



Solutions climatiques basées sur la nature

Le comité d'experts sur le potentiel
des puits de carbone au Canada



CCA | CAC

in the model. The first two are the growth rate of the price level, π_t , and the growth rate of the real wage, w_t . These are given by

$$\pi_t = \frac{\dot{P}_t}{P_t} = \frac{\dot{M}_t}{M_t} - \frac{\dot{Y}_t}{Y_t} \quad (14)$$

$$w_t = \frac{\dot{w}_t}{w_t} = \frac{\dot{Y}_t}{Y_t} - \frac{\dot{L}_t}{L_t} \quad (15)$$

where \dot{M}_t is the growth rate of the money stock, \dot{Y}_t is the growth rate of output, and \dot{L}_t is the growth rate of the labor force.

From (14) and (15) we can see that the growth rate of the price level is the difference between the growth rate of the money stock and the growth rate of output, and the growth rate of the real wage is the difference between the growth rate of output and the growth rate of the labor force.

Using (14) and (15) we can also derive the growth rate of the real wage in terms of the growth rate of the price level and the growth rate of the labor force:

$$w_t = \pi_t + \frac{\dot{L}_t}{L_t} \quad (16)$$

From (16) we can see that the growth rate of the real wage is the sum of the growth rate of the price level and the growth rate of the labor force.

Using (16) and (15) we can also derive the growth rate of the price level in terms of the growth rate of the real wage and the growth rate of the labor force:

$$\pi_t = w_t - \frac{\dot{L}_t}{L_t} \quad (17)$$

From (17) we can see that the growth rate of the price level is the difference between the growth rate of the real wage and the growth rate of the labor force.

Using (17) and (14) we can also derive the growth rate of the real wage in terms of the growth rate of the money stock and the growth rate of the labor force:

$$w_t = \frac{\dot{M}_t}{M_t} - \frac{\dot{L}_t}{L_t} \quad (18)$$

From (18) we can see that the growth rate of the real wage is the difference between the growth rate of the money stock and the growth rate of the labor force.

Using (18) and (15) we can also derive the growth rate of the price level in terms of the growth rate of the money stock and the growth rate of the labor force:

$$\pi_t = \frac{\dot{M}_t}{M_t} - \frac{\dot{L}_t}{L_t} - \frac{\dot{L}_t}{L_t} = \frac{\dot{M}_t}{M_t} - 2\frac{\dot{L}_t}{L_t} \quad (19)$$

From (19) we can see that the growth rate of the price level is the difference between the growth rate of the money stock and twice the growth rate of the labor force.

Using (19) and (14) we can also derive the growth rate of the real wage in terms of the growth rate of the money stock and the growth rate of the labor force:

$$w_t = \frac{\dot{M}_t}{M_t} - \frac{\dot{L}_t}{L_t} - \frac{\dot{L}_t}{L_t} + \frac{\dot{L}_t}{L_t} = \frac{\dot{M}_t}{M_t} - \frac{\dot{L}_t}{L_t} \quad (20)$$

From (20) we can see that the growth rate of the real wage is the difference between the growth rate of the money stock and the growth rate of the labor force.

Using (20) and (15) we can also derive the growth rate of the price level in terms of the growth rate of the money stock and the growth rate of the labor force:

$$\pi_t = \frac{\dot{M}_t}{M_t} - \frac{\dot{L}_t}{L_t} - \frac{\dot{L}_t}{L_t} + \frac{\dot{L}_t}{L_t} = \frac{\dot{M}_t}{M_t} - \frac{\dot{L}_t}{L_t} \quad (21)$$

From (21) we can see that the growth rate of the price level is the difference between the growth rate of the money stock and the growth rate of the labor force.

Using (21) and (14) we can also derive the growth rate of the real wage in terms of the growth rate of the money stock and the growth rate of the labor force:

$$w_t = \frac{\dot{M}_t}{M_t} - \frac{\dot{L}_t}{L_t} - \frac{\dot{L}_t}{L_t} + \frac{\dot{L}_t}{L_t} = \frac{\dot{M}_t}{M_t} - \frac{\dot{L}_t}{L_t} \quad (22)$$

From (22) we can see that the growth rate of the real wage is the difference between the growth rate of the money stock and the growth rate of the labor force.

Solutions climatiques basées sur la nature

Le comité d'experts sur le potentiel
des puits de carbone au Canada



Conseil des Académies Canadiennes 180 rue Elgin, bureau 1401, Ottawa (Ontario) Canada K2P 2K3

Le projet sur lequel porte ce rapport a été entrepris avec l'approbation du conseil d'administration du Conseil des académies canadiennes (CAC). Les membres du conseil d'administration sont issus de la Société royale du Canada (SRC), de l'Académie canadienne du génie (ACG) et de l'Académie canadienne des sciences de la santé (ACSS), ainsi que du grand public. Les membres du comité d'experts responsables du rapport ont été choisis par le CAC en raison de leurs compétences particulières et dans le but d'obtenir un éventail équilibré de points de vue.

Ce rapport a été rédigé en réponse à une demande d'Environnement et Changement climatique Canada (ECCC). Les opinions, constatations et conclusions présentées dans cette publication sont celles des auteurs, soit les membres du comité d'experts sur le potentiel des puits de carbone au Canada. Elles ne reflètent pas nécessairement le point de vue des organisations auxquelles les auteurs sont affiliés ou dans lesquelles ils travaillent, ou celui du commanditaire, ECCC.

Bibliothèque et Archives Canada

ISBN : 978-1-990592-16-4 (livre)

978-1-990592-17-1 (livre électronique)

Ce rapport doit être cité comme suit :

CAC (Conseil des académies canadiennes), 2022. *Solutions climatiques basées sur la nature*. Ottawa, ON, Comité d'experts sur le potentiel des puits de carbone au Canada, CAC.

Avis de non-responsabilité :

Les données et l'information Internet mentionnées dans le présent rapport étaient exactes, au mieux de la connaissance du CAC, au moment de la publication. Étant donné la nature dynamique de l'Internet, les ressources gratuites ou libres d'accès peuvent plus tard être soumises à des frais ou à des accès restreints, et leur emplacement peut changer lors de la réorganisation des menus et des pages Web.



© 2022 Conseil des académies canadiennes
Imprimé à Ottawa, Canada



Ce projet a été rendu possible grâce au
soutien du gouvernement du Canada

Le comité d'experts sur le potentiel des puits de carbone au Canada aimerait remercier les Inuits, les Métis et les Premières Nations d'avoir assuré l'intendance du territoire qu'on appelle aujourd'hui le Canada. Pendant des générations, les peuples autochtones ont vécu dans une relation de réciprocité avec la terre, appliquant des pratiques d'exploitation durable des ressources et de préservation des cycles de la nature.

Le Conseil des académies canadiennes (CAC) reconnaît que ses bureaux d'Ottawa sont situés sur le territoire ancestral non cédé et non abandonné de la Nation algonquine Anishinaabe, qui a veillé à l'intégrité de la terre, de l'eau et de l'air de ce territoire pendant des millénaires, et qui continue à le faire aujourd'hui.

Bien que les bureaux du CAC se trouvent à cet endroit, ses travaux en faveur de la prise de décision éclairée par des données probantes peuvent avoir des bienfaits plus étendus et contribuer à des mesures collectives pour réduire les émissions de gaz à effet de serre d'une manière faisant place à la prise de décisions autochtone, tout en incluant les systèmes de connaissances autochtones d'une manière éthique.

Les membres du CAC reconnaissent l'importance de tirer parti d'un éventail de connaissances et d'expériences afin de guider des politiques qui bâtiront une société plus forte, plus équitable et plus juste.

Le Conseil des académies canadiennes

Le Conseil des académies canadiennes (CAC) est un organisme à but non lucratif qui soutient des évaluations spécialisées indépendantes, étayées scientifiquement et faisant autorité, qui alimentent l'élaboration de politiques publiques au Canada. Dirigé par un conseil d'administration et guidé par un comité consultatif scientifique, le travail du CAC a pour champ d'action la science au sens large, ce qui englobe les sciences naturelles, les sciences sociales, les sciences de la santé, ainsi que le génie et les sciences humaines. Les évaluations du CAC sont réalisées par des comités multidisciplinaires et indépendants d'experts canadiens et étrangers. Les évaluations cherchent à déterminer les nouveaux enjeux, les manques de connaissances, les forces du Canada, et les tendances et pratiques internationales. Une fois réalisées, les évaluations fournissent aux décideurs gouvernementaux, aux chercheurs et aux parties prenantes des informations de qualité qui leur permettent d'élaborer des politiques publiques éclairées et novatrices.

Tous les rapports du CAC sont soumis à un examen rigoureux par des pairs et sont offerts gratuitement au public. Les évaluations peuvent être demandées au CAC par des fondations, des organisations non gouvernementales, le secteur privé ou tout ordre de gouvernement.

www.rapports-cac.ca/



@cca_reports

Les Académies

Le CAC est soutenu par ses trois académies fondatrices :

La Société royale du Canada (SRC)

Fondée en 1882, la SRC comprend l'Académie des arts, des lettres et des sciences, ainsi que le tout premier organisme canadien de reconnaissance multidisciplinaire destiné à la nouvelle génération d'intellectuels canadiens : le Collège de nouveaux chercheurs et créateurs en art et en science. Sa mission consiste à reconnaître les plus éminents intellectuels, chercheurs et créateurs, à conseiller les gouvernements et les organisations, et à favoriser l'avancement du savoir et de l'innovation au Canada et avec d'autres académies nationales partout dans le monde.

L'Académie canadienne du génie (ACG)

L'ACG est l'organisme national par l'entremise duquel les ingénieurs les plus chevronnés et émérites du Canada offrent des conseils stratégiques sur des enjeux d'importance primordiale pour le pays. L'ACG est un organisme indépendant, autonome et à but non lucratif qui a été fondé en 1987. Les Fellows de l'ACG sont nommés et élus par leurs pairs, en fonction de leurs réalisations exceptionnelles et de leurs longs états de service au sein de la profession d'ingénieur. Les Fellows de l'ACG s'engagent à faire en sorte que l'expertise du Canada en ingénierie soit mise à contribution pour le plus grand bien de tous les Canadiens et de toutes les Canadiennes.

L'Académie canadienne des sciences de la santé (ACSS)

L'ACSS reconnaît l'excellence dans les sciences de la santé en nommant ses membres en fonction de leurs réalisations exceptionnelles dans les disciplines universitaires des sciences de la santé au Canada et de leur volonté de servir le public canadien. L'ACSS fournit des évaluations opportunes, factuelles et impartiales sur des sujets qui touchent la santé de la population canadienne, et recommande des solutions stratégiques et réalisables. Fondée en 2004, l'ACSS nomme de nouveaux membres sur une base annuelle. L'ACSS est dirigée par un conseil d'administration constitué de volontaires et par un comité de direction.

Comité d'experts sur le potentiel des puits de carbone au Canada

Guidé par son comité consultatif scientifique, son conseil d'administration et ses académies fondatrices, le CAC a constitué le **comité d'experts sur le potentiel des puits de carbone au Canada** pour mener à bien ce projet. Chacun des membres de ce comité a été choisi pour son expertise, son expérience et son leadership éprouvé dans des domaines pertinents pour le projet.

Glen MacDonald (président), MSRC, professeur émérite, Département de géographie et Institut de l'environnement et de la durabilité, Université de la Californie à Los Angeles (UCLA); directeur, Programme d'études canadiennes de l'UCLA et Centre de recherche White Mountain de l'Université de la Californie (Los Angeles, CA)

Vic Adamowicz, MSRC, vice-doyen et professeur, Département de l'économie des ressources et de la sociologie de l'environnement, Faculté des sciences de l'agriculture, de la vie et de l'environnement, Université de l'Alberta (Edmonton, Alb.)

Melissa Arcand, professeure agrégée, Collège de l'agriculture et des bioressources, Université de la Saskatchewan (Saskatoon, Sask.)

Xavier Cavard, professeur, Institut de recherche sur les forêts, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (Sept-Îles, Qc)

Jing Ming Chen, professeur, Département de géographie et de planification, Université de Toronto (Toronto, Ont.)

Valérie Courtois, directrice, Initiative de leadership autochtone (Happy Valley-Goose Bay, T.N.)

Gail L. Chmura, professeure, Département de géographie, Université McGill (Montréal, Qc)

Margot Hurlbert, titulaire de la Chaire de recherche du Canada sur les politiques en matière de changement climatique, d'énergie et de durabilité et professeure, École supérieure de politiques publiques Johnson Shoyama, Université de Regina (Regina, Sask.)

Karen Kohfeld, professeure et directrice, École de science de l'environnement; professeure, École de gestion des ressources et de l'environnement, Université Simon Fraser (Burnaby, C.-B.)

David Olefeldt, professeur agrégé, Département des ressources renouvelables, Université de l'Alberta (Edmonton, Alb.)

Yves Prairie, professeur titulaire, Département des sciences biologiques, Université du Québec à Montréal; chaire UNESCO en changements environnementaux à l'échelle du globe (Montréal, Qc)

Michael Ter-Mikaelian, chercheur scientifique, Institut de recherche forestière de l'Ontario, ministère des Richesses naturelles et des Forêts de l'Ontario (Sault Ste. Marie, Ont.)

Claudia Wagner-Riddle, professeure, École des sciences de l'environnement, Université de Guelph (Guelph, Ont.)

Kirsten Zickfeld, professeure, Département de géographie, Université Simon Fraser (Burnaby, C. B.)

Susan Ziegler, titulaire de la Chaire de recherche du Canada en biogéochimie boréale et professeure, Département des sciences de la Terre de l'Université Memorial de Terre-Neuve (St. John's, T.-N.)

Message du président-directeur général

En tant que partie signataire de l'Accord de Paris de 2015, le gouvernement du Canada s'est engagé à réduire d'ici 2030 les émissions de gaz à effet de serre (GES) de 30 % par rapport aux niveaux de 2005. Avec d'autres signataires, le Canada explore des stratégies pour l'aider à atteindre ces objectifs de réduction, notamment en exploitant les systèmes naturels de séquestration du carbone. Une part importante du carbone planétaire est en effet emmagasinée dans les vastes paysages écologiquement diversifiés du Canada, qu'il s'agisse des milieux humides, des forêts, des prairies et des terres cultivées, de même que dans les zones côtières marines. Le maintien de l'intégrité de ces stocks de carbone et la gestion active des systèmes pour réduire les émissions de GES pourraient ainsi contribuer aux efforts de lutte contre les changements climatiques.

Le terme « solutions climatiques basées sur la nature », ou SCBN, désigne la protection, la restauration ou l'expansion d'écosystèmes qui séquestrent le carbone ou réduisent les émissions dans l'atmosphère. Ces types de solutions peuvent inclure des mesures comme la restauration de la couverture forestière, la gestion des apports d'éléments nutritifs aux terres cultivées et l'évitement de la déforestation ou du drainage des milieux humides. Les SCBN peuvent également conférer de précieux cobénéfices environnementaux et sociaux.

Dans le contexte de la reconnaissance croissante du rôle potentiel que les puits de carbone peuvent jouer dans la régulation des GES dans l'atmosphère, Environnement et Changement climatique Canada a demandé au CAC d'examiner le potentiel d'amélioration du stockage du carbone et de réduction des émissions par le biais des SCBN, avec comme objectif de soutenir la planification des efforts d'atténuation et d'adaptation axés sur les changements climatiques au pays.

Toutefois, malgré l'intérêt croissant accordé au potentiel des puits de carbone naturels pour soutenir la politique climatique, cette approche comporte des limites. Le rapport *Solutions climatiques basées sur la nature* effectue donc un survol des puits de carbone naturels, en abordant notamment l'importance des puits de carbone canadiens dans le contexte mondial. Il traite des options pour améliorer la séquestration du carbone ou réduire les émissions dans divers écosystèmes, et décrit les cobénéfices potentiels comme les obstacles à la mise en œuvre des SCBN au Canada. Enfin, il explore en quoi les peuples autochtones sont des partenaires clés dans les initiatives de séquestration du carbone au Canada.

Je souhaite remercier les membres du comité d'experts, dirigé par le président Glen MacDonald, d'avoir mis à profit leur grande expertise des puits de carbone et de leurs écosystèmes respectifs aux fins du rapport. J'exprime aussi ma reconnaissance sincère aux détenteurs du savoir autochtone qui ont apporté une contribution essentielle aux discussions du comité.

Je remercie enfin le conseil d'administration et le comité consultatif scientifique du CAC et ses trois académies fondatrices, soit la Société royale du Canada, l'Académie canadienne du génie et l'Académie canadienne des sciences de la santé, pour les conseils et la supervision qu'ils ont fournis durant le processus.

A handwritten signature in black ink, appearing to read 'Eric M. Meslin', with a stylized flourish at the end.

Eric M. Meslin, Ph.D., MSRC, MACSS

Président-directeur général, Conseil des académies canadiennes

Message du président

La menace existentielle que représentent les changements climatiques pour l'homme et l'environnement ne peut plus être considérée comme une problématique qui nous attend à la fin du présent siècle. En effet, le monde est déjà frappé par une escalade de catastrophes climatiques induites par l'augmentation des concentrations de GES dans l'atmosphère. En 2019, le Canada se classait au 9^e rang des pays émetteurs de GES en termes d'émissions totales et connaît actuellement certains des changements de température les plus rapides observés sur la planète. Le gouvernement du Canada s'est donc engagé à réduire les émissions de GES de 30 % par rapport aux niveaux de 2005 d'ici 2030 et à atteindre des émissions nettes nulles d'ici 2050. Ces objectifs, ambitieux, mais nécessaires, nécessitent toutefois l'adoption d'une approche multisectorielle. L'une des composantes de cette approche est le recours aux solutions climatiques basées sur la nature (SCBN) qui visent à capter et à stocker le carbone atmosphérique. Or, compte tenu de sa taille et de l'abondance de ses écosystèmes naturels, le Canada affiche un potentiel de séquestration du carbone au moyen des SCBN beaucoup plus important que celui de la plupart des pays.

La question posée à notre comité d'experts était d'une grande complexité. Pour y répondre pleinement, il fallait disposer d'une expertise dans un large éventail de domaines, notamment la climatologie, l'écologie, l'agronomie et l'économie. Parallèlement, les connaissances autochtones étaient essentielles pour compléter les données scientifiques occidentales et mettre en évidence le rôle des communautés autochtones dans la protection de la terre et des eaux. Le comité d'experts a examiné le potentiel actuel de séquestration du carbone ainsi que le potentiel futur, tel qu'il sera affecté par des facteurs comme les changements climatiques. Les discussions se sont également étendues à la faisabilité économique, politique et culturelle des SCBN. En outre, d'éventuels compromis nuisibles ainsi que des cobénéfices ont été examinés.

Nous avons conclu de nos délibérations que les SCBN peuvent contribuer au respect des engagements du Canada en matière de réduction des émissions, mais que cette contribution est modeste, et le Canada devra donc les compléter par des mesures énergiques dans de nombreux autres secteurs. Pour atteindre l'échelle de mise en œuvre requise pour un déploiement conséquent des SCBN, des approches intégrées impliquant le public et tous les niveaux de gouvernement se révéleront essentielles. Le comité d'experts a reconnu que ces solutions offrent également de nombreux et importants cobénéfices environnementaux et culturels qui contribueraient à l'atteinte d'autres objectifs.

Le processus d'évaluation a fait ressortir deux constats clés. Premièrement, le Canada possède d'énormes stocks de carbone dans ses forêts, ses sols et ses milieux aquatiques. Ces stocks risquant d'être libérés dans l'atmosphère, la mise en œuvre des SCBN peut constituer un mécanisme important pour préserver ces stocks *in situ*. Deuxièmement, le Canada a le potentiel d'être un chef de file dans la mise en œuvre réussie des SCBN et d'étendre l'impact de ses efforts à l'échelle planétaire. Nous espérons que notre rapport contribuera de manière substantielle aux efforts canadiens et internationaux de mise en œuvre des SCBN pour relever les défis des changements climatiques.

