (p. ex. Fraser River Delta, Groulx *et al.* 2004). Enfin, l'extraction de pétrole dans le milieu marin (et

terrestre) peut également avoir lieu, provoquant la dégradation et la perte des habitats (Gittman et al. 2019), ainsi que la pollution des réseaux des estuaires prochains.

2.2.2.6. Espèces envahissantes

Les espèces envahissantes, ou non indigènes ayant des effets délétères, affectent les réseaux marins et estuariens en modifiant la structure des communautés et l'habitat physique (Mach et al. 2014; Mach et al. 2017; Hodgson et al. 2020). Elles peuvent être directement introduites dans un réseau estuaire par le transport maritime international dans les ports, les eaux de ballast, la salissure des coques de navires, le nettoyage inadéquat des bateaux entre les voies navigables, et les migrations d'espèces aquatiques. La navigation transpacifique a entraîné l'introduction de plusieurs espèces marines (en particulier des macroalgues et des invertébrés) dans les écosystèmes côtiers et estuariens du nord-est de l'océan Pacifique (Mach et al. 2014). En Colombie-Britannique, on a émis l'hypothèse que la majorité des espèces envahissantes avaient été introduites par les eaux de ballast et la salissure des coques, en plus de l'importation d'espèces aquacoles (détaillé plus haut; Mach et al. 2017). Nous décrivons ici l'introduction d'espèces envahissantes par des intrants marins, bien que les perturbations terrestres et la modification des terres puissent fournir un avantage concurrentiel aux invasions de certaines espèces dans les réseaux des estuaires. Les espèces aquatiques envahissantes génèrent trois agents de stress : l'introduction envahissante, la compétition et la modification de l'habitat.

Les espèces introduites ont déclenché des fluctuations de la diversité des bivalves estuariens et de la structure des communautés en 30 à 50 ans dans les estuaires californiens. Le renouvellement des communautés a été attribué à une richesse moindre en espèces de bivalves, à la perte d'espèces indigènes de grande taille ou vivant à de plus grandes profondeurs et à l'invasion de petites espèces vivant en surface (Novoa et al. 2016). En outre, les comparaisons des communautés de foraminifères modernes avec des fossiles de sédiments dans l'estuaire sud de la baie de San Francisco ont montré que la communauté moderne a été décimée par l'espèce introduite *Trochammina hadai*, venue du Japon. Le mécanisme d'introduction de *T. hadai* n'est pas mentionné, mais l'espèce dominait les communautés de foraminifères modernes 10 ans après l'invasion (Lesen et Lipps 2011). Dans la baie Boundary, en Colombie-Britannique, au moins trois espèces présentes dans des échantillons benthiques (le polychète *Polydora ligni*, le gastéropode *Batillaria zonalis*, le bivalve *Mya arenaria*) sont liées à l'introduction et au maintien des huîtres de l'Atlantique (*Crassostrea virginica*) et du Pacifique (*C. gigas*) en vue de la production commerciale au 20^e siècle (Sewell et Elner 2001). L'introduction initiale de ces espèces d'huîtres et l'introduction par inadvertance de six espèces de bivalves, de sept espèces de gastéropodes, de quatre polychètes et d'autres invertébrés dans la baie Boundary et à d'autres endroits ont peut-être influencé la prévalence et l'abondance des espèces actuelles dans les battures de sable (Sewell et Elner 2001).

Zostera japonica, une espèce de zostère, est arrivée dans deux estuaires de l'État de Washington au début du 20^e siècle et est l'une des quatre espèces de zostère qui ont été transportées à l'extérieur de leurs aires de répartition naturelles. On pense que l'introduction s'est produite avec le transfert de propagules pendant le commerce des huîtres au Japon, et bien qu'il n'ait pas été démontré que *Z. japonica* a un impact sur les espèces de phanérogames marines indigènes dans le nord-est de l'océan Pacifique, elle modifie les milieux des vasières et des battures de sable non végétalisés (Mach et al. 2014). Selon une mété-analyse, *Z. japonica* accroît la diversité globale des invertébrés endofauniques, mais diminue les grandes espèces endofauniques (palourde japonaise, callianasse) par rapport aux vasières non végétalisées (Mach et al. 2014). Les recherches examinées n'indiquaient pas que le saumon chinook ralentit sa vitesse de nage dans les herbiers de zostère dominés par *Z. japonica*, comme il le fait dans les réseaux dominés par *Z. marina* (espèce indigène), ce qui donne à penser qu'il n'utilise pas

la zostère non indigène comme habitat de protection. De plus, lorsque *Z. japonica* et *Z. marina* se disputent l'espace, dans la plupart des cas, la densité des pousses et la biomasse des deux espèces sont réduites (Mach *et al.* 2014).

Dans une étude sur les espèces de macroinvertébrés et d'algues introduites dans les herbiers de zostère en Colombie-Britannique et leur relation avec les vecteurs du transport et de l'aquaculture et les facteurs environnementaux, Mach et ses coauteurs (2017) ont constaté que l'activité du transport maritime n'est pas fortement corrélée avec la richesse et l'abondance des espèces non indigènes. Ce résultat contraste avec des travaux antérieurs qui avaient révélé que le transport maritime était un vecteur important de l'introduction de mollusques, d'arthropodes et d'annélides dans les herbiers du nord-est de l'océan Pacifique (Williams 2007, mentionné dans Mach 2017). On presume que cet écart est le résultat des règlements récents qui exigent que l'échange d'eau de ballast soit effectué au milieu de l'océan, ce qui réduit les introductions d'espèces, ainsi que d'une limitation potentielle de la méthode d'échantillonnage utilisée (Mach *et al.* 2017).

Une augmentation des introductions d'espèces non indigènes est associée à l'aménagement des zones humides et du littoral et à la modification des zones humides, des baies et des estuaires. Dans le sud de la Californie, des proportions très élevées d'espèces non indigènes sont présentes sur des habitats construits par l'homme, notamment des flotteurs et des structures fixes infratidales, avec des impacts négatifs potentiels sur les populations d'espèces indigènes (Tronske *et al.* 2018). Des espèces ont également été introduites intentionnellement dans des réseaux d'estuaire, comme l'huître creuse du Pacifique (*Crassostrea gigas*), qui a été implantée en Californie dans les années 20 et qui est désormais présente le long de la côte (Tronske *et al.* 2018). Le bar rayé, un poisson anadrome non indigène qui a été introduit en Californie en 1879 pour soutenir une pêche commerciale, est un prédateur piscivore extrême à des classes de taille plus grandes dans l'écosystème de la baie et du delta de San Francisco. Il a la capacité d'exploiter les goulots d'étranglement de migration, ce qui peut avoir des impacts importants sur les salmonidés en migration dans les estuaires et les rivières de la côte californienne (Boughton 2020). Même des décennies après leur introduction initiale, les introductions d'espèces marines modifient et influencent les réseaux des estuaires et leurs écologies.

2.2.3. Zone atmosphérique

Les changements climatiques, résultant de l'augmentation des concentrations de gaz à effet de serre dans la zone atmosphérique, ont actuellement des impacts sur les écosystèmes des estuaires et devraient continuer à en avoir. Le réchauffement des températures mondiales augmente la température de l'air et la température de l'eau des réseaux marins et d'eau douce et, comme les estuaires existent à l'interface marine-terrestre, ils subissent à la fois l'inondation des marées et à l'exposition à l'air et sont donc très sensibles aux dommages importants et irréversibles causés par les impacts du changement climatique. La hausse des températures, la hausse du niveau de la mer et l'acidification causent des inondations plus élevées, plus étendues et plus fréquentes et modifient les profils de salinité des estuaires, des marais salés et de leurs habitats à faible altitude. Les communautés végétales des zones humides peuvent déjà être stressées par des perturbations anthropiques, de sorte que les impacts supplémentaires d'El Niño ou de la hausse du niveau de la mer (HNM) peuvent exacerber les agents de stress existants en influençant les inondations, la salinité ou les apports d'eau douce dans les zones humides (Goodman *et al.* 2018). Les zones humides affichent différentes réactions à ces variations : des changements dans l'élévation de la surface, la répartition de l'interface terre-zone humide, l'étendue spatiale et la composition des sédiments. En outre, les proliférations de cyanobactéries toxiques ont été attribuées à une grande variété de facteurs

environnementaux, dont la pollution par les nutriments, la hausse de la température, la salinité, le temps de séjour dans l'eau, la stratification verticale et le pH, qui pour beaucoup seront probablement exacerbés par les changements climatiques (Howard *et al.* 2017). Les agents de stress, individuels et combinés, associés aux changements climatiques pourraient avoir des effets sur les processus biotiques, la biodiversité, la productivité primaire et secondaire, le cycle des nutriments et conduire à une prévalence accrue des espèces envahissantes et des vecteurs de maladies, de même qu'à une prédominance des espèces opportunistes à courte durée de vie (examiné dans Morzaria-Luna *et al.* 2014).

2.2.3.1. Hausse du niveau de la mer

La hausse du niveau de la mer, réelle et projetée, menace les zones intertidales et les écosystèmes estuariens associés dans le monde entier (Elmilady *et al.* 2019) et entraîne une modification des habitats dans les réseaux des estuaires. Le taux mondial actuel de la hausse du niveau de la mer est le plus élevé des deux derniers siècles et devrait encore augmenter de 0,2 m à ~ 2,0 m d'ici l'an 2100 (Elmilady *et al.* 2019). Les tendances accélérées actuelles de la hausse du niveau de la mer devraient modeler l'état futur des réseaux estuariens de plusieurs façons, notamment en intensifiant la salinité et la submersion permanente dans les marais salés (Thorne *et al.* 2012; Gallego-Tévar *et al.* 2020), en érodant les rives (Thorne *et al.* 2012), en provoquant la perte de marais salés et de zones humides côtières (Thorne *et al.* 2018; Elmilady *et al.* 2019), en augmentant les inondations et les crues (Thorne *et al.* 2012), en réduisant la zone intertidale (Elmilady *et al.* 2019) et en transformant des zones humides palustres (non soumises aux marées) en zones humides estuariennes, en rivage non consolidé ou en eaux libres (Gittman *et al.* 2019). Les impacts associés à la hausse du niveau de la mer pourraient être plus extrêmes dans les estuaires où l'environnement bâti (p. ex. digues, levées et utilisation anthropique des terres côtières) limite la migration vers l'intérieur des habitats des estuaires (Grewell *et al.* 2013; Zhang et Gorelick 2014). Les taux locaux de la hausse du niveau de la mer, la topographie locale et la morphologie des zones humides détermineront tous la façon dont les différents estuaires sont touchés par la hausse du niveau de la mer et la boucle de rétroaction de chaque estuaire entre les inondations, la croissance des plantes, l'accrétion de matière organique et le dépôt de sédiments (Doughty *et al.* 2019).

Même dans un scénario à faible hausse du niveau de la mer (de 0,3 à 0,5 m), les évaluations mondiales font état de pertes de zones humides allant jusqu'à 22 % à 59 % et jusqu'à 78 % avec des scénarios à forte hausse du niveau de la mer (1,1 m; Doughty *et al.* 2019). Selon de récents travaux de modélisation effectués par Doughty *et al.* (2019), lorsque les zones humides côtières (marais végétalisés et battures non végétalisées) ne sont pas en mesure de migrer à l'intérieur des terres, la région du sud de la Californie pourrait subir des pertes combinées d'habitat de zones humides de 12 % (élévation de 0,6 m du niveau de la mer) et de 48 % (élévation de 1,7 m du niveau de la mer). Ces pertes passent à 25 % et 68 %, respectivement, lorsque l'on ne tient compte que des marais végétalisés. Une récente étude de modélisation concernant une sous-baie de la baie de San Francisco a montré que la hausse du niveau de la mer noie lentement l'environnement intertidal et que le taux de hausse du niveau de la mer est plus élevé que le taux d'accrétion des vasières (Elmilady *et al.* 2019). De plus, les effets de la hausse du niveau de la mer sont fortement liés aux concentrations de sédiments en suspension et auront un impact variable sur la baie de San Francisco (Parker et Boyer 2019). Des études de modélisation ont montré que l'habitat des marais salés dans les estuaires fermés par intermittence est plus résistant à la hausse du niveau de la mer parce que les événements de fermeture permettent des taux d'accrétion plus élevés (lorsqu'ils sont associés à des épisodes d'apport de sédiments [p. ex. rythmes fluviaux]) comparativement aux estuaires ouverts en Californie (Thorne *et al.* 2021). En plus de la perte et de la modification de l'habitat, la hausse

du niveau de la mer peut également menacer la capacité des marais salés à piéger et à filtrer l'azote, qui protège les zones côtières de l'eutrophisation (Nelson et Zavaleta 2012).

L'accrétion verticale dans les marais salés causée par les dépôts de sédiments et la matière organique peut atténuer les effets de la hausse du niveau de la mer (Gallego-Tévar *et al.* 2020), mais la salinité et la profondeur d'inondation augmentent dans les marais salés. On prévoit par conséquent que l'accrétion des sédiments ne compensera pas la hausse du niveau de la mer (Thorne *et al.* 2018; Rosencranz *et al.* 2019) et que le stress abiotique s'intensifiera pour la végétation des zones humides (p. ex. les halophytes) et contribuera à la submersion des habitats intertidaux d'ici la fin du siècle (Thorne *et al.* 2018; Gallego-Tévar *et al.* 2020). Avec les limitations de l'accrétion, 63 % des marais salés ne seront pas en mesure de relever leur niveau assez rapidement pour suivre le rythme des changements climatiques en Californie (Thorne *et al.* 2014). En outre, la hausse du niveau de la mer influence l'assainissement des marais, avec une biomasse plus basse observée dans les marais salés des zones mal drainées (Schile *et al.* 2011). La hausse potentielle du niveau de la mer dans un avenir proche dans le nord-ouest de l'océan Pacifique pourrait également accroître les volumes du sable littoral déplacé (plage) dans les grands estuaires et contribuer à l'érosion des plages (Peterson *et al.* 2021).

Les réactions des espèces aux changements de la hausse du niveau de la mer devraient être variables et dépendent de divers facteurs, comme le degré de la hausse du niveau de la mer, la tolérance des espèces à l'habitat modifié et les liens écologiques. De nombreuses espèces pourraient perdre une partie importante de leur aire de répartition actuelle et faire face à l'extinction ou à la disparition locale lorsque la hausse du niveau de la mer entraîne une perte d'habitat ou de connectivité des habitats, limitant la capacité des espèces à migrer ou à se disperser – un scénario prévu pour deux espèces de plantes estuariennes rares dans la baie de San Francisco (Grewell *et al.* 2013). En revanche, les scénarios d'élévation faible et modérée du niveau de la mer et les augmentations associées de la salinité ont un effet positif sur les populations de Râles gris (un oiseau des marais) en Californie en favorisant un habitat de nidification de meilleure qualité et une abondance de proies macroinvertébrées (Zhang et Gorelick 2014). Cependant, une élévation modérée et forte du niveau de la mer entraîne une perte d'habitat dans les marais salés (Zhang et Gorelick 2014). La hausse du niveau de la mer peut également menacer la faune des zones humides, comme la souris côtière des moissons (*Riethrodontomys raviventris*), une espèce en voie de disparition, en causant des inondations, la fragmentation de l'habitat et la perte de l'habitat de *Salicornia pacifica* dans la baie de San Francisco (Marcot *et al.* 2020). En ce qui concerne la végétation, la productivité globale des plantes des marais saumâtres en Californie est sensible à l'augmentation des inondations et aux changements de la salinité résultant de la hausse du niveau de la mer, bien que les réactions précises des espèces varient (Janousek *et al.* 2020). Une plasticité phénotypique des caractères fonctionnels des feuilles a également été observée dans des populations expérimentales d'une espèce envahissante de spartine (*Spartina densiflora*), qui leur a permis de maintenir une croissance envahissante en réaction à l'augmentation de la salinité estuarienne (Grewell *et al.* 2016). De plus, l'abaissement du niveau de la mer en Alaska (en raison du relèvement post-glaciaire des terres) peut avoir une incidence sur les habitats de zostère et les espèces estuariennes en raison de l'émergence des terres et d'une plus grande exposition des terres le long du littoral (Johnson *et al.* 2019). On a prédit que la zostère des rivages plus protégés et des petits estuaires aux pentes moins profondes serait la plus vulnérable (Johnson *et al.* 2019). En outre, des expériences en laboratoire et sur le terrain donnent à penser que les variations de la hausse du niveau de la mer ont un impact sur la zostère en réduisant l'irradiance atteignant les communautés de zostère pendant les épisodes d'El Niño (Thom *et al.* 2014). La hausse du niveau de la mer offre également à une gamme de plantes envahissantes un potentiel d'expansion dans les estuaires dont les niveaux de salinité changent (Gallego-Tévar *et al.* 2020; Gillard *et al.* 2021).

2.2.3.2. Variations des précipitations

Selon les projections, les réseaux estuariens devraient recevoir des épisodes de précipitations plus fortes, plus fréquentes et imprévisibles (Thorne *et al.* 2012; examiné dans McAlpine-Bellis *et al.* 2021). Les variations des précipitations futures dues au réchauffement climatique entraîneront un changement du débit dans les estuaires. Les estuaires gérés (p. ex. les estuaires influencés par des barrages et des levées) devraient subir des inondations accrues, un stress causé par les ondes de tempête sur les infrastructures (Morzaria-Luna *et al.* 2014; McAlpine-Bellis *et al.* 2021) et une augmentation des précipitations. Les changements dans la prévisibilité des précipitations modifieront la saisonnalité de la salinité (Thorne *et al.* 2012; McAlpine-Bellis *et al.* 2021) et la composition des communautés végétales associées (Thorne *et al.* 2012); auront un impact sur les saumons aux premiers et aux derniers stades de leur cycle biologique (Groulx *et al.* 2004); causeront de l'érosion (Groulx *et al.* 2004; Thorne *et al.* 2012); une turbidité élevée (Groulx *et al.* 2004); la noyade des plantes; une diminution de la stabilité du littoral; et une sensibilité accrue à l'affouillement (Casazza *et al.* 2021). La végétation des terres humides à marée pourrait également réagir aux changements des précipitations, se répercutant alors sur la saturation des sols, la salinité des eaux interstitielles et les taux d'écoulement de l'eau douce dans les estuaires. Là où les sols sont normalement hypersalins, comme dans les marais du sud de la Californie, l'augmentation des précipitations pourrait réduire les niveaux de salinité, ce qui entraînerait une augmentation de la croissance des plantes et une plus grande germination des graines (Goodman *et al.* 2018), car la productivité végétale en surface est moindre à des salinités plus élevées dans les sites mal drainés (Schile *et al.* 2011).

La variation interannuelle des inondations ou des précipitations due à El Niño et à l'oscillation australe (ENSO) pourrait amplifier les impacts des agents de stress anthropiques aux points de basculement et les autres états stables qui en résultent, augmentant ainsi l'impact d'autres agents de stress sur la durabilité à long terme des services écosystémiques des terres humides à marée (Goodman *et al.* 2018). L'augmentation des inondations estuariennes pendant les épisodes d'El Niño a le potentiel d'influer sur une variété de ressources des zones humides non soumises aux marées, y compris les infrastructures (barrages, ouvrages longitudinaux, routes, canalisations ou usines de traitement de l'eau). Les terres humides à marée agissent comme un obstacle naturel aux inondations et absorbent l'excès d'eau dans les paysages urbains, mais la plupart de celles de la côte du Pacifique ont été dégradées, artificialisées ou déconnectées, ce qui a réduit leur capacité à atténuer l'action des inondations (Goodman *et al.* 2018). Il est intéressant de noter que les conditions accrues d'El Niño peuvent améliorer les conditions d'oxygène dans les zones hypoxiques sous l'effet de l'apport d'eau accru et de la suppression de la remontée d'eau, et ainsi globalement améliorer les estuaires qui souffrent d'hypoxie (Hughes *et al.* 2015). De graves inondations et des houles destructrices peuvent être aggravées pendant les hivers d'El Niño du fait de l'énergie plus grande des vagues et des niveaux d'eau élevés de façon saisonnière, créant des agents de stress plus marqués pour les habitats côtiers (Goodman *et al.* 2018). De plus, le réchauffement climatique futur pourrait modifier la source des précipitations hivernales, qui passerait de la neige à la pluie (p. ex. Skagit basin, Hood *et al.* 2016), avec alors une augmentation du débit hivernal des rivières, des débits de pointe en hiver et du transport de sédiments correspondant. En revanche, les débits et le transport des sédiments seront réduits en été. L'asynchronie qui en résulte entre la sédimentation dans le marais et la croissance de la végétation diminuera la rétention des sédiments dans les marais des deltas (Hood *et al.* 2016). Les eaux de crue peuvent en outre entraîner une charge plus élevée en azote et en sédiments dans les zones humides et modifier les sources d'azote pour les plantes vasculaires, provoquant une modification des voies trophiques dans les zones humides (Moseman-Valtierra *et al.* 2010). Une étude en laboratoire d'espèces de zostère en Californie a révélé que malgré la rareté des extrêmes de froid et d'apport d'eau douce dans les

estuaires californiens, le stress imposé peut façonner la dynamique de l'écosystème de la zostère en influençant la survie des espèces clés (McAlpine-Bellis *et al.* 2021).

Contrairement aux inondations, des épisodes de sécheresse extrême peuvent également se produire en raison des changements climatiques et des changements dans les niveaux de précipitations, et persister pendant plusieurs années (IPCC 2018). Les sécheresses graves et le stress de salinité qui y est associé ont causé des déprérissements à grande échelle d'espèces fondatrices indigènes dans les écosystèmes des marais salés (Wigginton *et al.* 2020). L'impact de la salinité sur les communautés végétales des marais salés dépend de la durée de la variation de la salinité. Par exemple, les événements à court terme peuvent entraîner des changements dans la biomasse, mais pas dans la composition, mais des variations à long terme peuvent mener au remplacement d'espèces, comme le remplacement des halophytes par des plantes des terres humides d'eau douce (Wigginton *et al.* 2020). Dans une étude sur les changements de la végétation en Californie, Wigginton et ses coauteurs (2020) ont proposé que les sécheresses extrêmes favorisaient le succès des plantes indigènes par rapport au succès des espèces envahissantes dans les marais littoraux estuariens, car les espèces végétales envahissantes dépérissaient en raison du stress de salinité. Les espèces indigènes étaient principalement des halophytes et adaptées aux variations aiguës de la salinité.

2.2.3.3. Température mondiale

La hausse des températures mondiales aura un impact sur les estuaires par l'intermédiaire de l'interface terrestre et aquatique. Les hausses futures des températures mondiales peuvent modifier le débit d'eau douce dans les estuaires, avec des diminutions en été et des augmentations en hiver, en raison de la réduction de la durée du manteau neigeux sur les montagnes (Parker et Boyer 2019), des changements dans les précipitations et de l'augmentation des ondes de tempête (Robb 2014). D'autres impacts du réchauffement des températures sont également attendus, car les espèces sont poussées à leurs tolérances thermiques et les écologies locales sont perturbées. Par exemple, la hausse des températures mondiales et la fonte des glaciers en Alaska ont entraîné une augmentation de l'écoulement de l'eau douce dans les régions côtières, se traduisant par une réduction de la salinité et l'atténuation de la lumière en raison de l'augmentation de la turbidité et des taux de sédimentation. Des expériences sur la croissance du varech dans ces zones touchées ont révélé que les taux de croissance globaux diminuaient avec la salinité et l'irradiance. Cependant, on a observé un certain degré de plasticité phénotypique qui pourrait atténuer les impacts du changement de l'habitat (Spurkland et Iken 2011).

2.2.3.4. Température de l'eau

Nous distinguons la température des cours d'eau et de la surface de la mer de la température mondiale (température de l'air), car les changements de température seront différents pour l'écoulement et l'eau de la surface de la mer par rapport à ceux de l'atmosphère mondiale en fonction de l'emplacement, des courants et de la profondeur de l'eau, entre autres facteurs. L'agent de stress généré pour un réseau estuarien est le changement de la température de l'eau elle-même et son effet sur les écologies locales.

Les quelques études citées dans l'analyse documentaire qui mentionnaient la température changeante de l'eau portaient principalement sur les changements de la température de la surface de la mer. Le réchauffement des océans peut empêcher l'échange d'éléments nutritifs dans les zones humides côtières et déclencher des réactions physiologiques (taux métaboliques, comportement, etc.) qui peuvent menacer la survie et la productivité des espèces (Morzaria-Luna *et al.* 2014). Les hausses de la température de la mer peuvent également se répercuter sur la productivité des plantes dans les zones humides (Parker et Boyer 2019). Le succès de l'établissement d'espèces envahissantes dans les habitats de zostère est attribué

aux changements de la température et de la salinité de la surface de la mer (Mach *et al.* 2017), et des expériences en laboratoire ont montré que la zostère est stressée à des températures élevées de l'eau (> 25 °C; Thom *et al.* 2014). De plus, la hausse des températures de la surface de la mer a des effets négatifs sur les premiers et les derniers stades du cycle biologique des espèces de saumons, et peut entraîner une perte importante de la superficie des habitats thermiques pour le saumon rouge dans la vallée du Fraser (Groulx *et al.* 2004).

Les herbiers de zostère (*Zostera marina*) dans la baie Morro, en Californie, connaissent de fortes différences spatiales de température, avec des eaux plus froides se produisant à l'embouchure alimentée par l'océan et des eaux de plus en plus chaudes vers l'arrière moins profond de la baie. De façon saisonnière, la température de l'eau dans l'estuaire augmente en été en raison du réchauffement solaire et la température de l'océan à l'embouchure de la baie reste plus fraîche du fait de la remontée d'eau côtière sous l'effet du vent (Walter *et al.* 2018). La superficie des herbiers de zostère de la baie Morro a diminué de plus de 90 % et les herbiers de zostère sont variables dans l'espace, probablement en raison de la variation thermique dans la baie. Cependant, Walter et ses collègues (2018) ont conclu que, bien que l'on ait constaté que les environnements chauds contribuaient à la maladie du dépérissement, à la faible teneur en oxygène dans les tissus méristématiques et à des mortalités massives de la zostère, les récents changements brusques de température ne semblent pas avoir contribué à l'effondrement de la population de zostère dans la baie.

2.2.3.5. Acidification des océans

L'acidification des océans est le résultat d'un excès de dioxyde de carbone entrant dans les eaux marines et formant de l'acide carbonique, acidifiant l'eau et abaissant les concentrations en ions carbonate (Koweeck *et al.* 2018). L'acidité accrue est un agent de stress potentiel pour les estuaires, poussant la flore et la faune à leurs limites physiologiques. Selon les réactions adaptatives, l'acidification peut nuire à la survie et modifier la répartition et l'abondance des espèces des zones humides comme les mollusques, les crevettes et les crabes (Morzaria-Luna *et al.* 2014). L'acidification peut également avoir des conséquences écologiques complexes et de grande envergure, comme l'augmentation de la productivité primaire, la diminution des palourdes japonaises, l'augmentation des huîtres creuses du Pacifique, influant sur les interactions prédateur-proie (Reum *et al.* 2015) et accroissant la biodisponibilité des métaux à l'état de traces provenant de la pollution (Robb 2014).

Certaines communautés présentes dans les environnements estuariens peuvent avoir la capacité d'atténuer les effets de l'acidification des océans. Les herbiers, qui sont très productifs, réduisent la vitesse de l'eau, piègent le carbone et peuvent exporter le carbone vers l'océan profond, donnant à penser qu'ils pourraient être en mesure de modifier et d'atténuer l'acidification à l'échelle locale (Koweeck *et al.* 2018). Cependant, d'après une étude de modélisation de la baie Tomales, en Californie, le métabolisme des herbiers est incapable d'atténuer à long terme l'acidification des océans (Koweeck *et al.* 2018).

2.3. RELIER LES ACTIVITÉS AUX AGENTS DE STRESS

Les écosystèmes estuariens englobent une mosaïque d'habitats interconnectés, notamment des herbiers, des marais et des battures de sable, qui forment ensemble un « paysage marin », soutenant des communautés de flore et de faune riches en biodiversité (p. ex. des espèces de poissons, Chalifour *et al.* 2019). L'aménagement côtier menace les écosystèmes estuariens à l'échelle mondiale, en raison de la dégradation de l'habitat, de la remise en état des terres, de la modification des rives, de la pollution (ruissellement des nutriments et des déchets, et bruit) et de la modification de l'hydrologie (Robb 2014; Chalifour *et al.* 2019). L'hétérogénéité de l'habitat, la biodiversité et les services écosystémiques subissent des effets négatifs qui

entraînent des pertes d'espèces locales et des invasions réussies (Casazza *et al.* 2021) du fait de la modification et de la fragmentation de l'habitat (Robb 2014; Chalifour *et al.* 2019). La chronologie de l'aménagement humain qui est commune à de nombreux estuaires comprend la perturbation (y compris : l'exploitation minière, la déforestation, l'agriculture, l'urbanisation) dans le bassin hydrographique, qui augmente la charge sédimentaire, suivie par les barrages, les dérivations d'eau et la gestion des rivières pour réduire la variabilité de l'apport de sédiments, et l'étape finale de la restauration des habitats endommagés (Barnard *et al.* 2013).

À l'aide de l'analyse documentaire décrite précédemment et en reprenant la liste des activités et des agents de stress compilée par des analyses précédentes pour la région du Pacifique (Robb 2014; Hodgson *et al.* 2020), nous fournissons un organigramme montrant les activités anthropiques précises qui ont lieu dans les zones marines, terrestres et atmosphériques, et le flux des agents de stress découlant de chaque activité. Les agents de stress indiqués ici sont proches à l'activité, mais nous savons que des agents de stress plus distaux peuvent être générés par des activités anthropiques et influencerait alors les réseaux des estuaires au fil du temps (p. ex. en faisant varier les liens écologiques dans les communautés ou en facilitant le succès des espèces envahissantes).

Les réseaux des estuaires sont touchés par le chevauchement et la diversité des activités anthropiques. Les résultats de l'analyse documentaire comprenaient 23 activités anthropiques différentes (certains regroupements d'activités plus larges que d'autres) et 16 agents de stress qui ont un impact négatif sur les estuaires dans les trois zones (terrestre, marine, atmosphérique; figure 2). La modification de l'habitat, la pollution et la sédimentation sont les principaux agents de stress et sont liées au plus grand nombre d'activités anthropiques, la modification de l'habitat et la sédimentation provenant des trois zones. Pour la zone terrestre, la sédimentation et la pollution sont les principaux agents de stress dans les estuaires. Pour la zone marine, la pollution et la modification de l'habitat prédominent. La reconnaissance du chevauchement et de la nature interconnectée des activités anthropiques et des agents de stress qu'elles génèrent a des conséquences pour la restauration et la compréhension des réactions des estuaires aux perturbations anthropiques. Lorsque des agents de stress résultent de multiples activités et proviennent de plusieurs zones, l'atténuation des effets d'une activité n'est pas forcément suffisante pour éviter les impacts de cet agent de stress dans le réseau. Nous avons utilisé cette liste d'activités et d'agents de stress pour guider notre choix des données spatiales dans l'évaluation des estuaires qui suit.

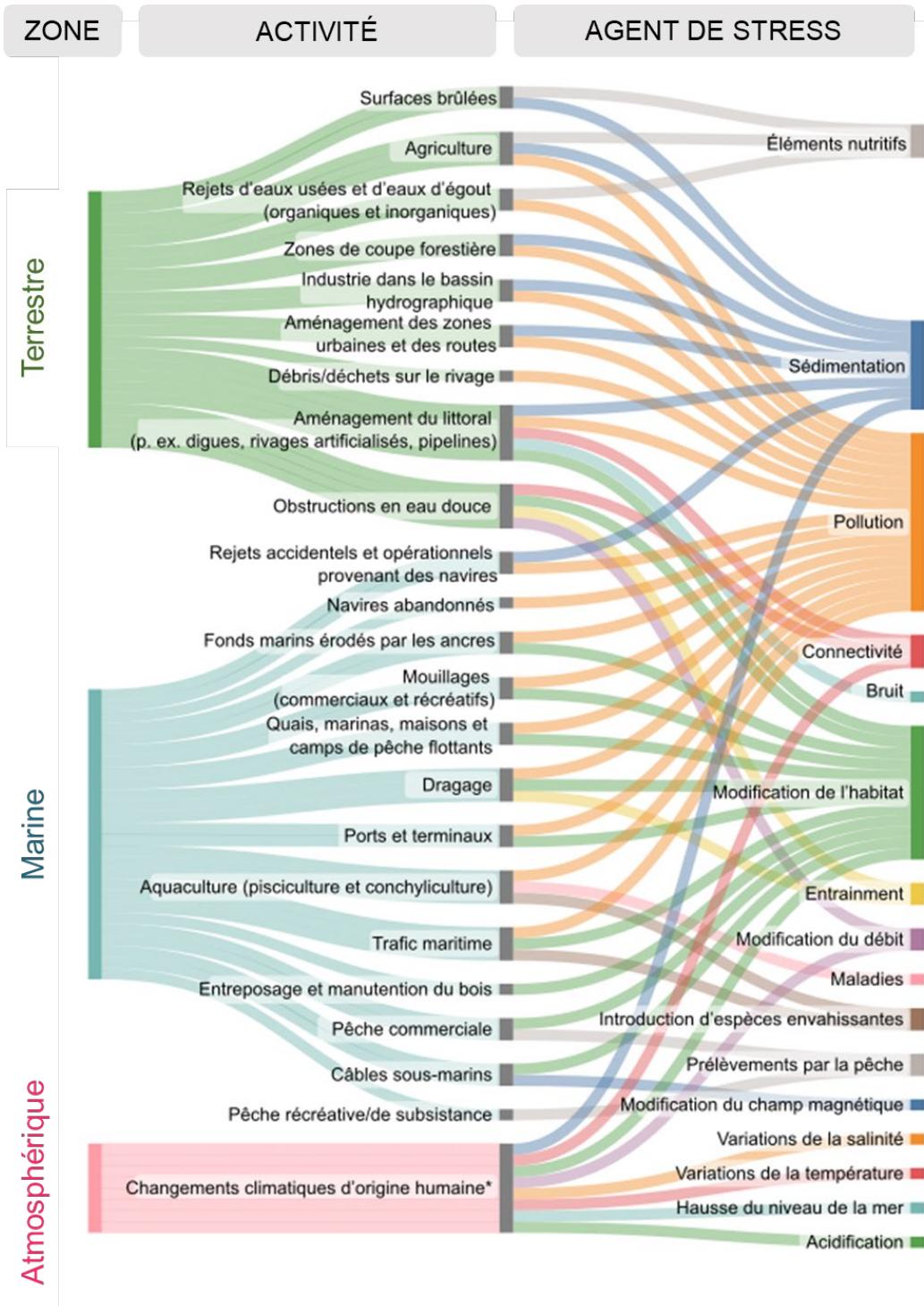


Figure 2. Activités anthropiques et agents de stress connexes ayant des répercussions documentées sur les réseaux des estuaires, d'après l'analyse documentaire décrite dans le présent rapport. Cette liste n'est pas exhaustive et ne comprend pas d'activités ou d'agents de stress en dehors des paramètres de recherche de l'analyse documentaire (p. ex. activités déterminées dans des recherches antérieures). Pour de plus amples renseignements sur les activités et les agents de stress connexes, voir la section 2.2 (Activités anthropiques et impacts environnementaux) du présent rapport. *Les changements climatiques d'origine humaine découlent de l'augmentation des concentrations de gaz à effet de serre et des agents de stress environnementaux qu'ils génèrent dans les environnements estuariens.

3. MÉTHODES D'ÉVALUATION DES ESTUAIRES

La présente analyse examine les activités anthropiques qui se déroulent dans les estuaires ou dans des zones directement adjacentes à ceux-ci et dans leurs bassins hydrographiques en amont le long de la côte de la Colombie-Britannique.

3.1. ZONE D'ÉTUDE – ESTUAIRES ET BASSINS HYDROGRAPHIQUES

Notre analyse a intégré les données spatiales sur 439 estuaires qui ont été identifiés et cartographiés par le Programme de conservation des estuaires du Pacifique (Ryder *et al.* 2007) et mis à jour en 2019 (équipe technique du Plan conjoint des habitats des oiseaux du Pacifique 2020) (figure 3). La taille des estuaires varie de <0,01 à 200 km². Les polygones des estuaires ont été délimités à l'aide d'une combinaison des cartes provinciales de classification des terres (cartes topographiques de base du projet de cartographie de l'inventaire des ressources du terrain (Terrain Resource Inventory Mapping [TRIM] à l'échelle de 1:20 000) et de données sur les cours d'eau (Atlas des eaux douces à l'échelle de 1:20 000), et ont été affinés à l'aide de données de télédétection aériennes, par satellite et hydrographiques. En général, les emplacements des estuaires ont d'abord été localisés comme les zones où le littoral et les cours d'eau de taille moyenne (quatrième ordre ou plus) se rejoignent. Les limites précises de l'estuaire ont ensuite été définies pour intégrer la zone à partir de la marée normale la plus basse de la zone intertidale (zéro hydrographique sur les cartes du Service hydrographique du Canada [SHC]) jusqu'à un maximum de 500 m en amont, fondé sur un seuil estimé de salinité de surface détectable (Ryder 2007). Les composantes infratidales n'ont pas été incluses, mais la présence de composantes physiographiques comme les marais, les marécages et les bancs de gravier, tirées des cartes du SHC et des données du TRIM a aidé à délimiter les limites des zones intertidales. Nous avons pris soin de vérifier que les limites d'un estuaire ne s'étendaient pas dans les zones voisines alimentées par une rivière ou un cours d'eau différent. Lorsque des images aériennes étaient disponibles, le panache d'eau douce provenant du cours d'eau a été utilisé pour confirmer la limite de l'estuaire vers la mer. Les critères de délimitation des limites des grands estuaires (Skeena, Fraser, Nass) différaient légèrement de ceux des petits estuaires, car les grands estuaires forment plusieurs deltas intertidaux et ont une plus grande intrusion d'eau salée en amont (voir le supplément dans Ryder *et al.* 2007). Le Plan conjoint des habitats des oiseaux du Pacifique a indiqué une certitude élevée en ce qui concerne la saisie de l'emplacement des grands estuaires mais, compte tenu des différentes échelles cartographiques et de la qualité d'imagerie des données utilisées pour délimiter les estuaires, ainsi que du seuil minimal du cours d'eau du quatrième ordre, il est probable que l'ensemble de données sous-estime la présence des estuaires et n'inclut pas tous les petits estuaires de la Colombie-Britannique (Ryder 2007; équipe technique du Plan conjoint des habitats des oiseaux du Pacifique 2020). D'autres détails sur les spécifications de la cartographie sont disponibles dans Ryder *et al.* (2007).

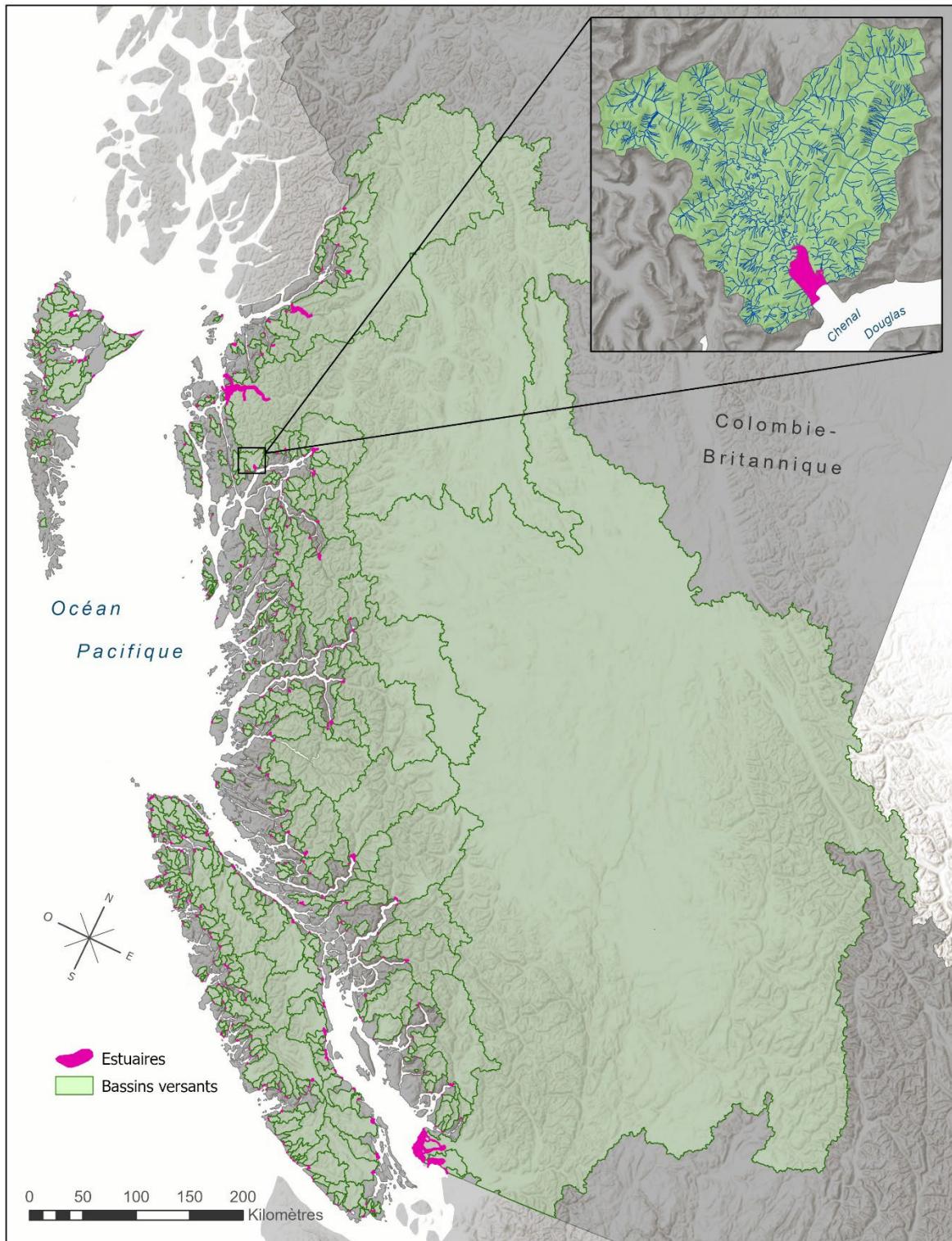


Figure 3. Estuaires et bassins hydrographiques inclus dans l'analyse. La carte en médaillon montre un exemple des données d'un réseau de cours d'eau à haute résolution utilisées pour délimiter les bassins hydrographiques.

L'évaluation des activités terrestres qui peuvent avoir une incidence indirecte sur un estuaire (description à la section 2.2.1) exigeait de définir les limites des bassins hydrographiques qui se jettent dans les estuaires, puisque les activités qui se déroulent dans un bassin hydrographique peuvent produire des agents de stress qui sont transportés dans l'estuaire par le débit de la rivière (p. ex. sédimentation) (Thrush *et al.* 2004). Nous avons utilisé les données sur les cours d'eau de l'Atlas des eaux douces de la Colombie-Britannique (GeoBc 2010) pour compiler un polygone de bassin hydrographique pour chaque estuaire. Chaque segment de flux sortant chevauchant un estuaire a été déterminé et un code hiérarchique (FWA_WATERSHED_CODE) a été utilisé pour relier tous les segments en amont. Chaque segment de cours d'eau est associé à un polygone de bassin hydrographique fondamental qui a été combiné en fonction du code hiérarchique pour produire un polygone de bassin hydrographique global par estuaire. La taille des bassins hydrographiques variait, allant de petits bassins à un seul segment de cours d'eau (< 15 ha) à de grands bassins intérieurs (> 20 millions ha), avec des réseaux de cours d'eau complexes qui s'étendent au-delà de la chaîne de montagnes côtières (p. ex. bassin hydrographique du Fraser) (figure 3).

3.2. COMPILED DES DONNÉES SPATIALES

L'analyse documentaire décrite précédemment a servi à orienter la sélection des données spatiales afin d'évaluer les activités anthropiques dans les réseaux des estuaires. Sur les 23 activités et les 16 agents de stress connexes jugés nuisibles aux habitats estuariens à la suite de l'analyse, des données spatiales étaient disponibles pour 28 d'entre eux (figure 2) et d'autres ont été ajoutés qui étaient intégrés aux activités. Par exemple, la pêche commerciale a été répartie entre certains types de pêche, pour un total de 44 couches spatiales. Les sous-sections qui suivent décrivent de manière plus détaillée les couches de données choisies et la façon dont elles ont été utilisées dans les analyses.

3.2.1. Zone terrestre

Afin de quantifier les agents de stress terrestres pour les estuaires, nous avons calculé le chevauchement des activités qui se déroulent à l'intérieur d'un bassin hydrographique ou le long de la ligne de côte adjacente à un estuaire. Nous avons supposé que les agents de stress générés par certaines activités sont transportés par le débit de la rivière ou du cours d'eau jusqu'à l'estuaire (p. ex. augmentation de la sédimentation à partir des zones forestières exploitées) (Thrush *et al.* 2004; Croke et Hairsine 2006; Bartley *et al.* 2014). Dans le cas des activités menées sur le rivage adjacent, qui ne fait pas nécessairement partie du bassin hydrographique pour un estuaire donné, nous avons présumé que l'activité peut chevaucher directement l'estuaire ou qu'elle se produit assez près de l'emplacement où un agent de stress est transporté par le ruissellement des eaux de surface ou souterraines (p. ex. une route construite directement sur la ligne de côte). Comme pour les évaluations des autres estuaires (Greene *et al.* 2015), nous avons considéré que la zone riveraine était la zone située à moins de 500 mètres de l'estuaire. Bien que la largeur des zones tampons typiques de l'habitat côtier sensible varie (p. ex. 30 à 100 m; Lemieux *et al.* 2004), nous avons étendu cette distance à 500 m pour refléter toute l'empreinte des structures côtières dans les deltas voisins et pour tenir compte des éventuelles discordances dans les échelles cartographiques entre les données sur l'activité et l'ensemble de données sur le littoral que nous avons utilisé. Nous n'avons pas tenu compte de la propagation des agents de stress terrestres dans le milieu marin au-delà de l'estuaire en aval. Nous n'avons pas non plus calculé les activités dans les bassins hydrographiques sans estuaire, tout en reconnaissant que les agents de stress peuvent être transportés de ces bassins hydrographiques vers d'autres estuaires par les courants océaniques.

Comme pour les activités maritimes, il n’existait pas d’information sur le niveau d’utilisation pour la plupart des activités terrestres, qui ont donc été quantifiées comme étant la zone de chevauchement avec le bassin hydrographique ou la zone riveraine. Les exceptions sont les rejets d’eaux usées (kg/an), les obstructions en eau douce (total des points dans le bassin hydrographique) et les débris du littoral, qui reposent sur une évaluation modélisée du potentiel de débris. Toutes les valeurs totales de l’activité ou des agents de stress, à l’exception des notations des débris riverains, ont été normalisées par bassin hydrographique ou zone riveraine. Nous avons ainsi pu comparer les valeurs entre les bassins hydrographiques, mais cette opération a également eu un « effet de dilution » dans lequel l’intensité des agents de stress générés dans les très grands bassins hydrographiques est probablement réduite à mesure qu’ils sont transportés vers l’estuaire (Boyd *et al.* 2022). Nous avons effectué une log-transformation (en base 10) des superficies des bassins hydrographiques pour produire une distribution normale des superficies, mais également pour créer un effet de dilution plus prudent dans la vaste gamme des tailles des bassins hydrographiques (figure C1).

3.2.2. Zone marine

Nous avons évalué les activités déterminées dans le cadre de l’analyse documentaire qui avaient le potentiel d’avoir une incidence sur chaque estuaire en quantifiant leur chevauchement direct avec les estuaires, ainsi qu’en modélisant la zone d’influence potentielle d’un agent de stress produit par certaines activités (p. ex. la pollution se propageant à partir d’une source ponctuelle), en suivant des approches et en intégrant des ensembles de données utilisés dans les évaluations des effets cumulatifs en milieu marin (Ban *et al.* 2010; Clarke Murray *et al.* 2015). Pour la plupart des activités, nous n’avons pu obtenir que de l’information sur la présence et, par conséquent, n’avons pu quantifier que la zone d’occurrence de l’activité. Pour les activités sur lesquelles nous disposions d’informations sur le niveau d’utilisation, comme la pêche commerciale et le transport maritime, l’impact potentiel était fondé sur les valeurs de l’intensité (c.-à-d. le nombre total de kg récoltés, le nombre de navires, respectivement) (tableau 1).

En ce qui concerne les activités pour lesquelles nous avons pu calculer la zone d’influence (tableau 1), les polygones ou les points représentant l’activité maritime ont été étendus par leur zone d’influence projetée (le cas échéant) et tramés sur une grille de 100 m, la terre agissant comme une barrière. La distance d’influence pour chaque activité était basée sur les valeurs tirées de Robb (2014), de Clarke Murray *et al.* (2015), ainsi que des travaux récents d’Agbayani et de ses collègues³. La liste complète des activités et des distances de leur zone d’influence se trouve dans le tableau 1. Pour simuler un effet de diminution en fonction de la distance d’un agent de stress qui se répand, nous avons adapté l’approche utilisée dans des études précédentes (Clarke Murray *et al.* 2015) et avons réduit la valeur de l’agent de stress sur 10 pas de largeur égale rayonnant à partir de la source, chaque pas réduisant la valeur de l’agent de stress d’origine de 10 %. Nous avons attribué une valeur de 100 à toutes les cellules dans l’empreinte d’origine de l’activité fondée sur la zone; à la zone d’influence maximale, cette valeur est donc réduite à 10 dans chaque cellule. Afin de ne pas sur-représenter leur impact potentiel, nous n’avons pas appliqué d’effet de diminution en fonction de la distance aux ensembles de données cartographiés à une échelle plus grossière, notamment aux données sur la pêche récréative, la pêche commerciale et le transport maritime.

Les valeurs fondées sur la zone ou l’intensité des cellules matricielles qui chevauchent un estuaire ont été additionnées. La seule exception était l’agent de stress associé aux occurrences ponctuelles d’espèces aquatiques envahissantes (p. ex. relevés au casier du crabe vert), qui a été résumé comme étant la richesse en espèces (c.-à-d. le nombre d’espèces aquatiques envahissantes présentes dans un estuaire) selon l’approche utilisée par Boyd et

al. (2022). Bien que l'introduction d'une espèce envahissante soit un agent de stress associé à diverses activités (p. ex. le trafic maritime), les données spatiales disponibles ont été incluses en fonction des avis découlant de l'examen régional par les pairs. Pour générer les valeurs finales d'activité parmi les estuaires, nous avons normalisé les valeurs additionnées en les divisant par la superficie de l'estuaire.

3.2.3. Zone atmosphérique

Nous avons quantifié quatre répercussions potentielles liées aux changements climatiques sur les estuaires : la hausse du niveau de la mer, les variations des précipitations, les variations de la température de l'air et les variations de la température des cours d'eau (tableau 1). Les projections des températures et des précipitations futures étaient fondées sur le scénario RCP 4.5 élaboré par Wang *et al.* (2018). Compte tenu de l'information disponible, celle de la hausse du niveau de la mer était fondée sur le scénario plus extrême RCP 8.5 à l'aide des données de Ressources naturelles Canada. Pour toutes les variables, nous avons calculé la variation entre les conditions récentes (environ au début du 21^e siècle, les années variant entre les ensembles de données) et les prédictions pour la fin du siècle. Les données sur les précipitations et la température de l'air ont été modélisées sur une grille de 1 km, les données sur la température des cours d'eau ont été calculées au point de déversement sur la côte (Weller *et al.* 2023) et la hausse du niveau de la mer a été calculée pour des segments de longueur variable du littoral (~10 à 200 m). Pour toutes les données climatiques, nous avons fait la moyenne de toutes les valeurs qui chevauchaient les estuaires.

Tableau 1. Données sur l'activité par zone marine, terrestre et atmosphérique. Pour les sources de données indiquées comme étant « restreintes », il faut demander les données au conservateur pour y accéder. Sauf indication contraire dans la colonne des notes sur le géotraitement, l'intensité d'une activité a été calculée comme la zone de chevauchement avec un estuaire. * Les données associées aux activités marines et terrestres ont été incluses dans l'analyse typologique.

Zone	Activité / agent de stress	Consignataire des données	Source des données	Date	Zone d'influence (km)	Notes sur le géotraitement
Marine*	Mouillages – commerciaux	Ressources naturelles Canada	Publication imminente	2022	2	–
	Mouillages – récréatifs	Pêches et Océans Canada	Gouvernement ouvert – ACHARE	2022	0,5	–
	Fonds marins érodés par les ancrages	Ressources naturelles Canada	Gouvernement ouvert	2022	–	Lignes tampons de 200 m.
	Aquaculture – poissons	Pêches et Océans Canada	Restreinte	2011 à 2021	2	Calculer la somme des ventes sur le marché et pour le repeuplement (\$). Somme pour toutes les années. Associer aux polygones des tenures.
		Province de la Colombie-Britannique – Direction générale des terres	BC Data Catalogue - Crown Tenures	2022		Sélectionner les dossiers dont le sous-objet est « POISSONS ». Ne conserver que les dossiers avec des valeurs marchandes dans l'ensemble de données du MPO.
	Aquaculture – Mollusques et crustacés	Pêches et Océans Canada	Restreinte	2011 à 2021	2	Calculer la somme des ventes sur le marché et pour le repeuplement (\$). Somme pour toutes les années. Associer aux polygones des tenures.
		Province de la Colombie-Britannique – Direction générale des terres	BC Data Catalogue - Crown Tenures	2022		Sélectionner les dossiers dont le sous-objet est « MOLLUSQUES ET CRUSTACÉS ». Ne conserver que les dossiers avec des valeurs marchandes dans l'ensemble de données du MPO.
	Espèces aquatiques envahissantes	Province de la Colombie-Britannique – Écosystèmes	BC Data Catalogue - Aquatic Invasive Species of BC	2012	–	Calculer comme la richesse en espèces chevauchant les estuaires.
		Pêches et Océans Canada	Gale et al. (2023). European Green Crab Surveys	2023	–	
	Pêche commerciale – en plongée	Pêches et Océans Canada	Restreinte	2016	–	Calculer en nombre total de kg par année Regrouper les dossiers pour l'oursin vert, l'oursin rouge géant, l'holothurie.
	Pêche commerciale – à la ligne	Pêches et Océans Canada	Restreinte	2016	–	Calculer en nombre total de kg par année Regrouper les dossiers pour le flétan atlantique, la morue charbonnière, la morue-lingue, le sébaste.

Zone	Activité / agent de stress	Consignataire des données	Source des données	Date	Zone d'influence (km)	Notes sur le géotraitemet
	Pêche commerciale – au casier à crevettes	Pêches et Océans Canada	Restreinte	2016	–	Calculer en nombre total de kg par année Regrouper les dossiers pour la grosse crevette et la crevette par casier.
	Pêche commerciale – tuyau sous pression	Pêches et Océans Canada	Restreinte	2016	–	Calculer en nombre total de kg par année Regrouper les dossiers pour la panope.
	Pêche commerciale – chalut	Pêches et Océans Canada	Restreinte	2016	–	Calculer en nombre total de kg par année Regrouper les dossiers pour le chalut de fond, le chalut pélagique, la crevette au chalut.
	Pêche commerciale – saumon au filet maillant	Pêches et Océans Canada	Restreinte	2016	–	Calculer en nombre total de kg.
	Pêche commerciale – saumon à la senne	Pêches et Océans Canada	Restreinte	2016	–	Calculer en nombre total de kg.
	Pêche commerciale – saumon à la traîne	Pêches et Océans Canada	Restreinte	2016	–	Calculer en nombre total de kg.
	Navires abandonnés	Transports Canada	Restreinte	2018	0,5	–
	Immersion en mer	Environnement et Changement climatique Canada	Gouvernement ouvert - Sites d'immersion en mer actifs et non actifs	2018	2	–
	Quais	Pêches et Océans Canada	Gouvernement ouvert - Structures flottantes	2018	0,5	–
	Dragage	Environnement et Changement climatique Canada	Restreinte – dragage pour l'immersion en mer; le dragage pour la réutilisation, une autre forme d'élimination ou la gestion n'est pas inclus.	2020	–	–
		Pêches et Océans Canada (PPPH)	Restreinte – Suivi des activités du programme de l'habitat (SAPH)	2023	–	Extraction des dossiers dont l'impact principal est « dragage/excavation ». Points étendus de 50 m avant la combinaison avec les données d'ECCC.
	Camps de pêche et maisons flottants	Pêches et Océans Canada	Gouvernement ouvert - Structures flottantes	2018	2	–
	Manutention du bois	Province de la Colombie-Britannique – Direction générale des terres	BC Data Catalogue - Crown Tenures	2022	2	Sélectionner les dossiers dont le sous-objet de la tenure est « MANUTENTION/STOCKAGE DU BOIS »

Zone	Activité / agent de stress	Consignataire des données	Source des données	Date	Zone d'influence (km)	Notes sur le géotraitement
		Province de la Colombie-Britannique – GeoBC	BC Data Catalogue - Coastal BC Marine Industrial Sites	1998		Sélectionner les dossiers dont la description est 'Flottage de billes', 'Estacades flottantes', 'Déchargement de billots', 'Triage de billes'. Les points ont été étendus de 1 m avant d'être combinés avec les données sur les tenures.
	Marinas	Pêches et Océans Canada	Gouvernement ouvert - Structures flottantes	2018	2	–
	Ports et terminaux	Province de la Colombie-Britannique – GeoBC	BC Data Catalogue - BC Ports and Terminals	2016	2	Sélectionner uniquement les grands ports qui n'étaient pas inclus dans l'ensemble de données sur les quais.
	Navigation de plaisance	Transports Canada	Restreinte	2022	2	Calculer en nombre total de bateaux prévus.
	Pêche récréative/de subsistance – espèces anadromes	BC Marine Conservation Atlas	BC Marine Conservation Atlas - Sport Fishing	2011	–	–
	Pêche récréative/de subsistance – crabe	BC Marine Conservation Atlas	BC Marine Conservation Atlas - Sport Fishing	2011	–	–
	Pêche récréative/de subsistance – poisson de fond	BC Marine Conservation Atlas	BC Marine Conservation Atlas - Sport Fishing	2011	–	–
	Pêche récréative/de subsistance – crevette	BC Marine Conservation Atlas	BC Marine Conservation Atlas - Sport Fishing	2011	–	–
	Infrastructures sous-marines (câbles sous-marins)	Province de la Colombie-Britannique – Direction générale des terres	BC Data Catalogue - Crown Tenures	2022	–	Sélectionner les dossiers dont le sous-objet de la tenure est « LIGNE DE TRANSPORT D'ÉLECTRICITÉ », « MESURE/RECHERCHE SCIENTIFIQUE », « CONDUITE D'ÉGOUT/D'AMENÉE », « LIGNE DE TÉLÉCOMMUNICATIONS » ou « LIGNE D'EAU ». Données de polygone, pas de tampon.
	Trafic maritime	Transports Canada	Restreinte	2021	30	Calculer en nombre total de navires par année.
Terrestre*	Agriculture	ESRI, Impact Observatory, Microsoft	Esri - Sentinel-2 Land Use	2022	–	Sélectionner les pixels classés comme « cultures ».

