



Pêches et Océans
Canada

Fisheries and Oceans
Canada

Sciences des écosystèmes
et des océans

Ecosystems and
Oceans Science

Secrétariat canadien de consultation scientifique (SCCS)

Document de recherche 2020/023

Région du Pacifique

Évaluation des caractéristiques semi-côtières en fonction des critères visant à désigner les zones d'importance écologique et biologique (ZIEB) dans la biorégion du plateau Nord

Emily Rubidge¹, Sharon Jeffery¹, Edward J. Gregr², Katie S. P. Gale¹, Alejandro Frid³

¹ Pêches et Océans Canada
Institut des sciences océaniques
9860, chemin West Saanich
Sidney (Colombie-Britannique) V8L 6B2

² SciTech Environmental Consulting
2136, rue Napier
Vancouver (Colombie-Britannique) V5L 2N9

³ Central Coast Indigenous Resource Alliance
2790, chemin Spruce
Campbell River (Colombie-Britannique) V9W 4X1

Avant-propos

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

Publié par :

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

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



© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2020
ISSN 2292-4272

La présente publication doit être citée comme suit :

Rubidge, E., Jeffery, S., Gregr, E.J., Gale, K.S.P. et Frid, A. 2020. Évaluation des caractéristiques semi-côtières en fonction des critères visant à désigner les zones d'importance écologique et biologique (ZIEB) dans la biorégion du plateau Nord. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2020/023. vii + 68 p.

Also available in English:

Rubidge, E., Jeffery, S., Gregr, E.J., Gale, K.S.P. et 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.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ	vii
1. INTRODUCTION.....	1
1.1. CONTEXTE	1
1.2. RENSEIGNEMENTS DE BASE	1
1.2.1. Définition d'une ZIEB	1
1.2.2. Critères de désignation des ZIEB.....	1
1.2.3. Gestion des ZIEB.....	4
1.2.4. Processus relatifs aux ZIEB mis en place antérieurement dans la biorégion du plateau Nord.....	4
2. MÉTHODES.....	7
2.1. FORÊT DE VARECH FORMANT UNE CANOPÉE.....	7
2.1.1. Introduction.....	8
2.1.2. Répartition	8
2.1.3. Description de la caractéristique	11
2.1.4. État et tendances de la caractéristique	13
2.1.5. Évaluation en fonction des critères relatifs aux ZIEB.....	13
2.1.6. Sommaire	15
2.2. HERBIERS DE ZOSTÈRE.....	16
2.2.1. Introduction.....	16
2.2.2. Répartition	16
2.2.3. Description de la caractéristique	18
2.2.4. État et tendances de la caractéristique	21
2.2.5. Évaluation en fonction des critères relatifs aux ZIEB.....	22
2.2.6. Sommaire	24
2.3. ESTUAIRES	25
2.3.1. Introduction.....	25
2.3.2. Répartition	26
2.3.3. Description de la caractéristique	27
2.3.4. État et tendances de la caractéristique	29
2.3.5. Évaluation en fonction des critères relatifs aux ZIEB.....	29
2.3.6. Sommaire	32
2.4. HERBIERS DE PHYLLOSPADIX.....	33
2.4.1. Introduction.....	33
2.4.2. Répartition	33
2.4.3. Description de la caractéristique	34
2.4.4. État et tendances de la caractéristique	35
2.4.5. Évaluation en fonction des critères relatifs aux ZIEB.....	36
2.4.6. Sommaire	38
2.5. PASSAGES À FORT COURANT DE MARÉE	39

2.5.1.	Introduction.....	39
2.5.2.	Répartition.....	39
2.5.3.	Description de la caractéristique.....	40
2.5.4.	État et tendances de la caractéristique.....	47
2.5.5.	Évaluation en fonction des critères relatifs aux ZIEB.....	48
2.5.6.	Sommaire.....	50
3.	CONCLUSIONS.....	50
3.1.	LES PROCHAINES ÉTAPES.....	52
4.	REMERCIEMENTS.....	52
5.	RÉFÉRENCES CITÉES.....	53

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Chevauchement entre les critères du MPO et de la CDB indiqués dans Hastings et al. (2014), Westhead et al. (2013) et Ban et al. (2016). L'ombrage indique un chevauchement entre deux critères.	4
Tableau 2. Utilisations connues des forêts de varechs formant une canopée par des espèces désignées comme étant prioritaires pour la conservation, y compris des espèces d'importance écologique, pour le réseau d'AMP dans la BPN.	12
Tableau 3. Évaluation des forêts de varech en fonction des huit critères relatifs aux ZIEB (encadrés 1 et 2). Info insuf. : Information insuffisante.	14
Tableau 4. Utilisations connues des herbiers de zostère par des espèces désignées comme étant prioritaires pour la conservation, y compris des espèces d'importance écologique, pour le réseau d'AMP dans la BPN.	20
Tableau 5. Évaluation des herbiers de zostère en fonction des huit critères relatifs aux ZIEB (encadrés 1 et 2). Info insuf. : Information insuffisante.	22
Tableau 6. Utilisations connues des estuaires par des espèces désignées comme étant prioritaires pour la conservation, y compris des espèces d'importance écologique, pour le réseau d'AMP dans la BPN.	28
Tableau 7. Évaluation des estuaires en fonction des huit critères relatifs aux ZIEB (encadrés 1 et 2). Info insuf. : Information insuffisante.	29
Tableau 8. Utilisations connues des herbiers de phyllospadix par des espèces désignées comme étant prioritaires pour la conservation, y compris des espèces d'importance écologique, pour le réseau d'AMP dans la BPN.	35
Tableau 9. Évaluation du phyllospadix en fonction des huit critères relatifs aux ZIEB (encadrés 1 et 2). Info insuf. : Information insuffisante.	36
Tableau 10. Espèces désignées comme étant prioritaires pour la conservation, y compris les EIE, pour le réseau d'AMP de la BPN, et dont la présence a été confirmée dans les passages à fort courant de marée.	47
Tableau 11. Évaluation des zones comportant des passages à fort courant de marée en fonction des huit critères relatifs aux ZIEB (encadrés 1 et 2). Info insuf. : Information insuffisante.	48

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Étendue de la biorégion du plateau nord (BPN) en Colombie-Britannique.	5
Figure 2. <i>Nereocystis luetkeana</i> à l'île Louise, Haida Gwaii. (Crédit photo : Sharon Jeffery)	7
Figure 3. Exemple de la couche de données sur les varechs dans la partie centrale de la biorégion du plateau Nord.	10
Figure 4. Sébaste cuivré (<i>Sebastes caurinus</i>) dans un herbier de zostère, Gwaii Haanas, Haida Gwaii. (Crédit photo : Sharon Jeffery).	16
Figure 5. Exemple de la couche de données sur les herbiers de zostère dans la partie centrale de la biorégion du plateau Nord.	18
Figure 6. Estuaire de la rivière Kowesas sur la côte centrale de la Colombie-Britannique. (Crédit photo : Sam Beebe, publiée sous licence CC BY).....	25
Figure 7. Exemple de la couche de données sur les estuaires dans la partie septentrionale de la biorégion du plateau Nord. L'estuaire illustré en bleu est l'estuaire de la rivière Skeena, le plus grand estuaire de la biorégion du plateau Nord.....	27
Figure 8. <i>Phyllospadix</i> sp. à l'île Louise, Haida Gwaii. (Crédit photo : Sharon Jeffery)	33
Figure 9. Exemple de la couche de données sur le phyllospadix dans la partie centrale de la biorégion du plateau Nord. Contrairement aux caractéristiques de la laminaire et de la zostère, qui comprennent de grands polygones, les données sur le phyllospadix ne comprennent que des caractéristiques linéaires (bandes biologiques) qui peuvent être difficiles à visualiser à grande échelle.	34
Figure 10. <i>Primnoa Pacifica</i> sur le seuil du cap Hoeya dans l'inlet Knight. (Crédit photo : Neil McDaniel).....	39
Figure 11. Les rapides Nakwakto, une zone à fort courant de marée dont la grande diversité et la productivité ont été prouvées. Les zones roses indiquent une caractéristique d'intérêt pour l'évaluation des ZIEB. Les limites définitives nécessiteront des recherches supplémentaires. ...	41
Figure 12. Le seuil du cap Hoeya, dans l'inlet Knight, un passage à fort courant de marée dont la grande diversité et la productivité ont été prouvées. Les zones roses indiquent une caractéristique d'intérêt pour l'évaluation des ZIEB. Des recherches supplémentaires devront être effectuées pour qu'on puisse établir les limites définitives de ce secteur.	43
Figure 13. L'île Stubbs, un passage à fort courant de marée dont la grande diversité et la productivité ont été prouvées. La zone rose indique le site d'intérêt de la ZIEB proposée. Des recherches supplémentaires devront être effectuées pour qu'on puisse établir les limites définitives de ce secteur.....	44
Figure 14. Le passage Mathieson, un passage à fort courant de marée dont la grande diversité et la productivité ont été prouvées. Les zones roses indiquent une caractéristique d'intérêt pour l'évaluation des ZIEB. Des recherches supplémentaires devront être effectuées pour qu'on puisse établir les limites définitives.....	46

RÉSUMÉ

Le Canada s'est engagé à maintenir la diversité biologique et la productivité dans le milieu marin en vertu de la *Loi sur les océans* (gouvernement du Canada, 1997). La désignation des zones importantes sur les plans écologique et biologique (ZIEB) est un élément clé de cet engagement. Pêches et Océans Canada (MPO) et les signataires de la Convention sur la diversité biologique (CDB) ont établi des lignes directrices et huit critères combinés pour désigner les ZIEB. En 2006, la biorégion du plateau Nord (BPN) a été désignée en tant que ZIEB selon une approche en deux phases dirigée par des experts. En réponse à une demande d'avis scientifique du Secteur des océans et pour combler les lacunes relatives aux données géographiques côtières recueillies dans le cadre du processus précédent, nous évaluons cinq caractéristiques littorales (forêts de laminaires formant une canopée, herbiers de zostère, estuaires, herbiers de phyllospadix et passages à fort courant de marée) en fonction des critères de la CDB et du MPO relatifs aux ZIEB. Nous résumons également les ensembles de données spatiales disponibles pour chaque caractéristique, décrivons l'état et les tendances des caractéristiques et notons les espèces d'importance écologique particulière qui habitent ces milieux. Après avoir évalué les huit critères combinés du MPO et de la CDB, un appui scientifique s'est dégagé pour désigner les forêts de laminaires formant une canopée, les herbiers de zostère et les estuaires comme des ZIEB littorales. Les données probantes recueillies jusqu'à maintenant n'étaient pas suffisantes pour désigner les herbiers de phyllospadix comme des ZIEB littorales. De même, il n'y a pas suffisamment de données biologiques ou spatiales pour désigner tous les passages à fort courant de marée de la BPN comme des ZIEB littorales. Toutefois, la désignation de ZIEB est solidement appuyée pour trois zones précises à fort courant de marée pour lesquelles on dispose de renseignements biologiques connexes : le seuil du cap Hoeya, les rapides Nakwakto et les eaux entourant l'île Stubbs. Les cinq caractéristiques dont il est question ici sont une évaluation initiale des caractéristiques littorales et ne constituent pas les seules ZIEB littorales possibles dans la BPN. Les futurs travaux de désignation des ZIEB devraient examiner d'autres caractéristiques biogéniques ou physiques du littoral en fonction des critères relatifs aux ZIEB, comme les gisements de myes, les moulières et les récifs rocheux.

1. INTRODUCTION

1.1. CONTEXTE

La désignation des zones d'importance écologique et biologique (ZIEB) est une étape qui permettra de respecter les engagements pris par le Canada aux termes de la *Loi sur les océans* (gouvernement du Canada 1997), laquelle établit le cadre législatif d'une approche écosystémique intégrée de la gestion des océans du Canada. La désignation des ZIEB est également un engagement du Canada en tant que signataire de la Convention sur la diversité biologique (CDB). Le Canada a été l'un des premiers pays signataires de la CDB à élaborer des critères et des directives pour désigner des ZIEB (MPO 2004, 2011a), et il a également approuvé les critères scientifiques utilisés dans la CDB pour la désignation des ZIEB¹ (CDB 2008). Dans son avis scientifique, le MPO recommande de désigner les ZIEB à titre de première étape de la planification des réseaux d'aires marines protégées (MPO 2010), conformément à la CDB (2008). Cette approche a été réitérée dans le Cadre national pour le réseau d'aires marines protégées (AMP) du Canada (gouvernement du Canada 2011). La désignation des ZIEB est un élément important du processus de planification du réseau d'AMP en cours dans la biorégion du plateau nord (BPN) conformément aux directives énoncées dans la Stratégie Canada – Colombie-Britannique pour le réseau d'aires marines protégées (2014). L'intégration des ZIEB dans le réseau est une stratégie clé, et les présents travaux fourniront des directives à l'équipe technique des aires marines protégées (ETAMP²) au sujet du processus en cours de planification du réseau d'AMP dans la BPN.

1.2. RENSEIGNEMENTS DE BASE

1.2.1. Définition d'une ZIEB

Une ZIEB est définie comme une zone particulièrement importante sur le plan écologique ou biologique où il faut appliquer une plus grande aversion pour le risque dans la gestion des activités (MPO 2004). En outre, on s'attend à ce que les perturbations entraînent des conséquences écologiques plus importantes dans les ZIEB que dans les zones environnantes exposées à des perturbations comparables. À l'instar du MPO, la CDB (2008) définit une ZIEB comme une zone importante pour le bon fonctionnement de nos océans et les services qu'ils fournissent.

1.2.2. Critères de désignation des ZIEB

Les critères scientifiques utilisés pour désigner les ZIEB ont été établis aux niveaux national (MPO 2004) et international (CDB 2008) (encadrés 1 et 2, respectivement). Les critères du MPO et de la CDB se chevauchent (Tableau 1), et il est généralement admis que l'un ou l'autre des ensembles de critères mènera à la désignation de zones semblables (Westhead *et al.* 2013; MPO 2012; Gregr *et al.* 2012). Les ZIEB peuvent être désignées en fonction d'une seule espèce (p. ex. frayères ou regroupements d'espèces) ou de plusieurs caractéristiques (p. ex.

¹ La Convention sur la diversité biologique définit les ZIEB comme des zones marines d'importance écologique ou biologique, mais nous les désignerons comme des zones d'importance écologique et biologique afin de respecter la terminologie du MPO.

² L'ETAMP est l'équipe technique responsable de la conception et de la mise en œuvre du processus de planification du réseau d'AMP dans la BPN, et est composée de représentants du gouvernement fédéral, de la province de la Colombie-Britannique et de 16 Premières Nations partenaires.

zones de grande diversité ou productivité ou de chevauchement de nombreuses ZIEB monospécifiques). Dans la région du Pacifique, les ZIEB monospécifiques sont appelées « zones importantes » ou ZI. Dans un avis scientifique (MPO 2004), le MPO indique que les caractéristiques ou les zones qui sont classées « élevées » pour au moins un des critères suivants : caractère unique, conséquences sur la valeur adaptative ou regroupement, peuvent être désignées comme des ZIEB. Une caractéristique ou une zone classée au-dessus de la moyenne (« moyenne » ou « élevée ») pour plusieurs critères répond également aux critères d'une ZIEB (MPO 2004).

Les ZIEB peuvent être désignées en fonction d'une seule caractéristique (p. ex. frayères d'une seule espèce ou regroupements d'espèces) ou de plusieurs caractéristiques (p. ex. zones de grande diversité ou de grande productivité, ou chevauchement de ZIEB comportant une seule caractéristique). Dans la région du Pacifique, les ZIEB à caractéristique unique ou propres à un taxon sont appelées « zones importantes » (ZI) [Clarke et Jamieson 2006a; Levesque et Jamieson 2015].

Encadré 1. Sommaire des critères du MPO (2004) relatifs aux ZIEB, reproduit de Hastings *et al.* (2014)

1. Caractère unique

- La zone présente des caractéristiques uniques, rares ou distinctes.

2. Regroupement

- On trouve un nombre important d'individus de l'espèce dans la zone pendant une certaine période de l'année.
- Un nombre important d'individus de l'espèce utilise la zone pour accomplir une fonction de leur cycle biologique.
- Une caractéristique structurale ou un processus écologique est observé en haute densité dans la zone.

3. Conséquences sur la valeur adaptative

- Les activités liées au cycle biologique d'une espèce ou d'une population dans la région influent fortement sur sa valeur adaptative.

4. Résilience

- Les structures de l'habitat ou les espèces présentes dans la zone sont très sensibles, facilement perturbées ou lentes à se rétablir.

5. Caractère naturel

- La région est relativement vierge, avec peu ou pas de preuves d'influence humaine.

Encadré 2. Sommaire des critères de la CDB (2008), reproduit de Hastings *et al.* (2014)

1. Caractère unique ou rareté

- Présence d'une espèce, d'une population ou d'une communauté unique, rare ou endémique.
- Présence d'un habitat ou d'un écosystème unique, rare ou distinct.
- Présence d'une caractéristique géomorphologique ou océanographique unique ou inhabituelle.

2. Importance particulière pour les stades biologiques des espèces

- La zone est nécessaire à la survie et à l'épanouissement d'une population (p. ex. aires de reproduction ou de croissance, frayères, habitat des espèces migratrices).

3. Importance pour des espèces menacées, en déclin ou en voie de disparition, ou pour leurs habitats

- La zone contient un habitat essentiel à la survie et au rétablissement d'espèces en voie de disparition, menacées ou en déclin.
- Des assemblages importants d'espèces en voie de disparition, menacées ou en déclin se trouvent dans la région.

4. Vulnérabilité, fragilité, sensibilité ou lent rétablissement

- La zone contient une proportion élevée d'habitats, de biotopes ou d'espèces sensibles qui sont particulièrement vulnérables à la dégradation ou à l'épuisement ou qui se rétablissent lentement.

5. Productivité biologique

- La zone abrite des espèces, des populations ou des communautés dont la productivité biologique naturelle est supérieure à celle d'autres aires.

6. Diversité biologique

- La zone contient une diversité supérieure à celle d'autres écosystèmes, habitats, communautés ou espèces.
- Une diversité génétique supérieure à celle d'autres aires est observée dans la région.

7. Caractère naturel

- Présente un degré de naturalité supérieur à d'autres aires en raison d'une pression anthropique faible ou nulle

Tableau 1. Chevauchement entre les critères du MPO et de la CDB indiqués dans Hastings et al. (2014), Westhead et al. (2013) et Ban et al. (2016). L'ombrage indique un chevauchement entre deux critères.

CDB (2008)	MPO (2004)				
	Caractère unique	Regroupement	Conséquences sur la valeur adaptative	Résilience	Caractère naturel
Caractère unique ou rareté	X				
Importance particulière pour des stades biologiques des espèces		X	X		
Importance pour des espèces menacées, en déclin ou en voie de disparition, ou pour leurs habitats		X	X		
Vulnérabilité, fragilité, sensibilité ou lent rétablissement				X	
Productivité biologique		X			
Diversité biologique					
Caractère naturel					X

1.2.3. Gestion des ZIEB

Les zones désignées à titre de ZIEB ne déclenchent pas automatiquement de nouvelles mesures de gestion. Toutefois, les ZIEB sont considérées comme des aires naturelles spéciales et bénéficient d'une plus grande mesure de l'aversion au risque dans le cadre de la gestion spatiale marine des activités humaines (MPO 2004, 2011a). Les besoins en matière de gestion et le type de mesures de gestion requises pour conserver ou protéger une ZIEB sont déterminés par les caractéristiques écologiques de la ZIEB, notamment la raison pour laquelle la ZIEB a été désignée comme telle, le type et l'ampleur des activités humaines qui se déroulent à l'intérieur ou à proximité de cette zone, ainsi que la façon dont les composantes écologiques et les agents de stress associés à l'activité humaine interagissent. Une première étape du processus de désignation des ZIEB consiste à déterminer les caractéristiques ou les zones qui répondent aux critères relatifs aux ZIEB, puis à compiler l'information spatiale afin de délimiter les ZIEB.

1.2.4. Processus relatifs aux ZIEB mis en place antérieurement dans la biorégion du plateau Nord

Des ZIEB ont été désignées dans la BPN (Figure 1) en 2006 (Clarke et Jamieson 2006a, 2006b) et examinées dans le cadre d'un processus régional d'examen par les pairs du Secrétariat canadien de consultation scientifique (SCCS) en février 2012 (MPO 2013). Toutefois, ce processus ne comprenait pas d'analyse exhaustive des zones littorales (définies comme étant à 0,25 km de la côte, MPO 2013). Par conséquent, le Secteur des océans de la Direction générale de la gestion des écosystèmes du MPO a demandé au Secteur des sciences du MPO un avis sur les zones littorales de la BPN qui répondent aux critères des ZIEB.

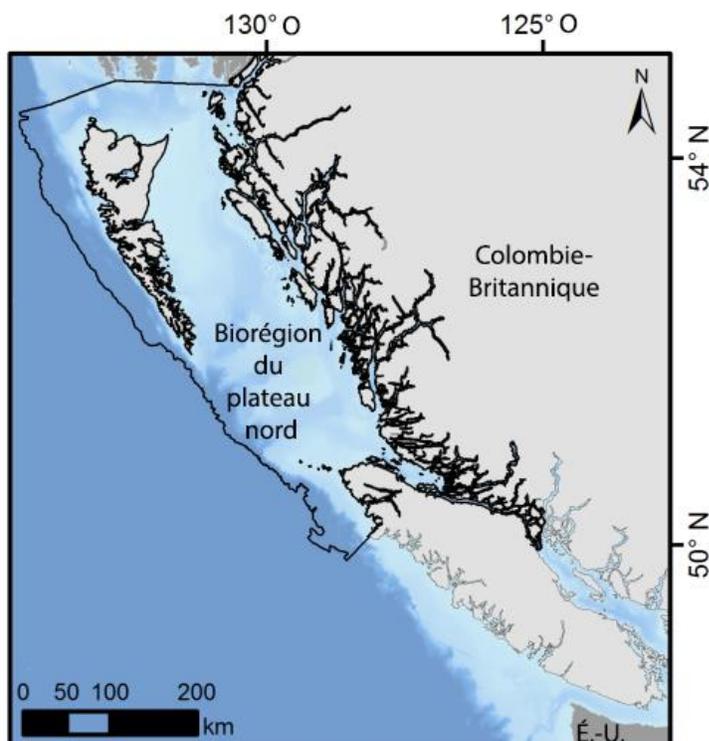


Figure 1. Étendue de la biorégion du plateau nord (BPN) en Colombie-Britannique.

Gregr *et al.* (2012) ont défini les zones littorales comme les zones du plateau d'une profondeur inférieure à 50 m. Toutefois, une mesure fondée sur la profondeur inclut les bancs peu profonds loin de la rive et omet les régions profondes près de celle-ci (p. ex. dans les fjords). Aux fins de la présente analyse, nous suivons généralement la définition des zones littorales décrite dans Rubidge *et al.* (2018) : les zones d'une profondeur de moins de 20 m situées à moins de 2 km du rivage, plus toutes les eaux partiellement fermées (baies, anses et fjords).

Ce projet évalue cinq caractéristiques littorales (forêts de varech formant une canopée, herbiers de zostère, estuaires, herbiers de phyllospadix et passages à fort courant de marée) en fonction des critères établis pour les ZIEB. Ces cinq caractéristiques ont été sélectionnées pour former un ensemble préliminaire de ZIEB littorales potentielles parce que leur importance écologique a été reconnue, mais elles n'ont pas été officiellement évaluées en fonction des critères relatifs aux ZIEB dans la région du Pacifique. Les plantes marines, y compris les herbiers de zostère et les forêts de varech, ont été désignées comme constituant des ZIEB dans la région des Maritimes (Kenchington 2014); la zostère a été désignée comme espèce d'importance écologique (EIE)³ dans la région du Golfe (MPO 2009); et le varech, la zostère et le phyllospadix ont été désignés comme des priorités pour la conservation dans le processus du réseau d'AMP de la BPN (MPO 2017). De plus, les embouchures et les estuaires des fleuves ont été désignés comme des ZIEB dans le processus initial des ZIEB dans la BPN (Clarke et

³ Espèces qui revêtent une importance écologique particulièrement élevée et qui justifient des mesures de gestion spéciales, comme les prédateurs clés et autres prédateurs très influents, les principales espèces fourragères, les espèces qui importent et exportent des éléments nutritifs, et les espèces formant un habitat (Rice 2006; MPO 2007a).

Jamieson 2006b), mais n'ont pas été officiellement évalués en fonction des critères de la CDB et n'ont pas été cartographiés.

Les méthodes utilisées ici pour évaluer les ZIEB suivent celles décrites par Ban *et al.* (2016). Ces méthodes fusionnent les critères du MPO et ceux relatifs aux ZIEB en huit critères fondés sur le chevauchement conceptuel (voir les définitions et un sommaire du chevauchement dans le Tableau 1 et les encadrés 1 et 2). L'approche décrite par Ban *et al.* (2016) a été examinée et approuvée dans le cadre d'un processus régional d'examen par les pairs du SCCS en février 2015 (MPO 2016), qui a estimé qu'elle constitue une méthode défendable pour désigner les ZIEB. Les EIE et les priorités en matière de conservation ont été déterminées pour le réseau d'AMP dans la BPN (MPO 2017; Gale *et al.* 2019; les EIE sont considérées comme celles qui reçoivent une note de « forte correspondance » pour le critère 1.2 dans Gale *et al.* 2019) sont également incluses dans cette évaluation de la ZIEB au moyen des liens connus entre l'habitat et les cinq caractéristiques littorales évaluées. Ces liens font ressortir l'importance de ces habitats pour les espèces importantes sur le plan écologique.

Les critères combinés relatifs aux ZIEB sont les suivants :

- Caractère unique
- Importance particulière pour certains stades biologiques des espèces
- Importance pour des espèces menacées, en déclin ou en voie de disparition
- Vulnérabilité
- Productivité
- Biodiversité
- Caractère naturel
- Regroupement

Les objectifs précis du présent rapport sont les suivants :

1. Décrire la répartition spatiale et les espèces associées⁴ pour chaque caractéristique littorale évaluée et inclure des cartes, dans la mesure du possible.
2. Fournir une justification et des preuves à l'appui pour déterminer si les caractéristiques littorales évaluées répondent aux critères relatifs aux ZIEB du MPO et de la CDB.

En fournissant une évaluation générale, à l'échelle de la côte, de l'importance écologique et biologique des cinq caractéristiques côtières dont il est question ici, le présent rapport couvre la première étape du processus de désignation des ZIEB en ciblant les zones littorales préliminaires qui répondent aux critères relatifs aux ZIEB.

Il est important de noter que les cinq caractéristiques dont il est question ici ne sont qu'une évaluation initiale des caractéristiques littorales et qu'il ne s'agit pas des seules ZIEB littorales possibles. Plusieurs autres caractéristiques biogéniques ou physiques du littoral pourront être évaluées à l'avenir (p. ex. bancs de palourdes, moulières, récifs rocheux).

⁴ Seules les espèces désignées à titre de priorités de conservation du réseau d'AMP (qui comprend les espèces importantes sur le plan écologique; MPO 2017, Gale *et al.* 2019) ont été incluses dans les tableaux des associations d'habitats.

2. MÉTHODES

Selon Ban *et al.* (2016), chaque caractéristique a été évaluée en fonction des critères combinés relatifs aux ZIEB (voir les définitions des critères dans les encadrés 1 et 2). Tous les critères de désignation des ZIEB se rapportent à la zone environnante, qui comprend le fond marin et la colonne d'eau autour de la caractéristique évaluée. « Caractéristique » désigne les structures biologiques créées par les espèces (p. ex. forêt de varech formant une canopée) ou par les caractéristiques physiques de la région (p. ex. récif rocheux, estuaire, passage à fort courant de marée). Les critères relatifs aux ZIEB ont été appliqués à chaque caractéristique de la façon suivante :

Caractère unique ou rareté : Ce critère a été appliqué à la caractéristique comme telle, et non aux espèces qui l'occupent.

Importance particulière pour les stades biologiques des espèces : Ce critère est axé sur les espèces qui utilisent la caractéristique pour des stades particuliers de leur cycle biologique.

Importance pour des espèces menacées, en déclin ou en voie de disparition, ou pour leur habitat : Ce critère a été appliqué tant aux caractéristiques comme telles qu'aux espèces qui les habitent.

Vulnérabilité, fragilité, sensibilité ou rétablissement lent : Ce critère a été appliqué aux composantes biologiques de la caractéristique.

Productivité biologique : Ce critère a été évalué en examinant la productivité relative à proximité de la caractéristique.

Diversité biologique : Ce critère a été évalué en examinant la biodiversité relative à l'intérieur de la caractéristique (p. ex. le nombre d'espèces qui utilisent la caractéristique comme habitat).

Caractère naturel : Ce critère a été appliqué en fonction de l'état de la caractéristique évaluée. Dans tous les cas, les caractéristiques visées par la présente évaluation se trouvent dans la zone d'étude et, par conséquent, sont soumises à différents impacts humains. Une analyse portant spécifiquement sur la répartition des impacts humains dans l'ensemble de la BPN est nécessaire pour localiser les zones présentant le plus grand caractère naturel.

Regroupement : Ce critère est lié au stade biologique et à la productivité et a été appliqué à la fois à la caractéristique comme telle et aux espèces qui l'occupent.

2.1. FORÊT DE VARECH FORMANT UNE CANOPÉE



Figure 2. *Nereocystis luetkeana* à l'île Louise, Haida Gwaii. (Crédit photo : Sharon Jeffery)

2.1.1. Introduction

Deux espèces de varech formant une canopée prédominante le long de la côte Est du Pacifique Nord, une vivace, *Macrocystis pyrifera* (laminaire géante) et une annuelle, *Nereocystis luetkeana* (nereocystis de Lutke). Les grandes parcelles de laminaire géante ou de nereocystis de Lutke visibles à la surface sont souvent appelées « forêts de varech » et sont au cœur de la présente évaluation. Cependant, il existe de nombreux autres genres de varech (p. ex. *Laminaria*, *Alaria*, *Pterygophora*) qui créent des canopées au milieu de la colonne d'eau et qui revêtent une importance écologique potentiellement similaire. Les varechs de la zone pélagique devraient donc être une priorité dans les évaluations futures de cette caractéristique. Réparties sur des substrats rocheux et mixtes dans les eaux néritiques (généralement à 20 m), les forêts de varech figurent parmi les écosystèmes les plus productifs au monde (Mann 1973; MPO 2009). Elles fournissent une variété de services écosystémiques importants, dont la création d'habitats côtiers (Markel 2011; Markel et Shurin 2015), la séquestration du carbone (Wilmers *et al.* 2012) et la protection des rives (Tallis *et al.* 2012). Les deux espèces ont été désignées comme des EIE et comme des priorités de conservation pour le réseau d'AMP de la BPN (MPO 2017).

