

Le carbone bleu dans les marais littoraux de la côte pacifique du Canada



Exemples de la réserve de parc national du Canada Pacific Rim et de la réserve de biosphère Clayoquot Sound

Cette étude a été menée par

S. Chastain et **K.E. Kohfeld** de l'Université Simon Fraser

Avec le soutien de la **Commission de coopération**

environnementale (CCE) dans le cadre de son projet de 2015-2016 intitulé *Prochaines étapes des recherches scientifiques aux fins de*

l'élaboration de politiques sur le carbone bleu de l'Amérique du Nord.

Des chercheurs ont récemment étudié un possible parallèle entre les taux élevés d'accumulation de carbone dans les écosystèmes côtiers comme les mangroves, les herbiers de ruppies et les marais salés, et la séquestration du carbone (bleu) pour atténuer les impacts des changements climatiques. La matière organique provenant de plantes et d'animaux morts s'accumule avec le temps dans les marais salés, dans des conditions de faible apport d'oxygène, ce qui limite les émissions de CO₂ découlant du processus normal de décomposition aérobie (McLeod et coll., 2011; Chmura et coll., 2003; Duarte et coll., 2013). Cette accumulation de matière organique peut mener à une importante concentration de carbone dans les sols et les sédiments de ces écosystèmes. Pour pouvoir inclure le carbone ainsi stocké dans les méthodes de comptabilisation du carbone, il faut une quantification précise des stocks de carbone dans les puits de carbone en question (Coverdale et coll., 2014; Macreadie et coll., 2012; McLeod et coll., 2011; Mitsch et coll., 2012). Bien qu'ils ne constituent qu'une faible proportion de la superficie terrestre mondiale, les marais salés côtiers peuvent stocker une quantité relativement grande de carbone en raison de leur forte productivité (McLeod et coll., 2011). Ce potentiel de stockage est de plus en plus considéré comme un service écosystémique utile (Coverdale et coll., 2014; Fourqurean et coll., 2012; McLeod et coll., 2011). Or, au



Kennedy Cove Sud, Colombie-Britannique.

Photo: Stephen Chastain.

cours des 50 à 100 dernières années, entre le quart et la moitié des écosystèmes côtiers végétalisés dans le monde ont été détruits (McLeod et coll., 2011), et selon des estimations, les émissions totales de carbone associées à ces pertes comptent pour jusqu'à 19 % de tout le carbone émis en raison de la déforestation (Pendleton et coll., 2012). Dans une étude de cas, on estime que les marais salés de l'Angleterre stockent annuellement 70 000 tonnes de carbone de moins qu'en 1950 (Beaumont et coll., 2014).

Cette étude s'inscrit dans le cadre d'initiatives visant à quantifier les stocks de carbone et les taux d'accumulation du carbone dans le sol des écosystèmes de marais salés le long de la côte pacifique du Canada. Les estimations de l'accumulation de carbone dans les marais salés du secteur Pacifique Nord-Est sont beaucoup moins détaillées que celles établies pour d'autres régions de la planète, comme la mer Méditerranée, le Mexique et l'Australie. Des marais salés de l'Est du Canada situés à une altitude similaire ont déjà fait l'objet d'études, mais une étude des données disponibles sur l'accumulation de carbone dans les marais salés à l'échelle mondiale n'incluait qu'un point de données dans l'ouest du Canada (Chmura et coll., 2003). Il faut donc plus de données pour produire une estimation régionale qui représente mieux les différentes influences environnementales et anthropiques dans la région de la côte pacifique du Canada (Chmura et coll., 2003; Ouyang et Lee, 2014).

Notre étude incluait également un examen de l'impact potentiel d'une modification éco-culturelle des systèmes de marais salés sur le stockage du carbone. À certains endroits le long de la côte pacifique du Canada, les Premières Nations faisaient de la cueillette et la culture intensive de légumes racines dans les zones de marais salés avant l'arrivée des Européens (Deur, 2002). Des terrasses surélevées ont été construites dans les tourbières hautes des marais salés pour agrandir la zone de culture. D'importants travaux de labourage permettaient de s'assurer que le sol était fertile et bien mélangé; le nom donné à ces terrasses par les Autochtones signifie « sol fait par l'homme » (Deur, 2002). Ces jardins et rocailles ont été abandonnés il y a près d'un siècle, mais la couche arable fortement remaniée témoigne de leur existence (Deur, 2000).

