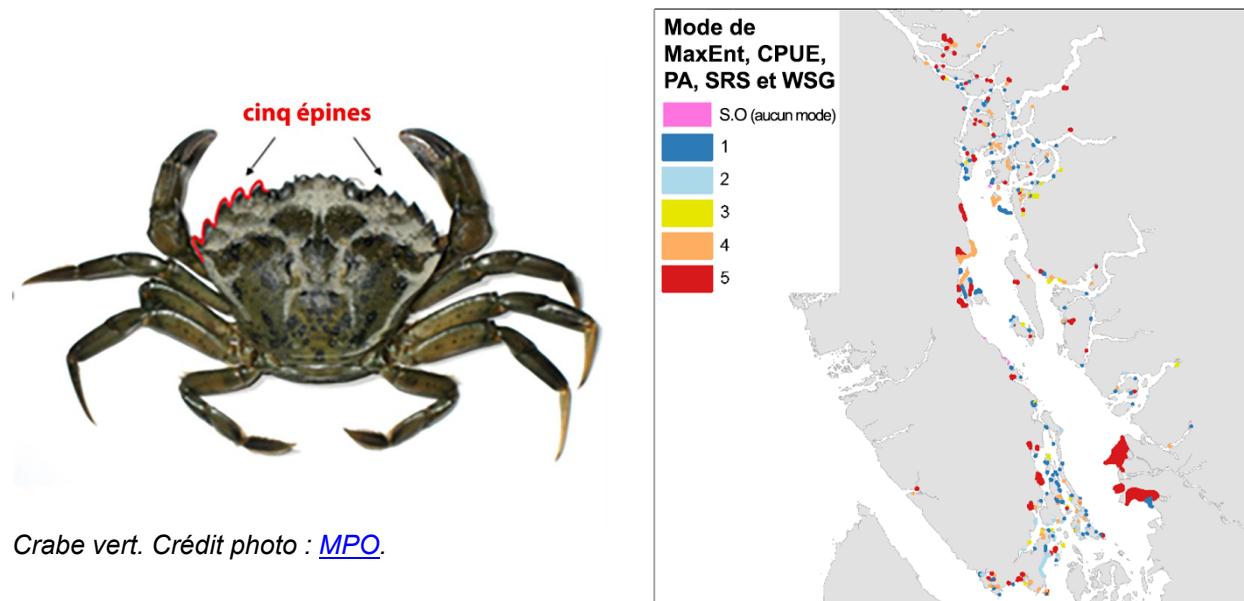




ÉVALUATION DES MÉTHODES DE DÉTERMINATION DES SITES DE SUIVI EN MATIÈRE DE DÉTECTION RAPIDE DU CRABE VERT, UNE ESPÈCE ENVAHISSANTE, DANS LA MER DES SALISH, EN COLOMBIE-BRITANNIQUE



Crabe vert. Crédit photo : [MPO](#).

Figure 1. Sites potentiels de surveillance du crabe vert dans la mer des Salish. Les sites ont été identifiés en calculant le mode (la valeur la plus fréquente) parmi les cinq modèles d'entrée sur chaque site.

Contexte :

Le crabe vert est un envahisseur à haut risque qui figure sur la liste des espèces à contrôler en vertu du Règlement sur les espèces aquatiques envahissantes (EAE) de la Loi sur les pêches. Le crabe vert peut dévaster les écosystèmes aquatiques, en déplaçant les espèces indigènes, en dégradant et en perturbant les habitats indigènes (y compris les zostères) et en modifiant les réseaux trophiques.

Afin de mieux comprendre l'incursion du crabe vert dans la mer des Salish, la Direction de la gestion des écosystèmes (DGE) et les programmes scientifiques sur les EAE de Pêches et Océans Canada (MPO) ont collaboré avec le Washington Department of Fish and Wildlife, la Washington Sea Grant's Crab Team de l'Université de Washington pour élaborer un plan d'action transfrontalier pour le crabe vert envahissant dans la mer des Salish. Ce plan énonce des recommandations en matière de dépistage précoce (surveillance), mais ne précise pas comment identifier ou hiérarchiser les sites intertidaux pour la surveillance du crabe vert.

De plus, le Programme national de base sur les espèces aquatiques envahissantes du MPO a travaillé à l'élaboration d'un programme de surveillance pour le dépistage précoce du crabe vert dans l'ensemble de la côte de la Colombie-Britannique, en accordant une attention particulière à la mer des Salish.

Compte tenu de l'extrême étendue spatiale à surveiller, les efforts doivent faire appel à la science citoyenne et aux groupes autochtones, en se concentrant sur les sites les plus susceptibles d'abriter le crabe vert. Il est donc urgent d'établir des sites prioritaires de surveillance du crabe vert dans les eaux canadiennes de la mer des Salish, et cette approche pourrait être appliquée à d'autres zones côtières dans le futur. Dans la région du Pacifique, le Programme de protection du poisson et de son habitat (PPPH) du MPO a demandé à la Direction générale des sciences d'évaluer une gamme de modèles afin d'éclairer son programme de surveillance et, en particulier, la sélection des sites de piégeage pour le crabe vert.

Le présent avis scientifique découle de l'examen régional par les pairs du 31 janvier au 2 février 2022 sur l'évaluation des méthodes de détermination des sites de suivi en matière de détection rapide du crabe vert, une espèce envahissante, dans la mer des Salish, en Colombie-Britannique. Toute autre publication découlant de cette réunion sera publiée, lorsqu'elle sera disponible, sur le [calendrier des avis scientifiques de Pêches et Océans Canada \(MPO\)](#).

SOMMAIRE

- Le crabe vert (*Carcinus maenas*) a été détecté pour la première fois dans le bassin Sooke en 2012, et dans les eaux américaines de la mer des Salish en 2016. On ignore encore si l'espèce s'est établie dans les eaux canadiennes de la mer des Salish en dehors du bassin Sooke, ce qui offre une possibilité de dépistage précoce et de gestion des zones nouvellement envahies.
- Les gestionnaires des EAE ont besoin d'informations pour déterminer où orienter les programmes de surveillance de dépistage précoce. Ainsi, cinq modèles existants ont été évalués en fonction d'aptitude des habitats en utilisant 447 sites dans la mer des Salish.
- Chacun des cinq modèles individuels a permis d'identifier les sites propices au crabe vert dans les eaux canadiennes de la mer des Salish, mais ces modèles ne concordent généralement pas entre eux, probablement parce que chacun intègre des aspects différents de la biologie du crabe vert et de l'utilisation qu'il fait de son habitat. Sans un ensemble de données de validation indépendantes, il n'a pas été possible d'identifier un seul « meilleur » modèle pour déterminer les sites de dépistage précoce.
- Une approche fondée sur un modèle d'ensemble peut atténuer l'incertitude découlant des modèles individuels en combinant les résultats de plusieurs de ces modèles. Afin d'incorporer tous les modèles dans un ensemble, les résultats de chacun d'entre eux ont été transformés en rang sous forme de 20^{es} de percentiles (c.-à-d. en valeurs rééchelonnées de 1 à 5), et la valeur « mode » (la plus fréquente) des cinq modèles a été déterminée pour chaque site (n = 447). Les 68 sites dont le mode transformé en rang est de 5 ont été classés par ordre de priorité pour la surveillance de dépistage précoce (voir la figure 1).
- Bien que les 68 sites retenus puissent servir de point de départ, d'autres considérations, au-delà de l'aptitude des habitats, doivent être prises en compte lors de la sélection de sites particuliers de surveillance du crabe vert dans la mer des Salish; ces considérations dépassaient le cadre de ce processus. Les gestionnaires peuvent choisir d'ajouter ou de supprimer des sites selon les besoins, en se basant sur la probabilité d'arrivée (p. ex. par la dérive larvaire, l'introduction de l'espèce par les humains, l'immigration); la présence d'autres caractéristiques importantes (p. ex. la zostère); la présence de proies disponibles ou l'absence de prédateurs; les zones importantes sur le plan écologique, économique ou culturel; l'accès au site; ou l'intérêt des partenaires.
- L'approche du modèle d'ensemble élaborée ici peut être appliquée ailleurs en utilisant ou en dérivant des modèles propres à cette région, en fonction des données disponibles et des

objectifs de gestion. Cependant, les données d'entrée ne tiennent pas compte de tous les facteurs, dont la pression de propagule, qui peuvent contribuer au succès de l'invasion.

INTRODUCTION

Le crabe vert est une espèce aquatique envahissante à haut risque, connue pour dévaster les écosystèmes aquatiques, déplacer les espèces indigènes, dégrader et perturber les habitats indigènes (y compris les zostères) et altérer les réseaux trophiques. Cette espèce a été introduite pour la première fois sur la côte ouest de l'Amérique du Nord dans la baie de San Francisco vers 1990 et s'est propagée vers le nord pour atteindre la Colombie-Britannique (C.-B.) à la fin des années 1990. Le crabe vert s'est rapidement développé sur la côte ouest de l'île de Vancouver, et a depuis été détecté sur la côte centrale de la Colombie-Britannique et à Haida Gwaii. Cependant, il n'est pas apparu dans la mer des Salish avant 2012, lorsqu'il a été introduit par des activités humaines dans le bassin Sooke. En 2016, la première détection du crabe vert dans la mer des Salish à l'extérieur du bassin Sooke a eu lieu dans les eaux américaines; il a depuis été détecté sur de multiples sites du côté américain et canadien de la mer des Salish. On estime que le long retard dans l'expansion de l'aire de répartition du crabe vert dans et aux abords de la mer des Salish est dû à des processus océanographiques limitant la dispersion des larves plutôt qu'à un manque d'habitats propices.