2.1.2. Répartition

La laminaire géante et le nereocystis de Lutke sont présents de l'Alaska au Mexique (Druehl 2001) et ils ont une vaste répartition en Colombie-Britannique. Le nereocystis de Lutke se trouve souvent dans des eaux à énergie de modérée à élevée, et la laminaire géante dans des eaux à énergie de modérée à faible. Les peuplements mixtes ne sont pas rares en Colombie-Britannique, où l'on observe souvent le nereocystis de Lutke formant une frange dans la zone à plus grande énergie autour des lits de laminaire géante plus proches de la rive (E. Gregr, J. Lessard et S. Jeffery, obs. pers.⁵). Les forêts de varech composées principalement de nereocystis de Lutke sont aussi couramment observées sur des substrats convenables dans des zones peu profondes plus loin du rivage.

Sur la côte nord-ouest du Pacifique, la répartition des varechs formant une canopée est influencée par le type de fond marin, la lumière du soleil, la température, le mouvement de l'eau, la salinité, la sédimentation et les niveaux d'éléments nutritifs (Druehl 1978, 2001; Dayton 1985; Springer *et al.* 2007). Il a également été démontré que ces facteurs influencent la répartition des varechs dans d'autres parties du monde (Bekkby *et al.* 2009; Gorman *et al.* 2013; Méléder *et al.* 2010). Les caractéristiques requises dans l'habitat sont un substrat dur et stable fournissant un point de fixation solide, une exposition suffisante à la lumière du soleil à tous les stades biologiques (Dayton 1985), ainsi que le mouvement de l'eau.

Le mouvement de l'eau, notamment celui qui est créé par l'action des vagues, joue un rôle important dans la répartition observée des varechs formant une canopée en raison de sa capacité à déloger le varech de son substrat (Springer *et al.* 2007). La puissance des vagues est donc régulièrement relevée comme un facteur important qui limite la répartition des varechs (p. ex. Bekkby *et al.* 2009; Cavanaugh *et al.* 2010; Pedersen *et al.* 2012; Gorman *et al.* 2013; Gregr *et al.* 2018). Lessard *et al.* (2007) ont décrit une exposition optimale obtenue empiriquement pour le varech en utilisant le parcours de formation des vagues comme indicateur. En outre, bien que l'action excessive des vagues puisse être responsable du

⁵ Pêches et Océans Canada, Victoria/Nanaimo, BC, 2019

déracinement des plantes, un mouvement moins perturbateur de l'eau améliore probablement la qualité de l'habitat en faisant circuler des eaux riches en éléments nutritifs (Gregr *et al.* 2018).

En Californie, une corrélation négative a été établie entre la croissance printanière de la laminaire géante et la température à la surface de la mer (p. ex. Krumhansl *et al.* 2016). La température à la surface de la mer a été interprétée comme un indicateur de la disponibilité des éléments nutritifs (Cavanaugh *et al.* 2010) puisque les eaux froides de remontée sont aussi généralement riches en éléments nutritifs. Toutefois, la température peut aussi être physiologiquement limitative pour les varechs formant une canopée. Springer *et al.* (2007) ont enregistré une limite thermique supérieure pour le nereocystis de Lutke, et Buschmann *et al.* (2004) ont remarqué une amélioration de la croissance hâtive de la laminaire géante à plus basse température.

Bien qu'elle soit peu étudiée, la salinité influence également la répartition des varechs, car peu d'espèces de varechs peuvent tolérer de faibles taux de salinité (Dayton 1985). Gregr *et al.* (2017) ont constaté que la salinité est un prédicteur important de la répartition de l'habitat du varech dans les détroits recevant d'importants apports d'eau douce, et ont relevé des interactions probables entre la salinité et l'exposition. Des preuves indiquent également l'existence d'une corrélation positive entre la salinité et la production de spores de la laminaire géante (Buschmann *et al.* 2004).

La répartition des varechs est également fortement influencée par les prédateurs brouteurs, en particulier les oursins, qui sont capables de transformer une forêt de varechs en véritable colonie d'oursins lorsqu'ils sont très abondants (Watson et Estes 2011; Lee *et al.* 2016). Du fait de cette interaction trophique bien documentée (p. ex. Estes et Palmisano 1974), de la possibilité que les varechs soient délogés pendant les tempêtes ainsi que de leur cycle biologique, qui est annuel pour le nereocystis de Lutke et vivace pour la laminaire géante, il est important de faire une distinction entre l'habitat potentiel (où la laminaire pourrait se trouver) et l'habitat réel (où elle est actuellement observée) pour cartographier les répartitions en vue de la planification spatiale. La répartition des laminaires formant une canopée, particulièrement en ce qui concerne la profondeur et l'étendue de la canopée, est fortement influencée par la présence des loutres de mer (Estes et Palmisano 1974; Watson et Estes 2011). En l'absence de loutres de mer, la répartition des varechs formant une canopée est réduite par le broutage des oursins de mer à des refuges situés en eaux peu profondes plus riches en énergie, qui sont inhospitaliers pour les oursins (Duggins 1980; Steneck *et al.* 2002). Lorsque les loutres de mer sont présentes et réduisent les populations d'oursins par la prédation, de grandes forêts de varechs à biomasse élevée peuvent se former.

Ensembles de données spatiales

Pour créer la couche de données sur les laminaires des ZIEB, nous avons combiné cinq ensembles de données de la British Columbia Marine Conservation Analysis (BCMCA) : 1) les polygones des lits de nereocystis de Lutke, 2) les polygones des lits de laminaire géante, 3) les polygones des varechs en général, 4) les bandes biologiques du nereocystis de Lutke et 5) les bandes biologiques de la laminaire géante (Figure 3).

Les couches de données liées aux [polygones de nereocystis de Lutke](#) et de [laminaire géante](#) de la BCMCA comprennent des données propres aux espèces provenant du bureau de coordination de l'utilisation des terres de la province de la Colombie-Britannique, de la Living Oceans Society, de Parcs Canada et du district de la capitale régionale. La couche de données de la BCMCA qui se rapporte aux [varechs en général](#) représente les zones où se trouvent des varechs formant une canopée selon ces mêmes sources, mais où aucun renseignement sur les espèces n'a été consigné. Ces polygones ont été utilisés sans modification dans la couche de données sur les varechs des ZIEB.

La classification du littoral de ShoreZone (Howes *et al.* 1994) englobe des « bandes biologiques » qui classent les sections de rivage selon les peuplements biologiques. Les bandes biologiques liées au [nereocystis de Lutke](#) et à la [laminaire géante](#) ont été extraites de la BCMCA en couches individuelles.

Ces ensembles de données spatiales sont limités de plusieurs façons. En plus d'être désuètes dans de nombreuses zones, les données ne représentent que les régions où l'on a effectué des relevés sur la laminaire et peuvent donc comporter de fausses absences. La répartition du varech est également très dynamique (voir la section Répartition, ci-dessus), de sorte que son occurrence n'est pas constante au fil du temps. Un projet parallèle qui est en cours en ce moment fait appel à des techniques de télédétection pour délimiter l'étendue de la canopée de varechs, établir une distinction entre les deux espèces de varechs formant une canopée et effectuer une analyse temporelle sur 30 ans en vue de repérer les zones productives du varech (Nijland *et al.* 2019). Combinés à la compréhension écologique représentée dans les modèles de répartition des espèces, ces travaux pourraient améliorer grandement les cartes de répartition des varechs formant une canopée sur la côte de la Colombie-Britannique et fournir un moyen économique de cartographier régulièrement les forêts de varechs pour améliorer notre compréhension de la dynamique de l'espèce. Sur le plan de la désignation des ZIEB, cette méthode facilitera le classement en ordre de priorité des forêts de varechs en fonction de leur taille (c.-à-d. l'étendue de la canopée) et de leur persistance (c.-à-d. les régions que les forêts de varechs continuent d'occuper au cours des 30 années).

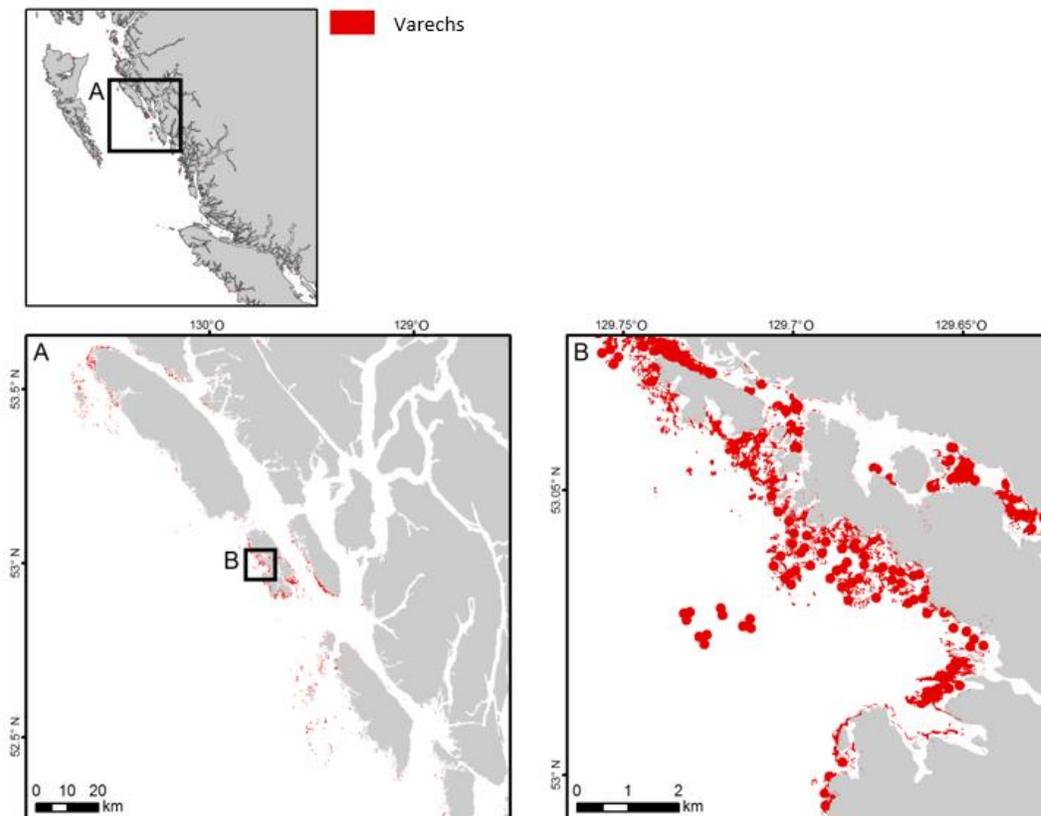


Figure 3. Exemple de la couche de données sur les varechs dans la partie centrale de la biorégion du plateau Nord.

2.1.3. Description de la caractéristique

Le nereocystis de Lutke est surtout une espèce annuelle, bien que certains individus puissent hiverner (Springer *et al.* 2007). Les plantes peuvent atteindre une longueur de plus de 40 m et croître à un rythme allant jusqu'à 15 cm par jour (Druehl 1978), chaque sporophyte adulte produisant de 30 à 60 frondes (Springer *et al.* 2007) d'une longueur maximale de 4 m (Druehl 1978). La laminaire géante est une plante vivace longévive qui est à la fois le taxon du varech le plus répandu et le plus grand organisme benthique au monde (Steneck *et al.* 2002). Elle peut atteindre une longueur de 55 m lorsqu'elle pousse dans des conditions favorables (Druehl 1978). Les frondes du sporophyte survivent environ un an, mais repoussent régulièrement à partir du crampon. Les sporophytes individuels peuvent vivre jusqu'à ce qu'ils soient délogés (Graham *et al.* 2007).

En général, les écosystèmes des forêts de varech soutiennent les espèces côtières grâce à deux processus écologiques distincts (Markel 2011). Tout d'abord, en créant et en améliorant l'habitat (p. ex. Trebilco *et al.* 2015), ensuite par la production primaire (Duggins 1988; Steneck *et al.* 2002; Markel 2011). Dans une forêt de varech, la structure tridimensionnelle complexe sur le plan spatial accroît l'abondance et la diversité des organismes côtiers (Duggins 1988; Steneck *et al.* 2002); sa composante verticale est connue pour être utilisée par les poissons de récifs de la zone pélagique (Hallacher et Roberts 1985; Ebeling et Laur 1988; Markel et Shurin 2015), ainsi que par les saumons coho et quinnat juvéniles (Daly *et al.* 2009). Les habitats benthiques et de lisière, ainsi que les plantes elles-mêmes, fournissent des habitats à d'autres espèces (Duggins 1988). Par exemple, les varechs servent de substrat à de nombreux petits invertébrés planctonophages et détritivores (Graham *et al.* 2008). Cette forte complexité de l'habitat mène à une grande diversité d'espèces (Graham *et al.* 2007) et à une complexité trophique (Graham *et al.* 2008), en partie en offrant des refuges contre les prédateurs (Lee *et al.* 2016). L'augmentation de la rétention des particules en suspension (Graham 2003) peut également améliorer l'habitat de nurserie et de croissance, alors qu'à une plus grande échelle, la taille et la configuration des forêts de varech modifient l'hydrodynamique côtière (Eckman *et al.* 1989; Graham 2003; Wu *et al.* 2017), ce qui peut influencer le recrutement des poissons et des invertébrés dans leur phase larvaire littorale (Eckman *et al.* 1989; Graham 2003; Markel 2011). Bon nombre des espèces qui utilisent les forêts de varech et qui en dépendent à des stades critiques de leur cycle vital ont été identifiées comme des priorités de conservation pour la planification du réseau d'AMP de la BPN (

Tableau 2).

Un récif couvert d'une forêt de varechs fournit une biomasse jusqu'à 30 % supérieure à la biomasse fournie par le même récif rocheux s'il est dominé par des invertébrés brouteurs, ce qui contribue de façon significative à la productivité globale de la côte Est du Pacifique Nord (Gregr 2016). Cette biomasse améliore la production secondaire en alimentant toute une gamme de détritivores et de brouteurs (Steneck *et al.* 2002). La production primaire dérivée du varech peut également offrir des compléments alimentaires aux organismes filtreurs à certains endroits (p. ex. Duggins *et al.* 1989; Salomon *et al.* 2008) ou à certaines périodes (Ramshaw 2012), lorsque la productivité primaire planctonique est réduite. Toutefois, l'ampleur de cet effet est influencée par des interactions biologiques et physiques complexes et a probablement été surestimée dans certaines études (Miller et Page 2012). Cette situation entraîne la création d'un réseau trophique complexe et amélioré dans lequel pénètre le varech sénescant ou détaché sous forme de détritus avant d'être consommé par des détritivores et de petits brouteurs (Markel 2011) dont se nourrissent ensuite des niveaux trophiques plus élevés (Koenigs *et al.* 2015). Les détritus de varech sont régulièrement transportés au-delà de l'empreinte des forêts de varechs, dans des habitats et des écosystèmes « bénéficiaires » en mer et sur terre (Polis et Hurd 1996; Steneck *et al.* 2002; Kaehler *et al.* 2006; Dugan *et al.* 2011; Krumhansl et Scheibling

2012). On a déterminé que les forêts de varechs sont d'importantes importatrices de nutriments, mais qu'elles jouent également un rôle essentiel, avec d'autres macroalgues et plantes marines, dans le piégeage du carbone et la réduction du carbone atmosphérique (voir Krause-Jensen et Duarte 2016; Wilmers *et al.* 2012).

Tableau 2. Utilisations connues des forêts de varechs formant une canopée par des espèces désignées comme étant prioritaires pour la conservation, y compris des espèces d'importance écologique, pour le réseau d'AMP dans la BPN.

Espèces prioritaires pour la conservation	Type d'utilisation de l'habitat	Références
Morue-lingue	Alimentation	Cass <i>et al.</i> 1990; Paddock et Estes 2000
Hareng	Frai, croissance	Haegele et Schweigert 1985
Sébastes (noir, bocaccio, canari, à rayures jaunes, cuivré, à dos épineux, argenté, vermillon, à queue jaune; veuve)	Croissance/pouponnière; alimentation	Carr 1991; Paddock et Estes 2000; Love <i>et al.</i> 2002; Markel et Shurin 2015; Trebilco <i>et al.</i> 2015
Saumon quinnat	Croissance/pouponnière; migration; alimentation	Shaffer 2004; Daly <i>et al.</i> 2009
Saumon coho	Croissance/pouponnière; migration; alimentation	Shaffer 2004; Daly <i>et al.</i> 2009
Crustacés zooplanctoniques	Croissance/pouponnière	Graham 2004
Ormeau nordique	Alimentation	Lee <i>et al.</i> 2016
Mollusques filtreurs (p. ex. peigne des roches géant)	Alimentation	Graham 2004
Pieuvre géante du Pacifique	Repos/dissimulation	Scheel et Bisson 2012
Échinodermes (soleil de mer, oursin vert, oursin rouge)	Alimentation	Lee <i>et al.</i> 2016
Épaulard (migrateur)	Alimentation	Ford <i>et al.</i> 2000
Épaulard (résident)	Alimentation; regroupement (autre – socialisation)	Ford <i>et al.</i> 2000
Loutre de mer	Reproduction; alimentation; croissance/pouponnière	Kenyon 1969; Riedman et Estes 1990; Lee <i>et al.</i> 2016

2.1.4. État et tendances de la caractéristique

Au-delà de la perte annuelle de nereocystis de Lutke en raison de la sénescence et de la perte irrégulière de laminaire géante résultant des tempêtes hivernales, l'abondance du varech est également influencée par les changements de la température de l'eau (Krumhansl *et al.* 2016) et le broutage des invertébrés (p. ex. Watson et Estes 2011 et références citées par ces auteurs). Les changements climatiques peuvent entraîner des changements dans la répartition du varech sous l'effet de l'augmentation des températures (Schiel *et al.* 2004; Krumhansl *et al.* 2016), de la modification des courants océaniques ou de la diminution de la salinité. Les autres menaces anthropiques comprennent la sédimentation et les changements dans les bilans des éléments nutritifs (Vandermeulen 2005). Les menaces biologiques sont le broutage, les agents pathogènes et les espèces introduites (Ambrose *et al.* 1982; Springer *et al.* 2006; Krumhansl *et al.* 2011; Schiel et Foster 2015). Compte tenu de ce qui a été observé pour d'autres espèces (p. ex. les étoiles de mer) soumises à des effets pathogènes (p. ex. maladie débilante, Bates *et al.* 2009), il est raisonnable de s'attendre à des réactions non linéaires, voire à des réponses seuils, aux interactions entre les facteurs océanographiques (p. ex. température) et les agents pathogènes. Une telle situation a été illustrée de façon spectaculaire récemment en Californie, où les oursins violets, libérés de la pression de prédation par l'émaciation des étoiles de mer, ont décimé les forêts de varech ces dernières années (p. ex. Bonaviri *et al.* 2017). Des facteurs physiques peuvent aussi modifier les relations écologiques entretenues avec les espèces envahissantes.

Avec des taux de croissance de 10 cm par jour pendant les périodes de croissance de pointe, les forêts de varechs formant une canopée sont surtout considérées comme des milieux semi-permanents, dont l'étendue géographique peut varier d'une saison et d'une année à une autre. Cependant, il est clair que la lutte contre les prédateurs des brouteurs (et notamment les oursins) est un élément essentiel de la répartition du varech. En présence de loutres de mer, les densités d'oursins rouges sont considérablement réduites, ce qui entraîne une augmentation de la densité et de la répartition en profondeur des stipes de varech (Watson et Estes 2011; Lee *et al.* 2016). La cascade trophique qui en résulte (Estes et Palmisano 1974) provoque une augmentation de l'abondance et de la diversité des espèces d'invertébrés et de poissons à nageoires (Markel et Shurin 2015; Gregr 2016). Les répartitions de varech dans la BPN réagissent actuellement au rétablissement des loutres de mer après leur disparition aux XVIII^e et XIX^e siècles en raison du commerce maritime des fourrures (Nichol *et al.* 2009), mais les oursins peuvent poser un risque si l'émaciation des étoiles de mer persiste.

2.1.5. Évaluation en fonction des critères relatifs aux ZIEB

On a évalué les caractéristiques des forêts de varech en fonction des critères relatifs aux ZIEB afin de déterminer si elles devraient être incluses dans les ZIEB littorales (tableau 3).

Tableau 3. Évaluation des forêts de varech en fonction des huit critères relatifs aux ZIEB (encadrés 1 et 2). Info insuf. : Information insuffisante.

Critères relatifs aux ZIEB	Classement de la pertinence du critère			
	Info insuf.	Faible	Moyenne	Élevée
Caractère unique ou rareté			X	
<p>Justification : Les forêts de varech sont une caractéristique biogénique unique de l'habitat qui soutient diverses espèces côtières en leur fournissant des habitats et en améliorant la production primaire (Steneck <i>et al.</i> 2002; Markel 2011; Lee <i>et al.</i> 2016). La structure tridimensionnelle complexe améliore l'habitat (Duggins, 1988; Steneck <i>et al.</i> 2002) et accroît l'abondance, la diversité et la complexité trophique des espèces (Graham <i>et al.</i> 2007, 2008). L'augmentation de la rétention des particules en suspension (Graham 2003) peut également améliorer l'habitat de nurserie et de croissance. À l'échelle régionale, la taille et la configuration des forêts de varech modifient l'hydrodynamique côtière (Eckman <i>et al.</i> 1989; Graham 2003, Wu <i>et al.</i> 2017), ce qui pourrait améliorer le recrutement des poissons et des invertébrés dans leur phase larvaire littorale (Eckman <i>et al.</i> 1989; Graham 2003; Markel 2011). Malgré la capacité unique du varech à construire une structure complexe en trois dimensions formant une canopée pour de multiples espèces, la note attribuée au critère est Moyenne parce que la caractéristique est largement répandue en Colombie-Britannique.</p>				
Importance particulière pour les stades biologiques des espèces			X	
<p>Justification : Les forêts de varech fournissent un habitat à diverses espèces de poissons, y compris les stades juvéniles et adultes du sébaste (Hallacher et Roberts 1985; Ebeling et Laur 1988; Markel et Shurin 2015), du saumon (Shaffer 2004; Daly <i>et al.</i> 2009) et d'invertébrés (Krumhansl et Scheibling 2012; Lee <i>et al.</i> 2016). Ils servent également de substrat pour de petits invertébrés (Graham <i>et al.</i> 2008). Malgré la fourniture d'habitats à une gamme d'espèces au cours des premiers stades critiques de leur cycle biologique, une note Moyenne est attribuée parce que la plupart des espèces persistent en l'absence de varech formant une canopée (voir cependant Graham 2004), peut-être en raison de la contribution semblable du varech de sous-étage dans les eaux plus profondes.</p>				
Importance pour des espèces menacées, en déclin ou en voie de disparition, ou pour leurs habitats			X	
<p>Justification : Les forêts de varech créent un habitat important pour une diversité d'espèces, dont certaines peuvent être en déclin ou inscrites comme espèces en péril (p. ex. l'ormeau nordique en voie de disparition; MPO 2007b; Lee <i>et al.</i> 2016). Les forêts de varech peuvent être assez importantes pour de nombreux poissons visés par la pêche commerciale, particulièrement aux premiers stades de leur cycle biologique (p. ex. Daly <i>et al.</i> 2009; Markel et Shurin 2015). Le supplément nutritionnel procuré aux niveaux trophiques plus élevés par la production primaire considérable peut également constituer un soutien nutritionnel important pour les espèces en déclin et les espèces en péril comme certaines espèces de sébastes. La note attribuée est Moyenne malgré l'importance probable du varech pour des espèces menacées et en déclin, car la plupart de ces espèces peuvent se trouver dans d'autres habitats en l'absence de varech.</p>				
Vulnérabilité, fragilité, sensibilité ou lent rétablissement		X		
<p>Justification : Les forêts de varech sont composées d'espèces à croissance rapide qui sont fonctionnellement robustes et semblent assez résilientes. Les menaces les plus directes sont l'augmentation de la température de l'eau et les changements connexes de la dynamique trophique menant à une augmentation de l'herbivorisme et des espèces envahissantes (Schiel et Foster 2015; Krumhansl <i>et al.</i> 2017), ce qui peut entraîner la perte permanente de forêts de varech.</p>				

Critères relatifs aux ZIEB	Classement de la pertinence du critère			
	Info insuf.	Faible	Moyenne	Élevée
Productivité biologique				X
Justification : Les forêts de varechs sont l'un des écosystèmes les plus productifs de la planète (Mann 1973; Krumhansl <i>et al.</i> 2016). Elles contribuent de façon importante à la productivité globale de la côte Est du Pacifique Nord (Gregr 2016), et améliorent la production secondaire grâce aux brouteurs (Steneck <i>et al.</i> 2002) et aux organismes filtreurs (p. ex. Duggins <i>et al.</i> 1989; Salomon <i>et al.</i> 2008). Elles jouent également un rôle important dans le piégeage du carbone et la réduction du carbone atmosphérique (voir Krause-Jensen et Duarte 2016; Wilmers <i>et al.</i> 2012).				
Diversité biologique				X
Justification : La fonction de création d'habitats assurée par les forêts de varech accroît la diversité des espèces, les communautés uniques et la densité de certaines espèces et de certains stades biologiques (Steneck <i>et al.</i> 2002; Graham 2004; Koenigs <i>et al.</i> 2015; Gregr 2016).				
Caractère naturel	Variable			
Justification : La répartition des varechs formant une canopée, particulièrement en ce qui concerne la profondeur et l'étendue de la canopée, est fortement influencée par la présence de loutres de mer (Estes et Palmisano 1974; Watson et Estes 2011). En l'absence de loutres de mer, la répartition des varechs formant une canopée est réduite par le broutage des oursins de mer dans des eaux peu profondes à plus grande énergie (Duggins 1980; Steneck <i>et al.</i> 2002). La consommation d'herbivores par les loutres de mer, lorsqu'elles sont présentes, peut permettre au varech de se rétablir et de former une vaste canopée et des forêts à biomasse élevée, qui peuvent être considérées comme un état plus naturel (Estes et Palmisano 1974; Watson et Estes 2011). Les populations de loutres de mer ne se sont pas entièrement rétablies du commerce maritime des fourrures, mais là où les loutres abondent (p. ex. baie Kyuquot, côte centrale près de Bella Bella), les forêts de varech sont souvent plus grandes, plus denses et plus profondes (Watson et Estes 2011; Lee <i>et al.</i> 2016). La fragmentation des forêts de varech occupées par les loutres de mer entraîne une répartition inégale du caractère naturel pour le varech formant une canopée dans la BPN; c'est pourquoi ce critère a été classé comme Variable.				
Regroupement				X
Justification : La fonction de création d'habitats assurée par les forêts de varech accroît la diversité et la densité de certaines espèces et de certains stades biologiques, ce qui en fait une caractéristique importante pour le regroupement comparativement aux zones environnantes à l'extérieur des forêts de varech formant une canopée (Duggins 1988; Graham <i>et al.</i> 2007).				

2.1.6. Sommaire

Les forêts de varech ont obtenu une note Élevée pour trois critères sur huit et une note Moyenne pour trois critères sur huit, ce qui démontre que cette caractéristique répond aux critères relatifs aux ZIEB. Le varech a obtenu une note Élevée pour la productivité, la diversité biologique et le regroupement; Moyenne pour le caractère unique, l'importance particulière pour des stades du cycle biologique et l'importance pour des espèces menacées ou en déclin; Faible pour la vulnérabilité et Variable pour le caractère naturel. Une analyse approfondie de l'étendue de la canopée et de la biomasse, reliant l'analyse de télédétection vérifiée sur le terrain, en cours d'adaptation à la côte de la Colombie-Britannique (p. ex. Nijland *et al.* 2019), à la

modélisation de la répartition des espèces, facilitera la détermination des caractéristiques des récifs rocheux susceptibles de soutenir de grandes ZIEB de forêts de varech formant une canopée.

2.2. HERBIERS DE ZOSTÈRE



Figure 4. Sébaste cuivré (*Sebastes caurinus*) dans un herbier de zostère, Gwaii Haanas, Haida Gwaii. (Crédit photo : Sharon Jeffery).

2.2.1. Introduction

La zostère indigène, *Zostera marina*, est une plante vivace appartenant à un groupe de plantes appelées herbiers marins⁶ qui forment des habitats d'herbier le long de la côte de la Colombie-Britannique. Une espèce de zostère non indigène est également présente en Colombie-Britannique (*Zostera japonica*) et peut former des herbiers mixtes avec l'espèce indigène dans la BPN. Les zones littorales qui abritent les herbiers de zostère (aussi appelées zostérais) n'ont pas encore été évaluées en fonction des critères relatifs aux ZIEB dans la BPN. La zostère a été désignée comme une EIE dans l'est du Canada (MPO 2009) et comme une priorité de conservation écologique pour la BPN (MPO 2017) en raison de son rôle dans la fourniture d'un habitat biogénique important pour de nombreuses espèces. Les zostères sont également des producteurs primaires très importants, se classant parmi les écosystèmes les plus productifs au monde (MPO 2009), et sont reconnues comme des fournisseurs de services écosystémiques importants (p. ex. la séquestration du carbone, la stabilité des rives, la prévention de l'érosion, l'amélioration de la clarté de l'eau, la réduction des agents pathogènes et la création d'habitats du poisson) (Orth *et al.* 1984; Hughes 2002; MPO 2009; Vandermeulen 2009; Barbier *et al.* 2011; Plummer *et al.* 2012; Duarte *et al.* 2013; Lamb *et al.* 2017).