Zone	Activité / agent de stress	Consignataire des données	Source des données	Date	Zone d'influence (km)	Notes sur le géotraitemet
Aménagement général du littoral (500 m à l'intérieur des terres)	Zones brûlées	Province de la Colombie-Britannique – BC Wildfire Service	BC Data Catalogue - Fire Perimeters	2022	–	Sélectionner les dossiers dont l'année de brûlage est comprise entre 2013 et 2022.
	Barrages	Province de la Colombie-Britannique – Freshwater Atlas	BC Data Catalogue- Freshwater Atlas Obstructions	2022	–	Sélectionner les composantes dont le type d'obstruction est « barrage ».
	Zones de coupe forestière	Province de la Colombie-Britannique – Direction générale de l'analyse et de l'inventaire des forêts	BC Data Catalogue - Harvested Areas of BC	2022	–	Sélectionner les dossiers dont l'année de récolte se situe au cours des 10 dernières années – le temps minimum typique pour qu'un peuplement réponde aux critères de croissance libre (Forest Practices Board 2006).
	Obstructions en eau douce	Province de la Colombie-Britannique – Gestion des connaissances	BC Data Catalogue- PSCIS Fish Habitat Confirmations	2022	–	–
		Pêches et Océans Canada (PPPH)	Restreinte – Suivi des activités du programme de l'habitat (SAPH)	2023	–	Sélectionner les dossiers dont l'impact principal est « Changements dans les débits/niveaux d'eau », « Passage du poisson » ou « Modification du cours d'eau ».
	Aménagement général du littoral (500 m à l'intérieur des terres)	ESRI, Impact Observatory, Microsoft	Esri - Sentinel-2 Land Use	2022	–	Sélectionner les pixels classés comme « Zone bâtie ».
		Province de la Colombie-Britannique – GeoBC	BC Data Catalogue - Digital Road Atlas	2017	–	Zone tampon de 2,5 m pour les voies individuelles.
		Province de la Colombie-Britannique – Section des tenures forestières	BC Data Catalogue - Forest Tenure Road Segment Lines	2008	–	Zone tampon de 5 m.
		Ressources naturelles Canada	Gouvernement ouvert - Réseau ferroviaire national	2021	–	Zone tampon de 5 m.
		Province de la Colombie-Britannique – Direction générale de la gestion de l'eau	BC Data Catalogue - Flood Protection Structural Works	2004	–	Zone tampon de 10 m.
		Province de la Colombie-Britannique – Direction générale des terres	BC Data Catalogue - Crown Tenures	2022	–	Sélectionner les dossiers Industrie, sauf Exploitation minière et Manutention du bois.
		Province de la Colombie-Britannique – GeoBC	BC Data Catalogue - Coastal BC Marine Industrial Sites	1998	–	Sélectionner les dossiers qui ne sont pas associés à la Manutention du bois.
		Ressources côtières et océaniques	ShoreZone	2020	–	Sélectionner les structures artificielles et zone tampon de 10 m.

Zone	Activité / agent de stress	Consignataire des données	Source des données	Date	Zone d'influence (km)	Notes sur le géotraitements
Industrie générale dans les bassins hydrographiques	Province de la Colombie-Britannique – Direction générale de l'économie et du commerce	Province de la Colombie-Britannique – Direction générale de l'économie et du commerce	BC Data Catalogue - BC Major Timber Processing Facilities	2018	–	Points tampons de 100 m.
		BC Energy Regulator	Tronçons de pipeline et emprises	2022	–	Segments tampons de 2,5 m.
	Province de la Colombie-Britannique – Direction générale de l'économie et du commerce	Province de la Colombie-Britannique – Direction générale de l'économie et du commerce	BC Data Catalogue - BC Major Timber Processing Facilities	2018	–	Points tampons de 100 m.
		Province de la Colombie-Britannique – Santé, sécurité et délivrance de permis	BC Data Catalogue - Permitted Mine Areas	2020	–	–
		Province de la Colombie-Britannique – Direction générale des terres	BC Data Catalogue - Crown Tenures	2022	–	Sélectionner les dossiers Industrie, sauf Exploitation minière et Manutention du bois.
		Province de la Colombie-Britannique – GeoBC	BC Data Catalogue - Coastal BC Marine Industrial Sites	1998	–	Sélectionner les dossiers qui ne sont pas associés à la Manutention du bois.
		BC Energy Regulator	Tronçons de pipeline et emprises	2022	–	Segments tampons de 2,5 m.
	Aménagement général dans les bassins hydrographiques (excluant le littoral)	ESRI, Impact Observatory, Microsoft	Esri - Sentinel-2 Land Use	2022	–	Sélectionner les pixels classés comme « Zone bâtie ».
		Province de la Colombie-Britannique – GeoBC	BC Data Catalogue - Digital Road Atlas	2017	–	Zone tampon de 5 m pour les voies individuelles.
		Province de la Colombie-Britannique – Section des tenures forestières	BC Data Catalogue - Forest Tenure Road Segment Lines	2008	–	Zone tampon de 5 m.
		Ressources naturelles Canada	Gouvernement ouvert - Réseau ferroviaire national	2021	–	Zone tampon de 5 m.
Exploitation minière	Commission géologique de la province de la Colombie-Britannique	BC Data Catalogue – MINFILE Production Database		2020	–	Calculer en tonnes extraites.
Évacuation des eaux usées et des eaux d'égout (organiques)	Environnement et Changement climatique Canada	Outil d'inventaire des polluants affectant les baleines et leurs proies		2018	–	–
Évacuation des eaux usées et des eaux d'égout (inorganiques)	Environnement et Changement climatique Canada	Outil d'inventaire des polluants affectant les baleines et leurs proies		2018	–	–

Zone	Activité / agent de stress	Consignataire des données	Source des données	Date	Zone d'influence (km)	Notes sur le géotraitemet
	Débris/déchets sur le rivage	Province de la Colombie-Britannique – Division de la protection de l'environnement	BC Data Catalogue - PICES 5km Debris Ratings	2015	–	Notation moyenne des débris (0 : aucun débris – 5 : débris importants le long de toute la plage) sur des segments linéaires de 5 km qui chevauchent chaque estuaire.
Atmosphérique	Variation de la température de l'air	Université de la Colombie-Britannique – Wang <i>et al.</i>	ClimateBC	1981 à 2099	–	Scénario RCP 4.5, différence de température moyenne estivale.
	Variations des précipitations	Université de la Colombie-Britannique – Wang <i>et al.</i>	ClimateBC	1981 à 2099	–	Scénario RCP 4.5, différence dans les précipitations annuelles moyennes.
	Hausse du niveau de la mer	Ressources naturelles Canada	Gouvernement ouvert - CanCoast	2006 à 2009	–	Scénario RCP 8.5, élévation moyenne du niveau de la mer (m) des lignes chevauchant chaque estuaire.
	Variation de la température des cours d'eau	Pêches et Océans Canada	Weller <i>et al.</i> (2023)	1981 à 2100	–	Scénario RCP 4.5, différence de température moyenne en août.

3.3. ANALYSE TYPOLOGIQUE

Afin de mieux déterminer les estuaires qui pourraient être touchés par des activités anthropiques et leurs agents de stress, nous avons réalisé une analyse typologique pour catégoriser les estuaires selon le type et l'intensité des activités qui s'y produisent. L'analyse et les évaluations des extrants ont toutes été effectuées dans R (R Core Team 2022). L'analyse était fondée sur les données relatives aux activités menées dans les estuaires décrites précédemment, en s'appuyant sur des analyses antérieures (Merrifield *et al.* 2011; Robb 2014). Elle portait sur les 41 activités marines et terrestres. Les données spatiales à l'intérieur de la zone atmosphérique n'ont pas été incluses étant donné qu'elles représentent des agents de stress omniprésents associés à la pollution qui peuvent être générés par certaines des activités marines et terrestres cartographiées séparément. Ces données ont plutôt été comparées aux groupes ainsi créés dans une série de diagrammes de dispersion. Puisque les données sur les activités avaient tendance à être asymétriques vers la droite et contenaient des zéros, toutes les valeurs ont été transformées avant nos analyses à l'aide du sinus hyperbolique inverse (IHS; Burbidge *et al.* 1988). Nous avons ensuite normalisé toutes les valeurs en soustrayant la moyenne et en divisant par l'écart type.

Nous avons utilisé la typologie hiérarchique pour définir les groupes d'estuaires où les activités anthropiques sont similaires. Nous avons choisi d'effectuer notre typologie en reprenant la méthode Ward D2 avec les distances de Canberra (Lance et Williams 1967), car cette méthode met l'accent sur une faible dispersion à l'intérieur du groupe, produisant ainsi des groupes sphériques compacts d'estuaires (Murtagh et Legendre 2014). Nous avons choisi le nombre de groupes à l'aide d'une validation interne fondée sur 22 indices pour déterminer le meilleur nombre de groupes, calculé à l'aide du progiciel NbClust dans R (Charrad *et al.* 2014). Le nombre final de groupes était le nombre entre 4 et 12 qui avait été sélectionné par le plus d'indices. Cette fourchette était considérée comme contenant suffisamment de groupes pour être utile pour distinguer les estuaires et assez petite pour être utile à l'interprétation. Afin de visualiser la relation multivariée entre les données sur les activités et les groupes sélectionnés, nous avons utilisé une analyse en composantes principales (ACP) à l'aide du progiciel vegan (Oksanen *et al.* 2022) dans R (R Core Team 2022).

Pour différencier la façon dont les groupes sont définis généralement par les activités, nous avons appliqué une analyse de modèle à plusieurs niveaux à l'aide du progiciel indic species dans R (De Cáceres et Legendre 2009). Cette méthode est appliquée couramment pour déterminer les espèces indicatrices pour différents types de communautés écologiques (De Cáceres *et al.* 2010), mais ici, nous évaluons les activités en tant qu'indicateurs de chaque groupe. La méthode choisit l'association la plus élevée entre chaque activité et les groupes, puis teste la signification statistique de l'association ($p = 0,05$). Seules les associations significatives sont conservées comme indicateurs des groupes. Nous avons choisi de restreindre les associations entre les activités et les groupes uniques, bien que la méthode puisse également évaluer l'association avec des ensembles de groupes. Ainsi, bien que cette analyse d'indicateurs saisisse les associations les plus élevées, elle ne fournit pas d'information pour déterminer si les activités ont également lieu dans les estuaires d'autres groupes.

3.4. ÉVALUATION DU POISSON ET DE SON HABITAT

En plus d'une évaluation des activités et des agents de stress liés aux estuaires, des renseignements ont été demandés sur les estuaires importants pour le saumon et d'autres espèces valorisées de poissons et d'invertébrés, ainsi que sur la présence d'habitats sensibles du poisson dans les estuaires. Afin de dresser une liste des espèces et des types d'habitats dans les estuaires, nous avons utilisé la définition des espèces d'importance écologique donnée

par le MPO (ESS; MPO 2006) et une application récente des critères des EIE aux poissons marins, aux invertébrés, aux plantes et aux algues du Pacifique (Gale *et al.* 2019). Nous avons ensuite comparé la liste aux espèces et aux habitats documentés dans les plans de gestion des estuaires, lorsqu'ils sont disponibles, complétés par des inventaires d'espèces propres aux estuaires que nous avons trouvés dans des rapports techniques et la documentation scientifique (tableau 2). Ces données ont guidé la compilation des ensembles de données spatiales pertinents. Le crabe dormeur n'a pas été désigné comme étant d'importance écologique dans Gale *et al.* (2019), mais a été inclus en fonction des recommandations formulées lors de la réunion régionale d'examen par les pairs, compte tenu du rôle écologique important que l'espèce joue dans les estuaires. Une liste d'autres espèces mentionnées dans les plans de gestion des estuaires et qui peuvent jouer un rôle important dans les réseaux estuariens, mais qui n'ont pas été évaluées comme étant d'importance écologique selon les critères du MPO, a également été compilée (annexe D).

*Tableau 2. Espèces et habitats estuariens relevés dans les plans de gestion des estuaires de la Colombie-Britannique et désignés comme des espèces d'importance écologique (EIE) d'après les évaluations précédentes, ainsi qu'en fonction des notations des critères des EIE correspondants (Gale et al. 2019). Les espèces ont été considérées comme importantes sur le plan écologique si elles avaient obtenu une notation élevée (2) pour l'un des rôles écologiques évalués. ^ Le crabe dormeur n'a pas été désigné comme étant d'importance écologique par Gale et al. (2019), mais a été inclus ici selon les recommandations des participants à l'examen du fait de son rôle important dans les écosystèmes estuariens. * désigne les espèces pour lesquelles des données spatiales suffisantes étaient disponibles dans les polygones de l'estuaire pour permettre de les évaluer dans le présent rapport.*

Nom commun	Nom scientifique	Notation pour les critères des EIE	Estuaire de la rivière Campbell	Estuaire de la rivière Courtenay	Estuaire des rivières Cowichan et Koksilah	Estuaire du Fraser	Estuaire de la rivière Nanaimo	Estuaire de la rivière Somass	Estuaire de la rivière Squamish
Espèces de poissons									
Raie biocellée	<i>Raja binoculata</i>	2 (niveau supérieur)	–	–	–	X	–	–	–
Saumon chinook*	<i>Oncorhynchus tshawytscha</i>	2 (niveau supérieur, transport des éléments nutritifs), 1 (fourrage)	X	X	X	X	X	X	X
Saumon kéta*	<i>Oncorhynchus keta</i>	1 (niveau supérieur, fourrage), 2 (transport des éléments nutritifs)	X	X	X	X	X	X	X
Saumon coho*	<i>Oncorhynchus kisutch</i>	2 (niveau supérieur, transport des éléments nutritifs), 1 (fourrage)	X	X	X	X	X	X	X
Truite fardée	<i>Oncorhynchus clarkii</i>	2 (niveau supérieur), 1* (fourrage), 1 (transport des éléments nutritifs)	X	X	X	X	X	X	X
Dolly Varden	<i>Salvelinus malma lordi</i>	2 (niveau supérieur)	X	–	X	X	–	X	X
Eulakane*	<i>Thaleichthys pacificus</i>	2 (fourrage, transport des éléments nutritifs)	–	–	–	X	–	–	X
Esturgeon vert	<i>Acipenser medirostris</i>	1 (niveau supérieur, transport des éléments nutritifs)	–	–	–	X	X	–	–
Morue-lingue	<i>Ophiodon elongatus</i>	2 (niveau supérieur)	–	X	–	X	X	–	–
Pocheteau long-nez	<i>Raja rhina</i>	2 (niveau supérieur)	–	X	–	–	–	–	–
Merlu du Pacifique	<i>Merluccius productus</i>	2 (niveau supérieur), 1 (fourrage, transport des éléments nutritifs)	–	–	–	–	–	X	–
Hareng du Pacifique*	<i>Clupea pallasii</i>	2 (fourrage, transport des éléments nutritifs)	X	X	X	X	X	X	X
Lançon du Pacifique*	<i>Ammodytes hexapterus</i>	2 (fourrage)	–	X	–	X	X	X	X
Saumon rose*	<i>Oncorhynchus gorbuscha</i>	1 (niveau supérieur), 1* (fourrage), 2 (transport des éléments nutritifs)	X	X	–	X	X	X	X

Nom commun	Nom scientifique	Notation pour les critères des EIE	Estuaire de la rivière Campbell	Estuaire de la rivière Courtenay	Estuaire des rivières Cowichan et Koksilah	Estuaire du Fraser	Estuaire de la rivière Nanaimo	Estuaire de la rivière Somass	Estuaire de la rivière Squamish
Perche-méné	<i>Cymatogaster aggregata</i>	2 (fourrage)	–	X	–	X	X	X	X
Saumon rouge*	<i>Oncorhynchus nerka</i>	1 (niveau supérieur, fourrage), 2 (transport des éléments nutritifs)	X	X	–	X	X	X	–
Aiguillat commun	<i>Squalus suckleyi</i>	2 (niveau supérieur), 1 (transport des éléments nutritifs)	–	X	–	X	–	–	X
Saumon arc-en-ciel	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	2 (niveau supérieur), 1* (fourrage), 1 (transport des éléments nutritifs)	X	X	X	X	X	X	X
Éperlan argenté	<i>Hypomesus pretiosus</i>	2 (fourrage)	–	X	–	X	–	–	X
Goberge de l'Alaska	<i>Theragra chalcogramma</i>	2 (niveau supérieur, fourrage)	–	–	–	X	–	X	–
Espèces d'invertébrés									
Callianasse de Californie	<i>Neotrypaea californiensis</i>	–	–	X	–	X	X	X	–
Crevette des quais	<i>Pandalus danae</i>	–	–	–	–	–	–	–	X
Crabe dormeur^*	<i>Metacarcinus magister</i>	–	–	X	–	X	X	–	X
Fausse-mactre	<i>Tresus capax</i>	–	–	–	–	–	X	–	–
Fausse-mactre	<i>Tresus nuttallii</i>	–	–	–	–	–	X	–	–
Petite palourde du Pacifique	<i>Leukoma staminea</i>	–	–	–	–	–	X	X	–
Escargots Littorina	<i>Littorina sp.</i>	–	–	X	–	–	–	–	–
Coque de Nuttall	<i>Clinocardium nuttallii</i>	–	–	X	–	–	X	X	–
Étoile ocreée	<i>Pisaster ochraceus</i>	–	–	X	–	–	–	–	–
Crevette tachetée*	<i>Pandalus platyceros</i>	–	–	–	–	–	–	X	–
Solaster géant	<i>Pycnopodia helianthoides</i>	–	–	X	–	–	–	–	–
Zooplancton	p. ex. copépodes calanoïdes, copépodes harpacticoïdes, euphausiacés	–	X	–	X	X	X	–	X
Habitats									
Zostère*	<i>Zostera marina</i>	–	X	X	X	X	X	–	X

Nom commun	Nom scientifique	Notation pour les critères des EIE	Estuaire de la rivière Campbell	Estuaire de la rivière Courtenay	Estuaire des rivières Cowichan et Koksilah	Estuaire du Fraser	Estuaire de la rivière Nanaimo	Estuaire de la rivière Somass	Estuaire de la rivière Squamish
Macroalgues*	Plusieurs espèces.	–	X	X	–	–	–	X	X
Chenaux	–	–	X	–	X	–	X	X	X
Banc de gravier/récif*	–	–	–	–	–	–	X	X	X
Vasières*	–	–	X	X	–	X	X	X	X
Marais salés ou littoraux*	Plusieurs espèces	–	X	X	X	X	X	X	X
Battures de sable*	–	–	X	X	–	X	X	X	X

Sources : Estuaire de la rivière Campbell (Bell et Thompson 1977; Penfold 2002); estuaire de la rivière Courtenay (Asp et Adams 2000; Hamilton *et al.* 2008; Direction générale des biens immobiliers 2011); Estuaire des rivières Cowichan et Koksilah (Lambertson 1987; Hillaby 1991); estuaire du Fraser (Greer *et al.* 1981; Levings 1983; PAEFF 2003; Kehoe *et al.* 2021; Chalifour *et al.* 2019); estuaire de la rivière Nanaimo (Catherine Berries Associated Inc. 2006); estuaire de la rivière Somass (Catherine Berries Associated Inc. 2004); estuaire de la rivière Squamish (Province de la Colombie-Britannique et gouvernement du Canada 1981; Squamish Estuary Coordinating Committee 1999); estuaire de la rivière Skeena (Sharpe *et al.* 2021); à l'échelle de la côte (Jeffery *et al.* 2023).

Les données spatiales ont été compilées pour les espèces considérées comme importantes sur le plan écologique et l'ensemble des types d'habitats marins mentionnés dans au moins un des plans de gestion existants pour les estuaires de la Colombie-Britannique. Des données spatiales pertinentes pour les estuaires n'étaient pas disponibles pour toutes les espèces ou tous les habitats. Par exemple, les données disponibles pour le pocheteau long-nez proviennent de relevés de recherche qui ne sont pas réalisés dans des environnements estuariens, et les données pour de nombreuses espèces d'invertébrés sont produites à partir de relevés dont la couverture est inadéquate. Lorsque des données étaient disponibles, le traitement des données pour les espèces et les habitats pertinents a été superposé afin de calculer leur prévalence dans chaque estuaire, puis comparé aux nombres d'activités dans une série de diagrammes de dispersion. Comme pour les données sur les activités, les données sur les espèces n'ont pas été classées par importance. Nous avons comparé les données écologiques aux activités non pas pour suggérer une relation de cause à effet, mais plutôt pour déterminer les estuaires importants sur le plan écologique qui pourraient être menacés.

3.4.1. Saumon

Le saumon du Pacifique est un élément essentiel des écosystèmes marins et côtiers de la Colombie-Britannique. Il revêt aussi une grande importance écologique, culturelle et économique. Comme nous l'avons déjà indiqué, il a été désigné comme une EIE en raison de son rôle important dans le transport d'éléments nutritifs entre les écosystèmes terrestres, marins et côtiers; il est également important à la fois en tant que proie et prédateur (Gale *et al.* 2019). La biomasse de l'échappée de saumons et la richesse en saumons ont été calculées à l'aide des données sur les saumons adultes qui reviennent frayer (que l'on désigne par « échappées ») tirées du Nouveau système de base de données sur les échappées du saumon (NuSEDS; MPO 2022) à partir des dossiers pour les cinq espèces de saumons (chinook, kéta, coho, rose et rouge) visées par la Politique du Canada pour la conservation du saumon sauvage du Pacifique (Wild Salmon Policy, MPO 2005). Pour la biomasse, l'échappée maximale moyenne a été calculée pour chaque population de saumons, à l'aide des données de 1990 à 2020 (automne) afin de suivre le changement de régime écosystémique signalé dans l'abondance du saumon en 1989 (Irvine et Fukuwaka 2011). Pour chaque espèce, nous avons additionné le nombre maximal moyen d'échappées par population dans les principales zones du bassin hydrographique et rivières côtières et l'avons relié aux données spatiales sur le réseau de cours d'eau de la Colombie-Britannique extraites du Freshwater Atlas (Gray 2010). Les cours d'eau ont été recoupés avec les polygones de l'estuaire et, pour chaque estuaire, l'échappée a été additionnée, par espèce, pour toutes les populations en amont et multipliée par le poids moyen pour chaque espèce. Nous avons ensuite additionné les valeurs obtenues pour toutes les espèces afin de produire une estimation totale de la biomasse en kilogrammes (kg). La richesse en espèces a été calculée comme le nombre d'espèces de saumons du Pacifique qui avaient été enregistrées dans les rivières et les ruisseaux qui se jettent dans l'estuaire, mais les saumons roses ont été divisés en deux espèces distinctes (années paires et impaires) pour une diversité maximale de six espèces. Les données spatiales n'étaient pas suffisantes pour permettre une évaluation plus approfondie du Dolly Varden, de la truite fardée et du saumon arc-en-ciel.

Pour estimer la diversité des saumons, nous avons aussi calculé le nombre d'unités de conservation (UC) du saumon du Pacifique présentes dans chaque bassin hydrographique associé à un estuaire, ainsi que leur état. En tant que l'une des six stratégies de la PSS, des UC ont été élaborées pour le saumon chinook, le saumon kéta, le saumon coho, le saumon rose et le saumon rouge afin de représenter des éléments de la biodiversité du saumon importants pour la conservation et la gestion (MPO 2009a). Une UC est définie comme « un groupe de saumon sauvage suffisamment isolé des autres groupes pour que, s'il venait à

disparaître, il soit très peu probable qu'il puisse se rétablir naturellement dans un délai acceptable » (MPO 2005). L'état de conservation des UC a été évalué à l'aide de divers paramètres biologiques et les UC sont classées comme étant dans la zone Rouge (faible, en danger de disparition), Ambre (marginale) et Verte (en bonne santé) (Holt *et al.* 2009). L'échelle spatiale des UC varie selon les espèces de saumons. Les UC pour certaines espèces s'étendent sur plusieurs bassins hydrographiques, tandis que d'autres sont plus localisées. Pour chaque estuaire, nous avons calculé le total des UC (représentées sous forme de données polygonales) superposées au bassin hydrographique associé et généré un nombre d'UC pour chaque catégorie d'état de conservation.

3.4.2. Poissons fourrage

Les poissons fourrage sont des espèces qui ne sont pas au sommet de la chaîne alimentaire marine, mais qui constituent une source de nourriture importante pour d'autres espèces et qui connaissent une mortalité élevée en raison de la prédation (MPO 2009d). Les poissons estuariens qui ont été désignés comme importants sur le plan écologique en raison de leur rôle en tant qu'espèce fourragère sont l'eulakane, le hareng du Pacifique, le lançon du Pacifique, l'éperlan argenté et la perche-méné (Gale *et al.* 2019). À partir des ensembles de données spatiales disponibles, nous avons déterminé la présence d'habitat propice pour l'eulakane et le lançon du Pacifique, de même que la biomasse reproductrice du hareng du Pacifique, pour chaque estuaire. Les données spatiales n'étaient pas suffisantes pour élaborer des couches pour l'éperlan argenté et la perche-méné. Les zones importantes pour l'eulakane ont été désignées comme les estuaires en aval des cours d'eau connus pour être importants pour la fraie et la croissance, qui ont généralement lieu entre février et mai⁴.

Les données sur l'habitat du lançon du Pacifique ont été tirées de deux modèles de qualité de l'habitat qui utilisaient des variables environnementales (p. ex. bathymétrie, rugosité, courant de marée, distance par rapport aux estuaires) pour prédire l'emplacement de l'habitat probable du lançon dans le détroit de Georgia. Robinson *et al.* (2021) ont utilisé une taille de cellule matricielle d'environ 50 m et généré une surface de prévision représentant l'habitat d'enfouissement jusqu'à une profondeur de 150 m. (Huard *et al.* 2022) ont utilisé une taille de cellule de 20 m et produit des prévisions de l'habitat de fraie pour la zone intertidale. Pour chaque modèle, nous avons calculé la probabilité moyenne pour toutes les cellules matricielles chevauchant chaque estuaire. Bien que l'influence d'un estuaire sur l'habitat du lançon puisse aller au-delà de l'étendue de l'estuaire (Huard *et al.* 2022), nous n'avions pas d'estimations éclairées de cette zone d'influence et, par conséquent, nous n'avons incorporé que des valeurs qui chevauchent l'estuaire. Huard *et al.* (2022) ont constaté que la distance par rapport aux estuaires était le prédicteur le plus important de l'habitat de fraie du lançon, avec une plus grande probabilité d'habitat plus près des estuaires. Cependant, comme les sédiments très fins peuvent obstruer les branchies des poissons, ces auteurs ont trouvé une faible probabilité d'habitat convenable dans la partie des estuaires couverte de limons fins (Huard *et al.* 2022); de ce fait, les estuaires eux-mêmes ne sont pas toujours l'habitat le plus convenable, mais peuvent être des sources importantes de sédiments dans les zones adjacentes.

La biomasse du stock reproducteur de hareng du Pacifique a été calculée à l'aide des données de relevé de l'indice des œufs de hareng (Grinnell *et al.* 2023). Nous avons inclus les données de relevé de 1988 à 2003, car c'est à ce moment-là que les relevés en plongée ont été mis en œuvre pour compléter les relevés de surface. Les relevés ont été effectués de février à avril,

⁴ MPO. 2016. Zones importantes pour l'eulakane – fraie. Classe d'entités de la base de données cartographiques.

pendant la période habituelle de la fraie du hareng (Grinnell et al. 2023). Pour associer les données sur la fraie du hareng aux estuaires, nous avons étendu le centroïde de chaque épisode de fraie de la moitié de la longueur observée de cet épisode afin de générer des polygones pour chaque observation de la fraie. Nous avons supprimé les parties chevauchant des terres de ces emplacements, ainsi que tous les polygones qui se sont trouvés déconnectés du point centroïde d'origine. Bien que la forme des polygones ne représente pas la forme réelle de l'épisode de fraie, l'opération de zone tampon nous permet d'estimer la proximité générale d'un estuaire par rapport à un lieu de fraie. Les valeurs de la biomasse de chaque fraie ont ensuite été associées aux estuaires qui chevauchaient les polygones. Dans l'indice des œufs de hareng, la biomasse des œufs est observée à la couche de surface, ainsi que sur la canopée de varech et le varech en sous-étage. Pour les polygones de la fraie qui chevauchent un estuaire, nous avons additionné les valeurs de toutes les couches d'observation (surface, macro et sous-étage; M. Thompson, comm. pers.) pour obtenir la biomasse de chaque épisode de fraie, puis tous les épisodes pour produire la biomasse annuelle totale. Nous avons ensuite calculé la biomasse moyenne totale par année associée à chaque estuaire.

3.4.3. Invertébrés

Parmi les espèces d'invertébrés jugées importantes sur le plan écologique dans la biorégion du plateau Nord (MPO 2017), nous n'avons analysé que la présence du crabe dormeur (*Metacarcinus magister*) et de la crevette tachetée (*Pandalus platyceros*) dans les estuaires. Les données spatiales disponibles pour les autres espèces d'invertébrés dans l'ensemble d'estuaires n'étaient pas adéquates en raison de la couverture limitée des données de relevé et des données sur les prises commerciales. Bien qu'il ne soit pas désigné comme d'importance écologique à l'échelle de la biorégion, dans les estuaires, le crabe dormeur joue un rôle important en tant que prédateur opportuniste des crevettes, des gastéropodes et des bivalves, et peut également se nourrir de poissons tels que la morue-lingue, la limande sordide et l'éperlan d'hiver (Gale et al. 2019). La crevette tachetée est considérée comme importante sur le plan écologique en raison de son rôle en tant qu'espèce proie fourragère pour de nombreuses espèces de poissons comme les poissons plats, les sébastes, le merlu du Pacifique et les raies (Gale et al. 2019).

La présence du crabe dormeur a été dérivée d'un modèle de répartition des espèces fondé sur des données des relevés et sur prises commerciales, à une résolution spatiale de 0,5 km (Nephin et al. 2023). Nous avons calculé la moyenne des valeurs de la probabilité des cellules matricielles qui chevauchent chaque estuaire. Les données sur la crevette tachetée ont été extraites des données des relevés et sur les prises commerciales dans les bases de données du MPO sur les mollusques et crustacés. La crevette tachetée était considérée comme présente dans un estuaire si une observation se trouvait à moins de 500 mètres d'un estuaire.

3.4.4. Habitats estuariens

3.4.4.1. Zostère

Les herbiers de zostère offrent un refuge contre la prédation et des habitats en quête de nourriture et d'alevinage aux poissons marins, comme les saumons du Pacifique juvéniles, la perche-méné et les poissons fourrage (Sharpe et al. 2019). Ils constituent également un important substrat de fraie pour le hareng du Pacifique (Fox et al. 2018). Les herbiers de zostère sont aussi une source de nourriture algale et un habitat biogène pour plusieurs niveaux trophiques d'invertébrés de l'épifaune et de l'endofaune qui sont les proies des poissons fourrage et des saumons (Murphy et al. 2021). Ils contribuent également aux détritus organiques qui forment la base du réseau trophique dans les estuaires (Quinn 2018).

Nous avons déterminé la présence de zostère dans les estuaires à l'aide de deux ensembles de données : un ensemble de données qui enregistre les observations du littoral en tant que composantes linéaires (appelées « bandes biologiques »), et un autre qui cartographie les polygones des herbiers de zostère selon diverses méthodes d'observation. Compte tenu des différences dans les géométries, de même que dans les méthodologies des relevés différentes et l'exhaustivité des ensembles de données, nous ne les avons pas combinés et avons plutôt comparé leur chevauchement avec chaque estuaire individuellement.

Les composantes linéaires de la zostère ont été dérivées de l'ensemble de données d'imagerie côtière et de cartographie de l'habitat ShoreZone (Cook *et al.* 2017). Dans l'ensemble de données ShoreZone, la zostère, parmi d'autres types d'habitats, est identifiée à partir d'images aériennes. La couverture à l'échelle de la côte est obtenue en compilant les observations recueillies au cours des trois dernières décennies (de 1991 à 2022). Nous avons sélectionné toutes les lignes qui contiennent des observations de zostère (enregistrées comme « fragmentées » ou « continues ») et qui se trouvent dans un rayon de 100 m d'un estuaire. Lorsque les observations de différentes années se chevauchaient, nous avons sélectionné les lignes des enregistrements les plus récents afin de ne pas les compter deux fois. Des observations dans ShoreZone sont effectuées pour les zones infratidale, intertidale et supratidale, ce qui donne trois composantes linéaires coïncidentes. Lorsque la zostère avait été observée dans les zones infratidale et intertidale, nous avons conservé les deux lignes. Nous avons additionné la longueur de toutes les lignes chevauchant chaque estuaire et normalisé le total par superficie de l'estuaire.

L'ensemble de données polygonales sur la zostère contient des observations provenant de diverses sources gouvernementales et non gouvernementales⁵. Les herbiers de zostère ont été cartographiés à l'aide d'observations directes et par télédétection (p. ex. relevés en plongée, imagerie aérienne). Nous avons calculé la superficie de chevauchement des polygones de zostère avec les polygones de l'estuaire et normalisé la superficie totale d'estuaire par estuaire.

3.4.4.2. Macroalgues

À l'instar de la zostère, les macroalgues fournissent un habitat de quête de nourriture, d'alevinage et de refuge à une variété de poissons juvéniles et adultes comme les saumons du Pacifique et les sébastes, ainsi qu'à un groupe diversifié d'espèces d'invertébrés (Graham 2004; Sharpe *et al.* 2019). La structure de l'habitat est constituée de varechs bruns (*Nereocystis luetkeana* – *nereocystis* de Lutke, *Macrocystis pyrifera* – laminaire géante), de divers varechs bruns et verts de la strate inférieure et de varechs intertidaux (p. ex. *Saccharina latissima*, *Ulva lactuca*) (Trebilco *et al.* 2015). Les espèces de macroalgues contribuent aux détritus qui soutiennent la base du réseau trophique estuaire (Quinn 2018). Nous avons compilé les données spatiales sous forme de polygones et de composantes linéaires (« bandes biologiques ») pour le varech brun de canopée et de la strate inférieure et les macroalgues vertes.

À l'aide de l'ensemble de données ShoreZone et des méthodes décrites à la section 3.4.4.1 (Zostère), nous avons extrait et combiné des composantes linéaires pour le *nereocystis* de Lutke et la laminaire géante afin de générer un ensemble de données sur les bandes biologiques du varech brun de canopée. Nous avons ensuite créé un ensemble de données sur les bandes biologiques du varech brun de la strate inférieure et du varech intertidal (classés dans ShoreZone comme « varechs brun clair » et « varechs brun foncé » qui englobait des

⁵ Beatrice Proudfoot, Ashley Park et Carrie Robb. 2022. Eelgrass polygon data for the BC coast to 2022. Données inédites.

observations de nombreuses espèces, comme *Saccharina latissima*, *Saccharina groenlandica*). Enfin, nous avons sélectionné des observations d'*Ulva lactuca* pour produire un ensemble de données sur les bandes biologiques de macroalgues vertes.

Les ensembles de données polygonales du *nereocystis* de Lutke et de la laminaire géante ont été combinés pour créer un ensemble de données sur les polygones de varech brun de canopée (British Columbia Marine Conservation Analysis (BCMCA) Project Team 2011). On ne pense pas que les varechs de canopée recoupent la zone intertidale; toutefois, leur proximité des estuaires et leur connectivité avec les habitats intertidaux les rendent pertinents pour cette analyse. Comme les polygones de la zostère, les polygones du varech ont été recueillis par de nombreuses organisations selon différentes méthodologies et à divers moments dans le temps. Chacun des ensembles de données sur les bandes biologiques et les polygones a été recoupé avec les polygones de l'estuaire pour mesurer le chevauchement. La longueur des lignes des bandes biologiques dans un estuaire a été additionnée et divisée par la superficie de l'estuaire, et la superficie du chevauchement des composantes polygonales a également été normalisée par la superficie de l'estuaire.

3.4.4.3. Marais salé

Les marais salés se trouvent dans la partie supérieure de la zone intertidale et soutiennent une gamme variée d'espèces d'oiseaux, de poissons, d'invertébrés et de mammifères. Ils sont dominés par des plantes qui tolèrent les eaux saumâtres et structurent l'habitat d'espèces de poissons importantes comme les saumons du Pacifique juvéniles, la perche-méné et l'éperlan argenté, ainsi que pour un niveau trophique de petits invertébrés proie (p. ex. amphipodes, polychètes, mollusques) (Chalifour *et al.* 2019; Lefcheck *et al.* 2019; Sharpe *et al.* 2019). Comme dans la méthodologie décrite à la section 3.4.4.1 (Zostère), nous avons extrait les composantes linéaires (« bandes biologiques ») de la base de données Shorezone à partir des codes « SAMA » et « SAMB » des marais salés. Les marais salés avaient été déterminés par la présence d'arbustes et de graminées tolérants au sel tels que *Salicornia virginica* et *Puccinellia* spp. Nous avons additionné la longueur de toutes les lignes de marais salés qui chevauchent chaque estuaire et normalisé le total par superficie de l'estuaire.

La disponibilité des données spatiales représentant les marais littoraux est plus limitée. Cette bande de végétation, caractérisée par des espèces telles que *Carex lyngbyei*, se trouve généralement au-dessus de la végétation des marais salés autour des estuaires et est associée à l'eau douce. Les marais littoraux peuvent être vastes dans certains estuaires (p. ex. l'estuaire du Fraser (Groulx *et al.* 2004)). Nous avons extrait séparément les composantes linéaires des bandes biologiques de la base de données Shorezone pour la classification « SEDG » pour représenter les marais littoraux.

3.4.4.4. Substrats de sable, de vase, mixtes et durs

En plus des habitats biogènes (p. ex. zostère, varech), les divers types de substrats d'un estuaire sont également importants pour les différents assemblages d'espèces et en témoignent. Les sédiments meubles (p. ex. bancs et battures de sable et de vase) constituent un important habitat pour les invertébrés de l'endofaune, un habitat de fraie et d'enfouissement pour des poissons fourrage et un refuge à marée basse pour les saumons juvéniles (Levings 1982; Archambault *et al.* 2010; Sharpe *et al.* 2019; Huard *et al.* 2022). Les substrats durs dans les récifs intertidaux (p. ex. récifs de gravier et rocheux) fournissent une structure de refuge pour les poissons fourrage et les dîtrèmes, et soutiennent des communautés sessiles d'invertébrés (Toft *et al.* 2007; Gregr *et al.* 2013). Pour représenter ces habitats, nous avons utilisé un ensemble de données matricielles à haute résolution (cellules de 20 m) des types de substrats qui a été compilé à l'aide de divers ensembles de données de relevés biophysiques (Gregr *et al.* 2021). À partir de cet ensemble de données matricielles, nous avons généré des

ensembles de données individuels pour les substrats de sable, de vase, mixtes et durs. Nous avons calculé la superficie de chevauchement de chaque ensemble de données avec les polygones de l'estuaire, normalisée par superficie de l'estuaire. L'ensemble de données sur les substrats ne chevauchait pas complètement tous les estuaires en raison des polygones de l'estuaire qui s'étendaient plus en amont dans l'eau douce au-delà de la zone de l'ensemble de données sur les substrats exclusivement marins. Toutefois, cette différence de chevauchement était minime et n'était pas significativement différente d'un estuaire à l'autre.

3.4.4.5. Rugosité

La rugosité, une mesure de la rugosité de la surface calculée comme la zone profilée divisée par la zone plane, peut être utilisée pour indiquer la complexité structurelle du substrat (Du Preez 2015). La diversité et la richesse sont généralement positivement corrélées à la complexité de l'habitat (Tews *et al.* 2004; Kovalenko *et al.* 2012) et il a été démontré qu'une rugosité élevée augmente la biomasse des communautés de poissons (Trebilco *et al.* 2015) et la diversité des communautés d'invertébrés (Loke et Todd 2016). En tant que mesure continue, la rugosité complète les observations catégoriques des données du substrat. Nous avons utilisé un ensemble de données matricielles sur la rugosité à une résolution spatiale de 20 m (Gregr *et al.* 2021) dérivée des cartes bathymétriques du Service hydrographique du Canada (SHC), et calculé la moyenne des valeurs de la rugosité qui chevauchaient chaque estuaire.

3.4.4.6. Richesse en habitats biogènes

La diversité des habitats intertidaux présents dans un estuaire peut influer sur la diversité des espèces et des communautés (Nagelkerken *et al.* 2015; Chalifour *et al.* 2019; Seitz *et al.* 2020). Par exemple, la disposition et la connectivité des types d'habitats comme le varech et les phanérogames marines peuvent influencer le déplacement des poissons et améliorer la fonction d'aire de croissance des phanérogames marines (Olson *et al.* 2019). Pour calculer la richesse en habitats biogènes, nous avons compté la présence de zostère, d'algues du sous-étage (brunes et vertes) et de marais salés dans chaque estuaire (richesse maximale = 3). Puisque les varechs de canopée et les marais littoraux ne devraient pas recouper la zone intertidale, ils n'ont pas été inclus dans la mesure de la richesse en habitats biogènes.

3.5. COMPARAISON AVEC D'AUTRES ÉVALUATIONS

Outre les paramètres écologiques, nous avons comparé nos groupes aux paramètres calculés dans d'autres études, notamment les notations des cartes des impacts cumulatifs élaborées pour la zone économique exclusive (ZEE) du Canada dans le Pacifique par Agbayani et ses collègues³. Les évaluations des effets cumulatifs sont un outil utilisé dans le monde entier pour estimer les impacts potentiels sur l'habitat associés à des activités humaines multiples, souvent qui se chevauchent (Halpern *et al.* 2008). Les effets cumulatifs sur une zone donnée sont déterminés à l'aide de renseignements spatiaux sur les habitats et les activités pertinents, combinés à des conseils d'experts sur la vulnérabilité de chaque habitat aux activités cartographiées. Dans la région du Pacifique, des évaluations des effets cumulatifs ont été entreprises à l'échelle de la côte (p. ex. Ban *et al.* 2010; Clarke Murray *et al.* 2015) et à l'échelle régionale (Martone *et al.* 2018; Boyd *et al.* 2022), et des mises à jour ont récemment été effectuées sur une nouvelle évaluation à l'échelle de la côte réalisée à l'appui des initiatives de planification spatiale marine. Plus récemment, les impacts cumulatifs marins ont été calculés à une résolution spatiale de 1 km dans la ZEE en fonction des vulnérabilités de chaque habitat aux activités maritimes et terrestres² (Murray *et al.* 2024). Nous avons calculé la moyenne des notations d'impact cumulatif qui chevauchent chaque estuaire et comparé les notations des estuaires aux groupes dans un diagramme de quartiles pour évaluer la distribution des notations par groupe.

Nous avons aussi comparé les résultats des groupes aux classements des estuaires pour les oiseaux aquatiques sur la côte de la Colombie-Britannique élaborés par le Plan conjoint des habitats des oiseaux du Pacifique (2020). Les classements étaient fondés sur cinq variables biophysiques : la taille de l'estuaire, la rareté de l'espèce, la densité des oiseaux aquatiques, la fraie du hareng et l'échappée des saumons. Les notations pour chaque variable ont été normalisées, combinées et classées en cinq catégories d'importance, la catégorie 1 étant les estuaires ayant obtenu les notations les plus élevées et la catégorie 5, les estuaires ayant obtenu la notation la plus basse (Ryder *et al.* 2007; équipe technique du Plan conjoint des habitats des oiseaux du Pacifique 2020). Nous avons compilé les notations de l'importance des oiseaux aquatiques pour chaque estuaire et comparé les notations aux groupes.

4. RÉSULTATS DE L'ÉVALUATION DES ESTUAIRES

4.1. COMPILEDON DES DONNÉES SPATIALES

4.1.1. Sommaire des activités maritimes et terrestres

Au moins une activité maritime ou terrestre était réalisée dans les 439 estuaires (figure 4). La liste des activités pour chaque estuaire est présentée dans le tableau G1 (voir plus de détails sur les noms et les unités des ensembles de données dans le dictionnaire de données au tableau G4). Il y avait 29 activités maritimes possibles (médiane = 6, moyenne = 6,3) et 12 activités terrestres possibles (médiane = 3, moyenne = 3,25). Il y avait cinq estuaires avec une seule activité maritime présente (proximité des couloirs de navigation), et ils étaient généralement situés à l'extrémité des fjords sur la côte nord (p. ex. bras Hastings – passage Observatory, Kitlope Anchorage – chenal Gardner, bras Green). Il y avait 84 estuaires sans aucune activité terrestre (tableau G1). Ils sont dispersés sur les côtes nord et centrale et sur la côte ouest de l'île de Vancouver, et sont généralement associés aux petits bassins hydrographiques plus loin des agglomérations. En général, la côte centrale ne présentait que très peu d'activités terrestres, à l'exception des estuaires au bout de longs bras de mer avec de grands bassins hydrographiques qui dépassent la chaîne côtière, où les activités comme l'exploitation forestière et les zones brûlées étaient plus fréquentes (p. ex. le bassin hydrographique de Bella Coola).

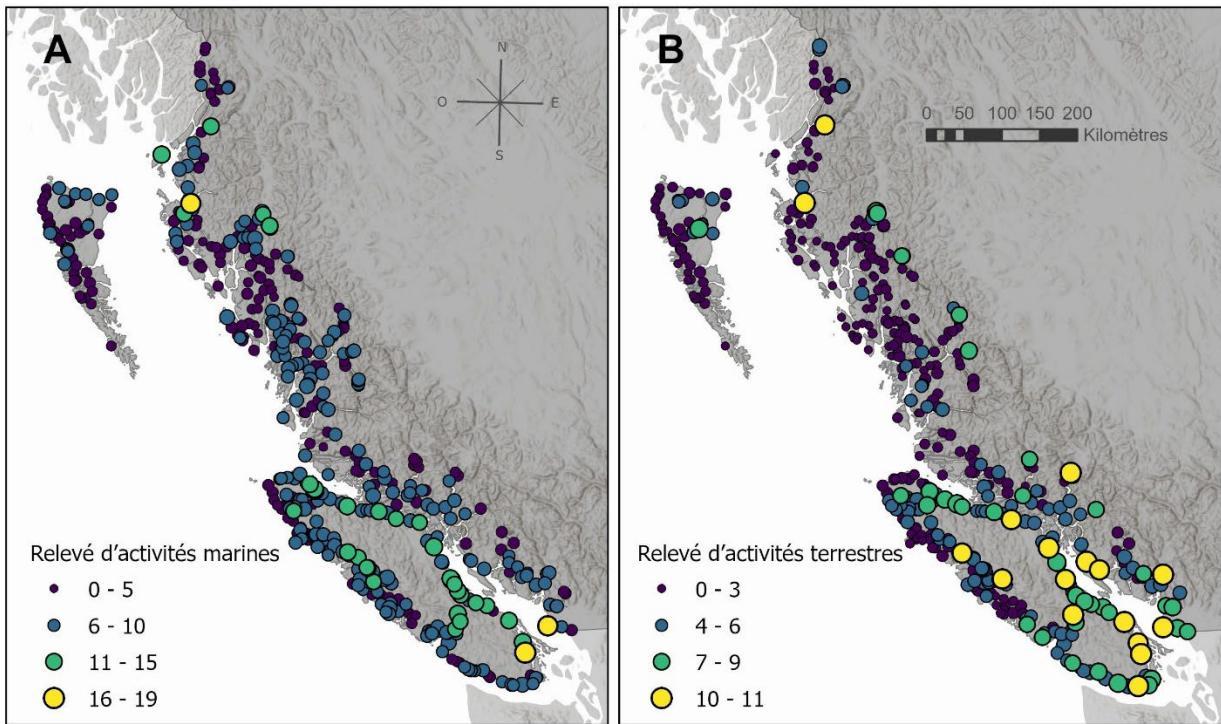


Figure 4. Nombre d'activités (a) maritimes et (b) terrestres liées aux estuaires de la Colombie-Britannique. Vingt-neuf activités maritimes et 12 activités terrestres possibles ont été analysées.

Aucun estuaire ne présentait toutes les activités maritimes ou toutes les activités terrestres (figure 4; voir l'exemple d'un estuaire avec de nombreuses activités présentes sur la figure 5). Les zones présentant le plus d'activités maritimes étaient les estuaires du détroit de Georgia et l'estuaire de la rivière Skeena près de Prince Rupert. L'estuaire ayant le plus d'activités maritimes (19 des 29 activités) était l'estuaire de la rivière Cowichan, suivi des estuaires du Fraser et de la rivière Skeena (17 des 29 activités). Les régions ayant le plus d'activités terrestres (11 des 12 activités) étaient les estuaires du détroit de Georgia, l'estuaire de la rivière Skeena et les estuaires le long de la côte ouest de l'île de Vancouver, plus près des agglomérations (Port Alberni et Sooke) (tableau G1). Les zones présentant le plus grand nombre d'activités (maritimes et terrestres) se trouvaient dans le détroit de Georgia et l'estuaire de la rivière Skeena, la rivière Cowichan présentant le plus grand nombre total d'activités (30 activités).

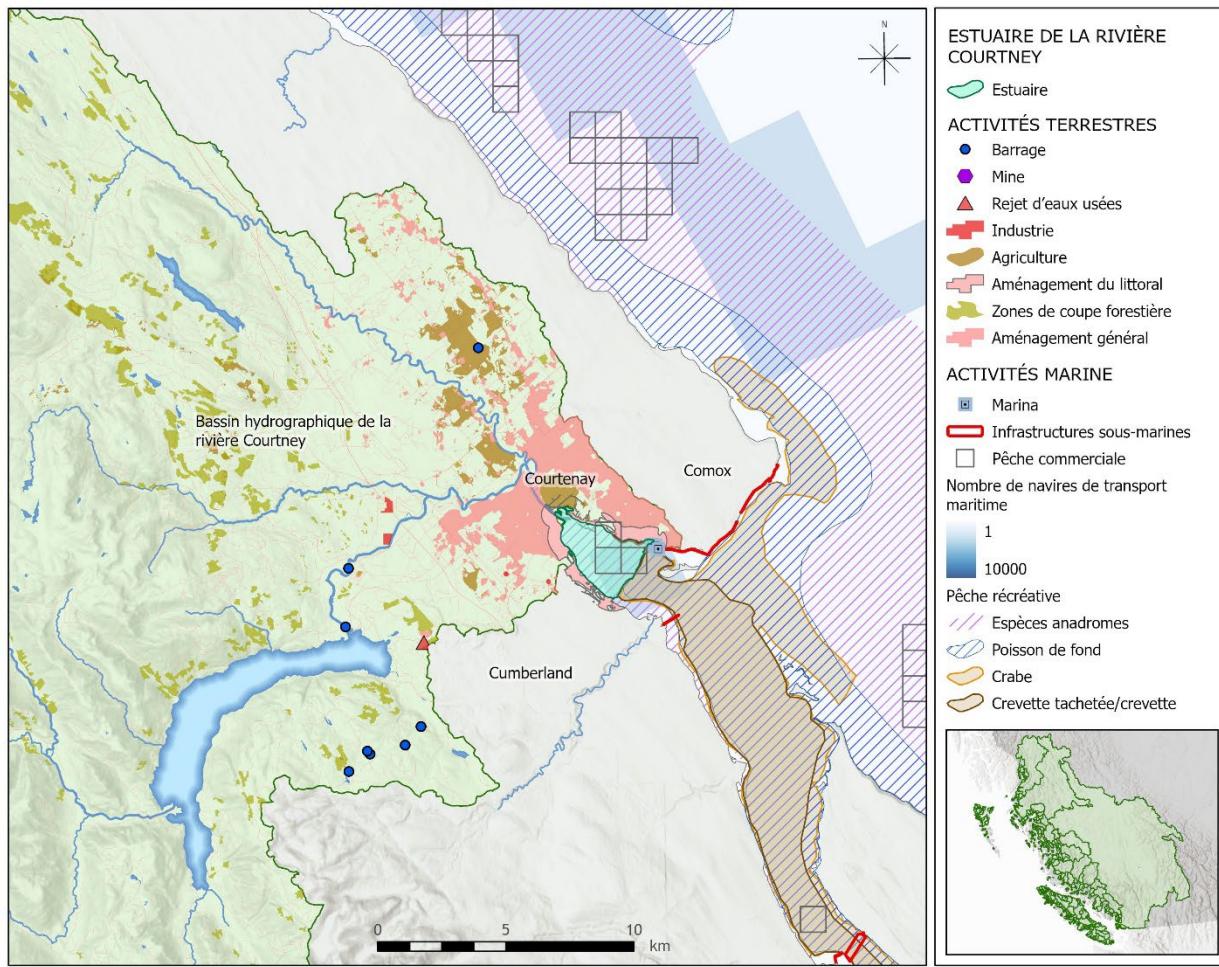


Figure 5. Carte illustrant un exemple d'estuaire avec de nombreuses activités présentes (estuaire de la rivière Courtenay). Il y avait 23 activités : 10 maritimes et 13 terrestres. Les activités suivantes étaient présentes, mais ne sont pas représentées en raison de restrictions sur le partage de données ou parce qu'elles ne sont pas visibles à cette échelle : pisciculture, obstructions en eau douce, dragage, espèces aquatiques envahissantes, navigation de plaisance, navires abandonnés. Les zones tampons pour certaines activités maritimes qui représentent la zone d'influence ne sont pas indiquées à des fins de visualisation (p. ex. zone d'influence de 2 km des marinas). Seules les rivières de quatrième ordre ou plus sont indiquées.

Un résumé du nombre et du pourcentage d'estuaires qui chevauchaient chaque activité est présenté dans le tableau G2. Les activités maritimes les plus courantes dans les estuaires étaient le transport maritime et la navigation de plaisance (100 % et 96 %, respectivement); cependant, la grande zone d'influence du transport maritime (30 km) et la grille modélisée de la navigation de plaisance avec de très petites valeurs ont donné un large éventail de valeurs pour ces activités (tableau G1, tableau G2). La deuxième activité maritime la plus fréquente était la pêche commerciale au casier à crevettes, qui était pratiquée dans 48 % des estuaires ou à proximité de ceux-ci. Les activités terrestres les plus répandues étaient les catégories regroupées : l'aménagement général dans le bassin hydrographique (73 % des estuaires) et l'aménagement des rives (65 %). Parmi les catégories non regroupées, les zones de récolte forestière étaient les plus présentes dans les bassins hydrographiques (54 %) (tableau G2).

Bien que nous n'examinions que l'occurrence des activités dans cette section, les résultats de l'analyse typologique (section 4.2) tiennent compte de la superficie ou de l'intensité relative de chaque activité, et les cartes des différentes activités (annexe F) sont symbolisées par la superficie ou l'intensité. En général, on relève une corrélation positive entre la superficie et l'intensité des activités, les corrélations les plus fortes se produisant entre les activités terrestres (figure 6).

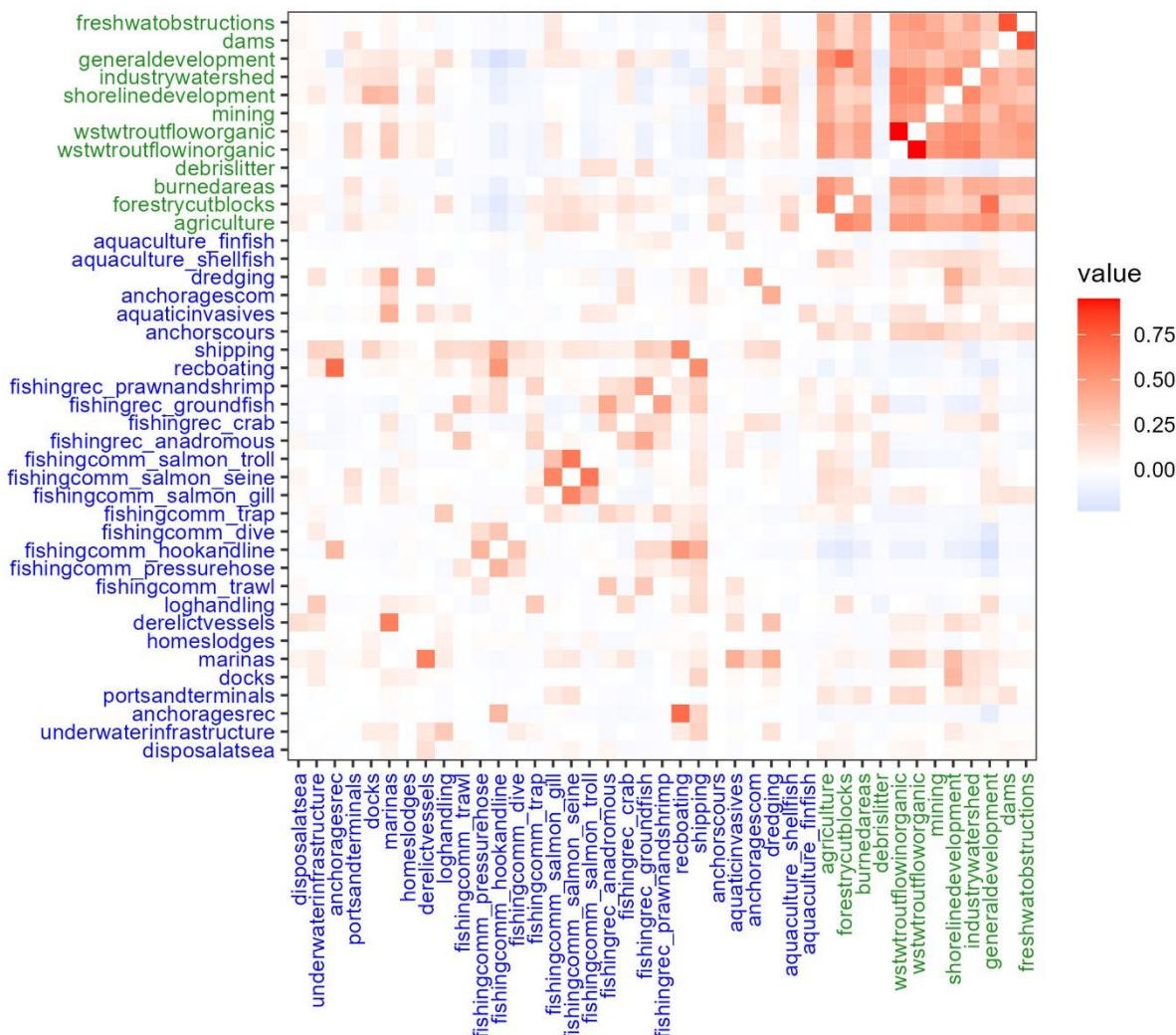


Figure 6. Corrélations par paires entre l'intensité/la superficie des activités humaines. Les activités terrestres sont étiquetées en vert, les activités maritimes en bleu. Chaque carré représente une corrélation par paires entre deux activités, le rouge indiquant des corrélations positives et le bleu, des corrélations négatives.

4.2. ANALYSE TYPOLOGIQUE

Cette analyse a classé les estuaires de la région canadienne du Pacifique en cinq catégories en fonction des activités anthropiques qui se déroulent dans les estuaires et leurs bassins hydrographiques. La grande variété et le nombre des activités anthropiques qui ont une incidence sur les estuaires posent un défi pour déterminer ceux qui sont les plus touchés et les

stratégies qui permettront d'atténuer ces impacts. C'est pourquoi nous avons choisi de recourir à la typologie hiérarchique pour définir les types caractéristiques d'estuaires en fonction de ces activités anthropiques. Cette analyse ne fournit pas un classement quantitatif de l'intensité de l'activité anthropique pour chaque estuaire, mais nous a plutôt permis de repérer des groupes d'estuaires qui subissent les mêmes types et les mêmes intensités d'impacts anthropiques.