Je souhaite remercier les membres du comité qui ont travaillé avec tant d'ardeur et de considération sur ce rapport. Ce fut l'une des tâches les plus difficiles que j'ai entreprises, mais aussi l'une des plus agréables, stimulantes intellectuellement et inspirantes — grâce aux membres du comité. Je remercie également les experts autochtones qui ont apporté leurs connaissances et leur sagesse au cours de notre atelier. L'infatigable équipe de projet du CAC a été tout simplement remarquable, et nous lui devons beaucoup pour son travail acharné. Nous sommes également redevables aux nombreux examinateurs qui ont passé au crible la version préliminaire du rapport. Au nom du comité d'experts, je remercie Environnement et Changement climatique Canada et les six ministères et organismes fédéraux qui l'appuient d'avoir parrainé notre travail. Enfin, merci au CAC de nous avoir fait confiance et de nous avoir permis d'apporter ce que nous estimons être une contribution importante au Canada et à la planète.



Glen MacDonald, MSRC

Président du comité d'experts sur le potentiel des puits de carbone au Canada

Équipe de projet du Conseil des académies canadiennes

Équipe d'évaluation : **Jérôme Marty**, directeur de projet
Madison Downe, chercheuse
Vasa Lukich, associée de recherche
Meagan Siemaszkiewicz, associée de recherche
Agnes Sternadel, coordonnatrice de projet
Tijs Creutzberg, directeur des évaluations

Avec la participation de : **Dane Berry**, directeur de projet
et de

Conception	Fuse Consulting Ltd.
Révision	Jody Cooper
Mise en page	gordongroup
Traducteurs, En-Fr	Dany Gagnon et Anne-Marie Mesa, traducteurs agréés (trad. a.)

Examen du rapport

L'ébauche du présent rapport a été examinée par des réviseurs sélectionnés par le CAC pour leurs points de vue et domaines d'expertise différents. Les réviseurs ont vérifié l'objectivité et la qualité du rapport. Leurs soumissions confidentielles ont été considérées intégralement par le comité et un grand nombre de leurs suggestions ont été ajoutées au rapport. On ne leur a pas demandé d'endosser les conclusions et ils n'ont pas vu le rapport final avant sa publication. La responsabilité du contenu final du présent rapport relève entièrement du comité rédacteur et du CAC.

Le CAC aimerait remercier les personnes suivantes d'avoir examiné le présent rapport :

Sheel Bansal, écologiste chercheur, U.S. Geological Survey (Jamestown, ND)

Benjamin Bradshaw, vice-président adjoint, Études supérieures et professeur agrégé, Université de Guelph (Guelph, Ont.)

Edward Bork, professeur et titulaire de la chaire Mattheis, Département des sciences agricoles, alimentaires et nutritionnelles, Faculté des sciences de l'agriculture, de la vie et de l'environnement, Université de l'Alberta (Edmonton, AB)

Nicolas Coops, MSRC, titulaire de la Chaire de recherche du Canada en télédétection et chef du Département de gestion des ressources forestières de l'Université de la Colombie-Britannique (Vancouver, C.-B.)

Ronnie Drever, scientifique principal en conservation, Nature United (Toronto, Ont.)

Caren Dymond, chercheuse scientifique, Direction du carbone forestier et des services climatiques, gouvernement de la Colombie-Britannique (Victoria, C.-B.)

George Hoberg, professeur, École de politiques publiques et d'affaires mondiales, Université de la Colombie-Britannique (Vancouver, C.-B.)

Dan Kraus, directeur de la conservation nationale, Société de conservation de la faune du Canada (Guelph, Ont.)

Geoff McCarney, professeur, Environnement et développement, Institut de l'environnement et École de développement international et d'études mondiales; directeur principal (recherche), Institut pour l'IntelliProsperité, Université d'Ottawa (Ottawa, Ont.)

Tim Moore, Professeur, Département de géographie, Université McGill (Montréal, Qc)

Cindy Prescott, professeure, Département des sciences de la forêt et de la conservation, Université de la Colombie-Britannique (Vancouver, C.-B.)

Tiffany Troxler, professeure agrégée, Département des sciences de la Terre et de l'environnement et directrice scientifique du Sea Level Solutions Center, Université Internationale de la Floride (Miami, FL)

Alfons Weersink, professeur, Département d'économie alimentaire, agricole et des ressources, Université de Guelph (Guelph, Ont.)

L'examen du rapport a été supervisé, au nom du conseil d'administration et du comité consultatif scientifique du CAC, par **Nicole A. Poirier, FACG**, présidente, KoanTeknico Solutions Inc. Son rôle était de veiller à ce que le comité d'experts prenne en considération de façon entière et équitable les avis des examinateurs. Le conseil d'administration du CAC n'autorise la publication d'un rapport de comité d'experts qu'une fois que la personne chargée de superviser l'examen du rapport par les pairs a confirmé que celui-ci satisfait bien aux exigences du CAC. Le CAC remercie madame Poirier d'avoir supervisé consciencieusement l'examen du rapport.

Remerciements

Au cours de ses délibérations, le comité a fait appel aux expériences et aux connaissances de différentes personnes. Le présent rapport a donc bénéficié de la contribution et d'une révision supplémentaire de la part de :

Graeme Reed, conseiller principal en politiques, Direction de l'environnement, des terres et de l'eau, Assemblée des Premières Nations

Frank Brown, propriétaire, See Quest Development

Le comité souhaite également remercier les personnes suivantes :

Denis Angers, chercheur scientifique, Agriculture et Agroalimentaire Canada

Philip Brass, conseiller autochtone, Conservation de la nature Canada

Vern Cheechoo, directeur, Terres et ressources, Conseil Mushkegowuk

Alfred Gamble, adjoint exécutif, Saskatchewan Aboriginal Land Technicians

Werner Kurz, chercheur scientifique principal, Centre de foresterie du Pacifique, Ressources naturelles Canada

Leroy Little Bear, OC, AOE, professeur émérite et conseiller du président pour les initiatives autochtones, Université de Lethbridge

J. Douglas MacDonald, directeur, Agriculture, foresterie et autres affectations des terres, Division des inventaires et rapports sur les polluants, Environnement et Changement climatique Canada

Brenden Mercer, agent de liaison pour les combustibles forestiers, Société des services d'urgences des Premières Nations (Programme d'investissement dans la résilience des communautés)

Matthew Munson, technicien, Première Nation Dene Tha'

Candice Wilson, directrice de l'environnement, Conseil de la nation Haisla

Sommaire

La réduction des émissions de gaz à effet de serre (GES) est devenue une priorité mondiale, comme en témoignent les 195 signataires de l'Accord de Paris — un traité international contraignant portant sur les changements climatiques. Parmi les moyens existants pour atténuer ceux-ci, on retrouve des solutions permettant d'éliminer naturellement le carbone de l'atmosphère. Les solutions climatiques basées sur la nature (SCBN) font l'objet d'un intérêt croissant en raison de leur potentiel à contribuer de manière appréciable à la réduction des GES — notamment dans des pays comme le Canada, qui se caractérise par son paysage vaste et riche sur le plan écologique. Les SCBN ont en effet le potentiel de faciliter l'atteinte des objectifs d'atténuation grâce à l'amélioration intentionnelle de la séquestration du carbone ou la réduction des émissions en provenance des systèmes naturels. Ces solutions prennent la forme de pratiques visant à protéger, restaurer ou gérer les écosystèmes qui séquestrent le carbone ou réduisent les émissions de GES dans l'atmosphère.

Reconnaissant la nécessité de mieux comprendre la contribution potentielle des SCBN aux cibles de réduction des émissions du Canada pour 2030 et aux objectifs de carboneutralité pour 2050, Environnement et Changement climatique Canada (ECCC) et six ministères et organismes fédéraux connexes ont demandé au CAC de réunir un comité d'experts pour répondre à la question suivante :



Dans quelle mesure les solutions axées sur la nature peuvent-elles aider à atteindre les objectifs de réduction des GES du Canada en améliorant les capacités de séquestration et de stockage du carbone et en réduisant les émissions dans des zones aménagées et non aménagées (p. ex. milieux humides, systèmes agricoles et forestiers, zones de bois récolté, et comme carbone bleu [en mer]), et en tenant compte des grands impacts climatiques autres que les émissions de CO₂ qui peuvent être estimés de façon fiable (p. ex. les émissions de GES autres que le CO₂, l'albédo et les aérosols)?

Pour accomplir son mandat, le CAC a réuni un groupe multidisciplinaire de quinze experts (le comité d'experts, ou simplement le comité), en provenance du Canada et de l'étranger. L'expertise des membres du comité couvre de nombreux écosystèmes présents au Canada, ainsi que le cycle et la modélisation du carbone et de l'azote, l'économie, les politiques publiques et le savoir autochtone. D'autres détenteurs du savoir autochtone, des universitaires et des praticiens ont également contribué à l'analyse du comité.

L'approche du comité

Les SCBN font l'objet de diverses définitions. Toutefois, aux fins du présent rapport, le comité les a définies comme suit :

Mesures de protection, de gestion et de restauration appliquées à des écosystèmes gérés et non gérés, qui permettent d'atténuer davantage les changements climatiques par la séquestration du carbone ou la réduction des émissions de GES par rapport à un niveau de référence défini. Au-delà de l'atténuation des changements climatiques, les SCBN jugées optimales confèrent des cobénéfices et minimisent les effets négatifs.

L'étendue du territoire canadien, la longueur de ses côtes et la diversité de ses écosystèmes offrent un large éventail de possibilités pour la mise en œuvre des SCBN. Cependant, ces possibilités diffèrent sur des aspects clés, notamment l'ampleur et le moment de leurs impacts sur les flux de GES et la nature des contraintes auxquelles elles peuvent être confrontées. La mise en œuvre efficace des SCBN nécessite donc des politiques et des interventions conçues de manière unique pour les écosystèmes, les régions et les contextes politiques dans lesquels elles sont déployées. Les décideurs politiques doivent également comprendre le potentiel global comme les limites des SCBN, ainsi que savoir quelles SCBN sont les plus prometteuses en tant que stratégies fiables méritant d'être défendues.

Le comité a ainsi entrepris une analyse comparative des SCBN, en se concentrant sur (i) le potentiel d'atténuation des GES (soit par la séquestration du carbone, soit par l'évitement des émissions), (ii) les contraintes portant sur la séquestration continue et la permanence des stocks de carbone, (iii) les coûts économiques et la faisabilité de la mise en œuvre, et (iv) les cobénéfices et les compromis. De plus, l'évaluation du comité a tenu compte de divers points de vue et expériences autochtones sur les SCBN afin de refléter une compréhension plus complète des avantages (ou des inconvénients) potentiels associés à ces activités.

Le comité a évalué la qualité et la quantité des données disponibles pour chaque SCBN proposée, ainsi que l'ampleur du potentiel de séquestration, la longévité (ou les limites) de la séquestration durable, la faisabilité, les cobénéfices et les compromis. Chacun de ces aspects a été examiné pour les SCBN en contexte forestier (chapitre 3), agricole et prairial (chapitre 4); ainsi que pour les écosystèmes d'eaux douces intérieures (chapitre 5), les zones côtières marine et le carbone bleu (chapitre 6). Le chapitre 7 présente une synthèse des conclusions du comité, y compris une évaluation du potentiel global associé à un éventail de SCBN. Ce chapitre caractérise également les limites de la séquestration et la vulnérabilité des stocks de carbone à la libération de GES dans l'atmosphère.

Constatations du rapport

Affectées par les réponses des écosystèmes à un climat changeant, les SCBN peuvent générer des effets climatiques additionnels et recèlent des potentiels d'atténuation qui opèrent sur des échelles de temps différentes

Les SCBN sont de plus en plus considérées comme un moyen d'atteindre des réductions potentiellement importantes des GES atmosphériques; toutefois, leur potentiel d'atténuation ne peut être évalué en vase clos. Comme le suggère le mandat du comité d'experts, les changements dans l'utilisation et les pratiques de gestion des terres peuvent non seulement modifier les taux d'absorption ou de libération des GES, mais aussi la température de la surface du globe. Or, les fluctuations du climat sont également susceptibles d'influencer la capacité d'un écosystème à séquestrer le carbone ou à modifier le taux d'émission de GES qu'il émet. En effet, l'augmentation des températures et les changements relatifs au régime des précipitations peuvent entraîner des modifications des conditions environnementales et réduire ainsi l'efficacité des SCBN.

Des facteurs temporels jouent également dans le potentiel d'atténuation des SCBN. Par exemple, les interventions permettant d'éviter ou de réduire les émissions sont susceptibles d'avoir des effets bénéfiques immédiats, tandis que celles impliquant des modifications de l'utilisation des terres et des écosystèmes auront des effets découlant d'augmentations progressives de la séquestration du carbone sur des périodes plus longues. Certaines SCBN concernent des écosystèmes qui n'ont pas de limites biophysiques bien définies aux fins de la séquestration du carbone et qui peuvent donc continuer à séquestrer et à stocker cet élément chimique indéfiniment, dans des conditions environnementales favorables. Dans d'autres cas, la séquestration ne peut se poursuivre que jusqu'à un certain seuil, après quoi les flux nets de carbone atteignent un état d'équilibre.

Les estimations nationales du potentiel d'atténuation des SCBN au Canada sont fondées sur des données probantes limitées et restent très incertaines

Les données probantes sur la façon dont les SCBN modifient les flux de GES dans les puits de carbone canadiens sont souvent limitées, et les études basées sur des écosystèmes similaires dans d'autres régions ne sont pas toujours applicables. Plus important encore, l'incertitude s'accroît lorsqu'on tente d'estimer le potentiel d'atténuation des GES de telles pratiques à l'échelle du Canada. En effet, ces estimations reposent sur la capacité de calculer la superficie sur laquelle ces pratiques peuvent être déployées, une approche qui dépend souvent d'hypothèses sous-jacentes sujettes à débat. Ces hypothèses peuvent porter sur les territoires de compétence, les contrôles réglementaires et la coordination entre ces éléments; l'accessibilité des solutions; l'acceptabilité des impacts sur d'autres secteurs ou activités économiques; l'adéquation écologique et environnementale des régions ou des zones pour une intervention donnée; ainsi que les obstacles sociaux et comportementaux liés à l'adoption. Même en excluant les considérations se rapportant à la faisabilité socioéconomique, les données géographiques et environnementales existantes restent insuffisantes, dans certains cas, lorsqu'il s'agit d'identifier les zones pour lesquelles les SCBN pourraient être mises en œuvre ou étendues.

Une mise en œuvre réussie des SCBN jouerait un rôle de soutien dans l'atteinte des objectifs de réduction des GES du Canada, mais elle devrait compléter des politiques strictes de réduction des GES dans tous les secteurs

Malgré le niveau élevé d'incertitude en présence, les estimations nationales existantes du potentiel d'atténuation des SCBN fournissent généralement, selon le comité d'experts, une base de référence crédible et utile pour les décideurs canadiens. Les hypothèses ou données probantes qui sous-tendent certaines estimations peuvent toutefois entraîner une surestimation ou une sous-estimation; de plus, elles peuvent être influencées par une contrainte temporelle à court terme (c.-à-d. à l'horizon 2030). Si l'on se fie à ces estimations, la mise en œuvre complète des SCBN ne permettrait d'atténuer que 6 % des émissions annuelles actuelles du Canada, même avec un soutien et un déploiement énergiques. Pour permettre l'atteinte des objectifs du Canada, la mise en œuvre des SCBN devrait donc compléter d'autres politiques rigoureuses visant à réduire les émissions provenant de la combustion fossile et d'autres secteurs.

Les SCBN en contexte forestier, agricole, prairial et tourbier présentent le potentiel d'atténuation des GES le plus élevé au cours des trois prochaines décennies

Ce sont les pratiques ciblant les forêts, les terres agricoles, les prairies et les tourbières qui ont le plus de potentiel pour séquestrer du carbone supplémentaire ou réduire les émissions au cours des trois prochaines décennies. À court terme, les mesures qui évitent les émissions dans des zones manifestement à risque ont tendance à entraîner des avantages immédiats en matière d'atténuation; il s'agit notamment de la conversion évitée des forêts, des prairies et des tourbières. Cependant, démontrer l'additionnalité de la conversion évitée peut s'avérer problématique, surtout lorsqu'il s'agit de faire des projections sur des horizons temporels à moyen et à long terme. Au fil des décennies, cependant, les impacts des mesures de gestion et de restauration améliorées deviennent plus marqués. Ainsi, la restauration de la couverture forestière sur les terres aménagées et non aménagées a le potentiel théorique de séquestrer des quantités appréciables de carbone d'ici 2050, bien que l'adoption de cette SCBN à plus grande échelle soit soumise à de nombreux défis sur le plan de la mise en œuvre. L'expansion de la couverture forestière peut également avoir des conséquences négatives mineures : la diminution de l'albédo due à l'expansion de la canopée — entraînant donc un réchauffement en surface — se produit tôt, tandis que l'accumulation de la biomasse issue de la croissance végétale s'accumule lentement sur des décennies, à mesure que les forêts arrivent à maturité. En revanche, les interventions dans les pratiques de gestion des cultures et des sols sont susceptibles d'entraîner des avantages immédiats sur le plan des stocks de carbone organique du sol ou de la réduction des émissions; toutefois, le taux d'accumulation du carbone dans le sol diminue progressivement au fil du temps, pour atteindre finalement un point de saturation, tandis que les flux atmosphériques finissent par devenir carboneutres.

La vulnérabilité des stocks de carbone du Canada représente un passif important sur le plan des changements climatiques qui pourrait facilement contrecarrer tout potentiel d'atténuation relevé

Tous les stocks de carbone impliqués dans les SCBN sont potentiellement vulnérables à la libération dans l'atmosphère en raison de facteurs biophysiques et socioéconomiques. Cependant, les SCBN n'influent pas toutes de la même manière sur la vulnérabilité du carbone stocké dans ces systèmes. Par exemple, certaines SCBN de gestion forestière peuvent réduire le risque de pertes importantes de carbone stocké, tandis que d'autres sont à même de réduire la résilience aux perturbations futures, mais sont moins susceptibles de stocker efficacement le carbone sur de longues périodes. Cependant, il reste que la libération accrue de carbone à partir de sources naturelles peut réduire l'efficacité des SCBN; par

conséquent, la protection ou la conservation de ces systèmes est impérative pour une intervention climatique réussie.

L'autodétermination des Autochtones est une condition préalable et un catalyseur pour la mise en œuvre, l'adoption et le déploiement à long terme des SCBN

Les peuples autochtones sont essentiels au succès à long terme de bon nombre des SCBN analysées dans ce rapport, car tous les stocks de carbone au Canada se trouvent sur leurs territoires traditionnels. À ce titre, l'histoire de la séquestration du carbone au Canada est intrinsèquement liée à la gestion continue des terres et des ressources assurée par les Autochtones (et, par extension, à la réconciliation). Lorsque les communautés elles-mêmes s'engagent dans des efforts de gestion des écosystèmes, conformément à leurs traditions et à leurs valeurs, les processus décisionnels en vue d'une utilisation durable des SCBN peuvent être améliorés.

Les aires protégées et de conservation autochtones (APCA) existantes et futures sont l'un des moyens par lesquels l'autodétermination autochtone peut améliorer la séquestration continue du carbone atmosphérique ainsi que la réduction des émissions. Puisqu'il s'agit d'accords allant au-delà des écosystèmes locaux, et s'étendant à des questions plus larges d'autodétermination et de souveraineté sur les terres, les APCA peuvent être un moyen efficace de respecter les communautés autochtones, leurs relations avec la terre et l'environnement en général. Les programmes de gardiens autochtones constituent un autre exemple de relations de collaboration et de respect entre les communautés autochtones et non autochtones. En tant qu'entités dirigées par des Autochtones qui collaborent et interagissent directement avec les utilisateurs des terres, les représentants de l'industrie, les chercheurs et les gouvernements, les gardiens autochtones veillent à ce que les communautés aient la capacité de prendre des décisions éclairées fondées sur les valeurs et les priorités qu'elles ont choisies.