2.2.2. Répartition

La zostère est la principale espèce d'herbier marin en Colombie-Britannique (BC MSRM 2002), où elle forme de vastes herbiers dans des zones infratidales et intertidales peu profondes, en particulier dans les estuaires. Les herbiers de zostère se trouvent le plus souvent dans les zones protégées des vagues, couvrant notamment de grandes zones dans les échancrures, et

⁶ Le terme « herbier marin » est utilisé pour décrire les plantes vasculaires qui poussent submergées ou partiellement submergées dans les eaux marines ou estuariennes et qui ont la capacité unique d'accomplir leur reproduction sexuelle pendant qu'elles sont immergées dans un environnement salin (Scagel 1971).

dans les têtes peu profondes des estuaires des bras de mer (Pojar et MacKinnon 1994). Ils sont également largement répartis sous forme de lits éparpillés et frangeants dans les zones côtières de la BPN. L'un des plus grands herbiers de zostère de la région est situé sur le banc Flora, dans l'estuaire de la rivière Skeena. Le banc Flora abrite de 50 % à 60 % de l'ensemble de la zostère de l'estuaire de la Skeena et est considéré comme une zone de croissance vitale du poisson (Hoos 1975; Moore *et al.* 2015).

Ensemble de données spatiales

Pour créer la couche de données sur la zostère des ZIEB, nous avons fusionné les données spatiales sur la zostère en une seule couche dans ArcMap. Deux ensembles de données de la BCMCA ont été combinés : 1) les polygones de la zostère et 2) les bandes biologiques de la zostère.

La BCMCA a créé la couche des [polygones de la zostère](#) en combinant les couches fournies par le Bureau de coordination de l'utilisation des terres de la province de la Colombie-Britannique, le MPO, Parcs Canada, ShoreZone et le Réseau de cartographie communautaire (Community Mapping Network) [figure 5].

La BCMCA a extrait les [bandes biologiques de la zostère](#) pour créer une couche individuelle. Bien que les bandes biologiques représentent la meilleure classification disponible pour l'habitat intertidal, les données sont désuètes dans de nombreuses zones et n'indiquent pas les profondeurs ou l'étendue occupées par l'espèce puisqu'elles sont présentées sous forme de lignes tracées le long de la côte.

Des travaux sont en cours pour convertir en polygones les bandes biologiques de la zostère. Bien que ces cartes ne soient pas encore achevées, elles devraient l'être bientôt. Reshitnyk *et al.* (2016) ont utilisé les bandes biologiques de la zostère tirées de ShoreZone, la profondeur maximale moyenne de la zostère (d'après la BCMCA et certaines nouvelles données) et un outil d'ArcGIS basé sur Gregr *et al.* (2013) pour convertir les lignes de la bande biologique en polygones indiquant la limite de profondeur. À l'heure actuelle, l'analyse ne couvre pas l'ensemble de la BPN et a été spécialement conçue pour être utilisée dans des estimations à grande échelle de la séquestration du carbone dans le cadre de la cartographie géospatiale du littoral menée par l'Institut Hakai. Ces polygones de la zostère (Reshitnyk *et al.* 2016) représentent des estimations grossières de la superficie des herbiers marins en Colombie-Britannique d'après les bases de données actuelles; toutefois, l'incertitude est élevée dans certaines zones, et il faudra peaufiner l'approche avant de l'appliquer à la cartographie à petite échelle des herbiers de zostère sur notre côte. Elle n'a donc pas été intégrée à la couche de données sur la zostère des ZIEB. Pour améliorer l'exactitude de la carte, il faut faire des recherches sur le terrain et intégrer des données à jour sur la répartition des herbiers marins. Il serait également bon d'évaluer quelle pourrait être la contribution d'autres outils (comme la télédétection utilisant de nouvelles technologies satellitaires et des véhicules aériens sans pilote) à cet ensemble de données spatiales.

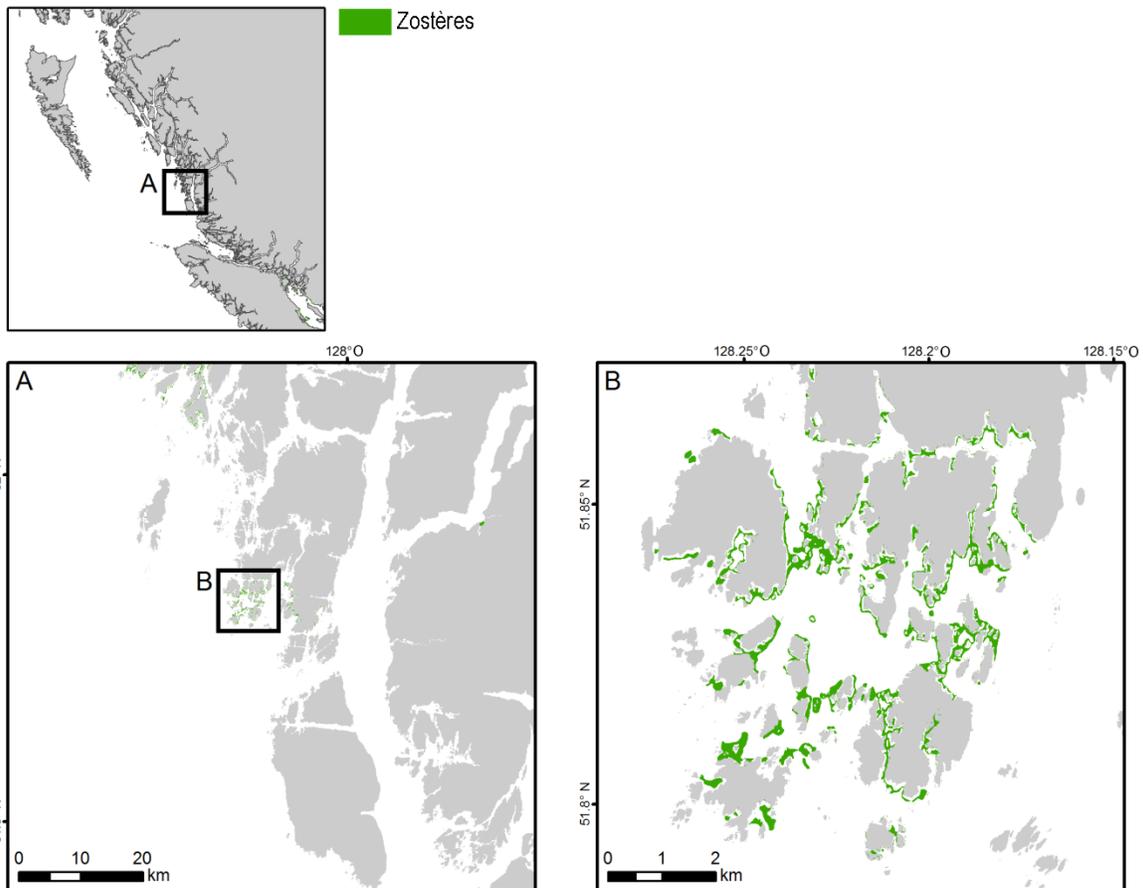


Figure 5. Exemple de la couche de données sur les herbiers de zostère dans la partie centrale de la biorégion du plateau Nord.

2.2.3. Description de la caractéristique

Les herbiers de zostère sont souvent monospécifiques dans la BPN, mais ils peuvent également inclure la ruppie (*Ruppia maritima*) à des niveaux de marée plus élevés. La zostère du Japon (*Zostera japonica*), une espèce introduite, est présente dans le détroit de Georgie et sur la côte ouest de l'île de Vancouver, mais n'a pas encore été répertoriée dans la BPN (Gillespie 2007). Bien que la Colombie-Britannique se trouve près des limites septentrionales de l'aire de répartition de *Z. japonica* (Shafer *et al.* 2014), l'espèce s'étend vers le nord et pourrait occuper la BPN à l'avenir. Elle se trouve à des niveaux de marée plus élevés que *Z. marina*, mais les deux espèces peuvent aussi se chevaucher (Phillips 1984). Deux formes d'herbiers de zostère ont été définies : les herbiers plats et les herbiers frangeants (Berry *et al.* 2003). Les herbiers de zostère plats sont constitués de vastes zones végétalisées à une profondeur semblable, tandis que les herbiers frangeants sont composés d'étroites bandes végétalisées qui poussent le long d'un rivage. L'expansion et le maintien des herbiers de zostère sont principalement accomplis grâce à la croissance végétative (expansion du rhizome horizontal; Phillips 1983), ce qui limite la capacité de rétablissement et de colonisation des herbiers.

Les herbiers de zostère exercent une grande influence en modifiant l'environnement marin environnant et soutiennent plusieurs services écosystémiques marins. Le vaste réseau de rhizomes créé par les herbiers lie les sédiments meubles dans lesquels ils s'enracinent et contribue à prévenir l'érosion (Duarte 2002). La zostère oxygène également la colonne d'eau et

les sédiments par la photosynthèse et le transport actif de l'oxygène dans les sédiments (Pregnall *et al.* 1984; MPO 2009). De plus, la forte densité et la structure tridimensionnelle des feuilles de la zostère créent des frictions lorsque les courants et les vagues traversent les herbiers, perturbant le mouvement de l'eau et réduisant davantage l'érosion (Peterson *et al.* 2004). Ce ralentissement de l'eau est également bénéfique parce qu'il augmente le dépôt de sédiments et d'autres particules (y compris des larves), ce qui améliore la clarté de l'eau qui traverse l'herbier (Hemminga *et al.* 1991; Green et Short 2003). Ce dépôt de larves résultant du ralentissement des courants peut contribuer au rôle des herbiers de zostère en tant qu'habitats de nurserie. En plus des services d'approvisionnement qu'ils offrent aux pêches en fournissant des habitats de nurserie et de la stabilisation des rives, les herbiers de zostère sont également très importants pour le stockage et la séquestration du carbone. Par unité de surface, les marais salés et les herbiers marins peuvent enfouir du carbone dans leurs sédiments à des niveaux qui dépassent les taux de stockage dans les forêts boréales et tempérées (Fourqurean *et al.* 2012).

Les plants de zostères ont un taux élevé de renouvellement des feuilles pendant les périodes de forte croissance (mois d'été). De plus, les tempêtes hivernales peuvent contribuer à la perturbation des herbiers marins et à la perte de matière végétale. Ensemble, ces effets font en sorte que de grandes quantités de matière végétale en suspension soient conservées dans les herbiers de zostère ou transportées dans les écosystèmes adjacents, y compris sous forme de goémon dans l'habitat riverain (Hemminga *et al.* 1991; Duarte et Krause-Jensen 2017). La productivité élevée des herbiers de zostère est due à ce renouvellement fréquent des feuilles et des épiphytes associés, et on a estimé qu'elle génère de 350 à 380 g de carbone/m²/an (Kentula et McIntire 1986; Thom 1990). Il a été démontré que la matière végétale produite dans les herbiers de zostère apporte des éléments nutritifs à de nombreux autres écosystèmes (Heck *et al.* 2008). On estime en effet que 30 à 70 % des matières produites dans un herbier de zostère sont transportées vers d'autres écosystèmes (Bach *et al.* 1986; Duarte et Krause-Jensen 2017).

En Colombie-Britannique, les herbiers de zostère soutiennent une communauté biologique diversifiée de poissons et d'invertébrés. Des sennes de plage réalisées dans 13 herbiers de zostère de Haida Gwaii ont permis d'identifier 52 espèces de poissons (Robinson *et al.* 2011). D'autres études ont montré que les herbiers de zostère abritent de fortes densités de poissons et d'invertébrés (Hemminga et Duarte 2000; Murphy *et al.* 2000; Johnson et Thedinga 2005). Plus d'un millier de saumons roses juvéniles ont été capturés dans un seul trait de senne de plage effectué dans l'herbier de zostère qui est situé sur le banc Flora, dans l'estuaire de la rivière Skeena (Carr-Harris *et al.* 2015), et plus de 20 000 saumons kéta l'ont été dans un seul trait de senne de plage dans un herbier de zostère au sud-est de l'Alaska (Johnson et Thedinga 2005). Moore *et al.* (2015) indiquent que les relevés ont permis d'observer plus de deux fois plus de saumons juvéniles dans les zostères du banc Flora que dans les autres parties de l'estuaire de la Skeena. L'herbier de zostère du banc Flora est également utilisé pour le frai par le hareng du Pacifique, pour la croissance par les crabes dormeurs juvéniles, et abrite des saumons arc-en-ciel en plus grande abondance que dans les autres endroits de l'estuaire de la Skeena (Moore *et al.* 2015). La structure tridimensionnelle de la zostère offre nourriture, abri et habitat, ce qui contribue probablement à la grande diversité et à l'abondance des poissons dans les herbiers de zostère (Orth *et al.* 1984; Jackson *et al.* 2001). De nombreuses espèces de poissons et d'invertébrés présentant des stades larvaires pélagiques comptent également sur les herbiers de zostère comme habitat pour relier leur existence planctonique précoce aux habitats des stades adultes ultérieurs (Beck *et al.* 2001; Smith et Sinerchia 2004).

La zostère a été désignée comme une priorité de conservation pour le réseau d'AMP de la BPN (MPO 2017) en raison de son rôle important en tant qu'espèce formant un habitat. Bon nombre

des espèces qui utilisent les herbiers de zostère et qui en dépendent pour des stades critiques de leur cycle vital ont également été identifiées comme des EIE et des priorités de conservation pour la planification du réseau d'AMP de la BPN (tableau 4), notamment des espèces de saumons du Pacifique, le hareng du Pacifique, la morue-lingue et plusieurs espèces de sébastes.

Tableau 4. Utilisations connues des herbiers de zostère par des espèces désignées comme étant prioritaires pour la conservation, y compris des espèces d'importance écologique, pour le réseau d'AMP dans la BPN.

Espèces prioritaires pour la conservation	Type d'utilisation de l'habitat	Références
Saumon coho	Croissance/pouponnière	Simenstad et Wissmar 1985; Juday et Thedinga 2005
Saumon rose	Croissance/pouponnière	Magnhagen 1988; Johnson et Thedinga 2005
Saumon kéta	Croissance/pouponnière	Simenstad et Wissmar 1985; Johnson et Thedinga 2005; Moore <i>et al.</i> 2015
Saumon quinnat	Croissance/pouponnière	Levings 1985; Semmens 2008
Saumon arc-en-ciel	Croissance/pouponnière	Moore <i>et al.</i> 2015
Saumon rouge	Croissance/pouponnière	Moore <i>et al.</i> 2015
Morue-lingue	Croissance/pouponnière	Cass <i>et al.</i> 1990; Petrie et Ryer 2006; Lucas <i>et al.</i> 2007; Jeffery 2008
Morue du Pacifique	Croissance/pouponnière	Hoos 1975; Jewett et Dean 1997; Dean <i>et al.</i> 2000
Sébaste noir	Croissance/pouponnière	Murphy <i>et al.</i> 2000; Jeffery 2008; Studebaker et Mulligan 2009
Sébaste cuivré	Croissance/pouponnière	Murphy <i>et al.</i> 2000; Jeffery 2008; Studebaker et Mulligan 2009; Olson 2017
Sébaste à queue jaune	Croissance/pouponnière	Murphy <i>et al.</i> 2000; Moore <i>et al.</i> 2015
Bocaccio	Croissance/pouponnière	Murphy <i>et al.</i> 2000; Jeffery 2008; Robinson <i>et al.</i> 2011
Hareng du Pacifique	Croissance/pouponnière; frai	Hoos 1975; Thayer et Phillips 1977; Johnson <i>et al.</i> 2010; Stick <i>et al.</i> 2012; Moore <i>et al.</i> 2015
Crabe dormeur	Croissance/pouponnière	Thayer et Phillips 1977; Dinnel <i>et al.</i> 1993; McMillan <i>et al.</i> 1995; Moore <i>et al.</i> 2015
Grand héron	Alimentation	Butler 1995

Espèces prioritaires pour la conservation	Type d'utilisation de l'habitat	Références
Bernache cravant	Alimentation	Ganter 2000; Shaughnessy <i>et al.</i> 2012
Baleine grise	Alimentation	Darling <i>et al.</i> 1998

2.2.4. État et tendances de la caractéristique

La zostère est en déclin à l'échelle mondiale, en grande partie en raison des perturbations anthropiques (Giesen *et al.* 1990; Short *et al.* 1996; Green et Short 2003; Hanson 2004; Gaeckle *et al.* 2007; Waycott *et al.* 2009). L'état général de la zostère dans la BPN est incertain en raison du manque de surveillance et d'études scientifiques menées dans la région. Bien que des sites de surveillance à long terme des zostères existent dans la BPN (p. ex. réserve du parc national Gwaii Haanas, par Parcs Canada; et île Calvert et les environs, par l'Institut Hakai), il faut élargir les efforts afin de cartographier la zostère et d'effectuer des relevés dans toute la région. Les efforts antérieurs, comme les activités d'intendance du réseau de cartographie communautaire et les travaux en cours du Seagrass Conservation Working Group, ont contribué à la cartographie de la zostère; toutefois, le manque de financement continu et l'archivage irrégulier des données ont limité cette contribution.

Voici certaines activités humaines littorales qui ont des répercussions négatives sur la santé et la répartition de la zostère :

- Contamination causée par les rejets provenant des navires, les déversements d'hydrocarbures et le ruissellement des terres (Phillips 1984).
- Augmentation de l'apport en éléments nutritifs provenant des émissaires d'évacuation, de l'agriculture et de l'aquaculture (Phillips 1984; Hauxwell *et al.* 2003; Vandermeulen 2005).
- Sédimentation causée par les pratiques d'exploitation forestière, l'aménagement ou le dragage des zones littorales et des bassins hydrographiques (Phillips 1984; Vandermeulen 2005).
- Enlèvement physique (en raison de l'aménagement du littoral, du dragage, de l'ancrage des bateaux, etc.) [Harrison 1990; Unsworth 2017].
- Perte d'habitat attribuable à la modification du littoral et à la construction de bâtiments (p. ex. renforcement du littoral) [Phillips 1984; Thom *et al.* 2011].
- Sillages des navires et remous des hélices (Thom *et al.* 2011).
- Pratiques d'exploitation forestière, y compris l'immersion et l'entreposage (Phillips 1984).
- Ombrage causé par des constructions côtières comme des parcs aquacoles, des quais et des maisons flottantes (Vandermeulen 2005).
- Espèces envahissantes (comme le crabe vert⁷) [Vandermeulen 2005; Garbary *et al.* 2014].
- Piétinement dû à l'utilisation fréquente de la zone intertidale, notamment dans les zones peuplées (Giesen *et al.* 2017).

⁷ Des populations de crabe vert se sont [établies sur la côte centrale](#) et selon DeRivera *et al.* (2006), leur limite physiologique septentrionale pourrait s'étendre jusqu'au sud de l'Alaska.

Le rétablissement après les dommages causés par ces perturbations est habituellement lent ou inexistant (Neckles *et al.* 2005; Orth *et al.* 2006; Boese *et al.* 2009; Duarte *et al.* 2009). La lenteur du rétablissement des herbiers de zostère après des perturbations physiques est exacerbée par le fait que l'expansion et le maintien des herbiers de zostère, dans le Pacifique Nord-Ouest, sont principalement accomplis grâce à la croissance végétative, un processus relativement lent qui ne peut se produire que là où la zostère persiste (Phillips 1983).

Les répercussions sur la zostère peuvent également modifier la valeur de l'habitat des herbiers de zostère pour des espèces comme le saumon juvénile, même si les plantes elles-mêmes ne sont pas complètement éliminées. Des études ont montré une réduction importante des proies des saumons juvéniles dans les herbiers de zostère qui persistent dans des régions qui connaissent de fortes perturbations anthropiques (comme les gares maritimes) [Hass *et al.* 2002].

2.2.5. Évaluation en fonction des critères relatifs aux ZIEB

Les caractéristiques des herbiers de zostère ont été évaluées en fonction des critères relatifs aux ZIEB afin de déterminer s'ils devraient être inclus dans les ZIEB littorales (tableau 5).

Tableau 5. Évaluation des herbiers de zostère en fonction des huit critères relatifs aux ZIEB (encadrés 1 et 2). Info insuf. : Information insuffisante.

Critères relatifs aux ZIEB	Classement de la pertinence du critère			
	Info insuf.	Faible	Moyenne	Élevée
Caractère unique ou rareté		X		
Justification : Les herbiers marins, y compris la zostère, sont uniques parmi les plantes à fleurs parce qu'ils constituent le seul groupe de plantes capables d'accomplir leur reproduction sexuelle lorsqu'elles sont immergées dans un environnement marin (Scagel 1971). Toutefois, comme les herbiers de zostère sont omniprésents en Colombie-Britannique et qu'ils ne sont pas uniques à la BPN, la note pour ce critère est Faible et non Élevée.				
Importance particulière pour les stades biologiques des espèces				X
Justification : La zostère est très importante pour de nombreuses espèces, en particulier les poissons juvéniles, car elles fournissent un habitat de nurserie à beaucoup d'entre elles. Les plants de zostère abritent de fortes densités de copépodes harpacticoïdes, qui sont les principales proies des saumons juvéniles durant leur dévalaison (Simenstad <i>et al.</i> 1999); une étude menée dans l'État de Washington a révélé que la principale proie du saumon kéta était essentiellement produite dans l'habitat de zostère (Hass <i>et al.</i> 2002). L'accès à ces proies améliore la valeur adaptative du saumon lorsqu'il pénètre pour la première fois dans l'environnement marin (Moore <i>et al.</i> 2015). La zostère offre également une protection contre la prédation, ce qui améliore encore davantage la survie en mer du saumon durant la dévalaison (Simenstad <i>et al.</i> 1999); on a démontré que la survie du saumon quinnat juvénile était plus grande dans les herbiers de zostère que dans les habitats non végétalisés avoisinants (Semmens 2008). Des études ont également montré que la teneur énergétique des tissus des sébastes qui grandissent dans des herbiers de zostère est plus élevée que celle des sébastes qui effectuent leur croissance dans les autres habitats végétalisés échantillonnés (Byerly 2001; Olson 2017). Ces sébastes présentaient également des mesures plus élevées du remplissage de l'estomac, ce qui peut se traduire par une meilleure valeur adaptative.				

Critères relatifs aux ZIEB	Classement de la pertinence du critère			
	Info insuf.	Faible	Moyenne	Élevée
La zostère est également nécessaire à la survie du biote dépendant de la zostère, comme le syngnathe à lignes grises (de Graaf 2006).				
Importance pour des espèces menacées, en déclin ou en voie de disparition, ou pour leurs habitats				X
<p>Justification : Les herbiers de zostère ont reçu la note Élevée pour ce critère en raison de leur importance pour plusieurs espèces préoccupantes sur le plan de la conservation. Par exemple, on a trouvé des bocaccios juvéniles dans les herbiers de zostère (Murphy <i>et al.</i> 2000; Jeffery 2008; Robinson <i>et al.</i> 2011), une espèce qui figure actuellement sur la liste des espèces en voie de disparition du COSEPAC. Les saumons juvéniles (rose, kéta, coho, quinnat et rouge) sont présents en grands nombres dans les herbiers de zostère pendant la période qui suit immédiatement la dévalaison (Murphy <i>et al.</i> 2000; Moore <i>et al.</i> 2015). Plus de 160 stocks de ces espèces dans le réseau hydrographique de la rivière Skeena sont considérés comme préoccupants ou en voie de disparition (Morrell 2000; Connors <i>et al.</i> 2018).</p>				
Vulnérabilité, fragilité, sensibilité ou lent rétablissement				X
<p>Justification : Les plants de zostère sont très vulnérables à une grande variété d'agents de stress, en particulier les dommages physiques et la dégradation de l'environnement (Short et Wyllie-Echevarria 1996). Des herbiers de zostère entiers ont été perdus dans les zones côtières sous l'effet de changements environnementaux comme l'eutrophisation, la diminution de la pénétration de la lumière ou l'anoxie (Hauxwell <i>et al.</i> 2003; Plus <i>et al.</i> 2003). Des dommages importants causés aux herbiers par le dragage et le mouillage sur une ancre ont également été décrits (Short et Wyllie-Echeverria 1996). Les herbiers de zostère peuvent aussi être lents à se rétablir une fois endommagés ou perdus (Neckles <i>et al.</i> 2005; Boese <i>et al.</i> 2009), et le rétablissement peut être inexistant aux endroits où les plantes ont été complètement éliminées sur de grandes zones (Orth <i>et al.</i> 2006; Duarte <i>et al.</i> 2009). Cette situation peut être exacerbée par le fait que l'expansion et l'entretien des herbiers de zostère du Pacifique Nord-Ouest dépendent en grande partie de la croissance végétative, qui est relativement lente et ne se produit que là où la zostère est déjà présente (Phillips 1983). Des efforts de restauration des herbiers de zostère ont été déployés dans de nombreuses régions du monde, mais les taux de succès sont généralement faibles (Eriander <i>et al.</i> 2016). Malgré cela, certaines tentatives de restauration ont été couronnées de succès dans le Pacifique Nord-Ouest, où les conditions de transplantation sont très favorables à la croissance de la zostère (Gayaldo <i>et al.</i> 2001).</p>				
Productivité biologique				X
<p>Justification : La zostère est un important producteur primaire, et la productivité des épiphytes dans les herbiers de zostère peut égaler celle de la zostère elle-même, doublant ainsi la productivité globale de la région (Penhale 1977). Les herbiers de zostère figurent parmi les écosystèmes les plus productifs au monde (Hemminga et Duarte 2000; MPO 2009). Une grande partie de la productivité primaire des herbiers de zostère est incorporée dans les chaînes alimentaires détritiques qui soutiennent des niveaux trophiques plus élevés (McConnaughey et McRoy 1979). Les herbiers de zostère sont également considérés comme des habitats de nurserie pour des espèces comme le saumon du Pacifique, et améliorent ainsi la productivité des pêches commerciales (Lucas <i>et al.</i> 2007; Moore <i>et al.</i> 2015). Pour certaines espèces tropicales, une réduction de l'étendue des herbiers marins devrait avoir des répercussions directes sur les pêches commerciales (Hemminga et Duarte 2000), et il pourrait en être de même pour les herbiers de zostère dans la BPN.</p>				

Critères relatifs aux ZIEB	Classement de la pertinence du critère			
	Info insuf.	Faible	Moyenne	Élevée
Diversité biologique				X
<p>Justification : Les herbiers de zostère ont reçu la note Élevée pour ce critère parce que de nombreuses études ont montré qu'ils abritent une grande diversité de poissons et d'invertébrés. Par exemple, on a recensé 45 espèces de poissons dans 44 traits de senne de plage réalisés dans des herbiers de zostère dans le sud-est de l'Alaska (Johnson et Thedinga 2005), et 52 espèces de poissons dans différents traits de senne de plage à 13 emplacements de zostère à Gwaii Haanas, dans l'archipel de Haida Gwaii (Colombie-Britannique) (Robinson <i>et al.</i> 2011). En outre, des centaines de populations de saumon adaptées localement et génétiquement distinctes utilisent des herbiers de zostère durant leurs stades juvéniles dans la région (Morrell 2000).</p>				
Caractère naturel	Variable			
<p>Justification : De nombreuses menaces pèsent sur la santé des herbiers de zostère de la BPN, comme l'aménagement du littoral, l'eutrophisation, les structures en surplomb et l'entreposage des billes de bois (MPO 2005; Hall 2008; Thom <i>et al.</i> 2011). Toutefois, il y a aussi de nombreuses zones côtières dans la région où ces activités n'ont pas été pratiquées et où les herbiers de zostère demeurent relativement vierges (p. ex. une grande partie de Haida Gwaii et la forêt pluviale de Great Bear). C'est pour cette raison que les herbiers de zostère présentent différents états de naturalité dans toute la région. Une analyse plus approfondie de l'impact de l'activité humaine sur les herbiers de zostère de la BPN est nécessaire pour localiser davantage d'herbiers vierges.</p>				
Regroupement				X
<p>Justification : De nombreuses études ont démontré que les herbiers de zostère soutiennent des densités élevées d'invertébrés et de poissons juvéniles et adultes (Hemminga et Duarte 2000; Murphy <i>et al.</i> 2000; Johnson et Thedinga 2005), ce qui explique la note Élevée pour ce critère. Plus d'un millier de saumons roses juvéniles ont été capturés dans un seul trait de senne de plage sur le banc Flora dans l'estuaire de la rivière Skeena (Carr-Harris <i>et al.</i> 2015), et plus de 20 000 saumons kéta l'ont été dans un seul trait de senne de plage dans un lit de zostère au sud-est de l'Alaska (Johnson et Thedinga 2005).</p> <p>La forte densité de nombreux poissons dans les herbiers de zostère est probablement attribuable à la structure tridimensionnelle des feuilles qui fournissent de la nourriture, un abri et un habitat (Orth <i>et al.</i> 1984; Jackson <i>et al.</i> 2001), et à l'entraînement des larves du plancton en raison du ralentissement des courants dans les herbiers (Jackson <i>et al.</i> 2001).</p>				

2.2.6. Sommaire

Les herbiers de zostère ont obtenu une note Élevée pour tous les critères (6/8), sauf pour le caractère unique et le caractère naturel, pour lesquels ils ont obtenu une note Faible et Variable, respectivement. Ces notes sont suffisantes pour appuyer la désignation des herbiers de zostère comme ZIEB. Bien que tous les herbiers de zostère soient importants sur les plans écologique et biologique, leur taille, leur degré de perturbation humaine ou de menace et la richesse des communautés biologiques qu'ils soutiennent varient. Des recherches plus poussées sur la caractérisation des herbiers de zostère de la Colombie-Britannique en fonction de ces attributs nous permettront de mieux comprendre les ZIEB d'herbiers de zostère auxquelles il faudrait accorder une priorité plus élevée. L'herbier de zostère mis en évidence dans cette évaluation est celui du banc Flora, qui se trouve déjà à l'intérieur des limites de la

ZIEB du passage Chatham (Clarke et Jamieson 2006b) et dans l'estuaire de la rivière Skeena (voir la section suivante). L'herbier de zostère du banc Flora est l'un des plus grands de la BPN et représente de 50 à 60 % de la zostère de tout l'estuaire de la Skeena (Hoos 1975). Cet herbier de zostère est un habitat très important pour les juvéniles des cinq espèces de saumons du Pacifique (Higgins et Schouwenburg 1973; Carr-Harris *et al.* 2015; Moore *et al.* 2015) et subit les pressions d'activités anthropiques et de plusieurs propositions d'aménagement. Des études ciblées d'autres herbiers de zostère faciliteront la détermination des autres ZIEB de zostère prioritaires.