4.2.1. Nombre de groupes d'activités anthropiques

Notre analyse favorisait la répartition des estuaires dans la région du Pacifique entre cinq groupes en fonction des activités anthropiques qui y sont pratiquées (figure 7). Ce nombre de groupes a été retenu comme le meilleur niveau de différenciation d'après 8 des 23 indices de validation du progiciel NbClust dans R (Charrad *et al.* 2014). Le prochain meilleur nombre de groupes était de huit groupes; ce nombre avait été indiqué par sept indices. Tous les autres nombres de groupes avaient été sélectionnés par trois indices ou moins. Les diagrammes d'ordination de l'ACP illustrent les associations multivariées entre les activités anthropiques et les groupes des estuaires (figure 8).

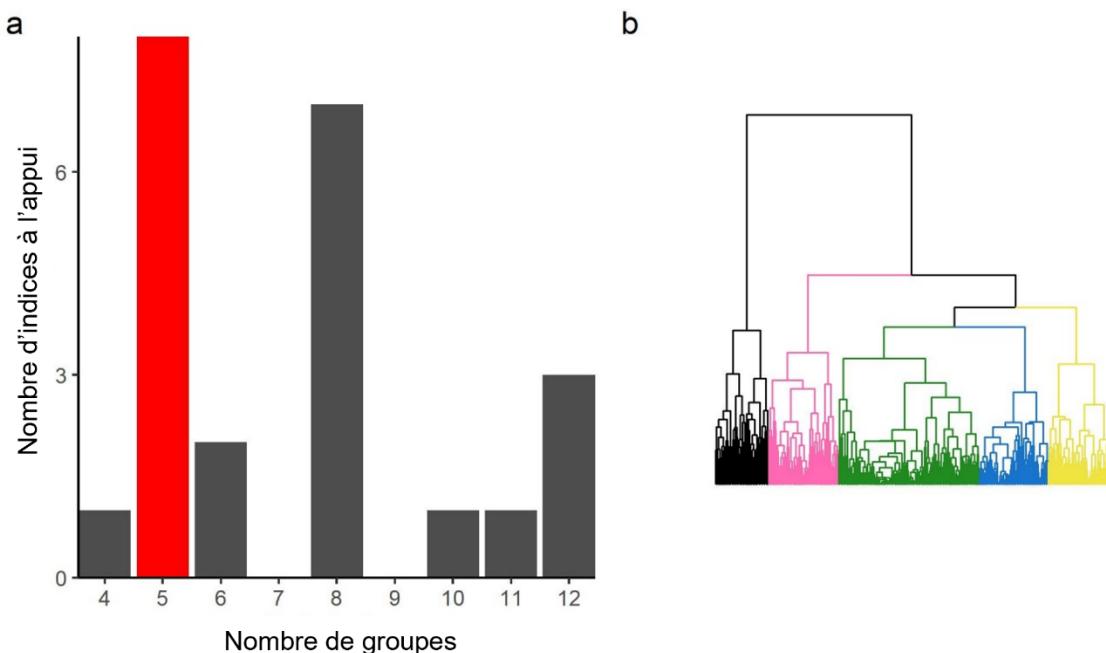


Figure 7. Nombre d'indices soutenant la sélection de chaque nombre de groupes entre 4 et 12 (a) avec le nombre sélectionné indiqué en rouge et le dendrogramme fondé sur la similitude des activités anthropiques avec les couleurs des branches montrant les groupes sélectionnés (b).

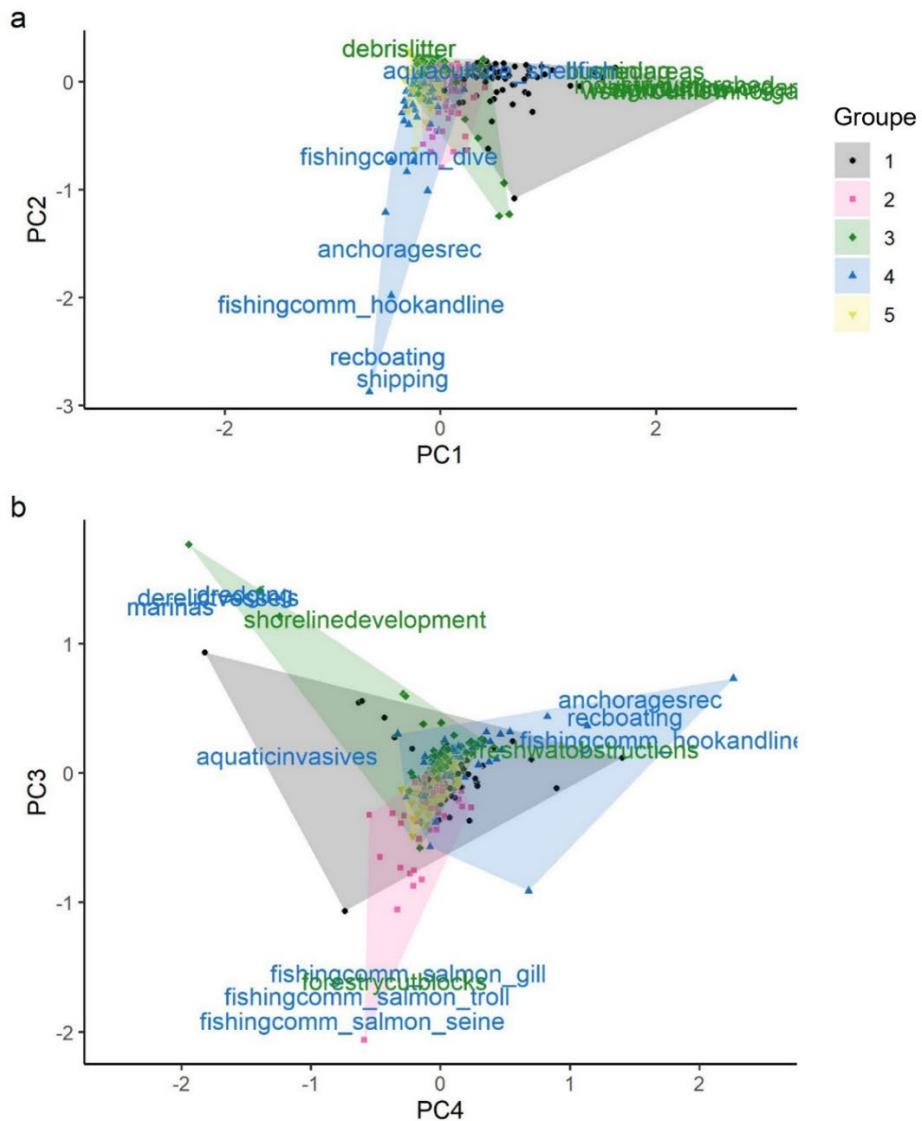


Figure 8. Graphiques des composantes principales montrant les axes 1 et 2 (a) ou 3 et 4 (b) de l'ACP. Les points représentent les estuaires individuels, distingués par la couleur et la forme pour chaque groupe, les polygones montrent l'enveloppe convexe extérieure de l'espace couvert par des points dans chaque groupe et le centre des mots indique la charge des différentes activités anthropiques sur les axes de l'ACP. Les noms des activités terrestres sont indiqués en vert et ceux des activités maritimes, en bleu. Dans un souci de clarté, nous ne montrons que les activités anthropiques ayant les charges les plus élevées (c.-à-d. dans le 10^e centile le plus élevé ou le plus bas) sur les axes de l'ACP indiqués.

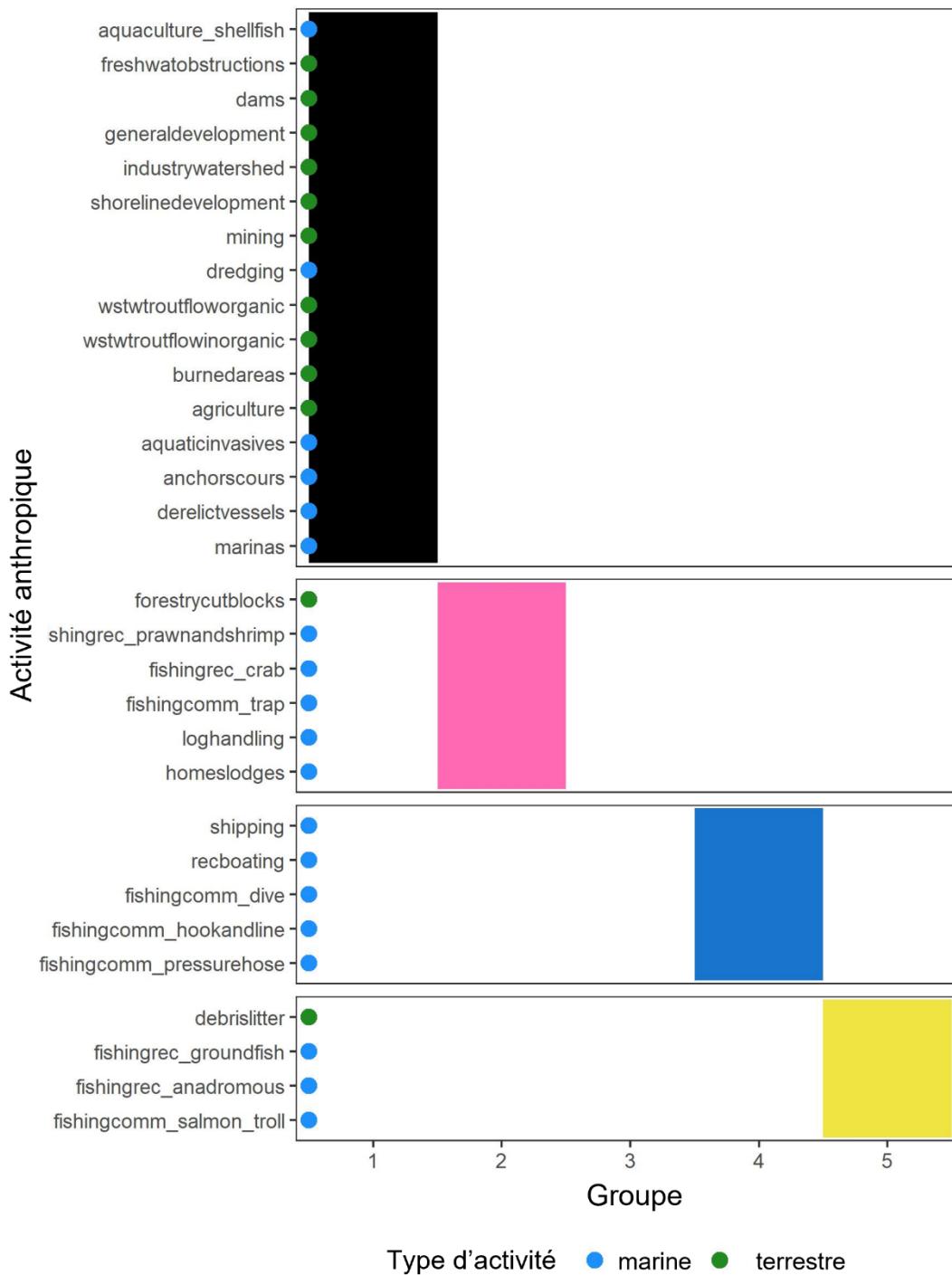


Figure 9. Activités anthropiques fortement associées à chaque groupe ($p = 0,05$). Le code de couleur des groupes est le même que pour les figures 6 et 7, et le type d'activité est codé par couleur par des points sur l'axe des y. Les activités anthropiques qui n'étaient pas associées de manière significative à un groupe ne sont pas indiquées sur cette figure et aucune activité n'a été associée de manière significative au groupe 3. Les points dans la marge de gauche indiquent le type d'activité anthropique (maritime ou terrestre). Il convient de noter que les activités qui sont associées de manière significative à un groupe peuvent également se produire dans les estuaires d'autres groupes.

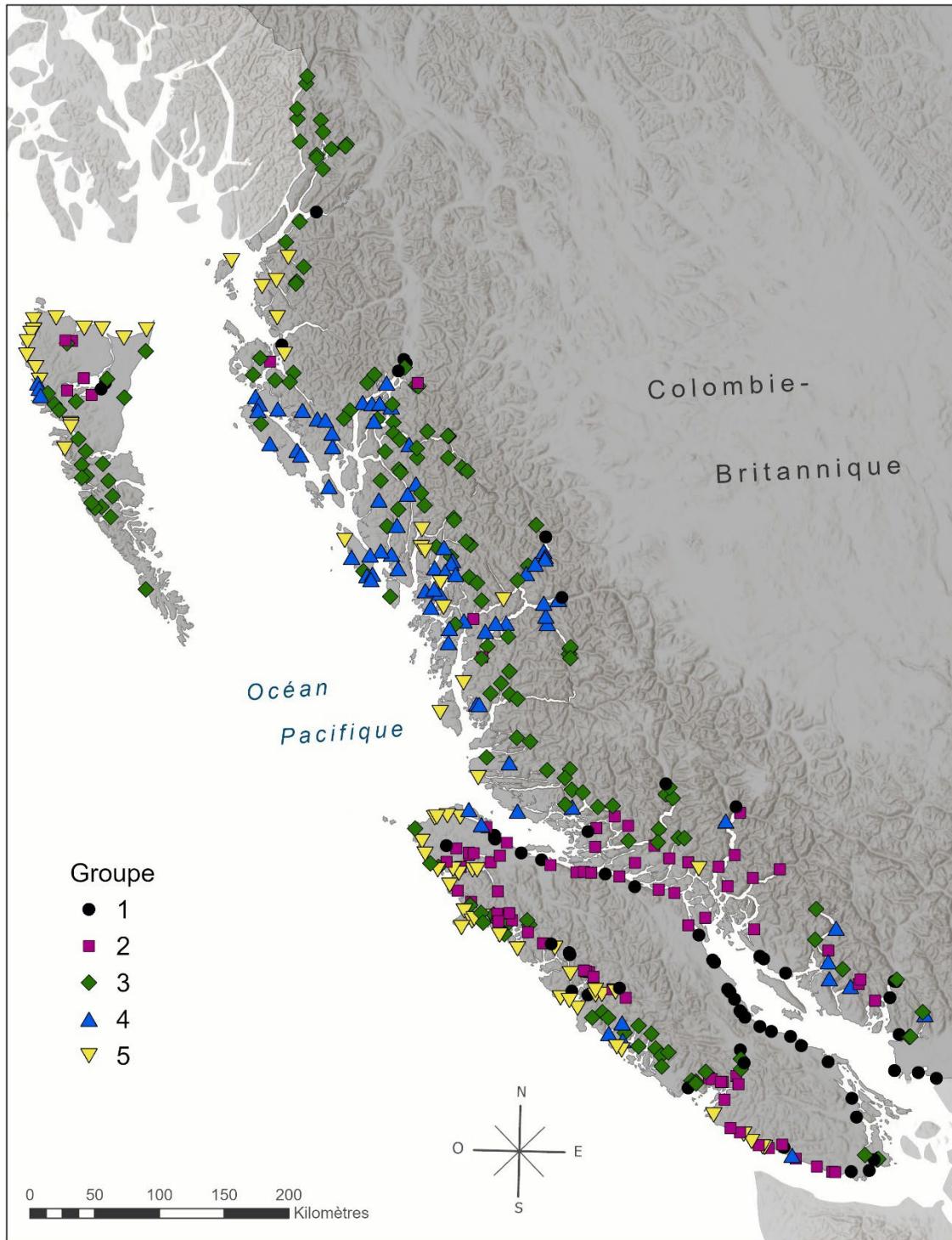


Figure 10. Carte des estuaires de la côte de la Colombie-Britannique, la forme et la couleur du point indiquant le groupe déterminé en fonction des activités anthropiques associées.

Tableau 3. Description des catégories d'estuaires résultant de l'analyse typologique des activités anthropiques et des agents de stress connexes. Les activités associées sont celles qui ont une ampleur significativement plus élevée ($p<0,05$) dans un groupe comparativement aux autres. Il convient de noter que les activités qui sont associées de manière significative à un groupe peuvent également se produire dans les estuaires d'autres groupes.

Numéro et symbole du groupe	Description générale	Nombre d' estuaires	Nombre d' activités associées de manière significative	Nombre d' activités non nulles (moyenne et fourchette)	Activités associées	Emplacement	Exemples de poissons et d' habitats du poisson	Événements climatiques (valeurs moyennes)
1	Grands estuaires et bassins hydrographiques ayant le plus grand nombre d'activités anthropiques (p. ex. Fraser, Skeena, Nass)	59	16	17,5 [11–30]	Conchyliculture Obstructions en eau douce Barrages Aménagement général Industrie dans le bassin hydrographique Aménagement des rives Exploitation minière Dragage Rejet d'eaux usées (organiques) Rejet d'eaux usées (inorganiques) Zones brûlées Agriculture Espèces aquatiques envahissantes	Surtout la biorégion du détroit de Georgia; également dispersés dans toutes les parties de la région.	Moyenne géométrique de la biomasse de l'échappée des saumons : 29 883 kg % d'estuaires où deux types d'habitats biogènes intertidaux ou plus sont présents : 97 %	Variation la plus importante de la température de l'air (3,41 °C) et de la température des cours d'eau (2,53 °C). Variation la plus faible des précipitations (20,2 mm/an). Deuxième élévation la plus faible du niveau de la mer (0,551 m).

Numéro et symbole du groupe	Description générale	Nombre d' estuaires	Nombre d' activités associées de manière significative	Nombre d' activités non nulles (moyenne et fourchette)	Activités associées	Emplacement	Exemples de poissons et d' habitats du poisson	Événements climatiques (valeurs moyennes)
					Fonds marins érodés par les ancrages Navires abandonnés Marinas			
2 	Estuaires et bassins hydrographiques de taille moyenne ayant des niveaux modérés d'activité anthropique (p. ex. rivière Sarita, rivière Jordan, ruisseau Mohun)	78	6	11,7 [7–20]	Zones de coupe forestière Pêche récréative de la grosse crevette et de la crevette Pêche récréative du crabe Pêche commerciale au casier à crevettes Manutention du bois Camps de pêche et maisons flottants	Surtout l'île de Vancouver et la partie continentale à l'est de l'île de Vancouver (biorégions du Nord et du Sud), avec quelques estuaires dispersés dans d'autres régions.	Moyenne géométrique de la biomasse de l'échappée des saumons : 5 052 kg % d'estuaires où deux types d'habitats biogènes intertidaux ou plus sont présents : 77 %	Deuxième variation la plus importante de la température de l'air (3,37 °C) et de la température des cours d'eau (2,41 °C). Deuxième variation la plus faible des précipitations (27,2 mm/an). Elévation la plus faible du niveau de la mer (0,537 m).
3 	Estuaires et bassins hydrographiques de taille moyenne ayant des niveaux modérés	157	0	7,4 [1– 5]	-	Dans toute la région, mais plus courante dans l'archipel Haida Gwaii ainsi que sur les côtes nord	Moyenne géométrique de la biomasse de l'échappée des saumons : 4 396 kg.	Variation modérée de la température de l'air (3,20 °C) et de la température des cours d'eau (2,37 °C).

Numéro et symbole du groupe	Description générale	Nombre d' estuaires	Nombre d' activités associées de manière significative	Nombre d' activités non nulles (moyenne et fourchette)	Activités associées	Emplacement	Exemples de poissons et d' habitats du poisson	Événements climatiques (valeurs moyennes)
	d'activités humaines (p. ex. la rivière Kitlope, le ruisseau Deena et la rivière Bear)					et centrale (biorégion du plateau Nord).	% d'estuaires où deux types d'habitats biogènes intertidaux ou plus sont présents : 75 %.	Deuxième variation la plus importante des précipitations (40,8 mm/an). Deuxième élévation la plus importante du niveau de la mer (0,612 m).
4 	Petits estuaires et bassins hydrographiques ayant des niveaux modérés d'activités humaines (p. ex. le bras de mer Betterridge, la lagune Havenor et la baie Oyster)	77	5	6,0 [1–12]	Transport maritime Navigation de plaisance Pêche commerciale en plongée Pêche commerciale à la ligne Pêche commerciale au tuyau sous pression	Surtout sur les côtes nord et centrale (biorégion du plateau Nord).	Moyenne géométrique de la biomasse de l'échappée des saumons : 86 kg. % d'estuaires où deux types d'habitats biogènes intertidaux ou plus sont présents : 57 %	Deuxième variation la plus faible de la température de l'air (3,02 °C) et de la température des cours d'eau (2,24 °C). Deuxième variation la plus importante des précipitations (40,9 mm/an). Élevation modérée du niveau de la mer (0,585 m).

Numéro et symbole du groupe	Description générale	Nombre d' estuaires	Nombre d' activités associées de manière significative	Nombre d' activités non nulles (moyenne et fourchette)	Activités associées	Emplacement	Exemples de poissons et d' habitats du poisson	Événements climatiques (valeurs moyennes)
5 	Petits estuaires et bassins hydrographiques ayant des niveaux modérés d'activités humaines (p. ex. la rivière San Josef, la rivière Pachena et la rivière Skonun)	68	4	9,16 [4–15]	Débris et déchets Pêche récréative du poisson de fond Pêche récréative du saumon Pêche commerciale du saumon à la traîne	Surtout des estuaires exposés sur les côtes ouest et nord de l'île de Vancouver et de l'archipel Haida Gwaii, mais aussi sur les côtes nord et centrale (biorégions du plateau Nord et du plateau Sud).	Moyenne géométrique de la biomasse de l'échappée des saumons : 148 kg. % d'estuaires où deux types d'habitats biogènes intertidaux ou plus sont présents : 75 %.	Variation la plus faible de la température de l'air (2,91 °C) et de la température des cours d'eau (1,93 °C). Variation la plus importante des précipitations (41,1 mm/an). Elévation la plus importante du niveau de la mer (0,614 m).

4.2.2. Caractérisation des groupes

L'analyse a permis de définir cinq groupes qui couvrent un gradient allant d'un nombre faible à élevé d'activités anthropiques (figure 9, 10, tableau 3). La principale distinction dans la typologie hiérarchique se trouve entre le groupe 1 et les quatre autres. Les estuaires du groupe 1 comptent généralement le plus grand nombre d'activités, en particulier les activités terrestres. Les quatre autres groupes d'estuaires ont généralement moins d'activités, et celles qui sont présentes sont principalement associées au milieu marin et à la foresterie. Sur ces quatre groupes, deux ont un nombre intermédiaire d'activités et deux en ont un faible nombre (tableau 3). La relation multivariée entre les activités et les groupes est indiquée dans l'ACP sur la figure 8.

4.2.2.1. Groupe ayant un grand nombre d'activités

Le groupe à fort développement (groupe 1; cercles noirs) est caractérisé par des estuaires ayant un grand nombre d'activités anthropiques (moyenne = 17,5) associées à l'aménagement terrestre et aux zones peuplées (tableau 3, figure 10). Ces estuaires sont généralement grands et associés à de plus grandes rivières et à de plus grands bassins hydrographiques (tableau 3), notamment ceux du Fraser et des rivières Skeena et Nass. Les estuaires de ce groupe sont principalement situés dans le détroit de Georgia, mais certains se trouvent également dans toutes les autres régions de la province (figure 10).

4.2.2.2. Groupes ayant un nombre intermédiaire d'activités

Les deux groupes ayant un nombre intermédiaire d'activités sont les groupes 2 (carrés roses) et 5 (triangles jaunes). Les estuaires du groupe 2 sont surtout situés sur l'île de Vancouver ou sur la partie continentale à l'est de l'île de Vancouver, mais pas autour du détroit de Georgia (figure 10). On trouve aussi certains estuaires de ce groupe dans des zones abritées de l'archipel Haida Gwaii et quelques-uns sur les côtes centrale et nord. Les estuaires du groupe 2 ont en moyenne 11,7 activités (tableau 3), dont six sont associées de manière significative au groupe : blocs de coupe forestière, manutention du bois, camps de pêche et maisons flottants, pêche récréative du crabe et la pêche commerciale au casier à crevettes (figure 9). Les estuaires du groupe 5 ont tendance à être situés sur la côte extérieure de l'île de Vancouver et de l'archipel Haida Gwaii et, dans une moindre mesure, dans les zones extérieures des côtes centrale et nord (figure 10). Les estuaires du groupe 5 ont une moyenne de 9,16 activités (tableau 3) dont quatre sont associées de manière significative au groupe : débris et déchets, pêche récréative du poisson de fond, pêche récréative des espèces anadromes et pêche commerciale du saumon à la traîne (figure 9).

4.2.2.3. Groupes ayant un petit nombre d'activités

Les deux groupes ayant un petit nombre d'activités sont le groupe 4 (triangles bleus) et le groupe 3 (diamants verts). Les estuaires du groupe 4 se trouvent principalement sur les côtes centrale et nord (figure 10). Les estuaires du groupe 4 ont en moyenne six activités (tableau 3) dont cinq sont associées de manière significative au groupe : le transport maritime, la navigation de plaisance, la pêche commerciale en plongée, la pêche commerciale à la ligne et la pêche commerciale au tuyau sous pression (figure 9). Les estuaires du groupe 3 sont présents dans toute la région, mais ils sont plus courants dans l'archipel Haida Gwaii et sur les côtes centrale et nord (figure 10). Les estuaires du groupe 3 ont une moyenne de 7,5 activités (tableau 3), mais ces activités varient d'un estuaire à l'autre, de sorte qu'aucune activité n'est associée de manière significative à ce groupe (figure 9).

4.2.2.4. Activités non associées à un groupe

Dix activités ne sont associées de façon significative à aucun groupe (figures F9, F10). Il s'agit des mouillages commerciaux, des mouillages récréatifs, de la pisciculture, de l'immersion en mer, des quais, de la pêche commerciale du saumon au filet maillant, de la pêche commerciale du saumon à la senne, de la pêche commerciale au chalut, des ports et terminaux et des infrastructures sous-marines.

4.2.3. Sommaire des agents de stress liés aux changements climatiques

Chaque estuaire devrait subir les changements climatiques à un certain degré d'après les données spatiales compilées pour la variation de la température de l'air, la variation de la température des cours d'eau, la variation des précipitations et la hausse du niveau de la mer (figure 11, figure 12). La variation prévue de la température de l'air était la plus élevée pour les estuaires situés sur de longs bras de mer de la partie continentale de la Colombie-Britannique (p. ex. l'inlet Bute, l'inlet Knight, la passe Portland) et la plus faible pour les estuaires plus au nord et dans des zones exposées (p. ex. archipel Haida Gwaii; figure 11a). La variation prévue de la température des cours d'eau suivait des profils spatiaux similaires à ceux de la variation prévue de la température de l'air, les hausses les plus importantes étant observées dans les estuaires situés sur de longs bras de mer (p. ex. inlet Bute, chenal Dean, chenal Burke; figure 11b). La variation des précipitations était la plus importante pour les estuaires de la côte extérieure de l'archipel Haida Gwaii et de la côte nord. La côte nord-ouest de l'île de Vancouver connaîtra également une augmentation des précipitations par rapport au reste de l'île. Les précipitations devraient peu changer sur la côte sud de la Colombie-Britannique (figure 11c). Enfin, le niveau de la mer montera d'au moins 0,35 m dans tous les estuaires, avec une élévation pouvant atteindre jusqu'à 0,85 m d'ici 2099 dans certaines régions. Les zones les plus importantes se trouvaient sur la côte de l'archipel Haida Gwaii et autour des zones à basse altitude de la côte sud près du fleuve Fraser. C'est dans le détroit de Johnstone que le niveau de la mer montera le moins (figure 11d).

L'examen des variables climatiques par rapport aux nombres d'activités terrestres et maritimes peut nous permettre de voir les estuaires qui pourraient subir les effets cumulatifs les plus élevés (figure 12). Les estuaires du groupe 1 comptaient le plus grand nombre d'activités présentes et connaîtront également des variations modérées à fortes de la température de l'air (figure 12a). La variation de la température des cours d'eau sera de modérée à forte dans quelques estuaires des groupes 1, 2, 3 et 4, mais seuls les estuaires des groupes 1 et 2 ont des nombres d'activités élevés (figure 12b). La variation la plus importante des précipitations se produira dans les estuaires où le nombre d'activités est relativement faible (figure 12c). Les estuaires de tous les groupes connaîtront une élévation importante du niveau de la mer, mais seuls quelques-uns du groupe 1 ont également un grand nombre d'activités (figure 12d).

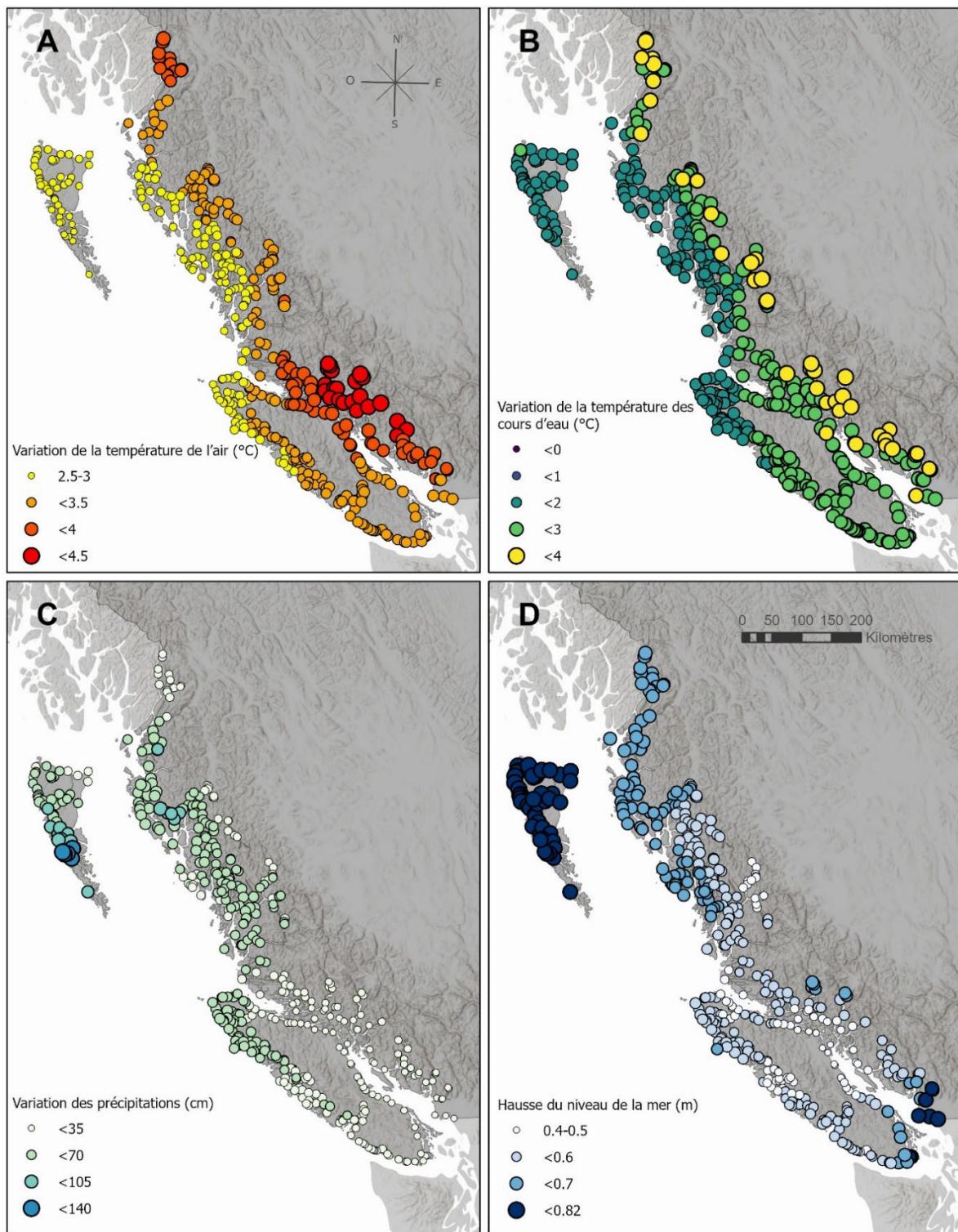


Figure 11. Valeurs des agents de stress liés aux changements climatiques : a) variation de la température de l'air, b) variation de la température des cours d'eau, c) variation des précipitations et d) hausse du niveau de la mer. Les projections des températures et des précipitations futures sont fondées sur le scénario RCP 4.5, celles de la hausse du niveau de la mer sur le scénario RCP 8.5. Chaque valeur d'un agent de stress est calculée comme la variation entre les conditions récentes et les prédictions pour la fin du siècle (tableau 1).

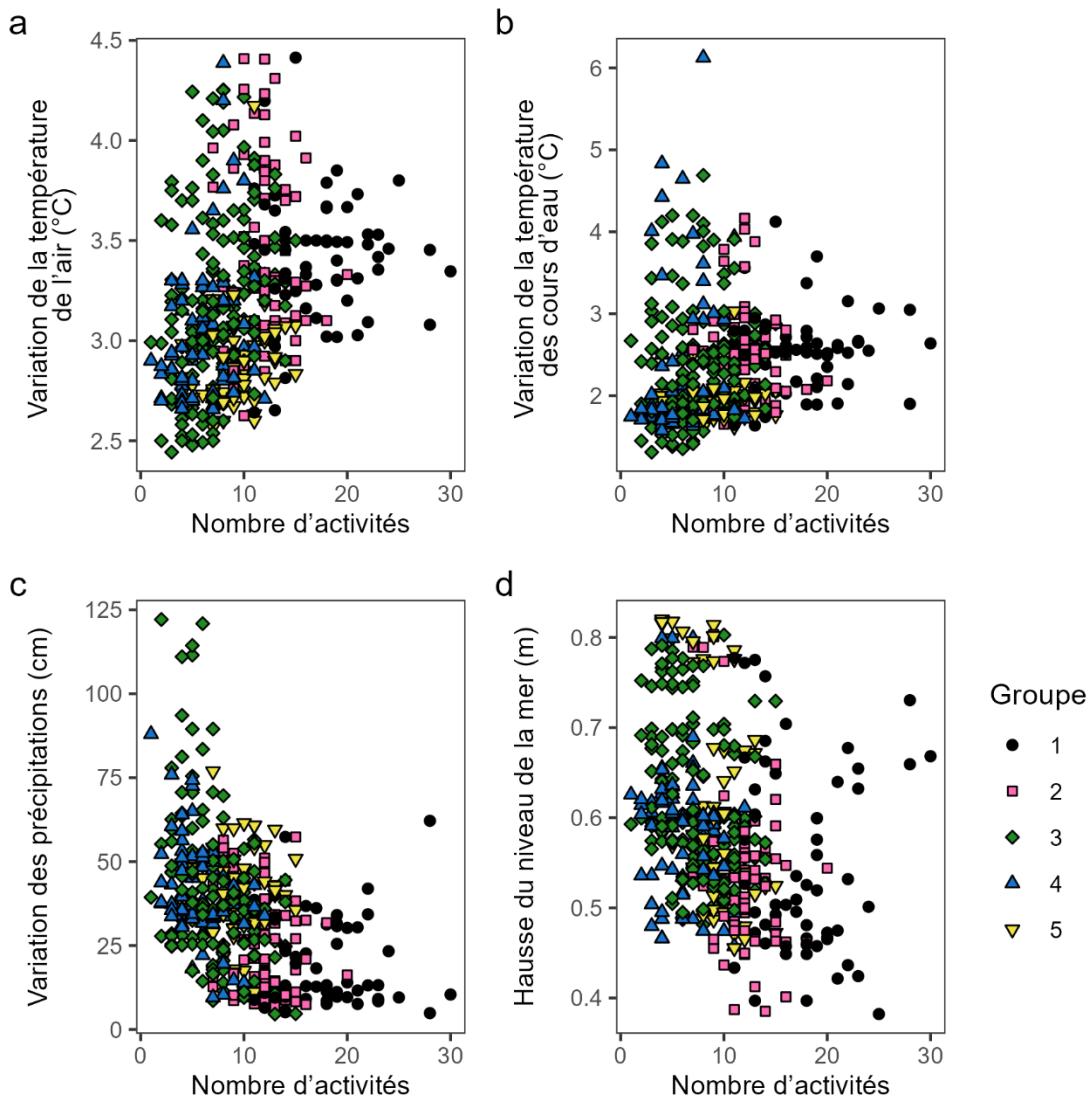


Figure 12. Diagrammes de dispersion comparant le nombre d'activités se déroulant dans les estuaires aux variables des changements climatiques par estuaire et par groupe : a) variation de la température de l'air, b) variation de la température des cours d'eau, c) variation des précipitations, d) groupe de la hausse du niveau de la mer.

4.3. ÉVALUATION DU POISSON ET DE SON HABITAT

4.3.1. Saumon

4.3.1.1. Échappée des saumons : biomasse et richesse

Les valeurs les plus élevées de la biomasse des échappées des saumons du Pacifique ont été observées pour les estuaires du Fraser, du complexe des rivières Skeena/Escall/McNeill, du complexe des rivières Bella Coola/Necleetsconnay, de la rivière Somass et de la rivière Kitimat (figure H1, tableau G3; voir plus de détails sur les unités dans le dictionnaire de données du tableau G4). Ces estuaires faisaient tous partie du groupe 1 et comptaient un nombre élevé d'activités maritimes et terrestres (de 16 à 28 au total). Toutefois, des estuaires plus petits,

comme celui de la rivière Nitinat (groupe 2), soutenaient également des niveaux élevés de biomasse des échappées des saumons. Les premiers 10 % des estuaires, d'après la biomasse, avaient une taille médiane de 1,4 km². La plus grande valeur de la richesse en saumons du Pacifique, de 6, a été observée pour 180 estuaires (41 %; tableau G3, figure H1). Dans chaque groupe, tous les niveaux de richesse étaient présents, sauf dans les groupes 1 et 4, dont aucun estuaire n'avait une richesse en espèces de 0 (figure 13).

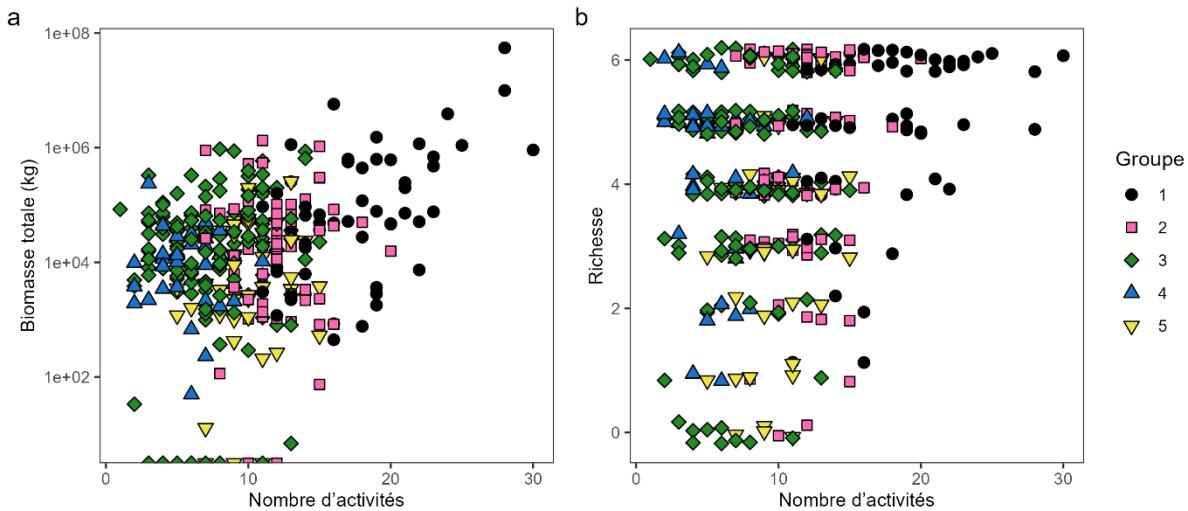


Figure 13. Diagramme de dispersion comparant le nombre d'activités qui ont lieu dans chaque estuaire (a) à la biomasse totale des échappées et (b) à la richesse en saumons du Pacifique (toutes les espèces, le saumon rose des années impaires et des années paires étant considéré séparément). La couleur et la forme de chaque point indiquent le groupe de l'estuaire en fonction des activités anthropiques associées. L'axe des y a été log-transformé pour réduire l'accent mis sur les quelques estuaires où la biomasse des échappées était extrêmement élevée. Les estuaires où une biomasse des échappées de 0 a été enregistrée sont représentés à la marge inférieure de l'axe des y. Les points de richesse ont été dispersés à des fins de visualisation.

4.3.1.2. Unités de conservation du saumon

Au moins une unité de conservation se trouvait dans le bassin hydrographique de tous les estuaires. L'état de l'UC avait été évalué pour 62 des 254 UC disponibles pour le saumon chinook, le saumon kéta, le saumon coho, le saumon rose (années paires et impaires) et le saumon rouge de type fluvial en Colombie-Britannique, bien que les données aient été considérées comme insuffisantes pour 17 d'entre elles et qu'un état ne leur ait pas encore été attribué. Les plus grands nombres d'UC du saumon se trouvaient dans les estuaires du Fraser, du complexe des rivières Skeena/Ecstall/McNeill et des estuaires des rivières Nass/Ksi'Hlginx/Burton/Iknouck/Chambers/Kincolith, qui faisaient partie du groupe 1 et avaient de nombreuses activités (de 12 à 28; figure 14a). Dans le bassin hydrographique du Fraser, 27 % des UC n'avaient pas été évaluées et 16 % avaient l'état « Rouge » (l'état dominant, sauf dans les UC pour lesquelles les données étaient insuffisantes ou qui n'avaient pas été évaluées). Dans le bassin hydrographique de la rivière Skeena, 68 % des UC qui chevauchent le bassin hydrographique de la rivière n'avaient pas été évaluées et 3 % avaient l'état « Rouge ». La majorité des UC ayant une notation « Rouge » étaient associées à des estuaires du groupe 1, bien que les estuaires du groupe 2 aient également été associés à un grand nombre d'UC ayant une notation « Rouge » (figure 14b).

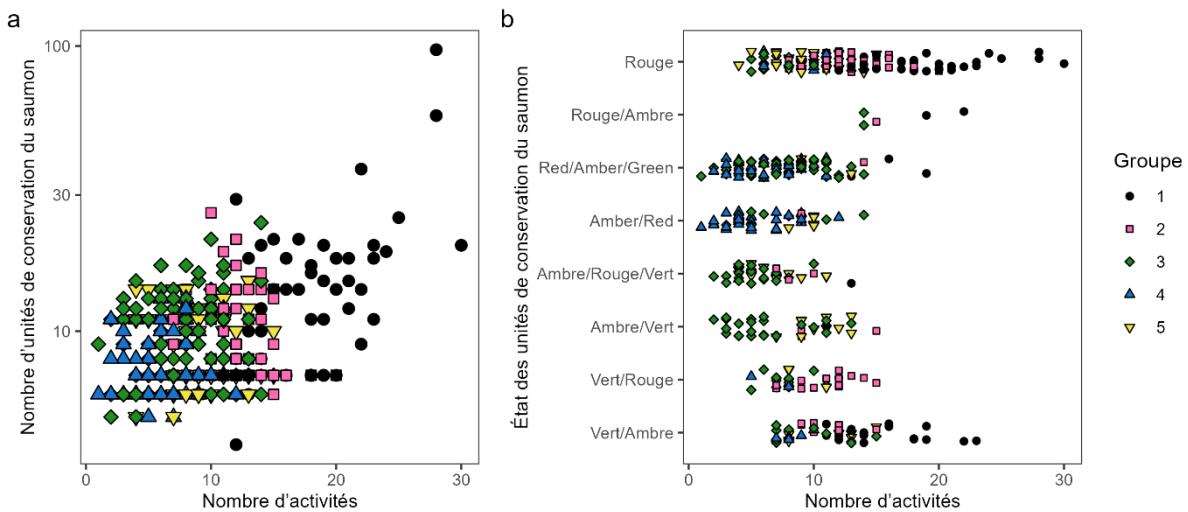


Figure 14. Diagramme de dispersion comparant le nombre d'activités qui ont lieu dans chaque estuaire (a) au nombre d'unités de conservation (UC) du saumon du Pacifique dans le bassin hydrographique en amont de chaque estuaire et (b) puisque tous les estuaires ont plusieurs UC, l'UC ayant l'état le plus mauvais et qui chevauche le bassin hydrographique associé est indiquée. L'axe des y a été log-transformé en (a).

4.3.2. Poissons fourrage

Aucune biomasse reproductrice du hareng du Pacifique n'était présente dans la majorité des estuaires (80 %; figure H1). Les valeurs moyennes les plus élevées de la biomasse reproductrice du hareng du Pacifique ont été observées pour le ruisseau Hart (groupe 1) et la région de la rivière Toquart, du ruisseau Lucky et de l'île Bazett (groupe 3; tableau G3). Ces estuaires se trouvent au large de l'île de Vancouver et un nombre intermédiaire d'activités y sont pratiquées (de 8 à 16).

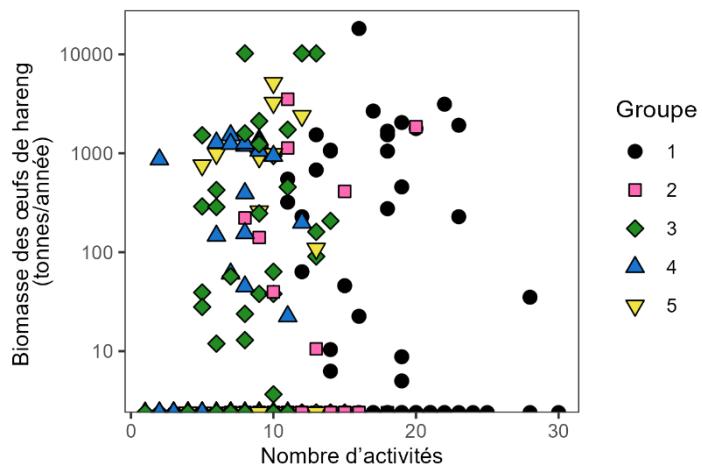
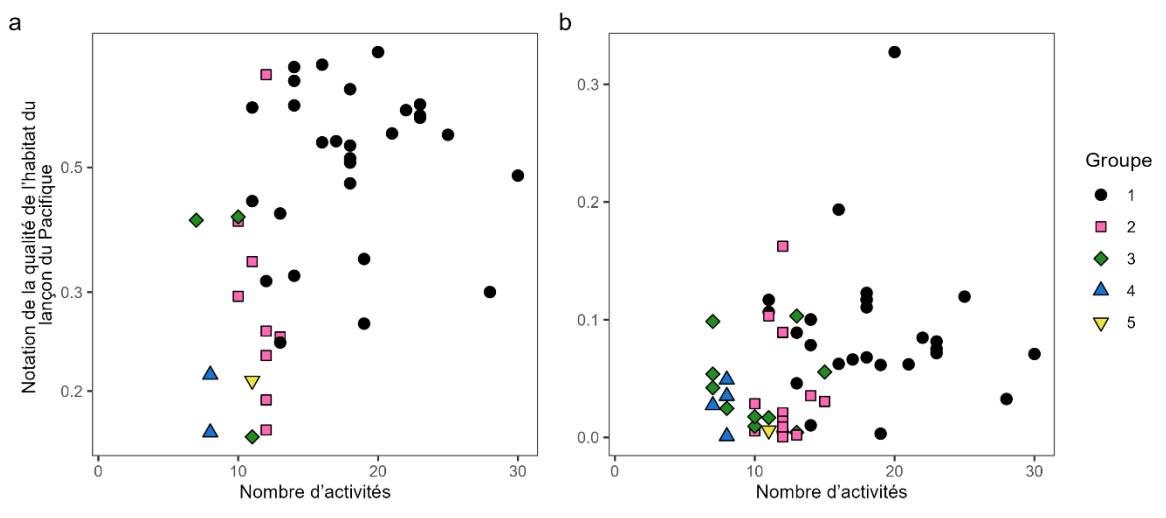


Figure 15. Diagramme de dispersion comparant le nombre d'activités qui se déroulent dans chaque estuaire à la biomasse reproductrice du hareng. L'axe des y a été log-transformé.

Les notations de la qualité de l'habitat du lançon du Pacifique n'étaient disponibles que pour les estuaires du détroit de Georgia. Malgré cette limite, une évaluation visuelle des différences entre les groupes révèle une fourchette plus élevée des notations de la qualité dans le groupe 1

(en noir) par rapport aux autres groupes pour le modèle de Robinson *et al.* (2021; figure 16a) et celui de Huard *et al.* (2022; figure 16, figure 16b). Six des dix principaux estuaires pour la qualité de l'habitat du lançon du Pacifique étaient concentrés entre Courtenay et la baie Deep le long de la côte est de l'île de Vancouver (tableau G3; figure H1).



*Figure 16. Notations de la qualité de l'habitat du lançon du Pacifique pour les estuaires du détroit de Georgia. Les données dans (a) sont tirées de Robinson *et al.* (2021) et les données dans (b), de Huard *et al.* (2022). Les deux études n'ont modélisé la qualité de l'habitat de l'habitat que dans le détroit de Georgia.*

Les zones importantes pour l'eulakane ont été désignées comme étant les estuaires en aval des cours d'eau dont l'importance pour la fraie et l'alevinage est connue. Un chevauchement avec des zones importantes pour l'eulakane a été trouvé pour 81 estuaires (18 %; tableau G3; figure H1). L'eulakane était présent dans des estuaires de tous les groupes, mais dans un seul estuaire du groupe 5 (figure 17). C'est dans le groupe 3 que l'on a trouvé le pourcentage le plus élevé d'estuaires où l'eulakane est présent (11 % des estuaires). Un chevauchement avec des zones importantes pour l'eulakane a été trouvé pour 81 estuaires (18 %; tableau G3).

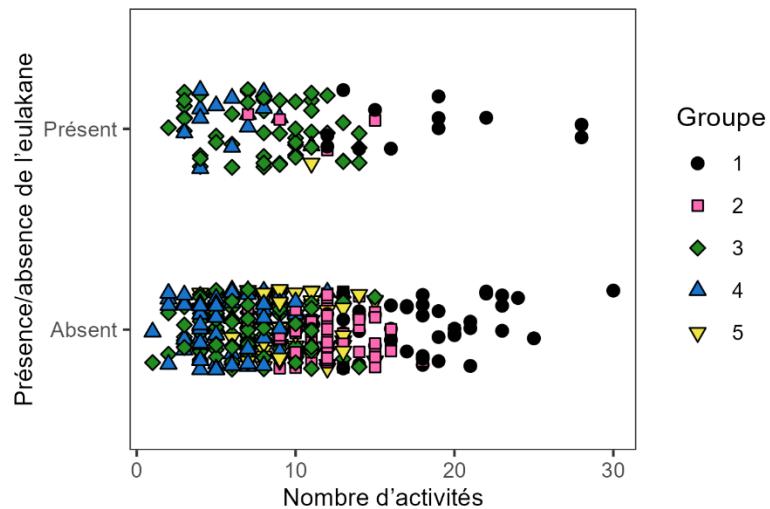


Figure 17. Présence ou absence de zones importantes pour l'eulakane dans les estuaires par rapport au nombre d'activités. Les points sont dispersés à des fins de visualisation.

4.3.3. Invertébrés

Les estimations de la probabilité de la présence du crabe dormeur chevauchaient 85 % des estuaires, avec une présence dans tous les groupes (figure H1, figure 18). Parmi les estuaires pour lesquels des valeurs étaient disponibles, 84 % avaient une probabilité de 50 % ou plus, et 28 % avaient une probabilité de 90 % ou plus; ces estuaires étaient répartis sur toute la côte (figure H1).

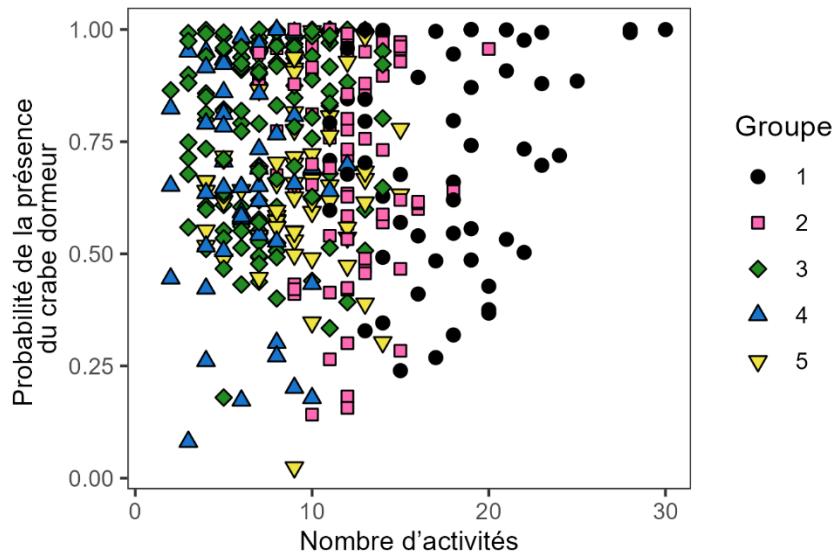


Figure 18. Diagramme de dispersion comparant le nombre d'activités qui se produisent dans chaque estuaire à la probabilité de la présence de crabe dormeur.

Sur les 439 estuaires, 238 chevauchaient des relevés de recherche sur les mollusques et crustacés et des observations des prises commerciales. La crevette tachetée a été trouvée dans 226 de ces estuaires (tableau G3; figure H1). Elle a été observée dans des estuaires de tous les groupes (figure 19). C'est dans le groupe 3 que l'on a trouvé le pourcentage le plus élevé d'estuaires où la crevette tachetée est présente (20 % des estuaires).

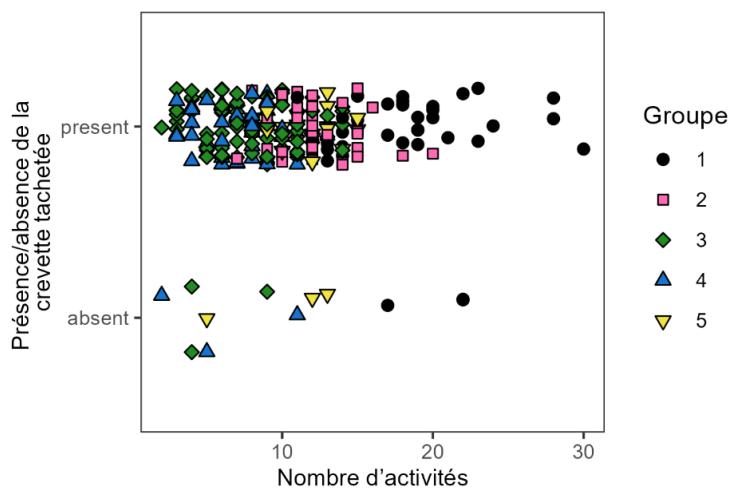


Figure 19. Diagramme de dispersion comparant le nombre d'activités qui se déroulent dans chaque estuaire à la présence ou à l'absence de crevettes tachetées. Seuls les estuaires pour lesquels des observations sont disponibles sont indiqués. Les points sont dispersés à des fins de visualisation.

4.3.4. Habitats estuariens

4.3.4.1. Zostère

Cinquante-sept pour cent des estuaires ne chevauchaient pas les bandes biologiques ou les polygones de zostère. Cependant, nous pensons qu'il existe des lacunes dans les données des deux ensembles de données sur la zostère (voir la section 5.4.3). Lorsque les estuaires chevauchaient des polygones de zostère, la proportion de la superficie superposée variait de $<10^{-5}$ à 1, la majorité des valeurs étant supérieures à 0,01 (figure 20b). Pour les estuaires individuels, les valeurs les plus élevées pour les bandes biologiques de zostère ont été observées pour les lacs Banks, la rivière Megin et le ruisseau Quigley (groupe 4; tableau G3). Pour les données polygonales sur la zostère, les chevauchements les plus élevés ont été observés pour le ruisseau Waukwaas (groupe 1), le ruisseau Kwatleo, le complexe de la rivière Naden et du ruisseau Davidson (groupe 3) et la rivière Yakoun (groupe 1; tableau G3; figure H2).

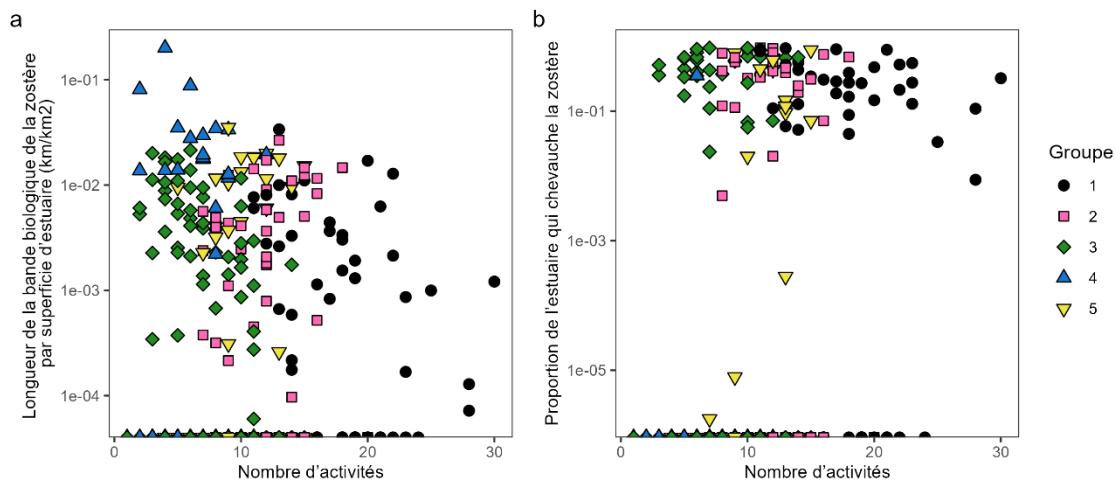
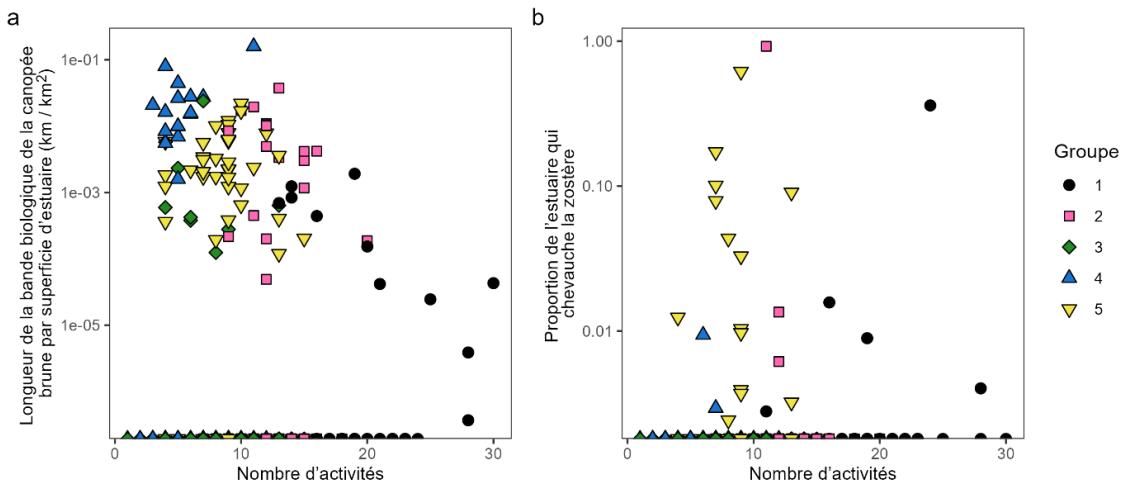


Figure 20. Diagramme de dispersion comparant le nombre d'activités dans les estuaires à la quantité de zostère dans les estuaires : a) longueur des unités linéaires des bandes biologiques de zostère dans ShoreZone par superficie d'estuaire et (b) polygones d'herbiers de zostère chevauchant les estuaires. Les axes des y sont log-transformés; toutefois, les limites de l'axe diffèrent entre chaque tracé à des fins de visualisation.