La détection et l'éradication des espèces envahissantes dans de nouvelles zones, alors que leur nombre est encore faible, sont une étape cruciale dans la gestion efficace des espèces envahissantes. À ce titre, la Direction de la gestion des écosystèmes (DGE) et les programmes scientifiques sur les EAE de Pêches et Océans Canada (MPO) ont collaboré avec le Washington Department of Fish and Wildlife, la Washington Sea Grant's Crab Team de l'Université de Washington et l'Université de Washington pour élaborer un plan d'action transfrontalier pour le crabe vert envahissant dans la mer des Salish (Drinkwin *et al.* 2019). Ce plan présente des recommandations en matière de dépistage précoce (surveillance) pour la mer des Salish, mais ne précise pas comment identifier ou hiérarchiser les sites intertidaux pour la surveillance du crabe vert. Le Programme national de base sur les espèces aquatiques envahissantes du MPO, ainsi que des groupes autochtones et de science citoyenne, a travaillé à l'élaboration d'un programme de surveillance pour le dépistage précoce du crabe vert dans l'ensemble de la côte de la Colombie-Britannique, en accordant une attention particulière à la mer des Salish. Cependant, étant donné l'extrême étendue spatiale à surveiller, l'urgence de hiérarchiser les sites potentiels de surveillance du crabe vert dans les eaux canadiennes de la mer des Salish en fonction de leur aptitude à accueillir cette espèce. Une approche de hiérarchisation pourrait également être étendue à d'autres zones côtières dans le futur.

Diverses méthodes ont été mises en œuvre par plusieurs utilisateurs pour identifier les habitats propices au crabe vert à diverses échelles spatiales, mais les résultats n'ont pas été évalués dans le contexte de la gestion de l'espèce ni pour la partie canadienne de la mer des Salish en particulier. Ici, cinq modèles d'aptitude des habitats et des outils de sélection de sites ont été évalués afin de fournir des recommandations pour les sites de piégeage du crabe vert dans la mer des Salish. Cette évaluation répond à un besoin identifié par le programme de gestion des EAE du MPO et contribue à l'engagement international du MPO lié au plan d'action bilatéral sur le crabe vert.

Les objectifs précis de cet examen étaient les suivants :

1. Évaluer les forces et les faiblesses associées à trois méthodes distinctes visant à évaluer l'aptitude des habitats pour le crabe vert, aux fins de la détermination des sites de surveillance possibles dans les eaux canadiennes de la mer des Salish. Examiner plus particulièrement : 1) logiciel MaxEnt; 2) modèles de régression stimulés par gradient

stochastique; 3) outil d'évaluation des sites de la Washington Sea Grant's Crab Team de l'Université de Washington; et 4) outil de sélection rapide de sites du Secteur des sciences du MPO.

2. Recenser les incertitudes de chacun des outils évalués dans l'objectif 1.
3. Déterminer les sites pour la surveillance du crabe vert dans les eaux canadiennes de la mer des Salish en utilisant la ou les méthodes privilégiées évaluées à l'objectif 1.
4. Caractériser la faisabilité de l'utilisation de la ou des méthodes privilégiées pour déterminer les sites de surveillance potentiels dans toute la côte de la Colombie-Britannique dans le futur.

ANALYSE

Cinq modèles individuels de répartition des espèces ou outils de sélection des sites basés sur l'aptitude des habitats (ci-après « modèles »; décrits ci-dessous) ont été utilisés comme principales données d'entrée pour cette analyse. Bien que chacun d'entre eux ait été mis au point indépendamment et à des fins différentes, tous ont été validés et ont la capacité de guider la gestion du crabe vert dans le choix des sites de dépistage précoce et de surveillance. La fonctionnalité de ces modèles, individuellement et en combinaison, a été évaluée afin d'identifier un nombre raisonnable de sites possibles de dépistage précoce et de surveillance du crabe vert dans les eaux canadiennes de la mer des Salish (objectif 3). Bien que la validité interne et la précision de ces modèles individuels aient été examinées, la priorité a été donnée à la manière dont ils se comparent et se complètent les uns les autres lorsqu'ils sont appliqués à la sélection des sites (objectif 1). Il n'y a actuellement pas assez de données sur l'occurrence du crabe vert dans la mer de Salish pour évaluer statistiquement l'exactitude prédictive de chaque modèle. Par conséquent, les analyses se concentrent ici sur le degré de concordance des prédictions entre les modèles. Une hypothèse importante est que tous les modèles sont en mesure de saisir une partie de la complexité de la biologie du crabe vert ainsi que les facteurs affectant le succès de l'invasion dans leurs prédictions, mais aucun n'est parfait et des limitations sont constatées (objectif 2). Enfin, cette approche peut être utilisée pour sélectionner des sites de surveillance supplémentaires en fonction de l'aptitude des habitats, soit dans la mer des Salish, soit ailleurs en Colombie-Britannique, selon les données disponibles (objectif 4).

Données et méthodologie

Pour faciliter la comparaison entre les modèles, l'analyse a été limitée à un ensemble de 447 sites distincts dans les eaux canadiennes de la mer des Salish. Bien que certains des modèles individuels utilisés dans cette analyse assurent des prévisions sur l'ensemble de la côte, il a été nécessaire de réduire l'échelle à un ensemble précis et prédéterminé de sites puisque plusieurs des modèles nécessitent des informations propres au site pour établir ces prédictions. Les sites comprennent toutes les zones déjà relevées par le MPO pour le crabe vert dans la mer des Salish et des emplacements générés au hasard le long du littoral. Des sites aléatoires ont été ajoutés afin de diluer le biais inhérent aux sites relevés précédemment, qui auraient été sélectionnés en vue de trouver des crabes verts.

Cinq modèles différents ont été créés pour aider à comprendre la possible répartition future du crabe vert sur la côte ouest de l'Amérique du Nord en fonction de l'aptitude des habitats et pour soutenir la prise de décision en matière de gestion. Ces modèles étaient : le logiciel MaxEnt, la régression arborescente amplifiée linéaire (présence-absence, « PA »), la régression arborescente amplifiée logistique (abondance/capture par unité d'effort, « CPUE »), la sélection

rapide de sites (SRS) et une version modifiée de l'outil du Washington Sea Grant (WSG). Le tableau 1 donne un aperçu des caractéristiques, des données d'entrée et des résultats de chacun de ces cinq modèles individuels.

Chacun des modèles individuels présente ses propres forces et faiblesses (tableau 2) notamment en ce qui concerne les prédictions. Une hypothèse statistique essentielle pour les modèles de répartition des espèces consiste à dire que les répartitions sont à l'équilibre; cependant, comme l'aire de répartition du crabe vert est toujours en expansion en Colombie-Britannique (y compris dans la mer des Salish), cette hypothèse est clairement invalidée. Une façon de surmonter les limites et les incertitudes potentielles associées aux modèles individuels est d'adopter une approche à modèles multiples (p. ex. des modèles d'ensemble) lors de l'établissement des prédictions. Ces approches sont utiles, car si les modèles individuels peuvent être informatifs, peu d'entre eux sont en mesure de saisir toute la complexité de la biologie d'une espèce.

Cinq autres modèles dérivés ont été produits en combinant les résultats des cinq modèles individuels. Tout d'abord, les deux résultats de la régression arborescente amplifiée (BRT) ont été combinés. Les prédictions continues de CPUE non nulles (modèle « CPUE ») ont été multipliées par la probabilité de présence du crabe vert (modèle « PA ») sur chaque site, résultant en un modèle d'abondance conditionnelle (CPUE*PA) qui prédit la CPUE attendue du crabe vert, s'il est présent sur un site. Puisque le résultat du modèle MaxEnt prédit également la probabilité de présence du crabe vert, nous avons produit un second modèle d'abondance conditionnelle dérivé (CPUE*MaxEnt). Les trois autres modèles dérivés ont également utilisé le résultat de MaxEnt, multiplié par le résultat des autres modèles individuels. Ce choix s'explique par le fait que les modèles BRT, SRS et WSG modifié reposent tous sur des caractéristiques statiques de l'habitat, propres au site, comme principales variables d'entrée. En revanche, le modèle MaxEnt utilise les conditions environnementales (c.-à-d. la température, la salinité) et incorpore la saisonnalité dans ses prédictions (tableau 1). On a donc émis l'hypothèse que le produit du résultat de MaxEnt et des autres résultats basés sur l'habitat serait plus susceptible de saisir la gamme complète des conditions abiotiques et biotiques influençant l'occurrence du crabe vert dans divers sites de la mer des Salish. Ces modèles dérivés ont été annotés comme suit : PA*MaxEnt, SRS*MaxEnt et WSG*MaxEnt.