2.3. ESTUAIRES



Figure 6. [Estuaire de la rivière Kowesas](#) sur la côte centrale de la Colombie-Britannique. (Crédit photo : Sam Beebe, publiée sous licence [CC BY](#))

2.3.1. Introduction

Les estuaires sont généralement définis comme « un plan d'eau semi-fermé ayant un accès libre avec la haute mer, où l'eau de mer est diluée de façon mesurable avec de l'eau douce provenant de bassins hydrographiques terrestres » (Pritchard 1967). Les estuaires jouent des rôles écologiques importants et fournissent de nombreux services écosystémiques. En Colombie-Britannique, ils représentent moins de 3 % du littoral de la province, mais ces habitats productifs et diversifiés sont importants sur une base saisonnière ou annuelle pour plusieurs taxons, notamment des poissons, des oiseaux, des mammifères et des invertébrés (Ryder *et al.* 2007). Clarke et Jamieson ont déjà évalué les embouchures et les estuaires des rivières et les ont désignés à titre de ZIEB en 2006 selon les critères du regroupement et des conséquences sur la valeur adaptative (Clarke et Jamieson 2006a, b; MPO 2013). Toutefois, le processus précédent n'a entraîné la production d'aucune carte des estuaires et aucune évaluation officielle n'a été effectuée en fonction des critères de la CDB.

2.3.2. Répartition

Les estuaires désignent les endroits où se rencontrent les écosystèmes terrestres, les écosystèmes d'eau douce et les écosystèmes marins, et sont définis par des caractéristiques océanographiques très variables comme la température et la salinité. En Colombie-Britannique, les estuaires représentent moins de 3 % de l'ensemble du littoral (TRNEE 2005 dans Lucas *et al.* 2007). La Colombie-Britannique compte quatre estuaires exceptionnellement grands (plus de 1 000 ha), dont deux qui sont situés dans la BPN, à savoir les estuaires de la rivière Nass et de la rivière Skeena (Ryder *et al.* 2007). Ryder *et al.* (2007) ont recensé 442 estuaires sur la côte de la Colombie-Britannique (parmi lesquels environ la moitié se trouvaient dans la BPN) et les ont classés en fonction de leur importance biologique pour les oiseaux aquatiques. Trois grands estuaires de la BPN ont obtenu des notes qui les placent dans la catégorie de première importance : les estuaires de la Nass, de la Skeena et de la Kitimat. L'estuaire de la rivière Skeena est le plus grand de la BPN et il est unique sur le plan géomorphologique puisqu'il ne comporte pas un seul delta distinct (Ryder *et al.* 2007).

Ensemble de données spatiales

La carte de l'estuaire préparée par le Programme de conservation des estuaires du Pacifique a été utilisée pour représenter les estuaires. La dernière mise à jour de ces données remonte à 2014, mais les données ont été produites initialement en 2007 (Ryder *et al.* 2007) (Figure 7). En bref, le Programme de conservation des estuaires du Pacifique a délimité les estuaires en localisant les grandes rivières à partir des cartes de base du projet de cartographie de l'inventaire des ressources du terrain (Terrain Resource Inventory Mapping) et de l'Atlas des bassins hydrographiques de la Colombie-Britannique (BC Watershed Atlas), et en ajoutant les caractéristiques des habitats intertidaux, supratidaux et des autres habitats connectés (p. ex. marais et marécages). Le Programme de conservation des estuaires du Pacifique a classé les estuaires en fonction de leur importance biologique pour les oiseaux aquatiques, selon leurs besoins en matière d'habitat et d'alimentation. La répartition spatiale des estuaires est présentée ici sans classement; toutefois, ces classements, combinés à l'évaluation d'autres critères, pourraient servir à établir l'ordre de priorité des ZIEB des estuaires en fonction de leur utilisation par une espèce donnée. Par exemple, afin de souligner l'importance des estuaires pour les espèces de saumons, nous compilons de l'information sur les échappées de saumons et la diversité des espèces de saumons dans le bassin versant afin de classer les estuaires selon leur importance pour le saumon (C. Robb et E. Rubidge, données inédites⁸).

⁸ Pêches et Océans Canada, Victoria (Colombie-Britannique), 2019.

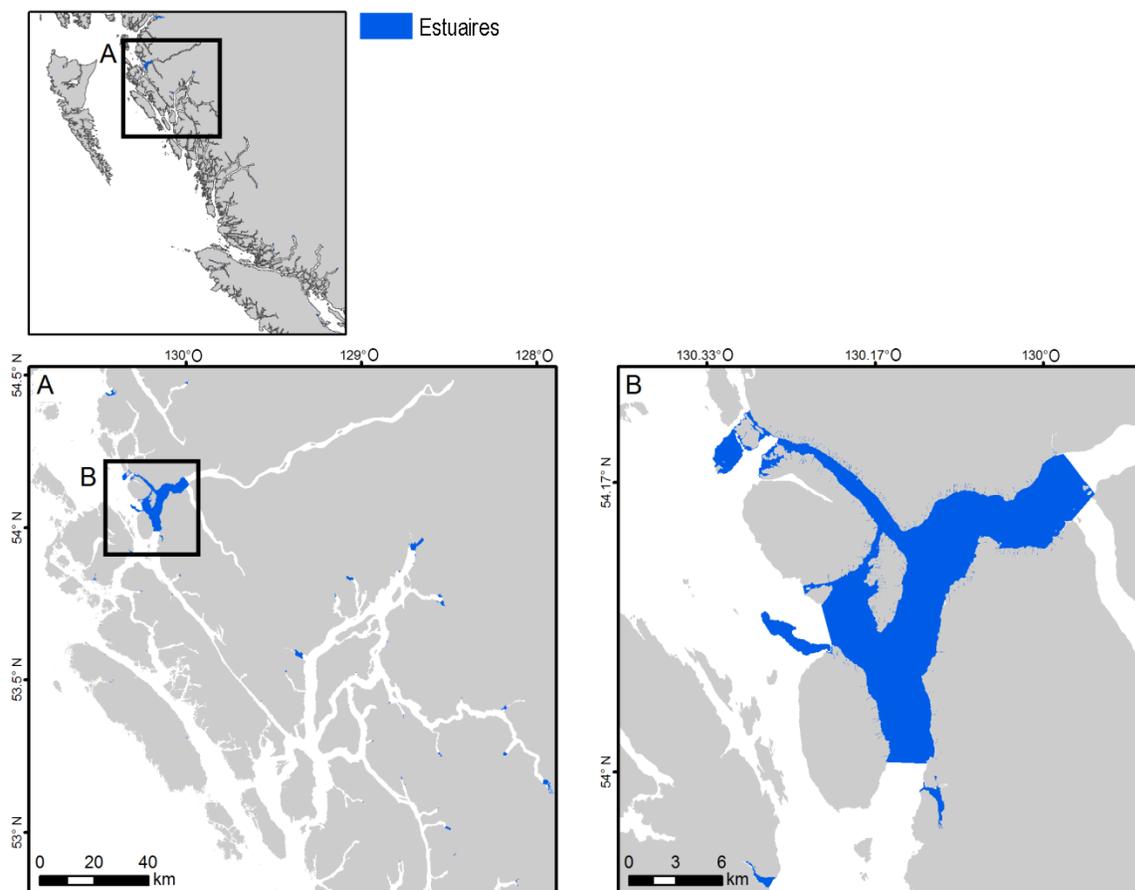


Figure 7. Exemple de la couche de données sur les estuaires dans la partie septentrionale de la biorégion du plateau Nord. L'estuaire illustré en bleu est l'estuaire de la rivière Skeena, le plus grand estuaire de la biorégion du plateau Nord.

2.3.3. Description de la caractéristique

Les estuaires sont des habitats très productifs au confluent des écosystèmes d'eau douce et d'eau salée. La productivité dans les estuaires est stimulée par des niveaux élevés d'éléments nutritifs provenant des rivières, des sources océaniques et des sources détritiques internes (Naiman et Sibert 1979). Ces nutriments alimentent la production primaire benthique et pélagique (Moore *et al.* 2015), qui soutient des densités élevées de poissons et d'invertébrés, en particulier les juvéniles, contribuant au rôle des estuaires comme habitat de nurserie. La turbidité élevée dans les estuaires et l'abondance de la végétation (plantes de marais salés, zostère, macroalgues) protègent les juvéniles d'espèces comme le saumon du Pacifique contre les prédateurs, ce qui renforce le rôle de nurserie des estuaires pour ces espèces (Macdonald *et al.* 1988; Semmens 2008).

Clarke et Jamieson (2006b) ont évalué l'importance biologique des estuaires et ont déterminé que leur nature géographiquement limitée créait des regroupements d'espèces anadromes (notamment le saumon et l'eulakane) en les canalisant dans un espace clos avant leur montaison. Par exemple, au moins 448 stocks de saumons reproducteurs génétiquement distincts ont été décrits dans l'estuaire de la rivière Skeena (Morrell 2000). En plus du saumon, la rivière Skeena, son estuaire et les eaux adjacentes sont importants pour le saumon arc-en-ciel, la truite, le corégone, la fausse limande, la morue du Pacifique, le flétan du Pacifique,

l'éperlan argenté et le hareng du Pacifique (Hoos 1975).

Clarke et Jamieson (2006b) ont également remarqué que les estuaires avaient des conséquences sur la valeur adaptative des saumoneaux. Cette constatation est corroborée par des études qui ont révélé une augmentation de la survie en mer des saumons juvéniles dont les taux de croissance sont plus élevés en raison des meilleures possibilités d'alimentation dans les estuaires (Moulton 1997; Mortensen *et al.* 2000). L'amélioration de la valeur adaptative procurée par l'estuaire de la rivière Skeena est d'une importance capitale parce que bon nombre des stocks de saumon qui y grandissent sont « menacés d'extinction » ou « préoccupants » (Morrell 2000).

Les estuaires sont composés de différents habitats, notamment les marais salés, les herbiers de zostère et les vasières. Ces habitats fournissent de nombreux services écosystémiques, y compris la filtration de l'eau, l'enrichissement en éléments nutritifs et le recyclage de ces derniers, le traitement des détritiques et la fourniture d'énergie pour soutenir les réseaux trophiques côtiers (Ryder *et al.* 2007). Bon nombre de ces habitats sont également importants pour les oiseaux aquatiques, dont certains sont préoccupants sur le plan de la conservation, notamment la bernache cravant, l'hareld de kakawi, le cygne siffleur, le plongeon à bec blanc, la macreuse à bec jaune, la macreuse à front blanc, le grèbe esclavon et le grèbe à cou noir, qui sont inscrits sur la liste bleue de la C.-B., ainsi que le grèbe élégant, qui figure sur la liste rouge de la province (Ryder *et al.* 2007; BCCDC 2017).

De nombreuses espèces qui utilisent les estuaires pour l'alimentation, la croissance et la migration ont été identifiées comme des priorités de conservation dans le cadre du processus de planification du réseau d'AMP de la BPN (Tableau 6).

Tableau 6. Utilisations connues des estuaires par des espèces désignées comme étant prioritaires pour la conservation, y compris des espèces d'importance écologique, pour le réseau d'AMP dans la BPN.

Espèces prioritaires pour la conservation	Type d'utilisation de l'habitat	Références
Morue du Pacifique	Alimentation	Hoos 1975; Simenstad <i>et al.</i> 1982; Beamish et McFarlane 2014
Salmonidés migrant dans l'océan (saumon quinnat, saumon kéta, saumon rose, saumon rouge et saumon coho, saumon arc-en-ciel)	Croissance/pouponnière; migration; regroupement (adultes)	Higgins et Schouwenburg 1973; Simenstad <i>et al.</i> 1982; Groot et Margolis 1991; Simmons <i>et al.</i> 2013; Moore <i>et al.</i> 2015
Truite fardée	Alimentation	Simenstad <i>et al.</i> 1982; Aitkin 1998
Callianasse de Californie	Regroupement	Feldman <i>et al.</i> 2000
Eulakane	Migration	Hart 1973; Willson <i>et al.</i> 2006
Crabe dormeur	Croissance/pouponnière	Gunderson <i>et al.</i> 1990
Oiseaux aquatiques ⁹	Migration; alimentation	Ryder <i>et al.</i> 2007

⁹ Comme l'indiquent Ryder *et al.* (2007), de nombreuses espèces de canards, d'oies, de cygnes, de huards et de grèbes dépendent des estuaires pour se nourrir et migrer. Au moins treize espèces ont été désignées à titre de priorités de conservation pour le réseau d'AMP de la BPN (MPO 2017).

2.3.4. État et tendances de la caractéristique

Les estuaires sont soumis à une myriade de menaces, dont la perte d'habitat, l'aménagement et le dragage des rives, le piétinement, l'eutrophisation, l'extraction des ressources, le détournement de l'eau douce, la contamination chimique et la pollution (Kennish 2002). De nombreuses perturbations anthropiques découlent de l'aménagement du littoral et des activités humaines menées dans les estuaires (Kennish 2002) et devraient s'accroître au sein des populations côtières (Robb 2014). Des perturbations anthropiques se produisent également dans les hautes terres dont les eaux s'écoulent dans les estuaires, augmentant ainsi les concentrations de sédiments, d'éléments nutritifs et de polluants (Robb 2014). L'utilisation des estuaires pour soutenir l'exploitation forestière en Colombie-Britannique était répandue auparavant. Certaines de ces activités ont ralenti, mais leurs effets résiduels demeurent. Ceux-ci sont toutefois peu étudiés le long de la côte.

Les estuaires sont donc considérés comme l'un des écosystèmes les plus menacés au monde (Ryder *et al.* 2007) et la plupart d'entre eux ont été touchés dans une certaine mesure par les activités humaines. La dégradation des estuaires aura une incidence sur leur valeur écosystémique et notamment sur leur valeur en tant qu'habitat de croissance des juvéniles. Des études sur les saumons juvéniles ont d'ailleurs montré que la survie des saumons est réduite dans les estuaires industrialisés. Par exemple, la survie du saumon quinnat était trois fois plus faible dans les estuaires où les niveaux de développement étaient élevés (Magnusson et Hilborn 2003). Toutefois, en moyenne, les estuaires de la BPN sont moins menacés par les activités humaines que ceux du sud de la province (Robb 2014). En outre, une plus grande proportion des estuaires du nord bénéficie d'une certaine désignation de conservation (Robb 2014), ce qui pourrait limiter les perturbations futures.

Les efforts de restauration déployés dans les estuaires (notamment dans les marais salés et les herbiers de zostère) ont connu un succès variable (Roni *et al.* 2002). En général, la restauration peut être utile pour rétablir la biodiversité et les fonctions de l'écosystème dans des systèmes déjà dégradés, mais ces habitats restaurés n'offrent pas nécessairement la biodiversité et les ressources naturelles d'un système qui n'a pas été détérioré auparavant (Moore *et al.* 2015).

2.3.5. Évaluation en fonction des critères relatifs aux ZIEB

On a évalué les caractéristiques des estuaires en fonction des critères relatifs aux ZIEB afin de déterminer si elles devraient être incluses dans les ZIEB littorales (Tableau 7).

Tableau 7. Évaluation des estuaires en fonction des huit critères relatifs aux ZIEB (encadrés 1 et 2). Info insuf. : Information insuffisante.

Critères relatifs aux ZIEB	Classement de la pertinence du critère			
	Info insuf.	Faible	Moyenne	Élevée
Caractère unique ou rareté			X	
Justification : Les estuaires sont uniques parmi les habitats marins parce qu'ils forment une zone de transition entre les réseaux terrestres, dulcicoles et marins, contrairement aux autres caractéristiques côtières qui sont strictement marines. Toutefois, étant donné que les estuaires ne sont pas rares à l'échelle mondiale, ni dans la BPN, ils ont reçu la note Moyenne et non Élevée pour ce critère. Les différents estuaires de la région peuvent être considérés comme vraiment uniques parce qu'ils abritent l'eulakane, une espèce que l'on trouve dans très peu d'estuaires le long de la côte de la Colombie-				

Critères relatifs aux ZIEB	Classement de la pertinence du critère			
	Info insuf.	Faible	Moyenne	Élevée
Britannique, pendant les migrations de frai des adultes et la dévalaison des juvéniles (Lucas <i>et al.</i> 2007).				
Importance particulière pour les stades biologiques des espèces				X
<p>Justification : Les estuaires ont reçu une note Élevée pour ce critère parce qu'ils sont essentiels à la survie de toutes les espèces anadromes, qui doivent les traverser en tant qu'adultes pour le frai et que juvéniles pendant la dévalaison (Clarke et Jamieson 2006b, précédent processus de ZIEB).</p> <p>Les estuaires sont particulièrement importants pour la valeur adaptative du saumon. Des études ont montré que les estuaires sont des haltes précieuses sur les voies de dévalaison des jeunes salmonidés du Pacifique (Moore <i>et al.</i> 2015), auxquels ils fournissent des ressources optimales en proies, une protection contre la prédation et des conditions environnementales appropriées pour la transition physiologique à un environnement marin (Simenstad <i>et al.</i> 1982). Certains considèrent que les estuaires constituent un habitat essentiel pour le saumon quinnat (Moore <i>et al.</i> 2016). Les taux de croissance élevés que permettent les possibilités d'alimentation dans les estuaires ont été liés à l'augmentation de la survie en mer (Moulton 1997; Mortensen <i>et al.</i> 2000). De plus, l'ampleur relative de cette augmentation est proportionnelle à l'état (c.-à-d. vierge ou dégradé) de l'estuaire pour le saumon quinnat (Magnusson et Hillborn 2003). L'amélioration de l'alimentation et de la croissance a même été documentée chez des espèces qui traversent rapidement les estuaires pendant leur migration vers la mer (p. ex. le saumon rose et le saumon rouge) (Weitkamp 2014).</p> <p>Les estuaires favorisent également une croissance plus élevée des crabes dormeurs juvéniles comparativement aux habitats non estuariens en raison des températures plus élevées et des sources de nourriture plus nombreuses (Gunderson <i>et al.</i> 1990). Enfin, les estuaires abritent de grandes populations d'oiseaux aquatiques qui se regroupent pour de nombreuses raisons, comme l'alimentation, le repos et la reproduction (Baldwin et Lovvorn 1994; Ganter 2000; Ryder <i>et al.</i> 2007). D'autres espèces utilisent également les estuaires pour certaines phases de leur cycle biologique, comme l'indique le tableau 6.</p>				
Importance pour des espèces menacées, en déclin ou en voie de disparition, ou pour leurs habitats			X	
<p>Justification : Les estuaires ont reçu la note Moyenne pour ce critère en raison de l'importance de certains d'entre eux pour plusieurs espèces préoccupantes sur le plan de la conservation. Par exemple, Morrell (2000) a déterminé que 30 stocks génétiquement distincts de saumon quinnat dans la rivière Skeena étaient « menacés d'extinction » ou « préoccupants », et il est probable que d'autres stocks préoccupants de la BPN n'ont pas encore été évalués. Le saumon quinnat dépend des habitats estuariens pour sa croissance maximale au cours de ses premières semaines ou de ses premiers mois dans l'environnement marin (Groot et Margolis 1991; Moore <i>et al.</i> 2015), et certains auteurs ont considéré les estuaires comme un habitat essentiel du saumon quinnat (Moore <i>et al.</i> 2015). On a constaté que l'état d'un estuaire (c.-à-d. vierge ou dégradé) utilisé par le saumon quinnat juvénile a une incidence sur le taux de survie en mer (Magnusson et Hillborn 2003).</p> <p>Le saumon kéta et le saumon rose de la rivière Skeena sont également préoccupants sur le plan de la conservation (Morrell 2000), et on sait qu'ils forment de grands bancs au début de leur séjour en mer (Groot et Margolis 1991). On a trouvé des juvéniles en abondance dans l'estuaire de la Skeena (Carr-Harris <i>et al.</i> 2015). Il est généralement admis que la croissance rapide au cours du stade initial de la vie en mer dans les estuaires réduit la vulnérabilité des salmonidés à la prédation (Moulton 1997), de sorte que les habitats estuariens sont probablement importants pour la survie et le rétablissement de ces espèces.</p> <p>Plusieurs espèces d'oiseaux aquatiques inscrites sur les listes rouge et bleue utilisent également des habitats estuariens (Ryder <i>et al.</i> 2007; BCCDC 2017). Enfin, des populations d'eulakane en voie de</p>				

Critères relatifs aux ZIEB	Classement de la pertinence du critère			
	Info insuf.	Faible	Moyenne	Élevée
disparition et préoccupantes (population de la côte centrale en voie de disparition; populations préoccupantes des rivières Nass et Skeena) traversent certains estuaires aux stades adulte et juvénile.				
Vulnérabilité, fragilité, sensibilité ou lent rétablissement			X	
<p>Justification : De nombreuses études ont décrit la dégradation dans les estuaires causée par plusieurs agents de stress (Borja <i>et al.</i> 2010). Par exemple, il a été démontré que la diversité et la connectivité écologique sont réduites dans les estuaires soumis à des agents de stress cumulatifs (de Juan <i>et al.</i> 2013), tout comme l'abondance des espèces (Ryder <i>et al.</i> 2007). Les perturbations anthropiques peuvent également limiter la valeur des habitats estuariens (Hass <i>et al.</i> 2002).</p> <p>De plus, deux habitats dominants qui se trouvent dans les estuaires, soit les marais salés et la zostère, sont considérés comme très vulnérables à la dégradation et présentent des taux de rétablissement lents (Hauxwell <i>et al.</i> 2003; Plus <i>et al.</i> 2003; Neckles <i>et al.</i> 2005; Boese <i>et al.</i> 2009; Borja <i>et al.</i> 2010).</p> <p>Toutefois, les estuaires sont des caractéristiques intrinsèquement dynamiques, fortement influencées par les conditions océaniques et fluviales changeantes (Elliott et Whitfield 2011). Les perturbations physiques naturelles dans les estuaires peuvent contribuer à la résilience écosystémique aux agents de stress (Boesch 1974; Geden <i>et al.</i> 2011), ce qui explique la note Moyenne et non Élevée pour ce critère.</p>				
Productivité biologique				X
<p>Justification : Les estuaires sont généralement considérés comme étant très productifs (Nixon <i>et al.</i> 1986; Ryder <i>et al.</i> 2007; Elliott et Whitfield 2011). Les niveaux élevés d'éléments nutritifs provenant des cours d'eau et des sources océaniques, ainsi que les éléments nutritifs issus de la décomposition des débris se trouvant à l'intérieur des estuaires (Naiman et Sibert 1979), favorisent la productivité de ces étendues d'eau et alimentent la production primaire benthique et pélagique (Moore <i>et al.</i> 2015). Les microbes et le phytoplancton produits dans les estuaires sont consommés par le zooplancton et les invertébrés benthiques qui, à leur tour, soutiennent une abondance d'espèces de niveau trophique supérieur et contribuent aux niveaux très élevés de la production secondaire dans les estuaires (Moore <i>et al.</i> 2015).</p>				
Diversité biologique				X
<p>Justification : Les estuaires offrent une grande diversité d'habitats, notamment les herbiers de zostère, les vasières, les terres humides et les marais littoraux (Emmett <i>et al.</i> 2000), qui abritent une diversité d'espèces végétales et animales (Emmett <i>et al.</i> 2000; ministère de l'Environnement de la C.-B. 2006). En Colombie-Britannique, on estime que, malgré leur superficie totale relativement petite, les estuaires sont utilisés par de nombreuses espèces côtières de tous les principaux groupes taxonomiques à un moment donné de leur vie (Lucas <i>et al.</i> 2007), y compris par un grand nombre d'espèces d'oiseaux de mer (Ryder <i>et al.</i> 2007).</p> <p>L'estuaire de la rivière Skeena, par exemple, est largement utilisé par six espèces de salmonidés provenant de populations originaires de la rivière, de ses bassins hydrographiques et des zones environnantes, intégrant ainsi la diversité d'une vaste région de la côte nord de la Colombie-Britannique (Carr-Harris <i>et al.</i> 2015). Au moins 448 stocks de saumons reproducteurs génétiquement distincts ont été décrits dans l'estuaire de la rivière Skeena (Morrell 2000). Ces facteurs se combinent et donnent la note globale Élevée pour ce critère.</p>				

Critères relatifs aux ZIEB	Classement de la pertinence du critère			
	Info insuf.	Faible	Moyenne	Élevée
Caractère naturel	Variable			
<p>Justification : Les estuaires sont soumis à de nombreuses menaces, notamment l'eutrophisation, l'extraction des ressources, le détournement de l'eau douce, l'aménagement du littoral, les espèces aquatiques envahissantes et la contamination chimique (Kennish 2002; Ryder <i>et al.</i> 2007). Toutefois, il y a aussi de nombreuses zones côtières dans la région où ces activités n'ont pas eu lieu et où les estuaires demeurent relativement vierges; plus de 40 % des estuaires cartographiés en Colombie-Britannique ont été peu touchés par des menaces connues, et une grande proportion d'entre eux se trouvaient dans la BPN (Robb 2014). C'est ce qui explique les différents états de naturalité des estuaires de la région, et donc la note collective Variable pour ce critère.</p>				
Regroupement				X
<p>Justification : Tous les estuaires agissent comme des goulots d'étranglement qui regroupent les espèces anadromes (p. ex. le saumon et l'eulakane) pendant les migrations des adultes et des juvéniles entre les eaux douces et les eaux marines, ce qui est l'une des raisons pour lesquelles ils ont déjà été désignés comme des ZIEB (Clarke et Jamieson 2006b). Il est bien établi que les juvéniles du saumon kéta et du saumon rose forment de grands bancs au début de leur séjour en mer (Groot et Margolis 1991) et certains grands bancs de ces espèces ont été observés dans l'estuaire de la rivière Skeena (Carr-Harris <i>et al.</i> 2015). Des saumons arc-en-ciel juvéniles, des harengs du Pacifique, des éperlans argentés et des crabes dormeurs juvéniles ont également été décrits comme se trouvant en abondance sur le banc Flora, dans l'estuaire de la rivière Skeena (Moore <i>et al.</i> 2015). C'est pourquoi les estuaires ont reçu la note Élevée pour ce critère.</p>				

2.3.6. Sommaire

Les estuaires ont été désignés comme des ZIEB en 2012 (MPO 2013). Pour mettre à jour et appuyer cette désignation, nous présentons ici une évaluation officielle en fonction des critères du MPO et de la CDB, selon le modèle normalisé élaboré par Ban *et al.* (2016). Les estuaires ont reçu une note Élevée pour quatre critères sur huit et Moyenne pour trois critères sur huit. Ils ont obtenu une note Élevée pour le regroupement, la diversité biologique, l'importance spéciale pour des stades du cycle biologique et la productivité, et une note Moyenne pour la vulnérabilité, le caractère unique et l'importance pour des espèces menacées. La note est Variable pour le critère de naturalité puisque cette évaluation portait sur les estuaires en tant que caractéristique de l'ensemble de la côte, plutôt que sur un estuaire en particulier. Notre évaluation appuie la désignation antérieure des estuaires comme ZIEB (Clarke et Jamieson 2006b). En plus de l'évaluation mise à jour, un ensemble de données spatiales est fourni pour représenter les estuaires de la BPN, ce qui manquait dans le processus précédent. Enfin, bien que les différents estuaires n'aient pas été évalués individuellement, compte tenu de leur taille et des classements du Programme de conservation des estuaires du Pacifique, la présente évaluation a montré que les estuaires de la Skeena, de la Nass et de la Kitimat constituent des ZIEB prioritaires en raison de leur taille et de leur importance pour les oiseaux (Ryder *et al.* 2007) et des poissons anadromes comme l'eulakane et le saumon du Pacifique. Les estuaires plus petits pouvant être importants à l'échelle de la sous-région n'ont pas été mis en évidence ici, mais tous les estuaires répondent aux critères relatifs aux ZIEB.

2.4. HERBIERS DE PHYLLOSPADIX



Figure 8. *Phyllospadix* sp. à l'île Louise, Haida Gwaii. (Crédit photo : Sharon Jeffery)

2.4.1. Introduction

Phyllospadix est un genre de plantes marines appartenant au phylum *Phyllospadix* (Phillips 1979). Trois espèces de ce genre, différentes de par leur phénologie, leur morphologie et leur zonation dans l'habitat benthique intertidal rocheux, sont présentes dans la BPN : *P. torreyi*, *P. scouleri* et *P. serrulatus* (Phillips 1979; Gabrielson *et al.* 2000). Les trois espèces peuvent dominer la zone intertidale, former de vastes herbiers avec une couverture de plus de 80 % et empêcher d'autres organismes comme les algues d'occuper l'espace (Turner et Lucas 1985; Menge *et al.* 2005). Les zones littorales qui abritent des herbiers de phyllospadix n'ont pas encore été évaluées en tant que ZIEB pour la BPN.

Les plants de *Phyllospadix* ont une longue durée de vie et forment des herbiers très persistants (Turner 1985). Cependant, les lits de *Phyllospadix* sont également lents à se rétablir des perturbations physiques (Turner et Lucas 1985; Menge *et al.* 2005). Comme les autres plantes marines, les espèces de phyllospadix sont très productives et ont un taux élevé de renouvellement des feuilles (Ramirez-Garcia *et al.* 1998); les abondantes feuilles de phyllospadix, en forme de varech, constituent des apports d'éléments nutritifs pour une variété d'autres écosystèmes, des zones intertidales élevées aux canyons sous-marins (Green et Short 2003).