Résumé de l'étude

Plusieurs sites ont été sélectionnés dans la baie Clayoquot, sur la côte ouest de l'île de Vancouver, en Colombie-Britannique, au Canada. La baie renferme diverses catégories de terres protégées, la plus grande étant la réserve de biosphère de l'UNESCO Clayoquot Sound, d'une superficie de 350 000 hectares et incluant la réserve de parc national Pacific Rim du Canada et l'île Meares, un parc de la tribu Tla-o-qui-aht (figure 1). Sept marais salés ont été échantillonnés dans la baie : Cannery Bay Est (CBE), Cannery Bay Ouest (CBW), Cypress River Flats (CRF), Grice Bay- Kootowis Creek (GBK), Kennedy Cove Sud (KCS), Shipwreck Cove (SWC) et Vasières de Tofino (TMF) (figure 1).

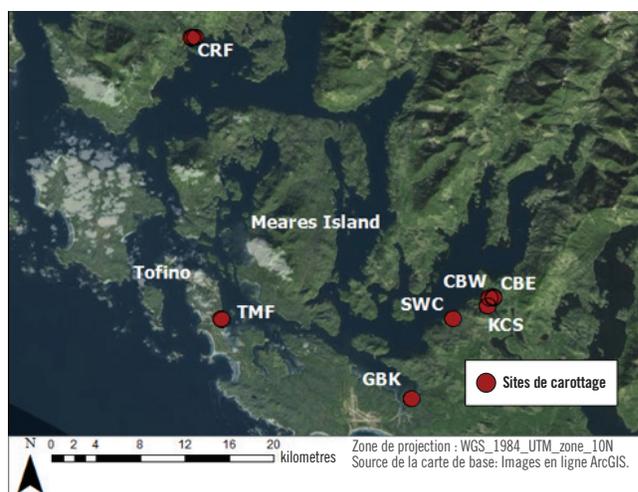
Ces sites ont été choisis pour deux raisons :

- Ils sont relativement intacts et se trouvent dans des zones protégées, ce qui permet de quantifier les taux d'accumulation de carbone dans des conditions similaires aux conditions naturelles.
- La région renferme des sites où les pratiques culturelles des peuples autochtones ont perturbé les marais salés, ce qui permet d'étudier les effets des anciennes pratiques de modification éco-culturelles sur l'accumulation de carbone dans les marais salés.

Dans chaque site, nous avons choisi des sites de carottage représentant différentes conditions de salinité résultant de l'inondation à marée basse, moyenne et haute, vu l'impact potentiel de l'enfouissement de carbone (Chmura et coll., 2011; GIEC 2013) (figure 2). Nous avons délimité des transects linéaires perpendiculaires à la ligne de rivage, et des carottes ont été prélevées dans les strates qui représentent différentes élévations et différents types de végétation (Fourqurean et coll., 2014a).

Dans les zones de bas marais et de haut marais de sept marais salés, 36 carottes de sédiments ont été prélevées le long des transects afin d'échantillonner tous les types de végétation, de la limite littorale à la zone de plus forte inondation (figure 3). Nous avons mesuré les caractéristiques des sédiments et le contenu en carbone de 34 de ces carottes, et ces données ont ensuite servi à évaluer le stockage du carbone et les taux d'accumulation de carbone (Howard et coll., 2014). Nous avons également décrit

Figure 1. Vue des zones d'herbiers échantillonnées dans la baie Clayoquot



Source : S. Chastain

la texture et la couleur du sol de chaque carotte, et les carottes ont été échantillonnées à des intervalles de 1 cm pour mesurer la densité apparente; la perte par calcination a servi à mesurer la matière organique. L'extrapolation des stocks de carbone de la zone a été effectuée selon deux méthodes différentes pour augmenter les estimations du contenu en carbone de chaque carotte en mégagrammes par hectares (Mg C ha^{-1}). Enfin, nous avons daté une carotte profonde pour chacun des sept sites en utilisant la datation radio-isotopique ^{210}Pb pour déterminer les taux d'accumulation sédimentaire et calculer les taux d'accumulation de carbone.

Nous avons également mesuré les stocks de carbone et les taux d'accumulation de carbone de six carottes de haut marais dans un site autrefois utilisé pour la culture. Nous avons comparé ces carottes aux estimations produites à partir des 28 autres carottes prélevées dans les marais salés visés par l'étude, afin de voir comment la modification du sol dans les zones de haut marais peut avoir influencé le stockage et les taux d'accumulation du carbone.