Une évaluation complète du potentiel des puits de carbone doit tenir compte des aspects politiques et socioéconomiques liés à la faisabilité et au coût de la mise en œuvre

Les estimations du potentiel d'atténuation peuvent être trompeuses en raison des coûts, des problèmes de champs de compétences et des obstacles socioéconomiques s'opposant à la mise en œuvre des SCBN dans certains secteurs. Pour comprendre les aspects pratiques de la mise en œuvre, il faut tenir compte à la fois des coûts directs de telles interventions et de facteurs connexes, comme les coûts de renonciation associés à d'autres utilisations potentielles des terres, les obstacles sociaux et culturels à l'adoption, les risques de fuites d'émissions et la présence d'outils politiques et réglementaires appropriés pour soutenir le déploiement. Les

estimations de coûts pour certaines SCBN restent incertaines, car elles sont souvent basées sur un nombre limité d'études portant sur des régions ou des contextes particuliers. Des facteurs comme les fuites, les effets sur le marché des produits de base, l'efficacité des instruments politiques, l'additionnalité, les coûts de transaction et la résistance comportementale ou sociale à l'adoption de nouvelles pratiques ne sont souvent pas pris en compte, ce qui conduit à des coûts davantage sujets à être sous-estimés que surestimés.

Parmi les SCBN évaluées dans ce rapport, quatre présentent des obstacles à l'adoption relativement faibles en dehors des coûts : la gestion des cultures, la gestion améliorée des prairies et la conversion évitée des zones humides d'eaux douces à sol minéral et des prairies sous-marines. Les défis de faisabilité dans les autres catégories de SCBN sont plus importants pour diverses raisons, notamment les facteurs comportementaux et socioculturels qui peuvent ralentir les taux d'adoption sur les terres privées.

Une surveillance accrue des SCBN est nécessaire pour exploiter pleinement leur potentiel

Une surveillance précise et soutenue des diverses SCBN a été reconnue comme un besoin critique dans tous les écosystèmes et types d'intervention. De nombreuses SCBN dépendent en effet d'ensembles de données éparses ou brutes, dont certaines peuvent ne pas refléter les complexités et la variance associées aux flux de GES. Voilà qui contribue aux incertitudes liées à l'élaboration des politiques. Une meilleure connaissance des réussites (ou des échecs) des SCBN permettrait aux décideurs de mieux évaluer les coûts réels de ces interventions, qui peuvent différer des coûts simulés — un aspect essentiel si des marchés liés au carbone doivent être établis. La surveillance est également nécessaire en ce qui concerne la mise en œuvre et la pratique des mécanismes politiques destinés à soutenir et à assurer le succès des SCBN. Cependant, le renforcement de la surveillance des SCBN ne va pas sans coûts supplémentaires, qui doivent également être pris en compte lors de l'évaluation de la faisabilité de tout projet ou activité donné.

Une mise en œuvre plus large de nombreuses SCBN au Canada peut être souhaitable en raison de leurs cobénéfices, même sans séquestration additionnelle du carbone

De nombreuses SCBN peuvent conférer des avantages sociaux et économiques tangibles, notamment ceux associés à la valeur des propriétés, à l'évitement des dommages en cas d'inondation, à l'enrichissement des expériences récréatives, à l'amélioration du sort des espèces menacées et au maintien de la biodiversité. Même lorsque les avantages liés à l'atténuation des GES sont faibles, de tels cobénéfices justifient souvent à eux seuls une adoption plus large de ces pratiques.

Cependant, les cobénéfices varient en fonction de l'emplacement où la SCBN est appliquée et des environnements naturels et humains avoisinants. Ils dépendent également d'autres facteurs qui affectent l'utilisation des terres, comme la croissance de la population humaine, l'urbanisation et les conditions économiques au sein des secteurs énergétique, agricole et forestier. Pour estimer correctement la valeur des cobénéfices des SCBN, une compréhension plus approfondie de certains aspects s'impose, notamment par des études actualisées et réparties sur le plan régional, l'exploration des pratiques prometteuses en matière de méthodes d'évaluation non marchandes, le suivi de l'évolution des comportements et des préférences des populations, sans oublier l'état de l'environnement lui-même.

Une meilleure compréhension de la valeur des cobénéfices, soutenue par les politiques publiques, peut aider à réduire les compromis perçus en lien avec le marché

Les effets négatifs liés au marché, et les incertitudes qui y sont associées sont les principaux compromis en présence lors de la mise en œuvre des SCBN. Ainsi, la perte de rendement des cultures ou des produits du bois, la réduction des profits et les risques pour l'emploi sont tous cités comme des préoccupations importantes pour ceux qui envisagent la mise en place des SCBN. Ces compromis, à prendre soigneusement en ligne de compte lors de la mise en œuvre des SCBN, ne doivent pas pourtant avoir valeur dissuasive. Par exemple, si les coûts initiaux peuvent augmenter, certaines augmentations sont peut-être de nature temporaire. Plus important encore, des efforts pour mieux quantifier les cobénéfices, ainsi que le recours à des instruments politiques et à des programmes de financement pour aider à atténuer l'impact des compromis, sont à même de contribuer à la réduction des effets économiques négatifs globaux.

Les obstacles comportementaux sont des éléments importants, mais qui comportent une bonne part d'incertitude lorsqu'il s'agit de déterminer la faisabilité des SCBN

Les obstacles comportementaux peuvent limiter l'acceptation de certaines interventions ou pratiques et, à ce titre, sont susceptibles de jouer un rôle important dans la détermination de la faisabilité des SCBN. De tels obstacles sont susceptibles de nuire à l'acceptation des SCBN, malgré un potentiel d'atténuation et un rapport coût-efficacité élevés. En outre, il est possible que le biais d'optimisme (c.-à-d. la tendance des personnes à croire qu'elles sont moins exposées aux résultats négatifs que d'autres) nuise également à l'acceptation — certains pouvant en effet considérer les pratiques visant à atténuer les dommages potentiels comme étant bénéfiques, mais inutiles en définitive pour la réussite de leur entreprise particulière. Les obstacles comportementaux représentent donc un élément critique dans les considérations de faisabilité, malgré l'incertitude

considérable qui les entoure. Alors que de nombreuses SCBN peuvent avoir un potentiel technique et économique élevé, il n'y a aucune garantie qu'elles bénéficieront d'un taux d'adoption élevé en raison de la nature dépendante du contexte de la prise de décision individuelle.

L'application des SCBN peut contribuer à réduire les risques d'augmentation des émissions de GES provenant des écosystèmes canadiens; toutefois, l'importance de ces risques s'étend à l'échelle de la planète et représente ainsi un obstacle à la réussite de l'atténuation des changements climatiques mondiaux

Les risques climatiques mondiaux associés à l'augmentation (et à l'accélération) des émissions en provenance des écosystèmes terrestres, aquatiques et côtiers du Canada sont considérables. La préservation et la protection des stocks de carbone actuels du Canada sont donc d'une grande importance pour réduire les changements climatiques mondiaux futurs et leurs impacts. Toutefois, le Canada ne peut pas préserver unilatéralement tous ses stocks de carbone, la préservation des stocks actuels nécessitant une réduction des émissions globales de GES. Il ne sera sans doute possible de contenir le réchauffement à 1,5 – 2 °C que si l'on applique des politiques d'atténuation des changements climatiques tournées vers l'avenir et s'employant à réduire rapidement les émissions anthropiques dans tous les secteurs, ce qui contribuera à préserver les stocks de carbone dans les écosystèmes concernés.

En définitive, le comité d'experts estime que l'avenir du Canada — et du monde — dépend de l'efficacité avec laquelle les vastes stocks de carbone du Canada seront préservés, plutôt que de l'amélioration de la capacité d'accroître les taux de séquestration naturelle dans les écosystèmes.

Table des matières

1	Introduction	1
1.1	Mandat du comité d'experts	3
1.2	Approche du comité	5
1.3	Organisation du rapport.	14
2	Puits de carbone et atténuation des changements climatiques au Canada	16
2.1	Les GES et leur impact sur le climat.	17
2.2	Contexte évolutif de la recherche et des politiques publiques en matière de SCBN.	28
2.3	Les défis de la mise en œuvre des SCBN au Canada	30
2.4	Puits de carbone et peuples autochtones.	39
2.5	Conclusion	45
3	Les forêts	46
3.1	Possibilités de renforcer la séquestration et de réduire les émissions dans les forêts	49
3.2	Gestion autochtone des forêts	54
3.3	Ampleur du potentiel de séquestration et de réduction des émissions.	55
3.4	Stabilité et permanence.	73
3.5	Faisabilité	76
3.6	Cobénéfices et compromis	86
3.7	Conclusion	91
4	Agriculture et prairies	92
4.1	Possibilités de renforcer la séquestration et de réduire les émissions dans les systèmes agricoles et prairiaux	94
4.2	Gestion autochtone de l'agriculture et des prairies	98
4.3	Ampleur du potentiel de séquestration et de réduction des émissions.	102
4.4	Stabilité et permanence.	112
4.5	Faisabilité	115
4.6	Cobénéfices et compromis	128
4.7	Conclusion	133

- 5 Écosystèmes d’eaux douces intérieures 134**
- 5.1 Possibilités de renforcer la séquestration du carbone dans les systèmes d’eaux douces 137
- 5.2 Gestion autochtone des systèmes d’eaux douces 140
- 5.3 Ampleur du potentiel de séquestration et de réduction des émissions 142
- 5.4 Stabilité et permanence 153
- 5.5 Faisabilité 157
- 5.6 Cobénéfices et compromis 166
- 5.7 Conclusion 169
- 6 Zones côtières marines et carbone bleu 170**
- 6.1 Possibilités de renforcer la séquestration du carbone dans les zones côtières marines 172
- 6.2 Gestion autochtone des terres côtières 178
- 6.3 Ampleur du potentiel de séquestration et de réduction des émissions 179
- 6.4 Stabilité et permanence 188
- 6.5 Faisabilité 191
- 6.6 Cobénéfices et compromis 195
- 6.7 Conclusion 197
- 7 Évaluation sommaire des SCBN par le comité. 198**
- 7.1 Évaluation du potentiel d’atténuation des GES des puits de carbone au Canada. 199
- 7.2 Évaluation des incertitudes liées aux SCBN, y compris les considérations relatives à la permanence et à la faisabilité 207
- 7.3 Évaluation des avantages et des inconvénients des SCBN 219
- 7.4 Contributions aux voies d’émissions et au réchauffement de la planète 225
- 7.5 Réflexions du comité. 228
- Références 230**
- Annexe 289**

Introduction

- 1.1 Mandat du comité d'experts
- 1.2 Approche du comité
- 1.3 Organisation du rapport

Les preuves d'une dangereuse interférence anthropique (c.-à-d. causée par l'homme) sur le système climatique de la Terre ne cessent de s'accumuler (Rogner *et al.*, 2007; Pörtner *et al.*, 2021). Selon le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC), chacune des quatre dernières décennies a été successivement plus chaude que toute décennie antérieure depuis 1850. Les températures enregistrées entre 2011 et 2020 ont dépassé celles de la plus récente période de réchauffement comparable dont nous ayons trace, qui s'est produite il y a environ 6 500 ans (soit un réchauffement de 0,2 – 1 °C par rapport aux valeurs de référence de 1850–1900) (Pörtner *et al.*, 2021). Le réchauffement au Canada se produit maintenant à un rythme atteignant environ deux fois la moyenne mondiale — dans l'Arctique, le réchauffement dépasse même plus de trois fois la moyenne mondiale (Bush et Lemmen, 2019). Pour réduire les effets négatifs et durables des changements climatiques, il faut prendre des mesures qui limitent le réchauffement planétaire à 1,5 °C (Pörtner *et al.*, 2021). Le gouvernement du Canada l'a reconnu aux côtés de 194 autres pays lorsqu'il a signé l'Accord de Paris en 2015 (GC, 2016). L'objectif de limiter le réchauffement est au cœur de nombreux engagements récents du gouvernement du Canada en matière d'action climatique, notamment celui d'atteindre des émissions nettes de gaz à effet de serre (GES) nulles d'ici 2050.

Dans ce contexte, les solutions climatiques basées sur la nature (SCBN) sont de plus en plus considérées comme d'importants contributeurs potentiels aux réductions de GES, tant au niveau national que mondial (voir p. ex. Griscom *et al.*, 2017; Drever *et al.*, 2021). Il s'agit de pratiques visant à protéger, à restaurer ou à étendre les écosystèmes qui séquestrent le carbone ou réduisent le rejet de GES dans l'atmosphère (notamment le dioxyde de carbone [CO₂], le méthane [CH₄], et l'oxyde nitreux [N₂O]). Les SCBN ont le potentiel d'aider les gouvernements à atteindre leurs objectifs d'atténuation des changements climatiques et peuvent prendre de nombreuses formes, notamment l'amélioration des pratiques forestières et agricoles, la conservation et la restauration des zones humides, de même que d'autres stratégies de conservation et de gestion des terres. Le gouvernement du Canada a d'ailleurs reconnu l'importance des SCBN et a mentionné la nécessité d'« adopter le pouvoir de la nature pour soutenir des familles en meilleure santé et des collectivités plus résilientes » comme étant l'un des piliers de son plan climatique actualisé (ECCC, 2020a). Le Pacte de Glasgow pour le climat, signé par tous les pays participants lors de la 26^e Conférence des parties des Nations Unies (COP26), a également affirmé « l'importance de protéger, conserver et restaurer la nature et les écosystèmes » dans le cadre de l'action climatique (CCNUCC, 2021a).

De nombreux systèmes naturels dans lesquels les SCBN peuvent être déployés sont menacés par les changements climatiques. Ces systèmes sont soumis à une variété d'impacts et de rétroactions¹ (GIEC, 2014a; Cooley et Moore, 2018), menaçant ainsi de franchir des seuils critiques après quoi les changements risquent de devenir irréversibles (Collins *et al.*, 2013). Or, ces changements peuvent à leur tour influencer la mesure dans laquelle les systèmes fonctionnent comme une source ou un puits net de carbone atmosphérique (Cooley et Moore, 2018). Par exemple, à mesure que les températures augmentent, il est probable que la fréquence et l'intensité des incendies de forêt fassent de même, entraînant des libérations rapides de carbone en provenance des stocks emmagasinés dans les forêts et les tourbières (Flannigan *et al.*, 2009; Granath *et al.*, 2016; ECCC, 2022b).

Parallèlement, il s'impose de mieux comprendre dans quelle mesure les systèmes naturels séquestrent ou émettent des GES autres que le CO₂, y compris le CH₄ et le N₂O. Des incertitudes apparaissent également quant à l'ampleur des variables (biologiques et socioéconomiques) qui influencent ces systèmes et l'horizon temporel des pratiques envisagées (à savoir si la séquestration des GES et/ou les réductions d'émissions seront permanentes ou temporaires), sans oublier les lacunes et les limitations au chapitre des données probantes existantes. Malgré ces incertitudes, la planification de l'atténuation impliquant les SCBN est déjà en cours (voir p. ex. ECCC, 2020a; CPM, 2021b). Une compréhension plus exhaustive du potentiel des systèmes naturels du Canada à contribuer à la séquestration du carbone est pourtant nécessaire pour mieux soutenir ces efforts — comme pour clarifier le rôle que peuvent jouer les SCBN dans le respect des engagements climatiques du gouvernement du Canada.

1.1 Mandat du comité d'experts

Reconnaissant la nécessité de mieux comprendre le rôle potentiel des SCBN pour aider le Canada à atteindre ses cibles de réduction des émissions d'ici 2030, ainsi que son objectif de carboneutralité d'ici 2050, Environnement et Changement climatique Canada (ECCC) et six ministères et organismes fédéraux connexes² (collectivement, le « commanditaire ») ont demandé au CAC de former un comité d'experts pour répondre à la question et aux sous-questions suivantes :

- 1 Les rétroactions climatiques sont des processus qui intensifient (boucle de rétroaction positive) ou atténuent (boucle de rétroaction négative) les effets et les facteurs des changements climatiques.
- 2 Agriculture et Agroalimentaire Canada (AAC), Service canadien de la faune (SCF), Pêches et Océans Canada (MPO), Infrastructure Canada (INFC), Conseil national de recherches Canada (CNRC) et Ressources naturelles Canada (RNCAN).



Dans quelle mesure les solutions axées sur la nature peuvent-elles aider à atteindre les objectifs de réduction des GES du Canada en améliorant les capacités de séquestration et de stockage du carbone et en réduisant les émissions dans des zones aménagées et non aménagées (p. ex. zones humides, systèmes agricoles et forestiers, zones de bois récolté, et comme carbone bleu [en mer]), et en tenant compte des grands impacts climatiques autres que les émissions de CO₂ qui peuvent être estimés de façon fiable (p. ex. les émissions de GES autres que le CO₂, l'albédo et les aérosols)?

- Quelles sont les principales incertitudes, et dans quelle mesure la réalisation d'une séquestration améliorée peut-elle être affectée par les incidences des changements climatiques, la fuite de carbone (p. ex. transporté ailleurs), la non-additionnalité (p. ex. la séquestration aurait eu lieu de toute façon), l'impermanence (p. ex. en raison des feux de forêt, de la sécheresse ou de la conversion des terres) et d'autres problèmes de mise en œuvre?
- Quels sont les retombées, les avantages ou les risques de la mise en œuvre de solutions fondées sur la nature orientées vers l'amélioration de la séquestration de carbone, notamment pour la biodiversité, les services écosystémiques, les facteurs économiques et les émissions de GES du Canada?
- Dans quelle mesure les puits de carbone canadiens et l'amélioration potentielle de la séquestration influencent-ils ou contribuent-ils aux futures trajectoires d'émissions et au réchauffement de la planète, conformément à l'objectif de l'Accord de Paris de maintenir l'augmentation de la température moyenne mondiale bien en dessous de 2 °C?

Pour accomplir son mandat, le CAC a réuni un groupe multidisciplinaire de quinze experts (le comité d'experts sur le potentiel des puits de carbone au Canada, ci-après le « comité »), possédant une expertise dans les domaines suivants : modélisation du climat et du carbone, modélisation du cycle de l'azote, politiques publiques, économie, biogéochimie, science du sol et écologie. Collectivement, les membres du comité détiennent une expérience de recherche appréciable relativement à de nombreux écosystèmes où se trouvent les puits de carbone.

Le présent rapport a également fait l'objet d'un processus complet d'examen par les pairs, au cours duquel d'autres experts ont fourni des données probantes et des conseils supplémentaires. Le comité s'est réuni six fois au cours des années 2021 et 2022 pour recueillir et examiner les données.

1.2 Approche du comité

Au début du processus d'évaluation, le comité a rencontré le commanditaire pour discuter du mandat et cerner la portée du projet. À la lumière de la littérature et d'autres discussions sur les SCBN, les options technologiques permettant une meilleure séquestration du carbone (p. ex. le captage aérien direct) n'ont pas été prises en compte. Étant donné l'intérêt du commanditaire pour les puits de carbone *naturels*, les pratiques du secteur agricole visant à atténuer les émissions entériques (c.-à-d. le CH₄ libéré par les processus digestifs du bétail) et la gestion du fumier ont également été exclues. Les flux de carbone abiotiques (d'origine chimique et/ou physique, et non biologique) intervenant entre l'océan et l'atmosphère (et les interventions connexes, comme l'alcalinisation de l'océan) ont également été considérés comme étant hors de propos. Comme pour les autres travaux de recherche portant sur le carbone bleu, l'exploration des possibilités de séquestration du carbone marin s'est concentrée sur les marais salés et les prairies sous-marines. En raison de l'accent mis par le commanditaire sur le potentiel des SCBN, le comité a été chargé d'évaluer la science derrière de telles interventions — une analyse complète des instruments politiques et réglementaires ayant été jugée hors de la portée du rapport. En même temps, le commanditaire et le comité ont convenu que, malgré l'orientation choisie, il était essentiel de comprendre le contexte politique international et national pour améliorer la séquestration du carbone par le biais des SCBN. Voilà pourquoi la faisabilité des SCBN, y compris les considérations liées à leur administration et à leur acceptabilité socioéconomique, était une préoccupation clé à inclure dans l'évaluation du comité.