2.4.2. Répartition

On trouve des phyllospadix dans les régions intertidales et les régions infratidales peu profondes (Druehl et Clarkston 2016). Les espèces de phyllospadix sont écologiquement distinctes des autres plantes marines parce qu'elles poussent sur les côtes rocheuses et dans des environnements à haute énergie (Cooper et McRoy 1988). La répartition intertidale des trois espèces de phyllospadix est quelque peu distribuée entre les profondeurs, *P. serrulatus* étant présente au milieu de la zone intertidale moyennes, *P. scouleri* dans le bas de la zone intertidale et *P. torreyi* du bas de la zone intertidale aux profondeurs élevées de la zone infratidale (Phillips 1979).

Ensemble de données spatiales

La couche de données sur le phyllospadix des ZIEB est la couche de la [bande biologique du phyllospadix](#) de la BCMCA (Figure 9). Bien que les bandes biologiques représentent la

meilleure classification disponible pour l'habitat intertidal, les données sont désuètes dans de nombreuses zones et n'indiquent pas les profondeurs ou l'étendue occupées par l'espèce puisqu'elles sont illustrées sous forme de simples lignes tracées le long du littoral. Il est recommandé d'effectuer une vérification sur le terrain pour évaluer l'exactitude de cette couche. Dans certaines régions, y compris dans les zones caractérisées par des substrats de roches ou de galets plus profonds, les phyllospadix peuvent se mêler à la zostère.

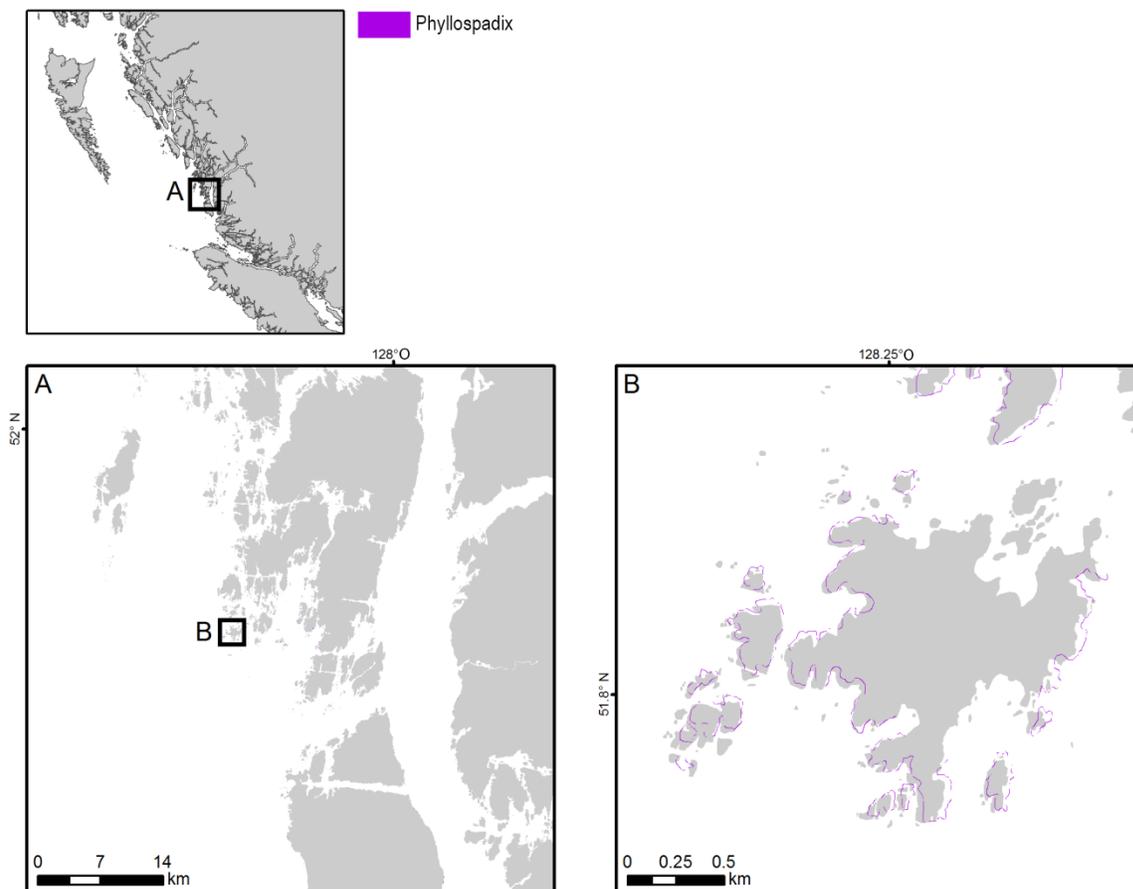


Figure 9. Exemple de la couche de données sur le phyllospadix dans la partie centrale de la biorégion du plateau Nord. Contrairement aux caractéristiques de la laminaire et de la zostère, qui comprennent de grands polygones, les données sur le phyllospadix ne comprennent que des caractéristiques linéaires (bandes biologiques) qui peuvent être difficiles à visualiser à grande échelle.

2.4.3. Description de la caractéristique

Phyllospadix sp. a été désignée comme une EIE et une priorité de conservation pour le réseau d'AMP de la BPN (MPO 2017) en raison de son rôle important en tant qu'espèce formant un habitat. Les herbiers de phyllospadix couvrent souvent de vastes superficies, avec deux espèces ou plus coexistant à différentes profondeurs (Phillips 1979). Les espèces de phyllospadix sont considérées comme des espèces dominantes, de fin de succession, facilitées par les plantes de début et milieu de succession (Turner 1983; Menge *et al.* 2005). Les espèces de phyllospadix jouent un rôle écologique important dans les habitats intertidaux exposés aux vagues. Tout d'abord, elles ont une forte capacité d'atténuer l'énergie des vagues en raison de la longueur et de la densité de leurs feuilles (Phillips 1979), fournissant des microhabitats

protégés dans leurs canopées et leurs systèmes racinaires (Moulton et Hacker 2011). Les systèmes de racines et de rhizomes des plants de phyllospadix jouent également un rôle dans la stabilisation des rivages rocheux et leur protection contre l'érosion (Gibbs 1902). Les sédiments s'accumulent sous le couvert dense des phyllospadix et sont emprisonnés dans les épais tapis de rhizomes, formant des couches de sédiments pouvant atteindre une épaisseur d'un mètre qui créent un habitat pour les invertébrés endofauniques (Gibbs 1902; Phillips 1979). On pense que ce piégeage de sédiments peut aider à créer des terrasses sur les rivages balayés par le ressac (Gibbs 1902). Enfin, les espèces de phyllospadix sont des plantes très productives (Ramirez-Garcia *et al.* 1998), produisant plus de 8 000 g de poids sec/m²/an dans les zones où la couverture par les herbiers est continue, et des taux annuels de production de 17,8 et 22,6 feuilles par pousse pour *P. torreyi* et *P. scouleri*, respectivement. (Ramirez-Garcia *et al.* 1998). Une grande partie de cette productivité est exportée des herbiers et fournit des apports d'éléments nutritifs à une variété d'autres écosystèmes (Dugan *et al.* 2011).

Les espèces *Phyllospadix* ont été considérées comme des espèces formant des habitats, des espèces fondatrices qui améliorent les conditions environnementales pour d'autres espèces (Shelton 2010). Dans les zones intertidales, les plants de phyllospadix sont importants pour modérer les températures dans les cuvettes de marée, et leur élimination peut entraîner des changements importants dans la composition des communautés de plantes et d'invertébrés (Shelton 2010). Les phyllospadix fournissent également des habitats aux communautés de macroinvertébrés et les protègent; les feuilles et les rhizomes offrent un habitat protecteur aux macroinvertébrés dans les environnements où l'énergie des vagues est forte, tandis que les sédiments piégés par les racines et les rhizomes constituent un habitat pour les organismes endofauniques qui ne pourraient autrement exister sur une plage rocheuse (Moulton et Hacker 2011). Moulton et Hacker (2011) ont constaté que même si les deux espèces étaient considérées comme des créateurs d'habitats importants, *P. scouleri* fournissait un meilleur habitat pour les espèces épifauniques, tandis que *P. serrulatus* accrétait plus de sable et constituait un meilleur habitat pour les espèces endofauniques. Enfin, *P. scouleri* est la seule espèce à pouvoir survivre dans les zones intertidales où le sable est en mouvement constant, et il est possible que ces plantes créent un refuge pour d'autres espèces dans cet environnement autrement hostile (Littler *et al.* 1983).

Le hareng du Pacifique, une EIE et prioritaire pour la conservation dans la BPN, utilise les phyllospadix comme habitat de frai (Tableau 8).

Tableau 8. Utilisations connues des herbiers de phyllospadix par des espèces désignées comme étant prioritaires pour la conservation, y compris des espèces d'importance écologique, pour le réseau d'AMP dans la BPN.

Espèces prioritaires pour la conservation	Utilisation du phyllospadix	Références
Hareng du Pacifique	Frai (souvent non différencié de la zostère [<i>Z. marina</i>] dans les relevés de ponte)	Taylor (1964); von Carolsfeld (1997); Turner (2001); Barto (2008)

2.4.4. État et tendances de la caractéristique

Les herbiers de phyllospadix non perturbés sont denses, persistants et anciens. Ils peuvent exclure d'autres types de végétation (Turner 1985; Turner et Lucas 1985) et résistent aux ondes de tempête (Turner 1985). Toutefois, les phyllospadix sont lents à se rétablir des perturbations (plus de trois ans pour les petites parcelles) en raison de la croissance lente des rhizomes et de la faible survie des graines et des semis (Turner et Lucas 1985). Les semences de phyllospadix

doivent se fixer à une algue pour croître (Turner et Lucas 1985), et la perte de semis est élevée (jusqu'à 93 %, Turner 1985).

Les risques pour les phyllospadix sont les suivants :

- Dessiccation et stress dû à la chaleur (Ramirez-Garcia *et al.* 1998)
- Eaux usées et mazoutage (Foster *et al.* 1971; Littler et Murray 1975; Juday et Foster 1990)
- Aménagement côtier¹⁰
- Programmes de renforcement des rives (Craig *et al.* 2008)
- Eutrophisation (Honig *et al.* 2017)

2.4.5. Évaluation en fonction des critères relatifs aux ZIEB

On a évalué les caractéristiques des herbiers de phyllospadix en fonction des critères relatifs aux ZIEB afin de déterminer s'ils devraient être considérés comme des ZIEB littorales (Tableau 9).

Tableau 9. Évaluation du phyllospadix en fonction des huit critères relatifs aux ZIEB (encadrés 1 et 2).
Info insuf. : Information insuffisante.

Critères relatifs aux ZIEB	Classement de la pertinence du critère			
	Info insuf.	Faible	Moyenne	Élevée
Caractère unique ou rareté		X		
<p>Justification : Tous les herbiers marins, y compris les phyllospadix (et la zostère), sont uniques parmi les plantes à fleurs parce qu'ils constituent le seul groupe de plantes capables d'accomplir leur reproduction sexuelle lorsqu'elles sont immergées dans un environnement marin (Scagel 1971). Toutefois, étant donné que les herbiers de phyllospadix sont omniprésents en Colombie-Britannique, et non seulement dans la BPN, une note Faible est attribuée pour ce critère.</p>				
Importance particulière pour les stades biologiques des espèces			X	
<p>Justification : Les espèces <i>Phyllospadix</i> ont été considérées comme des espèces formant des habitats, des espèces fondatrices, car elles peuvent modifier l'habitat environnant pour faciliter la présence d'autres espèces. De nombreuses espèces peuvent survivre sur les rives balayées par le ressac uniquement en raison de la présence de phyllospadix. Par exemple, <i>P. scouleri</i> survit dans les zones intertidales où le sable est en mouvement constant et où elle contribue à lier le substrat et fournit un habitat à d'autres espèces dans un environnement autrement hostile (Littler <i>et al.</i> 1983). Les phyllospadix atténuent l'énergie des vagues (Phillips 1979) et offrent à une variété d'espèces intertidales des microhabitats abrités sur les rivages très exposés aux vagues (Moulton et Hacker 2011). Enfin, les phyllospadix emprisonnent les sédiments dans leurs racines et leurs rhizomes, fournissant un habitat aux organismes endofauniques qui ne pourraient autrement exister sur une côte rocheuse (Moulton et Hacker 2011).</p> <p>Les espèces de phyllospadix sont toutefois largement sous-étudiées en raison des difficultés d'accès aux herbiers intertidaux dans les environnements exposés aux vagues. De ce fait, leur importance pour de nombreuses espèces est inconnue, ce qui donne une note Moyenne pour ce critère.</p>				

¹⁰ [Multi-agency Rocky Intertidal Network \(MARINE\) – Surfgrass](#)

Critères relatifs aux ZIEB	Classement de la pertinence du critère			
	Info insuf.	Faible	Moyenne	Élevée
Importance pour des espèces menacées, en déclin ou en voie de disparition, ou pour leurs habitats	X			
Justification : Aucune espèce en voie de disparition ou en déclin dans la BPN ne dépend des phyllospadix pour sa survie ou son rétablissement, à notre connaissance. Toutefois, l'habitat constitué par les phyllospadix est largement sous-étudié; c'est pourquoi l'information sur les herbiers de phyllospadix est insuffisante pour évaluer ce critère.				
Vulnérabilité, fragilité, sensibilité ou lent rétablissement			X	
Justification : Les phyllospadix sont des espèces de succession tardive dont le recrutement est facilité par des espèces d'algues de succession primaire (Turner et Lucas 1985). Les espèces de phyllospadix ont une grande persistance et les herbiers sont considérés comme résistants à certains types de perturbations (p. ex. vagues de tempête et autres formes de perturbations mécaniques) (Turner 1985). Toutefois, on a montré qu'une fois perturbées, les espèces de phyllospadix se rétablissent très lentement. Des expériences de retrait ont montré que les rhizomes de <i>P. scouleri</i> , <i>P. torreyi</i> et <i>P. serrulatus</i> poussaient à raison de moins de 8 cm/an, et que les semis étaient très lents à s'établir (Turner et Lucas 1985). Les phyllospadix sont sensibles à des menaces comme le dessèchement et le stress dû à la chaleur, les eaux usées et le mazoutage, l'aménagement côtier, les programmes de protection des rives et l'eutrophisation (Foster <i>et al.</i> 1971; Littler et Murray 1975; Ramirez-Garcia <i>et al.</i> 1998; Craig <i>et al.</i> 2008; Honig <i>et al.</i> 2017). Les herbiers de phyllospadix obtiendraient une note Faible pour ce critère en raison de leur stabilité et de leur résistance aux perturbations, mais on leur accorde une note Moyenne à cause des preuves montrant la lenteur de leur rétablissement et leur vulnérabilité à certaines menaces.				
Productivité biologique				X
Justification : Les phyllospadix sont des plantes très productives (Ramirez-Garcia <i>et al.</i> 1998) qui croissent en très fortes densités (Phillips 1979). Du fait de ces deux facteurs, les herbiers de phyllospadix constituant une couverture continue peuvent produire plus de 8 000 g de poids sec/m ² /an, et les taux annuels de production de feuilles sont estimés à 17,8 et 22,6 feuilles par pousse pour <i>P. torreyi</i> et <i>P. scouleri</i> , respectivement. (Ramirez-Garcia <i>et al.</i> 1998). Une grande partie de cette productivité est exportée des herbiers et fournit des apports d'éléments nutritifs à une variété d'autres écosystèmes (Dugan <i>et al.</i> 2011). Comme d'autres plantes marines, le phyllospadix joue un rôle dans la séquestration et le transfert du carbone (c.-à-d. le « carbone bleu »), ce qui souligne son rôle en tant que fournisseur de services écosystémiques.				
Diversité biologique	X			
Justification : On cite souvent l'importance des herbiers de phyllospadix pour diverses espèces, et il est bien établi qu'ils fournissent un habitat à une variété d'invertébrés (Moulton et Hacker 2011). Toutefois, nous n'avons trouvé aucune référence à des espèces particulières ou comparaison avec d'autres habitats rocheux intertidaux dans la documentation. C'est pourquoi on considère que l'information est insuffisante pour évaluer les herbiers de phyllospadix selon ce critère.				
Caractère naturel	Variable			
Justification : De nombreuses menaces pèsent sur la santé des herbiers de phyllospadix de la BPN, notamment le renforcement du littoral (Craig <i>et al.</i> 2008) et les eaux usées (Littler et Murray 1975).				

Critères relatifs aux ZIEB	Classement de la pertinence du critère			
	Info insuf.	Faible	Moyenne	Élevée
Cependant, il y a aussi de nombreuses zones côtières dans la région où ces menaces ne sont pas présentes, et où les herbiers de phyllospadix demeurent relativement vierges (p. ex. une grande partie de Haida Gwaii et la forêt pluviale de Great Bear). C'est ce qui explique les différents états de naturalité des herbiers de phyllospadix de la région, et donc la note Variable pour ce critère.				
Regroupement	X			
Justification : Les herbiers de phyllospadix sont vastes et sont composés de regroupements denses de plantes des espèces <i>Phytospadix</i> spp. Cependant, nous n'avons pas trouvé d'étude portant sur le rôle de soutien que jouent les herbiers de phyllospadix pour les regroupements d'autres espèces. Par conséquent, l'information n'est pas suffisante pour évaluer ce critère avec confiance pour le moment.				

2.4.6. Sommaire

Les herbiers de phyllospadix ont reçu une note Élevée pour la productivité, Moyenne pour la vulnérabilité et l'importance particulière, et Faible pour le caractère unique. Comme il n'y avait pas suffisamment d'information pour évaluer les autres critères, ils ont été notés comme Information insuffisante. Selon les directives du MPO, la désignation des ZIEB devrait reposer sur une note Élevée pour le caractère unique, les conséquences sur la valeur adaptative ou le regroupement (MPO 2004) ou une note Moyenne à Élevée pour la plupart des critères. Le MPO ne donne pas de directives précises indiquant si une note Élevée pour un critère de la CDB est suffisante pour une désignation de ZIEB. Étant donné les renseignements limités sur les EIE, autres que le hareng du Pacifique, qui utilisent régulièrement l'habitat des herbiers de phyllospadix, l'information n'est pas suffisante pour appuyer une désignation des herbiers de phyllospadix en tant que ZIEB à l'heure actuelle. D'autres recherches sont nécessaires pour combler ces lacunes.

2.5. PASSAGES À FORT COURANT DE MARÉE

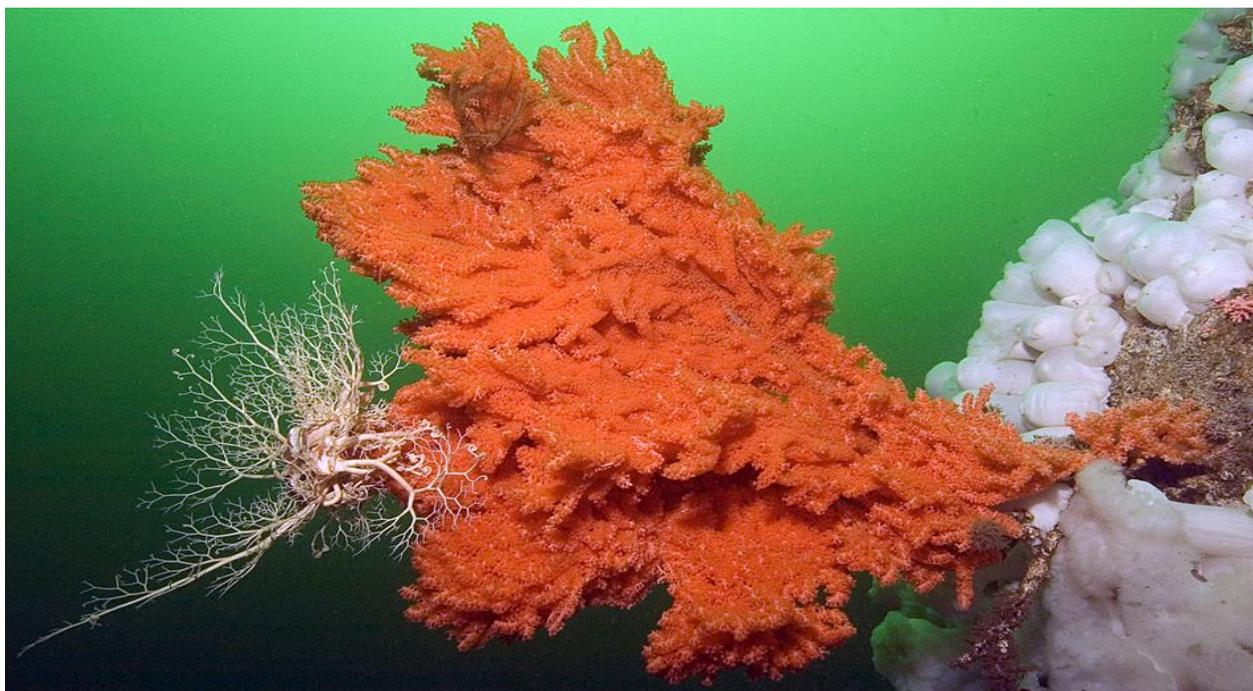


Figure 10. *Primnoa Pacifica* sur le seuil du cap Hoeya dans l'inlet Knight. (Crédit photo : Neil McDaniel)

2.5.1. Introduction

Les caractéristiques océanographiques comme les courants, les zones de remontée et les remous sont d'importants moteurs de la productivité océanique et de la diversité biologique (Crawford *et al.* 2007). Plus tôt dans le processus des ZIEB, le chevauchement entre les caractéristiques océanographiques régionales récurrentes déterminées par des experts et les zones importantes pour les espèces a été utilisé pour délimiter les ZIEB (Clarke et Jamieson 2006b); toutefois, ces caractéristiques océanographiques n'ont pas été évaluées pour la zone littorale. Dans les zones littorales, les passages à fort courant de marée peuvent créer des zones où le mélange est important (p. ex. dans les rapides de marée) et des zones de remontée locale, où des marées fortes font régulièrement remonter l'eau plus profonde à la surface. De telles caractéristiques peuvent jouer un rôle clé dans la productivité locale (Thomson 1981) et, par conséquent, dans les profils d'abondance et de diversité des espèces observés dans les zones côtières. Cette section souligne l'importance des courants de marée forts selon les profils de la diversité et de la productivité dans les zones littorales et fournit une évaluation initiale pour la désignation en tant que ZIEB. Quatre emplacements sont présentés, pour lesquels on dispose de renseignements biologiques qui peuvent permettre de caractériser l'importance écologique et biologique de ces zones.

2.5.2. Répartition

Compte tenu de la complexité topographique et bathymétrique de la côte de la BPN, il existe probablement de nombreuses zones à fort courant de marée dans toute la région littorale. Les passages à fort courant de marée sont définis ici comme des zones où le flux de marée est limité par une bathymétrie abrupte augmentant le courant. Bien que ces caractéristiques ne soient pas entièrement cartographiées à l'heure actuelle, nous en donnons une évaluation

générale en fonction des critères relatifs aux ZIEB afin d'évaluer la possibilité de les inclure dans les ZIEB littorales.

Ensemble de données spatiales

Il existe des passages à fort courant de marée dans de nombreux emplacements littoraux, mais très peu de relevés biologiques ciblés sont disponibles pour ces endroits. Ici, nous décrivons et cartographions quatre passages à fort courant de marée, avec les renseignements biologiques connexes, en soulignant leur valeur écologique par rapport à la région environnante. Il s'agit des zones suivantes : les rapides Nakwakto, le seuil du cap Hoeya dans l'inlet Knight, l'île Stubbs et le passage Mathieson (figures 11 à 14).

2.5.3. Description de la caractéristique

Dans les systèmes marins, l'interaction entre les courants océaniques et entre ces courants et la bathymétrie se traduit par une variété de caractéristiques qui contribuent au mélange des eaux profondes et des eaux de surface, favorisant ainsi une biodiversité et une productivité accrues. Ces caractéristiques comprennent les zones de remontée des eaux, les remous et les panaches, ainsi que les zones frontales (examiné dans Crawford *et al.* 2007), et peuvent se produire à l'échelle océanique, régionale ou locale. Dans les zones littorales, ces caractéristiques englobent le mélange qui survient lors des passages de marée, la remontée locale et les vagues internes, qui peuvent jouer un rôle important dans la structuration des communautés biologiques littorales (p. ex. Tunnicliffe et Syvitski 1983; Baynes et Szmant 1989). Ces caractéristiques sont présentes dans de nombreux passages où les courants de marée élargis sont déviés vers le haut par des crêtes sous-marines, des hauts-fonds et d'autres caractéristiques des fonds marins (p. ex. le passage Seymour, à Campbell River; Thomson 1981).

Rapides Nakwakto

Les rapides Nakwakto sont situés à environ 325 km au nord-ouest de Vancouver dans le complexe de l'inlet Seymour-Belize (Figure 11). Cinq bassins interconnectés dans le complexe de l'inlet Seymour-Belize (inlet Belize, inlet Seymour, Mereworth Sound, Alison Sound et Frederick Sound) sont reliés au bassin de la Reine-Charlotte par un seul passage de 300 m de largeur et 13 m de profondeur connu sous le nom de rapides Nakwakto (Thomson 1981). Les rapides sont situés à l'extrémité est du chenal Slingsby, et lors des marées de vives-eaux extrêmes, les courants atteignent à 8 m/s (16 nœuds) (Thomson 1981). Les rapides Nakwakto possèdent l'un des courants de marée navigables les plus rapides de la planète (Spear et Thomson 2012), ce qui rend cette région unique au monde. Ils sont bien connus dans la communauté des plongeurs récréatifs pour leur diversité biologique. Pacific Marine Life Survey Inc. (données inédites¹¹) a recensé plus de 240 espèces lors de plongées dans les rapides, dont 42 espèces d'algues, 16 espèces d'éponges, 52 espèces de mollusques et 17 espèces de poissons. Cette zone est considérée comme l'un des meilleurs sites de plongée en eau froide au monde, malgré ses dangers. Voici certaines des espèces connues pour leur abondance dans la région : le pouce-pied du Pacifique nord-est, le grand chétopère ou ver à tube de parchemin, le pétoncle des roches, les démosponges, l'œillet de mer, la pieuvre géante du Pacifique et de nombreuses espèces de sébastes et d'autres poissons (Howell 2012).

De grands regroupements dans les rapides Nakwakto (Lamb et Hanby 2005). La « variété Nakwakto » de *P. polymerus* est rouge vif, car l'hémoglobine du sang des pouces-pieds est visible. Les populations infratidales n'ont pas besoin du pigment noir présent chez les

¹¹ A. Lamb et D. Gibbs, Pacific Marine Life Survey Inc., Vancouver (Colombie-Britannique), 2017.

populations intertidales exposées au soleil (Lamb et Hanby 2005). La « variété Nakwakto » rouge de *P. polymerus* a récemment été signalée dans d'autres zones infratidales, notamment dans une grotte marine de l'île Calvert¹², sur la côte centrale et à Race Rocks¹³, près de Victoria. En raison de son lent taux de rétablissement après les perturbations et de son rôle écologique en tant qu'espèce formant un habitat, *P. polymerus* a été désigné comme une EIE et une priorité de conservation pour le processus de planification du réseau d'AMP dans la BPN (MPO 2017).

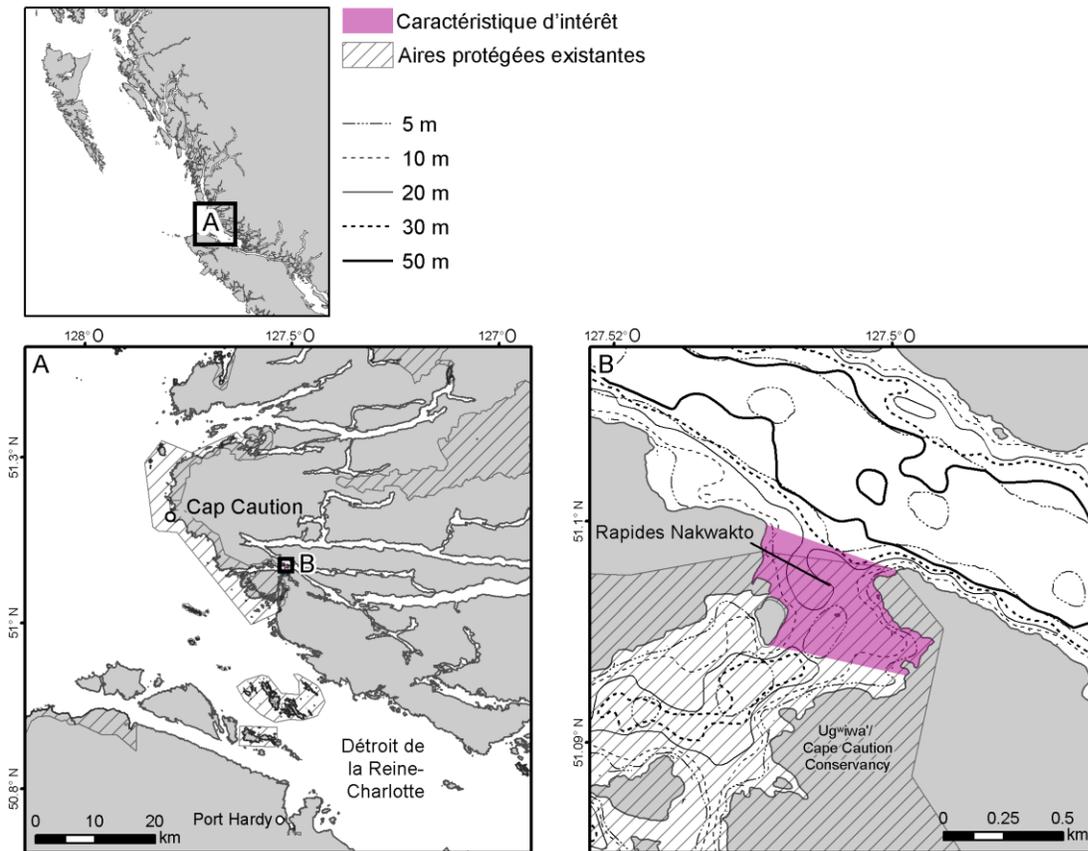


Figure 11. Les rapides Nakwakto, une zone à fort courant de marée dont la grande diversité et la productivité ont été prouvées. Les zones roses indiquent une caractéristique d'intérêt pour l'évaluation des ZIEB. Les limites définitives nécessiteront des recherches supplémentaires.