La densité de carbone dans les sols (DCS) et les stocks de carbone ont été estimés pour chaque carotte, et les taux d'accumulation de carbone (TAC) ont été estimés pour chaque carotte à partir des dates établies en fonction de la concentration de ^{210}Pb .

D'abord, pour la DCS, nous avons estimé que la masse de carbone présent dans un centimètre cube de sol à une profondeur donnée correspondait au produit du contenu en carbone organique ($\%C_{\text{org}}$) et de la densité apparente (DA) :

Figure 3. Vue aérienne d'un transect



Photo : Stephen Chastain.

Remarque : La carotte a été prélevée dans un coin d'un quadrat de 50 cm x 50 cm où la végétation est caractéristique de la strate de haut marais.

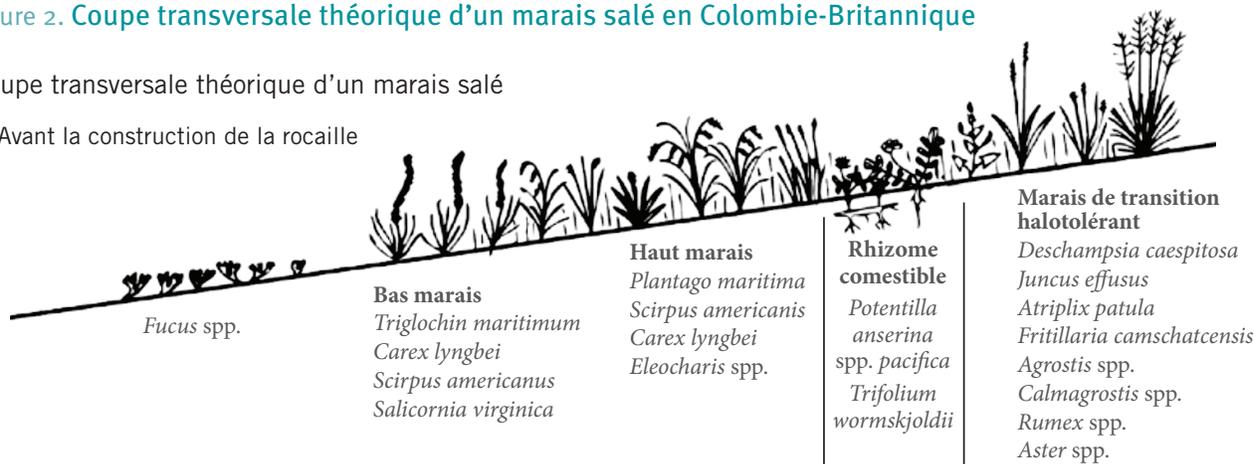
$$DCS \left(\frac{\text{gC}_{\text{org}}}{\text{cm}^3} \right) = \left(\frac{\%C_{\text{org}}}{100} \right) \times DA$$

Ensuite, nous avons évalué les stocks de carbone (g C cm^{-2}) selon deux méthodes : (1) addition des stocks de carbone de chaque échantillon d'une épaisseur de 1 cm pour lequel une DCS avait été calculée, sur toute la longueur de la carotte, en supposant que la profondeur du refus (qui allait de 5 à 100 cm) représentait la profondeur sous laquelle le carbone ne s'accumulait plus (Fourqurean et coll., 2014b); et (2) estimation de la DCS moyenne pour chaque carotte (DA moyenne, $\%C_{\text{org}}$ moyen), multipliée par la profondeur du refus. Les estimations des stocks de carbone (g C cm^{-2}) obtenues selon les deux méthodes ont ensuite été converties en Mg C ha^{-1} pour chaque carotte. Nous avons calculé une moyenne estimative pour chaque site à partir de toutes les carottes prélevées, et ces moyennes ont servi à calculer une moyenne régionale.

Figure 2. Coupe transversale théorique d'un marais salé en Colombie-Britannique

Coupe transversale théorique d'un marais salé

a. Avant la construction de la rocaille



Source : Deur, 2000.

Remarque : Les strates de végétation caractéristique illustrées dans cette figure servent à distinguer les sites de haut marais de ceux de bas marais.



Photo : Stephen Chastain.