4.3.4.2. Macroalgues

Soixante-dix-neuf pour cent des estuaires ne chevauchaient pas les bandes biologiques ou les polygones des macroalgues. Cependant, nous pensons qu'il existe des lacunes dans les données de ces deux ensembles de données et dans les données des bandes biologiques pour le varech de canopée et les macroalgues vertes (voir la section 5.4.3). Lorsque les estuaires chevauchaient des polygones de varech brun de canopée, la proportion de la superficie superposée variait de $<0,01$ à 1 (figure 21b). Pour les estuaires individuels, les chevauchements les plus importants avec les bandes biologiques du varech de canopée ont été observés dans la région de l'île Shade, le ruisseau Keecha et la pointe Lombard (groupe 4; tableau G3, figure H2). Les chevauchements les plus importants avec les polygones du varech de canopée ont été relevés dans les estuaires de la rivière Keogh (groupe 2), de la rivière Nahwitti (groupe 5) et de la rivière Somass (groupe 1; tableau G3, figure H2).



*Figure 21. Diagramme de dispersion comparant le nombre d'activités se déroulant dans les estuaires au varech brun de canopée (*nereocystis* de Lutke et laminaire géante) : (a) longueur des unités linéaires des bandes biologiques dans ShoreZone par superficie d'estuaire et (b) polygones du varech brun de canopée qui chevauchent des estuaires. Les axes des y sont log-transformés; toutefois, les limites de l'axe diffèrent entre chaque tracé à des fins de visualisation.*

Il y avait 31 % des estuaires qui chevauchaient des bandes biologiques du varech brun de la strate inférieure (figure 22). Pour les estuaires individuels, les proportions de chevauchement les plus élevées avec la bande biologique du varech brun de la strate inférieure ont été observées dans la région de l'île Shade, le ruisseau Keecha, Unnamed_268, la pointe Hankin et les estuaires de la pointe Lombard (tableau G3; figure H2), qui faisaient tous partie du groupe 4 pour les activités anthropiques.

Il y avait 74 % des estuaires qui chevauchaient des bandes biologiques des macroalgues vertes. Pour les estuaires individuels, les proportions les plus élevées de chevauchement avec la bande biologique des macroalgues vertes ont été observées dans les estuaires de la lagune Ellerslie, des lacs Banks, du ruisseau Quigley, du ruisseau Keecha, du ruisseau Keecha et de l'inlet Waterfall (tableau G3; figure H2), qui faisaient tous partie du groupe 4 pour les activités anthropiques.

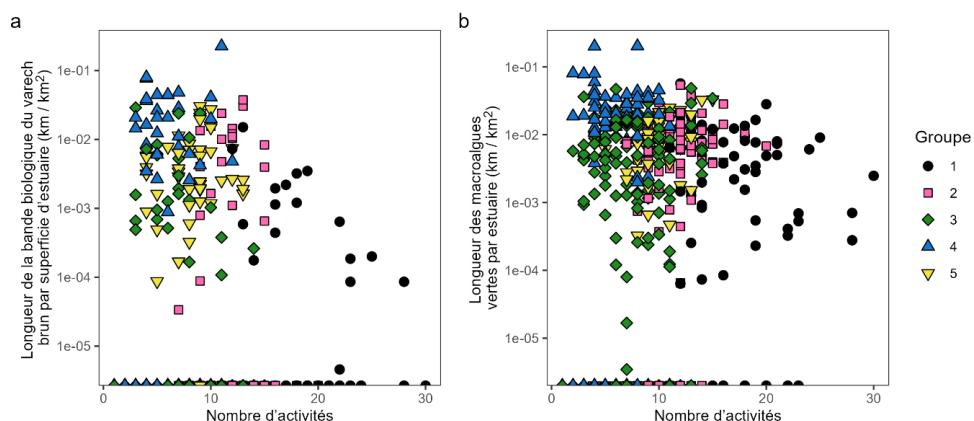


Figure 22. Diagramme de dispersion comparant le nombre d'activités se produisant dans les estuaires aux bandes biologiques (a) des macroalgues brunes de la strate inférieure et (b) des macroalgues vertes de la strate inférieure, mesurées comme la longueur des unités linéaires dans Shorezone par superficie d'estuaire.

4.3.4.3. Marais salé

Il y avait 81 % des estuaires qui chevauchaient les bandes biologiques des marais salés (figure 23). Pour les estuaires individuels, les proportions de chevauchement les plus élevées ont été observées dans les estuaires de la rivière Kumowdah (groupe 4), de la lagune Ellerslie (groupe 4), de la rivière Stawamus (groupe 1), du marécage Kumdis (groupe 3) et du ruisseau Quigley (groupe 4; tableau G3, figure H2).

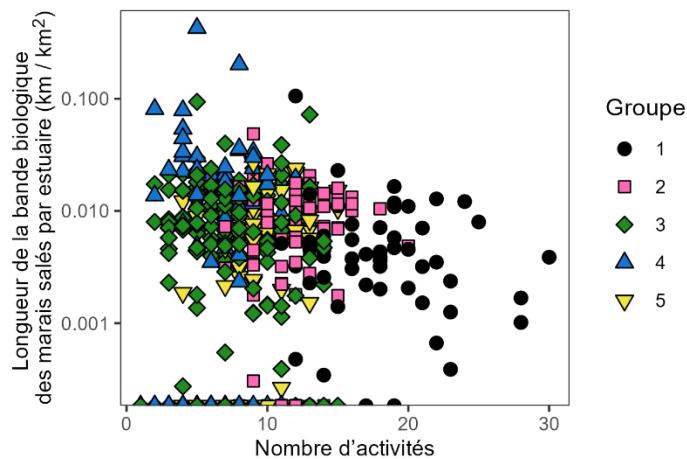


Figure 23. Diagramme de dispersion comparant le nombre d'activités qui se produisent dans les estuaires aux bandes biologiques des marais salés, mesurées comme la longueur des unités linéaires dans ShoreZone par superficie d'estuaire.

Les bandes biologiques pour les marais littoraux dans ShoreZone contenaient des données pour les estuaires suivants : rivière Cowichan, rivière Goldstream, rivière Gordon, rivière Pachena, rivière San Juan, rivière Sarita et rivière Skeena. Étant donné le chevauchement spatial limité avec les estuaires inclus dans cette étude, l'information sur les marais littoraux provenant de la base de données ShoreZone n'a pas été évaluée davantage.

4.3.4.4. Type de substrat

Il y avait 27 % des estuaires qui contenaient tous les types de substrat et 11 % qui étaient composés d'un seul type de substrat (figure 24). La roche était le type de substrat le plus fréquent présent (91 % des estuaires); toutefois, la vase était le type de substrat dominant en proportion de la superficie (moyenne de 51 % de la superficie de l'estuaire par rapport à 31 % pour les roches; tableau G3, figure H3). Il n'y avait pas de différence marquée dans la composition du substrat entre les groupes ou selon le nombre d'activités.

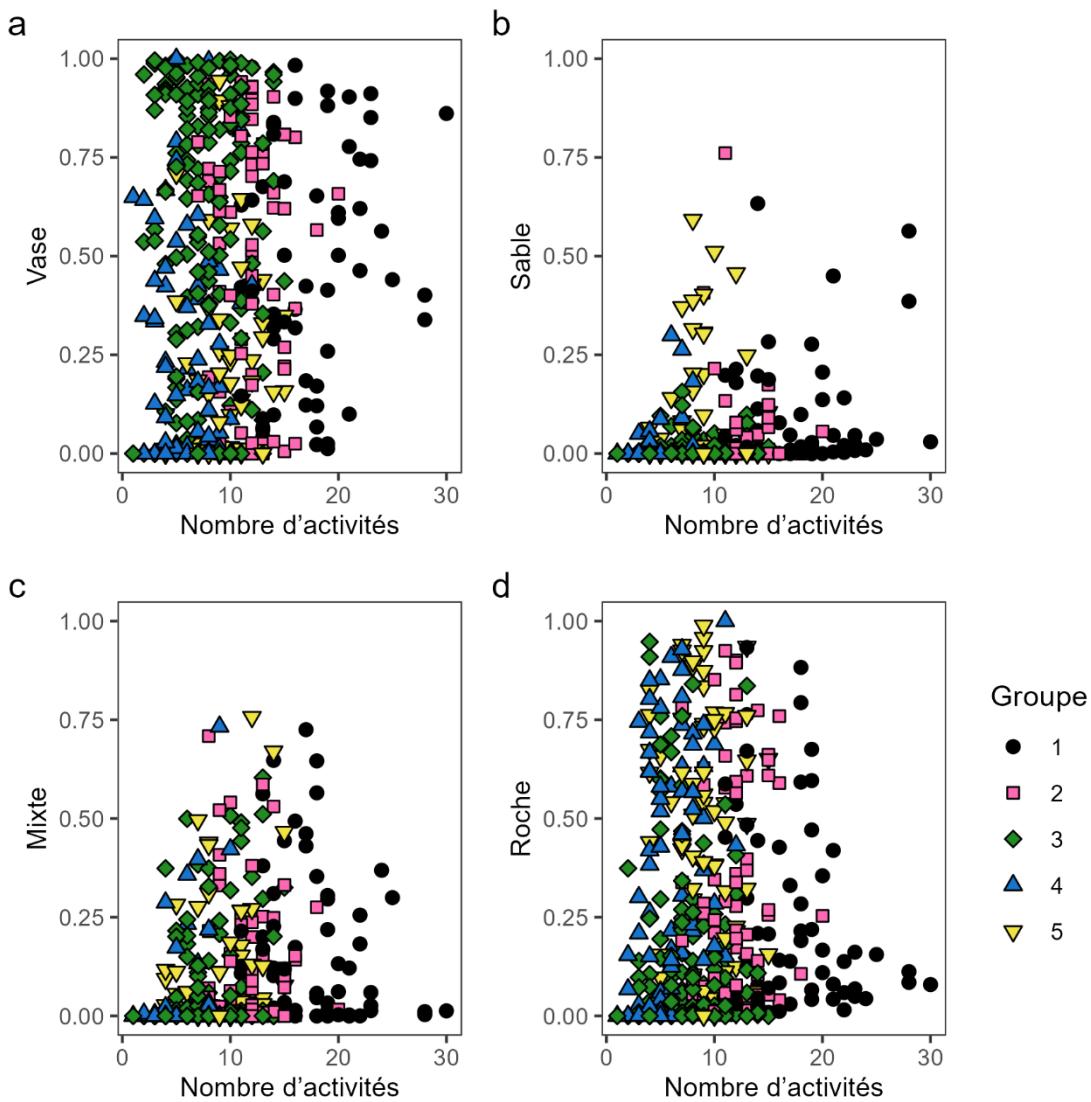


Figure 24. Diagrammes de dispersion comparant le nombre d'activités se déroulant dans les estuaires à la proportion de la superficie de l'estuaire composée de chaque type de substrat : a) vase, b) sable, c) mixte, d) roche, par groupe.

4.3.4.5. Rugosité

La variation de la rugosité était minime entre la plupart des estuaires (figure 25). C'est dans les estuaires du ruisseau Swallow, de la pointe Holti et l'estuaire « Sans nom 318 », du groupe 4, ainsi que dans l'estuaire de la rivière Georgia, du groupe 3, que les valeurs de la rugosité étaient les plus grandes (tableau G3; figure H3). Peu d'activités étaient présentes dans ces estuaires (4 ou 5).

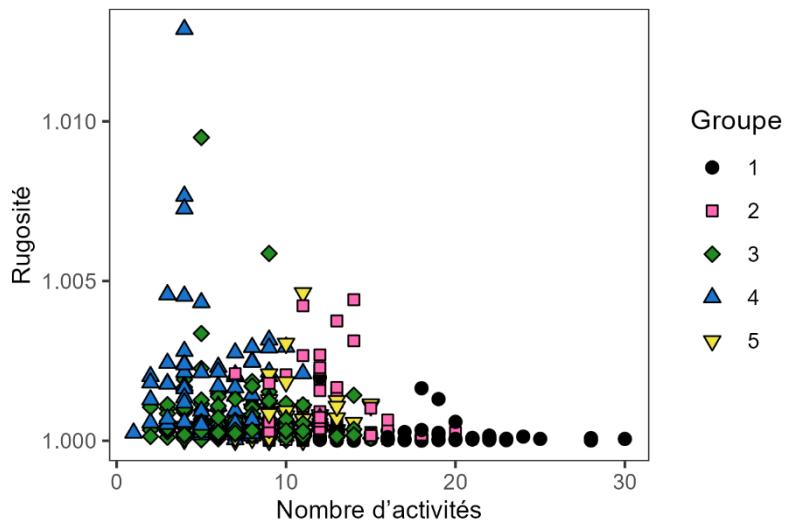


Figure 25. Diagramme de dispersion comparant le nombre d'activités se produisant dans les estuaires aux valeurs moyennes de la rugosité par estuaire.

4.3.4.6. Richesse en habitats biogènes

Les trois types d'habitats biogènes intertidiaux considérés (zostère, marais salés, macroalgues) étaient présents dans 36 % des estuaires (figure 26). Cinq pour cent des habitats ne contenaient aucun habitat biogène; cependant, comme nous l'avons déjà mentionné, il existe probablement des lacunes dans les ensembles de données sur les bandes biologiques et les polygones. En général, les estuaires peu riches en habitats comptaient également moins d'activités, mais les estuaires contenant beaucoup d'habitats avaient un large éventail d'activités présentes.

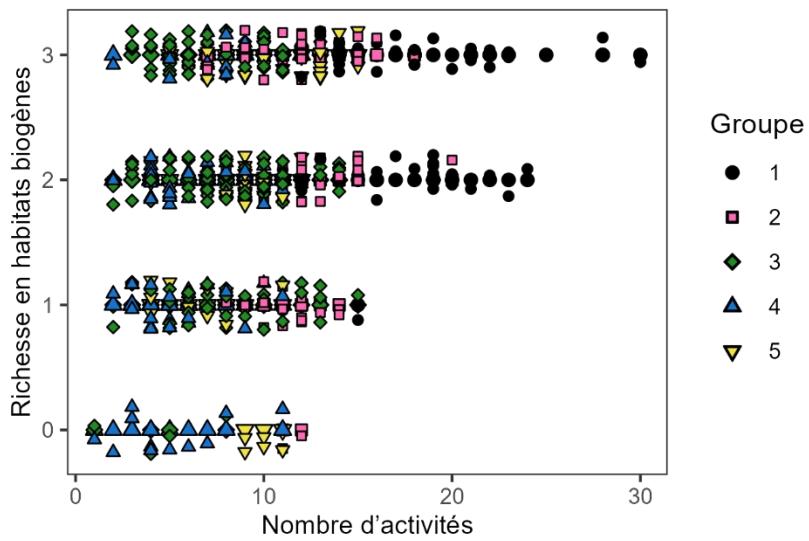


Figure 26. Diagramme de dispersion comparant le nombre d'activités se produisant dans les estuaires à la richesse en habitats biogènes. Les types d'habitats biogènes sont la zostère, le marais salé et les algues de la strate inférieure (varech brun et macroalgues vertes combinés).

4.4. COMPARAISONS

4.4.1. Cartographie des effets cumulatifs

En général, la notation de l'impact cumulatif d'un estuaire était positivement corrélée avec le nombre d'activités (figure 27). Les estuaires du groupe 1 avaient les notations et les nombres d'activités les plus élevés; les estuaires des groupes 2 et 4 avaient également des notations élevées, mais moins d'activités. L'estuaire de la rivière Glenlion, dans le groupe 1, avait la notation d'impact la plus élevée de tous, et 18 activités présentes. L'estuaire de l'île Shade, dans le groupe 4, et celui du ruisseau Youghpan, dans le groupe 2, avaient les deuxièmes notations les plus élevées, mais seulement 11 et 10 activités, respectivement.

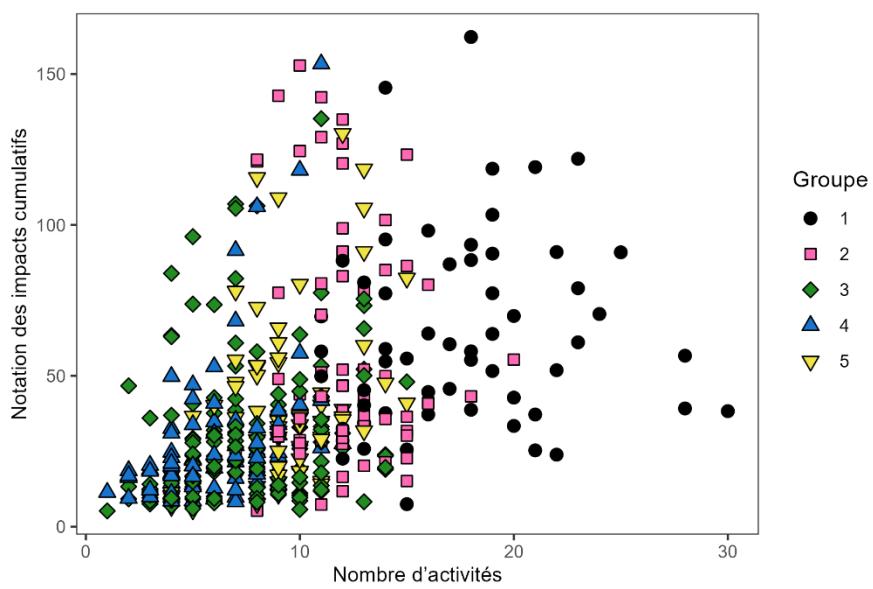


Figure 27. Diagramme de dispersion comparant le nombre d'activités se produisant dans les estuaires aux notations de la cartographie des impacts cumulatifs³.

4.4.2. Classement des estuaires pour les oiseaux aquatiques

Sur les 439 estuaires, 13 ont été classés comme les plus importants (c.-à-d. une notation de 1) pour les oiseaux aquatiques par l'équipe technique du Plan conjoint des habitats des oiseaux du Pacifique (2020). Il s'agissait principalement d'estuaires du groupe 1 (p. ex. fleuve Fraser, rivière Cowichan) avec des nombres d'activités élevés, ainsi que d'estuaires du groupe 3 (p. ex. rivière Toquart, rivière Cypre) avec des nombres d'activités plus bas à intermédiaires (tableau G3; figure H4). Il n'y avait pas de différence marquée entre les groupes, mais le groupe 1 avait généralement des estuaires classés comme plus importants (figure 28). Trois des estuaires les plus importants pour les oiseaux aquatiques ont également obtenu un classement élevé d'après la biomasse des échappées des saumons; tous sont dans le groupe 1, avec un grand nombre d'activités : l'estuaire du Fraser (28 activités), l'estuaire de la rivière Skeena (28 activités) et l'estuaire de la rivière Kitimat (19 activités).

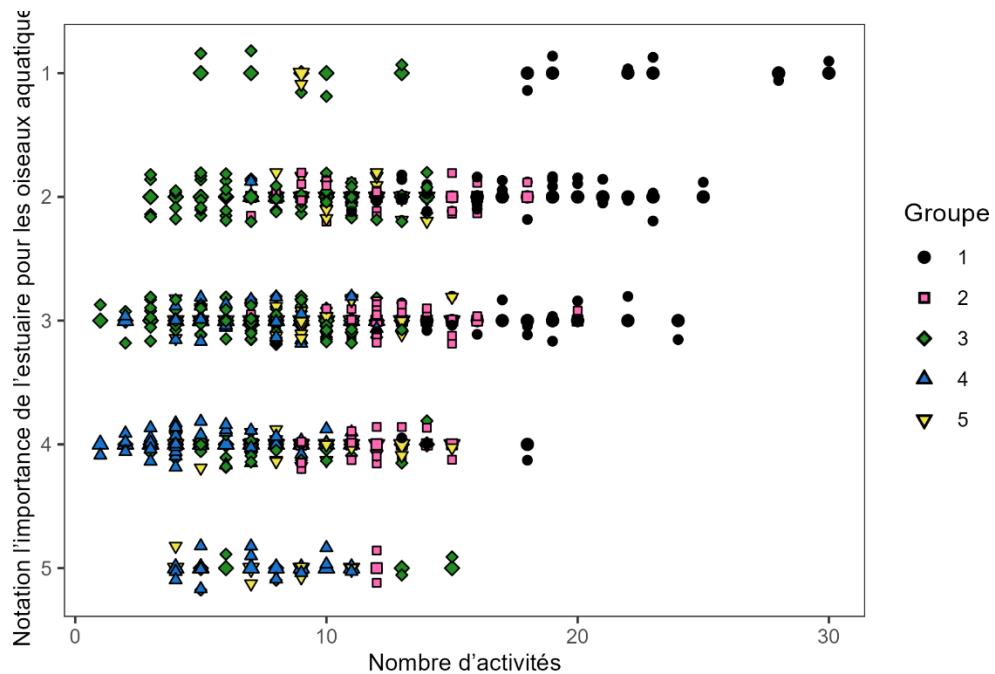


Figure 28. Diagramme de dispersion comparant le nombre d'activités se produisant dans les estuaires aux classements des estuaires pour les oiseaux aquatiques (équipe technique du Plan conjoint des habitats des oiseaux du Pacifique 2020), par groupe. L'importance de l'estuaire pour les oiseaux aquatiques a été classée de 1 à 5, 1 étant l'importance la plus grande et 5 étant la moins grande.

5. DISCUSSION

5.1. CONTEXTE À GRANDE ÉCHELLE

Il est largement reconnu que des approches plus intégrées et écosystémiques sont nécessaires pour protéger les écosystèmes (Halpern *et al.* 2008; Initiative de la zone de gestion intégrée de la côte nord du Pacifique [ZGICN] 2017), notamment dans la gestion des estuaires (MPO 2002; Sheaves *et al.* 2015; Clark *et al.* 2016). Dans cette étude, les estuaires de la Colombie-Britannique ont été classés en fonction de l'évaluation des activités anthropiques, du nombre d'activités, ainsi que du poisson et de son habitat afin de fournir un point de départ en vue d'établir l'ordre de priorité des estuaires pour la planification de la gestion et de la conservation. L'analyse a intégré les résultats d'une analyse documentaire des activités et des agents de stress connexes pertinents pour les habitats estuariens, y compris ceux désignés précédemment pour les saumons juvéniles (Hodgson *et al.* 2020). Afin d'assurer la pertinence des initiatives de PSM en cours dans la région du Pacifique, la classification a également utilisé les ensembles de données spatiales compilés à l'appui des évaluations des effets cumulatifs et de la planification du réseau d'AMP. Les évaluations du poisson et de son habitat dans les estuaires peuvent aider à déterminer les emplacements où d'autres collectes de données et évaluations à l'échelle locale seraient utiles et où il pourrait exister des possibilités de collaboration et des leçons importantes pour d'autres activités de gestion et de conservation propres au site. Les résultats peuvent également être élargis pour tenir compte des impacts dans les évaluations continues des effets cumulatifs.

La connaissance des emplacements des activités, des agents de stress connexes et des impacts potentiels sur les habitats estuariens peut aider à relever les estuaires qui font face à des préoccupations similaires et où les options d'atténuation potentielles sont semblables, ainsi

que les partenaires et intervenants possédant la compétence pertinente en gestion. Les résultats de cette étude ont permis de regrouper les estuaires en fonction des activités connexes et ont tenu compte du type d'activité, du niveau d'utilisation et de l'origine de l'activité (terrestre, maritime). Ainsi, les extrants mettent également en évidence les gains d'efficacité potentiels dans les interventions de gestion dans plusieurs estuaires. Par exemple, les activités associées aux estuaires du groupe 2 (estuaires de taille moyenne et bassins hydrographiques ayant des niveaux modérés d'activité humaine) comprennent les opérations forestières dans les bassins hydrographiques et la manutention du bois dans les estuaires. Les estuaires du groupe 2 étaient également associés aux pêches récréatives et commerciales des mollusques et crustacés. Les débris ligneux provenant des opérations de manutention et d'entreposage du bois peuvent réduire la diversité benthique et l'abondance d'espèces importantes sur le plan écologique, comme le crabe dormeur, d'importance commerciale et récréative (Picard *et al.* 2003), ce qui pourrait avoir des répercussions correspondantes sur les activités de pêche. De ce fait, la collaboration entre les organisations provinciales, fédérales et des Premières Nations qui participent à la réglementation de la foresterie, des tenures marines et des pêches peut être importante.

La détermination des activités qui coexistent dans les estuaires peut également approfondir la recherche sur la variation des agents de stress associés dans les estuaires et entre eux. Par exemple, il a été démontré que l'intensité et la fréquence des conditions hypoxiques dues à la charge anthropique en éléments nutritifs varient dans l'espace dans un estuaire et sont aggravées à la fois par les structures qui entravent l'écoulement de l'eau et par les impacts des changements climatiques (Hughes *et al.* 2015). Bien que l'hypoxie et les proliférations d'algues nuisibles correspondantes n'aient pas été des agents de stress relevés dans l'analyse documentaire, les estuaires du groupe 1 (grands estuaires et bassins hydrographiques avec un nombre élevé d'activités anthropiques) ont été associés à de multiples activités connexes, notamment celles qui pourraient contribuer à la charge en éléments nutritifs ou aux polluants (p. ex. l'agriculture), ainsi qu'aux obstructions en eau douce, aux barrages et à l'aménagement des rives, qui peuvent modifier l'écoulement de l'eau douce dans les estuaires et qui se sont révélés liés à l'eutrophisation dans les estuaires (Greene *et al.* 2015). C'est également dans les estuaires du groupe 1 que les températures des cours d'eau projetées sont les plus élevées, un autre facteur qui, avec les débits des cours d'eau réduits par la sécheresse, peut potentiellement contribuer à des conditions hypoxiques à l'avenir. Des renseignements supplémentaires sur la circulation estuarienne et l'afflux d'eaux douces et océaniques dans les scénarios actuels et prévus des changements climatiques aideraient à élucider le potentiel d'impacts associés à l'hypoxie sur les espèces des estuaires et les activités pratiquées dans les estuaires comme la conchyliculture, qui est associée aux estuaires du groupe 1.

Les extrants des analyses typologiques aident également à mieux caractériser la façon dont les estuaires de la côte de la Colombie-Britannique répondent aux critères des ZIEB. Les niveaux d'activités ont été plus faibles dans les estuaires des groupes 3 (estuaires et bassins hydrographiques de taille moyenne) et 4 (petits estuaires et bassins hydrographiques), avec des moyennes de 7,4 et 6,0 activités, respectivement (tableau 3). Ces estuaires pourraient obtenir une notation plus élevée pour le critère de caractère naturel, qui n'a pas été évalué précédemment pour les estuaires individuels (Rubidge *et al.* 2020). Cinquante-trois pour cent des estuaires de la côte se trouvaient dans les groupes 3 et 4 et plus du tiers d'entre eux, principalement sur les côtes nord et centrale et dans l'archipel Haida Gwaii, ont été classés dans le groupe 3. Les projections des variations des précipitations et de la hausse du niveau de la mer sont les deuxièmes plus élevées pour les estuaires du groupe 3, dans lesquels les variations de la température de l'air et de la température des cours d'eau associées aux changements climatiques devraient être modérées. D'après des recherches sur les ZPM, les zones où les niveaux d'activités anthropiques et les agents de stress associés sont plus faibles

pourraient être mieux en mesure de se protéger contre les agents de stress provoqués par les changements climatiques d'origine humaine (Edgar *et al.* 2014; Jacquemont *et al.* 2022).

Afin d'assurer l'uniformité entre les initiatives, nous nous sommes efforcés d'utiliser des ensembles de données spatiales similaires et suivre des méthodes de prétraitement analogues, adaptées à l'accent que nous mettons sur les estuaires. Les évaluations des effets cumulatifs marins dans la région du Pacifique ne délimitent pas spécifiquement tous les types d'habitats estuariens, mais incluent de multiples habitats pertinents pour les estuaires et cette analyse. Les importants efforts de cartographie associés à la cartographie des effets cumulatifs ont produit des ensembles de données représentant les activités humaines, les agents de stress (p. ex. Weller *et al.* 2023) et les habitats benthiques (Agbayani et Murray 2023). En particulier, les données sur l'habitat benthique et les notations de la vulnérabilité utilisées pour les évaluations des effets cumulatifs marins (Murray *et al.* 2024) comprennent les habitats de zostère, de varech de canopée, des vasières, des fonds meubles intertidiaux et les habitats peu profonds sur fond meuble, mais pas les varechs de la strate inférieure, les marais salés ou les marais littoraux. Lorsqu'elles sont disponibles, les notations de la vulnérabilité fournissent des renseignements importants qui peuvent aider à évaluer l'influence des activités anthropiques sur les habitats dans les différents estuaires. Les résultats de cette étude donnent à penser que les estuaires associés à des niveaux plus élevés d'activités (en particulier ceux du groupe 1) correspondaient largement à ceux dans lesquels les notations des effets cumulatifs étaient plus élevées. L'analyse typologique n'a pas intégré les notations de la vulnérabilité pour pondérer ou classer l'impact des activités; par conséquent, nos résultats ne doivent pas être interprétés comme représentant l'impact global. Cependant, les résultats peuvent servir de point de départ pour effectuer une évaluation des effets cumulatifs à plus petite échelle qui intègre les notations de la vulnérabilité ou pour évaluer les séquences des effets pour les principaux agents de stress dans les estuaires mis en évidence comme ayant des niveaux d'activités plus élevés. Ces travaux pourraient comprendre des mises à jour des données spatiales et des matrices de vulnérabilité afin d'inclure d'autres habitats estuariens ou espèces estuariennes, afin de mieux détailler leur sensibilité aux activités anthropiques et aux agents de stress.

Les activités menées dans les estuaires qui soutiennent une forte abondance des saumons peuvent poser des risques pour les populations de saumons (Sharpe *et al.* 2019). Les estuaires où les degrés de perturbation de l'habitat sont plus élevés ont été liés à une plus faible survie du saumon chinook en mer (Magnusson et Hilborn 2003) et la contamination des saumons juvéniles est associée au développement industriel dans les estuaires (Hodgson *et al.* 2020). Il a également été démontré que les activités humaines ont une incidence sur les habitats hétérogènes dont on sait qu'ils sont importants pour le saumon (Moore *et al.* 2010). Comme on pouvait s'y attendre, les plus grands estuaires de la côte de la Colombie-Britannique (estuaires du Fraser, de la rivière Nass et de la rivière Skeena), soutiennent la biomasse et la richesse les plus élevées du saumon d'après les données sur les échappées. Les estuaires du groupe 1 avaient également des valeurs élevées pour les paramètres des poissons fourrage et du crabe dormeur, et 97 % des estuaires de ce groupe contenaient au moins deux types d'habitats biogènes intertidaux. Le groupe 1 inclut de nombreux estuaires dont le réseau hydrographique est de taille moyenne à grande (p. ex. le fleuve Fraser, la rivière Skeena) et qui sont importants pour la migration et la fraie des poissons. Le fleuve Fraser, par exemple, a soutenu les plus grandes remontes de saumon rouge en Colombie-Britannique (Northcote et Larkin 1989; Burgner 1991). Cependant, les activités maritimes et terrestres sont nombreuses dans ces estuaires, où les variations projetées de la température des cours d'eau sont également plus élevées, ce qui pourrait avoir une incidence sur la montaison du saumon à l'avenir. Walsh *et al.* (2020) ont proposé des limites à l'activité industrielle et au développement de l'industrie à l'avenir dans les habitats essentiels de fraie, de croissance et de migration comme les estuaires, comme moyen rentable de protéger les populations de saumons contre la poursuite

de leur déclin. Les estuaires du groupe 1 pourraient bénéficier d'une intervention de gestion coordonnée, axée sur les activités ayant des répercussions directes sur certains habitats estuariens et certaines mosaïques d'habitats, importantes pour le saumon, comme celles proposées par Chalifour *et al.* (2022).

Certaines associations estuaire-activité-poisson insistent également sur la nécessité de se concentrer sur l'habitat en amont. Les estuaires du groupe 1 avaient une notation élevée d'après la superposition avec les unités de conservation du saumon, une mesure de la diversité des populations de saumons. La diversité des populations contribue à la durabilité à long terme des espèces commerciales comme le saumon du Pacifique et à la stabilité des services écosystémiques auxquels ils contribuent (Moore *et al.* 2010; Schindler *et al.* 2010). Cette diversité pourrait être de plus en plus importante pour la résilience des espèces avec un climat changeant (Darinmont *et al.* 2010) et le maintien de la diversité des populations durant les futurs changements environnementaux dépend de la disponibilité continue des habitats dont elles ont besoin (Moore *et al.* 2010). Il n'est pas surprenant que les estuaires abritant les plus grands nombres d'UC étaient associés à de grands bassins hydrographiques qui s'étendent à l'intérieur des terres, comme les estuaires du Fraser et de la rivière Skeena. Le plus grand nombre d'UC ayant un état de conservation élevé se trouvait dans l'estuaire du Fraser, qui a le plus grand bassin hydrographique et chevauche largement des activités et des agents de stress tels que l'aménagement des bassins hydrographiques, l'agriculture, les zones brûlées et la variation de la température des cours d'eau. Les impacts associés à ces activités dans le bassin hydrographique pourraient avoir une incidence non seulement sur les estuaires en aval, mais aussi sur les habitats de fraie dans le réseau de cours d'eau associé aux UC. Il ressort clairement des géographies et des activités connexes de ces estuaires qu'il faudra peut-être adopter des stratégies de gestion différentes entre les estuaires qui drainent de grands bassins hydrographiques et comptent un mélange distinct d'activités terrestres et maritimes, comme les estuaires du groupe 1, et ceux qui sont principalement associés à de petits bassins hydrographiques et à des activités uniquement maritimes, comme les estuaires des groupes 4 et 5.

La diversité et la connectivité des habitats jouent un rôle important dans la conservation de la biodiversité dans les estuaires (Chalifour *et al.* 2019). La période de l'année où les saumons juvéniles résident dans les estuaires, la durée de la résidence et l'utilisation de l'habitat estuaire varient selon l'espèce et la population de saumons (Weitkamp *et al.* 2014; Moore *et al.* 2016; Flitcroft *et al.* 2019), tout comme les caractéristiques de l'estuaire, notamment sa taille et sa forme, et des paramètres physiques tels que la salinité, la température et les régimes de débit d'eau (Thorpe 1994). Des variations similaires ont été relevées pour les espèces fourragères, comme l'éperlan argenté et le hareng du Pacifique, et les espèces proie, en particulier le zooplancton (Arbeider *et al.* 2019; Sharpe *et al.* 2019). Par exemple, même si les herbiers de zostère sont considérés comme un habitat très important pour les saumons juvéniles, des recherches menées dans l'estuaire du Fraser ont constaté que le plus grand nombre de saumons juvéniles se trouvait dans les habitats marécageux et divers profils de préférence en matière d'habitat ont été observés (Chalifour *et al.* 2019) chez les espèces de poissons et d'invertébrés à l'intérieur des estuaires et des types d'habitats et entre ceux-ci (Minello *et al.* 2003; Whitfield 2017). On ne comprend pas toujours bien les détails des associations d'habitat et du moment de la résidence dans l'estuaire pour de nombreuses espèces, mais il semble clair que l'exposition des saumons juvéniles et d'autres poissons et invertébrés estuariens aux activités et aux agents de stress propres à l'estuaire variera en fonction des niveaux d'activité, des gradients environnementaux et de la mosaïque d'habitats qui en résulte dans un estuaire donné, ainsi que de la façon dont l'espèce utilise ces habitats.

En général, tous les groupes comptaient des estuaires qui contenaient la plupart des types d'habitats que nous avons mesurés, et aucun n'affichait une richesse moyenne exceptionnellement faible en habitats biogènes intertidaux. Les valeurs individuelles pour certaines des composantes de l'habitat biogène, comme celles fondées sur les bandes biologiques dans ShoreZone, étaient généralement plus basses pour le groupe 1, mais c'est ce groupe qui avait la plus grande valeur pour la richesse moyenne. Toutefois, comme le groupe 1 compte certains des plus grands estuaires, les zones d'habitat biogène non normalisées peuvent être importantes et exacerbées par des données manquantes pour certains types d'habitat, comme les marais littoraux. Par exemple, il y a un chevauchement important des herbiers de zostère cartographiés dans l'estuaire de la rivière Skeena, ce qui correspond au niveau relativement élevé de l'effort de relevé dans la zone et à l'importance soulignée des herbiers de zostère dans la région du banc Flora de l'estuaire pour les saumons juvéniles, le zooplancton, le hareng du Pacifique et l'éperlan argenté (Moore *et al.* 2015; Sharpe *et al.* 2021). Le groupe 1 était associé aux activités les plus nombreuses et à la plus grande ampleur et, par conséquent, les habitats biogènes de ce groupe pourraient être ceux qui risquent le plus d'être dégradés ou modifiés. Le groupe 4 comptait le plus faible nombre d'estuaires contenant plusieurs types d'habitats biogènes intertidaux et seulement trois estuaires avec des polygones de zostère ou de varech de canopée. Les 77 estuaires du groupe 4 étaient plus petits (taille moyenne de 4,0 ha), étaient répartis dans des endroits plus éloignés et avaient des niveaux plus faibles d'activités humaines. Il est difficile de déterminer dans quelle mesure les limites et les lacunes dans la couverture des relevés influent sur ces tendances, car les absences ne sont pas toujours notées et les données ont été recueillies sur un grand nombre d'années et ne sont pas nécessairement représentatives de la répartition actuelle d'espèces plus éphémères, comme les varechs de canopée.

Comme c'était le cas pour les données sur le poisson et son habitat, les groupes les plus importants pour les oiseaux aquatiques avaient également tendance à être ceux qui comptaient le plus grand nombre d'activités connexes. Les estuaires considérés comme les plus importants pour les oiseaux aquatiques (équipe technique du Plan conjoint des habitats des oiseaux du Pacifique 2020) étaient principalement dans les groupes 1 et 3 et comprenaient des estuaires comme celui du Fraser, avec les vastes vasières caractéristiques qui sont des zones de rassemblement importantes pour les oiseaux de rivage migrateurs, comme le Bécasseau d'Alaska (Vermeer *et al.* 1994). Les estuaires du groupe 3 comptaient moins d'activités, mais ceux du groupe 1 en avaient beaucoup, qui peuvent entraîner une dégradation ou une modification directe de l'habitat dans les estuaires ou les zones du delta environnant (p. ex. aménagement du littoral, dragage, quais) qui peuvent être importantes pour les espèces d'oiseaux aquatiques. D'autres évaluations pourraient se concentrer sur la mesure de certains impacts des agents de stress pertinents pour les espèces prioritaires, tels que ceux associés à l'aménagement des rives. Les estuaires les moins importants pour les oiseaux aquatiques étaient généralement plus petits, avec des substrats plus rocheux. La description des associations d'habitats estuariens pour les espèces de poissons et d'invertébrés considérées comme importantes sur le plan écologique (Gale *et al.* 2019) pourrait aider à déterminer les endroits où les priorités pour la protection du poisson et de son habitat s'harmonisent avec les priorités d'autres organismes participant à la gestion des estuaires, comme les travaux du Plan conjoint des habitats des oiseaux du Pacifique liés à la sécurisation des habitats estuariens pour les oiseaux migrateurs. Par exemple, les mesures de gestion associées aux refuges d'oiseaux migrateurs créés dans l'estuaire du Fraser peuvent offrir des avantages liés à l'habitat pertinents à l'importance démontrée de cet estuaire pour le saumon du Pacifique d'après la biomasse des échappées calculée dans la présente étude.

5.2. ÉTUDES DE CAS

Le nombre des activités ne permet pas de dresser un portrait complet des agents de stress associés et des répercussions potentielles sur les estuaires, qui sont influencés à la fois par l'intensité et la fréquence des activités connexes, ainsi que par les caractéristiques physiques (p. ex. écoulement d'eau douce) d'un estuaire qui peuvent agir sur la répartition des agents de stress associés et sur la nature cumulative potentielle de ces agents de stress. Pour brosser un tableau des distinctions visibles à une échelle plus localisée, nous avons mis en évidence les estuaires du Fraser et de la rivière Skeena.

Les estuaires du Fraser et de la rivière Skeena se trouvent tous deux à la base de vastes bassins hydrographiques et sont alimentés par des réseaux étendus de cours d'eau. Cependant, la morphologie des estuaires diffère. L'estuaire du Fraser est caractérisé comme une vallée fluviale inondée (Emmett *et al.* 2000), avec de vastes habitats delta et de grands marais salés, comme ceux qui longent les bancs Sturgeon. Le panache d'eau douce associé au fleuve Fraser génère des conditions estuariennes qui s'étendent au-delà du polygone de l'estuaire utilisé dans cette étude, à travers le détroit de Georgia et le détroit de Juan de Fuca. L'estuaire est entouré d'une population urbaine dense et les habitats du delta ont été considérablement modifiés pour des utilisations agricoles, industrielles ou résidentielles; des digues et des obstructions en eau douce ont modifié les régimes de circulation estuarienne (Groulx *et al.* 2004; Finn *et al.* 2021). Comparativement, l'estuaire de la rivière Skeena est caractérisé comme un estuaire de fjord, qui est un estuaire de fjord moins profond, alimenté par un grand réseau fluvial avec un débit d'eau douce important (MacKenzie *et al.* 2000). L'estuaire de la rivière Skeena abrite de multiples îles au substrat rocheux qui modifient les régimes de circulation et de sédimentation, avec des dépôts de sédiments importants, mais moins étendus que l'estuaire du Fraser et de grands habitats de zostère au banc Flora (Wild 2020). L'estuaire de la rivière Skeena a une empreinte urbaine plus petite mais, comme celui du Fraser, il est le site de grandes installations portuaires, avec un trafic maritime important et des mouillages commerciaux dans les eaux plus profondes.

Les estuaires du Fraser et de la rivière Skeena sont tous deux dans le groupe 1 et se caractérisent par de nombreuses activités (figure 29, figure 30). Tous deux avaient 11 activités terrestres, mais le niveau d'utilisation (en termes de superficie ou d'intensité) était habituellement d'un à deux ordres de grandeur plus élevé dans le bassin hydrographique du Fraser que dans celui de la rivière Skeena. Par exemple, il y avait 1 976 km² d'agriculture dans le bassin du Fraser et 60 km² dans celui de la rivière Skeena. Nous avons dénombré 356 obstructions en eau douce dans le bassin hydrographique du Fraser, et même s'il n'y a pas de barrage sur la rivière Skeena elle-même, 15 obstructions sont présentes dans d'autres secteurs du bassin hydrographique. Ces résultats correspondent aux recherches récentes sur les obstructions en eau douce et l'endiguement dans l'estuaire du Fraser, qui ont montré que seuls 15 % de l'habitat du poisson dans les plaines inondables demeuraient accessibles (Finn *et al.* 2021). Les estuaires du Fraser et de la rivière Skeena affichaient également des nombres similaires d'activités maritimes (17), mais les activités n'étaient pas les mêmes. Par exemple, les activités exclusivement menées dans l'estuaire de la rivière Skeena étaient les mouillages récréatifs, la pêche récréative du poisson de fond, la pêche commerciale à la ligne, ainsi que les maisons et camps de pêche flottants. En partie, certaines des activités qui ne sont pas retrouvées dans l'estuaire du Fraser peuvent être attribuables à une lacune dans les données spatiales (p. ex. il y a probablement des mouillages récréatifs dans un estuaire comptant une grande population urbaine) et le nombre des activités dans le Fraser pourrait être sous-représenté.

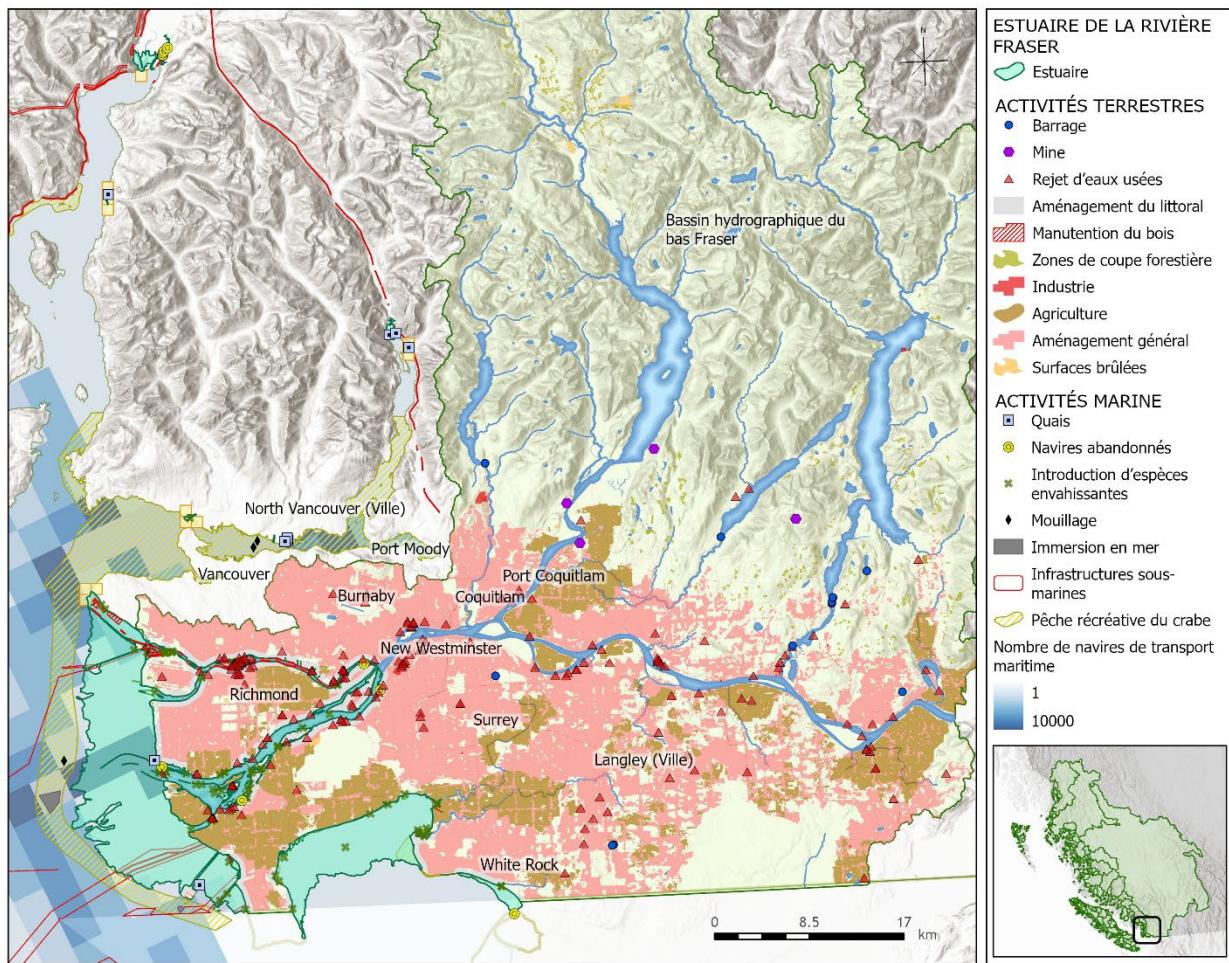


Figure 29. Données spatiales pour les activités dans l'estuaire du Fraser. Pour faciliter la visualisation, la carte se concentre sur l'estuaire lui-même et seule une partie du bassin hydrographique est affichée. Les activités suivantes ne sont pas présentées en raison de restrictions de partage de données, parce qu'elles ne sont pas visibles à cette échelle ou dans cette étendue de la carte, ou en raison d'un nombre élevé d'ensembles de données matricielles qui se chevauchent : dragage, circulation de bateaux de plaisance, activités de pêche commerciale et obstructions en eau douce.

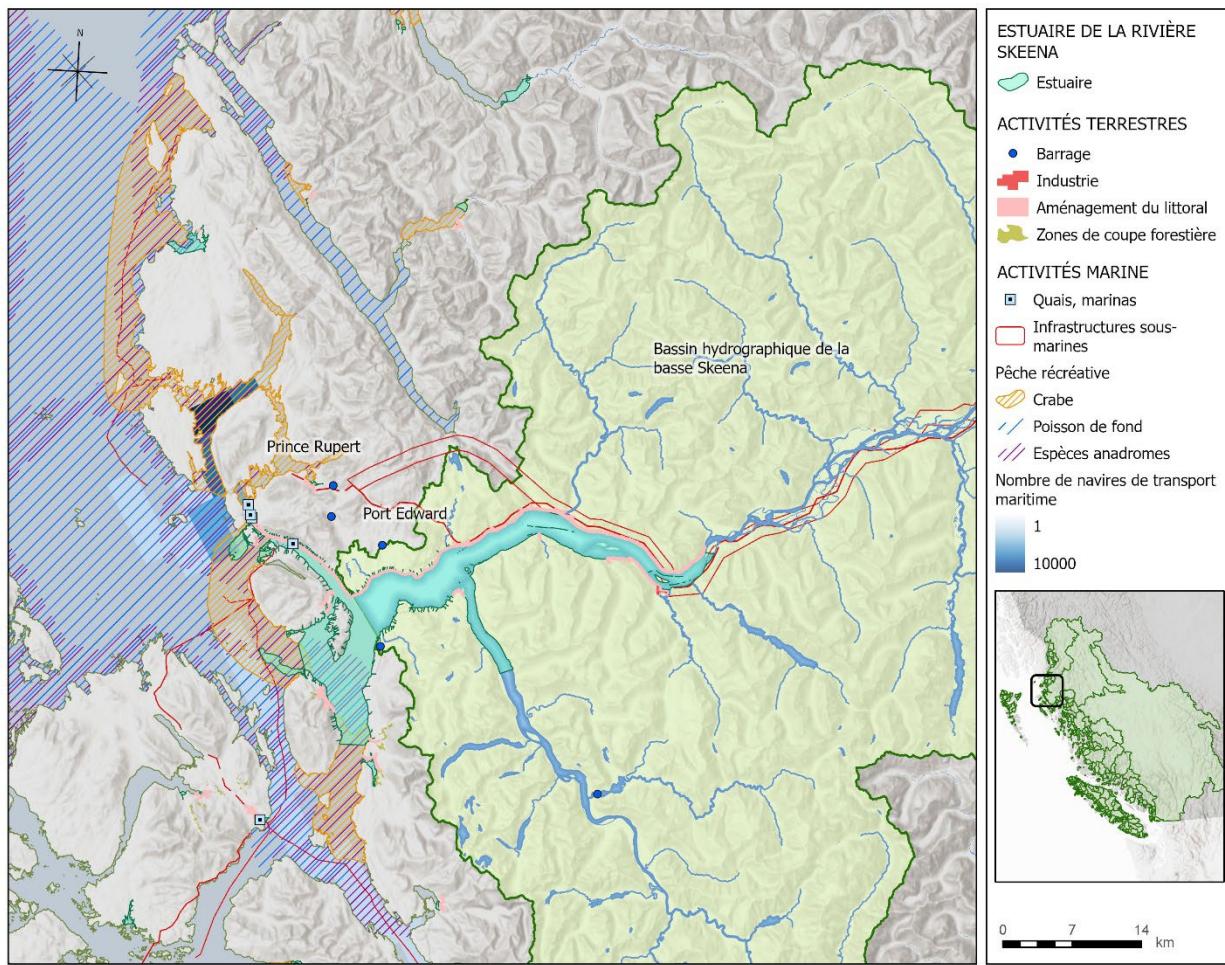


Figure 30. Données spatiales pour les activités dans l'estuaire de la rivière Skeena. Pour faciliter la visualisation, la carte se concentre sur l'estuaire lui-même et seule une partie du bassin hydrographique est affichée. Les activités suivantes ne sont pas présentées en raison de restrictions de partage de données, parce qu'elles ne sont pas visibles à cette échelle ou à cette étendue de la carte, ou en raison d'un nombre élevé d'ensembles de données matricielles qui se chevauchent : dragage, circulation de bateaux de plaisance, mouillages récréatifs, structures flottantes, manutention du bois, agriculture, exploitation minière, aménagement, zones brûlées, activités de pêche commerciale et obstructions en eau douce.

Les agents de stress associés aux changements climatiques d'origine humaine affichaient également des différences entre les estuaires du Fraser et de la rivière Skeena (figure 11). Les niveaux de la hausse du niveau de la mer étaient plus élevés dans les deux estuaires, les variations projetées étant quelque peu plus importantes dans l'estuaire du Fraser. Les variations des températures de l'air et des cours d'eau devraient être modérées dans les deux estuaires, mais plus élevées encore une fois dans le Fraser. Les variations des précipitations devraient être plus faibles dans l'estuaire du Fraser et modérées dans celui de la rivière Skeena. D'après les résultats d'une analyse des effets cumulatifs qui intégrait la vulnérabilité de l'habitat aux activités³, les activités présentes dans l'estuaire de la rivière Skeena pourraient avoir moins d'impact sur les habitats estuariens que les activités menées dans l'estuaire du Fraser. En particulier, bien que les notations des deux estuaires pour les effets cumulatifs aient été plus élevées, les notations de l'estuaire du Fraser étaient le double de celles de l'estuaire de la rivière Skeena.

5.3. TRAVAUX CONNEXES

Nous avons effectué la présente évaluation des estuaires de la Colombie-Britannique en nous fondant sur les activités anthropiques comme première étape pour aider les gestionnaires à établir l'ordre de priorité de certains estuaires en vue de prendre des mesures de gestion renforcées pour la protection du poisson et de son habitat. Les activités et les agents de stress mentionnés dans l'analyse documentaire présentent des similitudes avec ceux évalués dans d'autres études des estuaires. Nous n'avons pas réalisé d'évaluation complète des effets cumulatifs ou des risques écologiques; cependant, nous avons tenté d'harmoniser notre approche avec la recherche en cours sur les effets cumulatifs dans notre région, à la fois à l'échelle de la côte (comme mentionné précédemment) ou dans les bassins hydrographiques individuels. Il existe des liens avec les travaux en cours sur les effets cumulatifs dans des milieux plus localisés, ainsi qu'avec la recherche sur l'importance des estuaires pour le saumon du Pacifique.

5.3.1. Activités et agents de stress dans les estuaires

Bon nombre des activités intégrées à la présente analyse correspondent à celles décrites dans les modèles conceptuels des estuaires de la Colombie-Britannique (Jeffery *et al.* 2023), pour les habitats du saumon dans l'estuaire de la rivière Skeena (Pickard *et al.* 2015) et pour les grands estuaires de l'État de Washington (Andrews *et al.* 2013). Pour les estuaires de la Colombie-Britannique, les activités menées dans les bassins hydrographiques et sur les rives, comme la foresterie, l'exploitation minière, l'industrie, l'agriculture, les usines de pâte à papier, les ports et les collectivités, ont été mises en évidence, ainsi que les activités maritimes axées sur l'aquaculture, la navigation de plaisance et les pêches commerciales ou récréatives, et les agents de stress associés aux changements climatiques d'origine humaine (Jeffery *et al.* 2023). Dans l'estuaire de la rivière Skeena, Pickard et ses collaborateurs (2015) ont noté le trafic maritime, la récolte d'espèces, l'aménagement des rives et des zones littorales, les rejets d'eaux usées, l'immersion en mer, le dragage, les espèces envahissantes, les activités de foresterie liées au milieu marin et les changements climatiques d'origine humaine. De plus, des renseignements sur la prédation, les maladies et la concurrence avec les poissons élevés en écloserie ont été intégrés. Dans l'État de Washington, les pressions anthropiques définies pour les estuaires comprenaient également des activités et des agents de stress provenant des bassins hydrographiques, tels que les nutriments et la pollution, la modification des rives et les apports de sédiments et d'eau douce, ainsi que l'extraction associée à la pêche et à la conchyliculture, et les activités maritimes telles que la navigation commerciale, le dragage, les espèces envahissantes et la demande de produits comestibles de la mer (Andrews *et al.* 2013). Les ensembles de données spatiales proposés pour représenter les activités étaient semblables à ceux de la présente étude (p. ex. région littorale modifiée, trafic maritime). Cependant, dans l'État de Washington, les volumes de dragage ont été suggérés, et pourraient être plus représentatifs de l'étendue des activités de dragage que les données ponctuelles ou polygonales disponibles pour cette étude, et la capacité des retenues a été utilisée pour montrer les réductions potentielles de l'écoulement d'eau douce et de sédiments au-delà du nombre et de l'emplacement des obstructions.

Aux États-Unis, des évaluations régionales des estuaires ont également intégré des ensembles similaires d'activités et d'agents de stress. La modification des habitats, les variations de l'écoulement de l'eau douce, la contamination des sédiments et les espèces envahissantes ont été désignées comme des préoccupations pour les estuaires de la côte Ouest (Emmett *et al.*

2000). Le National Estuary Program aux États-Unis⁶ souligne les obstructions en eau douce, l'aménagement des rives, le dragage et les activités causant des sources de pollution ou l'introduction d'espèces envahissantes sont mis en évidence, de même que les changements climatiques d'origine humaine. Une évaluation des habitats estuariens dans 196 estuaires des États-Unis a également inclus des agents de stress similaires, en se concentrant sur quatre indicateurs : l'utilisation des terres, la modification des débits des cours d'eau, les sources de pollution et l'eutrophisation (Greene *et al.* 2015). À l'instar de cette étude, des ensembles de données spatiales représentant les classes d'utilisation des terres et l'emplacement des sources de pollution ont été déterminés et mis à l'échelle en fonction de la taille du bassin hydrographique ou de la région littorale où ils se trouvaient, et les suggestions pour affiner les données sur l'utilisation des terres dans les zones estuariennes et littorales s'harmonisent avec l'inclusion dans notre étude des catégories côtières artificielles de la base de données Shorezone. Dans Greene *et al.* (2015), la modification du débit des cours d'eau a été évaluée à l'aide de la densité des barrages en amont, comme dans notre étude, mais aussi des données sur le débit intégrées tirées de jauges d'eaux de surface en amont pour de nombreux estuaires. Les données spatiales sur l'eutrophisation n'étaient pas largement disponibles, mais l'eutrophisation était corrélée avec les données spatiales sur les polluants des bassins hydrographiques, l'utilisation des terres et le débit des rivières (Greene *et al.* 2015).

5.3.2. EFFETS CUMULATIFS DANS L'EAU DOUCE

Nos résultats placent l'estuaire du Fraser, qui subit de nombreux agents de stress liés aux activités anthropiques qui se déroulent dans son bassin hydrographique, dans le groupe 1. Une évaluation détaillée des effets cumulatifs a été réalisée récemment dans la vallée du Fraser (une plus petite partie du bassin hydrographique du Fraser) afin de déterminer les agents de stress terrestres pour les espèces de poissons en péril comme le saumon rouge et le saumon chinook, l'esturgeon blanc et le naseux de Nooksack (Boyd *et al.* 2022). Onze activités qui perturbent le paysage et ont des répercussions potentielles en aval, comme les routes, l'agriculture et l'urbanisation, ont été liées à sept agents de stress de l'habitat (menaces) : la pollution, la destruction de l'habitat, les perturbations riveraines, la sédimentation, la fragmentation des habitats, les nutriments et les espèces aquatiques envahissantes. Les données spatiales sur les activités ont été combinées pour générer des couches spatiales propres à chaque agent de stress. Notre analyse a utilisé des activités (à l'exception des espèces envahissantes d'eau douce) et des ensembles de données spatiales similaires et a relié les activités à des agents de stress similaires (p. ex. l'agriculture a été liée à l'augmentation du flux en aval d'éléments nutritifs; section 2.2.1.2). Toutefois, en suivant l'approche utilisée dans les évaluations des effets cumulatifs en milieu marin, nous n'avons pas regroupé les activités avant l'analyse et les résultats sont demeurés résumés au niveau de l'activité.

