

Ce chapitre est un extrait du rapport du CAC intitulé *Solutions climatiques basées sur la nature*. Des informations sur la charge, le comité d'experts, le sponsor, les autres écosystèmes et les références sont disponibles dans le [rapport complet](#).

# Zones côtières marines et carbone bleu

- 6.1 Possibilités de renforcer la séquestration du carbone dans les zones côtières marines
- 6.2 Gestion autochtone des terres côtières
- 6.3 Ampleur du potentiel de séquestration et de réduction des émissions
- 6.4 Stabilité et permanence
- 6.5 Faisabilité
- 6.6 Cobénéfices et compromis
- 6.7 Conclusion



## Constatations du chapitre

- Les côtes canadiennes de l'Atlantique, de l'Arctique et du Pacifique requièrent des approches régionales bien ciblées pour l'application des SCBN en raison, notamment, des variations climatiques qui affectent le gel et le dégel des côtes. Les conditions géologiques actuelles et les données historiques laissent penser que certaines côtes sont moins vulnérables aux impacts des changements climatiques, comme l'élévation du niveau de la mer.
- Une cartographie supplémentaire de l'étendue de la zone concernée et des évaluations des bilans carbone propres au littoral canadien sont nécessaires pour produire des estimations plus solides du potentiel de séquestration du carbone bleu.
- La restauration ou la conversion évitée des marais intertidaux offre de nombreux cobénéfices associés, mais la faisabilité économique de ces interventions et la nécessité de déterminer l'impact qu'elles auront sur le développement risquent de limiter leur potentiel. Par ailleurs, les contrôles réglementaires des zones côtières peuvent varier considérablement selon les territoires de compétence, l'acceptabilité sociale étant également variable.
- Bien que limitées, les recherches portant sur les marais salés canadiens restaurés indiquent que, immédiatement après le retour des marées, les taux de stockage du carbone peuvent y être encore plus élevés que ceux des marais non perturbés par l'activité humaine.
- Enfin, il existe des lacunes considérables dans la compréhension du potentiel des puits de carbone côtiers, y compris les impacts des SCBN sur le plan culturel — plus particulièrement, les pratiques autochtones en matière d'utilisation des terres et des eaux côtières.

Les SCBN ciblant les écosystèmes marins côtiers séquestrent ce qui est largement connu sous le nom de *carbone bleu*<sup>25</sup> et se concentrent traditionnellement sur la séquestration du carbone dans les mangroves, les marais salés<sup>26</sup> et les prairies sous-marines (Nellemann *et al.*, 2009). Les marais salés sont définis comme des écosystèmes côtiers « principalement occupés par

25 Le GIEC (2022) définit le carbone bleu comme « les flux et le stockage de carbone d'origine biologique présents dans les systèmes marins et qui peuvent être gérés ».

26 Les écosystèmes de mangrove sont exclus de la discussion dans ce chapitre, car on ne les retrouve pas au Canada (Nellemann *et al.*, 2009).

une végétation halophile<sup>27</sup> et exposés à de faibles conditions hydrodynamiques, ainsi qu'au recouvrement par les marées » (Simas *et al.*, 2001). Enfin, une prairie sous-marine est définie comme étant « une zone humide côtière végétalisée par des espèces d'herbes marines (plantes à fleurs enracinées), couverte en permanence ou par l'action des marées par de l'eau saumâtre/saline » (GIEC, 2013). Le carbone stocké par les macroalgues, comme le varech, peut être considéré comme une forme de carbone bleu (Krause-Jensen *et al.*, 2018), mais son potentiel de stockage à long terme et sa gérabilité restent incertains (Troell *et al.*, 2022). De l'avis du comité, les données limitées sur les forêts de varech canadiennes rendent l'évaluation des SCBN liées à ces zones irréaliste pour le moment (voir encadré 6.1), des travaux récents suggérant que certains de ces écosystèmes peuvent être une source de CO<sub>2</sub> lorsque l'ensemble du système est considéré (Krause-Jensen et Duarte, 2016; Gallagher *et al.*, 2022).

La plupart des données portant sur les stocks et les flux de carbone dans les marais salés et les prairies sous-marines d'Amérique du Nord proviennent des États contigus des États-Unis, ce qui entraîne une sous-représentation des écosystèmes des latitudes plus élevées — où les stocks de carbone et les taux de séquestration sont, à certains endroits, nettement inférieurs aux moyennes mondiales (Ouyang et Lee, 2014; Postlethwaite *et al.*, 2018; Windham-Myers *et al.*, 2018; Prentice *et al.*, 2020; Gailis *et al.*, 2021). Le Canada se caractérise par plus de 240 000 km de littoral marin (soit plus que tout autre pays) (StatCan, 2016); ce littoral héberge des écosystèmes côtiers séquestrant le carbone tout en fournissant d'autres cobénéfices (voir section 6.6.1). Cependant, il existe beaucoup d'incertitude quant à la quantité de carbone séquestré et à sa vulnérabilité à la libération en réponse aux impacts anthropiques et aux conditions environnementales changeantes.

## 6.1 Possibilités de renforcer la séquestration du carbone dans les zones côtières marines

Les marais salés intertidaux et les prairies sous-marines stockent et libèrent du carbone par le biais de plusieurs processus. La matière organique provenant des racines, des rhizomes<sup>28</sup> et de la croissance aérienne est enfouie dans les sédiments côtiers. Les processus de décomposition qui libèrent le CO<sub>2</sub> dans l'atmosphère sont relativement lents. Comme dans d'autres milieux humides, la décomposition de la matière organique est inhibée par le manque d'oxygène dû à la saturation de l'eau, ce qui facilite l'accumulation comme le stockage du carbone (Reddy et Patrick, 1975; Brinson *et al.*, 1981). Par unité de surface, les stocks de carbone des marais

<sup>27</sup> Plantes qui survivent dans un sol ou une eau à forte salinité.

<sup>28</sup> Tiges poussant sous la surface du sol.

salés intertidaux et des prairies sous-marines peuvent être importants, les taux de séquestration étant supérieurs à ceux des forêts terrestres ou des tourbières (Mcleod *et al.*, 2011).

L'accumulation de sol riche en matières organiques suit le rythme de l'élévation du niveau de la mer (Rogers *et al.*, 2022). Ainsi, là où le niveau de la mer s'élève continuellement, comme sur la côte atlantique du Canada, certains marais accumulent du sol depuis des milliers d'années (voir p. ex. Shaw et Ceman, 1999; Kemp *et al.*, 2018). En revanche, une grande partie du littoral nord du Canada connaît une baisse du niveau de la mer, car les terres y regagnent encore l'élévation perdue par la dépression glaciaire causée par la dernière glaciation (Pendea et Chmura, 2012). Bien que les marais intertidaux qui s'y trouvent accumulent de la matière organique, leur durée de vie est limitée, car le soulèvement des terres les fait sortir de la portée des marées (Pendea *et al.*, 2010; Pendea et Chmura, 2012). Là où la transition s'effectue entre les marais



« Par unité de surface, les stocks de carbone des marais salés intertidaux et des prairies sous-marines peuvent être importants, les taux de séquestration étant supérieurs à ceux des forêts terrestres ou des tourbières. »

intertidaux et les zones humides d'eaux douces (c.-à-d. les fens et les tourbières), le carbone est préservé (Pendea et Chmura, 2012), mais il n'existe actuellement aucune étude disponible abordant le sort du carbone bleu dans d'autres situations. Sur la côte ouest du Canada, les processus néotectoniques (c.-à-d. les mouvements de la croûte terrestre) font en sorte que les taux d'élévation relative du niveau de la mer sont plus faibles; ainsi, les taux d'accumulation du carbone sur la côte de la Colombie-Britannique sont moins élevés que sur la côte de l'est du Canada (Chmura *et al.*, 2003; Mazzotti *et al.*, 2008; Montillet *et al.*, 2018; Gailis *et al.*, 2021).

Comme dans le cas des marais salés intertidaux, les prairies sous-marines ont le potentiel de s'accréter verticalement pendant de longues périodes et d'accumuler du carbone grâce à leurs taux élevés de productivité primaire, à leurs faibles taux de décomposition et à leur capacité de piéger le carbone provenant de sources autres que les herbiers marins (Fourqurean *et al.*, 2012; Duarte *et al.*, 2013; Prentice *et al.*, 2020). Bien que la glace saisonnière puisse affouiller et enlever la biomasse aérienne des herbiers de zostères, les plantes consacrent souvent une plus grande partie de leur production à leurs structures souterraines dans ces conditions, ce qui permet probablement de maintenir ou même d'augmenter leurs stocks de carbone souterrain (Robertson et Mann, 1984; Murphy *et al.*, 2021).