Équipe de carottage, baie Clayoquot

Enfin, nous avons estimé le TAC à partir du TAS et des DCS moyennes évaluées pour les quatre carottes datées au ^{210}Pb ; nous avons exprimé ce résultat en $\text{g C m}^{-2} \text{an}^{-1}$ (Crooks et coll., 2014) :

$$TAC \left(\frac{\text{g C}}{\text{m}^2 \text{an}} \right) = TAS \left(\frac{\text{cm}}{\text{an}} \right) \times DCS \left(\frac{\text{gC}}{\text{cm}^3} \right) * 10\,000 \left(\frac{\text{cm}^2}{\text{m}^2} \right)$$

Les TAS ont été évalués à partir de la datation au ^{210}Pb de chaque carotte. Toutefois, comme bon nombre des carottes utilisées pour cette étude ont subi un compactage lors de la collecte, nous avons calculé un facteur de correction du compactage (Fourqurean et coll., 2014) :

$$\text{Facteur de correction de compactage} = \frac{\text{longueur de l'échantillon (cm)}}{\text{profondeur de la carotte (cm)}}$$

Ce facteur a été appliqué à chaque incrément de 1 cm pour estimer la profondeur non compactée sous la surface (Fourqurean et coll., 2014b) :

$$\text{profondeur non compactée} = \text{profondeur de l'incrément de sous échantillon (cm)} \times \text{facteur de correction}$$

Nous avons ensuite calculé le TAS pour la totalité de la carotte en divisant la profondeur non compactée par l'âge de la partie la plus profonde de la carotte datée au ^{210}Pb :

$$TAS \left(\frac{\text{cm}}{\text{an}} \right) = \frac{\text{profondeur non compactée (cm)}}{\text{datation au } ^{210}\text{Pb du point le plus profond de la carotte (an)}}$$

Les résultats montrent que la zone d'accumulation de carbone, définie ici comme la profondeur de sol qui correspond à la couche arable ou tourbe qui pouvait être percée

par le carottier à percussion (Fourqurean et coll., 2014b), variait de moins de 5 cm à 60 cm.

Les stocks de carbone moyens dans les sols marécageux de la baie Clayoquot variaient de 35 à 113 Mg C ha^{-1} , selon la première méthode d'estimation, et de 56,4 à 173 Mg C ha^{-1} selon la deuxième (figure 4). La moyenne régionale calculée est de $80,6 \pm 43,8 \text{ Mg C ha}^{-1}$ selon la première méthode et de $126 \pm 71,2 \text{ Mg C ha}^{-1}$ selon la deuxième. Le calcul des stocks de carbone effectué selon la première méthode est comparable à celui d'Everett (WA), États-Unis ($78,1 \text{ Mg C ha}^{-1}$, Crooks et coll., 2014), qui a été fait selon une méthode similaire. Les estimations des stocks de carbone obtenues avec la méthode deux sont invariablement supérieures à celles obtenues avec la première méthode et se rapprochent davantage des estimations de stocks de carbone établies pour les marais salés de la Floride ($201,5 \text{ Mg C ha}^{-1}$, R.A.E., 2016).

La densité de carbone moyenne était de $0,033 \text{ g C cm}^{-3}$, ce qui est supérieur aux densités publiées relativement à des sites à Ucluelet, au Canada ($0,017 \text{ g C cm}^{-3}$) (Chmura et coll., 2003) et Everett, WA, aux États-Unis ($0,027 \text{ g C cm}^{-3}$) (Crooks et coll., 2014).

Dans la baie Clayoquot, les TAC varient entre $75 \text{ g C m}^{-2} \text{an}^{-1}$ et $264 \text{ g C m}^{-2} \text{an}^{-1}$; la moyenne régionale des TAC, soit $173 \text{ g C m}^{-2} \text{an}^{-1}$ est inférieure à la moyenne mondiale de $245 \text{ g C m}^{-2} \text{an}^{-1}$ et à l'estimation régionale de $315 \text{ g C m}^{-2} \text{an}^{-1}$ calculée pour les latitudes $48,4\text{-}58,4^\circ\text{N}$ (Ouyang et Lee, 2014). Cela étant, le taux moyen d'accumulation de carbone dans la baie Clayoquot est très proche de la moyenne pour le Pacifique Nord, soit $174 \text{ g C m}^{-2} \text{an}^{-1}$, accumulation estimée pour les latitudes $28,4\text{-}38,4^\circ\text{N}$, à partir de huit études menées sur la côte de la Californie (Chmura et coll., 2003).

Plusieurs facteurs peuvent influencer nos estimations de la densité de carbone dans le sol, des stocks de carbone et des taux d'accumulation de carbone : (1) la représentativité du carottage dans chaque marais; (2) les effets du compactage durant le carottage; (3) l'estimation de la plus grande profondeur d'accumulation du carbone.