L'élaboration d'un modèle d'accumulation du débit pour évaluer les effets cumulatifs pour des tronçons de cours d'eau individuels était une nouveauté dans les travaux de Boyd *et al.* (2022). Pour un tronçon de cours d'eau donné, nous avons additionné la superficie des agents de stress en amont, puis l'avons divisée par la superficie de la zone de captage en amont. La division par la zone de captage en amont dilue les menaces. Cette approche a permis d'évaluer les agents de stress pour les populations de poissons à des endroits précis du réseau de cours d'eau. Nous avons appliqué une méthodologie similaire, mais comme nous étions intéressés par le point d'écoulement final dans un estuaire, nous avons divisé la valeur de l'activité ou de

⁶ Environmental Protection Agency des États-Unis. [How the National Estuary Programs Address Environmental Issues.](#)

l'agent de stress par la superficie totale du bassin hydrographique, comme cela a été fait pour les évaluations des effets cumulatifs en mer (Clarke Murray *et al.* 2015). Boyd et ses collaborateurs (2022) ont trouvé que les principaux agents de stress sur l'habitat du poisson étaient la pollution, les perturbations des zones riveraines et les sédiments. De même, nous avons relevé de multiples activités terrestres et maritimes liées aux agents de stress de la sédimentation, de la pollution et de la modification des habitats associés au groupe 1, qui comprenait l'estuaire du Fraser (figure 2, tableau 3).

Compte tenu de la grande taille des bassins hydrographiques de notre étude, l'intégration avec les développements futurs aux effets cumulatifs de l'eau douce, comme l'expansion prévue du modèle d'accumulation du débit à d'autres zones de la côte de la Colombie-Britannique (J. Iacarella, MPO, comm. pers.), pourrait permettre de mieux comprendre comment les menaces se diluent dans le bassin hydrographique. De plus, les évaluations futures des estuaires pourraient bénéficier d'une meilleure compréhension de la façon dont les lacs qui croisent un réseau de cours d'eau peuvent agir comme des pièges à sédiments et à éléments nutritifs et pourraient diluer les agents de stress associés aux activités qui causent la sédimentation (Myers *et al.* 2007), ce qui pourrait modifier la zone d'influence des perturbations du paysage qui se produisent loin de l'océan dans les très grands bassins hydrographiques comme celui du Fraser.

5.3.3. LES ESTUAIRES ET LE SAUMON DU PACIFIQUE

D'autres recherches ont été menées dans le but d'améliorer les conditions de l'habitat pour soutenir les populations de saumons du Pacifique. À titre d'exemple particulièrement axé sur l'étude de la résilience aux changements climatiques et à la hausse du niveau de la mer correspondante, le Nature Trust of BC a travaillé avec des partenaires autochtones, des organisations à but non lucratif, des universitaires et d'autres partenaires gouvernementaux pour surveiller 15 estuaires sur la côte de la Colombie-Britannique⁷. Les efforts de restauration concentrés sur les activités et les agents de stress inclus dans cette étude sont également en cours dans deux estuaires de l'île de Vancouver. Dans l'estuaire des rivières Cowichan-Koksilah, l'utilisation de digues pour faciliter l'entreposage et la manutention du bois a modifié les régimes de circulation dans l'estuaire. En collaboration avec les tribus Cowichan et d'autres groupes participant au plan de gestion de l'estuaire, les obstacles sont éliminés pour rétablir l'écoulement de l'eau douce et améliorer les habitats marécageux⁸. Dans l'estuaire de la rivière Nanaimo, le débit d'eau douce a également été perturbé par des activités industrielles et agricoles, et la Première Nation Snuneymuxw travaille avec des partenaires pour retirer les bermes agricoles afin de rétablir les régimes d'écoulement et de restaurer les habitats tels que les marais littoraux⁹.

À plus grande échelle, des indicateurs ont été proposés pour surveiller l'habitat du poisson à l'appui de la PSS du Canada. La PSS (MPO 2005) met l'accent sur le rétablissement et le maintien de diverses populations de saumons sauvages et nécessite de sélectionner des indicateurs pour faciliter l'évaluation des habitats des cours d'eau, des lacs et des estuaires dans les UC du saumon et évaluer les changements au fil du temps. Les indicateurs choisis dans le cadre d'un processus d'examen consultatif (Stalberg *et al.* 2009) sont des indicateurs des pressions qui décrivent les agents de stress, généralement associés aux activités

⁷ [Enhancing Estuary Habitat & Sustaining Coastal Wildlife | Estuary Resilience](#)

⁸ [Cowichan Estuary Restoration Project | Estuary Resilience](#)

⁹ [Restoring the Nanaimo River Estuary | Estuary Resilience](#)

humaines, qui pourraient être surveillées dans des régions plus vastes. Les indicateurs de l'état décrivent l'état de l'environnement estuaire et mettent l'accent sur les emplacements potentiellement préoccupants déterminés par l'évaluation des indicateurs des pressions. Certains indicateurs des pressions dans les estuaires et les cours d'eau se rapportent aux activités examinées dans la présente étude, dont le trafic maritime, les rejets de polluants et les activités qui entraînent la modification des habitats dans les estuaires, ainsi que les activités dans les bassins hydrographiques qui ont une incidence sur les cours d'eau et les habitats en aval, comme les changements du couvert terrestre, l'aménagement des routes et les rejets de polluants. Bien que moins d'activités aient été incluses, la surveillance des indicateurs de l'état liés aux conditions abiotiques dans un estuaire peut renseigner sur d'autres agents de stress. Par exemple, la surveillance des contaminants et des niveaux d'oxygène dissous pourrait permettre de déterminer la fréquence des épisodes hypoxiques qui sont exacerbés par la charge anthropique en éléments nutritifs due aux rejets d'eaux usées ou à l'agriculture, et d'élaborer des ensembles de données appropriés. Ainsi, les indicateurs élaborés pour le saumon du Pacifique peuvent constituer une contribution importante aux futures évaluations de l'estuaire à l'échelle locale pour d'autres espèces. L'information sur l'habitat du poisson incluse dans la présente étude (section 4.3.4) est liée à d'autres indicateurs des estuaires, en particulier la quantification de la superficie de l'habitat pour les marais, la zostère et les vasières. Comme dans la présente étude, des problèmes de résolution et des lacunes dans les données sur l'information sur l'habitat à plus petite échelle ont été mentionnés comme des défis pour les évaluations à l'échelle de la côte ou régionales et les changements de la couverture des superficies des tenures ont été proposés comme approximation pour évaluer les gains ou les pertes d'habitat du poisson (Stalberg *et al.* 2009).

5.4. LIMITES ET INCERTITUDES

5.4.1. ANALYSE DOCUMENTAIRE

La synthèse de la documentation sur les activités anthropiques et leurs répercussions sur les réseaux des estuaires à partir des articles et des rapports qui sont ressortis de l'analyse documentaire a permis de relever des lacunes notables qui peuvent être le résultat de nos critères de recherche, en particulier les termes de recherche propres à l'habitat et la période de publication, ou d'une lacune dans la recherche scientifique sur les estuaires de la côte nord-américaine du Pacifique. La période utilisée dans l'examen était limitée (de 2010 à 2022) et ne couvre pas les travaux de base antérieurs sur les répercussions associées aux activités de longue durée menées sur la côte de la Colombie-Britannique, comme la foresterie ou la pêche. Par exemple, les impacts estuariens potentiels des activités forestières ont été largement documentés dans Levings et Northcote (2004) et des recherches antérieures sur les estuaires près de Kitimat ont révélé des abondances plus élevées du crabe dormeur et du solaster géant dans les estuaires qui n'avaient pas été utilisés pour l'entreposage et la manutention du bois (Picard *et al.* 2003). Toutefois, bien que ces liens entre l'activité et l'agent de stress n'aient peut-être pas été relevés dans l'analyse documentaire (figure 2), ces activités ont été cartographiées et n'ont pas été exclues des analyses.

De plus, en raison des limites susmentionnées des critères de recherche, l'ensemble de la recherche sur un sujet pourrait être omis. Par exemple, la mesure dans laquelle l'aquaculture contribue à la transmission du pou du poisson dépend de l'océanographie (Brewer-Dalton *et al.* 2015) et de l'environnement (MPO 2023c), et les effets pathogènes sur le saumon peuvent varier d'une espèce à l'autre (Saksida *et al.* 2015). D'autres domaines de connaissances manquaient dans l'analyse documentaire, notamment la recherche sur les agents de stress associés aux pêches, l'eutrophisation associée à l'aménagement et à la pollution dans l'estuaire et le bassin hydrographique, ainsi que la pollution générée par le trafic maritime sous forme

d'apports organiques ou inorganiques ou de bruit. Nous savons pourtant que ces activités ont des répercussions sur les milieux marins (p. ex. Erbe *et al.* 2014; Clarke Murray *et al.* 2015; Fox *et al.* 2016) et qu'elles ont lieu dans des zones adjacentes aux estuaires visés par la présente étude, comme les mouillages de grands navires près de l'estuaire des rivières Cowichan-Koksilah (Murchy *et al.* 2022). Par exemple, la recherche sur les effets du bruit anthropique sur le saumon du Pacifique et le hareng a révélé un comportement anti-prédateur accru (van der Knaap *et al.* 2022). Le trafic maritime et les infrastructures côtières, comme les quais, les maisons et camps de pêche flottants, les navires abandonnés et les engins aquacoles, sont des vecteurs d'introduction d'espèces envahissantes (Iacarella *et al.* 2019; Iacarella *et al.* 2020). De plus, l'impact différentiel sur l'habitat estuaire des engins de pêche (commerciaux ou récréatifs) qui entrent en contact avec la zone benthique et l'endommagent ou par les engins fantômes abandonnés n'était mentionné dans aucun des articles. L'examen n'a pas non plus porté sur les effets différentiels des changements climatiques sur les communautés de poissons. Par exemple, on a constaté des effets mixtes de la température de la surface de la mer chez les poissons juvéniles dans les herbiers de zostère de la baie Clayoquot et de la baie Barkley pendant une vague de chaleur marine (Robinson *et al.* 2022). Des exemples plus précis d'activités à grand impact dans les réseaux des estuaires ont également été omis de l'examen, comme les effets du fouillage du sol par la bernache du Canada, une espèce hivernante autrefois rare dont le nombre a considérablement augmenté, et le retrait subséquent de la végétation dans certains estuaires de l'est de l'île de Vancouver (Dawe *et al.* 2011; Dawe *et al.* 2015). En outre, puisque les activités anthropiques étaient au centre de la présente étude, les répercussions associées aux changements dans la composition des communautés estuariennes, comme la prédation accrue du saumon due à l'augmentation des populations de phoques communs, n'ont pas été prises en compte, mais ont été étudiées par d'autres (p. ex. le Projet de survie des saumons dans la mer des Salish¹⁰) et il pourrait être important de les intégrer dans les travaux futurs.

Nous reconnaissions donc qu'il existe probablement d'autres activités et agents de stress qui influencent les environnements estuariens et qui pourraient être caractérisés en fonction de recherches provenant d'études marines ou axées sur certaines espèces estuariennes. Dans notre analyse, nous avons limité les choix d'activités à ceux mentionnés dans l'analyse documentaire (bien que nous ayons utilisé plusieurs couches précises pour des types d'activités très généraux) et la liste des agents de stress à ceux qui sont générés à proximité par l'activité et documentés dans l'examen, même si nous comprenons qu'il peut y en avoir d'autres. Cet examen donne une certaine indication des activités liées au plus grand éventail d'agents de stress. Les examens futurs pourraient comporter une plage de dates plus longue et des termes de recherche touchant des espèces individuelles afin de refléter une liste plus large d'activités et d'agents de stress potentiels, qui pourrait guider des évaluations futures intégrant l'orientation ou le degré des impacts associés aux différentes activités. Par exemple, une évaluation exhaustive des poissons et des invertébrés estuariens le long de la côte Ouest des États-Unis (Emmett 1991) pourrait étayer les impacts potentiels sur les espèces des agents de stress connexes inclus dans la présente étude.

5.4.2. ENSEMBLES DE DONNÉES SPATIALES – ACTIVITÉS

Les ensembles de données spatiales compilés pour cette analyse sont similaires à ceux suggérés pour représenter les activités dans d'autres estuaires et font face à des problèmes similaires d'étendue, de lacunes, d'actualité, de qualité et de résolution des données (Andrews

¹⁰ Projet de survie des saumons dans la mer des Salish. [Research Findings](#).

et al. 2015; p. ex. Greene *et al.* 2015; Pickard *et al.* 2015). L'étendue spatiale des ensembles de données sur les activités ne chevauchait pas toujours tous les estuaires. Par exemple, l'estuaire du Long Lake, qui fait partie de la lagune Wyclees, au large du détroit de la Reine-Charlotte, n'a probablement pas été inclus dans l'étendue de la plupart des données sur l'activité maritime, car la lagune Wyclees peut être considérée comme un lac ou un bassin de marée. Cependant, il s'agit d'une partie éloignée et isolée de la côte, et les activités et les agents de stress sont probablement minimes. De plus, les données sur la hausse du niveau de la mer n'allait pas jusqu'à la passe Portland, à la frontière nord entre la Colombie-Britannique et l'Alaska, ni jusqu'au bout du chenal Dean sur la côte centrale. Nous avons attribué les valeurs les plus proches pour les estuaires à ces emplacements. Un manque d'efforts de relevé limite sans doute aussi l'exhaustivité de certains ensembles de données, notamment le dénombrement des espèces aquatiques envahissantes comme le crabe vert (Howard *et al.* 2019). Depuis le moment de l'examen, la Base de données sur les obstacles aquatiques du Canada¹¹ a été élaborée et intègre d'autres ensembles de données sur les obstructions et les barrages en eau douce, régionaux et propres aux sites, qui complètent ceux inclus dans cette analyse.

Il y avait également des données sur des activités dont la couverture temporelle n'était pas uniforme ou pour lesquelles seuls des renseignements plus anciens étaient disponibles. Les données spatiales sur la pêche récréative ont été recueillies au moyen de sondages réalisés auprès des pêcheurs il y a plus de dix ans (British Columbia Marine Conservation Analysis [BCMCA] Project Team 2011), mais elles demeurent la meilleure information disponible. Les données de ShoreZone utilisées pour déterminer les structures côtières artificielles ont été recueillies à différents moments, les plus anciennes en 1991 dans le sud de l'archipel Haida Gwaii et celles sur certaines régions du sud de la côte ayant été mises à jour en 2021. Par conséquent, l'existence de caractéristiques plus anciennes est moins certaine, un problème noté dans d'autres études (p. ex. Greene *et al.* 2015), et de nouveaux aménagements peuvent être omis. Toutefois, l'inclusion de sources de données supplémentaires complète l'information sur l'aménagement du littoral disponible dans ShoreZone.

Nous n'avons pas été en mesure d'inclure certaines des données sur les agents de stress liés aux changements climatiques d'origine humaine, comme l'acidification des océans, le débit des cours d'eau et les variations de la température de la surface de la mer, car les données n'étaient pas disponibles, ne couvraient pas toute la côte de la Colombie-Britannique ou étaient à une résolution spatiale trop grossière. Les technologies d'imagerie comme le LiDAR peuvent être des outils de relevé importants pour élaborer des estimations à plus haute résolution des habitats vulnérables à la hausse du niveau de la mer ou des zones qui peuvent faciliter la migration des habitats estuariens (Flitcroft *et al.* 2018). La modélisation hydrologique de l'écoulement de l'eau douce (p. ex. Morrison *et al.* 2012; Schnorbus *et al.* 2014) peut également aider à caractériser les modèles de circulation dans les estuaires et les gradients de température et de salinité associés, maintenant et à l'avenir, car le débit sortant des rivières côtières pourrait devenir plus variable et de plus en plus influencé par les précipitations et le réchauffement climatique.

Nous n'avions pas de données pour quantifier certaines activités au-delà des mesures de l'occurrence par zone ou pour refléter l'étendue, l'intensité ou la fréquence de leur présence dans les estuaires. Par exemple, les ensembles de données sur la pêche récréative n'incluaient pas de valeurs des prises et sont représentés par les vastes zones importantes pour les activités de pêche (British Columbia Marine Conservation Analysis [BCMCA] Project Team 2011). Les tenures associées à la manutention du bois ou à l'aquaculture peuvent avoir des

¹¹ Fédération canadienne de la faune. [Base de données sur les obstacles aquatiques du Canada](#).

niveaux d'utilisation variables selon l'état des opérations dans une région donnée. En outre, certains agents de stress associés à la manutention du bois, comme l'ombrage de la zostère ou d'autres végétaux estuariens (Levings et Northcote 2004), peuvent également ne pas être aussi permanents que ceux associés à d'autres formes de modification des habitats, comme la création de rivages artificiels. L'élaboration d'un modèle proposé pour estimer les dépôts associés aux opérations de stockage du bois (Stalberg *et al.* 2009) permettrait de mieux comprendre les répercussions sur le poisson et son habitat pertinents pour notre étude.

Certains ensembles de données sur les activités présentaient des problèmes de qualité ou de résolution qui créaient de l'incertitude. Les données spatiales utilisées pour représenter l'agriculture et une partie des activités générales d'aménagement ont été générées à partir d'images de télédétection pour lesquelles la classification du type d'utilisation des terres reposait sur un modèle global de classification des terres (voir le tableau 1). Les résultats semblent pour la plupart exacts pour la Colombie-Britannique, d'après une comparaison visuelle manuelle avec des images satellites récentes, mais une incertitude demeure quant à la classification des zones agricoles plus petites dans les zones côtières et montagneuses qui apparaissent comme des clairières. Les données sur les prises commerciales étaient disponibles à une résolution relativement grossière de 1 km² pour les analyses axées sur les estuaires d'une taille médiane de 0,22 km². Ces données peuvent sur-représenter leur chevauchement avec les estuaires pour certains types d'engins. Par exemple, il y avait un chevauchement mineur de la pêche commerciale au chalut et des estuaires, alors que nous ne nous attendions pas à ce que cette activité soit présente. Cette activité n'a pas été associée de façon significative à un groupe, mais les analyses futures pourraient restreindre les ensembles de données plus grossiers en fonction des profondeurs de la pêche connues ou des zones de gestion, comme cela a été fait pour certains projets (Clarke Murray *et al.* 2015). Les valeurs tirées de l'ensemble de données sur les rejets d'eaux usées sont des valeurs modélisées, actualisées à 2017 en fonction de données provenant de diverses sources, comme les autorisations provinciales de rejet de déchets et les volumes des émissaires d'évacuation d'égouts combinés communiqués par ECCC. L'ensemble de données couvre diverses structures liées aux eaux usées (p. ex. usines de traitement, tuyaux d'évacuation individuels). On ne sait pas si chaque entité s'écoule directement dans l'eau ou si elle est terrestre sans composante marine. C'est pourquoi nous n'avons inclus que les structures qui chevauchent les estuaires et la région littorale, même si certaines zones d'écoulement peuvent se déverser directement dans l'océan et s'étendre à un estuaire éloigné. Enfin, les emplacements de certaines activités étaient représentés sous forme de géométries d'ordre inférieur (c.-à-d. des points) par opposition à des polygones qui représentent l'empreinte réelle d'une activité. Il a alors fallu modifier le type de géométrie pour les combiner avec un ensemble de données de géométrie similaire, mais d'ordre supérieur. Par exemple, les points de dragage pour les petits projets de construction ont été étendus de 50 m afin de pouvoir être combinés avec un ensemble de données de polygones de dragage plus grands pour les chenaux à embarcation. C'était également le cas des ensembles de données sur le littoral et l'aménagement général dans lesquels les points (p. ex. les triages de billots) et les entités linéaires (p. ex. les routes) ont été transformés en polygones afin de pouvoir être combinés avec d'autres polygones. Ces zones tampons appliquées étaient des estimations de l'empreinte de l'activité ou de la structure fondées sur des évaluations antérieures (voir le tableau 1), mais elles peuvent ne pas représenter avec exactitude toutes les entités.

5.4.3. ENSEMBLES DE DONNÉES SPATIALES – POISSON ET HABITAT DU POISSON

Les données spatiales n'étaient pas disponibles pour tous les poissons et invertébrés estuariens désignés comme d'importance écologique ou pour les habitats estuariens. Des données supplémentaires pour certaines des espèces de poissons figurent dans des sources de données telles que les zones importantes pour une espèce délimitées lors de l'élaboration des ZIEB (Clarke et Jamieson 2006a; Jamieson et Levesque 2014; Levesque et Jamieson 2015). La résolution des données n'est pas toujours assez fine pour englober les polygones de l'estuaire, mais, pour certains estuaires, il peut y avoir un chevauchement avec des zones importantes pour certaines espèces. Par exemple, les zones importantes désignées pour les regroupements de fraie et d'alevinage de la goberge de l'Alaska chevauchent les estuaires du Fraser, du bras de mer Bottleneck, de la rivière Carter et de la rivière Kwinamass. D'autres chevauchements pourraient être pertinents sur la côte ouest de l'île de Vancouver pour le merlu du Pacifique, la morue-lingue, l'esturgeon vert, les poissons plats juvéniles et le lançon du Pacifique. Bien que des zones importantes aient été délimitées pour le pocheteau long-nez dans les bras de mer de la COIV et du détroit de Georgia, les attributs précisent que les zones se trouvent dans des eaux plus profondes. Des zones importantes contenant des habitats potentiels et confirmés du lançon du Pacifique peuvent également combler des lacunes jusqu'à ce que d'autres modèles de répartition des espèces (MRE) soient élaborés à l'extérieur du détroit de Georgia. L'évaluation récente des ZBS potentielles dans le détroit de Georgia a permis de déterminer que plusieurs zones importantes pourraient être des ZBS à une échelle biorégionale plus vaste, notamment le varech de canopée et la zostère, bien que leur sensibilité et leur résilience aux pressions de la pêche n'aient pas été évaluées (MPO 2019b). Il a été recommandé de valider les zones importantes pour les espèces benthiques à l'aide de données actualisées et d'utiliser des modèles de répartition des espèces pour localiser les zones présentant une forte probabilité d'abriter des habitats convenables pour des espèces benthiques, en particulier celles qui sont présentes dans les estuaires (MPO 2019b).

Bien que les données du NuSEDS fournissent des données historiques précieuses sur les populations de saumons, il existe des limites et des mises en garde pour les interpréter pour les échappées des saumons. L'effort d'échantillonnage et la couverture spatiale ont varié au fil des ans, de même que la récupération systématique des observations dans les cours d'eau de la Colombie-Britannique et du Yukon, et les méthodes de recensement des échappées de poissons n'ont pas été uniformes sur l'ensemble de la série chronologique (English 2016; MPO 2022). Les enregistrements manquants dans le NuSEDS peuvent signifier qu'il n'existe aucune donnée ou que les données n'ont pas été reçues (MPO 2022), et tous les cours d'eau associés aux estuaires inclus dans cette étude n'ont pas fait l'objet de relevés. Il est donc possible que les estimations sous-estiment la biomasse totale et le nombre d'espèces qui traversent chaque estuaire. Bien que la variabilité géographique et temporelle de l'effort de relevé impose d'utiliser les données du NuSEDS avec prudence, en général, les données de dénombrement des échappées sont utiles pour déterminer les valeurs de la présence et de l'abondance des espèces à une échelle de temps décennale (MPO 2022), mais moins appropriées pour étudier la variation d'une année à l'autre de la population ou de l'utilisation de l'habitat du cours d'eau/ou de l'estuaire. Les estimations ne précisent pas non plus toujours le contexte historique de la taille et de la diversité des populations de saumons qui ont pu utiliser chaque estuaire avant 1990. Ce contexte historique pourrait être une considération supplémentaire importante pour les activités de restauration.

Comme d'autres analyses l'ont mentionné (p. ex. Hughes *et al.* 2014), l'information spatiale manquait pour de nombreuses espèces non commerciales, en particulier pour certaines qui sont considérées comme importantes sur le plan écologique, comme la perche-méné, la coque

de Nuttall et le solaster géant. Puisque les espèces non commerciales ne sont pas visées par les relevés effectués pour les évaluations des stocks, on sait moins de choses sur leur état et les données spatiales peuvent être rares. Cependant, ces espèces apparaissent dans les relevés de la biodiversité, y compris les relevés à la senne de plage et de l'ADN environnemental (ADNe), ainsi que dans les relevés plurispécifiques en plongée qui documentent les habitats et les espèces benthiques dans les milieux côtiers de la côte de la Colombie-Britannique (Davies *et al.* 2018). Les relevés de l'ADNe ont été utilisés pour mieux comprendre les assemblages de communautés dans la zostère (He *et al.* 2022), l'abondance et la biomasse des poissons dans les estuaires (Stoeckle *et al.* 2017; Rourke *et al.* 2021), ou encore les tendances des populations de poissons anadromes (Pochardt *et al.* 2020). De plus, des recherches propres à certains estuaires ont été menées et offrent des renseignements précieux sur la répartition des espèces commerciales et non commerciales. Par exemple, les recherches sur les communautés de poissons dans l'estuaire de la rivière Skeena fournissent des renseignements importants sur le saumon du Pacifique, les espèces fourragères comme le hareng et l'éperlan, ainsi que les principaux invertébrés proie (Sharpe *et al.* 2021).

Il existe également des lacunes spatiales et temporelles pour les ensembles de données sur l'habitat du poisson, notamment la zostère et les macroalgues, les marais salés et les marais littoraux. La variation de la couverture temporelle mentionnée pour les relevés aériens sur toute la côte dans ShoreZone donne à penser qu'il peut être important de vérifier les renseignements, en particulier pour les composantes plus éphémères de l'habitat (p. ex. espèces de varech de canopée). La nature linéaire des données de ShoreZone peut également passer à côté de détails importants sur l'étendue de certains types d'habitats (p. ex. les données linéaires peuvent ne pas caractériser correctement les vastes zones de marais salés de l'estuaire du Fraser comparativement aux bandes plus étroites présentes dans l'estuaire de la rivière Skeena). Cependant, les données spatiales tirées de relevés localisés qui délimitent plus précisément la qualité et la quantité des habitats biogènes (p. ex. polygones représentant les herbiers de zostère) sont également limitées dans de nombreuses régions et plus ou moins à jour, et peuvent indiquer seulement la présence d'éléments, mais pas les absences confirmées (figure 31). En outre, comme il a été mentionné précédemment, l'information sur les marais littoraux n'était disponible que pour quelques-uns des estuaires visés par notre étude. Des cartes plus complètes de l'habitat sont disponibles pour certains estuaires qui ont fait l'objet d'initiatives de recherche ou de planification et elles pourraient être utilisées à l'avenir pour compléter les ensembles de données à l'échelle de la côte. Par exemple, l'estuaire du Fraser a été largement cartographié pour guider les demandes d'aménagement pendant le PAEFF et, bien que les données ne soient pas à jour, elles pourraient être une source pour les informations manquantes sur l'habitat des marais salés et des marais littoraux (Fraser River Estuary Management Program 2003). Des cartes complètes de l'habitat ont également été élaborées pour l'estuaire des rivières Cowichan-Koksilah à l'appui des efforts de restauration et de conservation¹² et délimitent les composantes de l'habitat incluses dans cette étude. Des renseignements détaillés sur le substrat ont été recueillis dans le cadre de recherches visant à comprendre l'hydrodynamique et la morphologie de l'estuaire de la rivière Skeena (Wild 2020). Des efforts coordonnés de relevés régionaux peuvent également aider à combler des lacunes, comme le programme de surveillance du varech mis en place par l'Institut Hakai et le Partenariat de planification marine¹³, tout comme les progrès récents sur les modèles de répartition des espèces à l'échelle de la côte (p. ex. Nephin *et al.* 2020). L'élaboration en cours

¹² Cowichan Estuary Restoration and Conservation Association. 24 décembre 2017. Lettre de Noël 2017 du président.

¹³ Partenariat de planification marine (MaPP). 2019. Helping the kelp.

d'un modèle de répartition des espèces pour la zostère et peut-être d'un autre pour les marais salés est particulièrement pertinente pour les évaluations de l'habitat du poisson dans les estuaires (A. Parc, MPO, comm. pers. 2023).

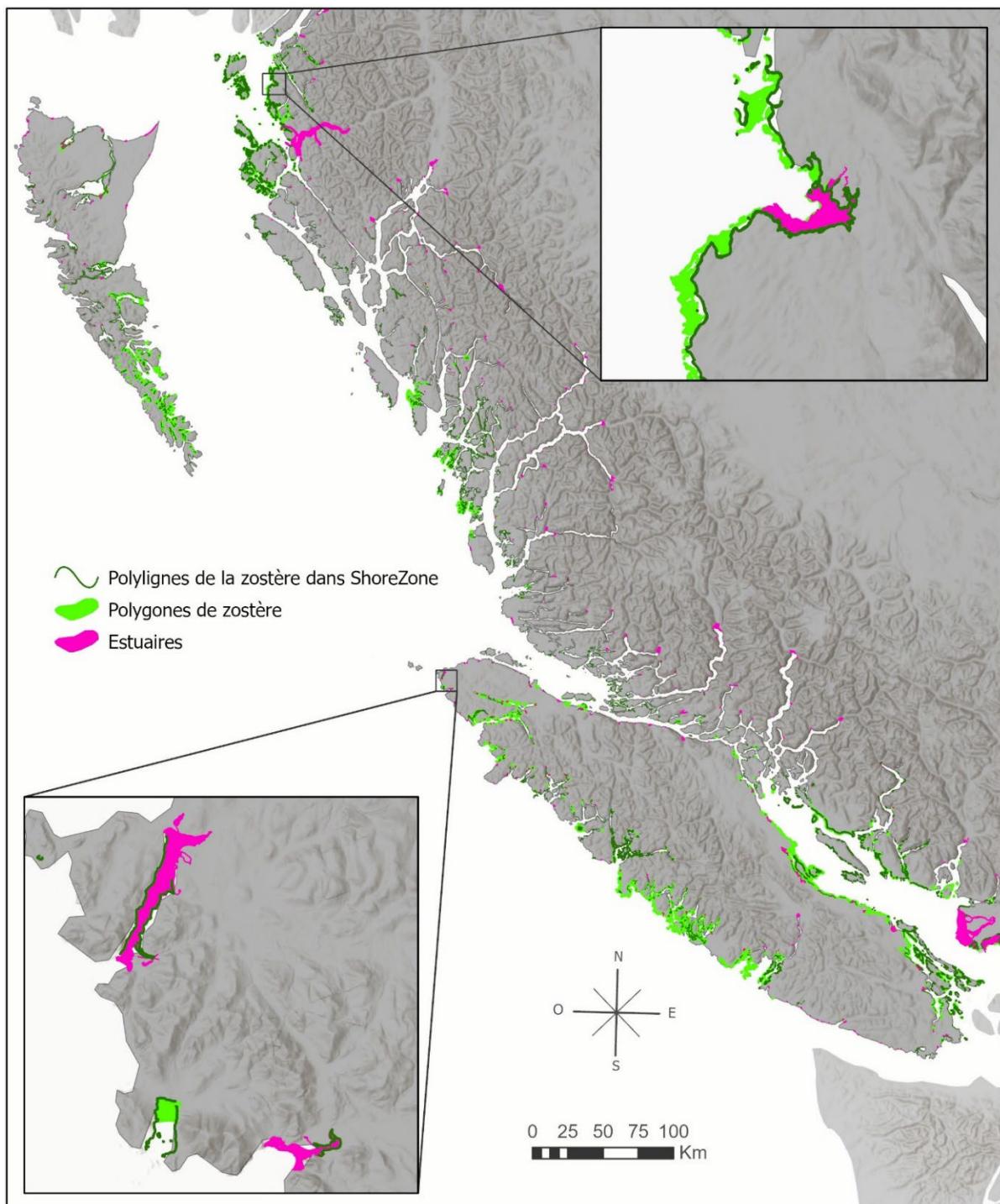


Figure 31. Renseignements sur la répartition des herbiers de zostère sur la côte de la Colombie-Britannique d'après les bandes biologiques de la zostère dans ShoreZone et des ensembles de données polygonales compilés. [The Science Behind the Project | Estuary Resilience](#) Les cartes en médaillon montrent les emplacements où les deux ensembles de données coïncident et ceux où les informations sont disponibles à partir d'une seule source.

5.4.4. MÉTHODES D'ANALYSE

Plusieurs hypothèses étaient inhérentes à l'estimation de la pertinence spatiale des activités anthropiques pour les estuaires. La modélisation de la dispersion et de la dégradation des agents de stress liés aux activités maritimes a nécessité de convertir les données dans un format matriciel. Bien que nous ayons utilisé une taille de cellule à résolution relativement élevée (100 m), elle peut encore généraliser les zones étroites et petites des estuaires. La projection de la zone d'influence d'une activité a été effectuée sous la forme d'une dégradation linéaire sur 10 anneaux placés à intervalles égaux autour d'une composante. Il y a peu d'information sur la façon dont les agents de stress se dégradent dans les environnements estuariens et marins, et nous pourrions surestimer ou sous-estimer les valeurs à certains points. En outre, pour les grandes zones tampons, 10 pas ne créent pas nécessairement un taux de dégradation suffisamment continu. Enfin, des parties déconnectées sont générées lorsque l'on place la zone tampon autour d'une composante et que l'on efface les parties de la zone tampon qui chevauchent les terres. Bien que nous ayons retiré ces éléments déconnectés de l'analyse, la modélisation du flux d'un agent de stress autour des composantes terrestres est complexe et les zones tampons qui entourent une composante terrestre mais restent connectées peuvent surestimer les impacts potentiels sur un estuaire. Des modèles de circulation littorale et estuarienne aideraient à comprendre le mouvement des agents de stress dans les estuaires.

Bien que la plupart des activités aient été représentées individuellement, certaines des données sur l'activité terrestre ont été fusionnées dans des ensembles de données sur l'aménagement général (industrie, littoral, général). Cette méthodologie est similaire à celle décrite dans Boyd *et al.* (2022), dans laquelle les activités ont été fusionnées en fonction des agents de stress (menaces) qu'elles produisent (p. ex. l'exploitation minière et l'urbanisation créent toutes deux de la pollution). Cependant, à travers cette généralisation, nous pouvons manquer des agents de stress plus spécifiques, mais distincts. Par exemple, différents types d'exploitation minière peuvent produire différents types de pollution qui génèrent des réactions variables de la part des espèces. Toutefois, on manque d'information sur les vulnérabilités propres à l'espèce et à l'habitat et sur les séquences des effets, comme l'a également montré notre analyse documentaire. Comme il s'agissait d'une analyse préliminaire des estuaires à l'échelle de la côte, nous estimons que la fusion de données similaires sur les projets industriels et d'aménagement est utile pour l'interprétation générale. Il pourrait néanmoins aussi être nécessaire d'avoir un peu plus d'interprétation *a posteriori* pour isoler les activités de base qui sont les plus directement pertinentes pour les activités de gestion dans un estuaire donné.

Nous avons effectué une log-transformation des superficies des bassins hydrographiques pour obtenir une distribution normale des superficies, mais nous ne l'avons pas fait pour les superficies des estuaires. La fourchette des superficies des bassins hydrographiques était beaucoup plus grande que celle des superficies des estuaires, le bassin hydrographique du Fraser (le plus grand) étant plus grand de six ordres de grandeur que celui de l'estuaire du ruisseau Lipsett (le plus petit; figure 3; tableau C1). Nous avons également supposé qu'un agent de stress dans un réseau marin ouvert se dégraderait linéairement, tandis qu'un agent de stress dans un réseau dendritique évoluerait de manière non linéaire. Cela a pour effet de restreindre la fourchette de l'effet de dilution de la superficie du bassin hydrographique, de sorte que les valeurs des activités dans les plus grands bassins hydrographiques ne sont pas toujours les valeurs ajustées les plus faibles. Cependant, nous ne sommes pas certains de cette relation, et notre étude bénéficierait d'une meilleure compréhension de la façon dont les différents agents de stress générés par les activités pratiquées dans les bassins hydrographiques se diluent dans les milieux marins et d'eau douce.

Les agents de stress associés aux activités terrestres dans notre analyse n'ont été estimés que pour l'estuaire immédiatement en aval et nous n'avons pas estimé la dispersion des agents de

stress des activités terrestres dans le milieu marin à d'autres estuaires voisins. Clarke Murray et al. (2015) ont utilisé un seuil de la distance d'une activité à la côte pour mettre à l'échelle la valeur de l'intensité de l'activité, et l'ordre des cours d'eau du bassin hydrographique déterminait jusqu'où l'agent de stress se disperserait. Ils n'ont toutefois analysé que les bassins hydrographiques avec des cours d'eau du 7^e ordre ou plus. Cette étude analyse tous les bassins hydrographiques avec des cours d'eau de 4^e ordre ou plus, mais il existe une incertitude quant à la distance sur laquelle les agents de stress se disperseraient dans l'océan à partir des cours d'eau d'ordre inférieur. Puisque les 439 estuaires sont répartis sur l'ensemble de la côte, une version plus avancée de notre étude nécessiterait l'analyse du débit sortant de presque tous les bassins hydrographiques côtiers qui se situent dans la zone d'influence des activités terrestres au point du débit sortant.

5.4.5. POISSON ET HABITAT DU POISSON

Les listes d'espèces utilisées pour guider cette étude ont été tirées des plans de gestion des estuaires et des recherches sur ces estuaires (tableau 2, tableau D1) et sont conformes aux listes élaborées pour les estuaires de la côte Ouest de l'Amérique du Nord (Emmett 1991) et les espèces indicatrices désignées pour les grands estuaires de l'État de Washington à l'appui de la PSM (Andrews et al. 2015). Par exemple, le zooplancton, les crevettes fousseuses, les huîtres et les palourdes, le crabe dormeur, les poissons estuariens résidents, l'esturgeon et le saumon du Pacifique ont été proposés comme indicateurs des estuaires de l'État de Washington et, comme pour les données compilées pour cette étude, la biomasse des échappées a été suggérée comme indicateur pour le saumon du Pacifique. D'autres espèces pertinentes pour la gestion des estuaires peuvent figurer dans des recherches localisées sur d'autres estuaires et des habitats côtiers pertinents en Colombie-Britannique (p. ex. herbiers de zostère (Robinson et al. 2011; Robinson et Yakimishyn 2013)). Les espèces jugées importantes sur le plan écologique pour ces travaux ont été tirées d'une évaluation menée à une échelle biorégionale (Gale et al. 2019) qui englobait un large éventail d'écosystèmes côtiers et extracôtiers, mais qui n'a pas évalué toutes les espèces dont on sait qu'elles résident dans les estuaires de la Colombie-Britannique. De ce fait, l'importance de certaines espèces pour un estuaire donné, en particulier celles des niveaux trophiques inférieurs, peut être sous-estimée dans ce travail malgré leur importance dans les réseaux trophiques estuariens et leur rôle en tant qu'espèces indicatrices potentielles. Par exemple, dans une étude qui a révélé l'homogénéisation croissante des communautés de poissons dans les herbiers de zostère dans les zones de fortes perturbations anthropiques, l'épinoche à trois épines et le chabot à nez pointu se sont révélés des indicateurs des sites très perturbés (Iacarella et al. 2018). L'épinoche à trois épines a également été proposée comme indicateur de la qualité de l'eau dans l'État de Washington (Andrews et al. 2015). L'esturgeon blanc est un autre exemple d'espèce qui n'a pas été évaluée dans le contexte de l'élaboration des priorités de conservation écologique pour la biorégion du plateau Nord (Gale et al. 2019), mais qui est une espèce commercialement importante présente dans l'estuaire du Fraser. L'esturgeon blanc se nourrit d'espèces de poissons de niveau trophique plus élevé, comme le saumon du Pacifique, ce qui était un facteur à considérer pour remplir le rôle de prédateur de niveau supérieur, l'un des rôles écologiques évalués pour les espèces d'importance écologique (Gale et al. 2019). Bien que l'on ne connaisse pas bien ses migrations en mer (MPO 2023b), l'esturgeon blanc peut également satisfaire au critère du transfert d'éléments nutritifs pour les espèces d'importance écologique. L'esturgeon blanc a été évalué comme étant en voie de disparition par le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) et plusieurs populations ont également été inscrites en vertu de la *Loi sur les espèces en péril* du Canada (MPO 2023b). Le programme de rétablissement de l'esturgeon blanc indique plusieurs problèmes rencontrés par l'espèce, dont la perte de qualité de l'habitat dans les milieux estuariens en raison des activités anthropiques

et la réduction des sources de nourriture causée par la pêche, la perturbation de l'habitat et les changements climatiques (MPO 2023b). Les tendances de l'habitat dénotent l'influence des changements dans les régimes de drainage et des niveaux plus élevés de polluants attribuables à l'urbanisation dans l'estuaire du Fraser. Une liste des espèces de poissons et d'invertébrés mentionnées dans les plans de gestion des estuaires, mais qui n'ont pas été identifiées comme étant des espèces d'importance écologique à ce jour, a été compilée, et pourrait orienter des travaux futurs (tableau D1).

Des paramètres écologiques ont été recensés et comparés aux groupes d'estuaires résultant de cette analyse des activités anthropiques. Compte tenu de l'information incomplète et dépassée disponible pour certains poissons et habitats du poisson, en particulier pour les habitats et les espèces non commerciales, et de la corrélation potentielle de certains paramètres, nous n'avons pas tenté de combiner l'information sur le poisson et son habitat avec les données sur les activités en une seule analyse. Des problèmes similaires ont été notés pour combiner les données sur les indicateurs des pressions, de l'état et de l'habitat afin d'évaluer l'état général d'une UC de saumon donnée (Stalberg *et al.* 2009). Cependant, d'autres analyses ont utilisé uniquement des paramètres écologiques pour établir un classement des estuaires. En particulier, les classements des estuaires pour les oiseaux aquatiques ont été calculés à partir d'une notation de l'importance biologique à l'aide d'une approche additive et de pondérations par des experts pour réduire l'impact de la corrélation potentielle et concentrer les notations sur les variables les plus fiables (équipe technique du Plan conjoint des habitats des oiseaux du Pacifique 2020). Nous n'avons pas mis à l'essai une approche semblable dans ce travail, mais ce serait possible en utilisant les paramètres compilés et en intégrant les conseils d'experts et les priorités établies par le PPPH et les groupes partenaires.

6. PROCHAINES ÉTAPES

Cette analyse présente une évaluation initiale pour mieux concentrer les efforts de conservation et de gestion des estuaires. Les prochaines étapes recommandées du processus sont la mise en place de collaborations pour aider à établir les priorités, la collecte de données plus complètes et à une échelle plus fine sur les espèces et l'habitat, une meilleure compréhension de l'utilisation de l'habitat par différentes espèces et des impacts des activités et des agents de stress sur le poisson et son habitat, ainsi que la conception d'évaluations à une échelle plus fine des risques et des effets cumulatifs dans les estuaires.

Les activités prédominantes associées aux groupes d'estuaires révélées dans cette étude peuvent être utiles pour orienter la participation des partenaires en vue de davantage localiser la gestion et la conservation des estuaires. L'interface terre-mer a été soulignée comme un problème pour la conservation en raison des multiples limites écologiques et juridictionnelles concernées (Sloan 2007) et des partenariats améliorés sont souvent soulignés comme faisant partie intégrante de la planification future (Greene *et al.* 2015). La collaboration et l'intégration avec les organismes fédéraux et provinciaux, les gouvernements autochtones et les intervenants, comme l'ont démontré les projets de résilience des estuaires¹⁴, sont des éléments importants d'une protection efficace du poisson et de son habitat, car les agents de stress découlent d'activités réglementées par divers groupes (MPO 2005, 2019a). La collaboration et l'adhésion des intervenants étaient également une recommandation clé dans un examen de la planification de la gestion des estuaires en Colombie-Britannique (Williams et Langer 2002), et la cogouvernance a été soulignée comme essentielle à la conservation de la biodiversité dans

¹⁴ [Enhancing Estuary Habitat & Sustaining Coastal Wildlife | Estuary Resilience](#)

les estuaires comptant un grand nombre d'activités (Kehoe et al. 2021), comme les estuaires du groupe 1 de cette analyse. En particulier, l'intégration du savoir autochtone est une prochaine étape importante qui améliorerait la compréhension de l'importance culturelle, des conditions locales et des associations espèces-habitat propres à chaque estuaire. Dans leur évaluation des programmes de rétablissement des populations de saumons du Pacifique dans le bas Fraser, Chalifour et al. (2022) ont déterminé que la cogouvernance entre les Premières Nations et les gouvernements provincial et fédéral constitue une importante stratégie habilitante pour améliorer la faisabilité et les résultats potentiels des multiples options de gestion proposées. La coordination avec la stratégie marine côtière que la province de la Colombie-Britannique est en train d'élaborer avec les Premières Nations afin de déterminer les priorités pour les écosystèmes côtiers de la côte de la Colombie-Britannique pourrait également être une voie importante pour créer des partenariats liés à la planification de l'estuaire. L'ébauche des intentions stratégiques (province de la Colombie-Britannique 2022) pour la Stratégie mentionne la surveillance et la protection des écosystèmes côtiers, l'intensification des efforts pour soutenir le saumon sauvage et la description de la situation des estuaires et des habitats connexes. De plus, plusieurs estuaires chevauchent des zones qui font actuellement partie d'une ZPM ou se trouvent dans des zones qui ont été désignées en vue d'une protection spatiale potentielle, de sorte que l'on pourrait étudier les possibilités de gestion offertes par des outils tels que les ZPM ou les plus récentes zones d'importance écologique (ZIE) axées sur la protection des habitats du poisson, pour les activités et les agents de stress relevés pour les estuaires individuels. Par exemple, les ZIE mettent l'accent sur la protection à long terme des habitats du poisson particulièrement productifs, sensibles, rares ou uniques (MPO 2023a), qui est d'une grande importance pour les estuaires, surtout ceux qui subissent les effets négatifs d'activités humaines autres que la pêche.

Une autre prochaine étape consiste à faciliter la collecte coordonnée de données spatiales à plus petite échelle sur le poisson et son habitat dans les estuaires. Les chercheurs soulignent la nécessité de mieux comprendre les besoins en matière d'habitat de chaque espèce et population pour le saumon du Pacifique tout au long de son cycle biologique, en particulier dans les estuaires (Weitkamp et al. 2014; Quinn 2018; Chalifour et al. 2019; Flitcroft et al. 2019). Par exemple, Sharpe et al. (2019) ont montré qu'il est nécessaire de mieux intégrer l'utilisation par les différentes espèces des habitats estuariens définis afin d'améliorer les évaluations d'impact environnemental pour les aménagements locaux. L'hypothèse selon laquelle les activités, les agents de stress et les habitats sont répartis uniformément et de qualité ou d'intensité égales, ou se produisent avec la même fréquence, dans chaque unité de l'analyse, dans ce cas un polygone d'estuaire, est une limite mise en évidence pour les évaluations des effets cumulatifs (Halpern et Fujita 2013) qui s'applique à ce travail. À une échelle plus fine, des habitats à l'intérieur des estuaires peuvent être perdus en raison d'un aménagement localisé ou peuvent subir des impacts différents des agents de stress à grande échelle associés aux changements climatiques. Des données à petite échelle pour tous les habitats estuariens sont nécessaires afin de pouvoir surveiller les changements. Les images prises par un aéronef télépiloté, comme celles qui ont été récemment utilisées pour créer des cartes de l'habitat à haute résolution de l'estuaire des rivières Cowichan-Koksilah (Douglas et al. 2022) et ont étayé les évaluations récentes de la richesse en espèces associée à l'hétérogénéité de l'habitat dans les herbiers de zostère, seraient utiles à la collecte de données (Proudfoot et al. 2023). De plus, diverses espèces de proie et préférences en matière d'habitat peuvent être importantes pour des espèces similaires dans un estuaire (Sharpe et al. 2019). Une meilleure compréhension des liens entre l'espèce et l'habitat dans l'espace et le temps peut aider à établir l'ordre de priorité pour les efforts de conservation et de gestion dans les estuaires, en particulier ceux qui subissent les impacts de plusieurs activités (Greene et al. 2015; Chalifour et al. 2019; Sharpe et al. 2019), ce qui est le cas pour de nombreux estuaires de notre étude.

D'autres recherches écologiques dans les estuaires amélioreraient également notre compréhension des besoins en matière d'habitat de nombreuses espèces de poissons mises en évidence ici comme importantes sur le plan écologique, notamment la surveillance des pressions écologiques et humaines dans les estuaires afin d'élargir nos connaissances sur les interactions entre les espèces et les agents de stress, et une meilleure compréhension de la dynamique spatiale et temporelle de l'utilisation de l'habitat dans l'estuaire. Ce projet estime la richesse en habitats biogènes intertidiaux, lorsque des données sont disponibles, dans les différents estuaires afin de fournir une évaluation sommaire de l'hétérogénéité environnementale, mais n'étudie pas la connectivité de ces habitats dans l'estuaire ou avec les habitats dans les milieux marins et d'eau douce voisins. Des habitats estuariens diversifiés et connectés peuvent soutenir de plus grandes biodiversité et productivité (Weitkamp *et al.* 2014; Nagelkerken *et al.* 2015; Chalifour *et al.* 2019; Seitz *et al.* 2020) et sont importants pour les écosystèmes estuariens et l'interface terre-mer essentielle pour des espèces comme le saumon du Pacifique (Toft *et al.* 2018; Sharpe *et al.* 2019). L'hétérogénéité entre les types d'habitats et à l'intérieur de ceux-ci peut également influer sur l'abondance des espèces et la richesse en espèces (Minello *et al.* 2003; Proudfoot *et al.* 2023). Les résultats de l'analyse typologique indiquent les estuaires où un aménagement intense rend la dégradation et la fragmentation de l'habitat plus probables, mais des données à plus petite échelle sur l'habitat et de meilleurs renseignements biophysiques dans les estuaires constituent une prochaine étape importante.

Enfin, une autre étape clé cherchera à élaborer des modèles à une échelle plus fine afin de mieux caractériser le flux des agents de stress dans les réseaux des cours d'eau et dans les estuaires (p. ex. Boyd *et al.* 2022) et la répartition des agents de stress et des espèces dans les estuaires. Compte tenu des régimes de circulation complexes dans les estuaires résultant de l'afflux d'eau douce des réseaux de cours d'eau et de l'eau de mer provenant du large, des modèles océanographiques à plus petite échelle, ainsi que la dynamique du débit des cours d'eau, seraient nécessaires. Ils permettraient de mieux comprendre la corrélation entre l'utilisation des terres et les régimes d'écoulement observés dans d'autres régions (Greene *et al.* 2015), ainsi que les profils spatiaux observés dans l'ensemble des estuaires. Par exemple, Robinson *et al.* (2011) ont remarqué que la richesse en espèces variait dans les herbiers de zostère en fonction de leur emplacement dans un estuaire et Sharpe *et al.* (2019) ont relié la répartition de plusieurs espèces dans l'estuaire de la rivière Skeena aux gradients de l'habitat et de l'environnement. En outre, les données spatiales disponibles pour les estuaires de la Colombie-Britannique pourraient être utilisées pour élargir les caractérisations antérieures de la géomorphologie des estuaires de la côte Ouest de l'Amérique du Nord (Emmett *et al.* 2000) afin d'approfondir notre compréhension des fonctions biophysiques des différents estuaires et de la mesure dans laquelle la morphologie influence la structure des communautés de poissons estuariens (Schrandt *et al.* 2018). Ces travaux pourraient reprendre les travaux sur les indicateurs liés au saumon du Pacifique (Stalberg *et al.* 2009; Pickard *et al.* 2015), ainsi que des travaux réalisés aux États-Unis, où l'état des estuaires est évalué régulièrement et où on utilise des enregistreurs de données pour recueillir des renseignements sur les variables physiques et chimiques liées à l'eutrophisation, à la sédimentation et aux indicateurs de la santé des poissons et des humains, notamment la température, la profondeur, la salinité, l'oxygène dissous, la turbidité, le pH, l'azote, le phosphore et la chlorophylle¹⁵.

Des renseignements à plus petite échelle sur les espèces et l'habitat pourraient aider à orienter des études localisées de l'utilisation de différents habitats estuariens et à mieux comprendre les mosaïques d'habitats estuariens et l'incidence des différents agents de stress sur la répartition,

¹⁵ Environmental Protection Agency des États-Unis. 2015. [West Coast Estuaries: National Coastal Condition Assessment 2015](#).

l'abondance, la diversité et la santé du poisson et de son habitat dans les estuaires. Des recherches comme les récents relevés effectués dans l'estuaire de la rivière Skeena fournissent des renseignements importants sur la dynamique du réseau trophique et les variabilités spatio-temporelles dans l'estuaire; ces renseignements ont amélioré les analyses fondées uniquement sur l'information sur l'habitat. Des différences dans la répartition des espèces de poissons et d'invertébrés d'importance écologique ont été observées pour diverses variables environnementales (p. ex. les juvéniles de saumon rouge, de saumon chinook et de hareng du Pacifique étaient plus abondants dans les zones où les températures étaient plus élevées, les juvéniles de saumon rouge et de saumon coho étaient associés à une turbidité plus grande et l'abondance des copépodes calanoïdes et de l'éperlan argenté était corrélée avec la salinité), répartitions de l'habitat et des proies (p. ex. les juvéniles de saumon rouge et les copépodes harpacticoïdes étaient plus abondants dans les habitats de zostère), divers emplacements dans les estuaires (p. ex. l'abondance des larves d'eulakane capturées était plus élevée près de l'embouchure de la rivière) et différentes considérations temporelles (p. ex. l'abondance relative de l'éperlan argenté a diminué au cours des années d'échantillonnage, tandis que les prises de hareng du Pacifique sont demeurées constantes) (Arbeider *et al.* 2019; Sharpe *et al.* 2019; Sharpe *et al.* 2021). De même, Seitz *et al.* (2020) ont constaté que la richesse en espèces et l'abondance des espèces augmentaient tout au long du gradient de salinité dans l'estuaire de la rivière Koeye sur la côte centrale (groupe 5) et ont observé une variation du risque de préation et de la productivité entre les habitats de l'estuaire et les saisons.

Cette classification des estuaires de la Colombie-Britannique en fonction des activités anthropiques et la désignation des estuaires importants pour les poissons d'importance et les habitats sensibles du poisson peut aider les gestionnaires à commencer à prioriser les estuaires pour la planification de la gestion et de la conservation. Cette analyse à grande échelle représente une évaluation initiale des estuaires de la Colombie-Britannique qui peut aider à orienter les efforts localisés et à cerner les possibilités de collaboration et d'efficacité de la gestion pour les estuaires où les activités menées et les agents de stress sont similaires et peut être combinée aux efforts visant à évaluer les impacts cumulatifs et propres à l'habitat dans les estuaires. Ce travail peut être approfondi grâce à des partenariats axés sur la collecte et l'analyse de renseignements à plus petite échelle dans les estuaires afin d'améliorer notre compréhension et notre surveillance de ces écosystèmes dynamiques.

7. REMERCIEMENTS

Merci aux participants à la réunion d'examen du SCAS pour leurs suggestions et conseils réfléchis, en particulier à Cliff Robinson et à Marc Porter pour leurs commentaires détaillés sur le document de travail. Nous remercions Katie Gale et Laura Sitter, qui ont présidé la réunion d'examen, et Erika Anderson et Yvonne Muirhead, pour leur précieuse coordination. Nous sommes reconnaissants à Cathryn Murray, Selina Agbayani, Craig Schweitzer, Josie Iacarella, Daniel Weller et Anna Potapova pour leurs suggestions fondées sur leur expertise en évaluations des effets cumulatifs dans les environnements marins et d'eau douce et leurs conseils sur l'élaboration de données spatiales. Merci également à Debra Sinarta pour son aide dans l'analyse documentaire, à Maya Buckner pour l'élaboration des cartes des résultats, à Cliff Robinson pour ses commentaires sur les modèles disponibles pour le lançon du Pacifique dans la région du Pacifique, à Roanna Leung (Environnement et Changement climatique Canada) qui nous a communiqué l'ensemble de données sur les lieux de dragage, ainsi qu'à Kathleen Moore et à Bruce Harrison pour leurs conseils sur les évaluations des estuaires et des milieux humides pour les oiseaux de mer.

8. RÉFÉRENCES CITÉES

- Abbas, A.M., Pickart, A.J., Goldsmith, L.M., Davenport, D.N., Newby, B., Muñoz-Rodríguez, A.F., Grewell, B.J., and Castillo, J.M. 2021. [Seed bank persistence of a South American cordgrass in invaded northern Atlantic and Pacific Coast estuaries](#). 13(3): 1–11.
- Achete, F.M., Van Der Wegen, M., Roelvink, D., and Jaffe, B. 2015. [A 2-D process-based model for suspended sediment dynamics: A first step towards ecological modeling](#). 19(6): 2837–2857.
- Agbayani, S. and Murray, C.C. 2024. [Pacific Marine Habitat Classes for Cumulative Impact Mapping](#). Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3608: vii + 33 p.
- Alava, J.J., Kazmiruk, T.N., Douglas, T., Schuerholz, G., Heath, B., Flemming, S.A., Bendell, L., and Drever, M.C. 2021. [Occurrence and size distribution of microplastics in mudflat sediments of the Cowichan-Koksilah Estuary, Canada: A baseline for plastic particles contamination in an anthropogenic-influenced estuary](#). 173(August)..
- Allegue, H., Thomas, A.C., Liu, Y., and Trites, A.W. 2020. Harbour seals responded differently to pulses of out-migrating coho and Chinook smolts. Marine Ecology Progress Series 647: 211–227.
- Anderson, S.S., Bravender, B.A., and Quinsam River, H. 2000. [Diet analysis data for juvenile chinook salmon from the Campbell River estuary, Campbell River, B.C., during 1994 and 1995](#). Can. Data Rep. Fish. Aquat. Sci. 1058: 169 p.
- Andrews, K.S., Harvey, C.J., and Levin, P.S. 2013. Conceptual models and indicator selection process for Washington State's marine spatial planning process. Conservation Biology Division, Northwest Fisheries Science Center, National Marine Fisheries Service, National Oceanic & Atmospheric Administration.
- Andrews, K.S., Coyle, J.M., and Harvey, C.J. 2015. Ecological indicators for Washington State's outer coastal waters. Report to the Washington Department of Natural Resources.
- Arbeider, M., Sharpe, C., Carr-Harris, C., and Moore, J.W. 2019. Integrating prey dynamics, diet, and biophysical factors across an estuary seascape for four fish species. Marine Ecology Progress Series 613: 151–169.
- Archambault, P., Snelgrove, P.V., Fisher, J.A., Gagnon, J.M., Garbary, D.J., Harvey, M., Kenchington, E.L., Lesage, V., Levesque, M., Lovejoy, C., Mackas, D.L., McKinsey, C.W., Nelson, J.R., Pepin, P., Piché, L., and Poulin, M. 2010. From sea to sea: Canada's three oceans of biodiversity. PLoS ONE 5(8): e12182.
- Ban, N.C., Alidina, H.M., and Ardon, J.A. 2010. [Cumulative impact mapping: Advances, relevance and limitations to marine management and conservation, using Canada's Pacific waters as a case study](#). Marine Policy 34(5): 876-886.
- Barnard, P.L., Schoellhamer, D.H., Jaffe, B.E., and McKee, L.J. 2013. [Sediment transport in the San Francisco Bay Coastal System: An overview](#). 345: 3-17.
- Bartley, R., Bainbridge, Z.T., Lewis, S.E., Kroon, F.J., Wilkinson, S.N., Brodie, J.E., and Silburn, D.M. 2014. [Relating sediment impacts on coral reefs to watershed sources, processes and management: A review](#). Science of The Total Environment 468-469: 1138–1153.
- Baskerville-Bridges, B., Lindberg, J.C., and Doroshov, S.I. 2004. The effect of light intensity, alga concentration, and prey density on the feeding behavior of delta smelt larvae. American Fisheries Society Symposium 39: 219–227.