## Encadré 6.1 Forêts de varech au Canada

Le varech est commun sur les trois côtes du Canada, les études mondiales portant sur le carbone bleu suggérant qu'il peut jouer un rôle important dans la séquestration. À l'échelle mondiale, on estime que le varech et autres macroalgues couvrent environ 3,5 millions de km<sup>2</sup> (Krause-Jensen et Duarte, 2016), mais ce chiffre a été obtenu en l'absence d'estimations complètes de la répartition globale des forêts de varech dans les eaux canadiennes. Des études ont toutefois évalué la distribution et les tendances au fil du temps pour certaines espèces et régions particulières (Filbee-Dexter *et al.*, 2019) en utilisant des méthodes comme les relevés aériens (Rogers-Bennett et Catton, 2019), l'imagerie satellitaire (McPherson *et al.*, 2021) et les comparaisons avec des repères historiques basés sur les premières cartes de navigation (Costa *et al.*, 2020). L'absence de données complètes sur l'étendue de ces écosystèmes côtiers rend problématique l'estimation de leur potentiel global de séquestration du carbone. Il est difficile de documenter les puits de carbone à long terme associés aux forêts de varech — une grande partie du carbone s'accumulant soit dans les sédiments côtiers, loin de son point d'origine, soit dans les profondeurs de l'océan, hors de la compétence canadienne. Des renseignements supplémentaires sur les forêts de varech seraient également utiles aux collectivités qui les gèrent à des fins multiples. Par exemple, le stockage du carbone est l'un des nombreux avantages traditionnels, culturels et écosystémiques de la restauration et de la culture du varech à Gwaii Haanas (Parcs Canada, 2021b).

Les forêts de varechs et le carbone qu'elles contiennent sont vulnérables à un ensemble de facteurs de stress d'origine anthropique, écologique et climatique, notamment les tempêtes et les vagues qui entraînent des pertes importantes de densité, de biomasse et de couverture — ces pertes pouvant toucher entre 40 % et 100 % d'une zone (Reed *et al.*, 2008; Krumhansl et Scheibling, 2012). Les mesures de gestion locales visant à conserver les forêts de varech, à réduire l'eutrophisation, à augmenter la pénétration de la lumière sous l'eau, à gérer les récoltes, à limiter le chalutage de fond et à réintroduire des superprédateurs tels que les loutres de mer pourraient contribuer à éviter les pertes de varech et à améliorer la séquestration du carbone (Wilmers *et al.*, 2012; Filbee-Dexter et Wernberg, 2018; Gregr *et al.*, 2020).

(continue)

(a continué)

On s'attend à ce que les changements climatiques réduisent la résilience des forêts et des lits de varech, entraînant des pertes importantes de biomasse en raison du réchauffement des températures océaniques, des changements dans la dynamique des nutriments et de l'augmentation de la fréquence comme de l'intensité des tempêtes (Gerard, 1997; Steneck *et al.*, 2002; Springer *et al.*, 2010; Wernberg *et al.*, 2010). Cependant, ces mêmes changements climatiques auront peut-être aussi comme effet de faciliter l'expansion vers le nord des écosystèmes de varech dans les substrats rocheux de l'Arctique, au vu de la réduction de la couverture de glace, de l'augmentation de la disponibilité de la lumière, du dégel du pergélisol et du réchauffement des températures (Krause-Jensen et Duarte, 2014; Filbee-Dexter *et al.*, 2019). Krause-Jensen et Duarte (2014) suggèrent que les écosystèmes marins végétalisés qui s'étendront éventuellement dans l'Arctique pourraient contribuer à la séquestration du carbone. Cependant, on sait relativement peu de choses sur l'étendue et la diversité des communautés de varech de l'Arctique (Filbee-Dexter *et al.*, 2019), des recherches supplémentaires étant requises pour mieux estimer cette expansion potentielle — de même que ses implications pour la séquestration — en réponse à des conditions qui évoluent rapidement.

Les écosystèmes côtiers et leur capacité à séquestrer le carbone sont souvent affectés par des facteurs de stress anthropiques, notamment les impacts de la pollution d'origine hydrique comme le ruissellement agricole, l'aquaculture ou les altérations du système hydrologique (Short et Wyllie-Echeverria, 1996; CCE, 2016a). Les taux de stockage du carbone dans les marais intertidaux dépendent d'un équilibre de facteurs comme la croissance des plantes, l'accumulation de carbone souterrain et la décomposition. Lorsque la croissance des plantes est affectée par le stress, on constate une diminution du stockage du carbone, ainsi qu'une perte de volume du sol. Voilà qui finit par ramener l'élévation de celui-ci à un niveau inférieur à ce qui est nécessaire pour que la végétation des marais survive à de longues périodes d'inondation par la marée (CCE, 2016a). Par conséquent, la préservation ou l'amélioration du stockage du carbone repose souvent sur l'élargissement de la protection des écosystèmes ou sur leur restauration, pour assurer la sédimentation et l'enfouissement continu de la matière organique (Macreadie *et al.*, 2021).



« Les écosystèmes côtiers et leur capacité à séquestrer le carbone sont souvent affectés par des facteurs de stress anthropiques, notamment les impacts de la pollution d'origine hydrique comme le ruissellement agricole, l'aquaculture ou les altérations du système hydrologique. »

En tant que telles, les SCBN ciblant les marais salés intertidaux sont similaires à celles ciblant les zones humides d'eaux douces, en ce sens qu'elles impliquent la gestion, la protection ou la restauration des écosystèmes et de leur capacité à séquestrer le carbone, tout en minimisant les autres émissions de GES — notamment le CH<sub>4</sub> et le N<sub>2</sub>O. Les interventions pertinentes comprennent la restauration et la conservation des marais intertidaux, ainsi que la conversion évitée des prairies sous-marines (voir tableau 6.1). La conversion évitée à d'autres utilisations des terres peut également prévenir ou réduire les émissions de GES, bien que de telles interventions risquent de ne pas satisfaire au critère d'additionnalité dans les régions dotées de politiques de non-perte nette, comme les provinces de l'est du Canada, où la protection est légiférée (voir section 6.5.2).

Les SCBN pour les prairies sous-marines comprennent la conversion évitée ou la restauration de ces écosystèmes. Les habitats des prairies marines ont été détruits par le développement côtier et sont sensibles aux impacts anthropiques comme la charge élevée en nutriments, qui contribue à l'eutrophisation, et les changements de qualité de l'eau associés au rejet de sédiments, qui peuvent bloquer les prairies marines avec de la terre ou du sable et conduire à des conditions de lumière insuffisantes pour la photosynthèse (Orth et al., 2006).

**Tableau 6.1 SCBN ciblant les marais intertidaux et les prairies sous-marines**

| Définition de la SCBN   | Mécanisme   |
|---|---|
| La <b>conservation des marais intertidaux</b> par le biais de règlements, de politiques ou d'incitatifs économiques protège ces zones contre les perturbations anthropiques potentielles ou le développement.   | La principale source de carbone stocké dans les marais intertidaux provient de la croissance des plantes, bien que les marais retiennent également la matière organique particulaire transportée par les eaux de crue des marées. Le drainage des zones humides libère rapidement ce carbone dans l'atmosphère, la conservation pouvant éviter ces émissions (Macreadie <i>et al.</i> , 2021).  |
| Dans les contextes où les marais intertidaux ont déjà été affectés, que ce soit par la conversion en terres agricoles ou le développement, la <b>restauration des régimes hydrologiques</b> et biologiques par la remise en eau et la suppression des digues peut à terme rétablir la séquestration du carbone. | La suppression des restrictions hydrologiques permet la restauration des marais salés et donne la chance aux processus naturels de rétablir la végétation indigène, favorisant ainsi la séquestration (Bowron <i>et al.</i> , 2012; Wollenberg <i>et al.</i> , 2018; Drexler <i>et al.</i> , 2019).   |
| <b>Les marais intertidaux peuvent être créés ou consolidés</b> là où ils n'existaient pas auparavant. Les « littoraux vivants » ne sont pas tous axés sur le carbone bleu, mais impliquent plutôt la stabilisation des remblais des hautes terres.  | Dans la création des littoraux vivants, on a recours à la plantation de végétaux afin de contenir l'érosion côtière et de constituer des marais intertidaux. Leur conception peut prévoir la modification de la structure des roches côtières pour réduire l'énergie des vagues (Bilkovic et Mitchell, 2013; Davis <i>et al.</i> , 2015). Des recherches supplémentaires sont requises pour déterminer la séquestration du carbone de ces milieux et le déclin potentiel du stockage associé à l'âge du marais intertidal (Davis <i>et al.</i> , 2015). |
| La <b>conservation des prairies sous-marines</b> peut éviter le rejet de carbone dans les eaux côtières et les émissions liées à l'érosion de ces milieux.  | Les écosystèmes des prairies sous-marines sont vulnérables aux facteurs de stress d'origine hydrique et à d'autres impacts (CCE, 2016a). Leur conversion évitée par la création d'aires ou de programmes de protection pourrait réduire les perturbations anthropiques qui les affectent.   |
| Lorsque la végétation des prairies sous-marines a été perturbée ou enlevée, il est possible de la <b>restaurer</b> et de la replanter.  | Les efforts de restauration nécessitent un ensemencement ou une plantation ciblée de pousses d'herbiers en s'inspirant de l'habitat et des stratégies de plantation, afin d'accroître la réussite de l'intervention (Marion et Orth, 2010).   |



## 6.2 Gestion autochtone des terres côtières

Les zones côtières marines fournissent des ressources essentielles aux communautés autochtones depuis des millénaires. Celles-ci appliquent leurs connaissances et pratiques traditionnelles pour maintenir ou accroître la superficie des marais intertidaux et, par conséquent, la quantité de carbone stockée. Plusieurs traités s'étendent aux eaux, et de nombreux peuples autochtones n'attribuent pas une valeur différente à la terre comparativement à l'eau, ce qui pourrait faire progresser les aires protégées comme la législation (voir p. ex. Saugeen Ojibway Nation, 2022). Des modifications de paysage pour créer ou rehausser des zones riches en ressources ont été entreprises par les communautés autochtones le long des côtes à travers le pays, affirmant ainsi leur occupation et leur intendance de longue date de la terre (Sayles et Mulrennan, 2019).