Le comité a pris plusieurs décisions supplémentaires concernant la portée de l'évaluation. Premièrement, comme précisé dans le mandat, les puits de carbone découverts sur les terres aménagées comme non aménagées ont été pris en compte. Il faut savoir qu'une part importante de la superficie des terres au Canada est considérée comme étant *non aménagée*³ et n'est à ce titre pas entièrement prise en compte dans les rapports annuels sur les GES du gouvernement du Canada. Ainsi, les émissions de GES naturelles des zones non aménagées ne sont pas incluses dans les rapports sur les émissions du Canada et ne comptent donc pas

3 Selon RNCan (2020b), 115 des 347 millions d'hectares de terres forestières au Canada sont considérés comme non aménagées. Cette distinction s'effectue « d'après la fréquence des activités de gestion visant la récolte de bois d'œuvre ou d'autres produits du bois et le degré de protection contre les perturbations » (ECCC, 2022a). Cette définition inclut toutes les activités de gestion menées dans les aires protégées et conservées autochtones (APCA) (voir p. ex. GC, 2021g).

dans les objectifs de réduction des GES annoncés par le gouvernement. Toutefois, le comité a choisi de tenir compte de ces terres non aménagées et des flux de GES qui y sont associés, dans la mesure du possible, compte tenu des données existantes. De l'avis du comité, si l'on omettait de le faire, on risquerait de négliger d'importantes lacunes dans la base de connaissances et de ne pas tenir compte de la responsabilité du gouvernement du Canada de comprendre et de comptabiliser tous les principaux flux de carbone provenant du territoire canadien. De même, le comité a examiné les SCBN qui ne sont pas actuellement admissibles aux crédits de carbone ou aux réductions d'émissions dans le cadre des conventions de déclaration des GES existantes. Par exemple, le comité s'est attardé aux pratiques liées à la suppression et à la prévention des incendies de forêt en tant que SCBN potentielles — même si les émissions de GES provenant de tels phénomènes ne sont pas actuellement incluses dans les chiffres officiels des émissions totales nationales du gouvernement du Canada, car elles ne sont pas considérées comme des émissions anthropiques.

Deuxièmement, bien que l'évaluation ait été principalement axée sur la compréhension du potentiel des SCBN à améliorer la séquestration du carbone et à réduire les émissions de GES, le comité a également examiné les cobénéfices non liés aux GES — ainsi que les compromis ou les risques potentiels — associés à ces interventions. La connaissance de ces cobénéfices et compromis est en effet essentielle pour éclairer la décision de financer ou de rendre obligatoire la mise en œuvre des SCBN, certaines ayant le potentiel de favoriser (ou, à l'inverse, d'entraver les progrès) d'autres objectifs de politiques et d'aménagement des terres poursuivis en parallèle.

Troisièmement, le comité a estimé que les flux de carbone associés au dégel du pergélisol dans l'Arctique étaient pour l'essentiel hors de la portée du mandat. Mentionnons que l'ampleur des stocks de carbone contenus dans le pergélisol et les risques connexes découlant du dégel (en raison des changements climatiques) sont de plus en plus évidents (voir encadré 2.2). Même si la protection de la couverture végétale pourrait contribuer à isoler le pergélisol et à prévenir un dégel rapide — et que des interventions techniques localisées pourraient aider à stabiliser les paysages et à prévenir ainsi le dégel à petite échelle — il n'en demeure pas moins que la recherche, les pratiques et les technologies dans ces domaines ne sont pas encore comparables à celles d'autres SCBN plus développées. Comme le mandat du comité porte principalement sur les puits de carbone, les pratiques de prévention ou de gestion du dégel du pergélisol dans l'Arctique n'ont pas été examinées. Cependant, le comité a abordé les interactions entre le pergélisol et la dynamique du cycle du carbone dans d'autres écosystèmes, notamment les forêts et les zones humides.

Quatrièmement, étant donné que le mandat du comité porte sur le *potentiel* des SCBN, le comité a choisi d'exprimer ses conclusions en termes d'équivalents CO₂ (éq CO₂)⁴ pour faciliter la comparaison entre les secteurs (pour une explication plus détaillée des mesures choisies par le comité, voir la section 1.2.1). Les valeurs en éq CO₂ tiennent compte de la séquestration du carbone (ou de la fonction de puits d'un écosystème, en CO₂), ainsi que de la réduction des émissions hors CO₂ (c.-à-d. en ce qui touche le CH₄ et le N₂O). En outre, bien que le comité reconnaisse qu'il existe un certain nombre de définitions des SCBN dans la littérature, il a choisi de focaliser son évaluation sur le potentiel d'atténuation des changements climatiques par le biais de ces interventions, comme le souligne le mandat. Toutefois, dans certaines circonstances, les avantages des interventions en matière d'atténuation et d'adaptation sont étroitement liés et ne peuvent donc être abordés séparément; par conséquent, lorsque l'adaptation est jugée pertinente, elle est considérée comme un cobénéfice des SCBN.

Enfin, étant donné que la mission du comité consiste à comprendre le potentiel des SCBN, la gouvernance et les questions liées à la compétence ont été considérées comme étant hors de la portée du mandat. Le comité reconnaît que, dans de nombreux cas, les gouvernements au niveau provincial ou local (y compris les gouvernements autochtones) ont autorité sur les décisions d'aménagement des terres qui influenceront la mise en œuvre des SCBN. Cependant, en raison de l'accent mis sur le potentiel à l'échelle nationale, les défis entourant la mise en œuvre des politiques ont été envisagés sur le plan des interventions au niveau fédéral.

1.2.1 Terminologie et mesures

Tout au long de ce rapport, le comité a utilisé plusieurs termes ayant des significations complexes ou différentes. Par souci de clarté, des explications sont fournies dans l'encadré 1.1.

4 1 mégatonne (Mt) de CO₂ équivaut à 1 Mt éq CO₂ lorsque les données mesurent la séquestration du carbone/la réduction des émissions en CO₂, le comité les présente comme telles.

Encadré 1.1 Définitions des termes clés

Puits de carbone et termes connexes : Lorsque les écosystèmes terrestres, humides et aquatiques et leurs composants (p. ex. les sols, les plantes, les sédiments) absorbent plus de carbone de l'atmosphère qu'ils n'en rejettent, ils sont considérés comme des *puits de carbone*. Tous les puits de carbone naturels sont soutenus par les écosystèmes dans lesquels ils opèrent, et les écosystèmes eux-mêmes sont donc généralement considérés comme des puits de carbone (p. ex. un écosystème forestier stocke du carbone dans ses sols par le biais de diverses fonctions, notamment la photosynthèse, l'enfouissement et le développement du sol). Lorsque ces systèmes émettent plus de GES qu'ils n'en absorbent, on les qualifie de *sources*. Les *stocks* font référence à la quantité de carbone accumulée dans ces systèmes (sous forme de réservoirs ou de bassins) à un moment donné (USGCRP, 2018). Les *flux* désignent les transferts de GES entre l'atmosphère et la végétation, les sols, les sédiments ou les eaux (USGCRP, 2018). La *séquestration* désigne enfin l'élimination du carbone (principalement sous la forme de CO₂) de l'atmosphère et son stockage dans les écosystèmes naturels, soit à la suite de processus naturels, soit par des interventions délibérées qui améliorent ou étouffent ces processus.

Solution climatique basée sur la nature (SCBN) : Aux fins du présent rapport, et en s'inspirant de son mandat, le comité définit les SCBN comme des interventions de protection, de gestion et de restauration appliquées à des écosystèmes aménagés et non aménagés qui fournissent une atténuation additionnelle des changements climatiques par le biais de la séquestration du carbone ou de la réduction des émissions de GES par rapport à valeurs de référence définies. Au-delà de l'atténuation des changements climatiques, les SCBN optimales offrent des cobénéfices et minimisent les effets négatifs.

Les mesures de comparabilité des émissions de CO₂ sont complexes et varient selon les études

Pour assurer la comparabilité entre les SCBN, le comité a également choisi d'adopter un système de mesures cohérent. Les effets climatiques des émissions de GES autres que le CO₂ associées aux SCBN sont exprimés dans le présent rapport en termes d'équivalents CO₂ à l'aide du potentiel de réchauffement planétaire soutenu (PRPS) (Neubauer et Megonigal, 2015, 2019). Le PRPS diffère de la mesure

conventionnelle du potentiel de réchauffement planétaire (PRP) en ce sens qu'il compare le forçage radiatif⁵ des émissions soutenues de GES plutôt que les émissions pulsées (Neubauer et Megonigal, 2015). La littérature récente indique que, pour servir les objectifs politiques liés aux cibles de réduction des températures de l'Accord de Paris, une approche plus précise consisterait à comparer le forçage radiatif ou le réchauffement résultant d'émissions soutenues d'un GES à courte durée de vie (p. ex. le CH₄) à l'effet d'une émission pulsée de CO₂ (ces mesures sont appelées « potentiel de réchauffement planétaire combiné », et « potentiel de changement de températures planétaires combiné ») (Collins *et al.*, 2020). Une autre question introduite par les objectifs politiques est celle des considérations temporelles. De nombreuses mesures (y compris le PRPS) sont calculées sur un horizon de 100 ans (voir p. ex. Neubauer et Megonigal, 2015), mais de nombreux objectifs politiques envisagent un horizon beaucoup plus proche (p. ex. de 15 à 30 ans). Cependant, le comité a choisi d'utiliser la mesure du PRPS pour des raisons de cohérence avec les estimations nationales d'atténuation (voir Drever *et al.*, 2021). Lorsqu'il s'est avéré impossible de calculer le PRPS, ou lorsque les données utilisées étaient exprimées en PRP plutôt qu'en PRPS, l'incohérence est signalée.

1.2.2 Méthodes de collecte des données probantes

Le comité a examiné de multiples sources de données tout au long de son évaluation. Des examens préliminaires de la littérature scientifique traitant du potentiel de séquestration du carbone des écosystèmes canadiens ont été effectués afin de constituer une première base de données probantes. La littérature évaluée par des pairs et traitant des puits de carbone et des SCBN (et de termes ou concepts analogues) est vaste. Cette base de données probantes a été complétée par des travaux de recherche en cours et par l'expertise du comité au fur et à mesure de l'élaboration du rapport.

Aucun travail de recherche originale n'a été commandé pour ce rapport; cependant, plusieurs experts extérieurs ont été invités à faire part de leurs expériences et de leurs connaissances (voir la page Remerciements). Les informations recueillies lors de leurs présentations ont permis au comité d'approfondir sa compréhension, ses idées et ses délibérations sur les principaux sujets concernés. Au début du processus d'évaluation, une nouvelle étude approfondie de Drever *et al.* (2021) estimant le potentiel d'atténuation associé à de nombreuses SCBN au Canada a été publiée, ce qui a également éclairé le présent rapport.

5 Le forçage radiatif est la modification du flux énergétique qui se produit lorsque la quantité d'énergie entrant dans l'atmosphère terrestre diffère de celle qui en sort. Le forçage radiatif peut être causé par des facteurs naturels et anthropiques.

Le comité a reconnu l'importance des droits et des valeurs des peuples autochtones lors de la production de ce rapport, en particulier le rôle du savoir autochtone et de la gestion des terres. Afin de s'assurer que de telles données probantes soient incluses aux présentes, le comité a organisé une séance virtuelle sur les connaissances et les perspectives autochtones, afin d'entendre et de recueillir les points de vue d'experts autochtones situés dans diverses régions et écosystèmes du Canada (voir la page Remerciements). Ces experts ont fait part de leurs connaissances et de leur expérience de la gestion des terres en ce qui concerne les stocks et les flux de carbone dans les systèmes naturels, ainsi que de leur expérience des initiatives de séquestration du carbone et de la gouvernance environnementale. Voilà qui a fourni au comité des renseignements inestimables sur la pertinence de la gestion des puits de carbone sur le plan de la réconciliation, ainsi qu'un aperçu de la faisabilité de certaines SCBN, y compris les possibilités et les risques éventuels.

1.2.3 Cadre pour l'évaluation du potentiel des puits de carbone

On a demandé au comité d'évaluer toutes les SCBN adaptées au contexte canadien. Ce faisant, le comité a reconnu que la comparabilité et l'interopérabilité des données étaient essentielles pour soutenir la prise de décision. Le comité a également reconnu l'importance de refléter la qualité et la solidité des données à l'appui, y compris les incertitudes. Il a donc adopté un cadre d'évaluation composé de cinq éléments pour guider son travail et éclairer l'évaluation et la synthèse des données probantes. Des échelles structurées ont été élaborées pour guider l'évaluation de chaque élément par le comité (voir l'annexe pour des détails et des définitions supplémentaires).

Premièrement, une *échelle d'évaluation des données probantes* a été utilisée pour catégoriser la qualité et la quantité des données existantes pour chaque SCBN, en tenant compte des variables entre les disciplines, ainsi que du rôle des connaissances autochtones. Cette échelle a été adaptée des directives du GIEC sur le traitement des incertitudes (Mastrandrea *et al.*, 2010) et est utilisée pour caractériser la solidité des données qui sous-tendent les principales conclusions de l'évaluation globale du comité, en fonction de trois catégories : données limitées, modérées et solides (tableau 1.1). L'application de l'échelle des données probantes est éclairée par l'avis des experts du comité.

Tableau 1.1 Évaluations et définitions des données probantes utilisées par le comité

Évaluation des données probantes	Description
Limitées	Données probantes limitées ou incohérentes provenant de quelques études de qualité ou d'applicabilité incertaines (p. ex. existence limitée d'études évaluées par des pairs et/ou données provenant uniquement de quelques sites d'étude; applicabilité douteuse au contexte canadien; applicabilité limitée au contexte régional; données à l'appui limitées et/ou données de qualité/fiabilité incertaine; sources de données incohérentes)
Moyennes	Multiplés sources de données, cohérentes pour l'essentiel (p. ex. études indépendantes examinées par des pairs avec des résultats cohérents pour l'essentiel ou des données provenant de plusieurs sites; pertinence directe ou indirecte par rapport au contexte canadien; applicabilité régionale; éventuellement soutenues par d'autres types de données, y compris les connaissances autochtones)
Solides	Multiplés sources indépendantes et cohérentes de données de haute qualité (p. ex. nombreuses études indépendantes, évaluées par des pairs, avec des résultats cohérents ou des données provenant de nombreux sites d'étude; pertinence et applicabilité directes au contexte canadien et/ou régional; accompagnées de données à l'appui supplémentaires, y compris les connaissances autochtones)

Deuxièmement, le comité a évalué l'ampleur du potentiel de séquestration pour chaque SCBN (ou SCBN connexes). Les estimations sont exprimées en Mt $\text{eq CO}_2/\text{an}$ (voir section 1.2.1) pour être cohérentes avec les données sur les émissions du *Rapport d'inventaire national* du Canada (ECCC, 2022b). Ces estimations représentent le jugement du comité (fondé sur les meilleures données disponibles) quant à la quantité combinée de carbone séquestré que l'on peut raisonnablement attendre de l'adoption de ces SCBN au Canada (en plus de ce qui serait attendu si les pratiques et les tendances actuelles se poursuivaient). Les estimations tiennent compte des considérations temporelles en se concentrant sur les périodes suivantes : du présent à 2030, et de 2030 à 2050. Compte tenu des incertitudes importantes entourant le potentiel de séquestration de toutes les SCBN, le comité présente ses estimations du potentiel en fonction de cinq plages : 0–1, 1–5, 5–15, 15–25, et plus de 25 Mt $\text{eq CO}_2/\text{an}$. En outre, les effets potentiels des SCBN sur le climat sont pris en compte, y compris les effets et les incertitudes liés aux GES autres que le CO_2 .

Troisièmement, le comité a utilisé un cadre d'évaluation de la longévité d'une SCBN. Les *limites de la séquestration durable* reflètent ainsi la mesure dans laquelle les contraintes biophysiques ou techniques empêchent la séquestration du carbone sur une base continue, tandis que la *permanence* reflète la vulnérabilité de tout carbone supplémentaire séquestré par une SCBN aux perturbations et aux rejets atmosphériques (englobant à la fois les facteurs biophysiques et socioéconomiques). Les considérations relatives à la séquestration durable et à la permanence sont formulées tout au long du rapport sur la base d'un horizon temporel de 2022 à 2050; toutefois, le comité exprime des commentaires lorsque des données existent sur le potentiel à plus long terme des SCBN (par exemple, à partir de 2050). Dans la mesure du possible, le comité a également examiné le potentiel de fuite de carbone, dans lequel une réduction des émissions résultant d'une SCBN est annulée par une augmentation des émissions ailleurs.

Quatrièmement, le cadre d'évaluation du comité évalue la *faisabilité* de chaque SCBN en examinant les obstacles technologiques, biophysiques, socioéconomiques et politiques qui peuvent entraver ou empêcher sa mise en œuvre. Le comité a adopté une définition de la faisabilité qui inclut à la fois les considérations de coût et les obstacles à la mise en œuvre. Les facteurs considérés comme étant porteurs de faisabilité comprennent (a) la présence d'outils politiques et réglementaires; (b) les exigences en matière de vérification, de surveillance et d'application; et (c) l'alignement sur les besoins, l'expertise et les priorités des communautés autochtones.

Cinquièmement, le comité a également évalué les *cobénéfices* et les *compromis* pour chaque SCBN. Les types de cobénéfices pris en compte comprennent les impacts sur l'adaptation au climat, la biodiversité, les conditions économiques, les implications sociales et culturelles, et tout autre effet notable documenté ou prédit dans la littérature. Les compromis, les risques et les effets négatifs sur d'autres priorités politiques ou d'aménagement des terres sont également notés et décrits lorsqu'ils sont étayés par des données probantes.

Bien qu'il ne s'agisse pas d'un critère d'évaluation explicite, le comité a jugé que les *droits, la gestion des terres et les connaissances des Autochtones* étaient d'une importance fondamentale dans l'évaluation des SCBN. Reconnaissant que les communautés autochtones sont détentrices de droits ayant une incidence sur la faisabilité des options de SCBN, qu'elles revendiquent une longue tradition de gestion des terres et des stocks de carbone, et qu'elles possèdent des connaissances appréciables sur leurs environnements et écosystèmes locaux, le comité s'est tourné vers le savoir et les perspectives autochtones pour informer de manière significative les conclusions du rapport relativement à chacun des éléments mentionnés ci-dessus.

Toutefois, en ce qui concerne certaines études d'envergure nationale (comme Drever *et al.*, 2021), l'échelle de données probantes ne reflète pas adéquatement le processus suivi par le comité pour évaluer la qualité des données et des méthodologies utilisées pour arriver aux conclusions qui y sont formulées. Pour remédier à cette lacune, le comité a établi une échelle de confiance pour évaluer les études ou les conclusions individuelles lorsqu'une multitude de sources de données n'étaient pas accessibles (tableau 1.2). Les conclusions présentées dans ce rapport reflètent le jugement consensuel du comité.

Tableau 1.2 Échelle de confiance du comité

Évaluation de la confiance	Description
Limitée	Le comité n'a pas confiance dans la qualité ou dans l'applicabilité des données probantes et/ou des hypothèses qui sous-tendent les valeurs estimées. Le comité estime très probable que d'autres sources de données modifieraient les estimations (p. ex. données propres au Canada, données provenant de plusieurs sites, connaissances autochtones). Les impacts des changements climatiques, bien que difficiles à prévoir entièrement en termes de résultat net, pourraient notamment poser de grands risques qui modifieraient les valeurs estimées.
Modérée	Le comité a moyennement confiance dans la qualité ou l'applicabilité des données probantes et/ou des hypothèses soutenant les valeurs estimées. D'autres sources de données pourraient venir modifier les estimations (p. ex. données propres au Canada, données provenant de plusieurs sites, connaissances autochtones). Les impacts des changements climatiques, bien que difficiles à prévoir entièrement en termes de résultat net, pourraient poser au moins un risque moyen de modification des valeurs estimées.
Élevée	Le comité a confiance dans la qualité ou l'applicabilité des données probantes et/ou des hypothèses qui soutiennent les valeurs estimées; il est peu probable que des sources de données supplémentaires ou les impacts des changements climatiques modifient substantiellement les estimations du potentiel de séquestration.