Globalement, la stratégie d'échantillonnage visait à obtenir approximativement un nombre égal de carottes de bas marais et de haut marais dans l'ensemble de la région. Selon la première méthode de calcul, pour les carottes de haut marais, les stocks moyens de carbone étaient de $105 \pm 40,1 \text{ Mg C ha}^{-1}$ et pour les carottes de bas marais, ils s'établissaient à $53,6 \pm 30,8 \text{ Mg C ha}^{-1}$. Ces données indiquent que les zones de haut marais contiennent deux fois plus de carbone que les zones de bas marais. Cet écart significatif met en évidence la variation à petite échelle des stocks de carbone dans un marais.

Les résultats obtenus vont également dans le sens d'observations formulées lors d'études précédentes à savoir que la méthode de carottage utilisée a une incidence sur le degré de compactage et sur la profondeur de refus mesurée. Sur nos 36 carottes, 11 avaient un taux de compactage de 30 % ou plus. Pour calculer les taux d'accumulation de carbone, par souci de simplicité, nous avons postulé que le compactage était uniforme pour la totalité de la carotte, mais il a probablement un plus grand effet sur les couches supérieures de sol que sur les couches inférieures, où la densité est naturellement plus élevée.

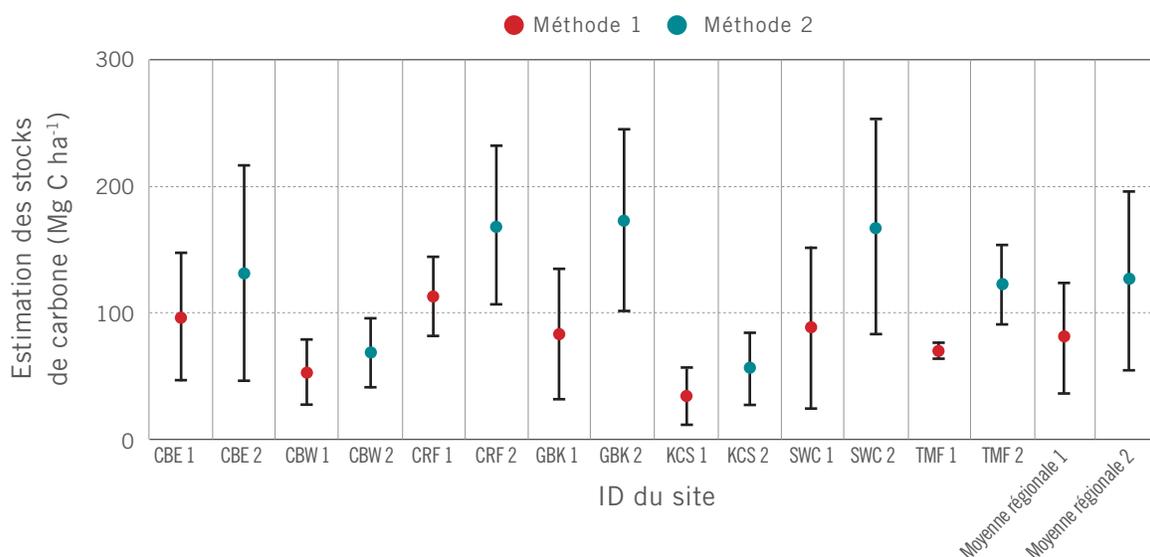


Photo : Courtesy of Victoria Postlethwaite

Extraction d'une carotte de sédiment, Cannery Bay Est.

Comme cela est mentionné précédemment, la zone d'accumulation de carbone variait de moins de 5 cm à 60 cm et le plus grand écart de profondeur de refus dans un même site est de 14 à 59 cm. Ces profondeurs d'accumulation de carbone sont moins grandes que celles généralement mesurées dans les marais salés, qui peuvent aller jusqu'à au moins 3 m (Fourqurean et coll., 2014b). Dans le cadre d'études antérieures, on avait supposé des profondeurs moyennes d'accumulation de carbone allant de 30 cm (Crooks et coll., 2014) à 1 m (GIEC, 2013). Si on extrapole les estimations des stocks de carbone à une certaine profondeur d'accumulation, le degré d'incertitude est encore plus grand quant aux estimations des stocks de carbone, et même l'accumulation supposée à 30 cm mène à des stocks de carbone estimés qui sont jusqu'à cinq fois plus grands.