L'une des pratiques de gestion autochtone des terres prend la forme de la construction de digues pour maintenir des zones de chasse de qualité. La chasse saisonnière à l'oie est importante pour les Cris de la baie James, non seulement comme moyen de subsistance, mais aussi en tant qu'activité recelant une importance sociale et culturelle considérable (Sayles, 2015). Les marais intertidaux de la baie, qui sont des sites d'alimentation importants pour les oies, sont susceptibles de changer rapidement. Le rebondissement glaciaire sur la côte de la baie James soulève les marais intertidaux existants au-dessus de la portée de la crue des marées, où ils se drainent ou deviennent des zones humides d'eaux douces pauvres en nutriments (Pendea et Chmura, 2012). Afin de maintenir les marais existants et leurs emplacements de chasse, les Cris de Wemindji sur la côte est de la baie James construisent des digues pour retarder la transformation des marais (Sayles et Mulrennan, 2010). Bien que ces zones marécageuses et les stocks de carbone qui se trouvent dans leurs sols n'aient pas encore été documentés, le comité considère que cette pratique renforce probablement le puits de carbone bleu. La création proposée d'une APCA à la Baie James (voir encadré 6.2) pourrait permettre de mesurer et d'évaluer l'impact de ces mesures de gestion sur les stocks de carbone; toutefois, les APCA ne sont pas le seul moyen à la disposition des peuples autochtones pour exercer leur autorité (voir section 2.4).

Les peuples autochtones ont également domestiqué activement les paysages des marais salés intertidaux et appliqué un ensemble de méthodes pour gérer la qualité comme la quantité des ressources végétales (Turner *et al.*, 2013). Ainsi, les Nuu-chah-nulth, les Kwakwaka'wakw et d'autres Premières Nations le long de la côte du Pacifique ont une longue tradition de création de *jardins estuariens* en amoncelant les sols au-dessus des zones de faible élévation d'un marais salé, ce qui permet l'expansion vers la mer du haut marais salé (Turner *et al.*, 2013). Bien que des plantes soient récoltées dans ce marais, il peut également en résulter un

stockage accru de carbone dans le sol : Gailis *et al.* (2021) ont constaté que les stocks de carbone dans le haut marais étaient plus de deux fois supérieurs à ceux mesurés dans le bas marais. De la même manière, les sédiments de la zone côtière ont été modifiés par les Autochtones à l'aide de roches pour créer des habitats intertidaux de palourdes connus sous le nom de *jardins de palourdes* (Groesbeck *et al.*, 2014). Les nations autochtones souhaitant renouveler la culture des jardins de palourdes pourraient contribuer à la recherche sur la façon dont une telle pratique confère peut-être un cobénéfice lié au stockage du carbone.

La gestion des écosystèmes côtiers implique des adaptations locales aux fluctuations de l'environnement (Sayles et Mulrennan, 2019). Ainsi, des approches basées sur la nature ont été envisagées par les nations Squamish, Semiahmoo et Tsawwassen comme moyens de s'adapter à l'élévation du niveau de la mer (PICS, 2020a). Dans ces cas, il semble que la restauration ou l'expansion des marais serait l'objectif principal, tandis que le stockage du carbone représenterait un cobénéfice. Un examen plus approfondi est nécessaire pour déterminer dans quelle mesure la gestion autochtone et la connaissance de la dynamique écologique peuvent améliorer les stocks de carbone du sol des marais intertidaux.

### 6.3 Ampleur du potentiel de séquestration et de réduction des émissions

La majeure partie du carbone contenu dans les marais salés et des prairies sous-marines est stockée dans les sols plutôt que dans la biomasse aérienne (Chmura *et al.*, 2003; Fourqurean *et al.*, 2012; Moomaw *et al.*, 2018). Lorsque ces écosystèmes et leurs sédiments sont perturbés par des impacts anthropiques ou des changements de conditions environnementales, une partie du carbone qu'ils contiennent (allant de 25 à 100 %) risque d'être libérée dans l'atmosphère lors de la décomposition de la matière organique (Pendleton *et al.*, 2012). Les interventions qui réduisent ou évitent les perturbations sont donc à même de réduire ou de prévenir ces émissions. Pour s'assurer que les réductions associées aux interventions de gestion se traduisent réellement par une séquestration supplémentaire, il est nécessaire d'effectuer une analyse à l'aide d'une base de référence projetée (voir section 2.3.2), qui tient compte des taux actuels (ou prévus) de conversion des zones humides et d'autres tendances pertinentes. Par ailleurs, les interventions qui augmentent la superficie de ces écosystèmes ou leur taux d'accumulation de carbone — par le biais de la restauration ou de techniques de gestion améliorées — sont susceptibles d'augmenter le carbone total piégé. Dans les deux cas, l'estimation des avantages de la séquestration nécessite de connaître les flux de carbone et les taux d'accumulation dans le sol de ces écosystèmes, ainsi que les flux de N<sub>2</sub>O et de CH<sub>4</sub> — deux GES encore plus puissants que le CO<sub>2</sub> — pouvant être émis par les sols des marais salés (Magenheimer *et al.*, 1996;

Moseman-Valtierra *et al.*, 2011; Poffenbarger *et al.*, 2011; Chmura *et al.*, 2016; Roughan *et al.*, 2018).

Dans les estimations du carbone dans les marais salés et les prairies sous-marines, on doit s'assurer que cette matière n'est pas comptée deux fois, ce qui serait le cas si on incluait le carbone transporté depuis d'autres écosystèmes (c.-à-d. le carbone allochtone). Par exemple, des données provenant de la côte Pacifique de l'Amérique du Nord suggèrent que la majorité du carbone qui s'accumule dans les sédiments des prairies sous-marines provient de sources autres (Prentice *et al.*, 2020). Les approches méthodologiques appliquées sur la côte Pacifique tentent de tenir compte de ce phénomène, notamment en prenant en considération les gros débris de bois (Gailis *et al.*, 2021). Les cadres politiques peuvent limiter l'attribution de crédits compensatoires pour le carbone allochtone en raison du risque de double comptage (Emmer *et al.*, 2015; Macreadie *et al.*, 2019). Cependant, des informations détaillées sur la source du carbone stocké dans bon nombre des écosystèmes précités restent inconnues.

### 6.3.1 Estimations des flux de carbone pour la zone côtière

#### Les marais salés et les écosystèmes de prairies sous-marines sont très productifs

À l'échelle mondiale, on estime que les marais salés intertidaux et les écosystèmes de prairies sous-marines séquestrent le CO<sub>2</sub> à des taux respectifs de 7,98 t CO<sub>2</sub>/ha/an et de 1,58 t CO<sub>2</sub>/ha/an (GIEC, 2014b; EPA, 2017)<sup>29</sup>. Les prairies sous-marines ont des taux d'accumulation de carbone plus faibles que les marais intertidaux. Cependant, certaines régions couvrent de plus grandes surfaces, et celles-ci peuvent donc avoir une capacité de séquestration du carbone plus élevée dans l'ensemble (Pacala *et al.*, 2001). Les flux de carbone des prairies sous-marines de la Colombie-Britannique sont estimés à une moyenne de ( $\pm$  erreur-type) 0,65  $\pm$  0,12 t CO<sub>2</sub>/ha/an et varient entre 4,6 et 33,1 g CO/m<sup>2</sup>/an (0,17 et 1,21 t éq CO<sub>2</sub>/ha/an)<sup>30</sup> (Postlethwaite *et al.*, 2018; Prentice *et al.*, 2020). Ces chiffres sont légèrement inférieurs aux estimations mondiales, qui incluent des espèces qui ne se retrouvent pas sur les côtes canadiennes.

Il a également été démontré que la restauration des marais intertidaux entraîne la reprise de la séquestration active du carbone à des taux similaires — voire supérieurs — à ceux des marais non perturbés (voir p. ex. Wollenberg *et al.*, 2018; Drexler *et al.*, 2019; Arias-Ortiz *et al.*, 2021). Les sites de restauration des marais intertidaux ont affiché des taux d'accumulation de carbone plus élevés que les

<sup>29</sup> Ces taux de flux ont été utilisés pour estimer le potentiel national d'atténuation du carbone associé aux SNBC ciblant le carbone bleu aux États-Unis dans NASEM (2019).