Tableau 1. Aperçu des cinq modèles individuels utilisés pour générer des prédictions d'habitats propices au crabe vert dans les eaux canadiennes de la mer des Salish. BRT = régression arborescente amplifiée

Caractéristiques du modèle	Modèle MaxEnt pour le crabe vert	Modèle de BRT linéaire pour le crabe vert (« PA »)	Modèle de BRT logistique pour le crabe vert (« CPUE »)	Outil de sélection rapide de sites (SRS)	Méthode de la Washington Sea Grant's Crab Team (WSG)
Méthode générale et résultat	Modèle de répartition des espèces qui prédit la probabilité de présence (0-1) d'une population établie de crabe vert.	Modèle de régression linéaire prédictif pour l'abondance relative (capture par unité d'effort, $0 - \infty$) de crabes verts sur chaque site.	Modèle de régression logistique prédictif pour la probabilité de la présence (0-1) de crabes verts sur chaque site.	Identification et classement automatisés (notation ordinale de 0 à 1) des zones côtières où sont présentes des variables d'habitat abiotiques importantes pour le crabe vert.	Système de notation manuel pour identifier et classer (notation ordinale de 0 à 1) les sites individuels pour le dépistage précoce du crabe vert à l'aide d'images aériennes ou satellitaires.
Échelle spatiale	Couverture du modèle	Conçu à partir de données	Conçu à partir de données	Conçu pour l'ensemble de la	Créé pour la côte de Washington et

	originale disponible pour la côte ouest de l'Amérique du Nord.	provenant de la côte ouest de l'île de Vancouver.	provenant de la côte ouest de l'île de Vancouver.	côte de la Colombie-Britannique. Mis en œuvre dans la mer des Salish du Canada, à Haida Gwaii et sur la côte Nord.	la mer des Salish des États-Unis Modifié et mis en œuvre dans la mer des Salish canadienne.
Échelle temporelle	Comprend des climatologies saisonnières pour la salinité et la température de surface de la mer.	Exploite les données des relevés de piégeage en cours pour le crabe vert. Toutes les autres variables d'entrée sont statiques dans le temps.	Exploite les données des relevés de piégeage en cours pour le crabe vert. Toutes les autres variables d'entrée sont statiques dans le temps.	Toutes les variables d'entrée sont statiques dans le temps.	Toutes les variables d'entrée sont statiques dans le temps.
Entrées abiotiques	Salinité (saisonnière) Température de surface de la mer (saisonnière)	Zone intertidale Longueur du bord Isolement des plages Point le plus large de la plage Fetch (max, min) Exposition aux vagues (ShoreZone) Type de fond (substrat) Type de substrat (ShoreZone) Type de sédiment (ShoreZone) Pente (ShoreZone) Largeur (ShoreZone)	Zone intertidale Longueur du bord Isolement des plages Point le plus large de la plage Fetch (max, min) Exposition aux vagues (ShoreZone) Type de fond (substrat) Type de substrat (ShoreZone) Type de sédiment (ShoreZone) Pente (ShoreZone) Largeur (ShoreZone)	Largeur de la plage Apport en eau douce Type de substrat (ShoreZone)	Isolement des plages Largeur de la plage Apport en eau douce Abris Énergies des vagues Chenal de marée
Entrées biotiques	Données sur l'occurrence des espèces (présence uniquement)	Probabilité de présence de zostères Biobandes ShoreZone CPUE pour le crabe vert	Probabilité de présence de zostères Biobandes ShoreZone Présence/absence du crabe vert	–	Présence/absence de végétation terrestre

Tableau 2. Convivialité des cinq modèles individuels mettant en évidence les exigences de traitement des données, l'expertise technique et la faisabilité de l'utilisation pour de nouveaux sites ou de nouvelles zones.

Caractéristiques des possibilités d'utilisation	Modèle MaxEnt pour le crabe vert	Modèle de régression arborescente amplifiée linéaire pour le crabe vert (« PA »)	Modèle de régression arborescente amplifiée logistique pour le crabe vert (« CPUE »)	Outil de sélection rapide de sites (SRS)	Méthode modifiée de la Washington Sea Grant's Crab Team (WSG)
Données requises	Nombre limité de couches de données spatiales couvrant la zone d'étude et des enregistrements du crabe vert (présence uniquement).	Nombreuses couches de données spatiales permettant d'extraire des informations propres au site et des données de capture concernant le crabe vert.	Nombreuses couches de données spatiales permettant d'extraire des informations propres au site et des données de capture ou de présence/absence du crabe vert.	Nombre limité de couches de données spatiales couvrant la zone d'étude.	Aucune donnée requise. Imagerie aérienne ou satellitaire de haute qualité recommandée.
Compétence technique	Statistiques, codage, techniques de modélisation MaxEnt et logiciel GIS.	Statistiques, codage et logiciel SIG.	Statistiques, codage et logiciel SIG.	Logiciel SIG	Aucune.
Résolution des résultats	À l'échelle de la côte, résolution de 0,04 degré avec des valeurs provenant de plusieurs cellules de grille, calculées en moyenne pour les sites individuels.	Sites d'intérêt individuels et prédéfinis.	Sites d'intérêt individuels et prédéfinis.	Identification de sites possibles à l'échelle de la côte.	Sites d'intérêt individuels et prédéfinis.
Répétabilité	Élevée (modèle mathématique)	Élevée (modèle mathématique)	Élevée (modèle mathématique)	Élevée (processus automatisé)	Inconnue, mais possiblement faible en raison de la subjectivité de la méthode.
Fréquence des mises à jour	Lorsque de nouvelles données climatologiques sont disponibles, ou lorsque de nouvelles informations sur la répartition du crabe vert sont recueillies.	Lorsque des couches spatiales nouvelles ou améliorées seront disponibles, ou lorsque de nouvelles données de relevés de piégeage du crabe vert seront recueillies (de la	Lorsque des couches spatiales nouvelles ou améliorées seront disponibles, ou lorsque de nouvelles données de relevés de piégeage du crabe vert seront recueillies (de la	Lorsque des couches spatiales nouvelles ou améliorées seront disponibles.	Lorsque des images aériennes ou satellitaires nouvelles ou améliorées sont disponibles pour des zones ou des sites d'intérêt.

**Sites de surveillance pour le dépistage
précoce du crabe vert dans la mer de Salish**

Région du Pacifique

Caractéristiques des possibilités d'utilisation	Modèle MaxEnt pour le crabe vert	Modèle de régression arborescente amplifiée linéaire pour le crabe vert (« PA »)	Modèle de régression arborescente amplifiée logistique pour le crabe vert (« CPUE »)	Outil de sélection rapide de sites (SRS)	Méthode modifiée de la Washington Sea Grant's Crab Team (WSG)
		côte ouest de l'île de Vancouver).	côte ouest de l'île de Vancouver).		
Applicabilité à de nouveaux sites ou de nouvelles zones	Le modèle existant peut être appliqué rapidement, puisque la matrice de la côte est déjà disponible. Il suffit de définir les zones ou les sites d'intérêt.	Nécessite une importante collecte de données à l'aide d'une analyse SIG pour tous les nouveaux sites d'intérêt, mais le modèle lui-même peut être exécuté rapidement.	Nécessite une importante collecte de données à l'aide d'une analyse SIG pour tous les nouveaux sites d'intérêt, mais le modèle lui-même peut être exécuté rapidement.	Peut être appliqué rapidement (1 à 2 jours), car le processus est automatique et ne nécessite pas l'identification préalable des sites d'intérêt.	Peut être appliqué instantanément, à condition que les sites d'intérêt aient déjà été identifiés.

Normalisation du modèle

Chacun des cinq modèles individuels et des cinq modèles dérivés représente différents aspects de l'écologie du crabe vert, avec des valeurs de réponse qui ne sont pas directement comparables (p. ex. probabilité de présence par rapport aux CPUE prédites). Pour faciliter les comparaisons entre les modèles, les résultats de chacun de ceux-ci ont été transformés en rangs, à l'exception des modèles SRS et WSG, sous forme de percentiles de 20 % (quantiles), c.-à-d. percentiles 1 à 20 = 1, percentiles 21 à 40 = 2, percentiles 41 à 60 = 3, percentiles 61 à 80 = 4 et percentiles 81 à 100 = 5. La transformation des cinq modèles dérivés a été effectuée de la même manière, après avoir multiplié les résultats respectifs des modèles individuels. Les transformations de quantile n'ont pas été effectuées pour les modèles individuels SRS et WSG modifié, car leurs résultats correspondaient déjà à des catégories ordinales d'aptitude et non à des valeurs continues. Pour garder tous les modèles à la même échelle, les sorties du SRS et du WSG modifié ont été converties comme suit : 0 = 1, 0,25 = 2, 0,50 = 3, 0,75 = 4, 1,00 = 5.

Analyse de la concordance entre modèles

Étant donné que le crabe vert n'a été observé que récemment dans la mer des Salish et que cette invasion n'est pas encore considérée comme complète, on ne dispose d'aucun ensemble de données indépendant pour évaluer le rendement du modèle. Ainsi, la concordance des modèles, qui consiste en une évaluation du degré de chevauchement des prédictions des modèles pour l'ensemble des 447 sites, a été utilisée pour identifier les sites de dépistage précoce du crabe vert dans les eaux canadiennes de la mer des Salish. Cette analyse repose sur l'hypothèse que tous les modèles capturent avec précision certains aspects de la biologie du crabe vert dans leurs prédictions. Les quantiles ont été utilisés comme une mesure standardisée pour évaluer la concordance des modèles. La concordance des modèles a d'abord été évaluée entre le modèle individuel et le modèle dérivé en calculant le nombre de sites où les valeurs du modèle transformées en rangs correspondaient, sur le nombre total de sites où les données étaient disponibles pour les deux modèles (tableau 3).