Figure 4. Estimation des stocks de carbone dans les sites de la baie Clayoquot



Facteurs influençant les stocks de carbone dans la baie Clayoquot

Cette étude fournit une estimation des stocks et des taux d'accumulation de carbone comparable à d'autres estimations régionales, mais quelque peu inférieure aux estimations mondiales pour cette zone de latitude. Certains des facteurs qui influencent les taux d'accumulation et les stocks de carbone dans cette région sont communs à toutes les régions, mais d'autres sont spécifiques à la région.

Élévation du niveau de la mer et activité tectonique – On pense que l'accélération de l'élévation du niveau de la mer cause une diminution de l'étendue aréale des marais salés à l'échelle de la planète, mais l'importance de la perte n'est pas bien quantifiée (Howard et coll., 2014; McLeod et coll., 2011; Craft et coll., 2009). L'élévation du niveau de la mer pourrait ne pas être un facteur significatif dans la baie Clayoquot en raison de l'activité tectonique : à Tofino, situé pas très loin, on estime que le niveau moyen de la mer a diminué de 1,7 mm par année au cours du dernier siècle (NOAA, 2013).

Taux d'écoulement de sédiments – Le taux d'écoulement de sédiments de l'amont correspond rarement au taux d'érosion à la limite littorale d'un marais, et l'étendue latérale d'un marais est un facteur dynamique qui influe sur sa capacité de stocker le carbone (Fagherazzi et coll., 2013). L'étendue actuelle des marais dans la baie Clayoquot pourrait résulter d'une impulsion de sédiments érodés en amont, plus précisément due à la coupe à blanc pratiquée au XX^e siècle.

Utilisation des terres par les Premières Nations – Les récits historiques nous apprennent que les peuples des Premières cultivaient la potentille des rivages sur les battures de la rivière Cypress. On pourrait s'attendre à ce que les pratiques culturelles causent une augmentation des stocks et des taux d'accumulation de carbone, mais cette étude donne à penser que les stocks de carbone n'étaient pas statistiquement différents de cinq des autres sites, et que les taux d'accumulation étaient en fait plus faibles (161 par rapport 212–280 g C m⁻² an⁻¹) que ceux mesurés dans deux autres sites. Cela pourrait s'expliquer entre autres par le fait qu'il n'y avait pas de terrasse surélevée en pierre à la base de la zone de haut marais du marais salé des battures de la rivière Cypress modifié sur le plan cultural. De tels murs de pierre sont typiques des marais salés cultivés et pourraient servir à retenir les matières organiques du sol dans le marais. Leur absence pourrait résulter en des caractéristiques de stockage du carbone similaires à ce qu'on observe dans les marais salés non perturbés. La similarité pourrait aussi s'expliquer par le fait que des sites autrefois cultivés sont abandonnés depuis un siècle. L'effet de l'utilisation antérieure des terres sur les taux d'accumulation pourrait donc être de courte durée et indétectable après 100 ans, comme l'ont suggéré d'autres chercheurs (Bouchard et Kennedy, 1990; Deur, 2000).

Priorités de recherche

Les mesures de carbone dans le sol spécifiques à la région produites dans le cadre de cette étude pourraient être utilisées dans le cadre d'une évaluation de niveau 2 du carbone bleu, selon les lignes directrices du GIEC (GIEC, 2013). Plus précisément, les travaux pourraient inclure les suivants :

- Cartographie de l'étendue aréale des marais salés le long de la côte du Pacifique. Un grand nombre des marais salés de la baie Clayoquot sont de petite taille, mais, compte tenu des taux moyens d'accumulation de carbone de $173 \text{ g C m}^{-2} \text{ an}^{-1}$, il faut des estimations de l'étendue combinée de ces marais pour évaluer le potentiel d'accumulation totale de carbone.
- Calcul des taux d'accumulation de carbone des zones de bas marais, pour les comparer à ceux des zones de hauts marais. Combinées à une cartographie précise, ces données pourraient aider à brosser un portrait plus complet de l'équilibre radiatif des marais salés, surtout dans le contexte des changements du niveau des océans et de leur effet sur les bas marais.
- Étude archéologique expérimentale sur les caractéristiques des sols des potagers marécageux en lien avec les techniques d'aménagement des Premières Nations pour déterminer les co-avantages de l'enrichissement des sols des marais.