Tout au long du rapport, des études nationales et internationales clés ont été utilisées comme base pour l'analyse des SCBN par le comité (p. ex. Drever *et al.*, 2021; Roe *et al.*, 2021). Toutefois, le comité reconnaît qu'il est difficile d'utiliser des données qui reposent sur des hypothèses nationales ou mondiales pour analyser des SCBN caractérisées par une variabilité régionale. Dans l'ensemble, le comité a donc choisi d'utiliser les estimations fournies par Drever *et al.* (2021) comme fondement d'une grande partie de son analyse quantitative, car elles représentent actuellement les seules estimations pancanadiennes pour bon nombre des solutions proposées. Toutefois, le comité note que, si les estimations à l'échelle

nationale peuvent être utiles pour évaluer les différences entre les SCBN, de nombreuses hypothèses sous-tendent ces estimations, et que les nuances régionales sont souvent négligées. Voilà pourquoi le comité a fourni une analyse supplémentaire au besoin pour tenir compte de ces nuances et explorer des aspects n'ayant pas été pris en compte par Drever *et al.* (2021), comme la faisabilité socioéconomique.

1.3 Organisation du rapport

Pour faciliter l'application pratique de ses conclusions, et pour être cohérent avec d'autres examens, le comité a exploré les SCBN en relation avec les types d'écosystèmes où ils peuvent être déployés. Le **chapitre 2** donne un aperçu général des puits de carbone naturels, de leur rôle dans le cycle mondial du carbone et de leur potentiel d'atténuation des changements climatiques, assorti de commentaires sur l'importance des puits de carbone canadiens dans le contexte mondial. Il explore également le leadership et l'expertise climatiques des Autochtones dans le domaine des SCBN, ainsi que le rôle des partenariats de SCBN entre les communautés autochtones et le gouvernement fédéral. Il s'agit là de considérations essentielles, car de vastes zones de puits de carbone dans ce qui est aujourd'hui le Canada sont soumises à la gouvernance et aux droits fonciers des Autochtones; l'engagement juridique du gouvernement du Canada envers les droits des Autochtones et la réconciliation exige en outre une participation pleine et entière des Autochtones à la mise en œuvre des SCBN.

Les **chapitres 3 à 6** explorent les possibilités d'améliorer la séquestration du carbone dans les divers écosystèmes du Canada. Le **chapitre 3** porte sur l'amélioration de la séquestration et la réduction des émissions de CO₂ dans les forêts canadiennes, sous l'angle de la biomasse souterraine et aérienne et du carbone organique contenu dans le sol. Le **chapitre 4** explore le potentiel de séquestration du carbone dans le secteur agricole et les prairies du Canada, tandis que le **chapitre 5** évalue les possibilités d'améliorer la séquestration dans les zones humides d'eaux douces, les lacs, les rivières et les réservoirs du Canada. Le **chapitre 6** traite du potentiel d'amélioration de la séquestration du carbone bleu dans les écosystèmes marins côtiers, et comprend une discussion sur les marais salés intertidaux et les prairies sous-marines. Chaque chapitre comprend une mise en contexte portant sur l'importance des communautés autochtones dans la gestion des terres dans le passé comme dans le présent, et aborde le rôle des communautés dans la préservation des stocks de carbone.

Le **chapitre 7** fait la synthèse des données probantes et compare le potentiel de séquestration associé à toutes les options explorées. Il résume le jugement du comité concernant les avantages potentiels de ces SCBN au Canada, et traite des problèmes et des obstacles associés à leur mise en œuvre, ainsi que des besoins futurs sur le plan de la recherche, en incluant les prochaines étapes. Il présente enfin une brève synthèse des principales conclusions du comité par rapport au mandat et ses réflexions finales.

Puits de carbone et atténuation des changements climatiques au Canada

- 2.1 Les GES et leur impact sur le climat
- 2.2 Contexte évolutif de la recherche et des politiques publiques en matière de SCBN
- 2.3 Les défis de la mise en œuvre des SCBN au Canada
- 2.4 Puits de carbone et peuples autochtones
- 2.5 Conclusion

Au Canada, le rôle que jouent les puits de carbone dans la régulation des concentrations de GES dans l'atmosphère est de plus en plus reconnu. En fait, les stocks de carbone contenus dans les forêts, les zones humides, les prairies et les terres agricoles du Canada recèlent une importance qui s'étend à l'échelle du globe; ils peuvent ainsi jouer un rôle essentiel dans l'atténuation — mais aussi l'accélération — des changements climatiques (ECCC, 2020a).

2.1 Les GES et leur impact sur le climat

2.1.1 Cycle naturel du carbone

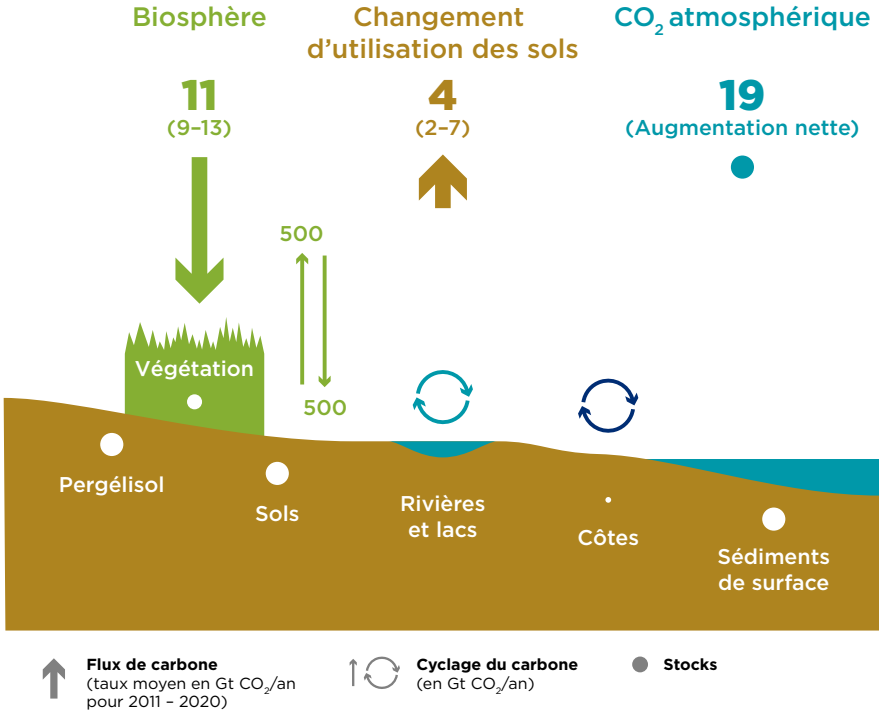
Le carbone circule en permanence entre les réservoirs atmosphériques, terrestres et aquatiques par divers canaux : c'est ce que l'on appelle le cycle du carbone

Le carbone atmosphérique, sous forme de dioxyde de carbone (CO_2) et de méthane (CH_4), joue un rôle essentiel dans la régulation du climat par l'absorption et la réémission du rayonnement de grandes longueurs d'onde⁶. S'ajoutent à ces deux gaz la vapeur d'eau, l'oxyde nitreux (N_2O) et d'autres encore (p. ex. l'ozone), qui sont eux aussi responsables de l'effet de serre. Collectivement, ils sont donc désignés par le terme « gaz à effet de serre » (GES). Les variations dans la composition de l'atmosphère terrestre, en particulier la quantité de GES qu'y s'y trouvent, modifient l'équilibre radiatif de la planète, ce qui entraîne des changements dans la température de surface. Le carbone joue également un rôle important dans la production d'énergie par la combustion fossile de matières carbonées comme le charbon, le pétrole et le gaz naturel. La combustion de ces substances libère du CO_2 , du CH_4 et d'autres gaz dans l'atmosphère, modifiant ainsi le cycle naturel du carbone et le climat de la Terre par le renvoi dans l'atmosphère, en l'espace d'un siècle, du carbone séquestré pendant des millions d'années.

Sur Terre, le carbone est naturellement stocké dans les roches, les sédiments, les systèmes aquatiques, les sols, la biomasse et l'atmosphère. Si l'on exclut les roches, le plus grand réservoir mondial de carbone est l'océan profond, qui contient environ 80 % du carbone de la Terre (Bruhwiler *et al.*, 2018). Le reste est stocké dans les sols et le pergélisol (9 %); les sédiments océaniques (4 %); les gisements de pétrole, de gaz et de charbon (3 %); les eaux de surface océaniques (2 %); l'atmosphère (2 %); et la végétation (~1 %) (Bruhwiler *et al.*, 2018). Des transferts de carbone, appelés flux, se produisent entre ces réservoirs de carbone, également appelés stocks ou bassins (encadré 1.1). Ces flux se produisent en réponse à des processus physiques, chimiques et biologiques qui peuvent être affectés par les changements climatiques et provoquer des rétroactions climatiques liées au cycle du carbone (voir section 2.1.2).

6 Rayonnement émis par la Terre.

La figure 2.1 illustre une partie du cycle global du carbone, avec les estimations actuelles des stocks et des flux naturels. Les flux entre les réservoirs de carbone terrestres ou océaniques et l’atmosphère sont généralement soumis à des niveaux d’incertitude plus élevés que les émissions provenant de la combustion de combustibles fossiles; plutôt que d’être mesurés directement, ils sont estimés à diverses échelles, à l’aide d’approches *descendantes* ou *ascendantes* (encadré 2.1).



Adapté avec permission : Global Carbon Project (2021)

Figure 2.1 Cycle global du carbone

Cette figure illustre les estimations des réservoirs de carbone en gigatonnes (Gt) de CO₂ et des flux de carbone en Gt CO₂/an, selon une moyenne mondiale établie pour les années 2011-2020. L’ampleur des stocks de carbone est représentée par la taille des cercles associés. Les flèches larges représentent les perturbations anthropiques du cycle naturel du carbone, qui est lui-même illustré par des flèches fines (voir Global Carbon Project [2021] pour une ventilation complète de la manière dont les valeurs ont été estimées). Les flèches ascendantes indiquent les émissions dans l’atmosphère, tandis que les flèches descendantes indiquent l’absorption par l’environnement. Les valeurs en Gt CO₂ sont estimées pour les réservoirs et les flux de CO₂ uniquement; les flux et les stocks de CH₄ et de CO ne sont pas inclus, ni les flux latéraux.

Encadré 2.1 Estimation des flux de carbone sur de grandes surfaces

Pour estimer les flux de carbone terrestre sur de vastes zones, voire à l'échelle mondiale, il faut combiner mesures et modélisation; ces approches sont communément qualifiées de descendantes ou d'ascendantes. Aux fins de la surveillance des flux associés aux SCBN, les approches ascendantes (ou basées sur la biosphère) sont le plus souvent utilisées. Elles s'appuient sur des mesures de terrain et de télédétection comme sur des modèles de processus écosystémiques pour déterminer l'ampleur et la variabilité des puits de carbone terrestres (Hayes *et al.*, 2018). Ces approches sont privilégiées pour suivre les flux entre les bassins de carbone dans certaines évaluations du carbone à grande échelle où de vastes ensembles de données sont disponibles; cependant, le sous-échantillonnage des bassins de carbone, des écosystèmes ou des régions peut générer des erreurs, notamment la sous-estimation et la surestimation des flux, ou encore de grandes incertitudes (Pan *et al.*, 2011; Hayes et Turner, 2012; Saunois *et al.*, 2020). L'une des principales incertitudes concerne le manque de données sur la superficie d'écosystèmes entiers (dû en partie à l'absence de consensus sur ce qui constitue un écosystème), ce que le comité considère comme un obstacle important à la mise en œuvre et à la transposition à grande échelle des SCBN.

Le cycle du carbone opère à la fois sur des échelles de temps rapides et lentes

Les échanges rapides de carbone comprennent les flux entre la couche inférieure de l'atmosphère et la couche supérieure de l'océan ou de la biosphère; ces échanges s'opèrent sur une échelle de temps allant de quelques jours à quelques années (Ciais *et al.*, 2013). Pour de telles échelles de temps, les échanges de CO₂ entre l'atmosphère et la biosphère peuvent se produire par le biais des processus métaboliques de photosynthèse et de respiration (Ciais *et al.*, 2013). Le cycle lent du carbone implique quant à lui des échanges entre des réservoirs comme l'océan profond, les sédiments océaniques et les roches, dont le cycle s'effectue sur des centaines, voire des millions d'années.

Le carbone stocké dans les environnements terrestres peut être libéré directement dans l'atmosphère, ou transféré sous diverses formes dans l'environnement aquatique, où il sera peut-être émis dans l'atmosphère, enfoui ou transporté plus loin (Cole *et al.*, 2007; Raymond *et al.*, 2013). Les échanges de CO₂ entre l'océan et

l'atmosphère dépendent de la différence de concentration entre l'atmosphère et l'océan de surface, qui varie en fonction de la circulation océanique (p. ex. rejet de CO₂ en provenance des régions de remontée d'eau; absorption de CO₂ dans les formations d'eau profonde) et de la production primaire nette par les organismes marins (Bruhwiler *et al.*, 2018; Canadell *et al.*, 2021).

Le méthane est un important GES dans le cycle du carbone

Le carbone circule également dans le système terrestre sous la forme de CH₄. Bien qu'il soit présent à des concentrations atmosphériques beaucoup plus faibles que le CO₂, le CH₄ est un GES plus puissant, environ 30 fois plus efficace que le dioxyde de carbone pour piéger la chaleur sur une période de 100 ans (Forster *et al.*, 2021b). Une fois dans l'atmosphère, le CH₄ a une durée de vie d'environ neuf ans (Prather *et al.*, 2012). Voilà qui ajoute de l'attrait aux efforts d'intervention rapide axés sur la réduction des émissions de CH₄, qui permettraient de stabiliser ou de réduire les concentrations atmosphériques de CH₄ en quelques décennies (Saunois *et al.*, 2020). Bien que la contribution des puits de CH₄ par rapport à la concentration de CH₄ atmosphérique soit largement incertaine (Kirschke *et al.*, 2013; Saunois *et al.*, 2017; Turner *et al.*, 2019), il est généralement admis que les milieux humides d'eaux douces et les lacs sont des sources importantes de CH₄, et que ces émissions sont liées à des conditions anaérobies (c.-à-d. milieux appauvris en oxygène) résultant de la décomposition de la matière organique (Saunois *et al.*, 2020). Les incendies, les océans, les sources géologiques (p. ex. les sédiments) et la fermentation entérique⁷ chez les animaux contribuent également aux émissions globales de CH₄ (Bruhwiler *et al.*, 2018; Saunois *et al.*, 2020). Les sources anthropiques d'émissions de CH₄ comprennent des pratiques comme l'extraction de combustibles fossiles, l'enfouissement des déchets et leur traitement, l'agriculture dans les rizières et l'élevage de ruminants (Ciais *et al.*, 2013).

2.1.2 Impacts humains sur le cycle du carbone

Les produits de la combustion fossile et d'autres émissions anthropiques affectent le cycle global du carbone, augmentant les concentrations de GES dans l'atmosphère

Les émissions anthropiques perturbent le cycle du carbone. Sont principalement en cause la combustion de combustibles fossiles et les changements d'affectation des terres, qui libèrent ou dégradent les stocks naturels de carbone (Bruhwiler *et al.*, 2018). Ces émissions ont fait passer la concentration atmosphérique de CO₂

7 La fermentation entérique fait partie du processus digestif des grands animaux herbivores à sabots qui paissent dans les champs, « des microbes décomposant et fermentant les aliments présents dans leur tube digestif ou leur rumen; le CH₄ entérique est l'un des sous-produits de ce processus et est expulsé par l'animal lorsqu'il éructe » (FAO, 2016).

de ~280 parties par million (ppm) à l'époque préindustrielle à plus de 418 ppm ces dernières années, soit une augmentation d'environ 45 % (MacFarling Meure *et al.*, 2006; NOAA, 2022a). Les concentrations de CH₄ ont également augmenté d'environ 171 % par rapport aux valeurs préindustrielles, passant de ~700 parties par milliard (ppb) à plus de 1 900 ppb de nos jours (MacFarling Meure *et al.*, 2006; NOAA, 2022b).

À l'échelle mondiale, les puits de carbone terrestres et marins absorbent un peu plus de la moitié des émissions anthropiques annuelles de CO₂

Les puits de carbone terrestres mondiaux ont absorbé environ 30 % des émissions anthropiques annuelles de CO₂ depuis 1850, les systèmes marins étant responsable des 26 % d'absorption supplémentaires (Friedlingstein *et al.*, 2021). Si les émissions anthropiques ont augmenté au cours du siècle dernier, il en va de même pour les taux d'absorption des puits de carbone terrestres en raison de l'augmentation des apports de CO₂ et d'azote sur la croissance des plantes (c.-à-d. la fertilisation), combinée à l'allongement de la saison de croissance, qui est lui-même un effet des changements climatiques. De même, la capacité de l'océan à absorber le CO₂ a augmenté au cours de la dernière décennie, l'augmentation la plus importante se situant dans l'Atlantique Nord et l'océan Austral. Ensemble, les puits de carbone terrestres et marins ont éliminé environ 55 % des émissions anthropiques depuis 1960 (Friedlingstein *et al.*, 2021).

Avec l'augmentation de la température, les conditions environnementales vont changer et avoir un impact supplémentaire sur le bilan carbone des écosystèmes

L'augmentation des concentrations de GES depuis l'époque préindustrielle a, par extension, augmenté la quantité totale de forçage radiatif agissant sur la Terre, ce qui a mené à un accroissement de la température moyenne à la surface du globe au cours de la dernière décennie (2011 – 2020) de 1,1 °C par rapport aux niveaux préindustriels (Pörtner *et al.*, 2021). Ces changements de température ont également entraîné des modifications de la quantité, de la répartition et du moment des précipitations, et augmenté la fréquence comme l'intensité des événements météorologiques extrêmes (Pörtner *et al.*, 2021). Les changements climatiques affectent en outre les processus en jeu dans les perturbations comme les infestations d'insectes, les incendies de forêt, les sécheresses et les maladies. C'est ce qui entraîne des modifications de la production primaire nette, qui à son tour affecte le bilan carbone des écosystèmes, par la libération du carbone dans l'atmosphère sous forme de rétroaction climatique positive (Arias *et al.*, 2021). On s'attend, par exemple, à ce que les incendies de forêt deviennent plus graves et plus fréquents, ce qui — parallèlement aux changements dans la composition de

la végétation associés aux changements climatiques — représente une boucle de rétroaction climatique positive du carbone qui accélérera probablement le réchauffement à l'avenir (Canadell *et al.*, 2021). Toutefois, le comité a noté que toutes les altérations induites par les changements climatiques ne se traduiront pas par des rétroactions positives; dans certains cas, elles peuvent même entraîner des rétroactions négatives (voir p. ex. Walker *et al.*, 2021).

Les émissions mondiales de GES continuant à augmenter, on prévoit que la capacité d'absorption des puits de carbone terrestres et marins s'en trouvera réduite

De nombreux processus du cycle du carbone sont sensibles aux changements climatiques, affectant ainsi la capacité des puits terrestres et marins à absorber le carbone au fil du temps. Par exemple, on s'attend à ce que la respiration des sols augmente dans un climat plus chaud, ce qui entraînera une libération plus importante de CO₂ dans l'atmosphère (Li *et al.*, 2020). Le réchauffement réduit également la solubilité du CO₂ dans l'eau de mer et augmente la stratification des océans, ce qui réduit la capacité de ceux-ci à absorber ce gaz (Arias *et al.*, 2021). Alors que la quantité de CO₂ absorbée par les puits de carbone terrestres et marins devrait augmenter à mesure que les concentrations atmosphériques de CO₂ s'accroissent, les rétroactions climatiques devraient diminuer l'efficacité de ces puits, laissant une part plus importante des émissions de CO₂ dans l'atmosphère (Arias *et al.*, 2021).

2.1.3 Cycle de l'azote

Certaines SCBN affectent également le cycle de l'azote, en agissant à titre de sources ou de puits de N₂O

L'azote est un nutriment essentiel à la vie et à la croissance des plantes, mais, dans de nombreux cas, il n'est absorbé par les producteurs primaires que sous ses formes réactives (c.-à-d. l'ammonium, le nitrite et le nitrate). Une plus grande disponibilité de l'azote pour les producteurs primaires est donc à même d'améliorer la séquestration du CO₂ atmosphérique en stimulant la photosynthèse et la croissance des plantes si les taux de décomposition de la matière organique et de perte d'azote restent constants (Zhang *et al.*, 2020), tandis que le réchauffement climatique peut favoriser le cycle de l'azote et les apports de carbone dans les sols des écosystèmes de la forêt boréale canadienne disposant d'un approvisionnement en eau suffisant (Philben *et al.*, 2016; Ziegler *et al.*, 2017).