Une concordance relativement faible entre les différents modèles individuels et dérivés a été observée, de sorte qu'il n'a pas été possible d'identifier un seul « meilleur » modèle. Une autre

approche pour évaluer la concordance consiste à considérer plusieurs modèles à la fois (c.-à-d. un ensemble), ce qui atténue l'incertitude inhérente à l'utilisation d'un seul modèle.

Tableau 3. Concordance entre les prédictions établies par les différents modèles, basée sur le nombre de sites où les valeurs du modèle transformées en rangs concordent, sur le nombre de sites où les données sont disponibles pour les deux modèles (entre 444 et 447). Les valeurs supérieures à 50 % sont en gras.

Modèle	CPUE	PA	MaxEnt	SRS	WSG	CPUE* PA	CPUE* MaxEnt	PA* MaxEnt	SRS* MaxEnt	WSG* MaxEnt
CPUE	–	25	20	27	25	33	44	23	23	23
PA	–	–	19	24	24	54	23	60	24	24
MaxEnt	–	–	–	20	19	22	37	28	28	33
SRS	–	–	–	–	42	25	24	22	41	28
WSG	–	–	–	–	–	23	22	19	27	37
CPUE* PA	–	–	–	–	–	–	36	51	25	30
CPUE* MaxEnt	–	–	–	–	–	–	–	27	30	32
PA* MaxEnt	–	–	–	–	–	–	–	–	31	36
SRS* MaxEnt	–	–	–	–	–	–	–	–	–	40

Utilisation de valeurs transformées en rang pour les prédictions du modèle d'ensemble

Afin de créer les modèles d'ensemble, des combinaisons de 3, 4 ou 5 des modèles originaux (individuels) ont été générées. Les modèles dérivés n'ont pas été pris en compte dans les ensembles, car cela aurait entraîné une surreprésentation des sorties du modèle MaxEnt dans les prédictions de l'ensemble, MaxEnt étant un composant de 4 des 5 modèles dérivés. Pour chaque combinaison de modèles individuels, la concordance entre leurs valeurs normalisées et transformées en rangs a été utilisée pour déterminer l'aptitude du site à accueillir le crabe vert. L'« aptitude » a été définie comme tout site dont la valeur transformée en rang est de 5 (c.-à-d. des résultats supérieurs au 80^e percentile ou un score brut de 1,0 pour les modèles à réponses ordinales). Afin d'évaluer l'effet de l'utilisation du 80^e percentile lors de la détermination de l'aptitude des habitats, une analyse de vulnérabilité utilisant des résultats supérieurs au 60^e percentile (valeurs transformées en rang de 4 ou 5, ou valeurs de 0,75 pour les modèles SRS et WSG) a été réalisée. L'utilisation d'un seuil inférieur pour indiquer l'aptitude des habitats a permis d'identifier un plus grand nombre de sites potentiels que l'utilisation d'un seuil supérieur.

Trois niveaux de concordance, définis comme des modèles d'ensemble de mode, d'union et d'intersection (chacun ayant ses propres forces et faiblesses) ont été évalués (figure 2). Les modèles d'intersection avaient la définition la plus conservatrice de la concordance, car un site ne se voyait attribuer une valeur de 5 (c.-à-d. propice au crabe vert) que si *tous* les modèles de la combinaison avaient prédit un rang de 5 pour ce site (c.-à-d. intersection = « ET »). Les modèles d'union avaient la définition la moins conservatrice de la concordance, car un site se voyait attribuer une valeur de 5 si *n'importe quel* modèle de la combinaison avait prédit un rang de 5 pour ce site (c.-à-d. union = « OU »). Enfin, les modèles de mode ont attribué aux sites une valeur de 5 si cette valeur était la *plus fréquente* dans la combinaison des modèles. Les sites sans concordance de modèle (aucune prédiction la plus fréquente) présentent un mode S.O.

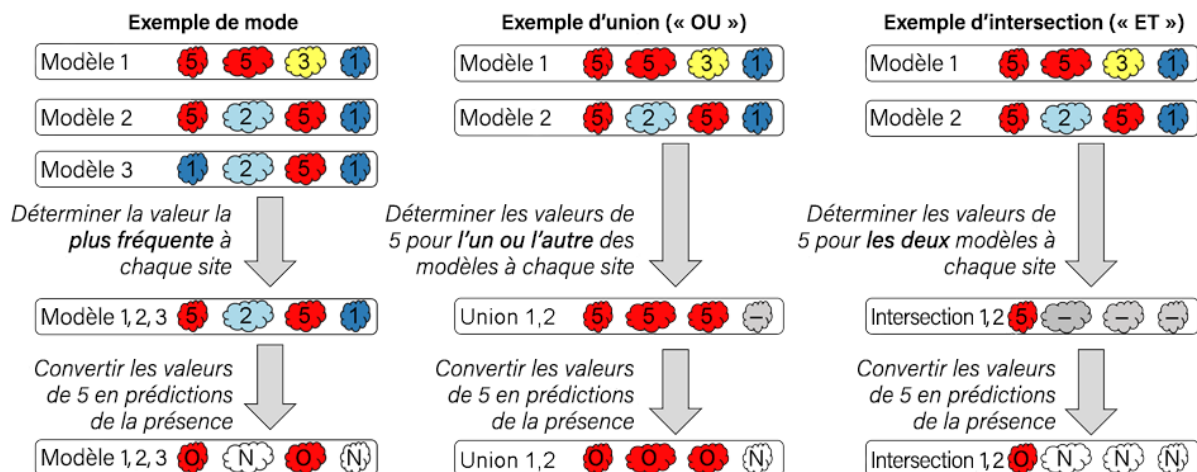


Figure 2. Un exemple hypothétique de calcul du mode, de l'union et de l'intersection à partir de plusieurs modèles. Chaque forme colorée représente un site, le numéro indiquant la valeur transformée en rang pour chaque modèle sur ce site (1 = percentiles 1 à 20, 2 = percentiles 21 à 40, ... 5 = percentiles 81 à 100).

Résultats

Les sites susceptibles de favoriser le crabe vert étaient largement distribués dans la mer des Salish, quel que soit le choix du modèle. Dans chacun des modèles individuels, 78 à 90 sites ont été prévus pour abriter le crabe vert sur la base de l'aptitude des habitats (en utilisant une valeur seuil de 5). Les prédictions des cinq modèles individuels, transformées en rangs, pour chaque site sont présentées dans la figure 3, et la liste des sites avec les prédictions des modèles est présentée dans le tableau A 1.

La concordance des modèles de composants au sein de chacun des modèles d'ensemble dépendait du caractère plus ou moins restrictif de la définition du terme « concordance ». Les modèles d'intersection ont identifié le plus petit nombre de sites à surveiller; deux sites seulement lorsque les cinq modèles originaux étaient inclus dans la combinaison. Cette approche conservatrice accroît le risque de négliger des sites autrement propices, pris en compte par certains des modèles individuels, mais pas par tous. Les modèles d'union avaient la définition la moins conservatrice de concordance et ont donc généralement identifié le plus grand nombre de sites à surveiller (jusqu'à un maximum de 141 sites pour certaines combinaisons). Outre le fait qu'ils génèrent un nombre potentiellement démesuré de sites à surveiller, les modèles d'union présentaient également une probabilité plus élevée d'erreurs de type 1 (c.-à-d. des sites non propices considérés à tort comme propices). Pour ces raisons, les modèles de mode ont été privilégiés, car ils assurent un équilibre entre la nécessité d'une concordance et les avantages d'un amortissement de l'incertitude de chacun des modèles individuels par une approche à modèles multiples. Les modèles de mode ont identifié un nombre intermédiaire de sites considérés comme propices au crabe vert, selon le nombre et la combinaison des modèles considérés (fourchette : 51 à 90 sites).

Détermination des sites de surveillance potentiels

Le choix du ou des modèles à utiliser pour déterminer les sites potentiels de dépistage précoce ou de surveillance en fonction de l'aptitude des habitats pour le crabe vert dans la mer des Salish est un exercice difficile, surtout en l'absence d'un ensemble de données de validation indépendantes pour évaluer le rendement prédictif. Cependant, sur la base des résultats

présentés ici, la méthode la plus défendable est d'utiliser une approche de modèle d'ensemble, en se basant sur la concordance entre les prédictions du modèle comme moyen d'identifier l'aptitude du site. La concordance entre les modèles réduit l'incertitude grâce à l'utilisation de plusieurs sources de données. En particulier, en définissant la concordance comme la valeur la plus fréquente (c.-à-d. le mode), le risque de négliger des sites propices ou d'inclure un grand nombre de sites inappropriés est grandement réduit. Bien que les résultats transformés en rangs de trois, quatre et cinq modèles originaux d'aptitude des habitats aient été générés, nous soulignons les résultats du modèle de mode qui inclut les cinq modèles originaux, car il utilise toutes les informations disponibles, pour un total de 68 sites de surveillance potentiels (figure 1). Si les gestionnaires sont en mesure de relever davantage de sites, une liste plus longue et moins conservatrice de sites peut être générée soit en passant au modèle d'ensemble d'union, en utilisant les cinq modèles individuels (113 sites), soit en abaissant le seuil d'aptitude du 80^e percentile au 60^e percentile (151 sites pour le mode, 207 pour l'union). Les gestionnaires devraient utiliser les connaissances propres au site pour exclure des sites potentiels (p. ex. si l'information utilisée pour construire le modèle ne reflète pas les conditions réelles sur la plage) ou utiliser des ensembles de données indépendants (p. ex. présence de zostères, sites de captures des Premières Nations) pour mieux hiérarchiser les sites.