Remerciements

Nous remercions Victoria Postlethwaite, Aimee McGowan et Celeste Barlow pour leur précieuse aide lors de l'échantillonnage sur le terrain, Dan Harrison et la Raincoast Education Society, Jen Pukonen et les employés de Tofino Water Taxi pour le temps et l'attention qu'ils ont consacrés à la logistique et à la planification des travaux sur le terrain, ainsi que Jennifer Yakimishyn et Cliff Robinson qui ont fourni un moyen de transport et un soutien sur le terrain pour la collecte des données. Nous tenons à souligner la collaboration de Douglas Deur, Dana Lepofsky et Iain McKechnie qui ont suggéré d'ajouter des sites éco-culturels à cette étude et ont fait partager leurs connaissances et compétences, et Richard Atleo, qui a facilité l'échantillonnage sur le territoire de la bande Ahousaht. Enfin, nous remercions Maureen Soon, du département des sciences de la Terre, des océans et de l'atmosphère de l'Université de la Colombie-Britannique, Bryn Montgomery pour son soutien technique relativement à ArcMap 10.3, et Yiga Phuntsok, Ellie Simpson, Hannah Jensen, Gemma MacFarland et Maija Gailis pour leur contribution aux travaux en laboratoire.

Références

- BEAUMONT, N. J., L. JONES, A. GARBUTT, J.D. HANSOM et M. TOBERMAN (2014). « The value of carbon sequestration and storage in coastal habitats », *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 137, p.32–40.
- BOUCHARD, R. et D. KENNEDY (1990). *Clayoquot Sound Indian land use*. Rapport rédigé pour MacMillan Bloedel Limited, Fletcher Challenge Canada et le ministère des Forêts de la Colombie-Britannique, Victoria, C.-B., p. 377-543.
- CHMURA, G. L., S.C. ANISFELD, D.R. CAHOON et J.C. LYNCH (2003). « Global carbon sequestration in tidal, saline wetland soils », *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 17, n° 4, p. 1-11. <http://doi.org/10.1029/2002gb001917>.
- CHMURA, G. L., L. KELLMAN et G.R. GUNTENSPERGEN (2011). « The greenhouse gas flux and potential global warming feedbacks of a northern macrotidal and microtidal salt marsh », *Environmental Research Letters*, vol. 6, n° 4, p. 1-6. <http://doi.org/10.1088/1748-9326/6/4/044016>.
- COVERDALE, T.C., C.P. BRISSON, E.W. YOUNG, S.F. YIN, J.P. DONNELLY et M.D. BERTNESS (2014). « Indirect human impacts reverse centuries of carbon sequestration and salt marsh accretion », *PLoS ONE*, vol. 9, n° 3, p. 1-7. doi:10.1371/journal.pone.0093296.
- CRAFT, C., J. CLOUGH, J. EHMAN, J. SAMANTHA, R. PARK, P. PENNING, H. GUO, M. MACHMULLER (2009). « Forecasting the effects of sea-level rise on tidal marsh ecosystem services », *Front Ecol Environ*, vol. 7, p. 73–78. doi:10.1890/070219
- CROOKS, S., J. RYBCZYK, K. O'CONNELL, D.L. DEVIER, K. POPPE et S. EMMETT-MATTOX (2014). *Coastal blue carbon opportunity assessment for the Snohomish Estuary: The climate benefits of estuary restoration*. Rapport de Environmental Science Associates, 19-43. Western Washington University, EarthCorps et and Restore America's Estuaries, février 2014.
- DEUR, Douglas (2000). *A domesticated landscape: Native American plant cultivation on the Northwest Coast of North America*. Mémoire de doctorat non publiée, p. 69-251. Louisiana State University.
- DEUR, Douglas (2002). « Plant cultivation on the Northwest Coast: A reconsideration », *Journal of Cultural Geography*, vol. 19, n° 2, p. 9–35. <http://doi.org/10.1080/08873630209478287>
- DUARTE, C. M., I.J. LOSADA, I.E. HENDRICKS, I/ MAZARRASA et N. MARBÀ (2013). « The role of coastal plant communities for climate change mitigation and adaptation », *Nature Climate Change*, vol. 3, n° 11, p. 961–968. <http://doi.org/10.1038/nclimate1970>.
- FAGHERAZZI, S., G. MARIOTTI, P. WIBERG ET K.J. MCGLATHERY (2013). « Marsh collapse does not require sea level rise », *Oceanography*, vol. 26, n° 3, p. 70–77. <http://dx.doi.org/10.5670/oceanog.2013.47>.
- FOURQUREAN, J. W., C.M. DUARTE, H. KENNEDY, N. MARBÀ, M. HOLMER, M.A. MATEO, E.T. APOSTOLAKI, G.A. KENDRICK, D. KRAUSE-JENSEN, K.J. MCGLATHERY et O. SERRANO (2012). « Seagrass ecosystems as a globally significant carbon stock. », *Nature Geoscience*, vol. 5, n° 7, p. 505–509. doi:10.1038/ngeo1477.
- FOURQUREAN, J., B. JOHNSON, J. B. KAUFFMAN, H. KENNEDY, C. LOVELOCK et coll. (2014a). « Conceptualizing the project and developing a field measurement plan », dans *Coastal Blue Carbon: Methods for assessing carbon stocks and emissions factors in mangroves, tidal salt marshes, and seagrass meadows*. Howard, J., S. Hoyt, K. Isensee, E. Pidgeon, M. Telszewski (éd.), p. 25–38. Conservation International, Commission océanographique environnementale de l'UNESCO, Union internationale pour la conservation de la nature. Arlington, Virginia, États-Unis.