L'augmentation des concentrations d'azote réactif a également des conséquences négatives. Le ruissellement des engrais azotés provoque l'eutrophisation⁸ des milieux terrestres et marins, qui est associée à une augmentation des émissions d'oxyde d'azote et de N₂O (Gruber et Galloway, 2008; Zhang *et al.*, 2020). L'eutrophisation a des implications qui s'étendent au-delà du cycle de l'azote, puisqu'elle favorise les émissions de CH₄ via la respiration anaérobie. Les activités humaines — principalement la combustion de combustibles fossiles, l'expansion de la culture de légumineuses et l'utilisation généralisée d'engrais riches en azote (Gruber et Galloway, 2008; Fowler *et al.*, 2013; Zhang *et al.*, 2020) — ont augmenté la quantité d'azote disponible dans les écosystèmes terrestres, aquatiques et marins. Le fait que le N₂O fasse partie du décor complique l'analyse de certaines SCBN (p. ex. les pratiques agricoles qui séquestrent le carbone du sol), car l'augmentation des émissions de N₂O peut annuler les avantages d'une meilleure séquestration (Li *et al.*, 2005; Powlson *et al.*, 2011) (section 4.3.1).

2.1.4 Autres impacts climatiques des SCBN

L'évaluation précise des effets des SCBN nécessite la prise en compte d'autres impacts climatiques, notamment l'albédo et les aérosols

Les impacts des SCBN vont au-delà de l'intervention directe dans les cycles du carbone et de l'azote — ils peuvent également modifier les processus qui déterminent le bilan énergétique à la surface de la Terre et donc, la température de surface. L'un de ces effets prend la forme d'une modification de l'albédo de la surface, soit « la fraction du rayonnement solaire entrant renvoyée dans l'espace par la surface de la Terre » (Bright *et al.*, 2016). Les surfaces claires, telles que la neige ou la couverture de glace, reflètent fortement de plus grandes quantités de rayonnement solaire, tandis que les surfaces plus sombres, comme la couverture dense des arbres, en reflètent des quantités moindres, permettant au rayonnement d'être absorbé et de réchauffer la surface. D'autres effets incluent des changements dans l'évapotranspiration et la couverture nuageuse, qui augmentent le refroidissement (Bright *et al.*, 2017; Cerasoli *et al.*, 2021; Duveiller *et al.*, 2021). La modification de l'albédo de la surface terrestre a le potentiel de contrecarrer ou d'amplifier les avantages en matière d'atténuation du climat découlant de l'augmentation de la séquestration du carbone dans les écosystèmes terrestres (voir p. ex. Myhre *et al.*, 2013; Settele *et al.*, 2014). Dans le secteur forestier, des pratiques comme la restauration du couvert forestier réduisent activement l'albédo de surface d'une zone géographique donnée, augmentant

8 L'eutrophisation est l'augmentation de la concentration de nutriments dans un système aquatique, ce qui « restreint l'utilisation de l'eau [...] en raison de la croissance accrue d'algues et de mauvaises herbes aquatiques et du manque d'oxygène causé par leur mort et leur décomposition » (Khan et Mohammad, 2014). De telles conditions peuvent favoriser la dénitrification et l'émission de N₂O.

ainsi l'absorption du rayonnement solaire entrant et, en retour, la température de surface (De Wit *et al.*, 2014; Settele *et al.*, 2014). Cet effet est particulièrement marqué dans les régions à couverture neigeuse saisonnière, où les arbres masquent l'albédo élevé de la neige (Betts, 2000). En revanche, il a été démontré que les changements de pratiques agricoles, comme la culture sans labour et l'utilisation de cultures de couverture pendant les périodes de jachère, augmentent l'albédo de surface et entraînent de cette façon un refroidissement local (Davin *et al.*, 2014; Hirsch *et al.*, 2018; Lugato *et al.*, 2020).

Certaines SCBN contribuent également aux impacts climatiques en modifiant les charges d'aérosols atmosphériques. Les aérosols — particules fines en suspension dans l'atmosphère — sont émis directement par des sources anthropiques et naturelles (Després *et al.*, 2012; Paasonen *et al.*, 2016), ou se forment dans l'atmosphère par l'oxydation de composés organiques volatils (COV) biogènes (Laothawornkitkul *et al.*, 2009). De nombreuses SCBN émettent des COV biogènes qui servent de précurseurs pour la formation d'aérosols organiques secondaires et peuvent ainsi modifier les charges atmosphériques (Petäjä *et al.*, 2022). Les aérosols affectent l'équilibre radiatif de la Terre directement en diffusant et en absorbant la lumière du soleil, et indirectement en modifiant la couverture nuageuse et l'albédo des nuages, ce qui influe sur la quantité de rayonnement solaire réfléchi dans l'espace (Boucher *et al.*, 2013; Zhou *et al.*, 2014). Malgré l'importance potentielle des rétroactions entre les émissions biogènes de COV, la formation d'aérosols et le climat, l'état actuel des connaissances sur ces effets est soumis à des niveaux élevés d'incertitude, dont une partie peut être attribuée au rôle varié de la couverture nuageuse dans ces rétroactions. Les effets de ces rétroactions, ainsi que ceux liés aux changements de l'albédo de surface, sont abordés dans la mesure du possible dans ce rapport. Les effets de l'albédo sont abordés en relation avec les incertitudes associées à la détermination de l'ampleur du potentiel de séquestration des SCBN, tandis que les autres effets sont évalués séparément.

L'impact des SCBN sur le climat est encore plus complexe. Par exemple, Zickfeld *et al.* (2021) ont noté des effets asymétriques des émissions et des absorptions de CO₂. Ainsi, sur une période de 100 ans, les émissions de CO₂ font plus efficacement augmenter les niveaux atmosphériques de CO₂ que les absorptions équivalentes ne les réduisent (Zickfeld *et al.*, 2021). Aux fins de l'atténuation des changements climatiques, la séquestration du carbone — par des puits terrestres ou d'autres moyens — ne doit donc pas être considérée comme étant équivalente à des émissions évitées.

2.1.5 Échelle, distribution et importance des stocks de carbone au Canada

Des quantités importantes de carbone sont stockées dans les écosystèmes terrestres du Canada

Étant donné l'intérêt croissant pour le rôle des SCBN dans la séquestration du carbone, il est devenu prioritaire de mieux comprendre l'ampleur et la répartition des stocks de carbone terrestres au Canada (et ailleurs dans le monde). Les estimations de l'inventaire national du Canada ont récemment été critiquées parce qu'elles ne reflètent pas avec précision la répartition totale des stocks de carbone dans les catégories d'utilisation des terres aménagées et non aménagées (voir p. ex. Harris *et al.*, 2022; Sothe *et al.*, 2022). Ces estimations ne rendent actuellement compte que des stocks de carbone présents dans la matière organique du sol et la biomasse aérienne et souterraine des zones terrestres aménagées (ECCC, 2022a). Elles sous-représentent les stocks de carbone potentiels : les forêts aménagées, par exemple, ne représentent que ~65 % de la superficie forestière totale du Canada (ECCC, 2022b). Les évaluations des stocks de carbone dans le sol ayant été communiquées précédemment sont également susceptibles d'être sous-estimées, car elles sont basées sur les 30 cm et/ou 1 m supérieurs du sol dans les tourbières, alors que des études ont montré que la profondeur de la tourbe peut dépasser 2,5 m (Hugelius *et al.*, 2020; Sothe *et al.*, 2022).

Le carbone séquestré dans les sols représente la majorité des stocks de carbone du pays. Selon la FAO (2018), le Canada détient 12 % du stock mondial de carbone organique du sol (80 200 Mt C), lorsque les estimations portent sur une profondeur de 30 cm. Cependant, cette façon de calculer risque d'entraîner une sous-estimation du carbone du sol stocké dans les tourbières, qui couvrent environ 107 Mha des écosystèmes boréaux et de la toundra canadienne (Olefeldt *et al.*, 2021). En outre, une proportion importante du carbone du sol au Canada est stockée dans le pergélisol (encadré 2.2), ce qui concerne environ 30 % des tourbières du pays (Olefeldt *et al.*, 2021). Au total, les tourbières du nord du Canada stockent ~150 Gt de carbone dans leurs sols (Joosten, 2009; Hugelius *et al.*, 2020).

Encadré 2.2 Pergélisol, flux de carbone et rétroactions climatiques

Le pergélisol est un sol dont les couches inférieures restent gelées toute l'année, tandis qu'une couche de surface, appelée *couche active*, est soumise à un dégel saisonnier (Schuur *et al.*, 2018). Ces sols contiennent de grandes quantités de matières organiques qui se décomposent rapidement lors du dégel, libérant du CO₂ et du CH₄ dans l'atmosphère (Canadell *et al.*, 2021). Les émissions anthropiques ont entraîné un réchauffement des hautes latitudes, un phénomène qui accélérera le dégel du pergélisol (Jia *et al.*, 2019) et affectera de vastes zones du nord du Canada dans les prochaines décennies (Derksen *et al.*, 2019).

Des augmentations de température du pergélisol de 0,1 °C par décennie ont été observées dans la partie centrale de la vallée du Mackenzie (Territoires du Nord-Ouest), accompagnées d'un épaissement de la couche active de 10 % depuis 2000 (Derksen *et al.*, 2019). Le dégel futur du pergélisol et les émissions de GES associées amplifieront le réchauffement climatique (Canadell *et al.*, 2021). La libération nette de CO₂ par les écosystèmes du pergélisol pourrait être se chiffrer entre 11 et 174 milliards de tonnes de carbone d'ici 2100 (Schuur *et al.*, 2015; Gasser *et al.*, 2018; Natali *et al.*, 2019), ce qui équivaldrait à une partie importante du bilan carbone restant nécessaire pour atteindre l'objectif de l'Accord de Paris consistant à limiter le réchauffement à 1,5 °C (Rogelj *et al.*, 2019). Le dégel du pergélisol a également des impacts négatifs généralisés sur les communautés nordiques en endommageant ou en déstabilisant les infrastructures qui s'y trouvent (Hjort *et al.*, 2018), ainsi qu'en modifiant les conditions hydrologiques locales (Varner *et al.*, 2021).

Une incertitude importante demeure quant à la force potentielle de la rétroaction du carbone provenant du pergélisol, malgré un niveau élevé de confiance dans le fait qu'un réchauffement accru entraînera une augmentation des émissions de GES provenant du dégel des sols (Canadell *et al.*, 2021). Cela s'explique en partie par le fait que l'on ne sait pas dans quelle mesure les GES seront libérés dans l'atmosphère, ni l'échelle de temps approximative durant laquelle ces pertes se produiront (Rogelj *et al.*, 2019; Canadell *et al.*, 2021). D'autres incertitudes tournent autour de la contribution relative des émissions de CO₂ et de CH₄. Compte tenu de l'ampleur des flux potentiels — ainsi que de la probabilité que les émissions de GES libérées par le pergélisol se poursuivent, quels que soient les scénarios d'émissions (Abbott *et al.*, 2016) — des recherches supplémentaires sont justifiées afin d'étendre

(continue)

(a continué)

les technologies de mesure et les activités de surveillance (notamment les relevés par drone et le LIDAR par avion), de financer les sites de surveillance, de collecter des données supplémentaires dans des dépôts accessibles et d'améliorer les modèles du système terrestre (Turetsky *et al.*, 2019). Parvenir à une meilleure compréhension de la dynamique des rejets de carbone associés au dégel du pergélisol, et incorporer de manière adéquate cette dynamique dans les modèles du système terrestre et les modèles d'évaluation intégrée, sont des priorités de recherche essentielles pour anticiper et gérer les changements dans le cycle du carbone, et tout risque climatique associé (Natali *et al.*, 2021).

De plus, Sothe *et al.* (2022) ont estimé que les forêts canadiennes stockent 14 000 Mt C dans la biomasse aérienne — comparativement au total de 11 500 Mt C rapporté par Kurz et Apps (1999). La biomasse aérienne des écosystèmes non forestiers stocke quant à elle environ 200 Mt C (Sothe *et al.*, 2022).

Une grande partie du carbone stocké dans les écosystèmes canadiens serait irrécupérable à l'échelle des générations humaines s'il était libéré dans l'atmosphère

Comme nous l'avons mentionné précédemment, le Canada recèle une part importante du carbone stocké dans les écosystèmes terrestres à l'échelle mondiale. En cas de perte dans l'atmosphère, une grande partie de ce carbone ne pourrait pas être reséquestrée à l'échelle des générations humaines. Ces stocks de carbone représentent une incertitude supplémentaire pour les SCBN, car on sait peu de choses sur l'impact de leurs pertes sur la capacité des SCBN à séquestrer ou à continuer de réduire les émissions de carbone. Malgré une telle incertitude toutefois, ces stocks représentent aussi une occasion d'améliorer la gestion et la protection des écosystèmes au Canada.

Dans une analyse des stocks de carbone mondiaux, Noon *et al.* (2022) ont constaté qu'à certains endroits, les stocks de carbone terrestres et côtiers sont vulnérables à la libération due à l'activité humaine et que, s'ils sont perdus, il est peu probable qu'ils puissent être entièrement restaurés à partir du bilan carbone restant. Noon *et al.* (2022) ont également constaté que, à l'échelle mondiale, les écosystèmes de la Terre contiennent environ 139,1 Gt de carbone irrécupérable, ce qui représente à peu près 20 % du carbone total des écosystèmes gérables. Au Canada, les tourbières boréales du nord de l'Ontario et du Manitoba ont été reconnues comme étant une région riche en stocks de carbone irrécupérable (Noon *et al.*, 2022).

2.2 Contexte évolutif de la recherche et des politiques publiques en matière de SCBN

2.2.1 Recherche mondiale et canadienne portant sur les SCBN

La recherche et les politiques publiques s'intéressent de plus en plus aux SCBN : des études récentes suggèrent en effet qu'elles pourraient jouer un rôle de soutien important dans l'atténuation des changements climatiques

La reconnaissance du potentiel de séquestration des puits de carbone naturels amène à une attention croissante sur leur capacité à jouer un rôle dans la politique climatique. De plus en plus de données probantes soulignent le potentiel de diverses SCBN, renforçant ainsi les conclusions du GIEC (2020), qui a mis en évidence la possibilité qu'un aménagement durable des terres contribue à atténuer

et potentiellement, à inverser les impacts négatifs des changements climatiques. Un ensemble d'études internationales récentes ont exploré le potentiel d'atténuation des GES de telles interventions au niveau mondial.



« les SCBN ne compensent qu'une part modeste des émissions de GES actuelles et prévues au Canada et à l'échelle mondiale. »

Griscom *et al.* (2017) ont étudié un certain nombre de mesures de conservation, de restauration et d'amélioration de l'aménagement des terres qui augmentent le stockage du carbone et/ou réduisent les émissions de GES. Ces mesures avaient collectivement un potentiel d'atténuation mondial maximal de 23,8 Gt éq CO₂/an (en utilisant 2030 comme année de

référence). Cependant, environ la moitié de ce total représente des interventions entreprises dans des écosystèmes forestiers tropicaux qui ne sont pas applicables au contexte canadien. En tenant compte des considérations de coût, cette valeur représente environ 37 % des mesures d'atténuation requises pour augmenter la probabilité de maintenir le réchauffement planétaire au seuil convenu de 2 °C (Griscom *et al.*, 2017). De même, Roe *et al.* (2021) ont entrepris une évaluation du potentiel d'atténuation de 20 mesures terrestres, incluant des critères de faisabilité au niveau des pays. Ils sont arrivés à un potentiel mondial de séquestration d'environ 8 à 13,8 Gt éq CO₂/an entre 2020 et 2050, le Canada ayant un potentiel de séquestration de 0,4 (± 0,2) Gt éq CO₂/an, ce qui le place parmi les 15 premiers pays (Roe *et al.*, 2021). Girardin *et al.* (2021) ont passé en revue un ensemble d'évaluations de SCBN, et ont déterminé que les SCBN jouent un rôle important dans la réduction de la température moyenne mondiale lorsqu'elles sont maintenues. Pourtant, l'estimation du potentiel d'atténuation mondial des SCBN reste très incertaine,

car les variations régionales et propres aux écosystèmes auront un impact sur le potentiel de séquestration global — parallèlement à d'autres considérations, comme le coût, les obstacles à la mise en œuvre et les avancées technologiques.

À ce titre, les SCBN sont devenus l'objet de discussions et d'études sur la politique climatique au Canada. Bien que leur potentiel au pays varie selon les études (voir Drever *et al.*, 2021; Roe *et al.*, 2021), Drever *et al.* (2021) font état d'un potentiel d'atténuation maximal d'environ 78,2 (entre 41,0 à 115,1) Mt éq CO₂/an d'ici 2030. Si la mise en œuvre est réussie, cela représente un potentiel technique global de ~11,6 % des émissions annuelles du Canada qui, en 2020, étaient estimées à environ 672 Mt éq CO₂ (ECCC, 2022b). Toutes les recherches et les conclusions récentes portant sur les SCBN indiquent que les interventions dans les puits de carbone naturels ont le potentiel de jouer un rôle dans l'atténuation des émissions mondiales de GES. Toutefois, de l'avis du comité, même dans le cadre des scénarios les plus optimistes, les SCBN ne compensent qu'une part modeste des émissions de GES actuelles et prévues au Canada et à l'échelle mondiale.

2.2.2 Les SCBN et la politique climatique fédérale au Canada

Les SCBN font partie de plusieurs engagements politiques récents du gouvernement du Canada, notamment son engagement législatif d'atteindre la carboneutralité d'ici 2050

En tant que partie signataire de l'Accord de Paris, le gouvernement du Canada s'est engagé à réduire ses émissions de GES de 30 % par rapport aux niveaux de 2005 d'ici 2030, ce qui représente une réduction de 221,7 Mt éq CO₂ (ECCC, 2015, 2021c). En 2021, le gouvernement du Canada a renchéri sur ses propres ambitions en matière d'atténuation des changements climatiques, annonçant un objectif accru de réduction des émissions de 40 à 45 % par rapport aux niveaux de 2005 d'ici 2030, soit une réduction totale estimée de 295,6 à 332,6 Mt en éq CO₂ (ECCC, 2021c; CPM, 2021a). Cet engagement a été annoncé peu de temps après celui visant protéger 25 % des terres et des océans du Canada d'ici 2025 et 30 % d'ici 2030, « en utilisant des solutions fondées sur la nature pour lutter contre les changements climatiques, et à atteindre une cible de zéro émission nette de gaz à effet de serre d'ici 2050 » (GC, 2021a, 2021d). Ces engagements cherchent à étendre les stratégies existantes, non seulement en protégeant l'environnement naturel contre les effets des changements climatiques, mais aussi en utilisant les systèmes naturels comme moyen d'adaptation au climat et d'atténuation de ces effets (pour des exemples de l'interaction de ces engagements avec les stratégies et les règlements provinciaux existants et proposés, voir les sections 3.5.2, 4.5.2, 5.5.2 et 6.5.2).