Afin d'identifier un plus grand nombre de sites de la mer des Salish, en plus des 447 sites considérés ici, ou de prévoir de nouvelles zones, un modèle d'ensemble de mode est toujours recommandé. Cependant, les données complètes pour les cinq modèles ne sont pas toujours disponibles et les gestionnaires doivent donc soit générer de nouveaux résultats, soit travailler avec moins de modèles. Il est important de noter que l'approche d'ensemble de mode exige qu'un minimum de trois modèles soit disponible sur tout site d'intérêt. Si cette exigence n'est pas satisfaite, les gestionnaires peuvent toujours utiliser l'un ou l'autre des modèles existants, car tous ont raisonnablement bien fonctionné pour identifier l'habitat propice au crabe vert selon la validation du modèle à l'aide de données sur le crabe vert provenant de l'extérieur de la mer des Salish.

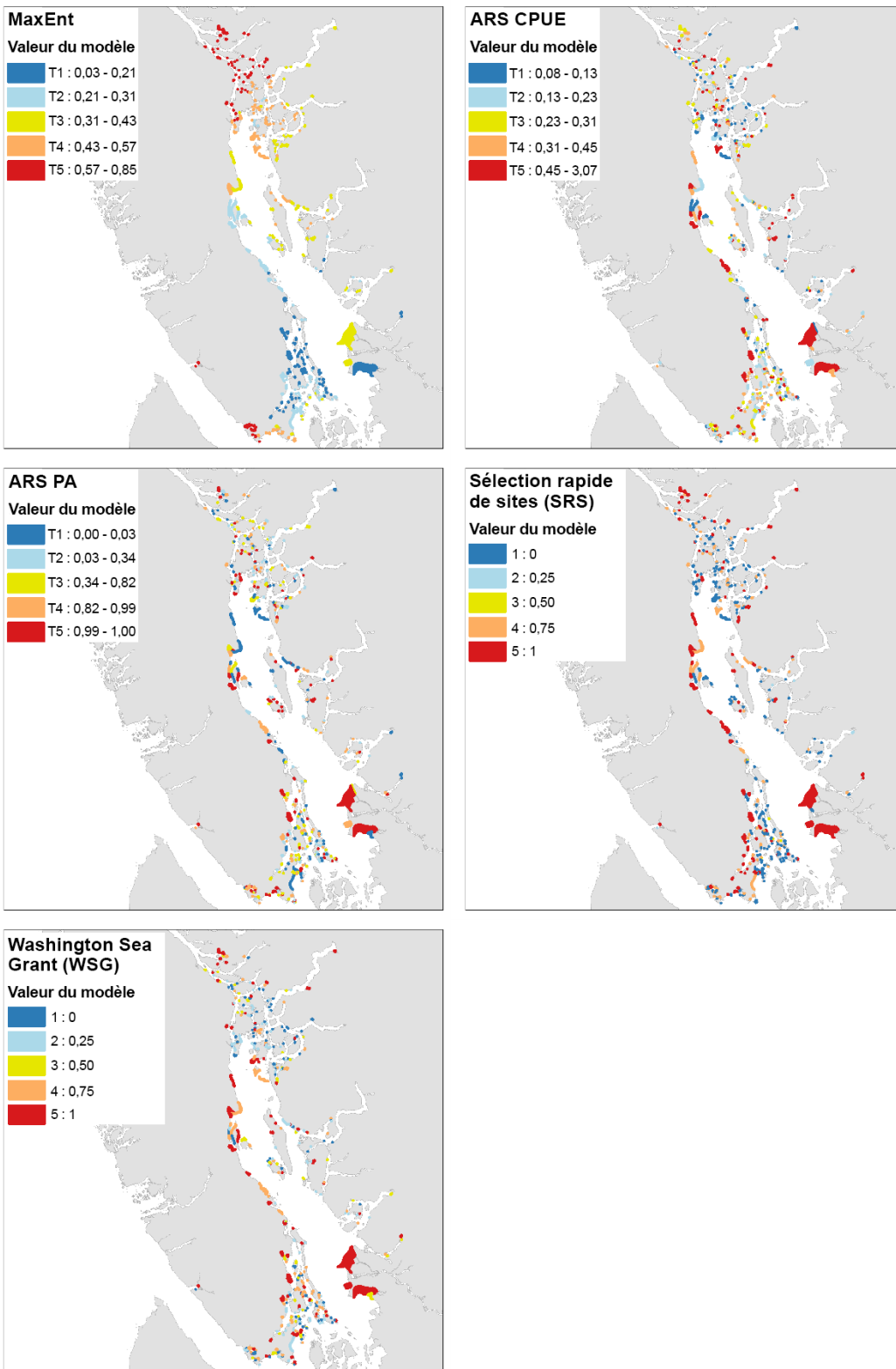


Figure 3. Résultats pour chacun des cinq modèles individuels. Les polygones du site sont ombragés sur la base des valeurs transformées en rang, où 5 est considéré comme un habitat hautement propice au crabe vert. Les valeurs originales pour chaque valeur transformée en rang sont également indiquées.

Sources d'incertitude

L'absence d'un ensemble de données de validation robuste et indépendant limite l'identification d'un modèle « privilégié ». Il existe un nombre limité de sites où la présence du crabe vert est confirmée dans les eaux canadiennes de la mer des Salish, la plupart d'entre eux étant regroupés dans l'espace autour du bassin Sooke. Tant que le cycle d'invasion ne sera pas achevé dans l'espace et dans le temps (c.-à-d. que les sites seront ou non occupés de manière persistante), il ne sera pas possible d'évaluer la précision de l'un ou l'autre des modèles individuels. Toutefois, les observations en cours seront importantes pour affiner les prédictions futures de l'aptitude des habitats pour le crabe vert dans la mer de Salish et pourront finalement être utilisées rétrospectivement pour évaluer la précision du modèle.

Chacune des approches de modélisation d'ensemble (mode, union, intersection) représente un compromis dans la concordance des modèles qui peut augmenter ou diminuer considérablement le nombre de sites potentiels de surveillance de dépistage précoce. Les ensembles d'intersection sont les plus restrictifs pour l'identification des sites, car tous les modèles de l'ensemble doivent classer un site comme un habitat hautement propice pour qu'il soit pris en compte, tandis que les ensembles d'union sont les moins restrictifs. En effet, dans ce cas, un site sera inclus si n'importe quel modèle de l'ensemble le classe comme hautement propice. Ici, le mode est l'approche recommandée parce qu'il nécessite plusieurs modèles, mais pas tous, pour classer un site à un rang élevé. Bien que cela soit interprété comme l'approche la plus équilibrée, l'utilisation de méthodes plus ou moins conservatrices (c.-à-d. des ensembles d'intersection ou d'union) peut être justifiée en fonction des ressources disponibles et de la tolérance au risque.

Le choix des seuils utilisés pour délimiter un site comme « propice » peut également influencer le choix et le nombre de sites recommandés pour la surveillance. L'utilisation d'un seuil de 5 pour délimiter l'aptitude dans les cinq modèles originaux d'aptitude des habitats visait à identifier les sites qui avaient la plus grande probabilité d'être propices au crabe vert. Toutefois, cela ne signifie pas que d'autres sites ne sont pas propices au crabe vert, certains sites ayant obtenu un score inférieur sont connus pour leur présence de l'espèce. L'abaissement du seuil d'aptitude permet d'identifier davantage de sites à surveiller. Les gestionnaires pourraient opter pour cette approche moins conservatrice si les ressources disponibles le permettent.

Des travaux futurs sont nécessaires pour mieux évaluer la façon dont les facteurs abiotiques ou biotiques facilitent ou médient la dynamique d'invasion du crabe vert, ainsi que les échelles spatiales et temporelles. Les modèles individuels d'aptitude des habitats utilisés ici capturent certains aspects, mais pas tous, liés à la dynamique d'invasion du crabe vert. Les éléments potentiellement importants manquants pour évaluer si un site particulier sera envahi comprennent la résistance biotique (c.-à-d. la prédation/compétition) et l'aptitude des micro-habitats, mais notre compréhension des mécanismes et la disponibilité des données sont limitées pour ces deux facteurs. En outre, aucun des modèles ne prend en compte la dynamique des larves (c.-à-d. la probabilité d'arrivée), mais tous supposent que les propagules ont la capacité d'atteindre tous les sites. Par conséquent, les analyses futures pourraient intégrer le suivi des particules ou le transport des larves par l'homme pour affiner les sites de dépistage précoce du crabe vert.