<sup>30</sup> Le carbone organique (CO) est utilisé ici comme indiqué dans la source primaire.

marais naturels voisins des estuaires de la Stillaguamish (Poppe et Rybczyk, 2021) et de la Snohomish (Crooks *et al.*, 2014) dans l'État de Washington, dans le nord-ouest des États-Unis — bien que les marais saumâtres de l'estuaire de la Snohomish soient assortis d'émissions escomptées de CH<sub>4</sub> considérables, à même d'annuler leurs avantages en matière de stockage de carbone. Dans l'estuaire de la Stillaguamish, les taux annuels d'accumulation de carbone étaient en moyenne de  $0,123 \pm 0,03$  t C/ha/an ( $0,45 \pm 0,11$  t éq CO<sub>2</sub>/ha/an) pour les marais naturels et de  $0,23 \pm 0,046$  t C/ha/an ( $0,84 \pm 0,17$  t éq CO<sub>2</sub>/ha/an) pour un marais restauré quatre ans après inondation par eau salée (Poppe et Rybczyk, 2021).

### 6.3.2 Variabilité et incertitude des mesures des flux et des stocks de carbone

Toute estimation des stocks et des flux de carbone dans les écosystèmes précités est soumise à de multiples sources d'incertitude, notamment les difficultés de mesure, la variabilité des processus au sein des écosystèmes, l'hétérogénéité spatiale et les difficultés d'évaluation de l'étendue surfacique. Les méthodes de mesure de la densité du carbone du sol et des taux d'accumulation dans les zones humides côtières marines varient considérablement et peuvent donc influencer les évaluations globales des stocks comme des flux (Kennedy *et al.*, 2014). Parmi les autres incertitudes, citons les difficultés à déterminer les sources de carbone et à quantifier avec précision les contributions des flux de GES aux bilans totaux de carbone.

#### Les densités de carbone dans le sol et la profondeur des dépôts des marais intertidaux varient fortement d'une région à l'autre, ce qui complique les efforts d'estimation des stocks de carbone

La densité de carbone du sol (DCS), un élément nécessaire au calcul des stocks de carbone, peut être variable. L'établissement d'une moyenne des stocks de carbone du sol sur de grandes superficies peut donc être trompeur, car il existe des variations importantes entre les différentes régions, selon les caractéristiques écologiques et environnementales locales. Au Canada atlantique, la DCS des marais intertidaux varie de 0,008 gramme de carbone par centimètre cube (g C/cm<sup>3</sup>) à 0,067 g C/cm<sup>3</sup>, pour s'établir en moyenne à  $0,027 \pm 0,002$  g C/cm<sup>3</sup> pour tous les sites (Chmura *et al.*, 2003). La DCS dans les marais salés du Pacifique canadien était en moyenne de 0,026 g C/cm<sup>3</sup> (Chastain *et al.*, 2021; Gailis *et al.*, 2021). Gailis *et al.* (2021) ont également noté des différences considérables entre les DCS des hauts marais ( $0,042 \pm 0,013$  g C/cm<sup>3</sup>) et des bas marais ( $0,018 \pm 0,008$  g C/cm<sup>3</sup>). Sur la côte est du Canada, la plupart des mesures de la DCS ont été limitées aux zones de marais dominées par *Spartina patens* et *Spartina alterniflora* (Chmura *et al.*, 2003). De plus, on dispose de moins d'information sur les zones situées à des élévations plus hautes et

il faut davantage de données pour comprendre les différences régionales, y compris la dynamique liée à la densité et aux types de végétation sur les différentes côtes.

Les stocks de carbone dépendent de la profondeur du sol des marais salés. Chmura *et al.* (2003) ont estimé le stock mondial de carbone à 250 t C/ha en supposant une profondeur de 50 cm. Les marais du Pacifique au Canada sont toutefois peu profonds, leur profondeur basale variant de 17 à 29 cm. Ainsi, dans la baie Boundary, sur la côte du Pacifique, les stocks de carbone présents dans les marais intertidaux ont été mesurés à  $67 \pm 9$  t C/ha pour le détroit de Clayoquot (Chastain *et al.*, 2021), et à  $83 \pm 30$  et  $39 \pm 24$  t C/ha pour le haut et le bas marais, respectivement (Gailis *et al.*, 2021). Sur la côte est du Canada, la profondeur du sol des marais salés intertidaux peut varier de moins de 1 à 7 m (Shaw et Ceman, 1999; Chmura *et al.*, 2001; van Ardenne *et al.*, 2018). Ces différences soulignent l'importance de tenir compte des contextes locaux lors de l'estimation du carbone. En effet, les stocks pourraient varier en fonction des caractéristiques de l'écosystème, comme le type de végétation, l'élévation du sol et le degré d'inondation.

D'autres facteurs géographiques et environnementaux contribuent également à la variation régionale (Gailis *et al.*, 2021). Une relation entre la DCS et les températures annuelles moyennes de l'air a été observée dans les marais salés de l'est de l'Amérique du Nord, les températures plus chaudes de l'air de surface étant corrélées à une DCS plus élevée (Chmura *et al.*, 2003). La teneur en carbone des prairies sous-marines varie quant à elle en fonction de facteurs tels que la profondeur de l'eau, la hauteur des vagues, le mouvement de l'eau et l'exposition, qui ont un impact sur la teneur en carbone des sédiments, ainsi que sur les taux d'accumulation (Samper-Villarreal *et al.*, 2016; Dahl *et al.*, 2018; Prentice *et al.*, 2020). Ces différences rendent l'application de moyennes mondiales problématique et peuvent conduire à une surestimation des stocks de carbone bleu dans les régions où les caractéristiques particulières de l'écosystème n'ont pas été mesurées (Ricart *et al.*, 2015; Postlethwaite *et al.*, 2018).

Les taux d'accumulation de carbone dans le sol varient également beaucoup. Autour de la baie de Fundy, les taux s'échelonnent entre 0,72 et 9,28 g C/m<sup>2</sup>/an (2,64 à 34,1 t éq CO<sub>2</sub>/ha/an) (Chmura *et al.*, 2003). Les taux d'accumulation du carbone dans la région du Pacifique canadien présentent une variabilité élevée similaire, allant de 0,20 à 4,54 g C/m<sup>2</sup>/an (0,72 à 16,7 t éq CO<sub>2</sub>/ha/an) dans la baie Boundary et une moyenne ( $\pm$  erreur-type) de  $6,75 \pm 1,83$  t éq CO<sub>2</sub>/ha/an dans le détroit de Clayoquot (Chastain *et al.*, 2021). Les mesures canadiennes tendent à correspondre aux estimations mondiales des taux d'accumulation de carbone du GIEC de 2013, mais présentent une grande variabilité au sein des marais (Chastain *et al.*, 2021). Ainsi, des études menées dans le détroit de Clayoquot et dans la baie

Boundary montrent que les sites de haut marais présentent des taux de séquestration du carbone dans les sédiments plus élevés que ceux de bas marais — on a supposé que ces taux d'accumulation élevés étaient dus à des plantes à enracinement plus profond, ainsi qu'à une production accrue de biomasse souterraine dans les zones de haut marais par rapport aux zones de bas marais (Connor *et al.*, 2001; Gailis *et al.*, 2021). De plus, les dépôts des bas marais sont moins stables et moins susceptibles de contenir de grandes quantités de carbone (Gailis *et al.*, 2021). La variabilité apparente dans ces systèmes de marais suggère que la détermination précise des stocks et des taux de carbone nécessite un plan d'échantillonnage qui tient compte de la variabilité spatiale.

### Les mesures de la profondeur du sol sont essentielles à l'estimation des stocks de carbone côtiers

Les mesures de la DCS sont souvent rapportées à une profondeur de 0,5 m (voir p. ex. Chmura *et al.*, 2003) et rarement, au-delà de 1 m. Or, les estimations du stockage de carbone dans les marais salés par le GIEC supposent une profondeur de sol de 1 m (Kennedy *et al.*, 2014). Comme nous l'avons mentionné plus haut, si la profondeur moyenne des sols au Canada atlantique est probablement proche de 1 m, de nombreux sédiments de marais et de prairies sous-marines de la côte du Pacifique sont nettement moins profonds que 50 cm en raison de la nature particulière des environnements de dépôt dans la région (Postlethwaite *et al.*, 2018; Chastain *et al.*, 2021; Gailis *et al.*, 2021). Les calculs nationaux du potentiel de séquestration du carbone — comme ceux de Drever *et al.* (2021) — peuvent donc surestimer le carbone stocké dans les marais salés intertidaux de la côte ouest, étant donné la profondeur moindre des sédiments.

### Les informations sur les stocks de carbone présents dans les prairies sous-marines canadiennes restent limitées

En raison de l'information limitée sur la superficie des écosystèmes de prairies sous-marines canadiens (McKenzie *et al.*, 2020), peu de mesures de la densité apparente du carbone dans les sédiments ont été effectuées par rapport à la longueur du littoral. Tous les sites y sont végétalisés par des zostères (*Zostera marina*). Dans les sites où l'on trouve la même espèce en Amérique du Nord et en Europe, les prairies sous-marines recèlent un stock moyen de carbone organique de 88,2 (50,2 à 380,07) t C/ha (Prentice *et al.*, 2020). Les mesures effectuées sur la côte Pacifique du Canada révèlent toutefois des stocks de carbone moyens allant de 13,43 ± 4,82 t C/ha (Postlethwaite *et al.*, 2018) à 20,5 ± 12,85 t C/ha (Prentice *et al.*, 2020), ce qui est nettement inférieur aux estimations mondiales.