-
- Bell, L.M., and Thompson, J.M. 1977. The Campbell River Estuary: Status of Environmental Knowledge to 1977. Report of the Estuary Working Group, Department of Fisheries and the Environment, West Vancouver, BC.
- Borja, Á., Dauer, D.M., Elliott, M., and Simenstad, C. 2010. Medium- and long-term recovery of estuarine and coastal ecosystems: Patterns, rates and restoration effectiveness. *Estuaries Coast.* 33(6): 1249–1260.
- Boughton, D.A. 2020. [Striped Bass on the coast of California: A review](#). *California Fish and Wildlife* 106(3): 226–257.
- Boyd, L., Grant, P., Lemieux, J., and Iacarella, J.C. 2022. Cumulative Effects of Threats on At-Risk Species Habitat in the Fraser Valley, British Columbia. *Can. Manusc. Rep. Fish Aquat. Sci.* 3243: viii + 65 p.
- Bravender, B.A., and Anderson, S.S. 2000. [Epibenthic Sled Samples From the Campbell River Estuary, 1997](#). *Can. Data Rep. Fish. Aquat. Sci.* 1064: 69 p.
- Brewer-Dalton, K., Page, F.H., Chandler, P., and Ratsimandresv, A. 2015. [Oceanographic conditions of salmon farming areas with attention to those factors that may influence the biology and ecology of sea lice, *Lepeophtheirus salmonis* and *Caligus* spp. and their control](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2014/048: vi + 47 p.
- British Columbia Marine Conservation Analysis (BCMCA) Project Team. 2011. [Marine Atlas of Pacific Canada: a product of the British Columbia Marine Conservation Analysis](#).
- Brown, L.R., Bennett, W.A., Wagner, W., Morgan-King, T., Knowles, N., Feyrer, F., Schoellhamer, D.H., Stacey, M.T., and Dettinger, M. 2013. Implications for future survival of delta smelt from four climate change scenarios for the Sacramento-San Joaquin Delta, California. *Estuaries and Coasts* 36(4): 754–774.
- Burbridge, J.B., Magee, L., and Robb, A.L. 1988. Alternative transformations to handle extreme values of the dependent variable. *Journal of the American Statistical Association* 83(401): 123–127.
- Burgner, R.L. 1991. Life history of sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*). In *Pacific Salmon Life Histories*. Edited by C. Groot and L. Margolis. University of British Columbia Press, Vancouver, Canada. pp. 1–118.
- Butler, R.W., and Vermeer, K. 1989. Overview and recommendations: Important bird habitats and the need for their preservation. In *The ecology and status of marine and shoreline birds in the Strait of Georgia, British Columbia*. Edited by K.V.a.R.W. Butler. Canadian Wildlife Service Special Publication, Ottawa, ON. pp. 185–186.
- Butler, R.W., Bradley, D.W., and Casey, J. 2021. The status, ecology and conservation of internationally important bird populations on the Fraser River Delta, British Columbia, Canada. *British Columbia Birds* 32: 1–52.
- Campbell, L., Sizmur, T., Juanes, F., and Gerwing, T.G. 2019. [Passive reclamation of soft-sediment ecosystems on the North Coast of British Columbia, Canada](#). *Journal of Sea Research* 155: 101796.
- Campbell, L., Dudas, S.E., Juanes, F., Allen Gerwing, A.M., and Gerwing, T.G. 2020. [Invertebrate communities, sediment parameters and food availability of intertidal soft-sediment ecosystems on the north coast of British Columbia, Canada](#). 54(15-16): 919–945.
- Carr-Harris, C., Gottesfeld, A.S., and Moore, J.W. 2015. [Juvenile salmon usage of the Skeena River estuary](#). *PLoS ONE* 10(3): e0118988.

-
- Casazza, M.L., McDue, F., Jones, S., Lorenz, A.A., Overton, C.T., Yee, J., Feldheim, C.L., Ackerman, J.T., and Thorne, K.M. 2021. [Waterfowl use of wetland habitats informs wetland restoration designs for multi-species benefits](#). Journal of Applied Ecology 58(9): 1910–1920.
- Catherine Berris Associates Inc. 2004. [Somass Estuary Management Plan](#).
- Catherine Berris Associates Inc. 2006. [Nanaimo Estuary Management Plan](#).
- Chalifour, L., Scott, D.C., MacDuffee, M., Iacarella, J.C., Martin, T.G., and Baum, J.K. 2019. Habitat use by juvenile salmon, other migratory fish, and resident fish species underscores the importance of estuarine habitat mosaics. Marine Ecology Progress Series 625: 145–162.
- Chalifour, L., Holt, C., Camachang, A.E., Bradford, M.J., Dixon, R., Finn, R.J.R., Hemming, V., Hinch, S.G., Levings, C.D., MacDuffee, M., Nishimura, D.J.H., Pearson, M., Reynolds, J.D., Scott, D.C., Spremberg, U., Stark, S., Stevens, J., Baum, J.K., and Martin, T.G. 2022. Identifying a pathway towards recovery for depleted wild Pacific salmon populations in a large watershed under multiple stressors. Journal of Applied Ecology 59: 2212–2226.
- Charrad, M., Ghazzali, N., Boiteau, V., and Niknafs, A. 2014. NbClust: An R package for determining the relevant number of clusters in a data set. Journal of Statistical Software 61(6): 1–36.
- Clark, D., Goodwin, E., Sinner, J., Ellis, J.R., and Singh, G. 2016. Validation and limitations of a cumulative impact model for an estuary. Ocean & Coastal Management 120: 88–98.
- Clarke, C.L., and Jamieson, G.S. 2006a. Identification of Ecologically and Biologically Significant Areas in the Pacific North Coast Integrated Management Area: phase I - identification of Important Areas. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2678.
- Clarke, C.L., and Jamieson, G.S. 2006b. Identification of Ecologically and Biologically Significant Areas in the Pacific North Coast Integrated Management Area: phase II – final report. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2686: v + 25 p.
- Clarke Murray, C., Agbayani, S., Alidina, H.M., and Ban, N.C. 2015. [Advancing marine cumulative effects mapping: An update in Canada's Pacific waters](#). Marine Policy 58: 71–77.
- Cloern, J.E., Foster, S.Q., and Kleckner, A.E. 2014. Phytoplankton primary production in the world's estuarine-coastal ecosystems. Biogeosciences 11(9): 2477–2501.
- Convention on Biological Diversity (CBD). 2008. [Marine and coastal biodiversity](#). COP 9, Decision IX/20, Annex 1.
- Cook, S., Daley, S., Morrow, K., and Ward, S. 2017. ShoreZone Coastal Imaging and Habitat Mapping Protocol: December 2017. Prepared for NOAA National Marine Fisheries Service, Alaska Region, Habitat Conservation Division, Juneau, AK.
- Cosby, H., and Szykman Gunther, M. 2021. Variation in diet and activity of river otters (*Lutra canadensis*) by season and aquatic community. Journal of Mammalogy 102(2): 520–529.
- Croke, J.C., and Hairsine, P.B. 2006. [Sediment delivery in managed forests: a review](#). Environmental Reviews 14(1): 59–87.
- Darimont, C.T., Bryan, H.M., Carlson, S.M., Hocking, M.D., MacDuffee, M., Paquet, P.C., Price, M.H.H., Reimchen, T.E., Reynolds, J.D., and Wilmers, C.C. 2010. Salmon for terrestrial protected areas. Conservation Letters 3: 379–389.

-
- Dashtgard, S.E., Venditti, J.G., Hill, P.R., Sisulak, C.F., Johnson, S.M., La Croix, A.D., Day-Stirrat, R., Janson, X., and Wright, W. 2012. Sedimentation across the tidal-fluvial transition in the Lower Fraser River, Canada. *The Sedimentary Record* 10(4): 4–9.
- Davies, S.C., Bureau, D., Lessard, J., Taylor, S., and Gillespie, G.E. 2018. Benthic habitat mapping surveys of eastern Haida Gwaii and the North Coast of British Columbia, 2013–2015. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 3278: vi + 24 p.
- Davis, K.A., Banas, N.S., Giddings, S.N., Siedlecki, S.A., MacCready, P., Lessard, E.J., Kudela, R.M., and Hickey, B.M. 2014. Estuary-enhanced upwelling of marine nutrients fuels coastal productivity in the U.S. Pacific Northwest. *Journal of Geophysical Research: Oceans* 119(12): 8778–8799.
- Dawe, N.K., Boyd, W.S., Buechert, R., and Stewart, A.C. 2011. Recent, significant changes to the native marsh vegetation of the Little Qualicum River estuary, British Columbia: A case of too many Canada Geese (*Branta canadensis*)? *British Columbia Birds* 21: 11–31.
- Dawe, N.K., Boyd, W.S., Martin, T., Anderson, S., and Wright, M. 2015. Significant marsh primary production is being lost from the Campbell River estuary: Another case of too many resident Canada Geese (*Branta canadensis*)? *British Columbia Birds* 25: 2–12.
- De Cáceres, M., and Legendre, P. 2009. [Associations between species and groups of sites: Indices and statistical inference](#). In *Ecology*.
- De Cáceres, M., Legendre, P., and Moretti, M. 2010. Improving indicator species analysis by combining groups of sites. *Oikos* 119(10): 1674–1684.
- DFO. 2002. [Canada's Oceans Strategy](#).
- DFO. 2005. [Canada's Policy for Conservation of Wild Pacific Salmon](#). Fisheries and Oceans Canada, Vancouver.
- DFO. 2007. [Guidance Document on Identifying Conservation Priorities and Phrasing Conservation Objectives for Large Ocean Management Areas](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep. 2007/010.
- DFO. 2019a. [Fish and Fish Habitat Protection Policy Statement](#).
- DFO. 2019b. [Evaluation of Existing Frameworks and Recommendations for Identifying Significant Benthic Areas in the Pacific Region](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Resp. 2019/028.
- DFO. 2022. [NuSEDS - New salmon escapement database system](#).
- DFO. 2023a. [National Framework for Identifying, Establishing, and Managing Ecologically Significant Areas](#).
- DFO. 2023b. [Amended recovery strategy for White Sturgeon \(*Acipenser transmontanus*\) in Canada \[Final\]](#). In *Species at Risk Act Recovery Strategy Series*. Ottawa: Fisheries and Oceans Canada: 255 pp.
- DFO. 2023c. [Association between sea lice from Atlantic Salmon farms and sea lice infestations on wild juvenile Pacific Salmon in British Columbia](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Resp. 2022/045.
- Doughty, C.L., Cavanaugh, K.C., Ambrose, R.F., and Stein, E.D. 2019. Evaluating regional resiliency of coastal wetlands to sea level rise through hypsometry-based modeling. *Global Change Biology* 25(1): 78–92.

-
- Douglas, T.J., Schuerholz, G., and Juniper, S.K. 2022. Blue carbon storage in a northern temperate estuary subject to habitat loss and chronic habitat disturbance: Cowichan Estuary, British Columbia, Canada. *Frontiers in Marine Science* 9: 857586.
- Du Preez, C. 2015. A new arc-chord ratio (ACR) rugosity index for quantifying three-dimensional landscape structural complexity. *Landscape Ecology* 30: 181–192.
- Duffy, E.J., and Beauchamp, D.A. 2011. Rapid growth in the early marine period improves marine survival of Puget Sound Chinook salmon. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 68: 232–240.
- Dumbauld, B.R., Holden, D.L., and Langness, O.P. 2008. Do sturgeon limit burrowing shrimp populations in Pacific Northwest estuaries? *Environmental Biology of Fishes* 83: 283–296.
- Edgar, G.J., Stuart-Smith, R.D., Willis, T.J., Kininmonth, S., Baker, S.C., Banks, S., Barrett, N.S., Becerro, M.A., Bernard, A.T.F., Berkhout, J., Buxton, C.D., Campbell, S.J., Cooper, A.T., Davey, M., Edgar, S.C., Forsterra, G., Galvan, D.E., Irigoyen, A.J., Kushner, D.J., Moura, R., Parnell, P.E., Shears, N.T., Soler, G., Strain, E.M.A., and Thomson, R.J. 2014. [Global conservation outcomes depend on marine protected areas with five key features \[Letter\]](#). *Nature* 506(7487): 216–220.
- Elmilady, H., van der Wegen, M., Roelvink, D., and Jaffe, B.E. 2019. [Intertidal Area Disappears Under Sea Level Rise: 250 Years of Morphodynamic Modeling in San Pablo Bay, California](#). *Science* 363(6421): 38–59.
- Emmett, R., Llanso, R., Newton, J., Thom, R., Hornberger, M., Morgan, C., Levings, C., Copping, A., and Fishman, P. 2000. Geographic signatures of North American West Coast estuaries. *Estuaries* 23(6): 765–792.
- Emmett, R.L. 1991. Distribution and abundance of fishes and invertebrates in West Coast estuaries. Volume II, Species life history summaries. United States, National Ocean Service, Strategic Assessments Division, Estuarine Living Marine Resources Program.
- English, K.K. 2016. Review of Escapement Indicator Streams for the North and Central Coast Salmon Monitoring Program: Final Report.
- Erbe, C., Williams, R., Sandilands, D., and Ashe, E. 2014. Identifying modeled ship noise hotspots for marine mammals of Canada's Pacific Region. *PloS one* 9(11): e114362.
- Fetscher, A.E., Sutula, M.A., Callaway, J.C., Parker, V.T., Vasey, M.C., Collins, J.N., and Nelson, W.G. 2010. [Patterns in estuarine vegetation communities in two regions of California: Insights from a probabilistic survey](#). *Wetlands* 30(5): 833–846.
- Fichot, C.G., Downing, B.D., Bergamaschi, B.A., Windham-Myers, L., Marvin-Dipasquale, M., Thompson, D.R., and Gierach, M.M. 2016. [High-Resolution Remote Sensing of Water Quality in the San Francisco Bay-Delta Estuary](#). *Environmental Science & Technology* 50(2): 573–583.
- Finn, R.J.R., Chalifour, L., Gergel, S.E., Hinch, S.G., Scott, D.C., and Martin, T.G. 2021. Quantifying lost and inaccessible habitat for Pacific salmon in Canada's Lower Fraser River. *Ecosphere* 12(7): e03646.
- Flitcroft, R., Clinton, P., and Christiansen, K. 2018. Adding to the toolbox for tidal-inundation mapping in estuarine areas. *Journal of Coastal Conservation* 22(4): 745–753.
- Flitcroft, R.L., Arismendi, I., and Santelmann, M.V. 2019. A review of habitat connectivity research for Pacific salmon in marine, estuary, and freshwater environments. *Journal of the American Water Resources Association* 55(2): 430–441.

-
- Foley, M.M., Warrick, J.A., Ritchie, A., Stevens, A.W., Shafrroth, P.B., Duda, J.J., Beirne, M.M., Paradis, R., Gelfenbaum, G., McCoy, R., and Cubley, E.S. 2017. [Coastal habitat and biological community response to dam removal on the Elwha River](#). Ecological Monographs 87(4): 552–577.
- Fox, C., Paquet, P., and Reimchen, T. 2018. [Pacific herring spawn events influence nearshore subtidal and intertidal species](#). Marine Ecology Progress Series 595: 157–169.
- Fox, C.H., O'Hara, P.D., Bertazzon, S., Morgan, K., Underwood, F.E., and Paquet, P.C. 2016. A preliminary spatial assessment of risk: Marine birds and chronic oil pollution on Canada's Pacific coast. Science of The Total Environment 573: 799–809.
- Fraser River Estuary Management Program. 2003. A Living Working River: The Estuary Management Plan for the Fraser River.
- Gale, K.S.P., Frid, A., Lee, L., McCarthy, J.-B., Robb, C.K., Rubidge, E., Steele, J., and Curtis, J.M.R. 2019. [A framework for identification of ecological conservation priorities for Marine Protected Area network design and its application in the Northern Shelf Bioregion](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2018/055. viii + 186 p.
- Gallego-Tévar, B., Grewell, B.J., Futrell, C.J., Drenovsky, R.E., and Castillo, J.M. 2020. [Interactive effects of salinity and inundation on native *Spartina foliosa*, invasive *S. Densiflora* and their hybrid from San Francisco Estuary, California](#). Annals of Botany 125(2): 377–389.
- Garrett, C.L., and Shrimpton, J.A. 2000. PAHs in the aquatic environment of British Columbia. Environment Canada, Pacific and Yukon Region.
- GeoBc. 2010. Freshwater Atlas User Guide. Integrated Land Management Bureau.
- Gerwing, T.G., Campbell, L., Allen Gerwing, A.M., Allen, S., Cox, K., Rogers, M., Gray, O., Drewes, M., and Juanes, F. 2018. [Potential impacts of logging on intertidal infaunal communities within the Kitimat River estuary](#). Journal of Natural History 52(43-44): 2833–2855.
- Geyer, W.R., and Farmer, D.M. 1989. Tide-induced variation of the dynamics of a salt wedge estuary. Journal of Physical Oceanography 19: 1060–1072.
- Gillard, M.B., Castillo, J.M., Mesgaran, M.B., Futrell, C.J., and Grewell, B.J. 2021. [High aqueous salinity does not preclude germination of invasive *Iris pseudacorus* from estuarine populations](#). Ecosphere 12(5).
- Gillespie, G.E. 2009. Status of the Olympia oyster, *Ostrea lurida carpenter* 1864, in British Columbia, Canada. Journal of Shellfish Research 28(1): 59–68.
- Gittman, R.K., Baillie, C.J., Arkema, K.K., Bennett, R.O., Benoit, J., Blitch, S., Brun, J., Chatwin, A., Colden, A., Dausman, A., Deangelis, B., Herold, N., Henkel, J., Houge, R., Howard, R., Hughes, A.R., Scyphers, S.B., Shostik, T., Sutton-Grier, A., and Grabowski, J.H. 2019. [Voluntary restoration: Mitigation's silent partner in the quest to reverse coastal wetland loss in the USA](#). Frontiers in Marine Science 6(AUG): 1–15.
- Goodman, A.C., Thorne, K.M., Buffington, K.J., Freeman, C.M., and Janousek, C.N. 2018. [EI Niño Increases High-Tide Flooding in Tidal Wetlands Along the U.S. Pacific Coast](#). Journal of Geophysical Research: Biogeosciences 123(10): 3162–3177. doi:10.1029/2018jg004677.
- Government of Canada. 1996. [Oceans Act \(S.C. 1996, c. 31\)](#).
- Government of Canada. 2019. [Fisheries Act \(R.S.C. 1985, c. F-14\)](#).

-
- Graham, M.H. 2004. [Effects of Local Deforestation on the Diversity and Structure of Southern California Giant Kelp Forest Food Webs](#). Ecosystems 7(4).
- Gray, M. 2010. Freshwater Atlas user guide. GeoBC: Integrated Land Management Bureau, Victoria, BC.
- Green, L., Magel, C., and Brown, C. 2021. [Management pathways for the successful reduction of nonpoint source nutrients in coastal ecosystems](#). Reg Stud Mar Sci. 45: 101851–101851. doi:10.1016/j.rsma.2021.101851.
- Greene, C.M., Blackhart, K., Nohner, J., Candelmo, A., and Nelson, D.M. 2015. A national assessment of stressors to estuarine fish habitats in the contiguous USA. Estuaries and Coasts 38: 782–799.
- Gregory, R.S., and Levings, C.D. 1998. Turbidity reduces predation on migrating juvenile Pacific salmon. Transactions of the American Fisheries Society 127: 275–285.
- Gregr, E.J., Lessard, J., and Harper, J. 2013. [A spatial framework for representing nearshore ecosystems](#). Progress in Oceanography 115: 189–201.
- Gregr, E.J., Haggarty, D.R., Davies, S.C., Fields, C., and Lessard, J. 2021. [Comprehensive marine substrate classification applied to Canada's Pacific shelf](#). PLOS ONE 16(10): e0259156.
- Grewell, B.J., Espeland, E.K., and Fiedler, P.L. 2013. [Sea change under climate change: Case studies in rare plant conservation from the dynamic San Francisco estuary](#). Botany 91(5): 309–318.
- Grewell, B.J., Castillo, J.M., Skaer Thomason, M.J., and Drenovsky, R.E. 2016. [Phenotypic plasticity and population differentiation in response to salinity in the invasive cordgrass *Spartina densiflora*](#). Biological Invasions 18(8): 2175–2187.
- Grigg, E.K., Allen, S.G., Craven-Green, D.E., Klimley, A.P., Markowitz, H., and Elliott-Fisk, D.L. 2012. Foraging distribution of Pacific harbor seals (*Phoca vitulina richardii*) in a highly impacted estuary. Journal of Mammalogy 93(1): 282–293.
- Grinnell, M.H., Schweigert, J.F., Thompson, M., Hawkshaw, S., and Cleary, J.S. 2023. [Calculating the spawn index for Pacific Herring \(*Clupea pallasi*\) in British Columbia, Canada](#). Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3489: viii + 45 p.
- Groulx, B.J., Mosher, D.C., Luternauer, J.L., and Bilderback, D.E. 2004. Geological Survey of Canada Fraser River Delta, British Columbia : Issues of an Urban Estuary.
- Gunderson, D.R., Armstrong, D.A., Shi, Y.-B., and McConaughey, R.A. 1990. Patterns of estuarine use by juvenile English sole (*Parophrys vetulus*) and Dungeness crab (*Cancer magister*). Coastal and Estuarine Research Federation 13(1): 59–71.
- Halpern, B.S., and Fujita, R. 2013. Assumptions, challenges, and future directions in cumulative impact analysis. Ecosphere 4(10): 131.
- Halpern, B.S., Walbridge, S., Selkoe, K.A., Kappel, C.V., Micheli, F., D'Agrosa, C., Bruno, J.F., Casey, K.S., Ebert, C., Fox, H.E., and Fujita, R. 2008. A global map of human impact on marine ecosystems. Science 319(5865): 948–952.
- Hamilton, S.L., Bravender, B.A., Munro, B., Stephens, S., and Dziekan, T. 2002. [Results of beach, mini purse, purse, gee trap, and pole seine surveys at the Courtenay River estuary and Baynes Sound, Courtenay, BC, 2001](#). Can. Data Rep. Fish. Aquat. Sci. 1089: 141 p.

-
- Harfmann, J., Kurobe, T., Bergamaschi, B., Teh, S., and Hernes, P. 2019. Plant detritus is selectively consumed by estuarine copepods and can augment their survival. *Sci Rep* 9(1): 9076.
- He, X., Stanley, R.R.E., Rubidge, E.M., Jeffery, N.W., Hamilton, L.C., Westfall, K.M., Gilmore, S.R., Roux, L.-M.D., Gale, K.S.P., Heaslip, S.G., Steeves, R., and Abbott, C.L. 2022. Fish community surveys in eelgrass beds using both eDNA metabarcoding and seining: Implications for biodiversity monitoring in the coastal zone. *Can J Fish Aquat Sci* 79(8): 1335–1346.
- Heady, W.N., Clark, R.P., O'Connor, K., Clark, C., Endris, C., Ryan, S., and Stoner-Duncan, S. 2015. [Assessing California's bar-built estuaries using the California Rapid Assessment Method](#). Ecological Indicators 58: 300–310.
- Healey, M.C. 1980. Utilization of the Nanaimo River Estuary by juvenile chinook salmon, *Oncorhynchus tshawytscha*. *Fishery Bulletin* 77(653–668).
- Hernández-Henriquez, M.A., Sharma, A.R., and Déry, S.J. 2017. Variability and trends in runoff in the rivers of British Columbia's Coast and Insular Mountains. *Hydrological Processes* 31: 3269–3282.
- Hodgson, E.E., Wilson, S.M., and Moore, J.W. 2020. Changing estuaries and impacts on juvenile salmon: A systematic review. *Global Change Biology* 26(4): 1986–2001.
- Holtby, L.B., and Ciruna, K.A. 2007. [Conservation Units for Pacific Salmon under the Wild Salmon Policy](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2007/070. viii + 350 p.
- Hood, W.G., Grossman, E.E., and Veldhuisen, C. 2016. [Assessing Tidal Marsh Vulnerability to Sea-Level Rise in the Skagit Delta](#). Northwest Science 90(1): 79–93.
- Howard, B.R., Francis, F.T., Côté, I.M., and Therriault, T.W. 2019. Habitat alteration by invasive European green crab (*Carcinus maenas*) causes eelgrass loss in British Columbia, Canada. *Biological Invasions* 21: 3607–3618.
- Howard, M.D.A., Nagoda, C., Kudela, R.M., Hayashi, K., Tatters, A., Caron, D.A., Busse, L., Brown, J., Sutula, M., and Stein, E.D. 2017. [Microcystin prevalence throughout lentic waterbodies in coastal southern California](#). *Toxins (Basel)* 9(7): 1–21.
- Huard, J.R., Proudfoot, B., Rooper, C.N., Martin, T.G., and Robinson, C.L.K. 2022. [Intertidal beach habitat suitability model for Pacific sand lance \(*Ammodytes personatus*\) in the Salish Sea, Canada](#). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 79(10): 1681–1696.
- Hughes, B.B., Levey, M.D., Fountain, M.C., Carlisle, A.B., Chavez, F.P., and Gleason, M.G. 2015. Climate mediates hypoxic stress on fish diversity and nursery function at the land-sea interface. *PNAS* 112(26): 8025–8030.
- Hughes, B.B., Levey, M.D., Brown, J.A., Fountain, M.C., Carlisle, A.B., Litvin, S.Y., Greene, C.M., Heady, W.N., and Gleason, M.G. 2014. Nursery Functions of U.S. West Coast Estuaries: The State of Knowledge for Juveniles of Focal Invertebrate and Fish Species. The Nature Conservancy, Arlington, VA.
- Iacarella, J.C., Davidson, I.C., and Dunham, A. 2019. Biotic exchange from movement of 'static' maritime structures. *Biological Invasions* 21: 1131–1141.
- Iacarella, J.C., Burke, L., Davidson, I.C., DiBacco, C., Therriault, T.W., and Dunham, A. 2020. Unwanted networks: Vessel traffic heightens the risk of invasions in marine protected areas. *Biological Conservation* 245: 108553.

-
- Iacarella, J.C., Adamcyzk, E., Bowen, D., Chalifour, L., Eger, A., Heath, W., Helms, S., Hessing-Lewis, M., Hunt, B.P.V., MacInnis, A., O'Connor, M.I., Robinson, C.L.K., Yakimishyn, J., and Baum, J.K. 2018. Anthropogenic disturbance homogenizes seagrass fish communities. *Global Change Biology* 24: 1904–1918.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 2018. Summary for Policymakers. In: *Global Warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty.*
- Irvine, J.R., and Fukuwaka, M.-a. 2011. Pacific salmon abundance trends and climate change. *ICES Journal of Marine Science* 68(6): 1122–1130.
- Jacquemont, J., Blasiak, R., Le Cam, C., Le Couellec, M., and Claudet, J. 2022. Ocean conservation boosts climate change mitigation and adaptation. *One Earth* 5: 1126–1138.
- Jamieson, G.S., and Levesque, C. 2014. [Identification of Ecologically and Biologically Significant Areas on the West Coast of Vancouver Island and the Strait of Georgia, and in some nearshore areas on the North Coast: Phase II - Designation of EBSAs](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2014/101. vii + 36 p.
- Janousek, C.N., Dugger, B.D., Drucker, B.M., and Thorne, K.M. 2020. [Salinity and inundation effects on productivity of brackish tidal marsh plants in the San Francisco Bay-Delta Estuary](#). 847(20): 4311–4323.
- Jardine, C.B., Bond, A.L., Davidson, P.J.A., Butler, R.W., and Kuwae, T. 2015. [Biofilm consumption and variable diet composition of Western Sandpipers \(*Calidris mauri*\) during migratory stopover](#). *PLoS ONE* 10(4): 1–14.
- Jeffery, S., Thompson, P.L., St. Germain, C., Murray, C., Nelson, J., Proudfoot, B., Agbayani, S., Finney, J., Rubidge, E.M., Serra Sogas, N., Wade, J., Dudas, S., and Robb, C.K. 2023. Conceptual models of major ecosystems in Canada's Pacific Ocean. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 3556: ix + 228 p.
- Jenkins, J.A., Bravender, B.A., Beggs, C., Munro, B., and Miller, D. 2001. [Results of beach, mini purse, purse, Gee trap, and pole seine surveys at the Courtenay River estuary and Baynes Sound, Courtenay, B.C., 2000](#). 1077: 39 p.
- Johnson, A.C., Noel, J., Gregovich, D.P., Kruger, L.E., and Buma, B. 2019. [Impacts of submerging and emerging shorelines on various biota and Indigenous Alaskan harvesting patterns](#). *Journal of Coastal Research* 35(4): 765–775.
- Kawecki, S., Kuleck, G., Dorsey, J.H., Leary, C., and Lum, M. 2017. [The prevalence of antibiotic-resistant bacteria \(ARB\) in waters of the Lower Ballona Creek Watershed, Los Angeles County, California](#). *Environ Monit Assess*. 189(6).
- Kehoe, L.J., Lund, J., Chalifour, L., Asadian, Y., Balke, E., Boyd, S., Carlson, D., Casey, J.M., Connors, B., Cryer, N., Drever, M.C., Hinch, S.G., Levings, C., MacDuffee, M., McGregor, H., Richardson, J., Scott, D.C., Stewart, D., Vennesland, R.G., Wilkinson, C.E., Zevit, P., Baum, J.K., and Martin, T.G. 2021. Conservation in heavily urbanized biodiverse regions requires urgent management action and attention to governance. *Conservation Science and Practice* 3(2): e310.
- Kelly, J.J., Orr, D., and Takekawa, J.Y. 2019. [Quantification of damage to eelgrass \(*Zostera marina*\) beds and evidence-based management strategies for boats anchoring in San Francisco Bay](#). *Environ Manage*. 64(1): 20–26.

-
- Kennison, R.L., and Fong, P. 2014. [Extreme Eutrophication in Shallow Estuaries and Lagoons of California Is Driven by a Unique Combination of Local Watershed Modifications That Trump Variability Associated with Wet and Dry Seasons](#). Estuaries and Coasts 37(S1): 164–179.
- Komoroske, L.M., Lewison, R.L., Seminoff, J.A., Deustchman, D.D., and Deheyn, D.D. 2012. [Trace metals in an urbanized estuarine sea turtle food web in San Diego Bay, CA](#). Sci Total Environ. 417–418: 108–116.
- Kovalenko, K.E., Thomaz, S.M., and Warfe, D.M. 2012. [Habitat complexity: approaches and future directions](#). Hydrobiologia 685(1): 1–17.
- Koweeck, D.A., Zimmerman, R.C., Hewett, K.M., Gaylord, B., Giddings, S.N., Nickols, K.J., Ruesink, J.L., Stachowicz, J.J., Takeshita, Y., and Caldeira, K. 2018. [Expected limits on the ocean acidification buffering potential of a temperate seagrass meadow](#). Ecological Applications 28(7): 1694–1714.
- Lambertson, G.K. 1987. Cowichan Estuary Environmental Management Plan.
- Lance, G.N., and Williams, W.T. 1967. Mixed-data classificatory programs I - agglomerative systems. Australian Computer Journal 1: 15–20.
- Lefcheck, J.S., Hughes, B.B., Johnson, A.J., Pfirrmann, B.W., Rasher, D.B., Smyth, A.R., Williams, B.L., Beck, M.W., and Orth, R.J. 2019. [Are coastal habitats important nurseries? A meta-analysis](#). Conservation Letters(January): 1–12.
- Lemieux, J.P., Brennan, J.S., Farrell, M., Levings, C.D., and Myers, D. 2004. Proceedings of the DFO/PSAT sponsored marine riparian experts workshop, Tsawwassen, BC. February 17–18, 2004. Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2680: ix + 84 p.
- Lesen, A.E., and Lipps, J.H. 2011. What have natural and human changes wrought on the foraminifera of San Francisco Bay late Quaternary estuaries? Quaternary Research 76(2): 211–219.
- Levesque, C., and Jamieson, G. 2015. [Identification of Ecologically and Biologically Significant Areas in the Strait of Georgia and off the West Coast of Vancouver Island: Phase I - Identification of Important Areas](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2014/100: viii + 68 p.
- Levings, C.D. 1982. [Short-term use of a low tide refuge in a sandflat by juvenile Chinook, \(*Oncorhynchus tshawytscha*\), Fraser River estuary](#). Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1111: iv + 33 p.
- Levings, C.D. 2016. Ecology of salmonids in estuaries around the world: Adaptations, habitats, and conservation. University of British Columbia Press, Vancouver.
- Levings, C.D., and Northcote, T.G. 2004. Effects of forestry on estuarine ecosystems supporting fishes. In *Fishes and Forestry: Worldwide Watershed Interactions and Management*. Edited by T.G. Northcote and G.F. Hartman. Blackwell Publishing Ltd., Oxford, UK. pp. 320–335.
- Loke, L.H.L., and Todd, P.A. 2016. [Structural complexity and component type increase intertidal biodiversity independently of area](#). Ecology 97(2): 383–393.
- Lotze, H.K., Lenihan, H.S., Bourque, B.J., Bradbury, R.H., Cooke, R.G., Kay, M.C., Kidwell, S.M., Kirby, M.X., Peterson, H., and Jackson, J.B.C. 2006. Depletion, degradation, and recovery potential of estuaries and coastal seas. Science 312: 1806–1809.
- Luxa, K., and Acevedo-Gutiérrez, A. 2013. Food habits of harbor seals (*Phoca vitulina*) in two estuaries in the Salish Sea. Aquatic Mammals 39(1): 10.

-
- Mach, M.E., Wyllie-Echeverria, S., and Chan, K.M.A. 2014. [Ecological effect of a nonnative seagrass spreading in the Northeast Pacific: A review of *Zostera japonica*](#). Ocean & Coastal Management 102(PA): 375–382.
- Mach, M.E., Levings, C.D., and Chan, K.M.A. 2017. [Nonnative Species in British Columbia Eelgrass Beds Spread via Shellfish Aquaculture and Stay for the Mild Climate](#). Estuaries and Coasts 40(1): 187–199.
- MacKenzie, W., Remington, D., and Shaw, J. 2000. Estuaries on the North Coast of British Columbia: A reconnaissance survey of selected sites. Ministry of Environment, Lands and Parks and Ministry of Forests, Research Branch, Victoria, BC.
- Magnusson, A., and Hilborn, R. 2003. Estuarine influence on survival rates of coho (*Oncorhynchus kisutch*) and Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) released from hatcheries on the U.S. Pacific Coast. Estuaries 26(4B): 1094–1103.
- Maier, G.O., and Simenstad, C.A. 2009. The role of marsh-derived macrodetritus to the food webs of juvenile Chinook salmon in a large altered estuary. Estuaries and Coasts 32: 984–998.
- Marcot, B.G., Woo, I., Thorne, K.M., Freeman, C.M., and Guntenspergen, G.R. 2020. [Habitat of the endangered salt marsh harvest mouse \(*Reithrodontomys raviventris*\) in San Francisco Bay](#). Ecology and evolution 10(2): 662–677.
- Martone, R., Bones, J., Diggon, S., Crawford, S., Paul, M., and McGee, G. 2018. Lessons from cumulative effects assessment and management initiatives on the North Pacific Coast of British Columbia. In Salish Sea Ecosystem Conference. Western Washington University, Seattle, WA.
- McAlpine-Bellis, E., Stillman, J.H., and Tanner, R.L. 2021. [Acclimation to Future Climate Exposes Vulnerability to Cold Extremes in Intertidal Sea Hares](#). Integrative and Comparative Biology 61(5): 1741–1752.
- McCord, S.A., and Heim, W.A. 2015. [Identification and Prioritization of Management Practices to Reduce Methylmercury Exports from Wetlands and Irrigated Agricultural Lands](#). Environmental Management 55(3): 725–740.
- McDevitt, J.M., Iacarella, J.C., and Baum, J.K. 2016. Reassessing the nursery role of seagrass habitats from temperate to tropical regions: A meta-analysis. Marine Ecology Progress Series 557: 133–143.
- Merrifield, M.S., Hines, E., Liu, X., and Beck, M.W. 2011. Building regional threat-based networks for estuaries in the Western United States. PloS one 6(2): e17407.
- Minello, T.J., Able, K.W., Weinstein, M.P., and Hays, C.G. 2003. Salt marshes as nurseries for nekton: Testing hypotheses on density, growth and survival through meta-analysis. Marine Ecology Progress Series 246: 39–59.
- Monaco, M.E., Lowery, T.A., and Emmett, R.L. 1992. Assemblages of U.S. west coast estuaries based on the distribution of fishes. Journal of Biogeography 19: 251–267.
- Moore, J., Carr-Harris, C., and Gordon, J. 2015. Salmon science as related to proposed development in the Skeena River estuary. Report prepared for: Lax Kw'alaams Band Council.
- Moore, J.W., McClure, M., Rogers, L.A., and Schindler, D.E. 2010. Synchronization and portfolio performance of threatened salmon. Conservation Letters 3: 340–348.

-
- Moore, J.W., Gordon, J., Carr-Harris, C., Gottesfeld, A.S., Wilson, S.M., and Russell, J.H. 2016. Assessing estuaries as stopover habitats for juvenile Pacific salmon. *Marine Ecology Progress Series* 559: 201–215.
- Morrison, J., Foreman, M.G.G., and Masson, D. 2012. A methods for estimating monthly freshwater discharge affecting British Columbia coastal waters. *Atmosphere-Ocean* 50(1): 1–8.
- Morzaria-Luna, H.N., Turk-Boyer, P., Rosemartin, A., and Camacho-Ibar, V.F. 2014. [Vulnerability to climate change of hypersaline salt marshes in the Northern Gulf of California](#). *Ocean & Coastal Management* 93: 37–50.
- Moseman-Valtierra, S.M., Armaiz-Nolla, K., and Levin, L.A. 2010. [Wetland response to sedimentation and nitrogen loading: Diversification and inhibition of nitrogen-fixing microbes](#). *Ecological Applications* 20(6): 1556–1568.
- MPO. 2004. [Identification des zones d'importance écologique et biologique](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rapp. sur l'état des écosystèmes 2004/006.
- MPO. 2006. [Identification des espèces et des attributs des communautés d'importance](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2006/041.
- MPO. 2009a. [Cadre pour la caractérisation des unités de conservation du saumon du Pacifique \(*Oncorhynchus spp.*\) en vue de la mise en œuvre de la Politique concernant le saumon sauvage](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2008/052.
- MPO. 2009b. [La zostère \(*Zostera marina*\) remplit-elle les critères d'espèce d'importance](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2009/018.
- MPO. 2009c. [Politique de gestion de l'impact de la pêche sur les zones benthiques vulnérables](#).
- MPO. 2009d. [Politique sur la pêche des espèces fourragères](#).
- MPO. 2013. [Évaluation des propositions de zones d'importance écologique et biologique dans les eaux marines de la Colombie-Britannique](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep. 2012/075.
- MPO. 2017. [Cadre d'identification des priorités en matière de conservation écologique pour la planification d'un réseau d'aires marines protégées et son application dans la biorégion du plateau nord](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2017/019. (Errata : Octobre 2018).
- Muething, K.A., Tomas, F., Waldbusser, G., and Dumbauld, B.R. 2020. [On the edge: assessing fish habitat use across the boundary between Pacific oyster aquaculture and eelgrass in Willapa Bay, Washington, USA](#). *Aquaculture Environment Interactions* 12(Nmfs 2016): 541–557. doi:10.3354/aei00381.
- Murphy, G.E.P., Dunic, J.C., Adamczyk, E.M., Bittick, S.J., Côté, I.M., Cristiani, J., Geissinger, E.A., Gregory, R.S., Lotze, H.K., O'Connor, M.I., Araújo, C.A.S., Rubidge, E.M., Templeman, N.D., and Wong, M.C. 2021. [From coast to coast to coast : ecology and management of seagrass ecosystems across Canada](#). *Facets* 6: 1–41. doi:10.1139/facets-2020-0020.

-
- Murray, C., Hannah, L., and Locke, A. 2020. [A review of cumulative effects research and assessment in Fisheries and Oceans Canada](#). Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3357: vii + 51 p.
- Murray, C.C., Kelly, N.E., Nelson, J.C., Murphy, G.E.P., and Agbayani, S. 2024. Cumulative impact mapping and vulnerability of Canadian marine ecosystems to anthropogenic activities and stressors. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. In press.
- Murtagh, F., and Legendre, P. 2014. Ward's hierarchical agglomerative clustering methods: Which algorithms implement Ward's criterion? Journal of Classification 31(3): 274–295.
- Myers, A.K., Marcarelli, A.M., Arp, C.D., Baker, M.A., and Wurtsbaugh, W.A. 2007. [Disruptions of stream sediment size and stability by lakes in mountain watersheds: potential effects on periphyton biomass](#). Journal of the North American Benthological Society 26(3): 390–400.
- Nagelkerken, I., Sheaves, M., Baker, R., and Connolly, R.M. 2015. The seascape nursery: A novel spatial approach to identify and manage nurseries for coastal marine fauna. Fish and Fisheries 16(2): 362–371.
- Nahirnick, N.K., Costa, M., Schroeder, S., and Sharma, T. 2019. [Long-Term Eelgrass Habitat Change and Associated Human Impacts on the West Coast of Canada](#). Journal of Coastal Research 36(1): 30–30.
- Naiman, R.J., and Sibert, J.R. 1979. Detritus and juvenile salmon production in the Nanaimo estuary: II. Importance of detrital carbon to the estuarine ecosystem. Journal of Fisheries Research Board of Canada 36: 503–520.
- Nelson, J.L., and Zavaleta, E.S. 2012. [Salt marsh as a coastal filter for the oceans: Changes in function with experimental increases in Nitrogen loading and sea-level rise](#). PLoS One 7(8).
- Nephin, J., Gregr, E.J., St. Germain, C., Fields, C., and Finney, J.L. 2020. [Development of a Species Distribution Modelling Framework and its Application to Twelve Species on Canada's Pacific Coast](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2020/004. xii + 107 p.
- Nephin, J., Thompson, P.L., Anderson, S.C., Park, A.E., Rooper, C.N., Aulhouse, B., and Watson, J. 2023. Integrating disparate survey data in species distribution models demonstrates need for robust model evaluation. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 80: 1869–1889.
- Northcote, T.G., and Larkin, P.A. 1989. The Fraser River: A major salmonine production system. In Proceedings of the International Large River Symposium (LARS). Department of Fisheries and Oceans, Ottawa, Ontario, Canada. pp. 172–204.
- Novoa, A., Talley, T.S., Talley, D.M., Crooks, J.A., and Reyns, N.B. 2016. [Spatial and temporal examination of bivalve communities in several estuaries of southern California and northern Baja California, MX](#). PLoS One 11(2): 1–18.
- O, M., Martone, R., Hannah, L., Greig, L., Boutillier, J., and Patton, S. 2015. [An Ecological Risk Assessment Framework \(ERAf\) for Ecosystem-based Oceans Management in the Pacific Region](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2014/072. vii + 59 p.
- Oksanen, J., Simpson, G.L., Blanchet, F.G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Szoecs, E., Wagner, H., Barbour, M., Bedward, M., Bolker, B., Borcard, D., Carvalho, G., Chirico, M., De Cáceres, M., Durand, S., Evangelista, H.B.A., FitzJohn, R., Friendly, M., Furneaux, B., Hannigan, G., Hill, M.O., Lahti, L., McGlinn, D., Ouellette, M.-H., Ribeiro Cunha, E., Smith, T., Stier, A., Ter Braak, C.J.F., and Weedon, J. 2022. [Vegan: Community ecology package](#).

-
- Olson, A.M., Hessing-Lewis, M., Haggarty, D., and Juanes, F. 2019. [Nearshore seascape connectivity enhances seagrass meadow nursery function](#). Ecological Applications 29(5): 1–14.
- Ottinger, M., Clauss, K., and Kuenzer, C. 2016. [Aquaculture: Relevance, distribution, impacts and spatial assessments - A review](#). Ocean & Coastal Management 119(2016): 244–266.
- Pacific Birds Habitat Joint Venture Technical Team. 2020. Pacific Estuary Conservation Program Identified Estuaries of British Columbia Mapping and Ranking Project: 2019 Update.
- Pacific Birds Habitat Joint Venture Technical Team. 2022. PBHJV Implementation Plan 2020-2030.
- Pacific North Coast Integrated Management Area (PNCIMA) Initiative. 2017. Pacific North Coast Integrated Management Area Plan: vii + 78 pp.
- Parker, V.T., and Boyer, K.E. 2019. [Sea-Level Rise and Climate Change Impacts on an Urbanized Pacific Coast Estuary](#). Wetlands 39(6): 1219–1232.
- Pearsall, I., Schmidt, M., Kemp, I., and Riddell, B. 2021. Synthesis of findings of the Salish Sea Marine Survival Project, Version 1.0.
- Penfold, G.E. 2002. Campbell River estuary management plan update.
- Peterson, C.D., Pettit, D.J., Kingen, K., Vanderburgh, S., and Rosenfeld, C. 2021. [Catastrophic beach sand losses due to erosion from predicted future sea level rise \(0.5–1.0 m\), based on increasing submarine accommodation spaces in the high-wave-energy coast of the Pacific Northwest, Washington, Oregon, and Northern California, USA](#). Marine Geology 439.
- Picard, C., Bornhold, B.D., and Harper, J.R. 2003. Wood debris accumulation and impacts on benthic ecology of British Columbia estuaries. Proceedings of the 2003 Estuarine Research Federation Conference, Seattle, Washington.
- Pickard, D., Porter, M., Olson, E., Connors, B., Kellock, K., Jones, E., and K., C. 2015. Skeena River Estuary Assessment: Technical Report. Pacific Salmon Foundation, Vancouver, BC.
- Pochardt, M., Allen, J.M., Hart, T., Miller, S.D.L., Yu, D.W., and Levi, T. 2020. Environmental DNA facilitates accurate, inexpensive, and multiyear population estimates of millions of anadromous fish. Molecular Ecology Resources 20: 457–467.
- Pritchard, D.W. 1967. What is an estuary: Physical standpoint. In *Estuaries*. Edited by G.H. Lauff. American Association for the Advancement of Science, Publication 83, Washington, DC. pp. pp. 3–5.
- Property Services Branch. 2011. Courtenay River Estuary Management Plan. Comox Valley Regional District, Courtenay, BC.
- Proudfoot, B., Thompson, P.L., Bohlen, K., Collyer, M., Yakimishyn, J., and Robinson, C.L.K. 2023. Eelgrass meadow edge habitat heterogeneity enhances fish diversity on the Pacific coast of Canada. Estuaries and Coasts 46: 1326–1344.
- Province of BC. 2022. [A Coastal Marine Strategy for British Columbia](#). Policy Intentions Paper.
- Quinn, T.P. 2018. The Behavior and Ecology of Pacific Salmon and Trout. University of Washington Press.
- R Core Team. 2022. R: A language and environment for statistical computing. . R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

-
- Reum, J.C.P., and Essington, T.E. 2011. Season- and depth-dependent variability of a demersal fish assemblage in a large fjord estuary (Puget Sound, Washington). *Fishery Bulletin* 109(2): 186–197.
- Reum, J.C.P., Ferriss, B.E., McDonald, P.S., Farrell, D.M., Harvey, C.J., Klinger, T., and Levin, P.S. 2015. Evaluating community impacts of ocean acidification using qualitative network models. *Marine Ecology Progress Series* 536: 11–24.
- Rice, J., (ed). 2006. [Background scientific information for candidate criteria for considering species and community properties to be ecologically significant](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2006/089. iv + 82 p.
- Robb, C.K. 2014. Assessing the impact of human activities on British Columbia's estuaries. *PLoS one* 9(6): e99578.
- Robinson, C.L., Yakimishyn, J., and Dearden, P. 2011. Habitat heterogeneity in eelgrass fish assemblage diversity and turnover. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 21: 625–635.
- Robinson, C.L.K., and Yakimishyn, J. 2013. The persistence and stability of fish assemblages within eelgrass meadows (*Zostera marina*) on the Pacific coast of Canada. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 70: 775–784.
- Robinson, C.L.K., Yakimishyn, J., and Evans, R. 2022. Minimal effects of the 2014-16 marine heatwave on fish assemblages found in eelgrass meadows on the southwestern coast of Vancouver Island, British Columbia, Canada. *Frontiers in Marine Science* 9: 980703.
- Robinson, C.L.K., Proudfoot, B., Rooper, C.N., and Bertram, D.F. 2021. [Comparison of spatial distribution models to predict subtidal burying habitat of the forage fish *Ammodytes personatus* in the Strait of Georgia, British Columbia, Canada](#). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 31(10): 2855–2869.
- Rooper, C.N., Armstrong, D.A., and Gunderson, D.R. 2002. Habitat use by juvenile Dungeness crabs in coastal nursery estuaries. In *Crabs in Cold Water Regions: Biology, Management, and Economics*. Edited by A.J. Paul and E.G. Dawe and R. Elner and G.S. Jamieson and G.H. Kruse and R.S. Otto and B. Sainte-Marie and T.C. Shirley and D. Woodby. Alaska Sea Grant College Program, University of Alaska Fairbanks. pp. 609–629.
- Rosencranz, J.A., Thorne, K.M., Buffington, K.J., Overton, C.T., Takekawa, J.Y., Cassazza, M.L., McBroom, J., Wood, J.K., Nur, N., Zembal, R.L., MacDonald, G.M., and Ambrose, R.F. 2019. Rising tides: Assessing habitat vulnerability for an endangered salt marsh-dependent species with sea-level rise. *Wetlands and Climate Change* 39: 1203–1218.
- Rourke, M.L., Fowler, A.M., Hughes, J.M., Broadhurst, M.K., DiBattista, J.D., Fielder, S., Walburn, J.W., and Furlan, E.M. 2021. Environmental DNA (eDNA) as a tool for assessing fish biomass: A review of approaches and future considerations for resource surveys. *Environmental DNA* 4: 9–33.
- Rubidge, E., Nephin, J., Gale, K.S.P., and Curtis, J. 2018. [Reassessment of the Ecologically and Biologically Significant Areas \(EBSAs\) in the Pacific Northern Shelf Bioregion](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2018/053: xii + 97 p.
- Rubidge, E., Jeffery, S., Gregr, E.J., Gale, K.S.P., and Frid, A. 2020. [Assessment of nearshore features in the Northern Shelf Bioregion against criteria for determining Ecologically and Biologically Significant Areas \(EBSAs\)](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2020/023. vii + 63 p.

-
- Ryan, A.B., and Boyer, K.E. 2012. [Nitrogen further promotes a dominant salt marsh plant in an increasingly saline environment](#). Journal of Plant Ecology 5(4): 429–441.
- Ryder, J.L., Kenyon, J.K., Buffet, D., Moore, K., Ceh, M., and Stipek, K. 2007. An integrated biophysical assessment of estuarine habitats in British Columbia to assist regional conservation planning. Canadian Wildlife Service, Pacific and Yukon Region, Delta, BC.
- Saksida, S., Bricknell, I., Robinson, S., and Jones, S. 2015. [Population ecology and epidemiology of sea lice in Canadian waters](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2015/004. v + 34 p.
- Schile, L.M., Callaway, J.C., Parker, V.T., and Vasey, M.C. 2011. [Salinity and inundation influence productivity of the halophytic plant *Sarcocornia pacifica*](#). Wetlands 31(6): 1165–1174.
- Schindler, D.E., Hilborn, R., Chasco, B., Boatright, C.P., Quinn, T.P., Rogers, L.A., and Webster, M.S. 2010. Population diversity and the portfolio effect in an exploited species. Nature 465: 609–613.
- Schnorbus, M., Werner, A., and Bennett, K. 2014. Impact of climate change in three hydrologic regimes in British Columbia, Canada. Hydrological Processes 28: 1170–1189.
- Schrandt, M.N., Switzer, T.S., Stafford, C.J., Flaherty-Walia, K.E., Paperno, R., and Matheson Jr., R.E. 2018. Similar habitats, different communities: Fish and large invertebrate assemblages in eastern Gulf of Mexico polyhaline seagrasses relate more to estuary morphology than latitude. Estuarine, Coastal and Shelf Science 213: 217–229.
- Schwartzkopf, B.D., Ciannelli, L., Garza, J.C., and Heppell, S.A. 2021. [Growth of juvenile black rockfish \(*Sebastodes melanops*\) during estuarine residence](#). Environmental Biology of Fishes 104(7): 851–865.
- Seitz, K.M., Atlas, W.K., Millard-Martin, B., Reid, J., Heavyside, J., Hunt, B.P., and Moore, J.W. 2020. Size-spectra analysis in the estuary: Assessing fish nursery function across a habitat mosaic. Ecosphere 11(11): e03291.
- Semmens, B.X. 2008. Acoustically derived fine-scale behaviors of juvenile Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) associated with intertidal benthic habitats in an estuary. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 65: 2053–2062.
- Sewell, M.A., and Elner, R.W. 2001. Spatial variability in the macrofauna of intertidal flats on Boundary Bay, British Columbia. Canadian Wildlife Service, Delta, BC.
- Shapiro, K., Conrad, P.A., Mazet, J.A.K., Wallender, W.W., Miller, W.A., and Largier, J.L. 2010. [Effect of estuarine wetland degradation on transport of toxoplasma gondii surrogates from land to sea](#). Applied and Environmental Microbiology 76(20): 6821–6828.
- Sharpe, C., Moore, J.W., Carr-Harris, C., and Butts, K. 2021. Skeena River Estuary Synthesis Report. Simon Fraser University, Vancouver, BC.
- Sharpe, C., Carr-Harris, C., Arbeider, M., Wilson, S.M., and Moore, J.W. 2019. Estuary habitat associations for juvenile Pacific salmon and pelagic fish: Implications for coastal planning processes. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 29: 1636–1656.
- Sheaves, M., Baker, R., Nagelkerken, I., and Connolly, R.M. 2015. True value of estuarine and coastal nurseries for fish: Incorporating complexity and dynamics. Estuaries and Coasts 38: 401–414.

-
- Shelton, A.O., Francis, T.B., Feist, B.E., Williams, G.D., Lindquist, A., and Levin, P.S. 2017. [Forty years of seagrass population stability and resilience in an urbanizing estuary](#). Journal of Ecology 105(2): 458–470.
- Sloan, N. 2007. Fallen between the cracks: Conservation linking land and sea. Conservation Biology 21(4): 897–898.
- Spurkland, T., and Iken, K. 2011. [Salinity and irradiance effects on growth and maximum photosynthetic quantum yield in subarctic *Saccharina latissima* \(Laminariales, Laminariaceae\)](#). Botanica Marina 54(4): 355–365.
- Squamish Estuary Coordinating Committee. 1999. Squamish Estuary Management Plan 1999. District of Squamish in collaboration with BC Environment, BC Lands, BC Rail, the Department of Fisheries and Oceans, Environment Canada and BC Business, Culture and Tourism, Squamish, BC.
- Stalberg, H.C., Lauzier, R.B., MacIsaac, E.A., Porter, M., and Murray, C. 2009. Canada's policy for conservation of wild Pacific salmon: Stream, lake, and estuarine habitat indicators. Can. Manuscr. Rep. Fish Aquat. Sci. 2859: xiii + 135 p.
- Stoeckle, M.Y., Soboleva, L., and Charlop-Powers, Z. 2017. Aquatic environmental DNA detects seasonal fish abundance and habitat preference in an urban estuary. PLoS ONE 12(4): e0175186.
- Tews, J., Brose, U., Grimm, V., Tielbörger, K., Wichmann, M.C., Schwager, M., and Jeltsch, F. 2004. [Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures: Animal species diversity driven by habitat heterogeneity](#). Journal of Biogeography 31(1): 79–92.
- Thom, R., Southard, S., and Borde, A. 2014. [Climate-linked Mechanisms Driving Spatial and Temporal Variation in Eelgrass \(*Zostera marina* L.\) Growth and Assemblage Structure in Pacific Northwest Estuaries, U.S.A.](#) Journal of Coastal Research 68: 1–11.
- Thorne, K., MacDonald, G., Guntenspergen, G., Ambrose, R., Buffington, K., Dugger, B., Freeman, C., Janousek, C., Brown, L., Rosencranz, J., Holmquist, J., Smol, J., Hargan, K., and Takekawa, J. 2018. [U.S. Pacific coastal wetland resilience and vulnerability to sea-level rise](#). Science Advances 4(2): 1–11.
- Thorne, K.M., Takekawa, J.Y., and Elliott-Fisk, D.L. 2012. [Ecological effects of climate change on Salt Marsh wildlife: A case study from a highly urbanized estuary](#). Journal of Coastal Research 28(6): 1477–1487.
- Thorne, K.M., Buffington, K.J., Jones, S.F., and Largier, J.L. 2021. [Wetlands in intermittently closed estuaries can build elevations to keep pace with sea-level rise](#). Estuarine, Coastal and Shelf Science 257(March): 107386–107386.
- Thorne, K.M., Elliott-Fisk, D.L., Wylie, G.D., Perry, W.M., and Takekawa, J.Y. 2014. [Importance of Biogeomorphic and Spatial Properties in Assessing a Tidal Salt Marsh Vulnerability to Sea-level Rise](#). Estuaries and Coasts 37(4): 941–951.
- Thorpe, J.E. 1994. Salmonid fishes and the estuarine environment. Estuaries 17(1A): 76–93.
- Thrush, S.J., Hewitt, J.E., Cummings, V.J., Ellis, J.I., Hatton, C., Lohrer, A., and Norkko, A. 2004. Muddy Waters: Elevating Sediment Input to Coastal and Estuarine Habitats. Frontiers in Ecology and the Environment 2(6): 299–306.