Seuil du cap Hoeya dans l'inlet Knight

L'inlet Knight est un fjord situé à 300 km au nord de Vancouver (C.-B.), s'étendant sur 102 km dans le continent à partir du détroit de la Reine-Charlotte (Figure 12). L'inlet a une largeur de 2 à 3 km et des parois latérales verticales (Farmer et Smith 1980). Sa profondeur moyenne est de 295 m, avec une profondeur maximale de 540 m (Pickard 1961). Il y a deux seuils dans le bras de mer, le seuil intérieur, au large du cap Hoeya, s'élevant à une profondeur de 70 m (Thomson 1981). Le seuil du cap Hoeya a fait l'objet d'études approfondies parce qu'il génère des ondes de gravité internes (p. ex. Farmer et Smith 1980; Thomson 1981; Klymak et Gregg 2003; Chen

¹² [Biodiversité de la côte centrale – Pouce-pied du Pacifique nord-est](#)

¹³ [Taxonomie de Race Rocks – Pouce-pied du Pacifique nord-est](#)

et al. 2017). Dans cette région, les différences de densité entre l'eau douce en surface et l'eau salée profonde produisent des vagues internes (vagues dans la colonne d'eau plutôt qu'à la surface) (Thomson 1981). Ce mélange maréal donne lieu à une productivité biologique et à une diversité élevées dans la région entourant le seuil.

Un examen récent de l'information biologique a révélé une grande biodiversité sur le site. Plus de 240 espèces différentes ont été recensées sur le seuil ou autour de celui-ci, en particulier plusieurs EIE (Boutillier et Davies 2017¹⁴). Par exemple, le seuil du cap Hoeya abrite au moins 46 espèces différentes de coraux, d'éponges et d'anémones. La forte densité du corail orangé du Pacifique, *Primnoa* sp., offre un intérêt particulier; l'espèce est présente ici à des profondeurs moins grandes qu'ailleurs sur la côte en raison de l'océanographie unique de la région (Boutillier et Davies 2017¹⁴). Les grands coraux comme *Primnoa* sp. abritent des sébastes (*Sebastes* sp.) et des crustacés, et sont utilisés par les suspensivores (p. ex. les fausses étoiles de mer, les anémones et les éponges) comme perchoirs dans les eaux à fort débit (Krieger et Wing 2002). Les coraux, notamment *Primnoa* sp., augmentent l'abondance du sébaste sur le banc Learmonth, dans l'entrée Dixon (Du Preez et Tunnicliffe 2011). Les coraux et les éponges ont été désignés comme des EIE et des priorités de conservation pour le réseau d'AMP de la BPN (MPO 2017) en raison de l'habitat biogénique qu'ils fournissent. Les regroupements connus de ces groupes vulnérables sur le seuil du cap Hoeya mettent en relief l'importance écologique et biologique de cette région.

La province de la Colombie-Britannique et les Premières Nations ont déterminé que le seuil du cap Hoeya est une zone écologique importante qui a besoin d'une protection accrue dans le cadre de leur Initiative de Partenariat de planification marine (MaPP). MaPP a désigné la zone comme zone marine protégée dans le cadre de son plan spatial marin (Initiative de Partenariat de planification marine 2015a). Ce zonage était attribuable à l'importance écologique du seuil en tant qu'habitat représentatif de l'écosystème de seuil peu profond, composé de gorgones et d'éponges, ainsi qu'à la présence unique d'espèces des eaux profondes ou rares à des profondeurs moins grandes (p. ex. gorgones, *Amphilectus infundibulus*, éponge moutonnée, crevette de Townsend et hémitriptère à grande bouche). Ce zonage limite les activités humaines aux activités récréatives et touristiques commerciales et publiques dans la zone marine protégée du seuil du cap Hoeya. Les activités de recherche sont « acceptables sous conditions » dans la mesure où elles n'ont pas d'incidence sur l'habitat sensible dans la zone (Initiative de Partenariat de planification marine 2015a).

¹⁴ Boutillier, J. et Davies, S. 2017. Evaluation of Hoeya Head Sill in Knight Inlet, Rapport interne à la Gestion des pêches du MPO.

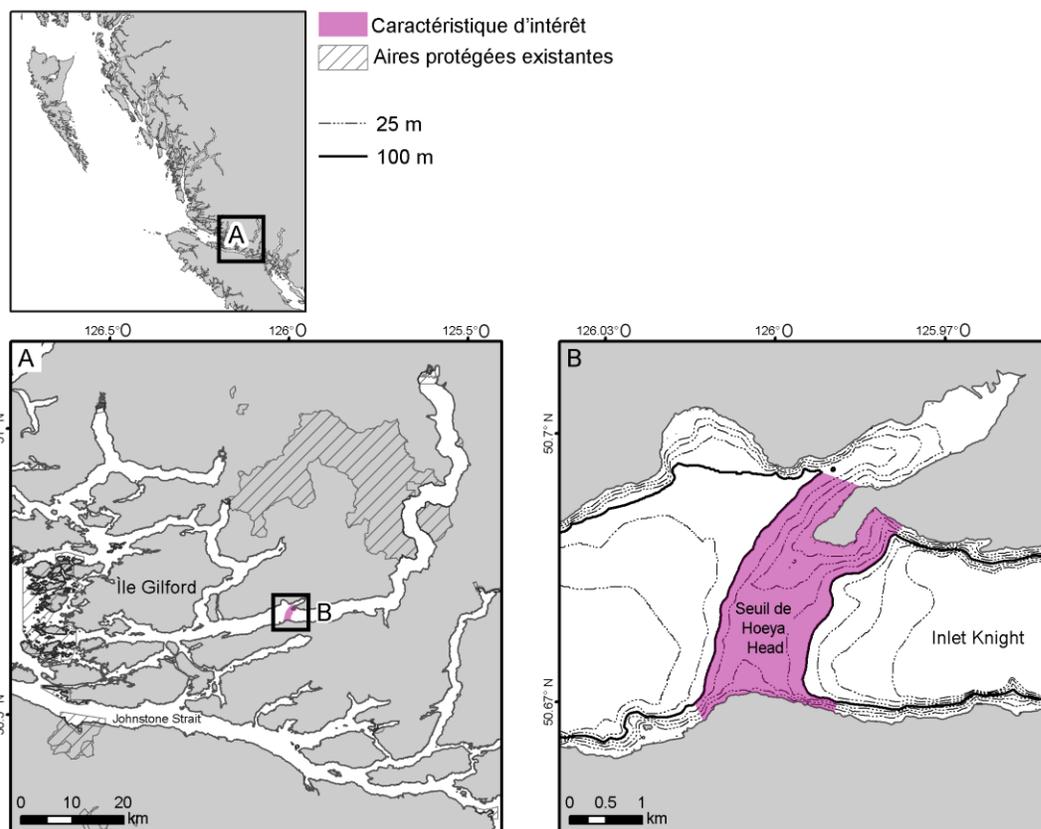


Figure 12. Le seuil du cap Hoeya, dans l'inlet Knight, un passage à fort courant de marée dont la grande diversité et la productivité ont été prouvées. Les zones roses indiquent une caractéristique d'intérêt pour l'évaluation des ZIEB. Des recherches supplémentaires devront être effectuées pour qu'on puisse établir les limites définitives de ce secteur.

Île Stubbs

L'île Stubbs est située dans le parc marin provincial du chenal Cormorant, dans le groupe des îles Pearse et Plumber, à l'extrémité ouest du détroit de Johnstone (Figure 13). Le chenal de marée près de l'île est un site de plongée populaire comptant des forêts de varech frangeant, des milliers d'œillettes de mer sur les pentes escarpées, et de nombreux coraux mous, des espèces de sébastes (sébaste cilié, sébaste à bandes jaunes, sébaste-tigre, sébaste à dos épineux) et des nudibranches. L'île Stubbs est située au milieu du flux de marée et la bathymétrie en terrasses qui l'entoure forme une série de rebords étroits avant de plonger abruptement jusqu'à environ 70 m (Figure 13B). Les plongeurs récréatifs fréquentent le site en raison de sa grande diversité de poissons et d'invertébrés visibles et colorés (p. ex. coraux mous et nudibranches). Pacific Marine Life Surveys (données inédites¹¹) a recensé 343 espèces marines dans la région, dont 54 algues, 26 éponges, 47 cnidaires, 74 mollusques, 33 arthropodes, 23 cnidaires et 28 poissons (dont 11 espèces de sébastes). La zone de grande diversité biologique entourant l'île Stubbs se trouve à l'intérieur des limites de l'habitat essentiel de la population d'épaulards résidents du nord (MPO 2011b). La zone à fort courant de marée s'inscrit également à l'intérieur des limites d'une plus grande zone choisie comme zone marine protégée par MaPP dans le plan marin du nord de l'île de Vancouver en raison de son importance pour plusieurs espèces et habitats, notamment le hareng du Pacifique, le rorqual à bosse et les épaulards résidents. Dans le Plan marin du nord de l'île de Vancouver, plusieurs

activités et utilisations ont été jugées inappropriées pour cette zone marine protégée en raison du risque qu'elles présentent pour l'écologie de la zone, y compris l'aquaculture des poissons à nageoires, les opérations forestières, les opérations minières, les quais et les installations, les maisons flottantes et les gîtes, ainsi que les services publics de sources ponctuelles (Initiative de Partenariat de planification marine 2015a).

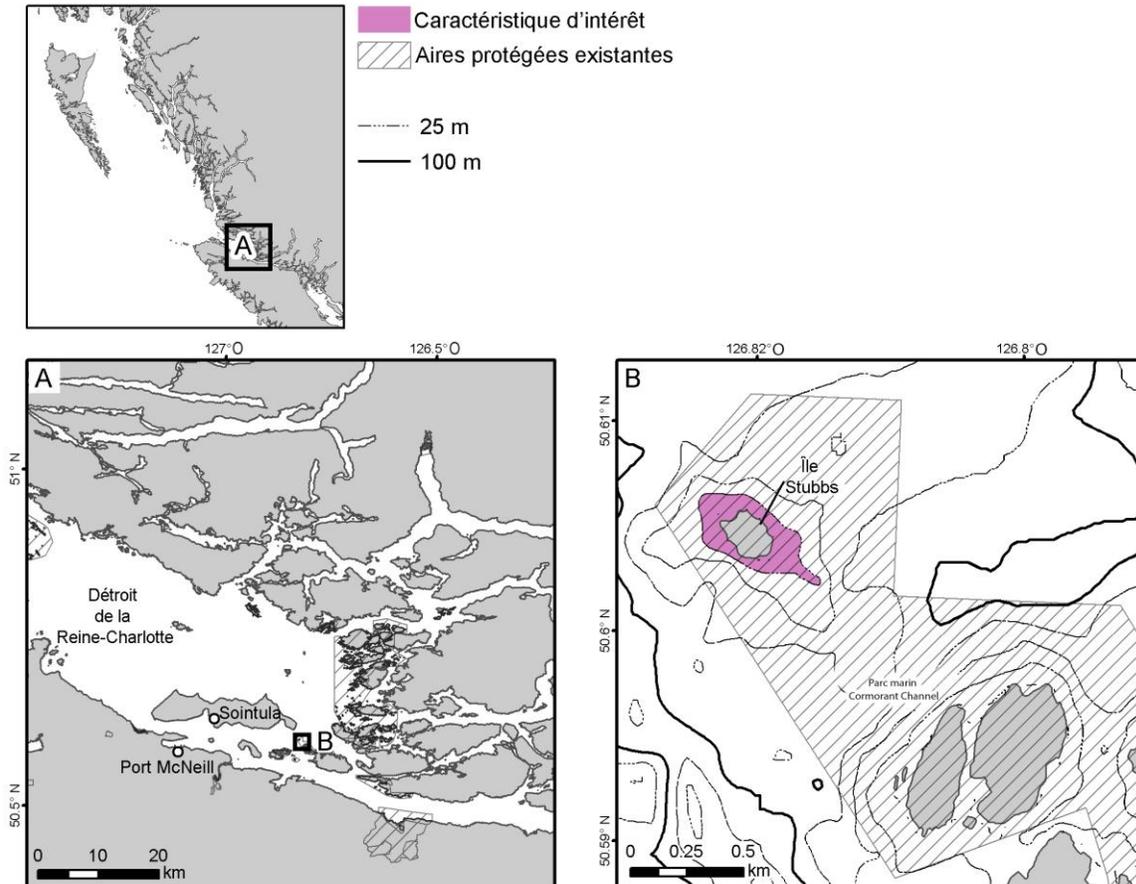


Figure 13. L'île Stubbs, un passage à fort courant de marée dont la grande diversité et la productivité ont été prouvées. La zone rose indique le site d'intérêt de la ZIEB proposée. Des recherches supplémentaires devront être effectuées pour qu'on puisse établir les limites définitives de ce secteur.

Passage Mathieson

Des relevés biologiques menés sur la côte centrale de la Colombie-Britannique permettent de penser que le passage à fort courant de marée dans la zone qui sépare l'île Pooley et le continent, appelé « passage Mathieson » sur les cartes marines (Figure 14), est important pour

la biodiversité (Frid *et al.* 2016, 2018 et données inédites^{15, 16}). Depuis 2006-2007 et chaque année depuis 2013, les Premières Nations des Heiltsuk, de Kitasoo/Xai'xais, des Nuxalk et des Wuikinuxv recueillent des données sur les caractéristiques des populations et les habitats des sébastes et d'autres poissons démersaux de la côte centrale (Frid *et al.* 2016, 2018). Les relevés systématiques comprennent un échantillonnage à la ligne et des transects visuels à l'aide d'une caméra vidéo remorquée ou en plongée. À ce jour, les relevés ont permis de décrire une diversité de caractéristiques biologiques dans le passage Mathieson, y compris une abondance élevée de sébastes aux yeux jaunes et à dos épineux, de grands regroupements de crinoïdes, d'éponges moutonnées et d'une échouerie d'otaries de Steller (Frid *et al.*, données inédites^{15, 16}). La région abrite aussi d'autres espèces, comme la morue-lingue, le sourcil de varech, le sébaste cuivré, le sébaste cilié, le sébaste à queue jaune, le sébaste noir et le sébaste à rayures jaunes (Frid *et al.* 2016, 2018). Parmi les espèces répertoriées à ce jour, la morue-lingue, les éponges moutonnées et les otaries de Steller, de même que le sébaste cuivré, le sébaste à dos épineux et le sébaste à rayures jaunes, ont été identifiées comme des EIE et des priorités de conservation pour le réseau d'AMP de la BPN (MPO 2017; Tableau 10).

Les Premières Nations et la province de la Colombie-Britannique ont en particulier désigné le passage Mathieson comme une zone écologique importante nécessitant une protection accrue (Initiative de Partenariat de planification marine 2015b). Plus précisément, dans le plan spatial du MaPP, ce passage fait partie de la ZMP 22 — une « zone de haute protection » proposée — en raison de sa productivité élevée, de sa riche biodiversité et de sa grande importance culturelle pour les Premières Nations (Initiative de Partenariat de planification marine 2015b). Le passage Mathieson est également adjacent à Pooley Island Conservancy et se trouve à l'intérieur des limites de Fiordland Conservancy. Étant donné la nature préliminaire du riche ensemble de données biologiques dans cette région, il est recommandé de présenter le passage Mathieson comme site d'intérêt en vue de la désignation de ZIEB.

¹⁵ Central Coast Indigenous Resource Alliance, Campbell River (Colombie-Britannique), 2019.

¹⁶ Frid *et al.* (2016, 2018) décrivent les méthodes de collecte de données et fournissent une évaluation régionale de la présence et de la diversité du sébaste sur l'ensemble de la côte centrale. Toutefois, en raison des préoccupations des Premières Nations partenaires au sujet de la sensibilité des données spatiales, ces documents ne présentent pas de cartes ou de détails propres au passage Mathieson. En 2018, les données spatiales tirées de ces relevés, résumées à l'échelle des unités de planification de 4 km² (y compris l'unité 13213, qui englobe le passage Mathieson), peuvent être consultées sur Seasketch, un service de cartographie en ligne utilisé à l'appui de la planification du réseau d'AMP dans la BPN.

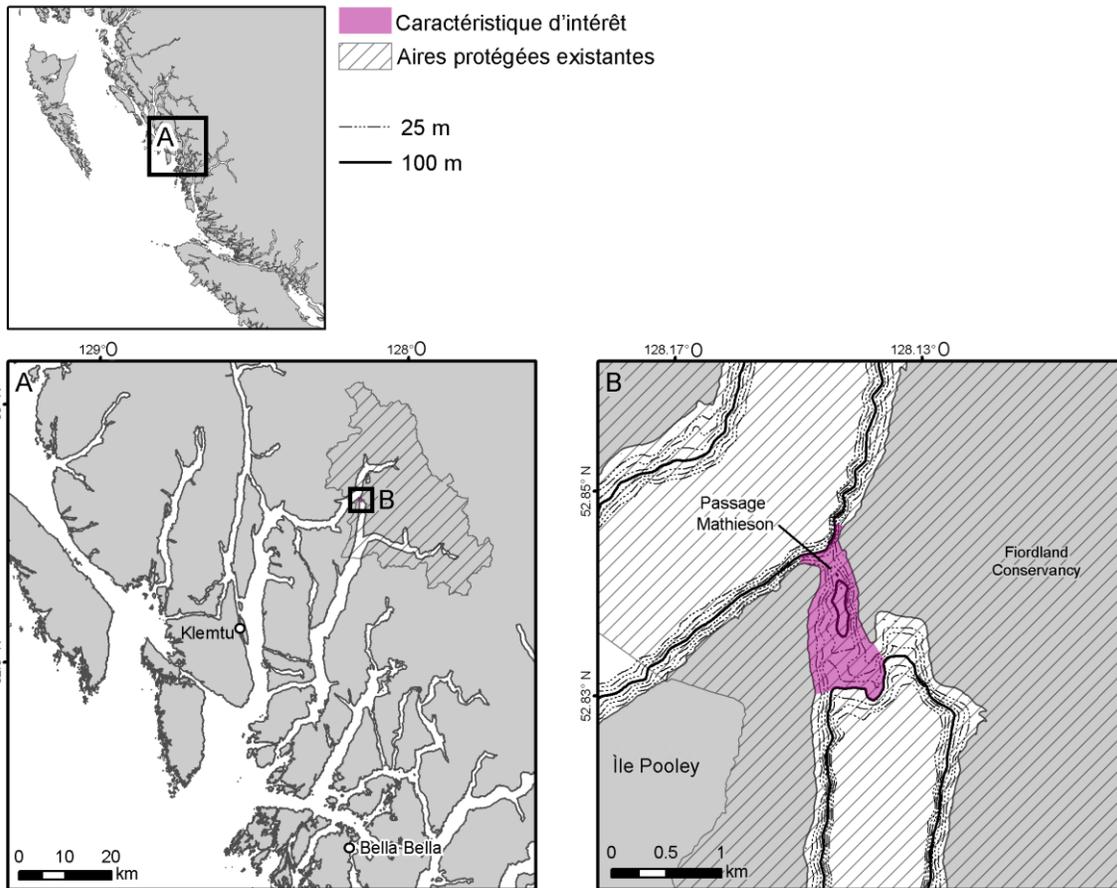


Figure 14. Le passage Mathieson, un passage à fort courant de marée dont la grande diversité et la productivité ont été prouvées. Les zones roses indiquent une caractéristique d'intérêt pour l'évaluation des ZIEB. Des recherches supplémentaires devront être effectuées pour qu'on puisse établir les limites définitives.

Espèces présentes dans les passages à fort courant de marée

Plusieurs EIE et plusieurs espèces prioritaires pour la conservation ont été recensées dans les zones à fort courant de marée (Tableau 10).

Tableau 10. Espèces désignées comme étant prioritaires pour la conservation, y compris les EIE, pour le réseau d'AMP de la BPN, et dont la présence a été confirmée dans les passages à fort courant de marée.

Espèces prioritaires pour la conservation	Emplacement	Références
Pouce-pied	Variété unique de Nakwakto – rapides Nakwakto	Lamb et Hanby 2005
Otarie de Steller	Échouerie (regroupement) dans le passage Mathieson	Frid <i>et al.</i> , données inédites ^{15, 16}
Sébaste aux yeux jaunes	Présent dans le passage Mathieson ¹⁶	Frid <i>et al.</i> 2016, 2018
Sébaste cuivré	Présent dans le passage Mathieson ¹⁶	Frid <i>et al.</i> 2016, 2018
Sébaste à rayures jaunes	Présent dans le passage Mathieson ¹⁶	Frid <i>et al.</i> 2016, 2018
Sébaste à dos épineux	Présent dans le passage Mathieson ¹⁶	Frid <i>et al.</i> 2016, 2018
Morue-lingue	Présente dans le passage Mathieson ¹⁶	Frid <i>et al.</i> 2016, 2018
Coraux	Regroupements sur le seuil du cap Hoeya, présents à l'île Stubbs et dans les rapides Nakwakto	Boutillier et Davies 2017 ¹⁴ ; Initiative du Marine Planning Partnership 2015a; Pacific Marine Life Surveys, données inédites ¹¹
Éponge aphrocalliste vêtue	Présente sur le seuil du cap Hoeya et dans le passage Mathieson	Boutillier et Davies 2017 ¹⁴ ; Frid <i>et al.</i> 2018

2.5.4. État et tendances de la caractéristique

La caractéristique à évaluer dans cette section sur les passages à fort courant de marée est une caractéristique générale qui présente de nombreuses occurrences à l'échelle de la BPN. Cette caractéristique physique de l'habitat joue un rôle important dans la configuration spatiale de la diversité biologique présente dans ces zones. Toutefois, l'état et les tendances de la caractéristique varieront selon la dynamique physique locale. Dans les exemples décrits précédemment, les zones à fort courant sont le résultat de courants de marée étranglés, de la topographie des terres environnantes et de la complexité bathymétrique de la région. Bien que l'érosion et l'élévation du niveau de la mer puissent modifier la force et les caractéristiques à petite échelle des courants, il est peu probable que ceux-ci cessent d'exister ou soient dégradés par l'activité humaine. Cependant, les communautés biologiques associées à ces zones sont exposées à diverses menaces en raison des activités anthropiques. Il faut plus obtenir d'information sur la répartition spatiale et la composition des espèces de chaque zone à l'étude avant d'évaluer les activités qui menacent les communautés biologiques associées à des ZIEB à fort courant particulières. De plus, il est nécessaire d'adopter une approche généralisée pour catégoriser et localiser les passages à fort courant de marée, en s'appuyant sur les données et

les renseignements provenant de l'ensemble de la BPN. Une méthode de cartographie des passages à fort courant de marée est en cours d'élaboration (J. Nephin, données inédites¹⁷) et des relevés sur le terrain seront effectués pour valider le modèle et recueillir des données sur la diversité et la productivité des zones à fort courant de marée par rapport à la zone environnante (sous la direction de S. Dudas).

2.5.5. Évaluation en fonction des critères relatifs aux ZIEB

On a évalué les caractéristiques des passages à fort courant de marée en fonction des critères relatifs aux ZIEB (Tableau 11).

Tableau 11. Évaluation des zones comportant des passages à fort courant de marée en fonction des huit critères relatifs aux ZIEB (encadrés 1 et 2). Info insuf. : Information insuffisante.

Critères relatifs aux ZIEB	Classement de la pertinence du critère			
	Info insuf.	Faible	Moyenne	Élevée
Caractère unique ou rareté			X	
<p>Justification : Il existe des éléments de preuve qui donnent à penser que certaines zones à fort courant répondent aux critères du caractère unique. Par exemple, le seuil du cap Hoeya dans l'inlet Knight génère une vague interne. Bien que des vagues internes se produisent dans l'ensemble de l'océan, sur la côte de la Colombie-Britannique, elles sont particulièrement prononcées dans les bras de mer comportant des seuils et les bassins protégés lorsqu'ils sont recouverts d'une mince couche d'eau saumâtre. Ces zones à vagues internes prononcées se trouvent sur le seuil du cap Hoeya dans l'inlet Knight et dans une zone du sud du détroit de George sud (Thomson 1981). Probablement en raison de la structure géomorphologique unique du seuil et de l'océanographie de la région, plusieurs espèces d'eau profonde sont présentes sur le seuil du cap Hoeya à des profondeurs moins grandes que celles auxquelles elles sont habituellement observées (McDaniel et Swanston 2013; Boutillier et Davies 2017¹⁴).</p> <p>Les rapides Nakwakto ont le plus fort courant de marée de la planète, ce qui rend la région unique au monde (Thomson 1981). De grands regroupements de la « variété Nakwakto » du pouce-pied du Pacifique nord-est, que l'on trouve dans les rapides Nakwakto (Lamb et Hanby 2005) contribuent également au caractère unique de cette région, bien que cette variété ait été récemment découverte dans d'autres régions.</p> <p>Notre évaluation étant limitée en raison du manque d'information sur le caractère unique dans toutes les régions à fort courant de marée, la note Moyenne a été attribuée pour ce critère, même si elle est Élevée, individuellement, pour le seuil du cap Hoeya et les rapides Nakwakto pour ce critère.</p>				
Importance particulière pour les stades biologiques des espèces	X			
<p>Justification : Les renseignements permettant d'évaluer ce critère avec certitude sont limités.</p>				
Importance pour des espèces menacées, en déclin ou en voie de disparition, ou pour leurs habitats	X			

¹⁷ Pêches et Océans Canada, Victoria (Colombie-Britannique), 2017.

Critères relatifs aux ZIEB	Classement de la pertinence du critère			
	Info insuf.	Faible	Moyenne	Élevée
Justification : Les renseignements permettant d'évaluer ce critère avec certitude sont limités.				
Vulnérabilité, fragilité, sensibilité ou lent rétablissement			Variable	
Justification : La présence d'habitats sensibles ou d'espèces fragiles n'a pas fait l'objet de relevés dans toutes les zones à fort courant de marée. Toutefois, un grand nombre d'espèces de coraux et d'éponges, en particulier la population la moins profonde connue de <i>Primnoa Pacifica</i> , a été recensé sur le seuil du cap Hoeya dans l'inlet Knight (Tunncliffe et Syviski 1983; McDaniel et Swanston 2013; Boutillier et Davies 2017 ¹⁴). Même si le cap Hoeya obtiendrait une note Élevée pour ce critère, en général, compte tenu de l'incertitude qui entoure les zones non échantillonnées, nous avons attribué la note Variable jusqu'à ce que plus d'information soit disponible.				
Productivité biologique				X
Justification : Les grandes marées sur la côte de la Colombie-Britannique génèrent de forts courants de marée (Thomson 1981). Ces courants dominent les courants de surface et entraînent un fort mélange maréal. Les mélanges maréaux et d'origine éolienne sont des facteurs importants de l'apport d'éléments nutritifs à la surface et d'oxygène aux eaux de fond (Crawford <i>et al.</i> 2007). Les relevés biologiques menés dans les régions associées aux passages de marée et à un fort courant mettent en évidence les communautés riches et diversifiées qui prospèrent dans ces régions en raison de leur productivité élevée, en particulier les grands regroupements de pouces-pieds du Pacifique nord-est dans les rapides Nakwako (Lamb et Hanby 2005), les fortes densités de grandes gorgones <i>Primnoa pacifica</i> sur le seuil du cap Hoeya (Tunncliffe et Syvitski 1983; McDaniel et Swanston 2013; Boutillier et Davies 2017 ¹⁴), les regroupements de crinoïdes et les densités élevées de sébastes dans le passage Mathieson (Frid <i>et al.</i> 2016, 2018, et données inédites ^{15,16}), de même que les milliers d'œillets de mer sur les pentes entourant l'île Stubbs. Les producteurs secondaires sont très abondants dans ces sites en raison de la production primaire élevée dans ces zones à fort courant.				
Diversité biologique				X
Justification : Les zones de remontée locale et à fort courant sont très productives, comme il est décrit précédemment. Cette productivité accrue soutient de riches communautés biologiques. Bien que des relevés systématiques n'aient pas été réalisés sur l'ensemble de la côte, les données recueillies dans les quatre régions évaluées appuient une note Élevée pour ces régions sur le plan de la biodiversité. Deux cent quarante espèces ont été recensées sur le seuil du cap Hoeya (Boutillier et Davies 2017 ¹⁴), et les résultats préliminaires des relevés dans le passage Mathieson soulignent l'importance écologique de la région (Frid <i>et al.</i> 2016, 2018 et données inédites ^{15,16}). Près de l'île Stubbs, 343 espèces marines ont été recensées, dont 54 algues, 26 éponges différentes, 47 cnidaires, 74 mollusques, 33 arthropodes, 23 cnidaires et 28 poissons (dont 11 espèces de sébastes) (Pacific Marine Life Surveys, données inédites ¹¹). Les environs de l'île Stubbs et des rapides Nakwako sont des sites de plongée récréative populaires en raison de la diversité des espèces colorées et remarquables qu'ils abritent. Il faudra effectuer ou évaluer des relevés biologiques pour confirmer cette note dans les zones à fort courant de marée qui ne sont pas évaluées ici.				
Caractère naturel	Variable			

Critères relatifs aux ZIEB	Classement de la pertinence du critère			
	Info insuf.	Faible	Moyenne	Élevée
<p>Justification : De nombreuses zones à fort courant font l'objet d'une pêche intensive en raison de leur productivité. Le niveau d'impact humain est très variable. Le caractère naturel pourrait servir de critère pour établir l'ordre de priorité des zones en vue d'une désignation à titre de ZIEB lorsqu'une carte plus complète de ces zones aura été compilée. Une évaluation des effets de la pêche sur les habitats sensibles du seuil du cap Hoeya est en cours (Boutillier et Davies 2017¹⁴), car des effets négatifs sur <i>Primnoa</i> sp. ont été signalés (McDaniel et Swanston 2013). Cette analyse sera utile pour informer la direction des répercussions des activités humaines sur la communauté écologique de la région.</p>				
<p>Regroupement</p>			X	
<p>Justification : Plusieurs espèces se regroupent dans les zones à fort courant de marée, formant notamment de grandes concentrations de pouces-pieds du Pacifique nord-est dans les rapides Nakwakto (Lamb et Hanby 2005), les fortes densités de grandes gorgones <i>Primnoa</i> sur le seuil du cap Hoeya (Tunncliffe et Syvitski 1983; McDaniel et Swanston 2013; Boutillier et Davies 2017¹⁴), les regroupements de crinoïdes et les densités élevées de sébastes dans le passage Mathieson (Frid <i>et al.</i> 2016, 2018, et données inédites^{15,16}), de même que les milliers d'œuillets de mer sur les pentes entourant l'île Stubbs (Pacific Marine Life Surveys, données inédites^{15,16}). Ces zones de regroupement sont fort probablement liées à la productivité de la région, plutôt qu'à une fonction du cycle biologique ou à un regroupement saisonnier. C'est pour cette raison, et parce que cet examen se limite aux zones où des données ont été recueillies ou des relevés biologiques réalisés que la note attribuée pour ce critère est Moyenne.</p>				

2.5.6. Sommaire

On a évalué les zones à fort courant de marée en fonction des critères relatifs aux ZIEB en tenant compte de certaines zones sur lesquelles on dispose de renseignements biologiques connexes. Il ne s'agissait pas d'une évaluation exhaustive de toutes les zones à fort courant de marée en Colombie-Britannique, mais plutôt d'un point de départ pour reconnaître que les courants de marée locaux, la topographie et la complexité bathymétrique peuvent jouer un rôle important dans la création des caractéristiques littorales qui améliorent la biodiversité. Quatre zones précises à fort courant de marée ont reçu une note Élevée pour la productivité et la biodiversité et Moyenne pour le regroupement et la vulnérabilité. Cette évaluation peut servir de fondement pour déterminer d'autres passages à fort courant de marée qui peuvent être admissibles à des relevés biologiques ciblés menant à une désignation en tant que ZIEB. À l'heure actuelle, les preuves sont suffisantes pour appuyer la désignation du seuil du cap Hoeya, des rapides Nakwakto et de l'île Stubbs en tant que ZIEB littorales, bien que leurs limites définitives restent à déterminer. Le passage Mathieson est un site d'intérêt pour la désignation à titre de ZIEB, et d'autres analyses sont nécessaires pour étayer cette désignation.