### 6.3.3 Flux de CH<sub>4</sub> et de N<sub>2</sub>O

La quantification des flux de CH<sub>4</sub> et de N<sub>2</sub>O des marais intertidaux est nécessaire pour déterminer la contribution globale d'une zone donnée à l'atténuation des changements climatiques. Les marais salés ont été décrits comme étant un puits de N<sub>2</sub>O (Moseman-Valtierra *et al.*, 2011; Chmura *et al.*, 2016). Parallèlement, lorsque la salinité est > 18 parties par billion (ppt), ils se révèlent également un puits de CH<sub>4</sub> (Poffenbarger *et al.*, 2011). Aucune étude sur les GES n'a été trouvée pour les prairies sous-marines des régions tempérées ou de plus haute latitude au Canada.

Lorsque les marais intertidaux agissent comme puits de CH<sub>4</sub> et N<sub>2</sub>O, ils acquièrent une valeur encore plus grande sous l'angle des SCBN. Cependant, les activités anthropiques dans les bassins versants peuvent faire passer les marais de puits à sources. Ainsi, Roughan *et al.* (2018) ont trouvé des émissions de N<sub>2</sub>O dans les marais salés intertidaux de l'Île-du-Prince-Édouard dans des bassins versants où l'agriculture était intensive, là où le ruissellement des engrais provoque l'eutrophisation des eaux côtières (section 4.6.1). La zone témoin utilisée dans cette étude ne présentait quant à elle aucune émission de N<sub>2</sub>O. On sait que les sols agricoles sont reconnus comme étant des sources d'émissions de N<sub>2</sub>O. Or, une étude examinant l'impact de la remise en eau de terres agricoles créées par l'assèchement de marais salés a montré que les émissions de N<sub>2</sub>O étaient alors réduites à un niveau proche de zéro (Wollenberg *et al.*, 2018). Voilà qui démontre que la réinondation par les marées des marais asséchés ne fait pas que redémarrer la séquestration du CO<sub>2</sub> : elle atténue aussi encore plus les changements climatiques, en réduisant les émissions du N<sub>2</sub>O — GES plus puissant — dans les sols ayant déjà eu une vocation agricole.

Les mesures des flux de GES dans les marais salés ont été limitées à la côte atlantique du Canada. La plupart des mesures ont été prises dans le haut marais colonisé par *Spartina patens* — celui-ci correspondant à la plus grande superficie reflétant les marais majoritaires de la côte est du Canada (Comer-Warner *et al.*, 2022). Les études, qui comprenaient un échantillonnage prélevé dans d'autres zones de végétation, ont toutefois révélé une différence significative dans les émissions de CH<sub>4</sub> (Alongi, 2018; Roughan *et al.*, 2018; Comer-Warner *et al.*, 2022), ce qui suggère la nécessité d'un échantillonnage plus étendu dans les marais. En raison de différences substantielles dans la végétation, les résultats obtenus sur la côte est ne peuvent être extrapolés aux marais intertidaux des côtes ouest ou nord du Canada. Des recherches considérables sont donc encore nécessaires sur ce plan.

### 6.3.4 Estimation du potentiel national d'atténuation des SCBN dans les zones côtières

#### L'estimation de l'étendue des surfaces présente des difficultés

Au Canada, l'étendue surfacique des marais intertidaux et des prairies sous-marines a été cartographiée comme étant de 54 600 ha et 64 500 ha respectivement, mais cette superficie ne comprend pas les zones humides de certains endroits, notamment la baie James et le sud de la baie d'Hudson (CCE, 2016a). Drever *et al.* (2021) ont estimé quant à eux que la superficie des prairies sous-marines est plus grande, soit de 190 000 ha, les auteurs suggérant également que ce nombre en lui-même est une sous-estimation. Le comité a une confiance limitée dans les données actuelles servant à estimer les prairies sous-marines au Canada. En raison de l'absence d'une cartographie exhaustive, il n'existe même aucune estimation de la superficie des marais salés intertidaux sur les côtes de la baie d'Hudson et de la baie James, à Terre-Neuve, et dans certaines parties du Québec (en particulier sur la rive nord du Saint-Laurent) (CCE, 2016a). La recherche portant sur la côte du Pacifique suggère quant à elle que l'étendue des marais y a été surestimée. Par exemple, les cartes provinciales originales de la baie Boundary, le plus grand marais salé du sud-ouest du Canada, indiquaient une superficie de 1 207 ha (CCE, 2016a), mais des recherches récentes révèlent plutôt que l'étendue du marais se rapproche davantage des 275 ha (Gailis *et al.*, 2021). De l'avis du comité, la technologie LIDAR pourrait contribuer à une cartographie plus poussée visant à explorer et à rectifier ces types de divergences.

Pour estimer le potentiel de séquestration du carbone des SCBN à l'échelle régionale ou nationale, il faut d'abord calculer la superficie sur laquelle les SCBN ciblant le carbone bleu sont appliquées. Toutefois, des défis méthodologiques se présentent également de ce côté. Il faut savoir qu'une cartographie limitée de la superficie des marais salés est parfois susceptible d'entraîner une mauvaise modélisation de l'ampleur des stocks de carbone qui pourraient être perdus en raison du drainage et de l'érosion des zones humides (Chmura, 2013). Les techniques de télédétection peuvent quant à elles se révéler imprécises pour mesurer les changements à petite échelle, et donc sous-estimer les pertes de zones humides par drainage ou érosion (Schepers *et al.*, 2017; Windham-Myers *et al.*, 2018).

Il existe un potentiel considérable de restauration de la fonction de puits actif de CO<sub>2</sub> des zones intertidales par la remise en eau de marais salés, ayant historiquement été drainés et endigués. À l'aide des données provenant de la Commission de coopération environnementale (CEC, 2016a) et de van Proosdij *et al.* (2018), Drever *et al.* (2021) ont estimé que « la superficie [de marais endigué] non développée qui pourrait être remise en eau sans endommager les bâtiments ou les infrastructures s'établit à environ 15 000 ha au Nouveau-Brunswick [...]»



16 139 ha en Nouvelle-Écosse [...]; et 12 990 ha au Québec [...] ». Il y a eu un endiguement important des zones humides le long de la côte de la Colombie-Britannique, mais la superficie n'a pas encore été estimée.

D'autre part, les écosystèmes de prairies sous-marines du Canada sont également mal cartographiés (McKenzie *et al.*, 2020). La cartographie fait défaut dans de nombreuses régions du Canada atlantique, mais des estimations modélisées ont été effectuées pour la côte du Pacifique (Murphy *et al.*, 2021). L'approche de modélisation en Colombie-Britannique utilise des données cartographiques pour identifier la présence de prairie sous-marine, puis convertit ces données linéaires en polygones qui sont superposés à des cartes bathymétriques (cartes topographiques du fond marin) (Howes *et al.*, 2001; Short *et al.*, 2016). Toute la zone située à l'intérieur du polygone — entre la ligne de côte et une profondeur d'eau de 3 ou 5 m (selon l'emplacement) — est estimée comme étant une prairie sous-marine, indépendamment de la microrépartition, du type de substrat ou des conditions environnementales (Howes *et al.*, 2001; Gregr *et al.*, 2013; Short *et al.*, 2016). Les défis associés à la cartographie de ces zones comprennent la nécessité de tenir compte de la variation de la microrépartition de la prairie, de sa forme, de sa composition, de son abondance, de sa biomasse et de sa complexité. Entrent également en jeu la croissance de la prairie — en eaux profondes et turbides — sans oublier les défis de l'évaluation des différences de densités des prairies (faible à modérée) à partir du substrat (McKenzie *et al.*, 2020). Les sites éloignés et inaccessibles, ainsi que la variabilité de la turbidité et de la profondeur de l'eau dans l'espace comme dans le temps, rendent les observations difficiles (McKenzie *et al.*, 2020).

## Le potentiel de séquestration du carbone bleu associé à la restauration peut être surestimé

Les estimations les plus récentes de l'ampleur du potentiel de séquestration du carbone associé à la conservation et à la restauration des écosystèmes côtiers au Canada proviennent de Drever *et al.* (2021). Le tableau 6.2 présente un résumé de leurs conclusions pour les marais intertidaux et les prairies sous-marines, l'évaluation par le comité de la qualité et de l'applicabilité des données probantes ainsi que des hypothèses qui sous-tendent les valeurs estimées. Dans Drever *et al.* (2021), la restauration ne concerne que les marais asséchés de la baie de Fundy, car les données sur le potentiel de stockage du carbone découlant cette pratique ailleurs au Canada n'ont pas été collectées. Drever *et al.* (2021) n'ont pas fait état du potentiel de séquestration du carbone découlant de la conservation des marais intertidaux, car ces derniers bénéficient d'un statut de protection élevé dans la plupart des provinces côtières (voir section 6.4.2).