Les limites de l'exactitude et de la résolution des variables d'entrée utilisées dans les différents modèles peuvent entraîner des incertitudes à l'échelle du site. Les modèles qui s'appuient sur les CPUE pour prédire l'abondance du crabe vert sont sujets à des incertitudes dues à la variabilité des captures en raison de l'engin utilisé, de la saisonnalité, etc. Les modèles qui s'appuient sur les relevés d'occurrence peuvent se révéler hasardeux lors d'une nouvelle invasion, car les absences peuvent refléter des habitats réellement non propices, la non-

détection d'une très petite population, ou un site qui n'a pas encore été envahi. Les enregistrements de présence sont plus robustes, mais reposent sur l'hypothèse qu'un seul individu témoigne du fait que l'emplacement est globalement propice à une population établie de l'envahisseur. Les sites peuvent également présenter des caractéristiques particulières qui ne sont pas reflétées dans les couches de données à grande échelle sur l'environnement ou les habitats, ou qui ne sont pas visibles sur les images satellites, en particulier dans les habitats intertidaux qui sont très dynamiques. Par conséquent, un site identifié comme propice par un modèle pourrait en fait être totalement inadapté à l'occupation par le crabe vert (p. ex. plus rocheux ou plus exposé que ne l'indiquent les données d'entrée). Par conséquent, les gestionnaires doivent faire preuve de discernement lors de l'évaluation des sites, en particulier sur le terrain, car il est possible que certains emplacements identifiés comme prioritaires à partir des prédictions du modèle soient finalement déclassés pour la surveillance réelle.

La disponibilité et la qualité des données d'entrée, l'expertise de l'utilisateur et la résolution spatiale requise sont autant de facteurs qui limitent potentiellement la facilité avec laquelle ces modèles peuvent être appliqués à des fins de gestion au-delà des 447 sites considérés ici. Les modèles MaxEnt et BRT requièrent tous deux des données importantes, et les modèles BRT sont encore plus limités dans la mesure où les prédictions ne peuvent être faites que pour des sites prédéterminés, en raison de la nature des variables d'entrée propres à chaque site (c.-à-d. la longueur de la laisse des hautes eaux, l'isolement, etc.) Les modèles SRS et WSG modifié sont tous deux moins exigeants en ce qui concerne les données d'entrée requises et l'expertise de l'utilisateur, mais, comme les modèles BRT, le WSG modifié exige que les sites d'intérêt soient déterminés à l'avance. Cependant, les BRT, le WSG modifié et l'outil SRS (dans une certaine mesure) sont mieux adaptés que le MaxEnt lorsque des sites distincts constituent le résultat privilégié pour la gestion. Au final, l'utilisation d'autant de ces modèles que possible dans une approche d'ensemble fournira l'identification de site la plus robuste.

Les gestionnaires d'EAE peuvent choisir de hiérarchiser davantage les sites par des moyens qui ne sont pas abordés ici, par exemple en évaluant les composantes importantes de l'écosystème connues pour avoir subi une dégradation par les EGC (p. ex. les herbiers de zostères, Howard *et al.* 2019; les gisements de palourdes, Grosholz *et al.* 2000), la facilité d'accès ou la capacité des bénévoles locaux. De plus, les gestionnaires devront appliquer leur propre expertise pour déterminer l'emplacement des casiers sur un site. D'une manière générale, la pratique exemplaire actuelle consiste à cibler les caractéristiques susceptibles d'offrir un abri au crabe vert, mais la forme qu'elles prennent varie considérablement d'un site à l'autre.

CONCLUSIONS ET AVIS

Chacun des modèles individuels considérés ici comporte des points forts et des limites, en particulier pour prédire l'habitat propice à un envahisseur tel que le crabe vert, qui présente de larges tolérances environnementales et peut survivre dans une gamme d'habitats. Cependant, en utilisant l'information provenant d'un ensemble de cinq modèles distincts (le mode, ou la valeur la plus fréquente dans tous les modèles à chaque site), chacun ayant un pouvoir prédictif à partir de différentes variables prédictives et de réponse, il a été possible d'identifier des sites particuliers basés sur l'aptitude des habitats pour le dépistage précoce ou la surveillance du crabe vert dans les eaux canadiennes de la mer des Salish (tableau A 1).

Un ensemble élargi de sites de surveillance potentiels peut être obtenu en réduisant le seuil de l'« habitat hautement propice » (résultats présentés dans le document de recherche).

CONSIDÉRATIONS LIÉES AU CHANGEMENT CLIMATIQUE

Bien que le présent rapport vise à répondre à un besoin immédiat, les écosystèmes ne sont pas statiques et le changement climatique et la variabilité saisonnière peuvent influencer les résultats d'une invasion sur un site donné, ce qui à son tour affecte l'identification des emplacements pour les programmes de surveillance de dépistage précoce. Parmi les modèles d'aptitude des habitats considérés ici, le MaxEnt permet de prédire les répartitions du crabe vert en fonction des conditions océanographiques futures (en supposant que les relations entre les variables prédictives environnementales et l'écologie de l'espèce ne changent pas), tandis que les autres modèles se fondent davantage sur les caractéristiques de l'habitat qui sont moins sujettes aux effets du changement climatique (p. ex. le type de substrat, la longueur des bras de mer, etc.).

LISTE DES PARTICIPANTS DE LA RÉUNION

Nom	Prénom	Organisme d'appartenance
Anderson	Erika	Centre des avis scientifiques du Pacifique du MPO
Campbell	Jill	Centre des avis scientifiques du Pacifique du MPO
Chaves	Lais	Conseil de la Nation Haida
Christensen	Lisa	Centre des avis scientifiques du Pacifique du MPO
Davis	Alexandra	Université de l'Alberta
Demers	Andreanne	Gestion des espèces aquatiques envahissantes du MPO
DiBacco	Claudio	Secteur des sciences de MPO
Foster	Sophie	Secteur des sciences de MPO
Francis	Fiona	Secteur des sciences de MPO
Gale	Katie	Secteur des sciences de MPO
Grason	Emily	Washington Sea Grant
Greene	Stephanie	Université de l'Alberta
Howard	Brett	Secteur des sciences de MPO
Lyons	Devon	Secteur des sciences de MPO
McKenzie	Cynthia	Secteur des sciences de MPO
Menning	Patty	Gestion des pêches du MPO
McDonald	Sean	Université de Washington
Sobey	Timothy	Premières Nations Ka:'yu:'k't'h'/Che:k:tles7et'h'
Smith	Nicola	Université de la Colombie-Britannique
Talbot	Renny	Gestion des espèces aquatiques envahissantes du MPO
Therriault	Thomas	Secteur des sciences de MPO

SOURCES DE RENSEIGNEMENTS

Le présent avis scientifique découle de l'examen régional par les pairs du 31 janvier au 2 février 2022 sur l'évaluation des méthodes de détermination des sites de suivi en matière de détection rapide du crabe vert, une espèce envahissante, dans la mer des Salish, en Colombie-Britannique. Toute autre publication découlant de cette réunion sera publiée, lorsqu'elle sera disponible, sur le [calendrier des avis scientifiques de Pêches et Océans Canada \(MPO\)](#).

Drinkwin, J., Pleus, A., Therriault, T., Talbot, R., Grason, E.W., McDonald, P.S., Adams, J., Hass, T., and Litle, K. 2019. Salish Sea Transboundary Action Plan for Invasive European Green Crab.

Grosholz, E.D., Ruiz, G.M., Dean, C.A., Shirley, K.A., Maron, J.L., and Connors, P.G. 2000. The impacts of a nonindigenous marine predator in a California bay. *Ecology* 81(5): 1206-1224.

Howard, B.R., Francis, F.T., Côté, I.M., and Therriault, T.W. 2019. Habitat alteration by invasive European Green Crab (*Carcinus maenas*) causes eelgrass loss in British Columbia, Canada. *Biol. Invas.* 21(12): 3607-3618.

ANNEXE

Tableau A 1. Prédications d'habitats hautement propices au crabe vert (v) sur tous les sites pour les modèles individuels et pour le mode des cinq modèles (c.-à-d. la valeur la plus fréquente sur chaque site), en utilisant des valeurs seuils de 5 (c.-à-d. le 80^e percentile). Les sites pour lesquels aucun modèle ne prédit un habitat propice au crabe vert ne sont pas présentés. Les sites prédits par le mode sont mis en évidence (bleu) et marqués d'un astérisque comme l'option recommandée pour la surveillance initiale.