3. CONCLUSIONS

Après avoir évalué les huit critères combinés du MPO et de la CBD, un appui scientifique s'est dégagé pour désigner les forêts de varech formant une canopée, les herbiers de zostère et les estuaires comme des ZIEB littorales. Les données probantes n'étaient pas suffisantes pour désigner les herbiers de phyllospadix comme des ZIEB littorales pour le moment, compte tenu du nombre limité de relevés biologiques ciblés réalisés sur cette caractéristique. De même, il n'y a pas suffisamment de données biologiques spatiales ou connexes pour désigner tous les passages à fort courant de marée de la BPN comme des ZIEB littorales. Toutefois, la

désignation de ZIEB est solidement appuyée pour trois zones précises à fort courant de marée pour lesquelles on dispose des renseignements biologiques connexes, à savoir : le seuil du cap Hoeya , les rapides Nakwakto et les eaux entourant l'île Stubbs. Des preuves s'accumulent à l'appui de la désignation du passage Mathieson en tant que ZIEB, mais les analyses se poursuivent. Il est donc recommandé de désigner le passage Mathieson comme site d'intérêt en vue d'une future évaluation en tant que ZIEB. Il s'agissait d'un effort initial visant à déterminer des ZIEB littorales dans la BPN, et d'autres caractéristiques côtières comme les gisements de palourdes, les récifs rocheux et d'autres passages à fort courant de marée devraient être évaluées en fonction de ces critères à l'avenir.

Tableau 12. Tableau récapitulatif de la note des caractéristiques littorales en fonction des huit critères relatifs aux ZIEB. Dans un avis scientifique (MPO 2004), le MPO indique que les caractéristiques ou les zones qui sont classées « élevées » pour au moins un des critères suivants : caractère unique, conséquences sur la valeur adaptative ou regroupement, peuvent être désignées comme des ZIEB. Une caractéristique ou une zone classée au-dessus de la moyenne (« moyenne » ou « élevée ») pour plusieurs critères répond également aux critères d'une ZIEB (MPO 2004). ✓ : la caractéristique répond aux critères et peut être considérée comme une ZIEB. ✗ : la caractéristique ne répond pas aux critères, ou l'information n'est pas suffisante pour effectuer une évaluation de ZIEB et pour le moment, la caractéristique n'est pas considérée comme une ZIEB.

Caractéristique	Caractère unique	Cycle biologique	Menacée	Vulnérabilité	Productivité	Biodiversité	Caractère naturel	Regroupement	Les critères relatifs aux ZIEB sont-ils respectés?
Forêt de varech formant une canopée	Moyenne	Moyenne	Moyenne	Faible	Élevée	Élevée	Variable	Élevée	✓
Zostère	Moyenne	Élevée	Élevée	Élevée	Élevée	Élevée	Variable	Élevée	✓
Phyllospadix	Faible	Moyenne	Info insuf.	Moyenne	Élevée	Info insuf.	Variable	Info insuf.	✗
Estuaires	Moyenne	Élevée	Moyenne	Moyenne	Élevée	Élevée	Variable	Élevée	✓
Fort courant de marée	Moyenne	Info insuf.	Info insuf.	Variable	Élevée	Élevée	Variable	Moyenne	✓

*Ce sont : le seuil du cap Hoeya, les rapides Nakwakto et les eaux entourant l'île Stubbs. Il faudra approfondir les recherches et l'évaluation d'autres régions à fort courant de marée, y compris le passage Mathieson, pour confirmer qu'il s'agit bien de ZIEB.

Des ensembles de données spatiales ont été compilés pour les forêts de varechs formant une canopée, les herbiers de zostère et les estuaires, et malgré leurs limites, les ensembles de données spatiales décrits dans le présent rapport sont actuellement les meilleurs disponibles pour ces caractéristiques. Les zones à fort courant de marée n'ont pas été cartographiées pour l'ensemble de la BPN. Nous avons cartographié quatre zones précises à fort courant de marée pour lesquelles il existe des données biologiques connexes, et trois d'entre elles ont été proposées à titre de ZIEB, comme nous l'avons mentionné précédemment. Les polygones des ZIEB proposées pour le seuil du cap Hoeya, les rapides Nakwakto et l'île Stubbs, ainsi que pour

le passage Mathieson comme site d'intérêt, ne sont que des guides puisque des analyses supplémentaires devront être effectuées pour qu'on puisse délimiter les frontières définitives de ces secteurs (figures 11 à 14).

3.1. LES PROCHAINES ÉTAPES

Cette évaluation des caractéristiques littorales en Colombie-Britannique représente la première étape du processus des ZIEB littorales en déterminant les caractéristiques et les zones qui répondent aux critères relatifs aux ZIEB. La prochaine étape consiste à mettre en évidence ces caractéristiques ou à les classer par ordre de priorité en fonction de critères supplémentaires comme l'étendue (ou la taille), la diversité locale, le caractère naturel/les menaces ou la proximité d'autres caractéristiques de ZIEB littorales (voir MPO 2018). Il faut disposer de plus d'information sur l'étendue spatiale et la communauté biologique des caractéristiques, et réaliser des analyses plus poussées (p. ex. superposition de plusieurs ZIEB, logiciel d'optimisation du site ou analyses des points chauds) pour classer adéquatement les zones en fonction de ces critères supplémentaires ou déterminer celles qui soutiennent de multiples caractéristiques littorales écologiquement importantes.

Comme point de départ pour les estuaires, nous recommandons d'utiliser les classements disponibles pour les ZIEB des estuaires, tout en tenant compte de leurs limites. Le Programme de conservation des estuaires du Pacifique (PCEP) a classé les estuaires selon leur taille et leur utilisation par les oiseaux de mer (Ryder *et al.* 2007); les estuaires de la Skeena, de la Nass et de la Kitimat se démarquent comme des estuaires prioritaires dans la BPN. Toutefois, d'autres analyses sont nécessaires pour combler les lacunes dans l'espace et classer officiellement l'importance de l'estuaire par taxon en plus des oiseaux. Une analyse inédite récente a classé les estuaires en fonction de leur importance pour la diversité et la biomasse du saumon (C. Robb et E. Rubidge, données inédites⁸) et a également souligné l'importance des estuaires de la Skeena, de la Nass et de la Kitimat. Toutefois, il ne faut pas négliger l'importance régionale des estuaires plus petits de la côte

Il n'y a actuellement aucun système en place pour classer les forêts de varech formant une canopée et les herbiers de zostère en catégories selon leur importance écologique. Des recherches plus poussées sur la taille (p. ex. l'étendue de la canopée ou de l'herbier), la productivité (p. ex. la biomasse, la densité des stipes ou des pousses), la diversité (p. ex. la richesse des espèces) et le caractère naturel (p. ex. les menaces, l'état de dégradation, l'intégrité de l'écosystème) dans l'ensemble de la BPN seront utiles pour déterminer les forêts de varech ou les herbiers de zostère prioritaires. D'autres méthodes, comme les points chauds de la diversité de l'habitat ou les analyses par superposition de caractéristiques, pourraient être appliquées pour déterminer les zones où se trouvent plusieurs ZIEB. Certaines de ces méthodes ont été élaborées et présentées dans la réévaluation des ZIEB existantes de la BPN effectuée dans le cadre d'un processus régional d'examen par les pairs en octobre 2017 (MPO 2018; Rubidge *et al.* 2018).

4. REMERCIEMENTS

Les auteurs tiennent à remercier Andy Lamb et Donna Gibbs de Pacific Marine Life Surveys, qui leur ont fourni des données d'inventaire sur les espèces. Ils remercient également Margot Helsing-Lewis, Lynn Lee, Joanne Lessard et Mary Theiss pour leurs précieux conseils.

5. RÉFÉRENCES CITÉES

- Aitkin, J.K. 1998. The importance of estuarine habitats to anadromous salmonids of the Pacific Northwest: a literature review. U.S. Fish and Wildlife Service: 25 p.
- Ambrose, R., and Nelson, B.V. 1982. Inhibition of giant kelp recruitment by an introduced brown alga. *Botanica Marina* 25(6): 265-268.
- Bach, S.D., Thayer, G.W., and LaCroix, M.W. 1986. Export of detritus from eelgrass (*Zostera marina*) beds near Beaufort, North Carolina, USA. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 28: 265-278.
- Baldwin, J.R., and Lovvorn, J.R. 1994. Expansion of seagrass habitat by the exotic *Zostera japonica*, and its use by dabbling ducks and brant in Boundary Bay, British Columbia. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 103(1): 119-127.
- Ban, S., Curtis, J.M., St. Germain, C., Perry, I., and Therriault, T.W. 2016. Identification of ecologically and biologically significant areas (EBSAs) in Canada's offshore Pacific bioregion. DFO Can. Sci. Advis. Rep. Res. Doc. 2016/034: x + 152 p.
- Barbier, E.B., Hacker, S.D., Kennedy, C., Koch, E.W., Stier, A.C., and Silliman, B.R. 2011. The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecol. Monogr.* 81(2): 169-193.
- Barto, D.L. 2008. Preliminary pre-construction survey results of herring spawning habitat assessment and monitoring at Cascade Point, Berners Bay. Alaska Department of Fish and Game, Regional Report Series No. 1J08-11, Douglas.
- Bates, A.E., Hilton, B.J., and Harley, C.D.G. 2009. Effects of temperature, season and locality on wasting disease in the keystone predatory sea star *Pisaster ochraceus*. *Dis. Aquat. Org.* 86(3): 245-251.
- Baynes, T.W., and Szmant, A.M. 1989. Effect of current on the sessile benthic community structure of an artificial reef. *Bull. Mar. Sci.* 44(2): 545-566.
- British Columbia Conservation Data Centre (BCCDC). 2017. [BC Species and Ecosystems Explorer](#). BC Ministry of Environment, Victoria, BC.
- Beamish, R.J., and McFarlane, G.A. 2014. The sea among us; the amazing Strait of Georgia. Harbour Publishing, Madeira Park, BC.
- Beck, M.W., Heck Jr, K.L., Able, K.W., Childers, D.L., Eggleston, D.B., Gillanders, B.M., Halpern, B., Hays, C.G., Hoshino, K., Minello, T.J., Orth, R.J., Sheridan, P.F., and Weinstein, M.P. 2001. The identification, conservation, and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates. *Bioscience* 51(8): 633-641.
- Bekkby, T., Rinde, E., Erikstad, L., and Bakkestuen, V. 2009. Spatial predictive distribution modelling of the kelp species *Laminaria hyperborea*. *ICES J. Mar. Sci.* 66: 2106-2115.
- Berry, H.D., Sewell, A.T., Wyllie-Echeverria, S., Reeves, B.R., Mumford Jr, T.F., Skalski, J.R., Zimmerman, R.C., and Archer, J. 2003. Puget Sound submerged vegetation monitoring project: 2000-2002 monitoring report. Nearshore Habitat Program, Washington State Department of Natural Resources, Olympia, WA.
- Boesch, D.F. 1974. Diversity, stability and response to human disturbance in estuarine ecosystems, The Hague, The Netherlands, September 8-14, 1974, pp. 109-114.
- Boese, B.L., Kaldy, J.E., Clinton, P.J., Eldridge, P.M., and Folger, C.L. 2009. Recolonization of intertidal *Zostera marina* L. (eelgrass) following experimental shoot removal. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 374(1): 69-77.

-
- Bonaviri, C., Graham, M., Gianguzza, P., and Shears, N.T. 2017. Warmer temperatures reduce the influence of an important keystone predator. *J. Anim. Ecol.* 86(3): 490-500.
- Borja, Á., Dauer, D.M., Elliott, M., and Simenstad, C.A. 2010. Medium- and long-term recovery of estuarine and coastal ecosystems: Patterns, rates and restoration effectiveness. *Estuaries Coast.* 33(6): 1249-1260.
- British Columbia Ministry of Environment (BC MOE). 2006. Estuaries in British Columbia. British Columbia. 6 pp.
- [British Columbia Ministry of Sustainable Resource Management \(BC MSRM\). 2002.](#) .
- Buschmann, A.H., Vásquez, J.A., Osorio, P., Reyes, E., Filún, L., Hernández-González, M.C., and Vega, A. 2004. The effect of water movement, temperature and salinity on abundance and reproductive patterns of *Macrocystis* spp. (Phaeophyta) at different latitudes in Chile. *Mar. Biol.* 145(5): 849-862.
- Butler, R.W. 1995. The patient predator: Foraging and population ecology of the great blue heron, *Ardea herodias*, in British Columbia. Occasional Papers for Canadian Wildlife Service 86.
- Byerly, M.M. 2001. The ecology of age-1 copper rockfish (*Sebastes caurinus*) in vegetated habitats of Sitka Sound, Alaska. MSc Thesis, University of Alaska Fairbanks.
- Carr, M.H. 1991. Habitat selection and recruitment of an assemblage of temperate zone reef fishes. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 146(1): 113-137.
- Carr-Harris, C., Gottesfeld, A.S., and Moore, J.W. 2015. Juvenile salmon usage of the Skeena River estuary. *PLoS One* 10(3): e0118988.
- Cass, A.J., Beamish, R.J., and McFarlane, G.A. 1990. Lingcod (*Ophiodon elongatus*). *Can. Spec. Pub. Fish. Aquat. Sci.* 109: 40 p.
- Cavanaugh, K.C., Siegel, D.A., Kinlan, B.P., and Reed, D.C. 2010. Scaling giant kelp field measurements to regional scales using satellite observations. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 403: 13-27.
- Chen, Z., Nie, Y., Xie, J., Xu, J., He, Y. and Cai, S., 2017. Generation of internal solitary waves over a large sill: From Knight Inlet to Luzon Strait. *J. Geophys. Res. Oceans* 122(2): 1555-1573.
- 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. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 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. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2686.
- Connors, K., Jones, E., Kellock, K., Hertz, E., Honka, L., and Belzile, J. 2018. BC Central Coast: A snapshot of salmon populations and their habitats. The Pacific Salmon Foundation, Vancouver, BC, Canada.
- [Convention on Biological Diversity \(CBD\). 2008.](#) COP 9, Decision IX/20, Annex 1.
- Cooper, L.W., and McRoy, C.P. 1988. Anatomical adaptations to rocky substrates and surf exposure by the seagrass genus *Phyllospadix*. *Aquat. Bot.* 32: 365-381.
- Craig, C., Wyllie-Escheverria, S., Carrington, E., and Shafer, D. 2008. Short-term sediment burial effects on the seagrass *Phyllospadix scouleri*. Report no. ERDC TN-EMRRP-EI-03.
-

-
- Crawford, W., Johannessen, D., Whitney, F., Birch, R., Borg, K., Fissel, D., and Vagle, S. 2007. Appendix C: Physical and Chemical Oceanography. *In* Ecosystem overview: Pacific North Coast Integrated Management Area (PNCIMA). Edited by B.G. Lucas, S. Verrin, and R. Brown. DFO Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2667.
- Daly, E.A., Brodeur, R.D., and Weitkamp, L.A. 2009. Ontogenetic shifts in diets of juvenile and subadult coho and Chinook salmon in coastal marine waters: important for marine survival? *Trans. Am. Fish. Soc.* 138(6): 1420-1438.
- Darling, J.D., Keogh, K.E., and Steeves, T.E. 1998. Gray whale (*Eschrichtius robustus*) habitat utilization and prey species off Vancouver Island, BC. *Mar. Mam. Sci.* 14(4): 692-720.
- Dayton, P.K. 1985. Ecology of kelp communities. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*: 215-245.
- de Graaf, R.C. 2006. Fine-scale population genetic structure of the eastern Pacific bay pipefish, *Syngnathus leptorhynchus*. MSc Thesis, University of British Columbia.
- de Juan, S., Thrush, S.F., and Hewitt, J.E. 2013. Counting on B-diversity to safeguard the resilience of estuaries. *PLoS One* 8(6): e65575.
- Dean, T.A., Haldorson, L., Laur, D.R., Jewett, S.C., and Blanshard, A. 2000. The distribution of nearshore fishes in kelp and eelgrass communities in Prince William Sound, Alaska: associations with vegetation and physical habitat characteristics. *Env. Biol. Fish.* 57: 271-287.
- deRivera, C.E., Hitchcock, N.G., Teck, S.J., Steves, B.P., Hines, A.H., and Ruiz, G.M. 2006. Larval development rate predicts range expansion of an introduced crab. *Mar. Biol.* 150(6): 1275-1288.
- Dinnel, P.A., Armstrong, D.A., and McMillan, R.O. 1993. Evidence for multiple recruitment-cohorts of Puget Sound Dungeness crab, *Cancer magister*. *Mar. Biol.* 115: 53-63.
- Dowty, P., Schanz, A., and Berry, H. 2007. Eelgrass stressor-response project 2005-2007 report. Nearshore Habitat Program, Olympia, WA.
- Druehl, L.D. 1978. The distribution of *Macrocystis integrifolia* in British Columbia as related to environmental parameters. *Can. J. Bot.* 56(1): 69-79.
- Druehl, L.D. 2001. Pacific Seaweeds: A guide to common seaweeds of the West Coast. Harbour Publishing, Madeira Park, BC.
- Druehl, L.D., and Clarkston, B.E. 2016. Pacific seaweeds: a guide to common seaweeds of the west coast. Harbour Publishing, Madeira Park, BC.
- Du Preez, C., and Tunnicliffe, V. 2011. Shortspine Thornyhead and rockfish (Scorpaenidae) distribution in response to substratum, biogenic structures and trawling. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 425: 217-231.
- Duarte, C.M. 2002. The future of seagrass meadows. *Enviro. Cons.* 29(2): 192-206.
- Duarte, C.M., and Krause-Jensen, D. 2017. Export from seagrass meadows contributes to marine carbon sequestration. *Frontiers Mar. Sci.* 4(13).
- Duarte, C.M., Conley, D.J., Carstensen, J., and Sánchez-Camacho, M. 2009. Return to neverland: shifting baselines affect eutrophication restoration targets. *Estuaries Coasts* 32(1): 29-36.
- Duarte, C.M., Kennedy, H., Marbà, N., and Hendriks, I. 2013. Assessing the capacity of seagrass meadows for carbon burial: Current limitations and future strategies. *Ocean Coast. Manage.* 83: 32-38.
-

-
- Dugan, J.E., Hubbard, D.M., Page, H.M., and Schimel, J.P. 2011. Marine macrophyte wrack inputs and dissolved nutrients in beach sands. *Estuaries Coasts* 34(4): 839-850.
- Duggins, D.O. 1980. Kelp beds and sea otters: An experimental approach. *Ecology* 61(3): 447-453.
- Duggins, D.O. 1988. The effects of kelp forests on nearshore environments: biomass, detritus, and altered flow. *In* The community ecology of sea otters. Edited by J.A. Estes and G.R. VanBlaricom. Springer-Verlag, Heidelberg, Germany. pp. 192-201.
- Duggins, D.O., Simenstad, C.A., and Estes, J.A. 1989. Magnification of secondary production by kelp detritus in coastal marine ecosystems. *Science* 245(4914): 170-173.
- Ebeling, A., and Laur, D. 1988. Fish populations in kelp forests without sea otters: effects of severe storm damage and destructive sea urchin grazing. *In* The community ecology of sea otters. Edited by J.A. Estes and G.R. VanBlaricom. Springer-Verlag, Heidelberg, Germany. pp. 169-191.
- Eckman, J.E., Duggins, D.O., and Sewell, A.T. 1989. Ecology of under story kelp environments. I. Effects of kelps on flow and particle transport near the bottom. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 129(2): 173-187.
- Elliott, M., and Whitfield, A.K. 2011. Challenging paradigms in estuarine ecology and management. *Est. Coast. Shelf Sci.* 94(4): 306-314.
- Emmett, R., Llansó, 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.
- Eriander, L., Infantes, E., Olofsson, M., Olsen, J.L., and Moksnes, P.-O. 2016. Assessing methods for restoration of eelgrass (*Zostera marina* L.) in a cold temperate region. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 479: 76-88.
- Estes, J.A., and Palmisano, J.F. 1974. Sea otters: Their role in structuring nearshore communities. *Science* 185(4156): 1058-1060.
- Farmer, D.M., and Smith, J.D. 1980. Tidal interaction of stratified flow with a sill in Knight Inlet. *Deep Sea Res. A* 27: 239-254.
- Feldman, K.L., Armstrong, D.A., Dumbauld, B.R., DeWitt, T.H., and Doty, D.C. 2000. Oysters, crabs, and burrowing shrimp: Review of an environmental conflict over aquatic resources and pesticide use in Washington State's (USA) coastal estuaries. *Estuaries* 23(2): 141-176.
- Ford, J.K., Ellis, G.M., and Balcomb, K.C. 2000. Killer whales: the natural history and genealogy of *Orcinus orca* in British Columbia and Washington. UBC Press.
- Foster, M., Neushul, M., and Zingmark, R. 1971. The Santa Barbara oil spill. Part 2: initial effects on intertidal and kelp bed organisms. *Environ. Pollut.* 2: 115-134.
- Fourqurean, J.W., Duarte, C.M., Kennedy, H., Marbà, N., Holmer, M., Mateo, M.A., Apostolaki, E.T., Kendrick, G.A., Krause-Jensen, D., McGlathery, K.J. and Serrano, O., 2012. Seagrass ecosystems as a globally significant carbon stock. *Nat. Geosci.* 5(7), p.505.
- Frid, A., McGreer, M., Haggarty, D.R., Beamont, J., and Gregr, E.J. 2016. Rockfish size and age: The crossroads of spatial protection, central place fisheries and indigenous rights. *Glob. Ecol. Cons.* 8: 170-182.

-
- Frid, A., McGreer, M., Gale, K.S.P., Rubidge, E., Blaine, T., Reid, M., Olson, A., Hankewich, S., Mason, E., Rolston, D., and Tallio, E. 2018. The area-heterogeneity tradeoff applied to spatial protection of rockfish (*Sebastes* spp.) species richness. *Cons. Lett.* e12589.
- Gale, K.S.P., Frid, A., Lee, L., McCarthy, J.-B., Robb, C., 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 + 204 p.
- Gabrielson, P.W., Widdowson, T.B., Lindstrom, S.C., Hawkes, M., and Scagel, R.F. 2000. Keys to the benthic marine algae and seagrasses of British Columbia, Southeast Alaska, Washington and Oregon. *Phycological contribution no 5*. Department of Botany, University of British Columbia, Vancouver.
- Gaeckle, J., Dowty, P., Reeves, B., Berry, H., Wyllie-echeverria, Y., and Mumford, T. 2007. Puget Sound Submerged Vegetation Monitoring Project, 2005 Monitoring Report. Washington State Dept. of Natural Resources.
- Ganter, B. 2000. Seagrass (*Zostera* spp.) as food for brant geese (*Branta bernicla*): an overview. *Helgoland Marine Research* 54(2-3): 63-70.
- Garbary, D.J., Miller, A.G., Williams, J., and Seymour, N.R. 2014. Drastic decline of an extensive eelgrass bed in Nova Scotia due to the activity of the invasive green crab (*Carcinus maenas*). *Mar. Biol.* 161(1): 3-15.
- Garmendia, J.M., Valle, M., Borja, Á., Chust, G., Lee, D.J., Rodríguez, J.G., and Franco, J. 2017. Effect of trampling and digging from shellfishing on *Zostera noltei* (Zosteraceae) intertidal seagrass beds. *Scientia Marina* 81(1): 121-128.
- Gayaldo, P., Ewing, K., and Wyllie-Echeverria, S. 2001. Transplantation and alteration of submarine environment for restoration of *Zostera marina* (eelgrass): A case study at Curtis Wharf (Port of Anacortes), Washington. Puget Sound Research.
- Gedan, K.B., Altieri, A.H., and Bertness, M.D. 2011. Uncertain future of New England salt marshes. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 434: 229-237.
- Gibbs, R.E. 1902. *Phyllospadix* as a beach builder. *Am. Nat.* 36: 421-432.
- Giesen, W.B.J.T., van Katwijk, M.M., and den Hartog, C. 1990. Eelgrass condition and turbidity in the Dutch Wadden Sea. *Aquat. Bot.* 37(1): 71-85.
- Gillespie, G.E. 2007. Distribution of non-indigenous intertidal species on the Pacific Coast of Canada. *Nippon Suisan Gakkaishi* 73(6): 1133-1137.
- Gorman, D., Bajjouk, T., Populus, J., Vasquez, M., and Ehrhold, A. 2013. Modeling kelp forest distribution and biomass along temperate rocky coastlines. *Mar. Biol.* 160(2): 309-325.
- Gouvernement du Canada. 1997. [Loi sur les océans](#) (L.C. 1996, ch. 31).
- Gouvernement du Canada. 2011. Cadre national pour le réseau d'aires marines protégées du Canada, Ottawa. 34 pp.
- Graham, M., Halpern, B., and Carr, M. 2008. Diversity and dynamics of Californian subtidal kelp forests. *Food webs and the dynamics of marine reefs*. Oxford University Press, NY: 103-134.
- Graham, M.H. 2003. Coupling propagule output to supply at the edge and interior of a giant kelp forest. *Ecology* 84(5): 1250-1264.

-
- Graham, M.H. 2004. Effects of local deforestation on the diversity and structure of southern California giant kelp forest food webs. *Ecosystems* 7(4): 341-357.
- Graham, M.H., Vasquez, J.A., and Buschmann, A.H. 2007. Global ecology of the giant kelp *Macrocystis*: from ecotypes to ecosystems. *Oceanogr. Mar. Biol.* 45: 39.
- Green, E.T., and Short, F.T. 2003. World atlas of seagrasses. University of California Press, Berkeley, CA.
- Gregr, E.J. 2016. Sea otters, kelp forests, and ecosystem services: modelling habitats, uncertainties, and trade-offs. PhD Thesis, University of British Columbia.
- Gregr, E.J., Ahrens, A.L. and Perry, R.I. 2012. Reconciling classifications of ecologically and biologically significant areas in the world's oceans. *Mar. Pol.* 36(3): 716-726.
- Gregr, E.J., Lessard, J., and Harper, J. 2013. A spatial framework for representing nearshore ecosystems. *Progr. Oceanogr.* 115: 189-201.
- Gregr, E.J., Palacios, D.M., Thompson, A., and Chan, K.M.A. 2018. Why less complexity produces better forecasts: an independent data evaluation of kelp habitat models. *Ecography*. doi:10.1111/ecog.03470.
- Groot, C., and Margolis, L. 1991. Pacific Salmon Life Histories. UBC Press, University of British Columbia.
- Gunderson, D.R., Armstrong, D.A., Shi, Y.-B., and McConnaughey, R.A. 1990. Patterns of estuarine use by juvenile English sole (*Parophrys vetulus*) and Dungeness crab (*Cancer magister*). *Estuaries* 13(1): 59-71.
- Haegele, C.W., and Schweigert, J.F. 1985. Estimation of egg numbers in Pacific Herring spawns on giant kelp. *N. Am. J. Fish. Manag.* 5(1): 65-71.
- Hall, A. 2008. State of the ocean in the Pacific North Coast Integrated Management Area (PNCIMA). David Suzuki Foundation.
- Hallacher, L.E., and Roberts, D.A. 1985. Differential utilization of space and food by the inshore rockfishes (Scorpaenidae: *Sebastes*) of Carmel Bay, California. *Environ. Biol. Fish.* 12(2): 91-110.
- Hanson, A.R. 2004. Status and conservation of eelgrass (*Zostera marina*) in eastern Canada. Environment Canada Tech. Rep. Ser. No 412.
- Harrison, P.G. 1990. Variations in success of eelgrass transplants over a five-years' period. *Environ. Cons.* 17(2).
- Hart, J.L. 1973. Pacific fishes of Canada. Fish. Res. Board Can. Bull. 180.
- Hass, M.E., Simenstad, C.A., Cordell, J.R., Beauchamp, D.A., and Miller, B.S. 2002. Effects of large overwater structures on epibenthic juvenile salmon prey assemblages in Puget Sound, Washington. Prepared for Washington State Dept. Transportation.
- Hastings, K., King, M., and Allard, K. 2014. Ecologically and Biologically Significant Areas in the Atlantic Coastal Region of Nova Scotia Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3107: xii + 174 p.
- Hauxwell, J., Cebrian, J., and Valiela, I. 2003. Eelgrass *Zostera marina* loss in temperate estuaries: relationship to land-derived nitrogen loads and effect of light limitation imposed by algae. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 247: 59-73.