**Tableau 6.2 Potentiel de séquestration des SCBN ciblant les zones côtières marines et le carbone bleu, tel qu'estimé par Drever *et al.* (2021), et confiance du comité**

| Type de SCBN  | De nos jours à 2030                      | 2030 à 2050                              | Confiance du comité | Observations du comité  |
|---|--|--|---------------------|---|
|   | Annuellement (Mt éq CO <sub>2</sub> /an) | Annuellement (Mt éq CO <sub>2</sub> /an) |                     |   |
| <b>Restauration des marais intertidaux au N.-B. et en N.-É., autour de la baie de Fundy</b> | 1,5<br>(1,2 à 1,8)                       | 1,2<br>(0,9 à 1,5)                       | Élevée              | L'estimation de la restauration des marais intertidaux est basée sur la restauration de 4 413 ha/an, dans les marais endigués au N.-B. et en N.-É.  |
| <b>Conversion évitée des prairies sous-marines</b>  | < 0,1*                                   | < 0,1*                                   | Faible              | La superficie utilisée pour ces calculs était de 813 835 ha, une valeur supérieure à la superficie confirmée de 190 000 ha de prairies sous-marines estimée par Drever <i>et al.</i> (2021). Les stocks de carbone provenant de ce milieu, utilisés par Drever <i>et al.</i> (2021), étaient cinq fois plus élevés que les données publiées par la C.-B. (Prentice <i>et al.</i> , 2020). |
| <b>Restauration des prairies sous-marines</b>   | < 0,1<br>(0,0 à 0,8)                     | 0,1<br>(0,0 à 0,3)                       | Faible              | L'incertitude, tant de la superficie potentielle que du taux de séquestration estimé par hectare, est élevée.   |

Source des données : Drever *et al.* (2021)

Le comité a indiqué son niveau de confiance dans ces estimations en attribuant des cotes à la fois pour les flux de GES et la superficie potentielle utilisés par Drever *et al.* (2021) afin de calculer le potentiel d'atténuation. Voir l'annexe pour l'échelle de confiance du comité. Les valeurs suivies d'un astérisque (\*) sont des estimations modifiées à partir de Drever *et al.* (2021) et comportant une incertitude élevée. Les estimations étaient initialement indiquées en Tg éq CO<sub>2</sub>/an.

Les estimations du potentiel de séquestration du carbone découlant de la restauration des prairies sous-marines et de la conversion évitée, telles qu'effectuées par Drever *et al.* (2021), reposaient sur plusieurs hypothèses qui, selon le comité, contribuent à une surestimation de la superficie de la perte annuelle, ainsi que des stocks de carbone en présence. La superficie totale des prairies sous-marines a été calculée à partir d'une moyenne de la superficie totale de ces milieux aux États-Unis appliquée à la superficie estimée pour le Canada. Leurs calculs sont ainsi basés sur des écosystèmes six fois plus grands en fait que la superficie confirmée des prairies sous-marines au Canada. Les estimations des stocks de carbone utilisées par Drever *et al.* (2021) (88,2 t CO<sub>2</sub>/ha) ne tiennent pas compte de données récentes provenant de la Colombie-Britannique, où les stocks de carbone sont en réalité plus de cinq fois inférieurs (15,2 t CO<sub>2</sub>/ha) (Prentice *et al.*,

2020). De plus, ces mesures des stocks de carbone sont extrapolées à 1 m, alors qu'aucune carotte de la côte Pacifique du Canada ne s'étend à cette profondeur. De l'avis du comité, la mesure proposée pour les stocks de carbone des prairies sous-marines pourrait être de deux à quatre fois trop élevée.

## 6.4 Stabilité et permanence

Les marais intertidaux et les prairies sous-marines peuvent séquestrer le carbone par accumulation dans le sol. Cependant, les limites biophysiques se posant à la durabilité des taux de séquestration et des stocks de carbone associés comprennent l'échelle des perturbations affectant l'écosystème et la résilience de ce dernier, ainsi que le changement du niveau de la mer et d'autres modifications des conditions environnementales, y compris la reminéralisation et la redistribution des sédiments (Chastain *et al.*, 2021). Les stocks de carbone sont susceptibles d'être libérés dans l'atmosphère en cas de perturbation des écosystèmes et de modification des conditions environnementales.

### 6.4.1 Permanence du stockage du carbone dans les marais intertidaux

Les menaces pesant sur les marais salés intertidaux comprennent le lotissement, le manque de sédiments en suspension, l'excès de nutriments et le coincement côtier, où la zone humide est restreinte par la végétation — qui finit par succomber suite aux inondations excessives du côté de la mer — et les infrastructures construites sur le rebord supérieur, qui l'empêche de progresser vers l'intérieur (Torio et Chmura, 2013). Mentionnons aussi que la nature des processus de restauration peut influencer les types de sédiments déposés, affectant ainsi la quantité de carbone stockée (Drexler *et al.*, 2020) — le taux d'accumulation du carbone dans une zone humide restaurée pouvant varier dans le temps (Poppe et Rybczyk, 2021).

### Le taux d'élévation du niveau de la mer influe sur les taux d'enfouissement du carbone dans les marais salés et sur le potentiel de ces derniers

Les changements climatiques et l'augmentation du taux d'élévation du niveau de la mer constituent des menaces pour la stabilité à long terme des marais littoraux et de leurs stocks de carbone. Si le taux d'élévation du niveau de la mer reste en dessous d'un certain seuil, la végétation des marais pourra persister, le sol accumulant du carbone et maintenant l'élévation (CCE, 2016a). Les taux d'accrétion des sédiments varient dans l'espace, la fourchette supérieure d'accrétion étant estimée à 5–6,7 mm/an dans les marais de la côte nord-ouest de l'Atlantique (Gonneea *et al.*, 2019; Holmquist *et al.*, 2021). Si l'élévation du niveau

de la mer atteint les taux prévus (voir p. ex. Vermeer *et al.*, 2009), la production végétale dans les marais, ainsi que l'accumulation de carbone comme l'élévation — qui dépend de l'accumulation de carbone et du dépôt de sédiments — pourraient ne pas suivre le rythme, pouvant ainsi entraîner des dépôts non végétalisés devenant vulnérables à l'érosion (CCE, 2016a). Le sort



La mesure proposée pour les stocks de carbone des prairies sous-marines pourrait être de deux à quatre fois trop élevée. »

du carbone dans les marais intertidaux submergés est incertain. L'analyse de la tourbe de marais qu'on a trouvée submergée sur le plateau continental, au large de la côte est de l'Amérique du Nord, suggère qu'au moins une partie des stocks de carbone submergés peut persister, mais aucune recherche n'a directement étudié le sort des stocks de carbone submergés dans les eaux canadiennes (CCE, 2016a).

Alors que la stabilité future des marais pourrait être menacée par l'augmentation des taux d'élévation du niveau de la mer, les marais salés macrotidaux — comme ceux de la baie de Fundy et de l'estuaire du Saint-Laurent — semblent faire preuve de résilience (Kirwan *et al.*, 2016). De plus, les taux prévus d'élévation du niveau de la mer au Canada ne sont pas aussi élevés qu'ailleurs en raison du rebond isostatique présent dans certaines parties de l'est de l'Amérique du Nord, et qui s'établit à 11 cm par siècle (James *et al.*, 2014; Daigle, 2020). La mesure dans laquelle les marais ont été modifiés par les changements d'utilisation des terres — qui atténue ou amplifie les impacts des changements climatiques (p. ex. par la restauration ou le drainage des milieux humides) — peut être tout aussi importante (Zona *et al.*, 2009; Petrescu *et al.*, 2015). Les modifications apportées à l'hydrologie environnante, comme l'ajout de ponceaux ou de bermes, peuvent entraver le drainage des eaux de crue des marées, ce qui ajoute aux contraintes sur la végétation.

### Pour comprendre d'autres effets des changements climatiques sur les marais salés intertidaux, comme les changements de température, il faut tenir compte des conditions propres au site et des interactions entre les effets

La hausse des températures augmentera les taux de décomposition dans les sols des marais canadiens, mais aussi la production primaire, ce qui pourrait accroître les stocks de carbone (Chmura *et al.*, 2003). D'autres facteurs environnementaux susceptibles d'être affectés sont le niveau de la nappe phréatique du sol et la température de l'air et du sol, qui ont tous un impact sur les émissions de CH<sub>4</sub> — l'impact le plus important restant la salinité du sol (Bridgham *et al.*, 2021). Cependant, il n'existe pas suffisamment de données probantes sur les effets de la

modification des régimes de température et de précipitations sur les marais salés intertidaux pour faire des prédictions généralisées sur de multiples propriétés et régions de ces écosystèmes (Feher *et al.*, 2017; Moomaw *et al.*, 2018).

Les marais intertidaux boréaux et arctiques sont également touchés par l'érosion côtière et le carbone transporté par le dégel du pergélisol (Windham-Myers *et al.*, 2018). Ainsi, le long de la côte arctique et du golfe du Saint-Laurent, les impacts climatiques comme la modification de la couverture de glace de mer affectent les processus terrestres impactant l'érosion côtière et le transport de carbone, d'eau et de nutriments (Pickart *et al.*, 2013; Windham-Myers *et al.*, 2018). Les changements rapides de salinité et de saisonnalité dans les estuaires boréaux et arctiques rendent difficile l'évaluation des relations entre les facteurs climatiques, l'étendue des milieux humides et les taux d'accumulation du carbone (Windham-Myers *et al.*, 2018).