FOURQUREAN, J., B. JOHNSON, J. B. KAUFFMAN, H. KENNEDY, C. LOVELOCK et coll. (2014b). « Field sampling of soil carbon pools in coastal ecosystems », dans *Coastal Blue Carbon: Methods for assessing carbon stocks and emissions factors in mangroves, tidal salt marshes, and seagrass meadows*, p. 39–66.

GROUPE D'EXPERTS INTERGOUVERNEMENTAL SUR L'ÉVOLUTION DU CLIMAT (GIEC) (2013). « Coastal Wetlands », dans *2013 Supplement to the 2006 GIEC guidelines for National Greenhouse Gas Inventories* 6-36. (réd. : Alongi, D., A. Karim, H. Kennedy, G. Chen, G. Chmura, S. Crooks, et coll.). GIEC, Suisse.

HOWARD, J., S. HOYT, K. ISENSEE, E. PIDGEON et M. TELSZEWSKI (réd.) (2014). *Coastal Blue Carbon: Methods for assessing carbon stocks and emissions factors in mangroves, tidal salt marshes, and seagrass meadows*, p. 149–150.

MACREADIE, P.I., K. ALLEN, B.P. KELAHER, P.J. RALPH et C.G. SKILBECK (2012). « Paleoreconstruction of estuarine sediments reveal human-induced weakening of coastal carbon sinks », *Global Change Biology*, vol.18, n° 3, p. 891–901. <http://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02582.x>.

MCLEOD, E., G.L. CHMURA, S. BOUILLON, R. SALM, M. BJÖRK, C.M. DUARTE, C.E. LOVELOCK, W.H. SCHLESINGER et B.R. SILLIMAN (2011). « A blueprint for blue carbon: Toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO₂ », *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 9, n° 10, p. 552–560.

MITSCH, W. J., B. BERNAL, A.M. NAHLIK, Ü MANDER, L. ZHANG, C.J. ANDERSON, S.E. JØRGENSEN et H. BRIX (2012). « Wetlands, carbon, and climate change », *Landscape Ecology*, vol. 28, n° 4, p. 583–597. <http://doi.org/10.1007/s10980-012-9758-8>.

NOAA (2013). Mean Sea Level Trends 822-116, Tofino, Canada. National Oceanic and Atmospheric Administration, Center for Operational Oceanographic Products and Services. Consulté le 1^{er} novembre 2016. http://tidesandcurrents.noaa.gov/sltrends/sltrends_global_station.htm?stnid=822-116.

OUYANG, X. et S.Y. LEE (2014). « Updated estimates of carbon accumulation rates in coastal marsh sediments ». *Biogeosciences*, vol. 11, n° 18, p. 5057–5071. <http://doi.org/10.5194/bg-11-5057-2014>.

PENDLETON, L., D.C. DONATO, B.C. MURRAY, S. CROOKS, W.A. JENKINS, S. SIFLEET, C. CRAFT, J.W. FOURQUREAN, J.B. KAUFMANN, N. MARBÀ, P. MEGONIGAL, E. PIDGEON, D. HERR, D. GORDON et A. BALDERA (2012). « Estimating global “blue carbon” emissions from conversion and degradation of vegetated coastal ecosystems », *PLoS ONE*, vol. 7, n° 9, p.1-7. doi:10.1371/journal.pone.0043542.

R.A.E (2016). *Tampa Bay Blue Carbon Assessment- Summary of Findings*, 18-31. Rapport de Restore America's Estuaries, Environmental Science Associates, Tampa Bay Estuary Program et Tampa Bay Watch. Tampa, Floride, États-Unis.