-
- Toft, J.D., Cordell, J.R., Simenstad, C.A., and Stamatou, L.A. 2007. [Fish Distribution, Abundance, and Behavior along City Shoreline Types in Puget Sound](#). North American Journal of Fisheries Management 27(2): 465–480.
- Toft, J.D., Munsch, S.H., Cordell, J.R., Siitari, K., Hare, V.C., Holycross, B.M., DeBruyckere, L.A., Greene, C.M., and Hughes, B.B. 2018. Impact of multiple stressors on juvenile fish in estuaries of the northeast Pacific. Global Change Biology 24(5): 2008–2020.
- Trebilco, R., Dulvy, N., Stewart, H., and Salomon, A. 2015. [The role of habitat complexity in shaping the size structure of a temperate reef fish community](#). Marine Ecology Progress Series 532: 197–211.
- Tronske, N.B., Parker, T.A., Henderson, H.D., Burnaford, J.L., and Zacherl, D.C. 2018. [Densities and Zonation Patterns of Native and Non-Indigenous Oysters in Southern California Bays](#). Wetlands 38(6): 1313–1326.
- van der Knaap, I., Ashe, E., Hannay, D., Bergman, A.G., Nielsen, K.A., Lo, C.F., and Williams, R. 2022. Behavioural responses of wild Pacific salmon and herring to boat noise. Marine Pollution Bulletin 174: 113257.
- Vermeer, K., Butler, R.W., and Morgan, K.H. 1994. Comparison of seasonal shorebird and waterbird densities within Fraser River delta intertidal regions. In *The abundance and distribution of estuarine birds in the Strait of Georgia, British Columbia*. Edited by R.W. Butler and K. Vermeer. Occasional Paper Number 83, Canadian Wildlife Service, Ottawa, ON.
- Walsh, J.C., Connors, K., Hertz, E., Kehoe, L., Martin, T.G., Connors, B., Bradford, M.J., Freshwater, C., Frid, A., Halverson, J., Moore, J.W., Price, M.H.H., and Reynolds, J.D. 2020. Prioritizing conservation actions for Pacific salmon in Canada. Journal of Applied Ecology 57: 1688–1699.
- Walter, R.K., Rainville, E.J., and O’Leary, J.K. 2018. [Hydrodynamics in a shallow seasonally low-inflow estuary following eelgrass collapse](#). Estuarine Coastal and Shelf Science 213: 160–175.
- Wang, Z., Lu, Y.Y., Greenan, B., Brickman, D., and DeTracey, D. 2018. BNAM: An eddy-resolving North Atlantic Ocean model to support ocean monitoring. Canadian Technical Report of Hydrography and Ocean Sciences 327: 25.
- Watson, E.B., and Byrne, R. 2013. [Late Holocene Marsh Expansion in Southern San Francisco Bay, California](#). Estuaries and Coasts 36(3): 643–653.
- Weitkamp, L.A., Goulette, G., Hawkes, J., O’Malley, M., and Lipsky, C. 2014. Juvenile salmon in estuaries: Comparisons between North American Atlantic and Pacific salmon populations. Reviews in Fish Biology and Fisheries 24: 713–736.
- Weitkamp, L.A., Teel, D.J., Liermann, M., Hinton, S.A., Van Doornik, D.M., and Bentley, P.J. 2015. Stock-specific size and timing at ocean entry of Columbia River juvenile Chinook salmon and steelhead: Implications for early ocean growth. Marine and Coastal Fisheries: Dynamics, Management, and Ecosystem Science 7: 370–392.
- Weller, J.D., Moore, R.D., and Iacarella, J.C. 2023. [Stream thermalscape scenarios for British Columbia, Canada](#). Canadian Water Resources Journal.
- Whitfield, A.K. 2017. The role of seagrass meadows, mangrove forests, salt marshes and reed beds as nursery areas and food sources for fishes in estuaries. Reviews in Fish Biology and Fisheries 27: 75–110.

-
- Wigginton, R.D., Kelso, M.A., and Grosholz, E.D. 2020. [Time-lagged impacts of extreme, multi-year drought on tidal salt marsh plant invasion](#). *Ecosphere* 11(6).
- Wild, A. 2020. Morphodynamics of a bedrock confined estuary and delta: The Skeena River estuary. Masters of Science thesis. University of Victoria, Victoria, BC: xiii + 194 pp.
- Williams, G.L., and Langer, O.E. 2002. Review of estuary management plans in British Columbia. *Can. Manusc. Rep. Fish Aquat. Sci.* 2605: 57 p.
- Zhang, H., and Gorelick, S.M. 2014. [Coupled impacts of sea-level rise and tidal marsh restoration on endangered California clapper rail](#). *Biological Conservation* 172: 89–100.

ANNEXE A. ORGANIGRAMME DE L'ADMISSIBILITÉ DANS L'ANALYSE DOCUMENTAIRE

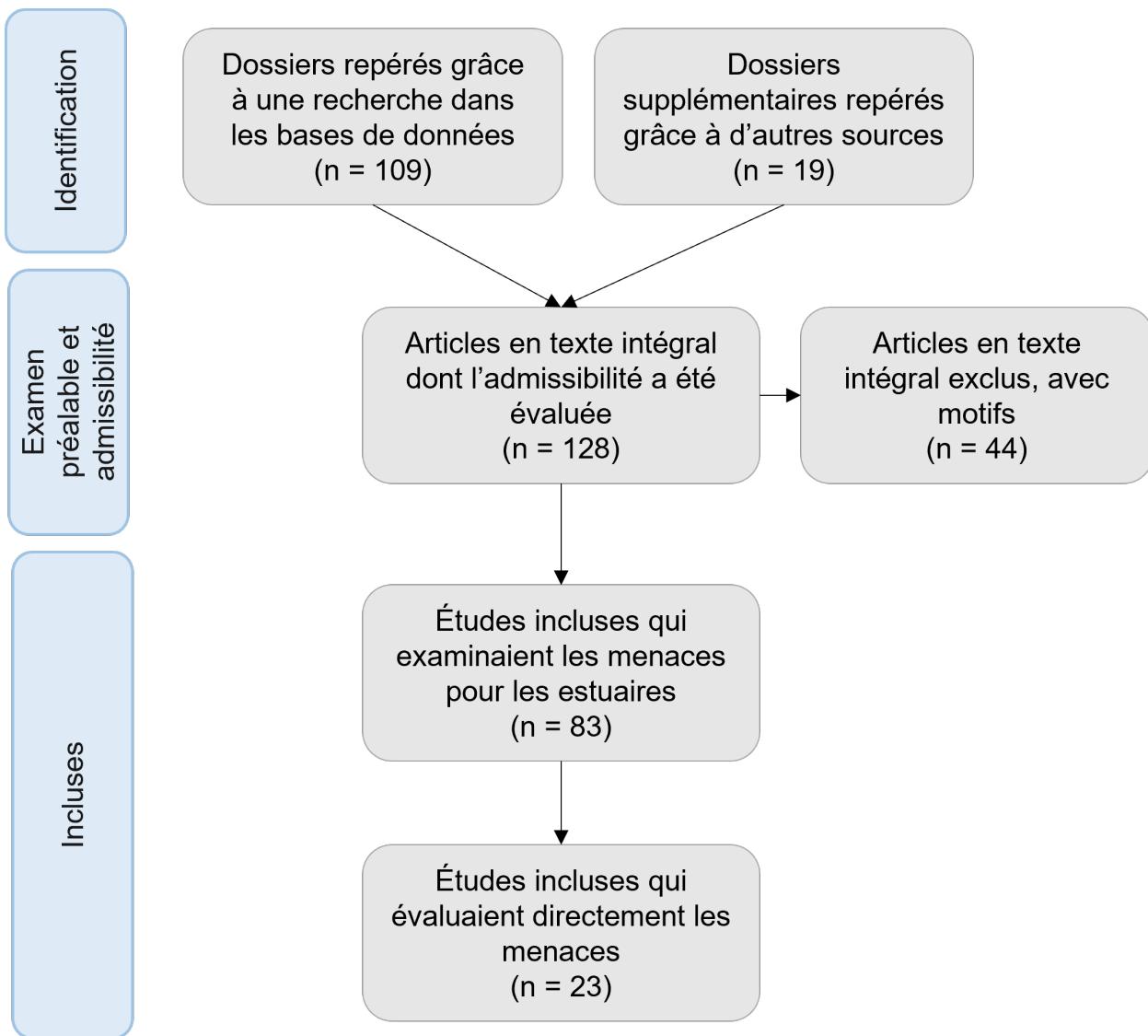


Figure A1. Organigramme de l'admissibilité dans l'analyse documentaire pour la sélection finale des études.

ANNEXE B. ARTICLES DE L'ANALYSE DOCUMENTAIRE

- Abbas, A.M., Pickart, A.J., Goldsmith, L.M., Davenport, D.N., Newby, B., Muñoz-Rodríguez, A.F., Grewell, B.J., and Castillo, J.M. 2021. [Seed bank persistence of a South American cordgrass in invaded northern Atlantic and Pacific Coast estuaries](#). AoB Plants 13(3): 1–11.
- Achete, F.M., Van Der Wegen, M., Roelvink, D., and Jaffe, B. 2015. [A 2-D process-based model for suspended sediment dynamics: A first step towards ecological modeling](#). Hydrol. Earth Syst. Sci. 19(6): 2837–2857.
- Alava, J.J., Kazmiruk, T.N., Douglas, T., Schuerholz, G., Heath, B., Flemming, S.A., Bendell, L., and Drever, M.C. 2021. [Occurrence and size distribution of microplastics in mudflat sediments of the Cowichan-Koksilah Estuary, Canada: A baseline for plastic particles contamination in an anthropogenic-influenced estuary](#). Mar. Pollut. Bull. 173(August).
- Anderson, S.S., and Bravender, B.A. 2000. [Diet analysis data for juvenile chinook salmon from the Campbell River estuary, Campbell River, B.C., during 1994 and 1995](#). Can. Data Rep. Fish. Aquat. Sci. 1058 : 169 p.
- Archer, A.W. 2013. [World's highest tides: Hypertidal coastal systems in North America, South America and Europe](#). Sediment. Geol. 284–285: 1–25.
- Avnaim-Katav, S., Roland Gehrels, W., Brown, L.N., Fard, E., and MacDonald, G.M. 2017. [Distributions of salt-marsh foraminifera along the coast of SW California, USA: Implications for sea-level reconstructions](#). Mar. Micropaleontol. 131: 25–43.
- Badzinski, S.S., Cannings, R.J., Armenta, T.E., Komaromi, J., and Davidson, P.J.A. 2006. [The British Columbia Coastal Waterbird Survey: An Evaluation of Survey Power and Species Trends after Five Years of Monitoring](#). Technical Report Series No. 455. Canadian Wildlife Service. Pacific and Yukon Region.
- Barnard, P.L., Schoellhamer, D.H., Jaffe, B.E., and McKee, L.J. 2013. [Sediment transport in the San Francisco Bay Coastal System: An overview](#). Mar. Geol. 345: 3–17.
- Bastos, K.V., Machado, L.P., Joyeux, J.C., Ferreira, J.S., Militão, F.P., Fernandes, V. de O., and Santos, R.G. 2022. [Coastal degradation impacts on green turtle's \(*Chelonia mydas*\) diet in southeastern Brazil: Nutritional richness and health](#). Sci. Total Environ. 823.
- Bode, A., Varela, M., and Prego, R. 2011. [Continental and marine sources of organic matter and nitrogen for rías of northern Galicia \(Spain\)](#). Mar. Ecol. Prog. Ser. 437: 13–26.
- Bornman, T.G., and Adams, J.B. 2010. [Response of a hypersaline salt marsh to a large flood and rainfall event along the west coast of southern Africa](#). Estuar. Coast. Shelf Sci. 87(3): 378–386.
- Boughton, D.A. 2020. [Striped Bass on the coast of California: A review](#). Calif. Fish Game 106(3): 226–257.
- Boyd, L., Grant, P., Lemieux, J., and Iacarella, J.C. 2022. [Cumulative Effects of Threats on At-Risk Species Habitat in the Fraser Valley, British Columbia](#). Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3243: vii + 65 p.
- Bravender, B.A. and Anderson, S.S. 2000. [Epibenthic Sled Samples From the Campbell River Estuary, 1997](#). Can. Data Rep. Fish. Aquat. Sci. 1064: 69 p.
- Caldwell, M. 2016. [Historical evidence of *Tursiops truncatus* exhibiting habitat preference and seasonal fidelity in Northeast Florida](#). Aquat. Mamm. 42(1): 89–103.

-
- Campbell, L., Sizmur, T., Juanes, F. and Gerwing, T.G. 2019. [Passive reclamation of soft-sediment ecosystems on the North Coast of British Columbia, Canada](#). J. Sea Res. 155: 101796.
- Campbell, L., Dudas, S.E., Juanes, F., Allen Gerwing, A.M., and Gerwing, T.G. 2020. [Invertebrate communities, sediment parameters and food availability of intertidal soft-sediment ecosystems on the north coast of British Columbia, Canada](#). J. Nat. Hist. 54(15–16): 919–945.
- Casazza, M.L., McDwie, F., Jones, S., Lorenz, A.A., Overton, C.T., Yee, J., Feldheim, C.L., Ackerman, J.T., and Thorne, K.M. 2021. [Waterfowl use of wetland habitats informs wetland restoration designs for multi-species benefits](#). J. Appl. Ecol. 58(9): 1910–1920.
- Chalifour, L., Scott, D.C., MacDuffee, M., Iacarella, J.C., Martin, T.G., and Baum, J.K. 2019. [Habitat use by juvenile salmon, other migratory fish, and resident fish species underscores the importance of estuarine habitat mosaics](#). Mar. Ecol. Prog. Ser. 625: 145–162.
- Davis, J.A., Looker, R.E., Yee, D., Marvin-Di Pasquale, M., Grenier, J.L., Austin, C.M., McKee, L.J., Greenfield, B.K., Brodberg, R., and Blum, J.D. 2012. [Reducing Methylmercury Accumulation in the Food Webs of San Francisco Bay and its Local Watersheds](#). Env. Res 119: 3–26.
- DFO. 2009. [Results of a Peer Review Workshop on the Draft Report “Canada’s Policy for Conservation of Wild Pacific Salmon: Proposed Stream, Lake, and Estuarine Habitat Indicators”; January 15-16, 2009](#). DFO Can. Sci. Advis. Secr. Proceed. Ser. 2009/038.
- Doughty, C.L., Cavanaugh, K.C., Ambrose, R.F., and Stein, E.D. 2019. [Evaluating regional resiliency of coastal wetlands to sea level rise through hypsometry-based modeling](#). Glob. Chang. Biol. 25(1): 78–92.
- Elmilady, H., van der Wegen, M., Roelvink, D., and Jaffe, B.E. 2019. [Intertidal Area Disappears Under Sea Level Rise: 250 Years of Morphodynamic Modeling in San Pablo Bay, California](#). J. Geophys. Res. Earth Surf. 124(1): 38–59.
- Fetscher, A.E., Sutula, M.A., Callaway, J.C., Parker, V.T., Vasey, M.C., Collins, J.N., and Nelson, W.G. 2010. [Patterns in estuarine vegetation communities in two regions of California: Insights from a probabilistic survey](#). Wetlands 30(5): 833–846.
- Fichot, C.G., Downing, B.D., Bergamaschi, B.A., Windham-Myers, L., Marvin-Dipasquale, M., Thompson, D.R., and Gierach, M.M. 2016. [High-Resolution Remote Sensing of Water Quality in the San Francisco Bay-Delta Estuary](#). Environ. Sci. Technol. 50(2): 573–583.
- Foley, M.M., Warrick, J.A., Ritchie, A., Stevens, A.W., Shafrroth, P.B., Duda, J.J., Beirne, M.M., Paradis, R., Gelfenbaum, G., McCoy, R., and Cubley, E.S. 2017. [Coastal habitat and biological community response to dam removal on the Elwha River](#). Ecol. Monogr. 87(4): 552–577.
- Gallego-Tévar, B., Grewell, B.J., Futrell, C.J., Drenovsky, R.E., and Castillo, J.M. 2020. [Interactive effects of salinity and inundation on native *Spartina foliosa*, invasive *S. densiflora* and their hybrid from San Francisco Estuary, California](#). Ann. Bot. 125(2): 377–389.
- Gama, L.R., Domit, C., Broadhurst, M.K., Fuentes, M.M.P.B., and Millar, R.B. 2016. [Green turtle *Chelonia mydas* foraging ecology at 25° S in the western Atlantic: Evidence to support a feeding model driven by intrinsic and extrinsic variability](#). Mar. Ecol. Prog. Ser. 542(lucn 2014): 209–219.
- Garrett, C.L., and Shrimpton, J.A. 2000. [PaHs in the Aquatic Environment of British Columbia](#). Environment Canada. Environmental Protection Branch. Pacific and Yukon Region.

-
- Gerwing, T.G., Campbell, L., Allen Gerwing, A.M., Allen, S., Cox, K., Rogers, M., Gray, O., Drewes, M., and Juanes, F. 2018. [Potential impacts of logging on intertidal infaunal communities within the Kitimat River estuary](#). J. Nat. Hist. 52(43–44): 2833–2855.
- Gillard, M.B., Castillo, J.M., Mesgaran, M.B., Futrell, C.J., and Grewell, B.J. 2021. [High aqueous salinity does not preclude germination of invasive *Iris pseudacorus* from estuarine populations](#). Ecosphere 12(5).
- Gittman, R.K., Baillie, C.J., Arkema, K.K., Bennett, R.O., Benoit, J., Blitch, S., Brun, J., Chatwin, A., Colden, A., Dausman, A., Deangelis, B., Herold, N., Henkel, J., Houge, R., Howard, R., Hughes, A.R., Scyphers, S.B., Shostik, T., Sutton-Grier, A., and Grabowski, J.H. 2019. [Voluntary restoration: Mitigation's silent partner in the quest to reverse coastal wetland loss in the USA](#). Front. Mar. Sci. 6(AUG): 1–15.
- Goodman, A.C., Thorne, K.M., Buffington, K.J., Freeman, C.M., and Janousek, C.N. 2018. [El Niño Increases High-Tide Flooding in Tidal Wetlands Along the U.S. Pacific Coast](#). J. Geophys. Res. Biogeosciences 123(10): 3162–3177.
- Green, L., Magel, C., and Brown, C. 2021. [Management pathways for the successful reduction of nonpoint source nutrients in coastal ecosystems](#). Reg. Stud. Mar. Sci. 45: 101851.
- Grewell, B.J., Castillo, J.M., Skaer Thomason, M.J., and Drenovsky, R.E. 2016. [Phenotypic plasticity and population differentiation in response to salinity in the invasive cordgrass *Spartina densiflora*](#). Biol. Invasions 18(8): 2175–2187.
- Grewell, B.J., Espeland, E.K., and Fiedler, P.L. 2013. [Sea change under climate change: Case studies in rare plant conservation from the dynamic San Francisco estuary](#). Botany 91(5): 309–318.
- Groulx, B.J., Mosher, D.C., Luternauer, J.L., and Bilderback, D.E. 2004. [Fraser River Delta, British Columbia: Issues of an Urban Estuary](#). Geological Survey of Canada Bulletin 567.
- Hamilton, S.L., Bravender, B.A., Munro, B., Stephens, S., and Dziekan, T. 2002. [Results of beach, mini purse, purse, Gee trap, and pole seine surveys at the Courtenay River estuary and Baynes Sound, Courtenay, B.C., 2001](#). Can. Data Rep. Fish. Aquat. Sci. 1089: 141 p.
- Heady, W.N., Clark, R.P., O'Connor, K., Clark, C., Endris, C., Ryan, S., and Stoner-Duncan, S. 2015. [Assessing California's bar-built estuaries using the California Rapid Assessment Method](#). Ecol. Indic. 58: 300–310.
- Hodgson, E.E., Wilson, S.M., and Moore, J.W. 2020. [Changing estuaries and impacts on juvenile salmon: A systematic review](#). Glob. Chang. Biol. 26(4): 1986–2001.
- Honig, S.E., Mahoney, B., Glanz, J.S., and Hughes, B.B. 2017. [Are seagrass beds indicators of anthropogenic nutrient stress in the rocky intertidal?](#) Mar. Pollut. Bull. 114(1): 539–546. Elsevier Ltd.
- Hood, W.G., Grossman, E.E., and Veldhuisen, C. 2016. [Assessing Tidal Marsh Vulnerability to Sea-Level Rise in the Skagit Delta](#). Northwest Sci. 90(1): 79–93.
- Howard, M.D.A., Nagoda, C., Kudela, R.M., Hayashi, K., Tatters, A., Caron, D.A., Busse, L., Brown, J., Sutula, M., and Stein, E.D. 2017. [Microcystin prevalence throughout lentic waterbodies in coastal southern California](#). Toxins (Basel). 9(7): 1–21.
- Hughes, B.B., Levey, M.D., Fountain, M.C., Carlisle, A.B., Chavez, F.P., and Gleason, M.G. 2015. [Climate mediates hypoxic stress on fish diversity and nursery function at the land-sea interface](#). Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A. 112(26): 8025–8030.

-
- Janousek, C.N., Dugger, B.D., Drucker, B.M., and Thorne, K.M. 2020. [Salinity and inundation effects on productivity of brackish tidal marsh plants in the San Francisco Bay-Delta Estuary](#). Hydrobiologia 847(20): 4311–4323.
- Jardine, C.B., Bond, A.L., Davidson, P.J.A., Butler, R.W., and Kuwae, T. 2015. [Biofilm consumption and variable diet composition of Western Sandpipers \(*Calidris mauri*\) during migratory stopover](#). PLoS One 10(4): 1–14.
- Jenkins, J.A., Bravender, B.A., Beggs, C., Munro, B., and Miller, D. 2001. [Results of beach, purse, and pole seine surveys at the Courtenay River estuary and Baynes Sound, Courtenay, B.C., 2000](#). Can. Data Rep. Fish. Aquat. Sci. 1077: 39 p.
- Johnson, A.C., Noel, J., Gregovich, D.P., Kruger, L.E., and Buma, B. 2019. [Impacts of submerging and emerging shorelines on various biota and Indigenous Alaskan harvesting patterns](#). J. Coast. Res. 35(4): 765–775.
- Kawecki, S., Kuleck, G., Dorsey, J.H., Leary, C., and Lum, M. 2017. [The prevalence of antibiotic-resistant bacteria \(ARB\) in waters of the Lower Ballona Creek Watershed, Los Angeles County, California](#). Environ. Monit. Assess. 189(6).
- Kelly, J.J., Orr, D., and Takekawa, J.Y. 2019. [Quantification of damage to eelgrass \(*Zostera marina*\) beds and evidence-based management strategies for boats anchoring in San Francisco Bay](#). Environ. Manage. 64(1): 20–26.
- Kennison, R.L., and Fong, P. 2014. [Extreme Eutrophication in Shallow Estuaries and Lagoons of California Is Driven by a Unique Combination of Local Watershed Modifications That Trump Variability Associated with Wet and Dry Seasons](#). Estuaries and Coasts 37(S1): 164–179.
- Komoroske, L.M., Lewison, R.L., Seminoff, J.A., Deustchman, D.D., and Deheyn, D.D. 2012. [Trace metals in an urbanized estuarine sea turtle food web in San Diego Bay, CA](#). Sci. Total Environ. 417–418: 108–116.
- Kowee, D.A., Zimmerman, R.C., Hewett, K.M., Gaylord, B., Giddings, S.N., Nickols, K.J., Ruesink, J.L., Stachowicz, J.J., Takeshita, Y., and Caldeira, K. 2018. [Expected limits on the ocean acidification buffering potential of a temperate seagrass meadow](#). Ecol. Appl. 28(7): 1694–1714.
- Krause, J.R., Hinojosa-Corona, A., Gray, A.B., and Watson, E.B. 2021. [Emerging sensor platforms allow for seagrass extent mapping in a turbid estuary and from the meadow to ecosystem scale](#). Remote Sens. 13(18): 1–15.
- Lesen, A.E., and Lipps, J.H. 2011. [What have natural and human changes wrought on the foraminifera of San Francisco Bay late Quaternary estuaries?](#) Quat. Res. 76(2): 211–219.
- Linhoss, A.C., and Underwood, W.V. 2016. [Modeling Salt Panne Land-Cover Suitability under Sea-Level Rise](#). J. Coast. Res. 32(5): 1116–1125.
- Liu, X.J., Kettner, A.J., Cheng, J., and Dai, S.B. 2020. [Sediment characteristics of the Yangtze River during major flooding](#). J. Hydrol. 590(August).
- López-Duarte, P.C., Fodrie, F.J., Jensen, O.P., Whitehead, A., Galvez, F., Dubansky, B., and Able, K.W. 2016. [Is exposure to Macondo oil reflected in the otolith chemistry of marsh-resident fish?](#) PLoS One 11(9): 1–24.
- Lu, L., Leving, C.D., and Piercy, G.E. 2007. [Preliminary Investigation on Aquatic Invasive Species of Marine and Estuarine Macrofauna on Floating Structures in Five British Columbia Harbours](#). Can. Manusc. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2814: iii + 30 p.

-
- Mach, M.E., Levings, C.D., and Chan, K.M.A. 2017. [Nonnative Species in British Columbia Eelgrass Beds Spread via Shellfish Aquaculture and Stay for the Mild Climate](#). Estuaries and Coasts 40(1): 187–199.
- Mach, M.E., Wyllie-Echeverria, S., and Chan, K.M.A. 2014. [Ecological effect of a nonnative seagrass spreading in the Northeast Pacific: A review of *Zostera japonica*](#). Ocean Coast. Manag. 102(PA): 375–382.
- Marcot, B.G., Woo, I., Thorne, K.M., Freeman, C.M., and Guntenspergen, G.R. 2020. [Habitat of the endangered salt marsh harvest mouse \(*Reithrodontomys raviventris*\) in San Francisco Bay](#). Ecol. Evol. 10(2): 662–677.
- Martinez, A.E., Walther, S.C., Kusler, J.E., Greenfield, B.K., and Kannarr, S. 2020. [Landscape Change and Vegetation-Channel Interactions in an Estuarine System](#). J. Coast. Conserv. 24(1).
- McAlpine-Bellis, E., Stillman, J.H., and Tanner, R.L. 2021. [Acclimation to Future Climate Exposes Vulnerability to Cold Extremes in Intertidal Sea Hares](#). Integr. Comp. Biol. 61(5): 1741–1752.
- McCord, S.A., and Heim, W.A. 2015. [Identification and Prioritization of Management Practices to Reduce Methylmercury Exports from Wetlands and Irrigated Agricultural Lands](#). Environ. Manage. 55(3): 725–740.
- Morzaria-Luna, H.N., Turk-Boyer, P., Rosemartin, A., and Camacho-Ibar, V.F. 2014. [Vulnerability to climate change of hypersaline salt marshes in the Northern Gulf of California](#). Ocean Coast. Manag. 93: 37–50.
- Moseman-Valtierra, S.M., Armaiz-Nolla, K., and Levin, L.A. 2010. [Wetland response to sedimentation and nitrogen loading: Diversification and inhibition of nitrogen-fixing microbes](#). Ecol. Appl. 20(6): 1556–1568.
- Muething, K.A., Tomas, F., Waldbusser, G., and Dumbauld, B.R. 2020. [On the edge: assessing fish habitat use across the boundary between Pacific oyster aquaculture and eelgrass in Willapa Bay, Washington, USA](#). Aquac. Environ. Interact. 12(Nmfs 2016): 541–557. Inter-Research Science Center.
- Müller-Navarra, K., Milker, Y., and Schmiedl, G. 2016. [Natural and anthropogenic influence on the distribution of salt marsh foraminifera in the Bay of Tümlau, German North Sea](#). J. Foraminifer. Res. 46(1): 61–74.
- Murray, S.N., Weisberg, S.B., Raimondi, P.T., Ambrose, R.F., Bell, C.A., Blanchette, C.A., Burnaford, J.L., Dethier, M.N., Engle, J.M., Foster, M.S., Miner, C.M., Nielsen, K.J., Pearse, J.S., Richards, D. V., and Smith, J.R. 2016. [Evaluating ecological states of rocky intertidal communities: A Best Professional Judgment exercise](#). Ecol. Indic. 60: 802–814.
- Nahirnick, N.K., Costa, M., Schroeder, S., and Sharma, T. 2019. [Long-Term Eelgrass Habitat Change and Associated Human Impacts on the West Coast of Canada](#). J. Coast. Res. 36(1): 30.
- Nelson, J.L., and Zavaleta, E.S. 2012. [Salt Marsh as a Coastal Filter for the Oceans: Changes in Function with Experimental Increases in Nitrogen Loading and Sea-Level Rise](#). PLoS One 7(8).
- Novoa, A., Talley, T.S., Talley, D.M., Crooks, J.A., and Reyns, N.B. 2016. [Spatial and temporal examination of bivalve communities in several estuaries of southern California and northern Baja California, MX](#). PLoS One 11(2): 1–18.

-
- Ottinger, M., Clauss, K., and Kuenzer, C. 2016. [Aquaculture: Relevance, distribution, impacts and spatial assessments - A review](#). Ocean Coast. Manag. 119(2016): 244–266.
- Parker, V.T., and Boyer, K.E. 2019. [Sea-Level Rise and Climate Change Impacts on an Urbanized Pacific Coast Estuary](#). Wetlands 39(6): 1219–1232.
- Peck, E.K., Wheatcroft, R.A., and Brophy, L.S. 2020. [Controls on Sediment Accretion and Blue Carbon Burial in Tidal Saline Wetlands: Insights From the Oregon Coast, USA](#). J. Geophys. Res. Biogeosciences 125(2): 1–19.
- Peterson, C.D., Pettit, D.J., Kingen, K., Vanderburgh, S., and Rosenfeld, C. 2021. [Catastrophic beach sand losses due to erosion from predicted future sea level rise \(0.5–1.0 m\), based on increasing submarine accommodation spaces in the high-wave-energy coast of the Pacific Northwest, Washington, Oregon, and Northern California, USA](#). Mar. Geol. 439.
- Reum, J.C.P., and Essington, T.E. 2011. Season- and depth-dependent variability of a demersal fish assemblage in a large fjord estuary (Puget Sound, Washington). Fish. Bull. 109(2): 186–197.
- Reum, J.C.P., Ferriss, B.E., McDonald, P.S., Farrell, D.M., Harvey, C.J., Klinger, T., and Levin, P.S. 2015. [Evaluating community impacts of ocean acidification using qualitative network models](#). Mar. Ecol. Prog. Ser. 536: 11–24.
- Robb, C.K. 2014. [Assessing the impact of human activities on British Columbia's estuaries](#). PLoS One 9(6).
- Rosencranz, J.A., Thorne, K.M., Buffington, K.J., Overton, C.T., Takekawa, J.Y., Casazza, M.L., McBroom, J., Wood, J.K., Nur, N., Zembal, R.L., MacDonald, G.M., and Ambrose, R.F. 2019. [Rising Tides: Assessing Habitat Vulnerability for an Endangered Salt Marsh-Dependent Species with Sea-Level Rise](#). Wetlands 39(6): 1203–1218.
- Rubridge, E., Jeffery, S., Gregr, E.J., Gale, K.S.P., and Frid, A. 2020. [Assessment of nearshore features in the Northern Shelf Bioregion against criteria for determining Ecologically and Biologically Significant Areas \(EBSAs\)](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2020/023. vii + 63 p.
- Ruiz-Fernández, A.C., Sanchez-Cabeza, J.A., Serrato de la Peña, J.L., Perez-Bernal, L.H., Cearreta, A., Flores-Verdugo, F., Machain-Castillo, M.L., Chamizo, E., García-Tenorio, R., Queralt, I., Dunbar, R., Mucciarone, D., and Diaz-Asencio, M. 2016. [Accretion rates in coastal wetlands of the southeastern Gulf of California and their relationship with sea-level rise](#). Holocene 26(7): 1126–1137.
- Ruiz-Ruiz, T.M., Arreola-Lizárraga, J.A., Morquecho, L., Mendoza-Salgado, R.A., Martínez-López, A., Méndez-Rodríguez, L.C., and Enríquez-Flores, J. 2016. [Assessment of eutrophication in a subtropical lagoon in the Gulf of California](#). Aquat. Ecosyst. Heal. Manag. 19(4): 382–392.
- Ryan, A.B., and Boyer, K.E. 2012. [Nitrogen further promotes a dominant salt marsh plant in an increasingly saline environment](#). J. Plant Ecol. 5(4): 429–441.
- Ryder, J.L., Kenyon, J.K., Buffett, D., Moore, K., Ceh, M., and Stipek, K. 2007. [An Integrated Biophysical Assessment of Estuarine Habitats in British Columbia to Assist Regional Conservation Planning](#). Technical Report Series No. 467. Canadian Wildlife Service, Pacific and Yukon Region.
- Schile, L.M., Callaway, J.C., Parker, V.T., and Vasey, M.C. 2011. [Salinity and inundation influence productivity of the halophytic plant *Sarcocornia pacifica*](#). Wetlands 31(6): 1165–1174.

-
- Schwartzkopf, B.D., Ciannelli, L., Garza, J.C., and Heppell, S.A. 2021. [Growth of juvenile black rockfish \(*Sebastes melanops*\) during estuarine residence](#). Environ. Biol. Fishes 104 (7): 851–865. Springer Netherlands.
- Serrano-Grijalva, L., Sánchez-Carrillo, S., Angeler, D.G., Sánchez-Andrés, R., and Álvarez-Cobelas, M. 2011. [Effects of shrimp-farm effluents on the food web structure in subtropical coastal lagoons](#). J. Exp. Mar. Bio. Ecol. 402(1–2): 65–74. Elsevier B.V.
- Sewell, M.A., and Elner, R.W. 2001. [Spatial variability in the macrofauna of intertidal flats on Boundary Bay, British Columbia](#). Technical Report Series No. 365. Canadian Wildlife Service, Pacific and Yukon Region.
- Shapiro, K., Conrad, P.A., Mazet, J.A.K., Wallender, W.W., Miller, W.A., and Largier, J.L. 2010. [Effect of estuarine wetland degradation on transport of toxoplasma gondii surrogates from land to sea](#). Appl. Environ. Microbiol. 76(20): 6821–6828.
- Shelton, A.O., Francis, T.B., Feist, B.E., Williams, G.D., Lindquist, A., and Levin, P.S. 2017. [Forty years of seagrass population stability and resilience in an urbanizing estuary](#). J. Ecol. 105(2): 458–470.
- Smith, K.R., Barthman-Thompson, L.M., Estrella, S.K., Riley, M.K., Trombley, S.N., Rose, C.A., Kelt, D.A., and Caraway, L. 2020. [Demography of the salt marsh harvest mouse \(*Reithrodontomys raviventris halicoetes*\) and associated rodents in tidal and managed wetlands](#). J. Mammal. 101(1): 129–142.
- Spurkland, T., and Iken, K. 2011. [Salinity and irradiance effects on growth and maximum photosynthetic quantum yield in subarctic *Saccharina latissima* \(Laminariales, Laminariaceae\)](#). Bot. Mar. 54(4): 355–365.
- Stahle, D.W., Burnette, D.J., Villanueva, J., Cerano, J., Fye, F.K., Griffin, R.D., Cleaveland, M.K., Stahle, D.K., Edmondson, J.R., and Wolff, K.P. 2012. [Tree-ring analysis of ancient baldcypress trees and subfossil wood](#). Quat. Sci. Rev. 34: 1–15.
- Thom, R., Southard, S., and Borde, A. 2014. [Climate-linked Mechanisms Driving Spatial and Temporal Variation in Eelgrass \(*Zostera marina* L.\) Growth and Assemblage Structure in Pacific Northwest Estuaries, U.S.A.](#) J. Coast. Res. 68: 1–11.
- Thorne, K.M., Buffington, K.J., Jones, S.F., and Largier, J.L. 2021. [Wetlands in intermittently closed estuaries can build elevations to keep pace with sea-level rise](#). Estuar. Coast. Shelf Sci. 257(March): 107386.
- Thorne, K.M., Elliott-Fisk, D.L., Wylie, G.D., Perry, W.M., and Takekawa, J.Y. 2014. [Importance of Biogeomorphic and Spatial Properties in Assessing a Tidal Salt Marsh Vulnerability to Sea-level Rise](#). Estuaries and Coasts 37(4): 941–951.
- Thorne, K.M., Mattsson, B.J., Takekawa, J., Cummings, J., Crouse, D., Block, G., Bloom, V., Gerhart, M., Goldbeck, S., Huning, B., Sloop, C., Stewart, M., Taylor, K., and Valoppi, L. 2015. [Collaborative decision-analytic framework to maximize resilience of tidal marshes to climate change](#). Ecol. Soc. 20(1).
- Thorne, K.M., Takekawa, J.Y., and Elliott-Fisk, D.L. 2012. [Ecological effects of climate change on Salt Marsh wildlife: A case study from a highly urbanized estuary](#). J. Coast. Res. 28(6): 1477–1487.
- Thorne, K., MacDonald, G., Guntenspergen, G., Ambrose, R., Buffington, K., Dugger, B., Freeman, C., Janousek, C., Brown, L., Rosencranz, J., Holmquist, J., Smol, J., Hagan, K., and Takekawa, J. 2018. [U.S. Pacific coastal wetland resilience and vulnerability to sea-level rise](#). Sci. Adv. 4(2): 1–11.

-
- Tronske, N.B., Parker, T.A., Henderson, H.D., Burnaford, J.L., and Zacherl, D.C. 2018. [Densities and Zonation Patterns of Native and Non-Indigenous Oysters in Southern California Bays](#). Wetlands 38(6): 1313–1326.
- Walter, R.K., Rainville, E.J., and O’Leary, J.K. 2018. [Hydrodynamics in a shallow seasonally low-inflow estuary following eelgrass collapse](#). Estuar. Coast. Shelf Sci. 213: 160–175.
- Watson, E.B., and Byrne, R. 2013. [Late Holocene Marsh Expansion in Southern San Francisco Bay, California](#). Estuaries and Coasts 36(3): 643–653.
- Wigginton, R.D., Kelso, M.A., and Grosholz, E.D. 2020. [Time-lagged impacts of extreme, multi-year drought on tidal salt marsh plant invasion](#). Ecosphere 11(6).
- Zedler, J.B. 2017. [What’s New in Adaptive Management and Restoration of Coasts and Estuaries?](#) Estuaries and Coasts 40(1): 1–21.
- Zhang, H., and Gorelick, S.M. 2014. [Coupled impacts of sea-level rise and tidal marsh restoration on endangered California clapper rail](#). Biol. Conserv. 172: 89–100.

ANNEXE C. SUPERFICIE DES BASSINS HYDROGRAPHIQUES

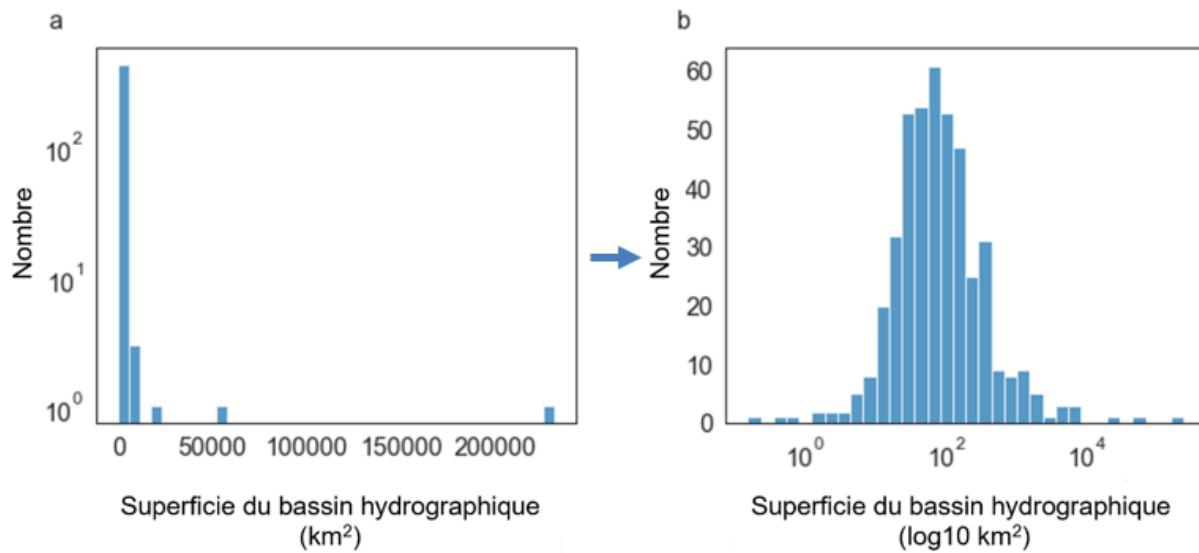


Figure C1. Distributions de la superficie des bassins hydrographiques : (a) non log-transformées et (b) log-transformées pour obtenir une distribution normale. L'axe des y dans (a) est mis à l'échelle logarithmique pour afficher les catégories contenant un enregistrement.

ANNEXE D. ESPÈCES ESTUARIENNES

Tableau D1. Espèces de poissons estuariens documentées dans les listes d'espèces figurant dans les plans de gestion des estuaires de la Colombie-Britannique et la documentation connexe qui n'ont pas été désignées comme d'importance écologique dans une évaluation antérieure (Gale et al. 2019). Les espèces ont été considérées comme importantes sur le plan écologique si elles avaient obtenu une cote élevée (2) pour l'un des rôles écologiques évalués.

Nom commun	Nom scientifique	Cote selon les critères des EIE (en cas d'évaluation)	Estuaire de la rivière Campbell	Estuaire de la rivière Courtenay	Estuaire des rivières Cowichan et Koksilah	Estuaire du Fraser	Estuaire de la rivière Nanaimo	Estuaire de la rivière Somass	Estuaire de la rivière Squamish	Estuaire de la rivière Skeena
Gobie-flèche	<i>Clevelandia ios</i>	-	-	-	-	X	-	-	-	-
Gobie de baie	<i>Lepidogobius lepidus</i>	-	-	X	-	-	X	X	-	-
Syngnathe à lignes grises	<i>Syngnathus leptorhynchus</i>	-	-	X	-	X	-	X	-	X
Lycode à ventre noir	<i>Lycodes pacifica</i>	-	-	-	-	X	-	-	-	-
Gobie aux yeux noirs	<i>Rhinogobiops nicholsii</i>	-	-	X	-	-	-	-	-	-
Chabot-bison	<i>Enophrys bison</i>	-	-	X	-	X	-	-	-	-
Plie à écailles régulières	<i>Isopsetta isolepis</i>	1 (niveau supérieur)	-	-	-	X	-	-	-	-
Plie vaseuse	<i>Pleuronichthys coenosus</i>	-	-	X	-	-	-	-	-	-
Sébaste cuivré	<i>Sebastes caurinus</i>	1 (niveau supérieur), 1* (fourrage)	-	X	-	-	-	-	-	X
Sigouine lunée	<i>Pholis laeta</i>	-	-	X	-	X	X	-	-	-
Limande-sole	<i>Microstomus pacificus</i>	1 (niveau supérieur)	-	-	-	X	-	-	-	-
Carlottin anglais	<i>Parophrys vetulus</i>	1 (niveau supérieur)	-	-	-	X	X	X	-	-
Balai du Japon	<i>Hippoglossoides ellasodon</i>	-	-	-	-	X	-	-	-	-
Chabot pelucheux	<i>Oligocottus snyderi</i>	-	-	X	-	-	-	-	-	-
Sourcils de varech	<i>Hexagrammos decagrammus</i>	-	-	X	-	X	-	-	-	X
Perche de varech	<i>Brachyistius frenatus</i>	1* (fourrage)	-	X	-	X	X	-	-	-
Agone de varech	<i>Agonomalus mozinoi</i>	-	-	-	-	X	-	-	-	-
Meunier à grandes écailles	<i>Catostomus macrocheilus</i>	-	-	-	-	X	-	-	-	-
Éperlan d'hiver	<i>Spirinchus thaleichthys</i>	1* (fourrage, transport des éléments nutritifs)	-	-	-	X	-	-	-	X
Anchois du Pacifique	<i>Engraulis mordax</i>	1* (fourrage)	-	X	-	X	-	-	-	X
Crampon bariolé	<i>Gobiesox maeandricus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	X

Nom commun	Nom scientifique	Cote selon les critères des EIE (en cas d'évaluation)	Estuaire de la rivière Campbell	Estuaire de la rivière Courtenay	Estuaire des rivières Cowichan et Koksilah	Estuaire du Fraser	Estuaire de la rivière Nanaimo	Estuaire de la rivière Somass	Estuaire de la rivière Squamish	Estuaire de la rivière Skeena
Sauvagesse du nord	<i>Ptychocheilus oregonensis</i>	-	-	-	-	X	-	-	-	-
Myxine brune	<i>Eptatretus stoutii</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	X
Lamproie du Pacifique	<i>Entosphenus tridentatus</i>	-	X	-	-	X	-	X	-	X
Limande sordide	<i>Citharichthys sordidus</i>	-	-	-	-	X	-	-	-	-
Lançon du Pacifique	<i>Trichodon tricodon</i>	1* (fourrage)	-	X	-	-	-	-	-	X
Lompénie élancée	<i>Lumpenus sagitta</i>	-	-	X	-	-	-	-	-	-
Petite poule de mer ronde	<i>Eumicrotremus orbis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	X
Poulamon du Pacifique	<i>Microgadus proximus</i>	1* (fourrage)	-	X	-	X	-	-	-	X
Méné deux-barres	<i>Mylocheilus caurinus</i>	-	-	-	-	X	-	-	-	-
Sigouine jaunâtre	<i>Apodichthys flavidus</i>	-	-	-	-	X	X	-	-	-
Perche de pilotis	<i>Phanerodon vacca</i>	1* (fourrage)	-	X	-	X	-	X	-	-
Pilotin tacheté	<i>Porichthys notatus</i>	-	-	X	-	X	-	-	-	-
Chabot piquant	<i>Cottus asper</i>	-	-	X	-	X	X	X	X	-
Sébaste à dos épineux	<i>Sebastodes maliger</i>	1 (niveau supérieur), 1* (fourrage)	-	X	-	-	-	-	-	-
Méné rose	<i>Richardsonius balteatus</i>	-	-	-	-	X	-	-	-	-
Plie royale	<i>Glyptocephalus zachirus</i>	1 (niveau supérieur)	-	-	-	X	-	-	-	-
Lamproie à queue noire	<i>Lampetra ayresi</i>	-	-	-	-	X	-	-	-	-
Sourcil de roche	<i>Hexagrammos lagocephalus</i>	-	-	X	-	X	-	-	-	-
Fausse limande	<i>Lepidotsetta bilineata</i>	1 (niveau supérieur)	-	-	-	X	-	-	-	-
Sigouine mantelée	<i>Pholis ornata</i>	-	-	X	-	X	-	-	-	-
Plie à points noirs	<i>Psettichthys melanostictus</i>	1 (niveau supérieur)	-	X	-	X	-	-	-	-
Chabot à nez pointu	<i>Clinocottus acuticeps</i>	-	-	-	-	X	-	-	-	-
Chabot à taches argentées	<i>Blepsias cirrhosus</i>	-	-	-	-	X	-	-	-	-
Plie mince	<i>Lyopsetta exilis</i>	-	-	-	-	X	-	-	-	-
Limace de mer	<i>Liparis sp.</i>	-	-	-	-	X	-	-	-	-

Nom commun	Nom scientifique	Cote selon les critères des EIE (en cas d'évaluation)	Estuaire de la rivière Campbell	Estuaire de la rivière Courtenay	Estuaire des rivières Cowichan et Koksilah	Estuaire du Fraser	Estuaire de la rivière Nanaimo	Estuaire de la rivière Somass	Estuaire de la rivière Squamish	Estuaire de la rivière Skeena
Lompénie-serpent	<i>Lumpenus sagitta</i>	-	-	X	-	X	X	X	X	X
Chabot velouté	<i>Psychrolutes sigalutes</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	X
Limande tachetée	<i>Citharichthys stigmaeus</i>	-	-	X	-	X	-	X	-	-
Chimère d'Amérique	<i>Hydrolagus colliei</i>	-	-	-	-	-	-	X	-	-
Chabot armé	<i>Leptocottus armatus</i>	-	-	X	-	X	X	X	X	-
Flet étoilé	<i>Platichthys stellatus</i>	1 (niveau supérieur)	-	X	-	X	X	X	X	X
Ditrème rayé	<i>Embiotoca lateralis</i>	1* (fourrage)	-	X	-	-	X	-	-	-
Agone-esturgeon	<i>Podothecus accipenserinus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	X
Chabot-tétard	<i>Psychrolutes paradoxus</i>	-	-	-	-	X	-	-	-	-
Chabot de bâche	<i>Oligocottus maculosus</i>	-	-	-	-	X	-	-	-	-
Sébaste-tigre	<i>Sebastes nigroinctus</i>	1 (niveau supérieur), 1* (fourrage)	-	-	-	X	-	-	-	-
Épinoche à trois épines	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	-	X	X	-	X	X	X	X	X
Trompe	<i>Aulorhynchus flavidus</i>	-	-	-	-	X	X	-	-	X
Ditrème fourchu	<i>Phanerodon furcatus</i>	-	-	X	-	-	-	-	-	-
Esturgeon blanc	<i>Acipenser transmontanus</i>	-	-	-	-	X	-	X	-	-
Sourcil à taches blanches	<i>Hexagrammos stelleri</i>	-	-	X	-	X	-	-	-	-

Tableau D2. Espèces d'invertébrés estuariens documentées dans les listes d'espèces figurant dans les plans de gestion des estuaires de la Colombie-Britannique et la documentation connexe et qui n'ont pas été désignées comme d'importance écologique dans une évaluation antérieure (Gale et al. 2019). Bien que le crabe dormeur n'ait pas été considéré comme important sur le plan écologique, il a été inclus dans l'évaluation en raison de son importance dans les écosystèmes estuariens et sa présence est indiquée dans le tableau 1. Les espèces ont été considérées comme importantes sur le plan écologique si elles avaient obtenu une cote élevée (2) pour l'un des rôles écologiques évalués.

Groupe d'espèces	Nom commun	Nom scientifique	Cote selon les critères des EIE (en cas d'évaluation)	Estuaire de la rivière Campbell	Estuaire de la rivière Courtenay	Estuaire des rivières Cowichan et Koksilah	Estuaire du Fraser	Estuaire de la rivière Nanaimo	Estuaire de la rivière Somass	Estuaire de la rivière Squamish	Estuaire de la rivière Skeena
Polychètes	Arénicole du Pacifique	<i>Abarenicola pacifica</i>	-	-	-	-	X	-	-	-	-
Polychètes	Vers annelé (famille des Ampharetidés)	<i>Amphicteis sp.</i>	-	-	-	-	-	-	-	X	-
Polychètes	Vers annelé (famille des Opheliidae)	<i>Armandia brevis</i>	-	-	-	-	X	-	-	-	-

Groupe d'espèces	Nom commun	Nom scientifique	Cote selon les critères des EIE (en cas d'évaluation)	Estuaire de la rivière Campbell	Estuaire de la rivière Courtenay	Estuaire des rivières Cowichan et Koksilah	Estuaire du Fraser	Estuaire de la rivière Nanaimo	Estuaire de la rivière Somass	Estuaire de la rivière Squamish	Estuaire de la rivière Skeena
Polychètes	Polychète perceur	<i>Boccardia proboscidea</i>	-	-	-	-	-	X	-	-	-
Polychètes	Ver annélide de la famille des Capitellidae	<i>Capitella capitata</i>	-	-	-	X	-	X	X	-	-
Polychètes	Polychète tubiforme	<i>Clymenella torquata</i>	-	-	-	-	X	-	-	-	-
Polychètes	Vers annelé (famille des Phyllodocidae)	<i>Eteone longa</i>	-	-	-	X	-	-	-	-	-
Polychètes	Ver annelé (famille des Goniadiidae)	<i>Glycinde picta</i>	-	-	-	X	-	-	-	-	-
Polychètes	Ver néréide	<i>Hediste limnicola</i>	-	-	-	-	X	-	-	-	-
Polychètes	Polychète tubiforme	<i>Hobsonia florida</i>	-	-	-	-	X	X	X	-	-
Polychètes	Sabelle	<i>Manayunkia aestuarina</i>	-	-	-	-	X	X	X	X	-
Polychètes	Ver annelé (famille des Capitellidae)	<i>Mediomastus capensis</i>	-	-	-	-	-	X	-	-	-
Polychètes	Ver annelé (famille des Nephtyidae)	<i>Micronephthys cornuta</i>	-	-	-	X	-	-	-	-	-
Polychètes		<i>Nephtys sp.</i>	-	-	-	X	-	X	-	-	-
Polychètes	Vers fil-de-fer	<i>Notomastus tenuis</i>	-	-	X	-	-	X	-	-	-
Polychètes	Ver annelé (famille des Oweniidae)	<i>Owenia fusiformis</i>	-	-	-	-	-	X	-	-	-
Polychètes	Ver annelé (famille des Oweniidae)	<i>Owenia sp.</i>	-	-	-	X	-	-	-	-	-
Polychètes	Polychètes	<i>Platynereis bicanaliculata</i>	-	-	-	X	-	-	-	-	-
Polychètes	Ver annelé (famille des Spionidae)	<i>Pseudopolydora kempfi</i>	-	-	-	X	-	X	X	-	-
Polychètes	Ver annelé (famille des Spionidae)	<i>Pygospio elegans</i>	-	-	-	X	X	X	-	X	-
Anémones	Anémone verte fouisseuse	<i>Anthopleura artemisia</i>	-	-	-	-	-	X	-	-	-
Anémones	Anémone plumeuse	<i>Metridium senile</i>	-	-	X	-	-	-	-	-	-
Anémones	Anémone plumeuse	<i>Metridium sp.</i>	-	-	-	-	-	-	-	X	-
Hydrozoaires	Grande obélie	<i>Obelia longissima</i>	-	-	X	-	-	-	-	-	-
Cirripèdes	Balane costulée du Nord	<i>Balanus balanus</i>	-	-	X	-	-	-	-	-	-
Cirripèdes	Grosse balane	<i>Balanus glandula</i>	-	-	X	-	X	X	-	X	-
Cirripèdes		<i>Chthamalus dalli</i>	-	-	X	-	-	-	-	-	-
Crabes	Tourteau rouge du Pacifique	<i>Cancer productus</i>	1 (niveau supérieur)	-	X	-	-	X	-	X	-
Crabes	Crabe pygmé	<i>Glebocarcinus oregonensis</i>	-	-	-	-	-	-	-	X	-
Crabes	Crabe nu	<i>Hemigrapsus nudus</i>	-	-	X	-	-	-	-	-	-

Groupe d'espèces	Nom commun	Nom scientifique	Cote selon les critères des EIE (en cas d'évaluation)	Estuaire de la rivière Campbell	Estuaire de la rivière Courtenay	Estuaire des rivières Cowichan et Koksilah	Estuaire du Fraser	Estuaire de la rivière Nanaimo	Estuaire de la rivière Somass	Estuaire de la rivière Squamish	Estuaire de la rivière Skeena
Crabes	Crabe d'Oregon	<i>Hemigrapsus oregonensis</i>	-	-	-	-	-	X	X	-	-
Crabes	Crabe des laminaires	<i>Pugettia producta</i>	-	-	X	-	-	-	-	-	-
Cumacés	Cumacé	<i>Alamprops quadriplicatus</i>	-	-	-	X	X	-	-	-	-
Cumacés	Cumacé	<i>Cumacea sp.</i>	-	X	-	-	-	-	-	-	-
Cumacés	Cumacé	<i>Cumella (Cumella) vulgaris</i>	-	-	-	X	X	X	-	-	-
Isopodes	Cloporte de l'Oregon	<i>Gnorimosphaeroma oregonense</i>	-	X	-	-	X	-	-	X	-
Mysidacés	Mysis	<i>Mysis spp. (Neomysis mercedis)</i>	-	X	-	X (mysidacés)	X	-	-	-	-
Crevettes	Crevette de Californie	<i>Crangon franciscorum</i>	-	-	-	X	-	-	-	-	-
Crevettes	Crevette à queue noire	<i>Crangon nigricauda</i>	-	-	-	X	-	-	-	-	-
Crevettes	Bouc de Varech	<i>Hippolyte clarki</i>	-	-	-	X	-	-	-	-	-
Crevettes	Crevette bossue	<i>Pandalus goniurus</i>	-	-	-	-	-	-	-	X	-
Crevettes	Gébie de Puget	<i>Upogebia pugettensis</i>	-	-	X	-	X	X	X	-	-
Tanaidacea	Tanaidacea	<i>Chondrochelia savignyi</i>	-	-	X	-	-	-	-	-	-
Zooplancton	Amphipodes	<i>Americanophilum brevis</i>	-	-	-	X	-	-	-	-	-
Zooplancton	Amphipodes	<i>Americanophilum salmonis</i>	-	-	-	-	X	X	-	X	-
Zooplancton	Amphipodes	<i>Ampithoe sp.</i>	-	-	-	X	-	-	-	-	-
Zooplancton	Amphipodes	<i>Anisogammarus pugettensis</i>	-	X	-	X	X	-	-	-	-
Zooplancton	Amphipodes	<i>Corophium sp.</i>	-	X	X	X	-	-	-	-	-
Zooplancton	Amphipodes	<i>Crassicornophilum crassicornis</i>	-	-	-	X	-	-	-	-	-
Zooplancton	Amphipodes	<i>Eogammarus confervicolus</i>	-	X	-	-	X (Eogammarus sp.)	-	X	-	-
Zooplancton	Amphipodes	<i>Eogammarus oclairi</i>	-	-	-	X	-	-	-	-	-
Zooplancton	Amphipodes	<i>Monocorophium insidiosum</i>	-	-	-	X	-	-	-	-	-
Zooplancton	Amphipodes	<i>Paramoera columbiiana</i>	-	-	-	-	-	X	-	-	-
Zooplancton	Amphipodes	<i>Paramoera sp.</i>	-	-	-	X	-	-	-	-	-
Holothuries	Holothurie de Californie	<i>Apostichopus californicus</i>	-	-	X	-	-	-	-	-	-
Clypéastes	Oursin excentrique	<i>Dendraster excentricus</i>	-	-	X	-	-	-	-	-	-
Étoiles de mer	Astérie écailleuse	<i>Dermasterias imbricata</i>	-	-	X	-	-	-	-	-	-

Groupe d'espèces	Nom commun	Nom scientifique	Cote selon les critères des EIE (en cas d'évaluation)	Estuaire de la rivière Campbell	Estuaire de la rivière Courtenay	Estuaire des rivières Cowichan et Koksilah	Estuaire du Fraser	Estuaire de la rivière Nanaimo	Estuaire de la rivière Somass	Estuaire de la rivière Squamish	Estuaire de la rivière Skeena
Étoiles de mer	Étoile de mer sanguinolente	<i>Henricia sanguinolenta</i>	-	-	X	-	-	-	-	-	-
Étoiles de mer	Étoile rose géante	<i>Pisaster brevispinus</i>	-	-	X	-	-	-	-	-	-
Bivalves	Petite macoma	<i>Macoma balthica</i>	-	-	-	X	X	X	-	X	-
Bivalves	Macome de vase	<i>Macoma nasuta</i>	-	-	-	-	-	X	X	-	-
Bivalves	Moule bleue	<i>Mytilus edulis</i>	1* (fourrage, formant un habitat)	-	X	-	-	-	-	-	-
Chitons	Chiton moussu	<i>Mopalia muscosa</i>	-	-	X	-	-	-	-	-	-
Chitons	Chiton rouge ligné	<i>Tonicella lineata</i>	-	-	X	-	-	-	-	-	-
Gastropodes	Escargot de boue japonais	<i>Batillaria attramentaria</i>	-	-	-	-	X	-	-	-	-
Gastropodes		<i>Batillaria sp.</i>	-	-	-	-	-	X	-	-	-
Gastropodes		<i>Batillaria zonalis</i>	-	-	X	-	-	-	-	-	-
Gastropodes		<i>Haminoea vesicula</i>	-	-	X	-	-	-	-	-	-
Gastropodes	Patelle côtelée	<i>Lottia digitalis</i>	-	-	X	-	-	-	-	-	-
Gastropodes	Patelle à bouclier	<i>Lottia peita</i>	-	-	X	-	-	-	-	-	-
Gastropodes	Vraie patelle	<i>Lottia persona</i>	-	-	X	-	-	-	-	-	-
Gastropodes		<i>Nassarius mendicus</i>	-	-	-	-	X	-	-	-	-
Gastropodes		<i>Neverita lewisii</i>	-	-	X	-	-	X	-	-	-
Gastropodes		<i>Nucella lamellosa</i>	-	-	X	-	-	-	-	-	-
Nudibranches	Doridé	<i>Diaulula sandiegensis</i>	-	-	X	-	-	-	-	-	-
Nudibranches		<i>Hermissenda crassicornis</i>	-	-	-	-	-	-	-	X	-
Nudibranches	Doridé	<i>Rostanga pulchra</i>	-	-	X	-	-	-	-	-	-
Vers éventails	Grand phoronidien vert	<i>Phoronopsis hameri</i>	-	-	-	-	-	X	-	-	-

ANNEXE E. SOURCES DES DONNÉES PARAMÉTRIQUES ÉCOLOGIQUES

Tableau E1. Sources des données pour les paramètres écologiques.