#### 6.4.2 Permanence dans les prairies sous-marines

**Les changements climatiques devraient ajouter de nouvelles contraintes aux écosystèmes de zostères, ce qui pourrait nuire à la séquestration du carbone ou entraîner des rejets**

*Zostera marina* (zostère) est l'espèce marine que l'on trouve dans les prairies sous-marines des eaux côtières du Canada. Elle a été désignée espèce d'importance écologique (EIE) par Pêches et Océans Canada (MPO, 2009). Les changements climatiques et les impacts anthropiques peuvent influencer sur la santé des prairies sous-marines. En effet, on s'attend à ce que les changements climatiques affectant la disponibilité de la lumière influent sur les écosystèmes de la zostère, tout comme les impacts anthropiques (p. ex. chargement en nutriments, développement côtier). On prévoit ainsi une augmentation de la fréquence des tempêtes comme des sédiments en suspension, ce qui, en retour, augmentera la turbidité de l'eau, et finira par étouffer les plantes (Curry *et al.*, 2019; Murphy *et al.*, 2021). L'augmentation du CO<sub>2</sub> est bien à même d'améliorer le taux de photosynthèse et la productivité des zostères, mais ces écosystèmes restent vulnérables à l'acidification des océans causée par l'absorption du CO<sub>2</sub> de l'atmosphère par les eaux océaniques — les zostères pouvant toutefois contribuer à réduire les concentrations aquatiques de CO<sub>2</sub> (Koch *et al.*, 2013; Waldbusser et Salisbury, 2014; Murphy *et al.*, 2021). Les changements climatiques devraient également avoir un effet marqué sur l'apport d'eau douce et le moment de la fonte de la neige et de la glace dans le nord du Canada (Bonsal *et al.*, 2019), ce qui affectera les prairies sous-marines de la baie James et d'autres secteurs de l'Arctique canadien. La protection et la surveillance des prairies sous-marines au sein de ces écosystèmes côtiers ne peuvent être négligées, en raison de leur importance écologique (voir encadré 6.2).



## Encadré 6.2 Les prairies sous-marines de la baie James : une aire marine nationale de conservation gérée par les Autochtones

On estimait autrefois que les herbiers de zostères de la baie James étaient les plus étendus du Canada (Lalumière *et al.*, 1994). Bien que l'on ne dispose pas d'une cartographie complète, on suppose que ces herbiers se sont dégradés et qu'ils ne représentent plus qu'une fraction de leur étendue historique (Murphy *et al.*, 2021). Si le principal facteur responsable de ce déclin semble être un changement dans l'hydrologie locale en raison de l'augmentation de la demande d'hydroélectricité et du développement hydroélectrique (Murphy *et al.*, 2021), d'autres facteurs environnementaux peuvent contribuer à la dégradation de la zostère — notamment l'augmentation des températures au cours des dernières décennies.

En 2021, le Conseil de Mushkegowuk et Parcs Canada ont signé un protocole d'entente pour amorcer la désignation d'une zone de plus de 91000 km<sup>2</sup> dans l'ouest de la baie James comme aire marine nationale de conservation dirigée par les Autochtones (Parcs Canada, 2021a). Parcs Canada s'emploie actuellement à mettre en place des zones d'étude autour de la baie James. Cet effort de recherche pourrait se traduire par des relevés cartographiques, un atout précieux à même de confirmer l'étendue actuelle des herbiers de zostères. La création d'une aire protégée dirigée par les Autochtones s'inscrit dans la démarche de réconciliation — l'arrangement étant conçu pour maintenir les droits et les pratiques de récolte des Mushkegowuk, conformément aux droits issus d'un traité (Conseil Mushkegowuk, 2020) (voir section 2.4).

## 6.5 Faisabilité

Les pratiques de conservation et de restauration des marais intertidaux et des prairies sous-marines sont soumises à un ensemble de défis et de contraintes, notamment le coût, la faisabilité technique et les lacunes de la recherche. Les politiques canadiennes existantes montrent toutefois que les gouvernements disposent d'outils pour surmonter ces obstacles.

### 6.5.1 Coûts des SCBN ciblant les zones côtières

Le calcul des coûts nets de la restauration des marais salés doit tenir compte des coûts d'acquisition des terres, d'arpentage, de construction, d'ajustement, de réparation et d'entretien des digues (Sherren *et al.*, 2019; Drever *et al.*, 2021). Or, ces coûts varient en fonction des caractéristiques du terrain et des interventions requises (Haasnoot *et al.*, 2019). L'expérience du Canada atlantique donne une indication de la plage potentielle. Ainsi, à l'heure actuelle, les coûts annuels d'entretien et de réparation des digues de la baie de Fundy sont de 2 millions de dollars/an en Nouvelle-Écosse et de 650 000 \$/an au Nouveau-



« Les coûts de restauration peuvent être compensés par les coûts évités pour les infrastructures existantes en raison de l'atténuation des risques de catastrophe, en particulier les inondations. »

Brunswick, comme le citent Drever *et al.* (2021). Une étude portant sur tous les types de zones humides en Nouvelle-Écosse a estimé que le coût des récents projets de restauration se situait entre 30 000 et 100 000 \$/ha (Gouv. de la N.-É., 2014). La dépense nette associée à la restauration des marais intertidaux pourrait toutefois ne pas être aussi élevée si l'on considère que les coûts de gestion des digues augmenteront au vu de l'élévation du niveau de la mer (CCE, 2016a).

Ces coûts doivent être considérés en regard de la valeur du carbone séquestré et des autres cobénéfices. Les coûts de restauration peuvent être compensés par les coûts évités pour les infrastructures existantes en raison de l'atténuation des risques de catastrophe,

en particulier les inondations. Drever *et al.* (2021) ont estimé la différence entre les coûts d'entretien évités (lorsque les digues sont enlevées) et les coûts de restauration des zones humides à 4 972 \$/ha en Nouvelle-Écosse et au Nouveau-Brunswick. La restauration des zones humides entraîne toujours un coût net, mais ce coût est considérablement réduit une fois que les dépenses évitées pour les digues ont été prises en ligne de compte.

### Le potentiel de restauration des prairies sous-marines varie selon les régions, mais les coûts n'ont pas été estimés

Les coûts de restauration des prairies sous-marines sont probablement élevés, bien que les données probantes à ce sujet restent limitées (Drever *et al.*, 2021). Leur restauration est possible sur la côte atlantique de la Nouvelle-Écosse et dans le sud de la Colombie-Britannique, où l'aménagement des terres peut réduire les menaces pour la qualité de l'eau (CCE, 2016a). Cependant, le régime réglementaire s'appliquant à la zone côtière est complexe, faisant potentiellement participer différents niveaux de compétence : gouvernements fédéral, provinciaux,

municipaux et autochtones. De plus, les coûts seront influencés par la variation régionale des conditions environnementales (p. ex. clarté de l'eau, sédiments, température, salinité) (CCE, 2016a) — sans parler des activités humaines — qui peuvent toutes avoir une incidence sur la survie de la zostère et son potentiel de restauration (Murphy *et al.*, 2021).

### 6.5.2 Défis se posant aux politiques publiques et à la réglementation

**Les politiques de non-perte nette compensent le développement dans les zones humides par la restauration ou la création, ce qui influence leur potentiel en tant que SCBN (à la fois positivement et négativement)**

Les politiques publiques et les approches réglementaires existantes fournissent des exemples de la façon dont les interventions de conservation et de restauration des zones humides peuvent être mises en œuvre. Par exemple, la politique de conservation des zones humides de la Nouvelle-Écosse [*Nova Scotia Wetland Conservation Policy*] met l'accent sur l'absence de perte nette dans les zones humides (Gouv. de la N.-É., 2011). Il convient toutefois de noter que la perte et la restauration des zones humides ne s'équivalent pas complètement : en effet, la perte libère plus de CO<sub>2</sub> dans l'atmosphère que la restauration ne peut en séquestrer. Par conséquent, la préservation des zones humides existantes dans la province tend à être plus viable économiquement que les coûts élevés de l'atténuation par la restauration (Gallant *et al.*, 2020). La politique exige que la construction sur les zones humides soit compensée par la restauration ou la création de milieux humides supplémentaires (Austen et Hanson, 2007).

D'autres provinces ont instauré des politiques similaires. Ainsi, la *Politique de conservation des terres humides du Nouveau-Brunswick* (2002) considère les marais salés comme étant d'une grande importance pour la province, et leur accorde donc le plus haut degré de protection (Gouv. du N.-B., 2002). L'Île-du-Prince-Édouard reconnaît aussi que les terres humides accomplissent de multiples fonctions économiques, sociales et environnementales; ses politiques visent donc à gérer le développement de manière à éviter toute perte nette de terres humides ou de fonctions connexes (Gouv. de l'Î.-P.-É., 2007). Sur la côte du Pacifique, la loi de 2015 sur la durabilité de l'eau [*2015 Water Sustainability Act*] de la Colombie-Britannique protège les milieux humides de certaines activités humaines, mais le carbone n'y est pas mentionné (Gouv. de la C.-B., 2015). Des instruments politiques complémentaires sont souvent utilisés à travers le pays pour protéger l'habitat des marais, comme la *Politique fédérale sur la conservation des terres humides* de 1991, la *Loi de 1994 sur la Convention concernant les oiseaux migrateurs* et la *Loi sur les pêches* de 1985 (GC, 1985, 1991, 1994).