-
- Heck, K.L., Carruthers, T.J.B., Duarte, C.M., Hughes, A.R., Kendrick, G., Orth, R.J., and Williams, S.W. 2008. Trophic transfers from seagrass meadows subsidize diverse marine and terrestrial consumers. *Ecosystems* 11(7): 1198-1210.
- Hemminga, M.A., and Duarte, C.M. 2000. Seagrasses in the human environment. *In* *Seagrass Ecology*. Cambridge University Press, Cambridge. pp. 248-291.
- Hemminga, M.A., Harrison, P.G., and Van Lent, F. 1991. The balance of nutrient losses and gains in seagrass meadows. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 71: 85-96.
- Higgins, R.J., and Schouwenburg, W.J. 1973. A biological assessment of fish utilization of the Skeena River estuary, with special reference to port development in Prince Rupert. Technical report 1973-1. Fisheries and Marine Service, Dept. of the Environment, Vancouver, BC.
- 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. Poll. Bull.* 114(1): 539-546.
- Hoos, L.M. 1975. The Skeena River estuary status of environmental knowledge to 1975. Special Estuary Series No. 3. Department of the Environment.
- Howell, T. 2012. A night spent in the middle of Nakwakto Rapids. *The Magazine of BC Nature*, Spring 2012. Vol. 51(1): 21.
- Howes, D., Harper, J., and Owens, E. 1994. Physical shore-zone mapping system for British Columbia. Report prepared by Environmental Emergency Services, Ministry of Environment (Victoria, BC), Coastal and Ocean Resources Inc. (Sidney, BC), and Owens Coastal Consultants (Bainbridge, WA)
- Hughes, J.E., Deegan, L.A., Wyda, J.C., Weaver, M.J., and Wright, A. 2002. The effects of eelgrass habitat loss on estuarine fish communities of southern New England. *Estuaries* 25(2): 235-249.
- Jackson, E.L., Rowden, A.A., Attrill, M.J., Bossey, S.J., and Jones, M.B. 2001. The importance of seagrass beds as a habitat for fishery species. *Oceanogr. Mar. Biol.* 39: 269-303.
- Jeffery, S. 2008. Evaluating eelgrass as a juvenile habitat for rockfishes. MSc Thesis, University of British Columbia.
- Jewett, S.C., and Dean, T.A. 1997. The effects of the *Exxon Valdez* oil spill on eelgrass communities in Prince William Sound, Alaska 1990-95. Restoration Project Final Report (Restoration Project 95106). Alaska Department of Fish and Game, Habitat and Restoration Division, Anchorage, AK.
- Johnson, S.W., and Thedinga, J.F. 2005. Fish use and size of eelgrass meadows in southeastern Alaska: a baseline for long-term assessment of biotic change. *Northw. Sci.* 79(2-3): 141-155.
- Johnson, S.W., Thedinga, J.F., Neff, A.D., Harris, P.M., Lindeberg, M.R., Maselko, J.M., and Rice, S.D. 2010. Fish assemblages in nearshore habitats of Prince William Sound, Alaska. *Northw. Sci.* 84(3): 266-280.
- Juday, G.P., and Foster, N.R. 1990. A preliminary look at effects of the *Exxon Valdez* oil spill on Green Island research natural area. *Agroborealis* 22(1): 10-17.
- Kaehler, S., Pakhomov, E., Kalin, R., and Davis, S. 2006. Trophic importance of kelp-derived suspended particulate matter in a through-flow sub-Antarctic system. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 316: 17-22.

-
- Kenchington, E. 2014. A general overview of benthic ecological or biological significant areas (EBSAs) in Maritimes region. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3072: iv + 45 p.
- Kennish, M.J. 2002. Environmental threats and environmental future of estuaries. Environ. Cons. 29(01): 78-107.
- Kentula, M.E., and McIntire, D.C. 1986. The autecology and production dynamics of eelgrass (*Zostera marina* L.) in Netarts Bay, Oregon. Estuaries 9(3): 188.
- Kenyon, K.W. 1969. The sea otter in the eastern Pacific ocean. Bureau of Sport Fisheries and Wildlife.
- Klymak, J.M., and Gregg, M.C. 2003. The role of upstream waves and a downstream density pool in the growth of lee waves: Stratified flow over the Knight Inlet sill. J. Phys. Oceanogr. 33: 1446-1461.
- Klymak, J.M. and Gregg, M.C., 2004. Tidally generated turbulence over the Knight Inlet sill. J. Phys. Oceanogr. 34(5), pp.1135-1151.
- Koenigs, C., Miller, R.J., and Page, H.M. 2015. Top predators rely on carbon derived from giant kelp *Macrocystis pyrifera*. Mar. Ecol. Prog. Ser. 537: 1-8.
- Krause-Jensen, D., and Duarte, C.M. 2016. Substantial role of macroalgae in marine carbon sequestration. Nat. Geosci. 9: 737.
- Krieger, K.J., and Wing, B.L. 2002. Megafauna associations with deepwater corals (*Primnoa* spp.) in the Gulf of Alaska. Hydrobiologia 471(1-3): 83-90.
- Krumhansl, K.A., and Scheibling, R.E. 2012. Production and fate of kelp detritus. Mar. Ecol. Prog. Ser. 467: 281-302.
- Krumhansl, K.A., Bergman, J.N., and Salomon, A.K. 2017. Assessing the ecosystem-level consequences of a small-scale artisanal kelp fishery within the context of climate-change. Ecol. Appl. 27(3): 799-813.
- Krumhansl, K.A., Lee, J.M., and Scheibling, R.E. 2011. Grazing damage and encrustation by an invasive bryozoan reduce the ability of kelps to withstand breakage by waves. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 407(1): 12-18.
- Krumhansl, K.A., Okamoto, D.K., Rassweiler, A., Novak, M., Bolton, J.J., Cavanaugh, K.C., Connell, S.D., Johnson, C.R., Konar, B., and Ling, S.D. 2016. Global patterns of kelp forest change over the past half-century. Proc. Nat. Acad. Sci. 113(48): 13785-13790.
- Lamb, A., and Hanby, B.P. 2005. Marine life of the Pacific Northwest. Harbour Publishing, Madeira Park, BC.
- Lamb, J.B., van de Water, J.A., Bourne, D.G., Altier, C., Hein, M.Y., Florenza, E.A., Abu, N., Jompa, J.J., and Harvell, C.D. 2017. Seagrass ecosystems reduce exposure to bacterial pathogens of humans, fishes, and invertebrates. Science 355: 731-733.
- Lee, L.C., Watson, J.C., Trebilco, R., and Salomon, A.K. 2016. Indirect effects and prey behavior mediate interactions between an endangered prey and recovering predator. Ecosphere 7(12): e01604.
- Lessard, J., and Campbell, A. 2007. Describing northern abalone, *Haliotis kamtschatkana*, habitat: focusing rebuilding efforts in British Columbia, Canada. J. Shellfish Res. 26(3): 677-686.

-
- Levesque, C., and Jamieson, G.S. 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. 1985. Juvenile salmonid use of habitats altered by a coal port in the Fraser River estuary, British Columbia. *Mar. Poll. Bull.* 16(6): 248-254.
- Littler, M.M., and Murray, S.N. 1975. Impact of sewage on the distribution, abundance and community structure of rocky intertidal macro-organisms. *Mar. Biol.* 30(4): 277-291.
- Littler, M.M., Martz, D.R., and Littler, D.S. 1983. Effects of recurrent sand deposition on rocky intertidal organisms: importance of substrate heterogeneity in a fluctuating environment. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 11: 129-139.
- Love, M.S., Yoklavich, M., and Thorsteinson, L. 2002. The rockfishes of the northeast Pacific. University of California Press, Berkeley, CA.
- Lucas, B.G., Johannessen, D., and Lindstrom, S. 2007. Appendix E: Marine Plants. *In* Ecosystem Overview: Pacific North Coast Integrated Management Area (PNCIMA). Edited by B.G. Lucas, S. Verrin and R. Brown. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2667: iv + 23 p.
- Macdonald, J.S., Levings, C.D., McAllister, C.D., Fagerlund, U.H., and McBride, J.R. 1988. A field experiment to test the importance of estuaries for Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) survival: short-term results. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 45: 1366-1377.
- Magnhagen, C. 1988. Predation risk and foraging in juvenile pink (*Oncorhynchus gorbuscha*) and chum salmon (*O. keta*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 45: 592-296.
- Magnusson, A., and Hilborn, R. 2003. Estuarine influence on survival rates of coho (*Onchorhynchus kisutch*) and Chinook salmon (*Onchorhynchus tshawytscha*) released from hatcheries on the U.S. Pacific coast. *Estuaries* 26: 1094-1103.
- Mann, K.H. 1973. Seaweeds: Their Productivity and Strategy for Growth. *Science* 182(4116): 975-981.
- Marine Planning Partnership Initiative. 2015a. North Vancouver Island Marine Plan. ISBN: 978-0-7726-6884-4.
- Marine Planning Partnership Initiative. 2015b. Central Coast Marine Plan. ISBN: 978-0-7726-6886-8
- Markel, R.W. 2011. Rockfish recruitment and trophic dynamics on the west coast of Vancouver Island: fishing, ocean climate, and sea otters. PhD Thesis, University of British Columbia.
- Markel, R.W., and Shurin, J.B. 2015. Indirect effects of sea otters on rockfish (*Sebastes* spp.) in giant kelp forests. *Ecology* 96(11): 2877-2890.
- McConnaughey, T., and McRoy, C.P. 1979. C13 label identifies eelgrass (*Zostera marina*) carbon in an Alaskan estuarine food web. *Mar. Biol.* 53: 263-269.
- McDaniel, N., and Swanston, D. 2013. Observations on the gorgonian coral *Primnoa pacifica* at the Knight Inlet sill, British Columbia 2008-2013.
- McMillan, R.O., Armstrong, D.A., and Dinnel, P.A. 1995. Comparison of intertidal habitat use and growth rates of two northern Puget Sound cohorts of 0+ age Dungeness crab, *Cancer magister*. *Estuaries* 18(2): 390-398.

-
- Méléder, V., Populus, J., Guillaumont, B., Perrot, T., and Mouquet, P. 2010. Predictive modelling of seabed habitats: case study of subtidal kelp forests on the coast of Brittany, France. *Mar. Biol.* 157(7): 1525-1541.
- Menge, B.A., Allison, G.W., Blanchette, C.A., Farrell, T.M., Olson, A.M., Turner, T.A., and van Tamelen, P. 2005. Stasis or kinesis? Hidden dynamics of a rocky intertidal macrophyte mosaic revealed by a spatially explicit approach. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 314(1): 3-39.
- Miller, R.J., and Page, H.M. 2012. Kelp as a trophic resource for marine suspension feeders: a review of isotope-based evidence. *Mar. Biol.* 159(7): 1391-1402.
- Moore, J., Carr-Harris, C., and Gordon, J. 2015. Salmon science as related to proposed development in the Skeena River estuary. Prepared for Lax Kw'alaams Band Council.
- 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. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 559: 201-215.
- Morrell, M. 2000. Status of salmon spawning stocks of the Skeena River system. Northwest Institute for Bioregional Research.
- Mortensen, D., Wetheimer, A., Taylor, S., and Landingham, J. 2000. The relation between early marine growth of pink salmon, *Oncorhynchus gorbuscha*, and marine water temperature, secondary production, and survival to adulthood. *Fish. Bull.* 98: 319-335.
- Moulton, L.L. 1997. Early marine residence, growth, and feeding by juvenile salmon in Northern Cook Inlet, Alaska. *Alaska Fish. Res. Bull.* 4(2): 154-177.
- Moulton, O.M., and Hacker, S.D. 2011. Congeneric variation in surfgrasses and ocean conditions influence macroinvertebrate community structure. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 433: 53-63.
- MPO. 2004. Identification of Ecologically and Biologically Significant Areas. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Ecosys. Stat. Rep. 2004/006.
- MPO. 2005. [La politique du Canada pour la conservation du saumon sauvage du Pacifique](#).
- MPO. 2007a. Identification of ecologically significant species and community properties. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep. 2006/041.
- MPO. 2007b. Programme de rétablissement de l'haliotide pie (*Haliotis kamtschatkana*) au Canada. Série de Programmes de rétablissement de la Loi sur les espèces en péril. Pêches et Océans Canada, Vancouver. vi + 31 pp.
- MPO. 2009. Does eelgrass meet the criteria as an ecologically significant species? DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep. 2009/018.
- MPO. 2010. Science Guidance on the Development of Networks of Marine Protected Areas (MPAs). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep. 2009/061.
- MPO. 2011a. Ecologically and Biologically Significant Areas – Lessons Learned. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep. 2011/049.
- MPO. 2011b. Programme de rétablissement des épaulards résidents (*Orcinus orca*) du nord et du sud au Canada. Série de Programmes de rétablissement de la Loi sur les espèces en péril, Pêches et Océans Canada, Ottawa, ix + 85 p.
- MPO. 2012. Marine protected area network planning in the Scotian Shelf bioregion: Objectives, data, and methods. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep. 2012/064.

-
- MPO. 2013. Proceedings of the regional peer review on the evaluation of proposed Ecologically and Biologically Significant Areas in marine waters of British Columbia. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Proceed. Ser. 2012/053: v + 46 p.
- MPO. 2016. Désignation de zones d'importance écologique et biologique (ZIEB) dans la biorégion du Pacifique située en mer. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2016/011.
- 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).
- MPO. 2018 Réévaluation des zones d'importance écologique et biologique (ZIEB) dans la biorégion du plateau du Pacifique Nord. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2018/040.
- Murphy, M.L., Johnson, S.W., and Csepp, D.J. 2000. A comparison of fish assemblages in eelgrass and adjacent subtidal habitats near Craig, Alaska. Alaska Fish. Res. Bull. 7: 11-21.
- 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. J. Fish. Res. Board Can. 36: 504-520.
- National Round Table on the Environment and the Economy (NRTEE). 2005. Pacific Estuary Conservation Program (PECP). Government of Canada. 11p.
- Neckles, H.A., Short, F.T., Barker, S., and Kopp, B.S. 2005. Disturbance of eelgrass *Zostera marina* by mussel *Mytilus edulis* harvesting in Maine: dragging impacts and habitat recovery. Mar. Ecol. Prog. Ser. 285: 57-73.
- Nichol, L.M., Boogaards, M.D., and Abernethy, R. 2009. Recent trends in the abundance and distribution of sea otters (*Enhydra lutris*) in British Columbia. DFO. Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2009/016: iv + 16 p.
- Nijland, W., Reshitnyk, L., and Rubidge, E. 2019. Satellite remote sensing of canopy-forming kelp on a complex coastline: A novel procedure using the Landsat image archive. Remote Sens. Environ. 220: 41-50.
- Nixon, S.W., Oviatt, C.A., Frithsen, J., and Sullivan, B. 1986. Nutrients and the productivity of estuarine and coastal marine ecosystems. J. Limnol. Soc. S. Africa 12(1-2): 43-71.
- Olson, A. 2017. Seagrass meadows as seascape nurseries for rockfish (*Sebastes* spp.). MSc Thesis, University of Victoria.
- Orth, R.J., Heck, K.L.J., and van Montfrans, J. 1984. Faunal communities in seagrass beds: a review of the influence of plant structure and prey characteristics on predator-prey relationships. Estuaries 7: 339-350.
- Orth, R.J., Luckenbach, M.L., Marion, S.R., Moore, K.A., and Wilcox, D.J. 2006. Seagrass recovery in the Delmarva Coastal Bays, USA. Aquat. Bot. 84(1): 26-36.
- Paddack, M.J., and Estes, J.A. 2000. Kelp forest fish populations in marine reserves and adjacent exploited areas of central California. Ecol. Appl. 10(3): 855-870.
- Pedersen, M.F., Nejrup, L.B., Fredriksen, S., Christie, H., and Norderhaug, K.M. 2012. Effects of wave exposure on population structure, demography, biomass and productivity of the kelp *Laminaria hyperborea*. Mar. Ecol. Prog. Ser. 451: 45-60.

-
- Penhale, P.A. 1977. Macrophyte-epiphyte biomass and productivity in an eelgrass (*Zostera marina* L.) community. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 26: 211-224.
- Peterson, C.H., Luettich, R.A.J., Micheli, F., and Skilleter, G.A. 2004. Attenuation of water flow inside seagrass canopies of differing structure. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 268: 81-92.
- Petrie, M.E., and Ryer, C.H. 2006. Laboratory and field evidence for structural habitat affinity of young-of-the-year lingcod. *Trans. Am. Fish. Soc.* 135(6): 1622-1630.
- Phillips, R.C. 1979. Ecological notes on *Phyllospadix* (Potamogetonaceae) in the northeast Pacific. *Aquat. Bot.* 6: 159-170.
- Phillips, R.C. 1983. Reproductive strategies of eelgrass (*Zostera marina*). *Aquat. Bot.* 16: 1-20.
- Phillips, R.C. 1984. The ecology of eelgrass meadows in the Pacific Northwest: a community profile. U.S. Fish Wildlife Service. FWS/OBS-84/24. 85 pp.
- Pickard, G. 1961. Oceanographic features of inlets in the British Columbia mainland coast. *J. Fish. Board Can.* 18(6): 907-999.
- Plummer, M.L., Harvey, C.J., Anderson, L.E., Guerry, A.D., and Ruckelshaus, M.H. 2012. The Role of eelgrass in marine community interactions and ecosystem services: results from ecosystem-scale food web models. *Ecosystems* 16(2): 237-251.
- Plus, M., Deslous-Paoli, J.-M., and Dagault, F. 2003. Seagrass (*Zostera marina* L.) bed recolonisation after anoxia-induced full mortality. *Aquat. Bot.* 77(2): 121-134.
- Pojar, J., and MacKinnon, A. 1994. *Plants of the Pacific Northwest coast*. Lone Pine Publishing, Edmonton, Alberta.
- Polis, G.A., and Hurd, S.D. 1996. Linking marine and terrestrial food webs: allochthonous input from the ocean supports high secondary productivity on small islands and coastal land communities. *Am. Nat.* 147: 396-423.
- Pregnall, A.M., Smith, R.D., Kursar, T.A., and Alberte, R.S. 1984. Metabolic adaptation of *Zostera marina* (eelgrass) to diurnal periods of root anoxia. *Mar. Biol.* 83: 141-147.
- 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, USA. pp. 3-5.
- Ramirez-Garcia, P., Lot, A., Duarte, C.M., Terrados, J., and Agawin, N.S.R. 1998. Bathymetric distribution, biomass and growth dynamics of intertidal *Phyllospadix scouleri* and *Phyllospadix torreryi* in Baja California (Mexico). *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 173: 13-23.
- Ramshaw, BC. 2012. Spatial and temporal variation in kelp-derived detritus and its dietary importance to consumers along the west coast of Vancouver Island, Canada. MSc Thesis, University of British Columbia.
- Reshitnyk, L., Denouden, T., McInnes, W., Hessing-Lewis, M., Prentice, C., and Short, F. 2016. Estimating seagrass extent in coastal British Columbia. Hakai Institute Report, Prepared for Fred Short, University of New Hampshire: 21 p.
- 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.
- Riedman, M.L., and Estes, J.A. 1990. The sea otter (*Enhydra lutris*): Behaviour, ecology, and natural history. *Biol. Rep.* 90(14): 136 p.
-

-
- Robb, C.K. 2014. Assessing the impact of human activities on British Columbia's estuaries. PLoS One 9(6): e99578.
- Robinson, C.L.K., Yakimishyn, J., and Dearden, P. 2011. Habitat heterogeneity in eelgrass fish assemblage diversity and turnover. Aquat. Cons. Mar. Freshw. Ecosyst. 21(7): 625-635.
- Roni, P., Beechie, T.J., Bilby, R.E., Leonetti, F.E., Pollock, M.M., and Pess, G.R. 2002. A review of stream restoration techniques and a hierarchical strategy for prioritizing restoration in Pacific Northwest watersheds. N. Amer. J. Fish. Manag. 22: 1-20.
- Rubidge, Emily, Nephin, J, Gale, K.S.P., & Curtis, J. 2018. Réévaluation des zones d'importance écologique et biologique dans la biorégion du plateau du Pacifique Nord. Secr. can. De consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2018/053. xiv + 106 p.
- Ryder, J.J., 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. 476 Canadian Wildlife Service, Pacific and Yukon Region, BC.
- Salomon, A.K., Shears, N.T., Langlois, T.J., and Babcock, R.C. 2008. Cascading effects of fishing can alter carbon flow through a temperate coastal ecosystem. Ecol. Appl. 18(8): 1874-1887.
- Scagel, R. 1971. Guide to common seaweeds of British Columbia. British Columbia Provincial Museum Handbook no. 27, Victoria, BC.
- Scheel, D., and Bisson, L. 2012. Movement patterns of giant Pacific octopuses, *Enteroctopus dofleini* (Wülker, 1910). J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 416: 21-31.
- Schiel, D.R., and Foster, M.S. 2015. The biology and ecology of giant kelp forests. University of California Press, Berkeley, CA.
- Schiel, D.R., Steinbeck, J.R., and Foster, M.S. 2004. Ten years of induced ocean warming causes comprehensive changes in marine benthic communities. Ecology 85(7): 1833-1839.
- Semmens, B.X. 2008. Acoustically derived fine-scale behaviors of juvenile Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) associated with intertidal benthic habitats in an estuary. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 65(9): 2053-2062.
- Shafer, D.J., Kaldy, J.E., and Gaeckle, J.L. 2014. Science and management of the introduced seagrass *Zostera japonica* in North America. Environ. Manage. 53(1): 147-162.
- Shaffer, S. 2004. Preferential use of nearshore kelp habitats by juvenile salmon and forage fish. In Proceedings of the 2003 Georgia Basin/Puget Sound Research Conference pp. 1-11.
- Shaughnessy, F.J., Gilkerson, W., Black, J., Ward, D., and Petrie, M. 2012. Predicted eelgrass response to sea level rise and its availability to foraging Black Brandt in Pacific coast estuaries. Ecol. Appl. 22(6): 1743-1761.
- Shelton, A.O. 2010. Temperature and community consequences of the loss of foundation species: Surfgrass (*Phyllospadix* spp., Hooker) in tidepools. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 391(1-2): 35-42.
- Short, F.T., and Wyllie-Echeverria, S. 1996. Natural and human-induced disturbance of seagrasses. Environ. Cons. 23(01): 17-27.
- Short, F.T., Burdick, D.M., Granger, S., and Nixon, S.W. 1996. Long-term decline in eelgrass, *Zostera marina*, linked to increased housing development, Rottnest Island, Western Australia, pp. 291-298.

-
- Simenstad, C.A., and Wissmar, R.C. 1985. C13 evidence of the origins and fates of organic carbon in estuarine and nearshore food webs. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 22: 141-152.
- Simenstad, C.A., Fresh, K.L., and Salo, E.O. 1982. The role of Puget Sound and Washington coastal estuaries in the life history of Pacific salmon: an unappreciated function. *In* *Estuarine Comparisons*. Edited by V.S. Kennedy. Academic Press, Inc., NY. pp. 343-364.
- Simenstad, C.A., Nightingale, B.J., Thom, R.M., and Shreffler, D.K. 1999. Impacts of ferry terminals on juvenile salmon migrating along Puget Sound shorelines Phase I: Synthesis of state of knowledge. Prepared for Washington State Transportation Commission.
- Simmons, R.K., Quinn, T.P., Seeb, L.W., Schindler, D.E., and Hilborn, R. 2013. Role of estuarine rearing for sockeye salmon in Alaska (USA). *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 481: 211-223.
- Smith, K.A., and Sinerchia, M. 2004. Timing of recruitment events, residence periods and post-settlement growth of juvenile fish in a seagrass nursery area, south-eastern Australia. *Environ. Biol. Fishes* 71(1): 73-84.
- Spear, D.J. , and Thompson, R.E. 2012. Thermohaline staircases in a British Columbia fjord. *Atmosphere-Ocean* 50(1): 127-133.
- Springer, Y., Hays, C., Carr, M., and Mackey, M. 2007. Ecology and management of the bull kelp, *Nereocystis luetkeana*. Lenfest Ocean Program, Washington, DC.
- Springer, Y., Hays, C., Carr, M., Mackey, M., and Bloeser, J. 2006. Ecology and management of the bull kelp, *Nereocystis luetkeana*: A synthesis with recommendations for future research. *In* A report to the Lenfest Ocean Program at the Pew Charitable Trusts.
- Steneck, R.S., Graham, M.H., Bourque, B.J., Corbett, D., Erlandson, J.M., Estes, J.A., and Tegner, M.J. 2002. Kelp forest ecosystems: biodiversity, stability, resilience and future. *Environ. Cons.* 29(04): 436-459.
- Stick, K.C., Lindquist, A., and Lowry, D. 2012. 2012 Washington state herring stock status report. Washington Dept. Fish and Wildlife.
- [Stratégie Canada – Colombie-Britannique pour le réseau d'aires marines protégées](#). 2014.
- Studebaker, R.S., and Mulligan, T.J. 2009. Feeding habits of young-of-the-year black and copper rockfish in eelgrass habitats of Humboldt Bay, California. *Northw. Nat.* 90(1): 17-23.
- Tallis, H., Lester, S.E., Ruckelshaus, M., Plummer, M., McLeod, K., Guerry, A., Andelman, S., Caldwell, M.R., Conte, M., and Copps, S. 2012. New metrics for managing and sustaining the ocean's bounty. *Mar. Pol.* 36(1): 303-306.
- Taylor, F.H.C. 1964. Life history and present status of British Columbia herring stocks. *Fish. Res. Board Can. Bull.* 143: 81 p.
- Thayer, G.W., and Phillips, R.C. 1977. Importance of eelgrass beds in Puget Sound. *Mar. Fish. Rev.* 39(11): 18-22.
- Thom, R.M. 1990. Spatial and temporal patterns in plant standing stock and primary production in a temperate seagrass system. *Botanica Marina* 33(6): 497-510.
- Thom, R.M., Judd, C., Buenau, K.E., and Cullinan, V.I. 2011. Eelgrass (*Zostera marina*) stressors in Puget Sound. Prepared for Washington State Dept. Natural Resources.
- Thomson, R.E. 1981. Oceanography of the British Columbia coast. *Can. Spec. Pub. Fish. Aquat. Sci.* 56: xii + 291 p.
-

-
- Trebilco, R., Dulvy, N.K., Stewart, H., and Salomon, A.K. 2015. The role of habitat complexity in shaping the size structure of a temperate reef fish community. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 532: 197-211.
- Tunncliffe, V., and Syvitski, J.P. 1983. Corals move boulders: an unusual mechanism of sediment transport. *Limnol. Oceanogr.* 28(3): 564-568.
- Turner, N.J., 2001. Coastal Peoples and Marine Plants on the Northwest Coast. *In* IAMSLIC 2000: Tides of Technology. Proceedings of the 26th Annual Conference of the International Association of Aquatic and Marine Science Libraries and Information Centers. Edited by J.W. Markham and A.L. Duda. IAMSLIC, Fort Pierce, FL. pp. 69-76.
- Turner, T. 1983. Facilitation as a successional mechanism in a rocky intertidal community. *Am. Nat.* 121(5): 729-738.
- Turner, T. 1985. Stability of rocky intertidal surfgrass beds: persistence, preemption, and recovery. *Ecology* 66(1): 83-92.
- Turner, T., and Lucas, J. 1985. Differences and similarities in the community roles of three rocky intertidal surfgrasses. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 89: 175-189.
- Unsworth, R.K.F., Williams, B., Jones, B.L., and Cullen-Unsworth, L.C. 2017. Rocking the Boat: Damage to Eelgrass by Swinging Boat Moorings. *Front. Plant Sci.* 8:1309.
- Vandermeulen, H. 2005. Assessing marine habitat sensitivity: a case study with eelgrass (*Zostera marina* L.) and kelps (*Laminaria*, *Macrocystis*). DFO Can. Sci. Advis. Rep. Res. Doc. 2005/032: ii + 53 p.
- Vandermeulen, H. 2009. An introduction to eelgrass (*Zostera marina* L): the persistent ecosystem engineer. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2009/085: vi + 11 p.
- von Carolsfeld, J.S. 1997. Characterization of a spawning pheromone of Pacific Herring. PhD Thesis, University of Victoria.
- Watson, J.C., and Estes, J.A. 2011. Stability, resilience, and phase shifts in rocky subtidal communities along the west coast of Vancouver Island, Canada. *Ecol. Monogr.* 81(2): 215-239.
- Waycott, M., Duarte, C.M., Carruthers, T.J., Orth, R.J., Dennison, W.C., Olyarnik, S., Calladine, A., Fourqurean, J.W., Heck, K.L., Hughes, A.R., Kendrick, G., Kenworthy, W.J., Short, F.T., and Williams, S.L. 2009. Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems. *Proc. Nat. Acad. Sci.* 106(30): 12377-12381.
- 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. *Rev. Fish Biol. Fish.* 24(3): 713-736.
- Westhead, M., King, M., and Herbert, G. 2013. Marine protected area network planning in the Scotian Shelf bioregion: Context and conservation objectives. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/126: ii + 11 p.
- Willson, M.F., Armstrong, R.H., Hermans, M.C., and Koski, K. 2006. Eulachon: a review of biology and an annotated bibliography. Alaska Fisheries Science Center Processed Report 2006-12. Auke Bay Laboratory, Alaska Fish. Sci. Cent.
- Wilmers, C.C., Estes, J.A., Edwards, M., Laidre, K.L., and Konar, B. 2012. Do trophic cascades affect the storage and flux of atmospheric carbon? An analysis of sea otters and kelp forests. *Front. Ecol. Environ.* 10(8): 409-415. doi:10.1890/110176
-

Wu, Y., Hannah, C.G., O'Flaherty-Sproul, M., and Thupaki, P. 2017. Representing kelp forests in a tidal circulation model. *J. Mar. Sys.* 169: 73-86.