Catégorie	Paramètre	Source des données	Date
Poissons	Biomasse du saumon	NuSEDS-New Salmon Escapement Database System	1920 à 2021
	Richesse en espèces de saumons	NuSEDS-New Salmon Escapement Database System	1920 à 2021
	Unités de conservation du saumon	Unités de conservation, sites et état du Saumon du Pacifique	1920 à 2021
	Eulakane	Partenariat de planification marine – SeaSketch	2006 à 2016
	Biomasse des œufs de hareng	Données sur l'indice de frai du hareng du Pacifique – Pêches et Océans Canada	1988 à 2022
	Lançon du Pacifique	Robinson et al. (2021) Huard et al. (2022)	2021 2022
Invertébrés	Crabe dormeur	Nephin et al. (2023)	2023
	Crevette tachetée	Pêches et Océans Canada – Unité des données sur les mollusques et crustacés	1980 à 2022
Habitat	Zostère	ShoreZone – Ressources côtières et océaniques	1991 à 2021
		Pêches et Océans Canada	2021
	Marais salé	ShoreZone – Ressources côtières et océaniques	1991 à 2021
	Varech – canopée	ShoreZone – Ressources côtières et océaniques	1991 à 2021
		BC Marine Conservation Atlas - Bull and Giant Kelp Polygons	2010
	Varech – sous-étage (brun)	ShoreZone – Ressources côtières et océaniques	1991 à 2021
	Macroalgues vertes	ShoreZone – Ressources côtières et océaniques	1991 à 2021
Substrat	Roche	Pêches et Océans Canada – Fields et al. (2020)	2020
	Mixte		
	Sable		
	Vase		
Propriétés benthiques	Rugosité	Pêches et Océans Canada – Gregr et al. (2021)	2019
Oiseaux	Classement de l'importance de l'estuaire pour les oiseaux aquatiques	Plan conjoint des habitats des oiseaux du Pacifique	2019

ANNEXE F. COMPARAISON DES ACTIVITÉS HUMAINES ET DES RÉSULTATS DE L'ANALYSE TYPOLOGIQUE

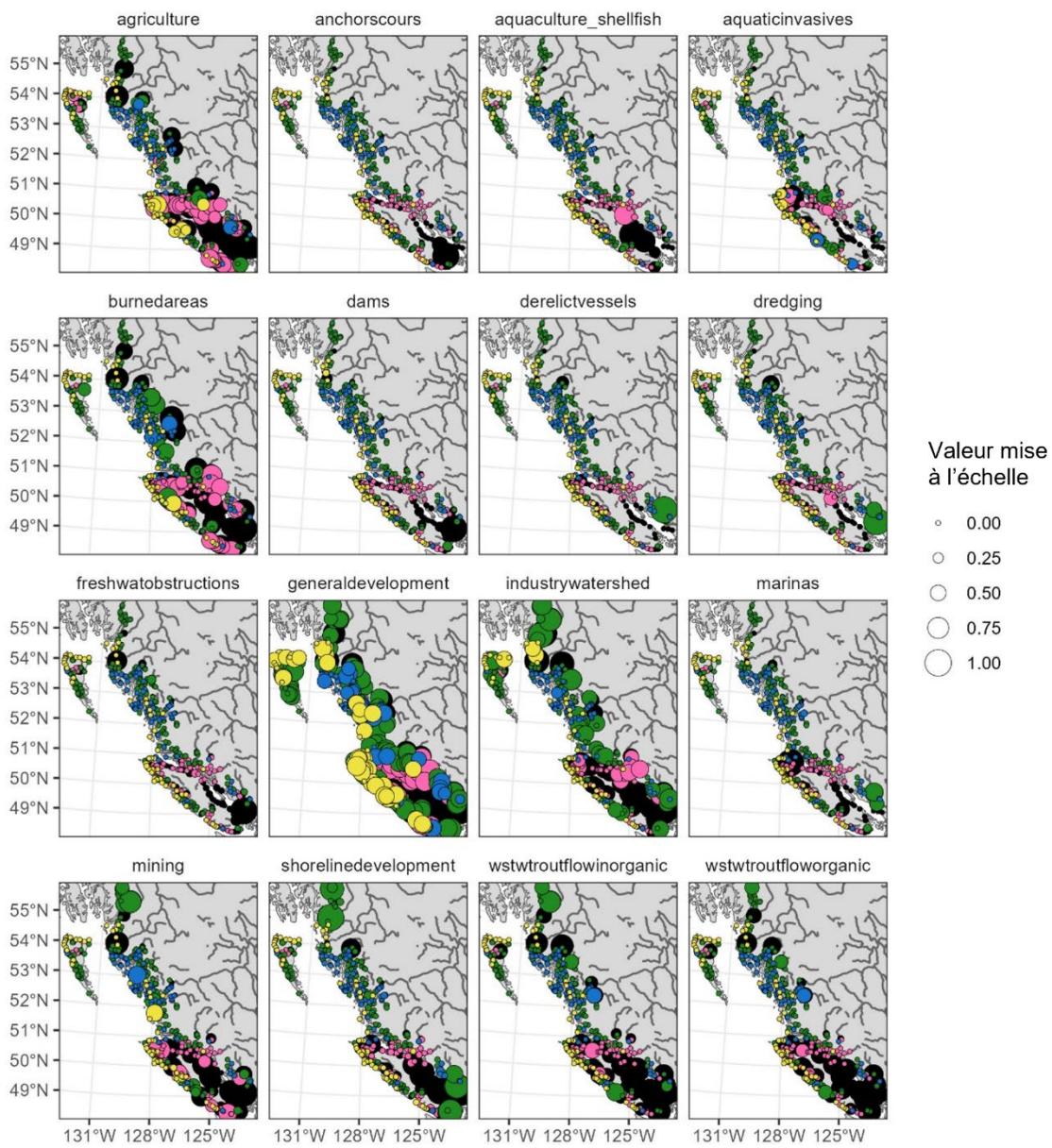


Figure F1. Carte des activités humaines qui présentent une association significative avec le groupe 1 (en noir). Les noms des activités sont indiqués au-dessus des différents panneaux. La taille des points indique la valeur relative de l'activité. Toutes les valeurs ont été mises à l'échelle entre leur valeur la plus élevée et leur valeur la plus faible afin de faciliter la comparaison entre les activités.

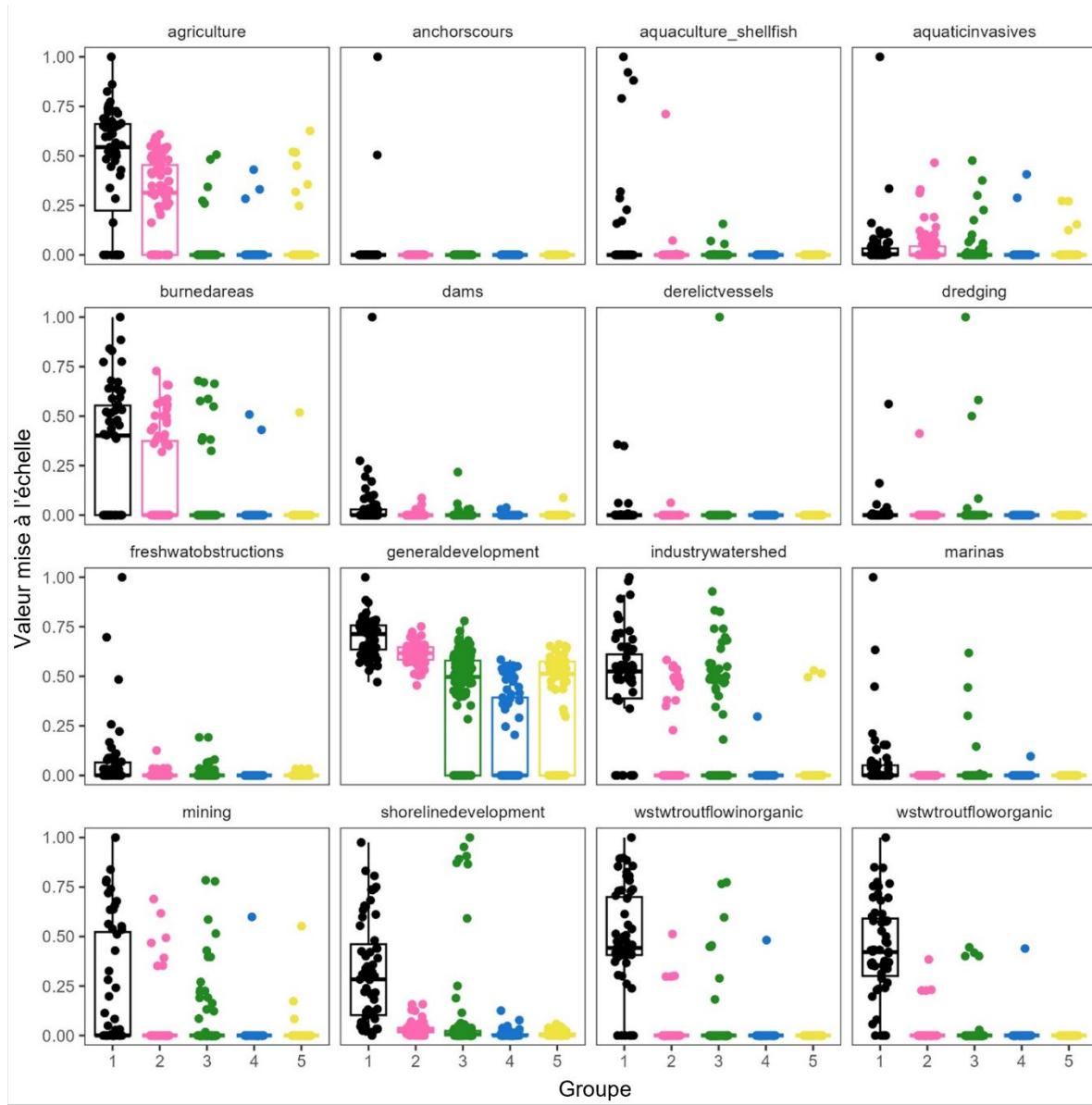


Figure F2. Distribution des valeurs entre les estuaires de chaque groupe pour les activités qui présentent une association significative avec le groupe 1. Toutes les valeurs ont été mises à l'échelle entre leur valeur la plus élevée et leur valeur la plus faible afin de faciliter la comparaison entre les activités.

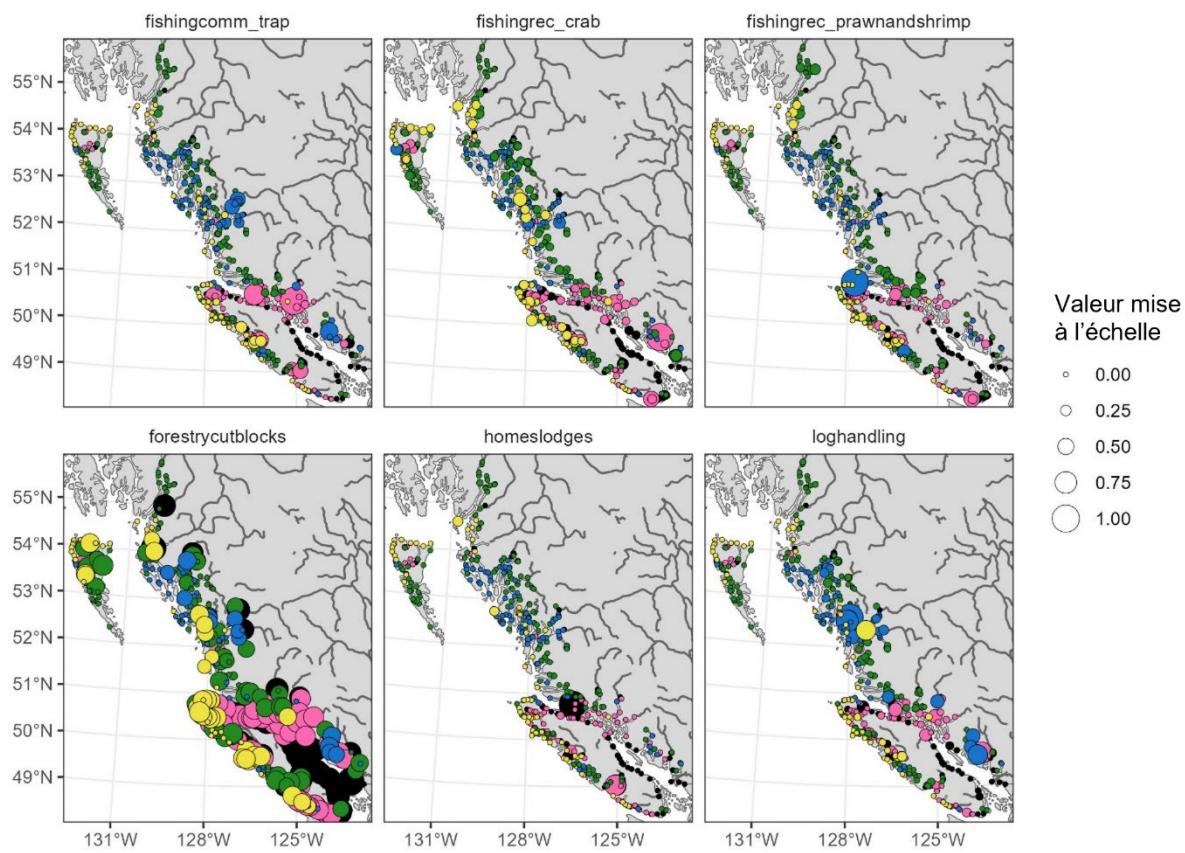


Figure F3. Carte des activités humaines qui présentent une association significative avec le groupe 2 (en rose). Les noms des activités sont étiquetés au-dessus des différents panneaux. La taille des points indique la valeur relative de l'activité. Toutes les valeurs ont été mises à l'échelle entre leur valeur la plus élevée et leur valeur la plus faible afin de faciliter la comparaison entre les activités.

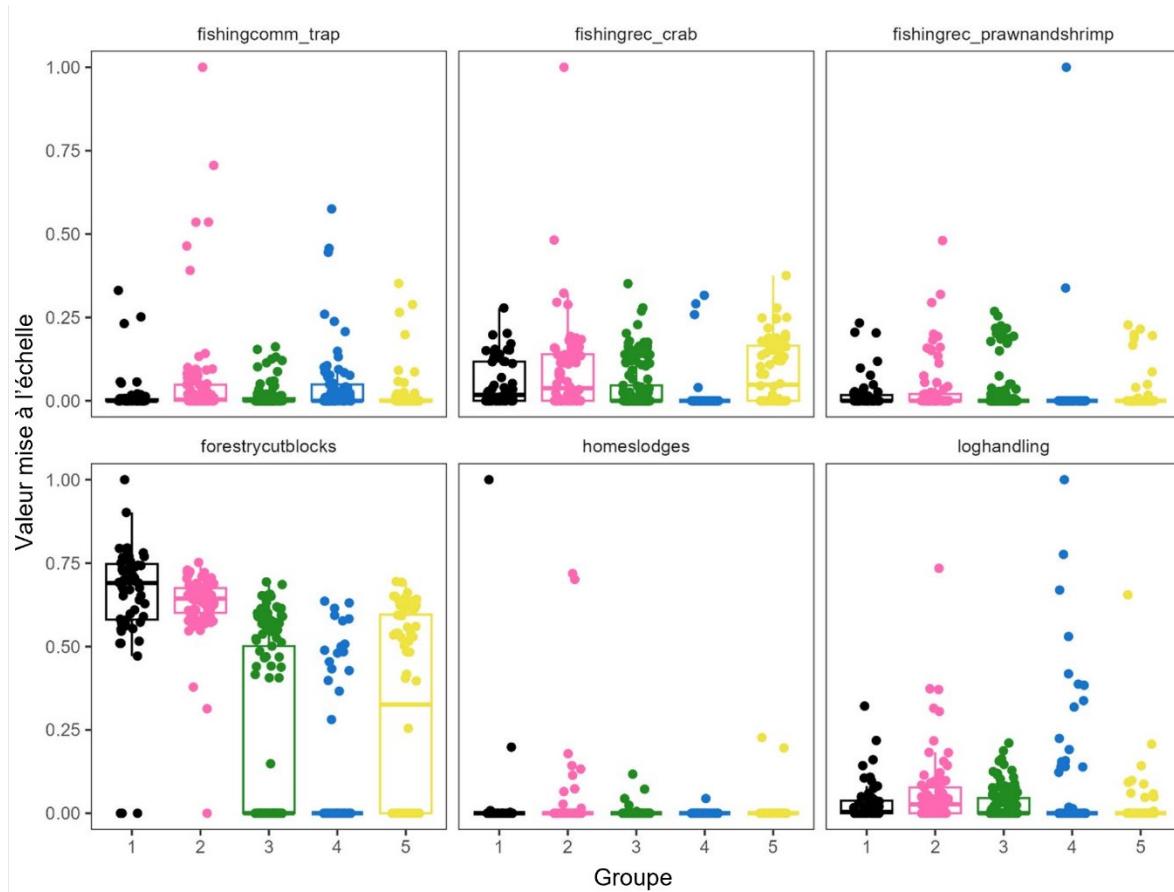


Figure F4. Distribution des valeurs entre les estuaires de chaque groupe pour les activités qui présentent une association significative avec le groupe 2. Toutes les valeurs ont été mises à l'échelle entre leur valeur la plus élevée et leur valeur la plus faible afin de faciliter la comparaison entre les activités.

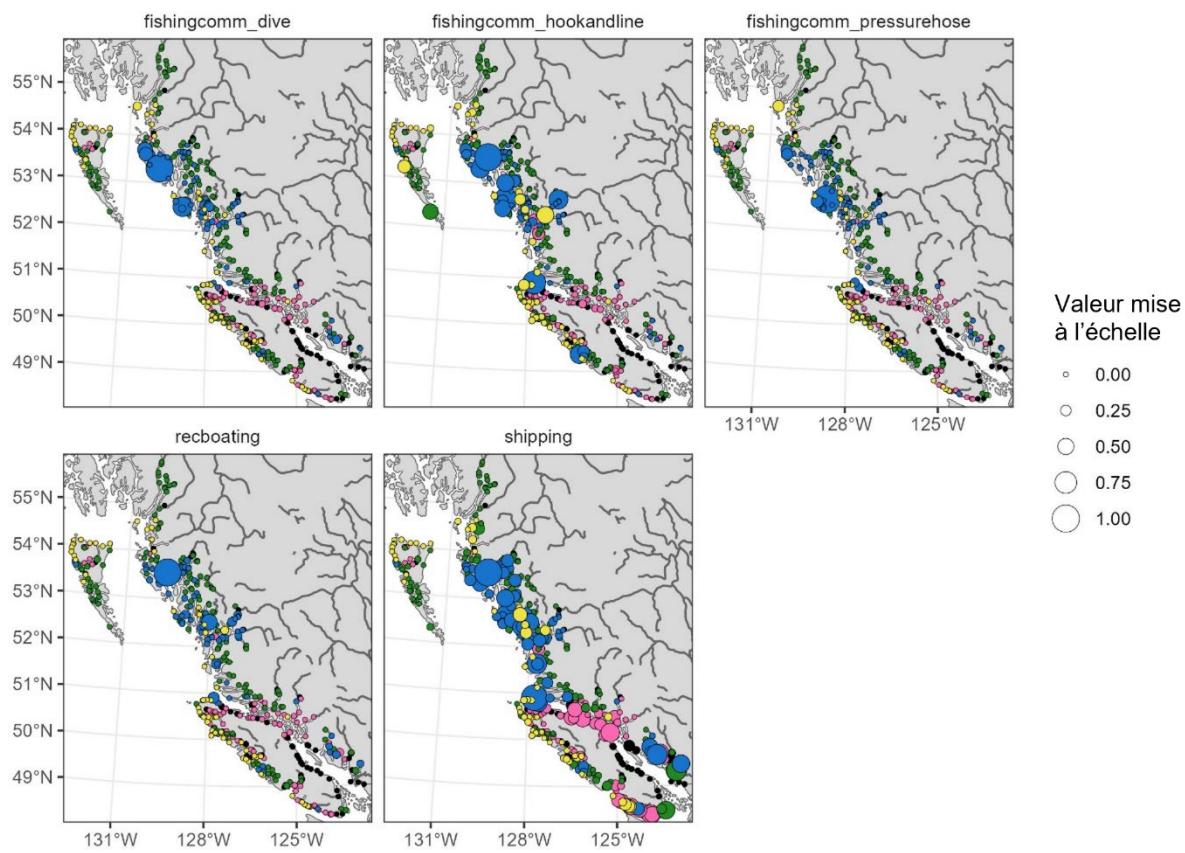


Figure F5. Carte des activités humaines qui présentent une association significative avec le groupe 4 (en bleu). Les noms des activités sont étiquetés au-dessus des différents panneaux. La taille des points indique la valeur relative de l'activité. Toutes les valeurs ont été mises à l'échelle entre leur valeur la plus élevée et leur valeur la plus faible afin de faciliter la comparaison entre les activités.

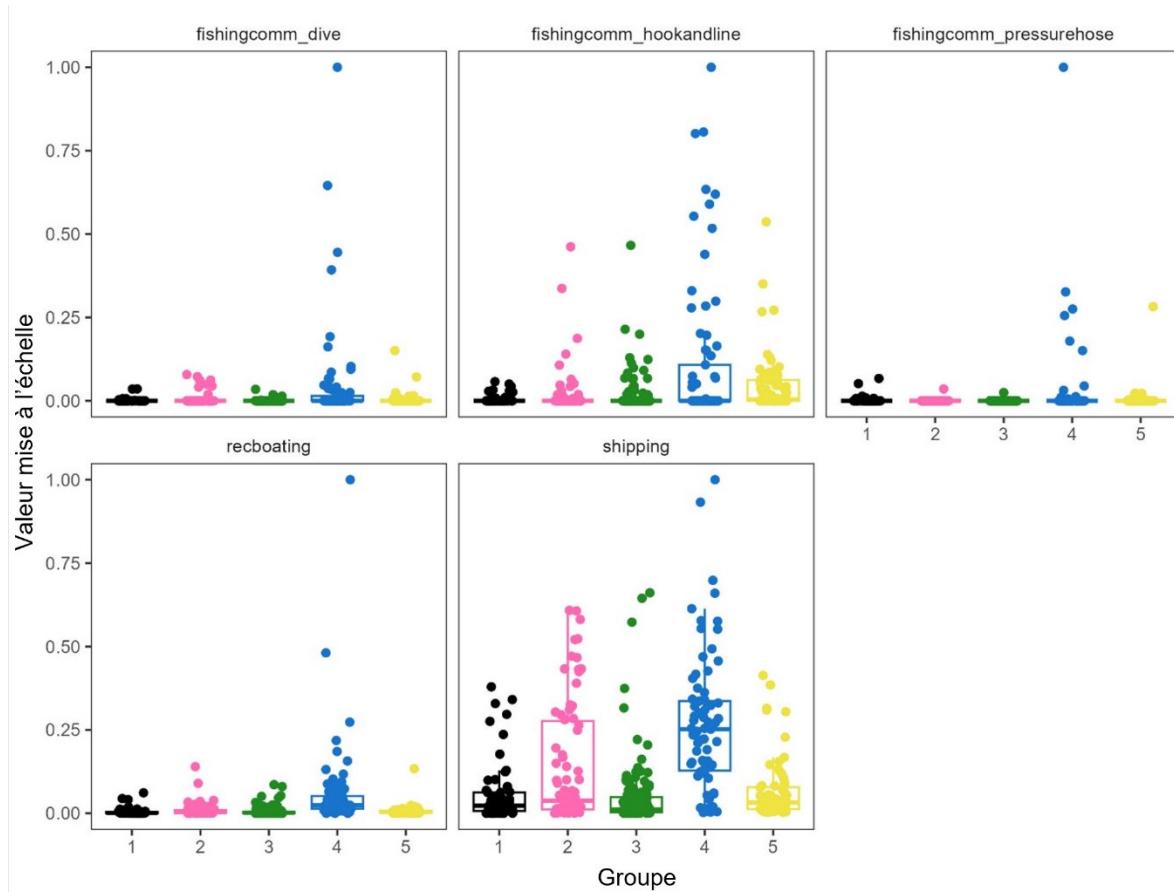


Figure F6. Distribution des valeurs entre les estuaires de chaque groupe pour les activités qui présentent une association significative avec le groupe 4. Toutes les valeurs ont été mises à l'échelle entre leur valeur la plus élevée et leur valeur la plus faible afin de faciliter la comparaison entre les activités.

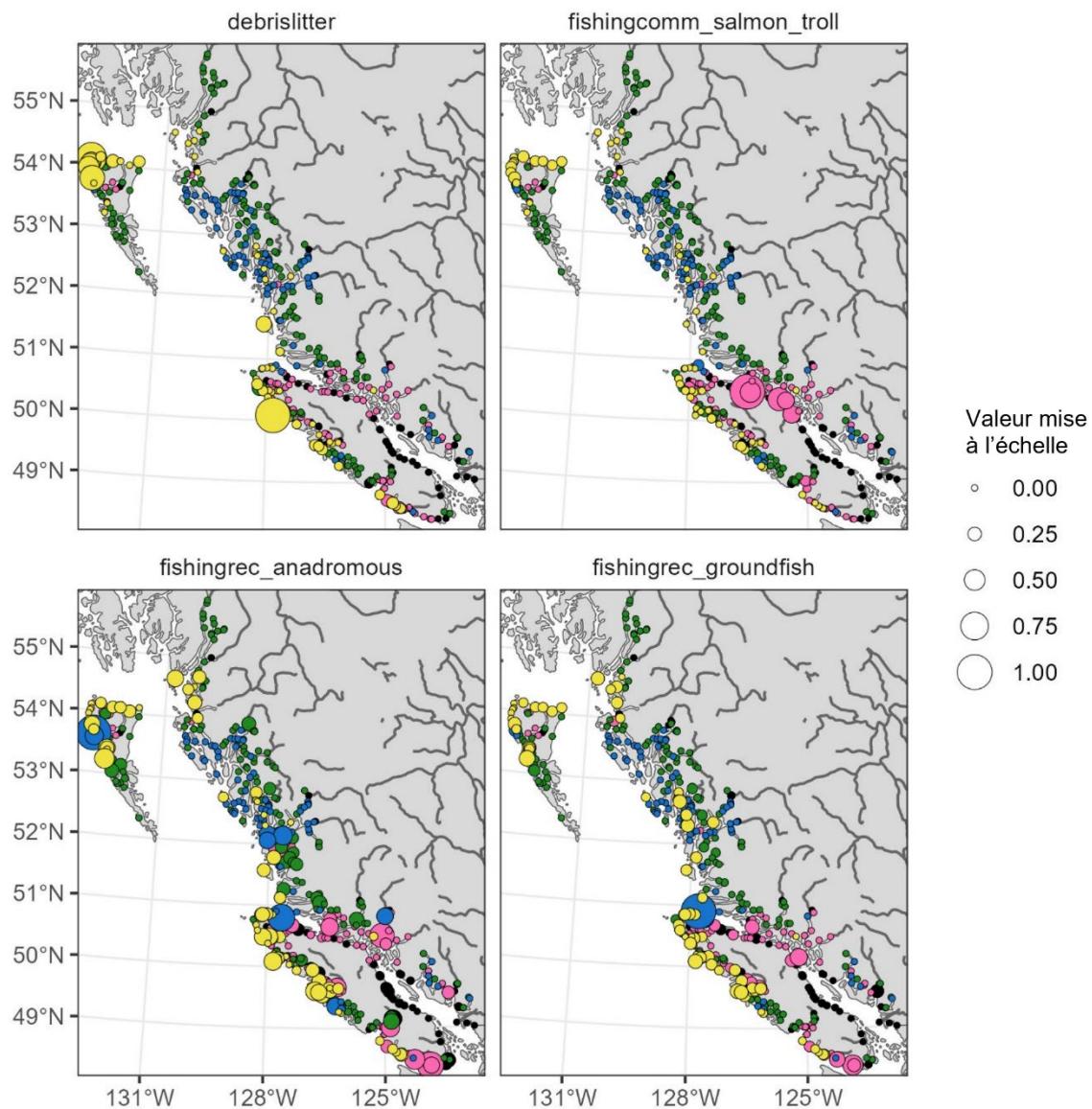


Figure F7. Carte des activités humaines qui présentent une association significative avec le groupe 5 (en jaune). Les noms des activités sont étiquetés au-dessus des différents panneaux. La taille des points indique la valeur relative de l'activité. Toutes les valeurs ont été mises à l'échelle entre leur valeur la plus élevée et leur valeur la plus faible afin de faciliter la comparaison entre les activités.

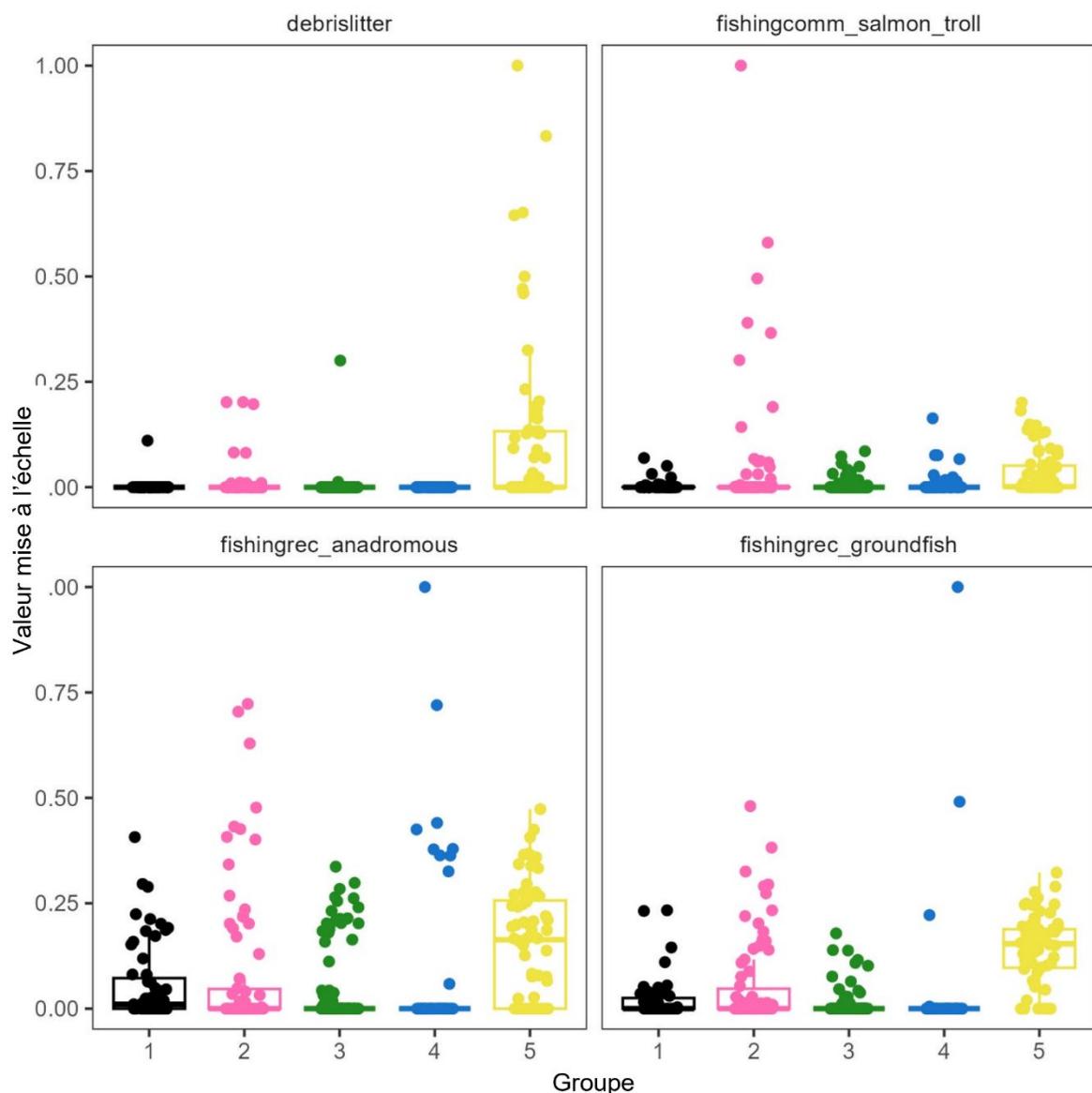


Figure F8. Distribution des valeurs entre les estuaires de chaque groupe pour les activités qui présentent une association significative avec le groupe 5. Toutes les valeurs ont été mises à l'échelle entre leur valeur la plus élevée et leur valeur la plus faible afin de faciliter la comparaison entre les activités.

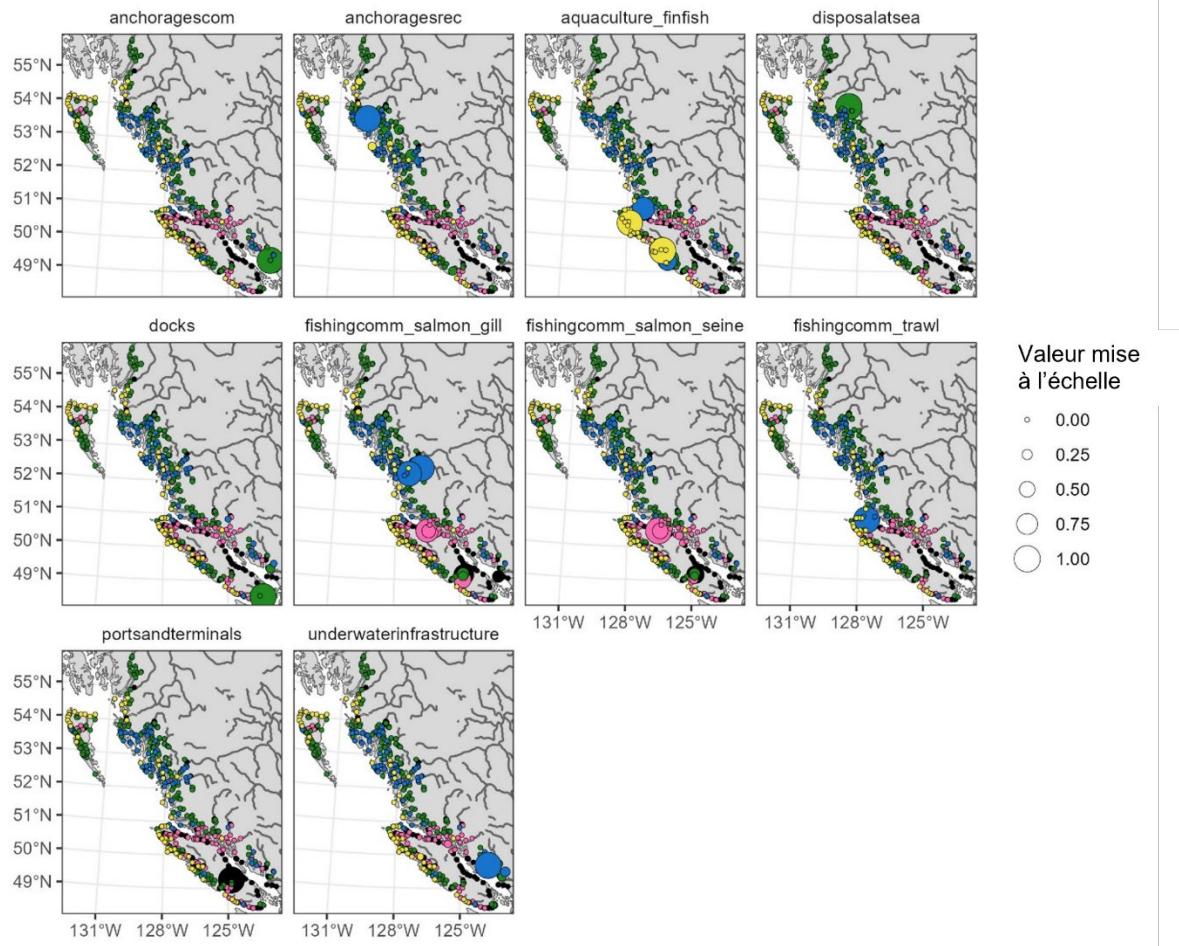


Figure F9. Carte des activités humaines qui ne présentent une association significative avec aucun groupe. Les noms des activités sont étiquetés au-dessus des différents panneaux. La taille des points indique la valeur relative de l'activité. Toutes les valeurs ont été mises à l'échelle entre leur valeur la plus élevée et leur valeur la plus faible afin de faciliter la comparaison entre les activités.

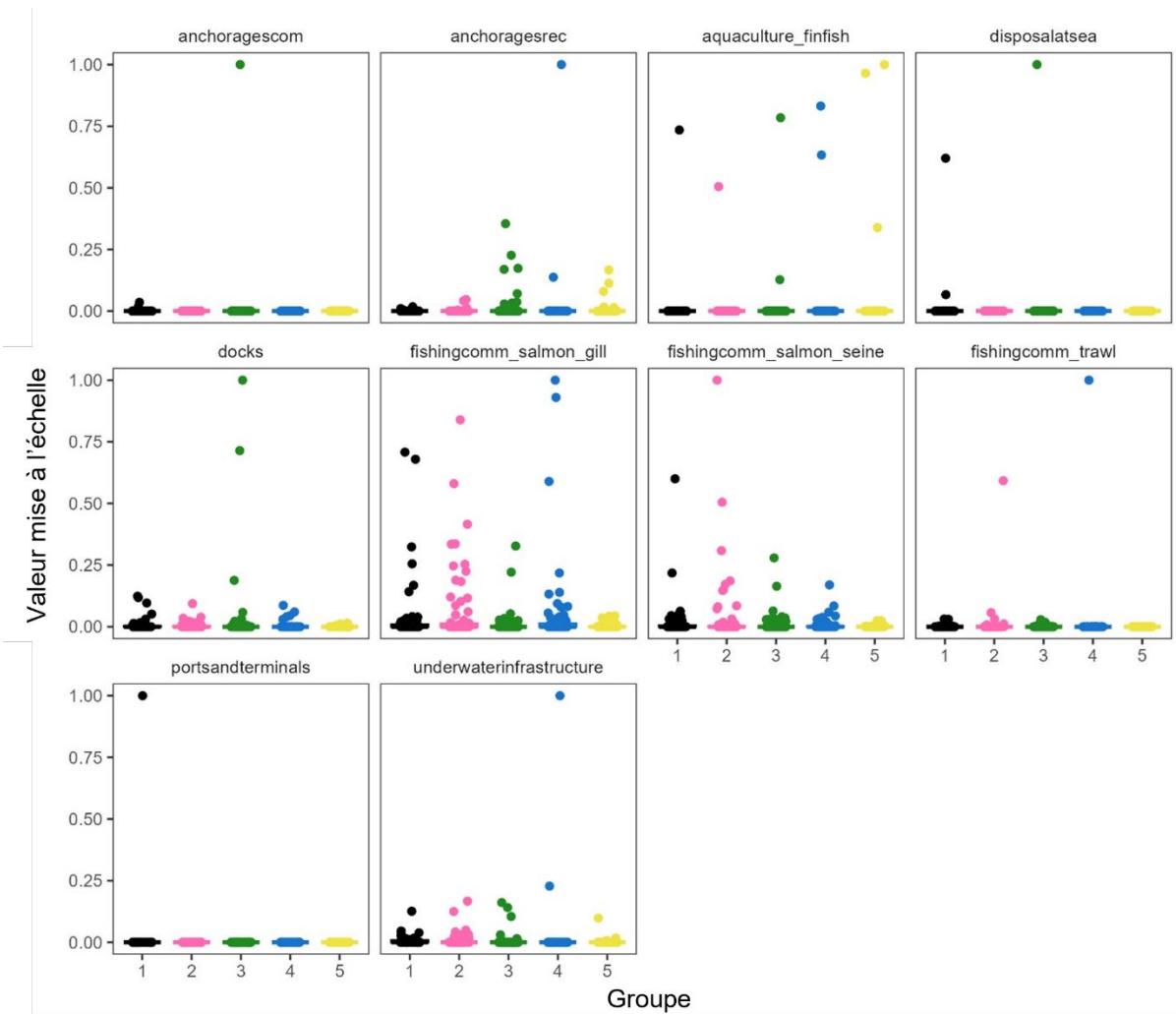


Figure F10. Distribution des valeurs entre les estuaires de chaque groupe pour les activités qui ne présentent une association significative avec aucun groupe. Toutes les valeurs ont été mises à l'échelle entre leur valeur la plus élevée et leur valeur la plus faible afin de faciliter la comparaison entre les activités.

ANNEXE G. ACTIVITÉS ET RÉSULTATS ÉCOLOGIQUES PAR ESTUAIRE

Tableau G1. Données sur l'activité par estuaire, notamment l'affectation du groupe, les coordonnées du centroïde de l'estuaire, la biorégion, les superficies de l'estuaire et du bassin hydrographique et le nombre d'activités. Les activités marquées d'un astérisque () sont dérivées d'ensembles de données restreints et les colonnes sont laissées vides. Les activités par zone ont été quantifiées à l'aide d'une valeur constante de cellule matricielle générique, et l'étendue de certaines activités a été quantifiée en créant une zone tampon et en appliquant une diminution en fonction de la distance aux valeurs matricielles, ce qui a donné des « unités de surface génériques » de chevauchement avec les estuaires. Voir les descriptions de colonnes et les unités dans le dictionnaire de données (tableau G4).*

(voir [Évaluation et classification des estuaires à l'échelle de la côte de la région du Pacifique selon les activités anthropiques et les habitats importants du poisson - Données d'activité par estuaire](#))

Tableau G2. Nombre et pourcentage d'estuaires dans lesquels chaque activité est présente. Les activités sont classées en pourcentage des estuaires.

Zone	Activité	Nom de l'ensemble de données	Nombre dans l'estuaire	Pourcentage d'estuaires
Marine	Ports et terminaux	portsandterminals	1	0,23
Marine	Fonds marins érodés par les ancre	anchorscourts	2	0,46
Marine	Immersion en mer	disposalatsea	3	0,68
Marine	Mouillages – commerciaux	anchoragescom	4	0,91
Marine	Aquaculture – poissons	aquaculture_finfish	9	2,05
Marine	Navires abandonnés	derelictvessels	12	2,73
Marine	Dragage	dredging	17	3,87
Marine	Aquaculture – Mollusques et crustacés	aquaculture_shellfish	17	3,87
Marine	Camps de pêche et maisons flottants	homeslodges	23	5,24
Marine	Pêche commerciale – chalut	fishingcomm_trawl	23	5,24
Marine	Pêche commerciale – tuyau sous pression	fishingcomm_pressurehose	30	6,83
Terrestre	Barrages	dams	31	7,06
Marine	Mouillages – récréatifs	anchoragesrec	32	7,29
Marine	Marinas	marinas	33	7,52
Terrestre	Débris et déchets	debrislitter	42	9,57
Marine	Infrastructures sous-marines	underwaterinfrastructure	47	10,71
Terrestre	Obstructions en eau douce	freshwatobstructions	48	10,93
Marine	Pêche commerciale – en plongée	fishingcomm_dive	52	11,85
Terrestre	Exploitation minière	mining	57	12,98
Terrestre	Rejet d'eaux usées – organiques	wstwtroutfloworganic	63	14,35
Terrestre	Rejet d'eaux usées – inorganiques	wstwtroutflowinorganic	65	14,81
Terrestre	Zones brûlées	burnedareas	69	15,72
Marine	Espèces aquatiques envahissantes	aquaticinvasives	78	17,77
Marine	Quais	docks	83	18,91
Marine	Pêche récréative – grosse crevette/crevette	fishngrec_prawnandshrimp	91	20,73
Terrestre	Industrie dans le bassin hydrographique	industrywatershed	99	22,55
Terrestre	Agriculture	agriculture	112	25,51
Marine	Pêche commerciale – saumon à la traîne	fishingcomm_salmon_troll	116	26,42
Marine	Pêche commerciale – saumon à la senne	fishingcomm_salmon_seine	120	27,33
Marine	Pêche commerciale – à la ligne	fishingcomm_hookandline	122	27,79
Marine	Pêche récréative – poisson de fond	fishngrec_groundfish	130	29,61
Marine	Pêche commerciale – saumon au filet maillant	fishingcomm_salmon_gill	140	31,89
Marine	Pêche récréative – espèces anadromes	fishngrec_anadromous	145	33,03
Marine	Manutention du bois	loghandling	175	39,86
Marine	Pêche récréative – crabe	fishngrec_crab	184	41,91
Marine	Pêche commerciale – au casier	fishingcomm_trap	213	48,52
Terrestre	Zones de coupe forestière	forestrycutblocks	236	53,76
Terrestre	Aménagement des rives	shoredinedevelopment	287	65,38
Terrestre	Aménagement général dans les bassins hydrographiques	generaldevelopment	319	72,67
Marine	Navigation de plaisance	recboating	423	96,36
Marine	Transport maritime	shipping	439	100

Tableau G3. Données écologiques par estuaire, notamment l'affectation du groupe, les coordonnées du centroïde de l'estuaire et la biorégion. Voir les détails sur la façon dont chaque paramètre a été calculé à la section 3.4 (Évaluation du poisson et de son habitat). Voir les descriptions de colonnes et les unités dans le dictionnaire de données (tableau G4).

(voir [Évaluation et classification des estuaires à l'échelle de la côte de la région du Pacifique selon les activités anthropiques et les habitats importants du poisson - Données écologiques par estuaire](#))

Tableau G4. Dictionnaire de données en anglais et en français décrivant les unités pour les champs du tableau G1, du tableau G3, de la figure 6 et de la figure 8.

(voir [Évaluation et classification des estuaires à l'échelle de la côte de la région du Pacifique selon les activités anthropiques et les habitats importants du poisson - Dictionnaire de données](#))

ANNEXE H. CARTES DES RÉSULTATS ÉCOLOGIQUES PAR ESTUAIRE

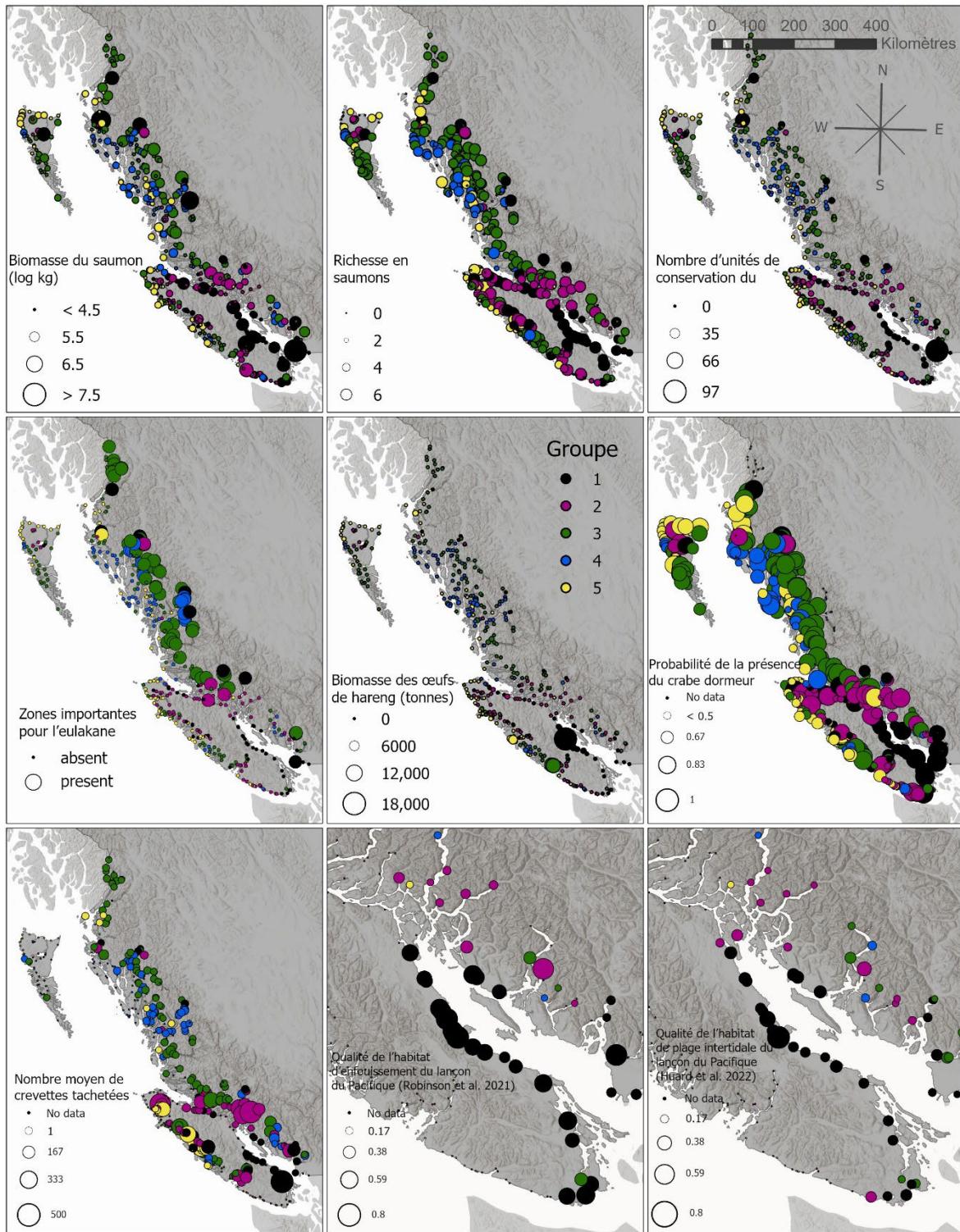


Figure H1. Cartes des données écologiques sur les poissons et les invertébrés par estuaire. La biomasse du saumon est symbolisée par la taille sur une échelle logarithmique afin de faciliter la visualisation de la variation présente dans les données.

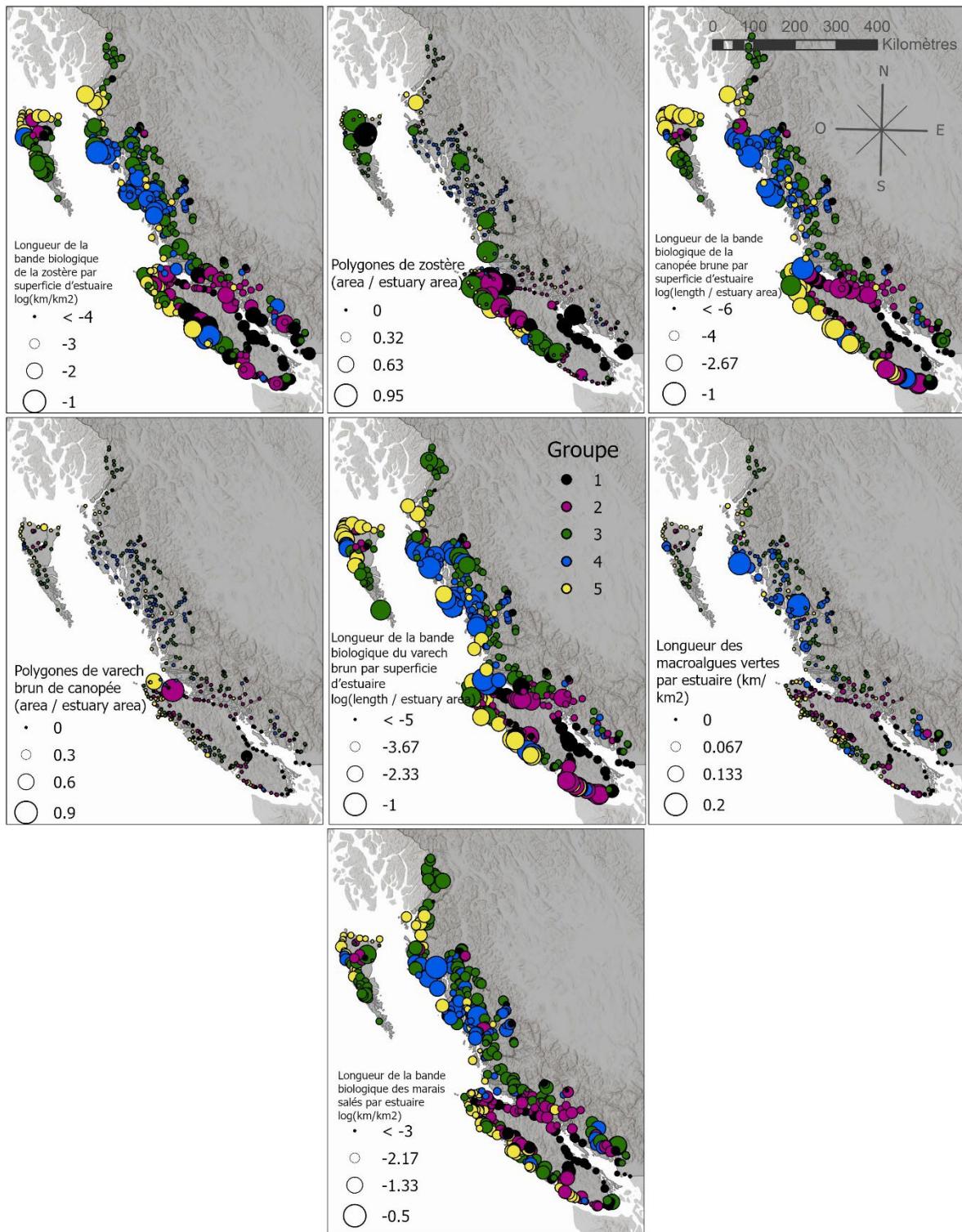


Figure H2. Cartes des types d'habitats biogènes par estuaire. Les bandes biologiques de la zostère, du varech, du varech de la strate inférieure et des marais salés sont symbolisées par la taille sur une échelle logarithmique afin de faciliter la visualisation de la variation présente dans les données.

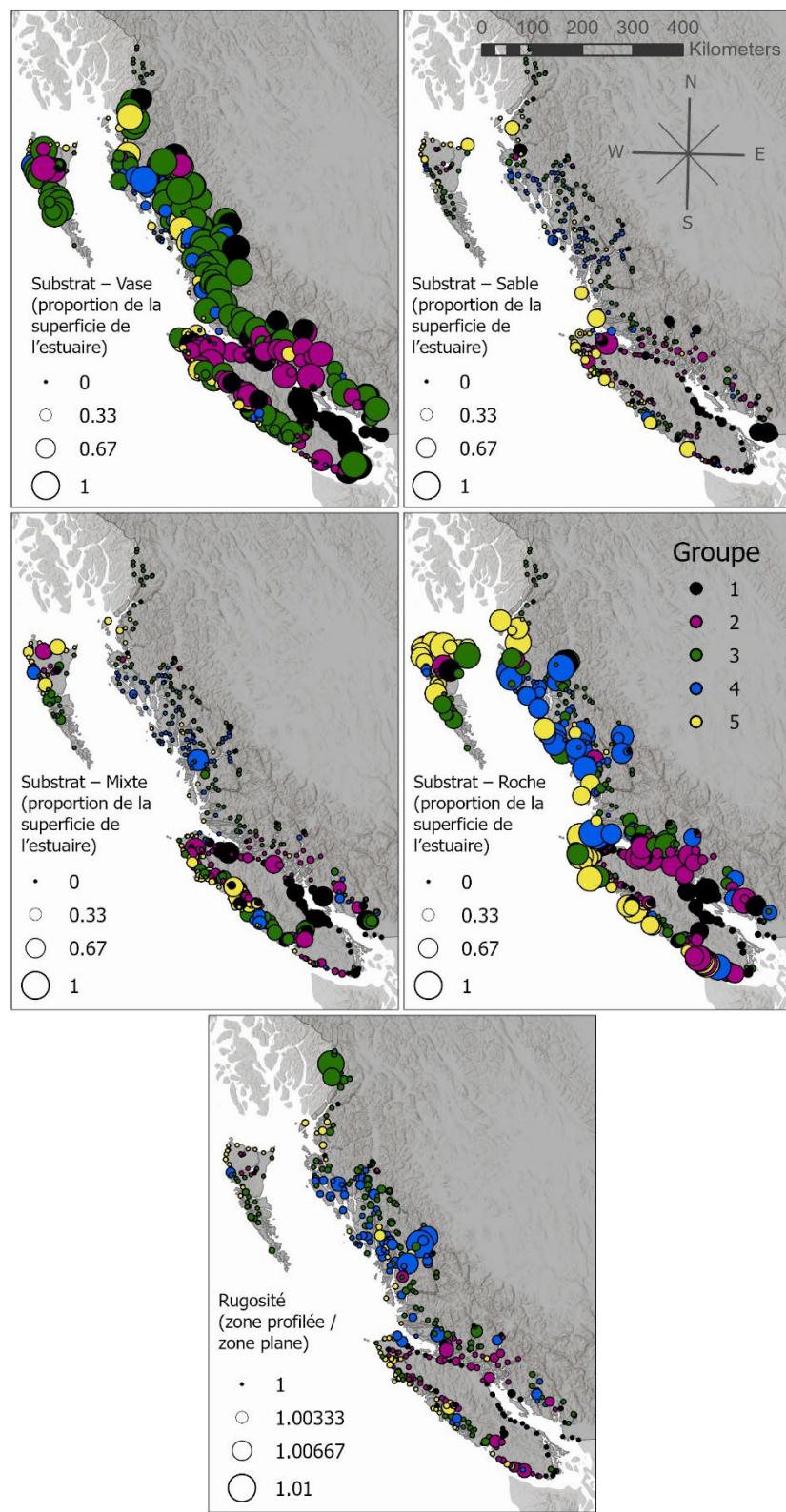


Figure H3. Cartes des valeurs des caractéristiques physiques par estuaire.

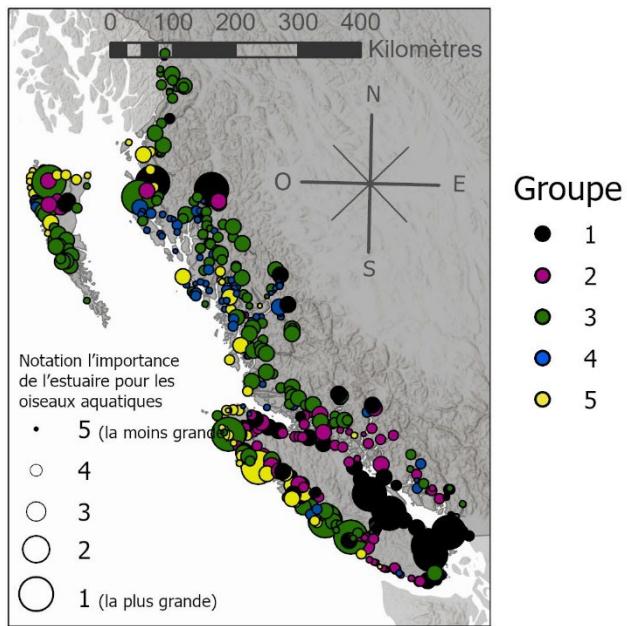


Figure H4. Cartes des cotes d'importance pour les oiseaux aquatiques par estuaire.