Au Canada atlantique, les politiques de non-perte nette signifient que la conservation des marais intertidaux a un potentiel limité en tant que SCBN. En effet, ces politiques garantissent dans les faits que la conservation des zones humides a déjà lieu, et que rien de plus ne peut être fait. Cependant, des protections supplémentaires sur le plan de la gestion des bassins versants peuvent être mises en œuvre, car les politiques de non-perte nette n'offrent pas toujours une protection efficace en raison d'une application lacunaire historiquement parlant, d'une superficie inappropriée et d'une capacité limitée à reconstituer les attributs des sites vierges (Macreadie *et al.*, 2019). Dans les endroits où la législation existe déjà, la politique peut être modifiée pour intégrer le carbone plutôt que de créer une nouvelle politique de toute pièce.

À l'inverse, l'impact potentiel de la conservation des prairies sous-marines est beaucoup plus important. La désignation de la zostère comme une EIE (voir section 6.4.2) fournit une base solide pour les mesures de gestion (MPO, 2009, 2011; Murphy *et al.*, 2021). De plus, l'habitat de la zostère a été priorisé aux fins de la conservation et de l'inclusion dans les futures aires marines protégées au Canada — le gouvernement du Canada ayant l'ambition de protéger 30 % des zones côtières et marines d'ici 2030 (CPM, 2019).

### Les politiques de surveillance et l'application des mesures de restauration et de conservation comportent des limites

La surveillance fournit une base de référence des conditions qui peuvent être comparées aux conditions futures après la mise en œuvre d'une SCBN, comme la restauration d'une zone humide (Bowron *et al.*, 2014). Toutefois, en l'absence d'un cadre de recherche national, la surveillance et l'évaluation du carbone dans les marais salés intertidaux et les prairies sous-marines restaurées sont limitées à des sites de recherche spécifiques (ECCC, 2020d). Bien que le Canada n'ait pas d'équivalent aux sites de recherche environnementale à long terme qu'on retrouve aux États-Unis, Parcs Canada a bien autorisé des recherches à long terme portant sur les marais salés et les prairies sous-marines dans les parcs nationaux Kouchibouguac, Pacific Rim, des Îles-Gulf et Wapusk (CCE, 2016b). La comptabilisation du carbone par les SCBN mises en œuvre dans ces habitats tiendrait idéalement compte des facteurs environnementaux — comme la double comptabilisation du carbone entrant dans l'écosystème à partir d'autres emplacements — ainsi que des préoccupations économiques et politiques, comme la garantie de fonds suffisants pour maintenir un système de surveillance. Toutefois, même en présence d'un cadre national, le suivi et l'évaluation dépendront toujours des recherches menées sur des sites spécifiques.

L'un des défis en matière de surveillance concerne la compétence, notamment dans les villes ou les collectivités où les intérêts des municipalités, des comtés et

des provinces/territoires peuvent se chevaucher, ce qui rend l'élaboration et la mise en œuvre de politiques difficiles (Seddon *et al.*, 2020a). Par exemple, un projet de digue vivante dans la baie Boundary a nécessité la collaboration de trois niveaux de compétence — la ville de Surrey, la ville de Delta et la Première Nation Semiahmoo — pour l'élévation d'un marais salé le long d'un tronçon de 250 km de côte (Wood, 2020). Les conflits d'objectifs politiques et d'incitatifs entre les territoires de compétences peuvent être résolus par une gouvernance adaptative, qui prend en compte les complexités du système socioécologique en intégrant un éventail de connaissances (Raadgever *et al.*, 2008; Morris et de Loë, 2016). Dans les zones côtières, la gouvernance adaptative peut fournir une approche pour gérer les complexités juridictionnelles tout en tenant compte de la conscience sociale variable comme de l'acceptabilité des approches politiques (Schultz *et al.*, 2015).

Le financement et l'application du suivi des projets de restauration sur plusieurs années restent des questions clés. La conception et la création des SCBN doivent tenir compte du calendrier de financement et des attentes en matière d'objectifs de suivi et de maintenance (Kabisch *et al.*, 2016). Le coût du suivi et de la comptabilisation du carbone est un obstacle courant à la participation aux marchés de compensation du carbone (Monahan *et al.*, 2020). Les défis liés à l'évaluation efficace et cohérente du carbone au sein des écosystèmes doivent être pris en compte à l'avance par les parties prenantes qui planifient la SCBN, sans oublier l'attribution des responsabilités juridictionnelles et le financement requis.

## 6.6 Cobénéfices et compromis

### 6.6.1 Cobénéfices

La restauration et la conversion évitée des marais intertidaux et des prairies sous-marines procurent un large éventail de services écosystémiques, notamment la protection des rivages contre l'érosion, la stabilisation des sédiments (par l'atténuation de l'action des vagues) et la protection de l'habitat d'une variété d'espèces animales et végétales. Les marais salés canadiens servent en effet d'habitat à des espèces rares et menacées (voir p. ex. Mazerolle et Blaney, 2010); or, ces habitats permettent la prise d'oiseaux aquatiques et la collecte de plantes, une activité importante pour les chasseurs et les fourrageurs, qu'ils soient autochtones ou bien simples amateurs (Chmura *et al.*, 2012; Dick *et al.*, 2022). Les marais salés contribuent en outre au maintien des pêcheries commerciales en fournissant des milieux de croissance pour les alevins et un abri contre les grands prédateurs (Barbier *et al.*, 2011). L'absorption de nutriments et de polluants par les marais salés purifie l'eau (Hung et Chmura, 2007), ce qui profite à la santé humaine et aux écosystèmes adjacents — comme les prairies sous-marines, qui seraient autrement vulnérables aux polluants (Barbier *et al.*, 2011). Les marais littoraux

offrent aussi des avantages sociaux liés aux loisirs et à l'éducation (Gouv. de la N.-É., 2011; Chmura *et al.*, 2012). En général, la conservation et la restauration des écosystèmes côtiers sont à même d'accroître la capacité d'adaptation des collectivités face aux risques naturels et au changement climatique, tout en améliorant les moyens de subsistance des populations du littoral (Barbier *et al.*, 2011). Enfin, les prairies sous-marines confèrent également des cobénéfices en termes de protection du littoral et de cycle des nutriments (Murphy *et al.*, 2021) — c'est qu'ils peuvent survivre à une acidification accrue des océans pendant de longues périodes, offrant ainsi une protection localisée contre cette menace (Koweek *et al.*, 2018).

### 6.6.2 Compromis

Les intérêts concurrents et les valeurs associées à l'utilisation des terres sont des obstacles potentiels à la restauration ou à la conservation des zones humides dans les zones côtières marines du Canada. Les demandes découlant du développement ou de l'industrie agricole peuvent valoriser grandement les zones côtières, ce qui augmente les coûts de la conservation. Au Canada atlantique, le maintien du statu quo communautaire et les budgets limités des gouvernements locaux ont été reconnus comme deux des plus grands obstacles à la conservation et à la restauration des zones humides (Sherren *et al.*, 2019). Par ailleurs, la densité de population plus élevée sur la côte sud de la Colombie-Britannique comparativement à la côte atlantique a un impact sur les demandes pesant sur l'utilisation comme sur la valeur des terres. On peut également se demander dans quelle mesure les zones humides offrent un niveau équivalent de protection contre les inondations par rapport aux digues ou à d'autres infrastructures (Zhu *et al.*, 2020).

Les marais salés du Canada atlantique — historiquement drainés et endigués à des fins agricoles — demeurent sans doute restaurables si les collectivités estiment que les infrastructures résidentielles, commerciales et de transport peuvent être adéquatement protégées des perturbations (Sherren *et al.*, 2019). Bien que les marais salés intertidaux soient à même de fournir un niveau similaire de protection côtière contre les perturbations, ils peuvent nécessiter une superficie comparativement plus importante de terres par rapport aux infrastructures (Sutton-Grier *et al.*, 2015; Haasnoot *et al.*, 2019) — mais ils fournissent aussi beaucoup plus de services écosystémiques. Le degré de protection côtière contre les perturbations assurée par les marais restaurés variera en fonction de la géographie, de la productivité de la biomasse, ainsi que du type et de la gravité des tempêtes (Sutton-Grier *et al.*, 2015).

## 6.7 Conclusion

Les marais salés intertidaux et les prairies sous-marines sont des écosystèmes productifs qui ont le potentiel de maintenir ou d'améliorer la séquestration du carbone. La restauration de ces marais, en particulier sur les côtes de l'Atlantique et du Pacifique, a un fort potentiel d'atténuation des effets des changements climatiques. L'évaluation de la valeur des SCBN nécessitera des approches régionales particulières pour chaque côte du pays — Atlantique, Arctique et Pacifique — en raison de leurs variations sur le plan de la flore, du climat et des changements du niveau de la mer. C'est au Canada atlantique que la faisabilité du développement des SCBN est actuellement la plus élevée, tandis que la baie d'Hudson et la côte du Pacifique pourraient se prêter à des interventions bénéfiques à l'échelle régionale grâce à une meilleure compréhension des conditions locales. D'autres travaux de recherche sont nécessaires pour évaluer les zones où il est possible de mettre en œuvre la restauration ou la conversion évitée des écosystèmes côtiers, tandis que l'utilisation potentielle des terres (y compris à des fins culturelles) dans les différents territoires de compétence doit également être prise en compte, en particulier les pratiques autochtones.