Site	Latitude	Longitude	MaxEnt	CPUE	PA	SRS	WSG	Mode
agamemnon	49,71353	-124,081	–	√	√	–	–	–
albert	48,3939	-123,49	–	–	–	–	√	–
anderson1	48,35968	-123,654	√	–	–	–	√	–
anderson2	48,36	-123,66	√	√	–	–	–	–
annie	49,38944	-124,593	–	–	–	√	√	–
april	50,06135	-125,236	√	–	–	–	–	–
arnette	48,82315	-123,38	–	–	–	√	–	–
artaban*	49,476	-123,348	–	–	√	–	√	√
artificial*	50,38923	-125,519	√	√	√	–	–	√
ashworth	49,96596	-124,918	–	√	–	–	–	–
asman	50,40321	-125,147	√	√	–	–	–	–
attwood	50,30986	-124,661	–	√	√	–	–	–
baker	49,93095	-124,039	–	√	–	√	–	–
bargain	49,61179	-124,037	–	√	–	–	–	–
bear	50,36276	-125,658	√	–	–	–	–	–
becher*	48,34237	-123,589	√	–	√	–	√	√
becher1	48,33827	-123,602	√	–	–	–	–	–
becher2	48,33833	-123,599	√	–	–	–	–	–
becher3	48,33667	-123,627	√	–	–	–	–	–
becher4	48,33917	-123,596	√	–	–	–	–	–
bedwell	49,31453	-122,919	–	–	√	–	–	–
becher1	48,33033	-123,592	√	–	–	–	–	–
becher2	48,333	-123,591	√	–	–	–	–	–
bessborough*	50,49278	-125,771	√	–	√	√	√	√
bickley*	50,45128	-125,393	√	√	–	–	–	√
binnington	50,34114	-125,321	√	–	–	–	–	–
boatcove	49,46728	-124,243	–	–	√	√	–	–
boatswain	48,71415	-123,553	–	–	–	√	–	–
boot	48,78895	-123,2	–	–	√	–	–	–
boothbay	48,86702	-123,55	–	–	–	√	–	–
boundarybay*	49,07951	-122,898	–	√	√	√	√	√
brem*	50,43242	-124,654	–	–	√	√	–	√
bull*	49,47706	-124,21	–	√	√	–	√	√
burgess	49,44149	-123,445	–	√	–	–	–	–
burgoyne	48,78912	-123,52	–	–	–	√	–	–
cabbage*	48,797	-123,085	–	–	√	√	√	√
cadboro	48,45752	-123,288	–	√	–	–	√	–
capemudge	49,99414	-125,174	–	–	√	–	–	–
captain	49,78264	-123,994	–	√	–	–	–	–
carlson*	49,53996	-123,799	–	√	–	√	√	√
charles	48,84044	-123,381	–	√	–	–	–	–
chatham	48,42978	-123,25	–	–	√	–	–	–
chisholm	48,79221	-123,6	–	–	√	–	√	–
coghlan	48,39123	-123,485	–	–	√	–	–	–
comox1*	49,66375	-124,945	–	√	–	√	√	√
comox2*	49,66705	-124,918	–	–	√	√	√	√

Région du Pacifique

Sites de surveillance pour le dépistage
précoce du crabe vert dans la mer de Salish

Site	Latitude	Longitude	MaxEnt	CPUE	PA	SRS	WSG	Mode
conville	50,1922	-125,142	–	√	–	–	–	–
copper	50,11443	-125,297	√	–	–	–	–	–
cordero	50,4506	-125,243	√	–	–	–	–	–
cortes	50,03286	-124,976	–	–	–	–	√	–
cowichan2*	48,7516	-123,624	–	√	–	√	√	√
craig	49,31448	-124,263	–	√	–	√	–	–
crescent	49,05558	-122,889	–	–	–	√	–	–
cross*	50,05563	-124,774	–	√	√	–	–	√
cufra	49,01343	-123,685	–	–	√	–	–	–
departure	49,20292	-123,97	–	–	–	–	√	–
depbay2	49,20985	-123,954	–	√	–	–	–	–
discovery	48,42778	-123,241	–	–	–	–	√	–
dmountain	50,31414	-125,401	√	–	–	–	–	–
donop1	50,14192	-124,956	–	√	–	–	√	–
drew*	50,10345	-125,205	–	–	√	√	–	√
edith	50,37511	-125,544	√	–	–	–	–	–
egerton	50,48348	-125,252	√	–	–	–	–	–
elagoon*	48,42636	-123,463	–	–	√	√	–	√
elk*	50,28123	-125,44	√	–	–	√	√	√
esquimalt1	48,44845	-123,433	–	√	√	–	–	–
esquimalt2	48,45382	-123,443	–	–	√	–	–	–
esquimalt3*	48,4534	-123,454	–	√	√	√	–	√
evans1	50,19792	-125,063	–	√	–	–	–	–
evans2	50,19918	-125,094	–	–	√	–	–	–
evans4	50,2218	-125,069	–	√	–	√	–	–
false*	49,48942	-124,355	–	√	–	–	√	√
fanny*	49,51445	-124,826	–	√	√	√	–	√
fawn	50,08191	-125,216	√	–	–	–	–	–
finnerty	49,50353	-124,389	–	–	√	–	–	–
forbes	50,24296	-124,59	–	–	–	√	–	–
forward*	50,48935	-125,701	√	–	–	√	√	√
frederick1*	50,50439	-125,258	√	–	–	√	√	√
fulford	48,77037	-123,461	–	–	–	–	√	–
gabriola1	49,12959	-123,72	–	√	–	–	√	–
galvani	50,38197	-125,845	√	–	–	–	–	–
ganges	48,85093	-123,5	–	–	–	–	√	–
ganges1	48,8554	-123,48	–	–	–	√	–	–
gillies*	49,67966	-124,509	–	–	–	√	√	√
goldstream	48,49105	-123,553	–	–	–	√	√	–
gowlland*	50,10237	-125,257	√	√	√	√	–	√
grace1	50,04873	-124,755	–	–	√	–	–	–
granite1	49,45023	-122,862	–	–	–	√	–	–
hadley	49,49786	-124,353	–	√	√	–	–	–
hagan	48,59001	-123,465	–	–	–	√	–	–
hall1	50,4445	-125,283	√	–	–	–	–	–
hamilton	48,77403	-123,275	–	–	–	–	√	–
hay	48,74258	-123,225	–	√	–	–	–	–
heydon	50,57816	-125,572	√	–	–	√	–	–
higgins	49,49619	-124,367	–	–	√	–	–	–
hjorth1	50,18109	-125,121	–	√	–	–	–	–
hmpbck*	50,36147	-125,689	√	–	–	√	√	√
hope2	48,80136	-123,277	–	–	√	–	–	–
horton1	48,82912	-123,255	–	√	–	–	–	–
horton2	48,82388	-123,243	–	√	–	–	–	–

Région du Pacifique

Sites de surveillance pour le dépistage précoce du crabe vert dans la mer de Salish

Site	Latitude	Longitude	MaxEnt	CPUE	PA	SRS	WSG	Mode
hotham1	49,83669	-123,995	–	√	–	–	–	–
hotham2	49,9204	-124,024	–	–	√	–	–	–
hotham3*	49,91782	-124,021	–	√	√	–	–	√
hutchinson	48,38887	-123,635	√	–	–	–	–	–
hyacinth	50,30697	-125,195	–	√	√	–	–	–
hyacinthe	50,11964	-125,229	–	–	√	–	–	–
ivanhoe	50,37084	-125,534	√	–	–	–	–	–
jackson	48,75157	-123,442	–	–	√	–	–	–
jackson1*	50,52927	-125,821	√	–	√	√	√	√
jackson2	50,51467	-125,757	√	–	–	–	–	–
james1*	48,60745	-123,348	–	√	–	√	√	√
james2	48,5945	-123,352	–	–	–	–	√	–
jelina	49,51043	-124,296	–	–	√	√	–	–
johns2	48,60376	-123,521	–	–	–	√	–	–
kanish*	50,25988	-125,325	√	–	√	–	–	√
kanish1	50,24425	-125,358	√	–	–	√	–	–
kanish2*	50,24012	-125,313	√	√	√	–	–	√
kanish3*	50,26372	-125,289	√	√	–	√	√	√
killam	49,80219	-123,912	–	–	√	–	–	–
kilpahas	48,73842	-123,605	–	√	–	√	–	–
kingfisher1	48,7593	-123,412	–	–	–	–	√	–
komas	49,58048	-124,799	–	–	–	–	√	–
kulleet*	49,01753	-123,778	–	–	–	√	√	√
ladysmith2	49,00717	-123,814	–	–	√	–	–	–
ladysmith3*	49,01933	-123,841	–	√	√	√	√	√
lamalchi	48,94243	-123,641	–	–	√	–	–	–
lambert*	49,52695	-124,751	–	√	√	–	√	√
lancelot	50,0596	-124,7	–	√	–	–	–	–
larsons*	49,9878	-124,688	–	√	√	√	–	√
long	48,86665	-123,475	–	–	–	√	–	–
loughborough1	50,58343	-125,533	√	–	–	–	–	–
loughborough2	50,58705	-125,528	√	–	–	–	–	–
lyall	48,7959	-123,174	–	–	–	√	√	–
madrone	48,8595	-123,489	–	√	–	–	–	–
malaspina1	49,75017	-124,279	–	–	√	–	–	–
malaspina2	49,76933	-124,332	–	–	–	√	–	–
malaspina3	49,77425	-124,352	–	–	–	√	–	–
malaspina4*	49,77208	-124,366	–	–	√	√	√	√
manzanita*	50,06685	-124,908	–	–	–	√	√	√
maple	48,81689	-123,609	–	√	–	–	–	–
mcken	48,55467	-123,505	–	√	–	√	–	–
medecin*	48,76012	-123,268	–	√	–	√	√	√
menzies	50,13282	-125,392	√	–	–	–	√	–
millbay	48,65593	-123,557	–	–	–	√	–	–
miners	48,85187	-123,301	–	√	–	–	–	–
moh	50,51661	-125,038	–	–	–	√	–	–
mortimer	48,76678	-123,256	–	–	–	–	√	–
mud*	49,46923	-124,786	–	√	√	√	√	√
mudge1	49,13107	-123,803	–	–	√	–	–	–
murchinson	48,88875	-123,336	–	–	√	–	–	–
musqueam	49,22504	-123,204	–	–	–	√	√	–
nanoosebay*	49,26447	-124,18	–	–	√	√	√	√
narvaez	48,77417	-123,1	–	–	√	–	–	–
needham	50,38756	-125,601	√	–	–	–	–	–