En 2020, le gouvernement du Canada a publié une mise à jour de son plan climatique, *Un environnement sain et une économie saine*, qui comporte 64 politiques, programmes et investissements fédéraux nouveaux ou améliorés pour s'assurer que le pays est sur la bonne voie concernant l'atteinte des objectifs de 2030 de l'Accord de Paris (ECCC, 2020a). Il s'agit notamment d'interventions supplémentaires liées aux SCBN, comme la plantation d'arbres, la conservation et la restauration des écosystèmes, l'amélioration de la gestion des terres et des eaux, et l'établissement d'aires protégées et de conservation autochtones (APCA) (ECCC, 2020a). Un autre développement clé fut l'adoption de la *Loi sur la responsabilité en matière de carboneutralité* (projet de loi C-12) en juin 2021, qui a officialisé l'objectif du gouvernement du Canada d'atteindre des émissions nettes nulles d'ici 2050 (GC, 2021b). Cet engagement exige que l'ensemble de l'économie canadienne n'émette aucun GES d'ici 2050 ou que les émissions soient compensées par diverses mesures et technologies, dont potentiellement les SCBN (GC, 2021c). Le gouvernement du Canada s'efforce également d'accélérer la mise en œuvre des SCBN grâce à de nouveaux investissements dans les solutions climatiques, notamment le Fonds d'action climatique à la ferme pour le climat (dans le cadre de l'initiative Solutions agricoles pour le climat) (GC, 2021f; AAC, 2022). D'autres initiatives devraient offrir des possibilités d'atténuation des GES et des cobénéfices supplémentaires, comme l'engagement du gouvernement fédéral à planter deux milliards d'arbres au cours des dix prochaines années, la *Déclaration des dirigeants de Glasgow sur les forêts et l'utilisation des terres* de 2021 — qui vise à atteindre un équilibre entre le développement durable et la perte de forêts (CCNUCC, 2021b) —, l'établissement de nouvelles APCA et la poursuite des programmes des gardiens autochtones (section 2.4). Toutes ces initiatives visent à réduire la pollution, à accroître la résilience des collectivités face aux événements climatiques extrêmes, à créer des milliers d'emplois et à améliorer la santé mentale et le bien-être des gens grâce à un accès accru à la nature (ECCC, 2020a, s.d.; GC, 2021f, 2021g). Le gouvernement fédéral s'est également engagé à veiller à ce que la mise en œuvre de ces engagements soit fondée sur la science, le savoir autochtone et les perspectives locales (ECCC, s.d.).

2.3 Les défis de la mise en œuvre des SCBN au Canada

Les engagements politiques permettant aux nations (ou à l'industrie) de compenser les émissions par des actions qui améliorent la séquestration du carbone dans les puits naturels ne font pas l'unanimité. Bien qu'ils témoignent d'objectifs ambitieux en matière de politique climatique, les engagements de carboneutralité, comme ceux pris par le gouvernement du Canada, ont parfois été accueillis avec inquiétude et opposition — soit parce qu'ils permettent une mise

en œuvre sélective des politiques par l'industrie ou les pays en raison de la nature ambiguë de ce que signifie « carboneutralité » (Nature, 2021), soit parce qu'ils tempèrent le sentiment d'urgence concernant la réduction des émissions (Dyke *et al.*, 2021). Les SCBN sont également soumises aux mêmes défis politiques et réglementaires que les autres types de compensations ou de crédits carbone. Les programmes de compensation carbone (qui pourraient être basés sur les SCBN, ainsi que sur d'autres formes de crédits carbone) permettent aux organisations, aux entreprises ou aux pays qui ont dépassé leurs niveaux d'émissions autorisés d'acheter des crédits auprès de programmes ou de pays qui ne l'ont pas fait (PNUE, 2019). Cependant, ces programmes génèrent une variété de défis pour les gouvernements et les organismes de réglementation, tant pour établir leur rentabilité en tant que mesures d'atténuation des GES qu'en raison d'autres problèmes de politique et de mise en œuvre, comme les coûts de transaction élevés, l'additionnalité, la permanence, les fuites de carbone et la surveillance.

2.3.1 Évaluation des coûts économiques des SCBN

L'évaluation précise des coûts des SCBN nécessite la prise en compte de nombreux facteurs sous-jacents

Les coûts de la mise en œuvre des SCBN sont variables selon le type de solution, les régions géographiques, ainsi que les contextes environnementaux et économiques. L'estimation de ces coûts est également soumise à d'importantes limites en matière de données probantes. Pour les solutions déjà largement déployées — comme les pratiques de gestion améliorées dans les secteurs de la foresterie et de l'agriculture — les coûts économiques, le taux d'adoption prévu et les implications peuvent être évalués ou modélisés de manière plus détaillée. Par contre, pour celles où l'expérience directe est limitée, les estimations actuelles ne fournissent que des approximations grossières. La recherche portant sur les SCBN tente donc d'estimer les dépenses associées à une intervention à l'échelle mondiale (Griscom *et al.*, 2017; Girardin *et al.*, 2021; Roe *et al.*, 2021) et nationale (Cook-Patton *et al.*, 2021; Drever *et al.*, 2021) en analysant les coûts marginaux de réduction (CMR), qui indiquent la quantité d'atténuation possible à un prix donné. Les CMR utilisés dans ce rapport représentent le coût moyen d'une SCBN, mais les calculs n'incluent pas les valeurs associées aux coûts de transaction ou de surveillance (Cook-Patton *et al.*, 2021). Ainsi, la valeur de 100 \$/tonne éq CO₂, qui est souvent utilisée comme seuil pour identifier les opportunités d'atténuation terrestre jugées « rentables », peut être insuffisante. Grafton *et al.* (2021) notent que les coûts de transaction sont eux-mêmes influencés par la gouvernance associée aux programmes mis en place, et tendent donc à se situer entre 10 et 90 % du coût total de production. Cette variabilité, lorsqu'elle est exclue des

calculs de la réduction moyenne marginale, donne lieu à des incohérences potentielles d'environ 9 à 47 % du coût total (Grafton *et al.*, 2021).

Le *coût social du carbone* (CSC)⁹, une autre mesure souvent utilisée lors de l'examen des coûts des SCBN, est le coût économique estimé des émissions de carbone (mesuré en tonnes de CO₂), y compris les dommages attendus des changements climatiques¹⁰. Le CSC représente l'impact estimé des émissions de carbone ou l'avantage économique d'une réduction des émissions de carbone (Nordhaus, 2017). Il fournit des informations pour déterminer les investissements économiquement efficaces dans les interventions climatiques en comparant le coût des mesures de réduction du carbone au CSC. Le CSC diffère de la *taxe sur le carbone*, qui reflète un prix prélevé sur les émissions de carbone — généralement déterminé sur la base de la réalisation d'un objectif particulier (p. ex. carboneutralité d'ici 2050). Alors que la théorie économique suggère que, dans certains contextes, les deux mesures devraient s'aligner, de nombreuses raisons expliquent pourquoi ce n'est pas toujours le cas, y compris les différences dans l'accumulation des dommages et/ou des bénéfices au niveau de la collectivité, ainsi que la prise de décision au niveau du projet dans la détermination des investissements optimaux (Rennert *et al.*, 2021).

Si la comparaison du CRM d'une SCBN avec le CSC (l'avantage de l'atténuation) permet de déterminer l'efficacité économique d'une pratique, elle ne permet pas d'évaluer complètement si les avantages sociaux d'une SCBN sont supérieurs au coût social total. Les estimations des coûts et avantages sociaux doivent tenir compte d'un large éventail de facteurs sous-jacents, notamment ceux-ci :

- **Coûts de renonciation** : Coûts relatifs au manque à gagner net attendu (ou d'avantages non monétaires) découlant d'autres utilisations potentielles des terres.
- **Coûts de maintenance** : Coûts engagés pour maintenir la fonctionnalité de la SCBN au fil du temps.
- **Coûts de surveillance et de conformité** : Coûts associés aux activités de surveillance et de mise en conformité pour garantir que le carbone reste stocké.
- **Moment et taux d'actualisation** : Considérations relatives au moment où les coûts sont engagés et aux taux d'actualisation utilisés dans l'analyse de leur valeur actuelle.

9 Actuellement, le coût social du carbone au Canada est de 50 \$/t CO₂ (mesuré en dollars de 2019). Toutefois, dans le cadre du plan climatique proposé par le gouvernement fédéral, la taxe sur le carbone sera augmentée progressivement pour atteindre un total de 170 \$/t CO₂ d'ici 2030 (ECCC, 2020b). Cela aura probablement pour effet d'augmenter le CSC, dont on estime qu'il se situera entre 135 \$ et 440 \$/t CO₂ (Gazette du Canada, 2020).

10 Voir ECCC (2016) pour les directives techniques canadiennes relatives aux estimations du CSC.

- **Mécanisme utilisé pour générer la SCBN** : L'approche utilisée pour l'établissement des contrats pour la fourniture d'une SCBN. Cet aspect a une incidence sur le coût de fourniture. Les enchères de conservation, les paiements directs, les programmes de partage des coûts, les achats de terres ou d'autres approches entraîneront généralement des coûts différents par tonne mesurée.
- **Coûts de transaction** : Coûts inclus dans la prise de décision, la mise en œuvre des programmes, les éléments juridiques et autres coûts monétaires et non monétaires associés à la transaction. Ces aspects peuvent représenter jusqu'à 50 % des coûts totaux, avec une hétérogénéité importante selon l'échelle et la nature du programme (voir Noga et Adamowicz, 2014; Palm-Forster *et al.*, 2016; Grafton *et al.*, 2021).
- **Coûts des nuisances** : Coûts supplémentaires liés aux désagréments qui résultent de la mise en œuvre de la SCBN (p. ex. l'augmentation des déplacements et les coûts de carburant associés) (voir De Laporte *et al.*, 2021b).
- **Hétérogénéité** : Les coûts de fourniture d'un service écosystémique sont affectés par l'échelle du programme en raison de l'hétérogénéité des caractéristiques des exploitations agricoles, des propriétaires fonciers ou des détenteurs de droits (voir p. ex. Lloyd-Smith *et al.*, 2020).
- **Taux d'échec et risques** : Les considérations liées aux taux d'échec ou aux risques potentiels de la mise en œuvre et la manière dont ils sont pris en compte dans le calcul des coûts.
- **Probabilité d'adoption** : Facteurs relatifs à ce que l'on sait sur la probabilité que les propriétaires fonciers adoptent les pratiques SCBN lorsqu'elles sont déployées sur des terres privées, et en quoi cette probabilité change en fonction de la durée de l'engagement ou des conditions du marché.
- **Coûts publics et privés** : La répartition relative des coûts (et des avantages) entre les propriétaires fonciers publics et privés, et les implications pour la conception des politiques.
- **La valeur des cobénéfices** : Considérations liées à la valeur d'une SCBN pour la société (sur le plan public et privé) en termes de cobénéfices et de services écosystémiques résultants, qui dans certains cas — comme le contrôle des inondations côtières — dépassent les coûts de mise en œuvre (Sutton-Grier *et al.*, 2015; Seddon *et al.*, 2020a). Ces considérations s'appliquent également aux compromis potentiels qui peuvent se produire en raison de la mise en œuvre d'une SCBN.

En général, les propriétaires et les gestionnaires fonciers pour qui les coûts de renonciation sont faibles seront les premiers à profiter des SCBN. À l'inverse, ceux pour qui les coûts de renonciation sont plus élevés auront besoin de compensations financières ou d'incitatifs plus importants pour adopter de nouvelles pratiques ou apporter des changements à leurs décisions existantes sur le plan de l'utilisation des terres (voir p. ex. Lloyd-Smith *et al.*, 2020).

2.3.2 Défis en matière de politiques et de mise en œuvre

Bien qu'un examen exhaustif des politiques existantes pour la mise en œuvre et le maintien des SCBN au Canada dépasse la portée du présent rapport, le comité note que l'élaboration et l'évaluation des politiques et des programmes de mise en œuvre représentent autant de défis et d'incertitudes pour le déploiement des SCBN. Habituellement, on retrouve trois principaux types d'approches politiques employées : les services de fourniture ou de vulgarisation, les incitatifs positifs (p. ex. subventions ou règlements financiers pour les services écosystémiques) et



« additionnalité fait référence à l'exigence selon laquelle toute réduction d'émissions associée à un programme de compensation du carbone n'aurait pu avoir lieu en l'absence d'un tel programme. »

les incitatifs négatifs (p. ex. pénalités ou règlements sur l'altération ou la diminution des services écosystémiques) (Pannell, 2016). L'octroi de subventions ou de compensations financières à ceux qui mettent en œuvre les SCBN est le principal mécanisme politique qui pourrait être utilisé pour encourager et soutenir le déploiement des SCBN dans le contexte canadien, car les mesures dissuasives par le biais de règlements stricts ou de pénalités sont souvent, de l'avis du comité, politiquement inapplicables. Les compensations financières, qui représentent l'échange de valeur pour les pratiques de gestion des terres à l'appui des services écosystémiques essentiels (y compris notamment, la séquestration du carbone), peuvent être soutenues

directement par les utilisateurs des services écosystémiques (« financées par les utilisateurs »), par des tiers agissant au nom des utilisateurs (« financées par le gouvernement »), bien que cela puisse également inclure des entités privées comme des ONG, ou par l'échange de crédits ou de compensations écologiques (« conformité ») (Salzman *et al.*, 2018) (voir p. ex. l'encadré 3.2). Toutefois, le comité note que, malgré la nature apparemment réalisable des compensations financières pour les services écosystémiques comme moyen de soutenir les SCBN, ces solutions ne garantissent pas nécessairement l'accumulation réussie des avantages environnementaux (voir p. ex. Badgley *et al.*, 2022) — en plus d'être potentiellement coûteuses. Parallèlement, d'autres mécanismes politiques ont été

relevés comme autant de moyens potentiels de soutenir les services écosystémiques, tels que l'amélioration de l'éducation, de la communication et du soutien relativement aux changements dans l'aménagement des terres; l'élaboration d'options d'aménagement des terres améliorées (p. ex. recherche et développement stratégiques); ainsi que l'inaction éclairée (c.-à-d. ne prendre aucune mesure lorsque les avantages nets privés dépassent les coûts nets publics) (Pannell, 2016).

Toutefois, le comité note qu'il n'existe pas de meilleure option unique pour soutenir les SCBN partout au Canada. Comme Salzman *et al.* (2018) l'ont souligné, « les services écosystémiques s'étendent souvent sur des domaines recoupant différents organismes publics et territoires de compétence, entraînant ainsi des coûts de transaction élevés pour assurer la médiation entre les différents régimes ». De plus, le type d'écosystème et la propriété foncière (privée ou publique) constituent d'autres variables à prendre en compte. Ainsi, une politique réussie doit tenir compte des contextes particuliers participant à la mise en œuvre et à la gestion des SCBN (Hoberg *et al.*, 2016; Pannell, 2016).

De l'avis du comité, les SCBN sont également confrontées à des défis communs à d'autres systèmes de crédits de carbone ou de compensations écologiques, qui doivent être cernés pour garantir que les avantages en termes de réduction des émissions sont authentiques, correctement comptabilisés et suffisamment durables pour atteindre leurs objectifs — quel que soit le cadre politique du déploiement.

On doit être en mesure d'établir que les réductions d'émissions découlant des SCBN s'ajoutent à celles qui auraient eu lieu en l'absence de politique ou de soutien du gouvernement

Le concept d'*additionnalité* fait référence à l'exigence selon laquelle toute réduction d'émissions associée à un programme de compensation du carbone n'aurait pu avoir lieu en l'absence d'un tel programme (Mason et Plantiga, 2013; Michaelowa *et al.*, 2019). L'établissement de l'additionnalité nécessite généralement une comparaison avec un niveau de référence projeté des émissions attendues, en l'absence de toute nouvelle action ou intervention. Au niveau fédéral, l'évaluation de l'additionnalité utilise un niveau de référence « raisonnable, conservateur et justifiable » (GC, 2018). Cependant, le gouvernement du Canada note que la détermination d'un tel niveau de référence nécessitera la formulation d'un certain nombre d'hypothèses (GC, 2018) et, par conséquent, peut être soumise à des incertitudes liées au contexte propre à chaque projet de compensation individuel et à la trajectoire globale de l'évolution du climat.

Au Canada, les programmes évaluent souvent l'additionnalité de l'une des deux façons suivantes. Certains peuvent utiliser ce que l'on appelle la *test de la pratique courante*, selon lequel une pratique est considérée comme additionnelle seulement

si elle n'est pas adoptée par plus d'un pourcentage déterminé de praticiens de l'industrie (Climate Smart Group, 2017). La détermination de ce qui est considéré comme une pratique courante varie; la norme internationale est établie à un taux d'adoption de 5 %, tandis que d'autres pourraient aller jusqu'à un taux de pénétration du marché de 40 %, comme établi par l'Alberta Emissions Offset System (Climate Smart Group, 2017). La mise en œuvre d'un test de barrières constitue la deuxième façon dont l'additionnalité peut être évaluée dans les programmes canadiens de compensation du carbone. On entend par là l'exigence que le développeur d'un programme démontre la nécessité de ce dernier en identifiant les barrières qui, en l'absence de l'action ou de l'activité proposée, auraient empêché la séquestration du carbone (Climate Smart Group, 2017). Pourtant, quelles que soient les formes prises par les programmes de SCBN, la preuve de l'additionnalité est un élément essentiel de la comptabilisation de la séquestration du carbone (Mason et Plantiga, 2011). Les questions clés prises en compte dans l'élaboration de ces programmes comprennent l'existence et l'accessibilité des données; les hypothèses utilisées dans l'analyse de ces données; le fait que le projet applique la version la plus récente des protocoles pertinents; les revenus de compensation du projet par rapport aux autres économies de coûts qu'il peut réaliser et le fait que le projet cesserait de réduire les émissions si le soutien politique disparaissait (Greenhouse Gas Management Institute et Stockholm Environment Institute, s.d.).

Une autre préoccupation concernant l'additionnalité est celle de l'équité perçue. Les interventions ne sont considérées comme additionnelles que lorsqu'elles n'auraient pas été réalisées autrement. Voilà qui entraîne toutefois des différences importantes lorsqu'il s'agit d'organisations ou de particuliers ayant choisi de mettre en œuvre certaines techniques d'aménagement des terres à leurs propres frais, avant que l'intervention ne soit jugée viable aux fins des crédits compensatoires ou d'une compensation financière, par rapport à ceux qui ne l'ont pas fait. C'est dire que, lorsque des particuliers ou des organisations choisissent de mettre en œuvre des SCBN (p. ex. en passant du travail intensif du sol à l'agriculture sans labour) en fonction de leurs préférences personnelles (pour des motifs liés aux avantages monétaires perçus, à l'atténuation des changements climatiques, etc.), ces interventions ne sont pas considérées comme additionnelles, malgré leur nature additionnelle dans d'autres situations où les particuliers ou les organisations ne les ont pas adoptées. C'est ainsi que des préoccupations ont été soulevées quant au caractère équitable des considérations d'additionnalité dans les programmes politiques (voir p. ex. Pannell, 2022) et quant à l'éventuel effet pervers de cette application inégale de la politique, où l'on encourage involontairement les particuliers à retarder la mise en œuvre des SCBN jusqu'à ce que celles-ci soient

incluses dans la politique d'atténuation des changements climatiques en tant qu'interventions additionnelles admissibles au financement.

De l'avis du comité, il n'est pas facile de quantifier l'équité d'une politique. Comme le fait remarquer Pannell (2022), les particuliers, les organisations et les programmes de SCBN « sont de nature hétérogène et une intervention donnée ne produira pas des avantages supérieurs aux coûts pour tout le monde. Les personnes qui n'ont pas adopté [la solution] peuvent avoir estimé que les avantages pour elles sont inférieurs aux coûts. » Ainsi, bien que l'équité d'une politique ou d'un programme doive être prise en compte, le comité estime que l'aspect le plus important dans l'évaluation de l'additionnalité consiste à savoir si elle apporte bien un soutien aux SCBN qui, elles, contribueront activement à l'atténuation des changements climatiques.

La permanence du stockage du carbone dans les puits terrestres et côtiers — et sa durabilité dans le temps — est sujette à débat

Une deuxième question clé concernant les projets de compensation — en particulier ceux liés à la séquestration du carbone — concerne la permanence. Les stocks de carbone terrestres et côtiers ne sont pas nécessairement permanents et pourraient être relibérés dans l'atmosphère en raison de perturbations naturelles et humaines (Osman-Elasha *et al.*, 2018). De telles libérations peuvent être graduelles ou soudaines et sont liées à des questions sous-jacentes de vulnérabilité biophysique et socioéconomique. La *vulnérabilité biophysique* met en évidence le risque que le carbone soit rapidement libéré dans l'atmosphère en raison des changements climatiques ou lorsque certains événements non planifiés se produisent (feux de forêt par exemple). La *vulnérabilité socioéconomique* fait référence à la possibilité que les effets d'une SCBN soient inversés par un retour aux pratiques historiques, ce qui exige que les projets de séquestration du carbone soient soutenus et maintenus par des investissements continus (en temps et/ou en capital) (Kim *et al.*, 2008; Dynarski *et al.*, 2020). La permanence peut également être affectée par la rigueur des engagements politiques et des exigences légales (p. ex. les responsabilités financières ou les pénalités s'appliquant en cas de rejets de carbone), par l'évolution des conditions économiques et des prix du carbone, ou par d'autres facteurs d'ordre socioéconomique (Herzog *et al.*, 2003).