Région du Pacifique

Sites de surveillance pour le dépistage
précoce du crabe vert dans la mer de Salish

Site	Latitude	Longitude	MaxEnt	CPUE	PA	SRS	WSG	Mode
nodales*	50,36857	-125,315	√	√	√	–	–	√
nodales1	50,36406	-125,314	√	–	–	–	–	–
okeover2	49,97452	-124,679	–	–	–	√	–	–
okeover3	49,96775	-124,678	–	–	–	√	√	–
orford*	50,59123	-124,867	–	√	–	√	√	√
paddy	48,80733	-123,587	–	√	–	–	–	–
patricia	48,65608	-123,449	–	–	–	√	–	–
pedder1	48,34873	-123,577	–	√	–	–	–	–
pender1*	49,63282	-123,998	–	√	√	√	√	√
pender2*	49,62652	-123,995	–	√	√	√	√	√
pender3*	49,62572	-124,01	–	√	√	–	–	√
pendrell1	50,26863	-124,729	–	–	√	–	–	–
pendrell3	50,27317	-124,728	–	–	–	–	√	–
pim*	48,36388	-123,662	√	–	√	–	–	√
portsj1	48,55365	-124,421	√	–	–	–	–	–
portsj2*	48,57933	-124,413	√	–	√	√	√	√
prevost	48,84008	-123,395	–	–	–	–	√	–
prideaux2	50,14185	-124,669	–	√	–	–	–	–
puget*	48,4352	-123,248	–	–	√	–	√	√
quarry	49,67632	-124,084	–	√	–	–	–	–
ramsay	50,44574	-125	–	√	–	–	–	–
read*	50,52987	-125,78	√	–	–	√	√	√
retreat	48,9416	-123,501	–	–	√	–	–	–
ripple	50,3563	-125,556	√	–	–	–	–	–
roche2*	48,37037	-123,624	√	√	√	–	–	√
rock1	50,3525	-125,488	√	√	–	–	–	–
rocky	48,31752	-123,54	√	–	–	–	–	–
roscoe*	50,15859	-124,774	–	√	√	√	–	√
roy	49,64952	-124,941	–	–	–	√	√	–
rumbottle	49,73517	-124,499	–	–	√	–	√	–
saanichton	48,59147	-123,378	–	–	–	√	√	–
saltery2	49,77962	-124,18	–	–	–	–	√	–
saltwater	50,13945	-125,337	√	–	–	–	√	–
samuel	48,81698	-123,204	–	–	–	–	√	–
saratoga*	49,85786	-125,106	–	–	–	√	√	√
sbasin1*	48,36345	-123,644	√	–	√	–	–	√
sbasin2	48,36293	-123,636	√	–	–	–	–	–
sbasin3	48,37285	-123,631	√	–	–	–	–	–
sbasin4	48,37815	-123,634	√	–	√	–	–	–
sbasin5	48,39418	-123,655	√	–	–	–	–	–
sbasin6	48,38615	-123,684	√	–	√	–	–	–
scottie	49,51916	-124,341	–	–	√	–	–	–
selby*	48,83183	-123,395	–	√	–	–	√	√
shaft	49,19761	-123,945	–	–	–	–	√	–
shannon	49,6744	-123,163	–	√	–	–	–	–
sharbour1	48,37187	-123,706	√	–	–	–	–	–
sharbour2	48,36717	-123,712	√	–	–	–	–	–
sharbour3	48,36212	-123,704	√	√	–	–	–	–
sharbour4	48,3568	-123,726	√	–	–	–	–	–
sharbour6	48,36327	-123,729	√	–	–	–	–	–
sheer	50,19966	-125,127	–	–	–	–	√	–
shoal*	48,89708	-123,651	–	√	√	√	√	√
shoalbay2*	50,45765	-125,368	√	√	–	√	√	√
shorter*	50,40918	-125,731	√	√	–	√	–	√

Région du Pacifique

Sites de surveillance pour le dépistage
précoce du crabe vert dans la mer de Salish

Site	Latitude	Longitude	MaxEnt	CPUE	PA	SRS	WSG	Mode
sidney3*	48,63111	-123,328	–	–	√	–	√	√
skerry	49,49912	-124,237	–	–	√	–	–	–
slab	50,32064	-125,443	√	–	√	–	–	–
snarrows2*	50,23791	-125,154	–	√	√	–	√	√
sooke1	48,37435	-123,719	√	–	√	–	–	–
sooke2	48,38247	-123,704	√	–	–	√	–	–
sooke3*	48,38948	-123,657	√	√	–	–	√	√
sooke5	48,3642	-123,712	√	–	–	–	–	–
southgate	50,88751	-124,801	–	–	–	√	√	–
spectacle	48,55953	-123,536	–	√	–	–	–	–
stag	50,07838	-125,218	√	–	–	–	–	–
stella	50,28677	-125,434	√	–	–	–	–	–
steveston1*	49,13027	-123,21	–	√	√	√	√	√
steveston2*	49,1207	-123,179	–	–	√	–	√	√
stoney	48,80539	-123,583	–	√	–	–	–	–
storey	50,41905	-125,331	√	–	–	–	–	–
stove	50,10282	-125,004	–	√	√	–	–	–
stuart2	50,41309	-125,14	√	–	–	–	–	–
sturt	49,76275	-124,572	–	–	–	√	√	–
suffolk	50,3555	-125,44	√	–	–	–	–	–
tallac*	50,44489	-125,471	√	√	–	√	–	√
taylor	49,19356	-123,86	–	–	–	–	√	–
tenedos	50,12529	-124,705	–	–	√	–	–	–
theodocia3	50,07864	-124,661	–	–	–	√	–	–
thunder1	49,76126	-124,269	–	–	√	–	–	–
thunder2	49,7733	-124,278	–	–	–	–	√	–
thurlow	50,40565	-125,504	√	–	–	–	–	–
thurston1	50,36236	-125,323	√	–	–	–	–	–
thurston2*	50,37688	-125,316	√	√	–	√	√	√
tilly	48,73242	-123,206	–	√	–	–	–	–
tod	48,55948	-123,465	–	–	–	√	–	–
topaze	50,52567	-125,723	√	–	–	√	–	–
tork	50,13911	-124,929	–	–	√	–	–	–
trueworthy	48,76821	-123,18	–	–	√	–	–	–
tsawassen*	49,04857	-123,113	–	–	–	√	√	√
tugboat	49,14879	-123,69	–	√	–	–	–	–
tumbo	48,79498	-123,091	–	√	–	–	–	–
twin	50,03173	-124,935	–	–	–	–	√	–
tyee	50,04937	-125,256	–	–	√	–	–	–
uganda	50,09607	-125,038	–	√	√	–	–	–
unionpoint	49,5965	-124,884	–	–	–	√	–	–
vansittart	50,37794	-125,747	√	–	–	–	–	–
vantreight	48,4391	-123,253	–	–	–	–	√	–
venture	50,30454	-125,34	√	–	–	–	–	–
vere*	50,39062	-125,771	√	√	–	–	√	√
vharbour	48,43801	-123,386	–	√	√	–	–	–
victoria1	48,42865	-123,385	–	√	–	–	–	–
victoria2	48,43548	-123,379	–	–	√	–	–	–
vondonop1	50,15233	-124,949	–	√	–	–	–	–
waiatt1	50,26242	-125,252	√	–	–	–	–	–
waiatt2	50,26224	-125,241	–	–	√	–	–	–
walkem1	50,35893	-125,522	√	–	–	–	–	–
walkers	48,89325	-123,501	–	–	–	–	√	–
walter	48,84406	-123,483	–	–	–	–	√	–

Région du Pacifique**Sites de surveillance pour le dépistage précoce du crabe vert dans la mer de Salish**

Site	Latitude	Longitude	MaxEnt	CPUE	PA	SRS	WSG	Mode
wellbore*	50,45332	-125,769	√	√	–	√	√	√
whiterock	50,25695	-125,088	–	–	–	√	–	–
wigwam	49,46464	-122,888	–	–	–	√	√	–
witty*	48,38617	-123,513	–	√	√	√	√	√
young	50,35182	-125,365	√	–	–	–	–	–

CE RAPPORT EST DISPONIBLE AUPRÈS DU :

Centre des avis scientifiques (CAS)
Région du Pacifique
Pêches et Océans Canada
3190, chemin Hammond Bay
Nanaimo (C.-B.) V9T 6N7

Courriel : csap@dfo-mpo.gc.ca

Adresse Internet : www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/

ISSN 1919-5117

ISBN 978-0-660-44873-2 Cat No. Fs70-6/2022-037F-PDF

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2022



La présente publication doit être citée comme suit :

MPO. 2022. Évaluation des méthodes de détermination des sites de suivi en matière de détection rapide du crabe vert, une espèce envahissante, dans la mer des Salish, en Colombie-Britannique. Secr. can. des avis. sci. du MPO. Avis sci. 2022/037.

Also available in English:

DFO. 2022. Evaluation of Methods for Identification of Early Detection Monitoring Sites Based on Habitat Suitability for Invasive European Green Crab in the Salish Sea, British Columbia. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep. 2022/037.