En outre, pour toute SCBN donnée, il faut également tenir compte de la capacité d'un système à *maintenir la séquestration* sur une période donnée. Or, de nombreux projets de compensation du carbone ont un maximum atteignable en ce qui concerne la capacité du système à séquestrer et à stocker le carbone; il faut donc tenir compte de possibles taux d'accumulation différentiels au fil du temps, ainsi que de la vulnérabilité de ces stocks à la libération, même après l'épuisement de la capacité du système à séquestrer le carbone (Paustian, 2014; Groupe AGÉCO *et al.*,

2020). Dans le cadre du système fédéral actuel de tarification du carbone, le gouvernement du Canada exige que les projets visant à améliorer la séquestration du carbone dans les puits ou réservoirs naturels aux fins des crédits compensatoires soient surveillés afin d'en assurer la longévité (GC, 2018) — bien qu'il soit difficile de trouver des données probantes reflétant une surveillance attentive à long terme. De plus, les programmes sont tenus de mettre en place des dispositions d'atténuation des risques afin de diminuer les chances d'inversion et, si une inversion devait se produire, de garantir des dommages-intérêts environnementaux minimaux (GC, 2018).

Si la permanence, la vulnérabilité et la séquestration durable sont des éléments essentiels à prendre en compte en matière de projets de compensation du carbone, il convient de noter que même la séquestration temporaire peut présenter des avantages pour le climat mondial si elle est mise en œuvre parallèlement à des cibles de réductions d'émissions ambitieuses. Le stockage temporaire du carbone pourrait ainsi contribuer à réduire les pics de concentration de CO₂ dans l'atmosphère et le réchauffement pendant la transition des systèmes énergétiques vers des sources d'énergie à émissions sobres ou nulles (GIEC, 2018; Matthews *et al.*, 2022).

Dans certains contextes, les SCBN peuvent provoquer des fuites transfrontalières d'émissions

Les fuites — le phénomène par lequel les réductions d'émissions sont annulées en raison d'une augmentation des GES en dehors du champ d'application d'un projet donné — peuvent se produire à différents niveaux : projets individuels, villes ou nations, et de différentes manières (Blanco *et al.*, 2014). Par exemple, si la déforestation dans une région est réduite ou stoppée dans le but de réduire les émissions, mais qu'elle augmente en retour dans une autre région sans réduction nette, tout crédit de carbone associé au projet deviendrait invalide (González-Eguino *et al.*, 2017). Des effets similaires peuvent se produire avec la conservation d'autres écosystèmes si une SCBN modifie l'activité d'utilisation des terres, provoquant ainsi des émissions de GES au lieu de les réduire. Tout au long de ce rapport, la prise en compte des fuites possibles est donnée dans le cadre des discussions sur la faisabilité, lorsqu'elles sont soutenues par des données probantes.

La surveillance et la comptabilisation précises des variations des stocks de carbone posent des problèmes pour la mise en œuvre des SCBN

Les exigences en matière de surveillance et de mise en application posent des problèmes dans le déploiement des SCBN. En effet, il arrive que les protocoles et procédures de comptabilisation du carbone stocké soient contestés. Bien que

diverses lignes directrices et pratiques prometteuses aient été établies (voir p. ex. Aalde *et al.*, 2006), il n'existe pas de système ou de méthodologie unique pour comptabiliser les émissions et les réductions, ce qui pose des problèmes de cohérence, d'interopérabilité des données et de reddition de comptes à long terme. La surveillance et la vérification posent quant à elles des défis supplémentaires (Sarabi *et al.*, 2020). Bien que de nombreux systèmes naturels au Canada fassent l'objet d'une surveillance (pour la séquestration du carbone ou d'autres services écologiques), une grande partie des stocks est séquestrée dans des sites non gérés (ECCC, 2022a), dans des endroits éloignés ou sur de vastes étendues géographiques, ce qui fait de toute tentative de surveillance représente un défi tant sur le plan de la capacité technologique que financière.

Les efforts de surveillance et de mise en application peuvent également être compliqués par un décalage entre les interventions à court terme et les objectifs à long terme (Kabisch *et al.*, 2016). Alors que de nombreux programmes cherchent à développer les connaissances sur la mise en œuvre et les impacts immédiats des SCBN, Kabisch *et al.* (2016) ont constaté qu'il existe une incertitude considérable sur « les répercussions qu'elles ont sur les relations humains-environnement au fil du temps ». Les problèmes de mise en application sont particulièrement aigus pour les projets de compensation volontaire du carbone, qui présentent souvent des lacunes en matière de transparence, de normes ou de vérification par des tiers (Kollmuss *et al.*, 2008). Or, en l'absence de vérification par une tierce partie, les projets de compensation sont soumis à peu d'assurance qualité — voire aucune — ou ne donne à toute fin pratique pas prise à la responsabilité légale en cas de non-conformité. Une utilisation crédible des SCBN pour réduire les émissions nécessitera donc des approches de surveillance et de vérification pratiques, abordables et défendables sur le plan méthodologique et scientifique (Kollmuss *et al.*, 2008), ce qui en fait un élément important de l'évaluation de la faisabilité (voir p. ex. Grafton *et al.*, 2021). Pour une discussion concernant les incertitudes et les défis associés à la surveillance et à la comptabilisation de SCBN précises, voir les sections 3.5.2, 4.5.3, 5.5.3 et 6.5.2.

2.4 Puits de carbone et peuples autochtones

Les tentatives visant à améliorer la séquestration dans les puits de carbone naturels ne seront pas couronnées de succès sans les connaissances, la participation et le leadership des Autochtones dans la prise de décision

Les SCBN sont d'une importance capitale pour les peuples autochtones du Canada. Reconnaissant que les Premières Nations, les Métis et les Inuits de tout le pays participent actuellement au leadership climatique au sein de leurs propres communautés, le plan climatique du gouvernement du Canada considère le

leadership autochtone comme une pierre angulaire de la politique du gouvernement fédéral pour l'avenir (ECCC, 2020a). Des partenariats actifs et soutenus entre les différents ordres de gouvernement, y compris les gouvernements autochtones, joueront un rôle clé pour relever les défis auxquels ces communautés sont confrontées en raison des changements climatiques — songeons aux impacts disproportionnés dus aux inondations, aux incendies de forêt, au dégel du pergélisol, aux changements dans les habitats fauniques, à la diminution de l'accès aux sources de nourriture traditionnelles et aux autres impacts sociaux, culturels et économiques.

Au Canada, tous les puits de carbone naturels sont situés sur les terres traditionnelles des peuples autochtones — des terres qui ont été et continuent d'être sous leur autorité (c.-à-d. en vertu de titres, traités et revendications territoriales modernes). Les tentatives d'amélioration de la séquestration du carbone dans ces systèmes ne pourront réussir sans les connaissances, la participation et le leadership des Autochtones; toute autre façon de faire contreviendrait d'ailleurs aux engagements juridiques du gouvernement du Canada envers les Autochtones et la réconciliation (encadré 2.3). Les préoccupations concernant les obstacles accrus à la participation des Autochtones et le potentiel d'utilisation impropre de leurs connaissances ont été reprises dans les discussions d'un atelier sur les SCBN organisé par Townsend *et al.* (2020). Les auteurs suggèrent à ce sujet que « étant donné le chevauchement des territoires autochtones et des puits de carbone au Canada, il est peu probable que les solutions fondées sur la nature puissent être mises en œuvre à grande échelle sans faire respecter les droits autochtones sur les terres et les ressources, et sans égard aux systèmes de gouvernance et de connaissances autochtones dans la politique sur les changements climatiques ». Le leadership autochtone est en effet essentiel à la réussite des SCBN et des mesures de gestion touchant les puits de carbone naturels.

Les propositions de SCBN sont parfois accueillies avec scepticisme et inquiétude par rapport à la reconnaissance des droits fonciers autochtones. Le professeur Kyle Whyte, membre de la nation Citizen Potawatomi aux États-Unis, a fait remarquer que, malgré le discours positif actuel au sujet des SCBN, celles-ci comportent également « beaucoup de préjudices potentiels différents [car elles] risquent fort de se traduire dans les faits par un accaparement des terres » (Kyle Whyte, cité dans ICA, 2021a). Dion *et al.* (2021) soulignent en outre que « le cadrage actuel des solutions fondées sur la nature a tendance à entrer en conflit avec les visions du monde autochtones en marchandisant la nature — envisagée en termes de compensations — et en considérant la terre comme vide et ouverte au développement, effaçant de fait la présence des peuples autochtones ». D'autres associent les SCBN à une continuation des pratiques coloniales qui peuvent être

utilisées pour « exclure et éloigner davantage les peuples autochtones de leurs terres et de leurs eaux » (Sinclair, 2021), les assimilant à une nouvelle forme d'« accaparement des terres » (Goldtooth, 2010) ou d'« accaparement vert » (l'appropriation de terres et des ressources connexes à des fins de conservation) (Vidal, 2008). Même lorsque les terres sont considérées comme « protégées », les peuples autochtones peuvent en être délogés ou aliénés, et leurs pratiques ancestrales bafouées au nom de la conservation (ICA, 2021a). Les critiques portent aussi fréquemment sur les préoccupations liées à l'utilisation des compensations de carbone (y compris les compensations fondées sur la nature) pour éviter de réduire les activités d'extraction et de combustion des combustibles fossiles (Seddon *et al.*, 2020b; ICA, 2021a). En outre, on continue de craindre que les experts autochtones soient exclus de l'élaboration des politiques climatiques fédérales au Canada, étant donné leur sous-représentation actuelle dans les organes décisionnels provinciaux et fédéraux (ICA, 2021b).

Encadré 2.3 Obligations légales du Canada envers les peuples autochtones

Les interventions liées à la gestion des puits de carbone au Canada s'inscrivent dans un contexte juridique et juridictionnel complexe. Le droit des peuples autochtones à gouverner leurs territoires (ce qui comprend les terres et les eaux) est reconnu par une multitude de lois s'appliquant à différents niveaux de compétence, qui relèvent notamment du droit autochtone et de la common law, ainsi que du droit international (Brown et Yates, 2021). L'article 35 de la Constitution canadienne affirme et reconnaît les droits ancestraux des Autochtones et ceux issus de traités (GC, 1982), leur conférant ainsi pleine autorité sur leurs territoires en ce qui concerne les terres, les ressources et la gouvernance. La Constitution exige également une consultation (« obligation de consulter ») chaque fois qu'un plan d'action proposé par la Couronne est susceptible d'avoir un impact négatif sur ces droits, même s'ils n'ont pas encore été « prouvés » (CSC, 2004). Le gouvernement du Canada a également publié des principes pour soutenir la réconciliation, reconnaissant « les droits, les intérêts et la situation propres des Premières Nations, de la Nation Métisse et des Inuits » (JUS, 2018).

La Déclaration des Nations Unies sur les droits des peuples autochtones (DNUDPA) (promulguée au Canada en 2021) reconnaît également « les droits intrinsèques des peuples autochtones, qui découlent de leurs structures politiques, économiques et sociales et de leur culture, de leurs

(continue)

(a continué)

traditions spirituelles, de leur histoire et de leur philosophie, en particulier leurs droits à leurs terres, territoires et ressources » (ONU, 2007). L'adoption de la *Loi sur la Déclaration des Nations Unies sur les droits des peuples autochtones* exige que toutes les lois canadiennes soient conformes à la DNUDPA, y compris l'exigence d'un consentement libre, préalable et éclairé dans toute décision ou tout programme impliquant les communautés autochtones et/ou ayant un impact sur elles (conformément à l'article 28 de la DNUDPA) (ONU, 2007). De plus, la loi reconnaît les droits des peuples autochtones de « posséder, d'utiliser, de mettre en valeur et de contrôler les terres, territoires et ressources qu'ils possèdent », conformément à l'article 26 de la DNUDPA (ONU, 2007).

Compte tenu des engagements à l'égard de la DNUDPA, la législation au niveau fédéral, provincial et territorial doit établir des processus de consultation et de coopération avec les peuples autochtones le cas échéant, notamment lorsqu'il s'agit de la propriété culturelle et intellectuelle, ainsi que de la concrétisation de cette propriété par la loi ou la coutume (ONU, 2007).

Ces engagements ont également des implications directes pour l'incorporation du savoir autochtone, ce qui peut se traduire par la priorisation de celui-ci par rapport aux approches de la science occidentale (Brown et Yates, 2021).

Les objectifs de l'aménagement des terres, y compris la séquestration du carbone, doivent être soutenus conformément aux valeurs et aux priorités des Autochtones

Les SCBN peuvent être mises en œuvre en respectant l'autodétermination des Autochtones, en adéquation avec les besoins de leurs communautés. Le comité note que la seule façon d'honorer l'autodétermination — tout en favorisant et en améliorant la séquestration du carbone comme la réduction des émissions — consiste à respecter les droits des communautés autochtones à contrôler leurs terres et leurs ressources comme elles l'entendent. Comme c'est souvent le cas, la séquestration du carbone peut ne pas être l'objectif de l'aménagement des terres autochtones, mais plutôt un résultat ou un cobénéfice. Dans la vision autochtone, cette approche peut être vue comme découlant du concept de *toutes mes relations* (*msit no'kmaq* en micmac, *mitakuye oyasin* en lakota, *nindinawemaganidog* en anishnaabemowin et *wahkotowin* en cri), qui rappelle l'interconnexion de toute chose et exige le respect et le soin de toute chose, humaine et non humaine (Nandogikendan, s.d.). Lorsque les terres sont gérées conformément

aux priorités et aux valeurs autochtones, les écosystèmes ont tendance à être conservés et entretenus de manière à protéger les stocks de carbone actuels, à réduire les émissions et, potentiellement, à améliorer la séquestration.

Les APCA représentent l'une des façons dont le gouvernement du Canada s'est engagé à respecter et à faire respecter l'autodétermination et le leadership climatique des Autochtones. On définit ces APCA comme étant « des terres et des eaux où les gouvernements autochtones jouent le rôle principal dans la protection et la conservation des écosystèmes par le biais des lois, de la gouvernance et des systèmes de connaissances autochtones » (CAE, 2018). Il s'agit d'accords de nation à nation reflétant le rôle d'intendance permanent des communautés autochtones partout au pays (L'Initiative de leadership autochtone, s.d.-a). On a pu constater que les APCA favorisent une capacité d'agir et une autodétermination accrues pour les communautés autochtones en leur offrant davantage de possibilités économiques et de moyens de subsistance, le leadership autochtone occupant davantage de place dans les principaux processus de prise de décision sur les terres (Artelle *et al.*, 2019; Tran *et al.*, 2020). De cette façon, les APCA contribuent à maintenir les relations des communautés avec la terre et peuvent soutenir des objectifs environnementaux plus larges (L'Initiative de leadership autochtone, 2018). Depuis 2018, le gouvernement du Canada a investi dans le développement futur de 30 APCA (ECCC, 2020a).

Toutefois, l'idée d'établir des APCA principalement aux fins de la séquestration du carbone ou de l'atteinte des objectifs de réduction des émissions est reconnue par le comité comme un concept colonial. L'objectif d'une APCA — l'autodétermination et la souveraineté autochtone sur une terre donnée — est intrinsèquement opposé aux SCBN, qui cherchent plutôt à utiliser la nature comme un moyen d'atteindre une fin. Selon le comité, préconiser de telles politiques serait une autre forme d'« accaparement des terres », où le rôle des communautés autochtones en tant que gardiens des terres n'est reconnu que superficiellement, et au profit de l'État canadien.

Mentionnons en outre que la gouvernance des APCA peut varier considérablement. Ainsi, le niveau de protection accordé aux terres (et aux stocks de carbone connexes) dans les limites d'une APCA dépend d'un certain nombre de facteurs, notamment la structure juridique de l'aire protégée et les objectifs de gestion de la communauté ayant le pouvoir de décision (Zurba *et al.*, 2019). Bien que ne faisant pas partie d'une zone légalement désignée comme étant une APCA, les tourbières des basses terres de la baie d'Hudson en Ontario (section 5.6) illustrent les tensions potentielles entre les objectifs de gestion des terres des communautés autochtones et les objectifs économiques ou de conservation plus larges. Les importants stocks de carbone de cette région chevauchant des zones d'exploitation minière proposées, certaines Premières Nations se sont opposées à l'exploitation minière en raison de préoccupations environnementales et

culturelles, tandis que d'autres s'associent au gouvernement de l'Ontario pour construire des voies d'accès qui fourniront des infrastructures et des opportunités économiques aux communautés (McIntosh, 2022; Northern Ontario Business, 2022; Renner, 2022). En tant que telles, les APCA et la gestion des terres autochtones ne sont donc pas considérées par le comité comme des SCBN; cependant, lorsque les stratégies de gestion associées aux SCBN améliorent la séquestration du carbone ou la réduction des émissions, les APCA peuvent considérablement contribuer au succès relatif des activités des SCBN.

Le gouvernement du Canada a également reconnu l'importance du rôle des communautés autochtones en matière de leadership climatique en créant des programmes de gardiens autochtones dans tout le pays. Les gardiens autochtones sont des « experts formés qui gèrent les aires protégées, rétablissent les populations de la faune et de la flore, analysent la qualité de l'eau et surveillent les projets d'exploitation des ressources » (L'Initiative de leadership autochtone, s.d.-b). Représentant un changement radical dans la façon dont le gouvernement



« Sans l'expertise et la participation des communautés autochtones, le plein potentiel de nombreuses SCBN risque de ne pas être réalisé, et les divers cobénéfices potentiels liés à ces pratiques pourraient rester hors d'atteinte. »

fédéral interagit avec les nations autochtones, les programmes des gardiens sont des entités collaboratives dirigées par des Autochtones qui dialoguent avec les utilisateurs des terres, les représentants de l'industrie et des gouvernements pour déterminer comment les terres seront gérées. Avec plus de 70 programmes déployés d'un bout à l'autre du pays, les gardiens autochtones aident les communautés à développer leurs capacités, à renforcer la prise de décision et à honorer les modes traditionnels d'être et de savoir ((L'Initiative de leadership autochtone, s.d.-b). Conformément à la stratégie de financement fédérale actuelle, les programmes des gardiens autochtones qui entreprennent des travaux dans le cadre des SCBN — comme « la gérance des habitats pour le maintien et l'amélioration des services

écosystémiques » ou « la conservation, l'utilisation des terres et la planification des relations avec la terre » — sont admissibles à un soutien financier (ECCC, 2021d).

L'idéal consisterait donc à élaborer d'autres modèles de SCBN de manière à ce que les activités de séquestration du carbone dans les systèmes naturels soient compatibles avec les valeurs et les objectifs des communautés autochtones concernées. La diversité des peuples autochtones et des écosystèmes de séquestration du carbone au Canada implique que les interventions seront plus

efficaces si elles sont adaptées au contexte local. Les approches appropriées, ainsi que leur faisabilité, différeront donc selon le contexte. Toutefois, sur la base de ses propres recherches et de ses discussions avec les gardiens du savoir autochtone à travers le Canada, le comité estime que la participation et le leadership significatifs et continus des Autochtones dans l'élaboration et la mise en œuvre des SCBN sont essentiels à leur succès à long terme. Cela est dû en partie à l'indigénéité inhérente à de nombreuses SCBN (p. ex. les pratiques de brûlage dirigé; voir l'encadré 3.3). Sans l'expertise et la participation des communautés autochtones, le plein potentiel de nombreuses SCBN risque de ne pas être réalisé, et les divers cobénéfices potentiels liés à ces pratiques pourraient rester hors d'atteinte.

2.5 Conclusion

Des études mondiales et canadiennes récentes montrent que les puits de carbone sont susceptibles de jouer un rôle de soutien utile dans l'atténuation des émissions de GES, en réduisant les émissions et — dans bien des cas — en éliminant le CO₂ de l'atmosphère, tout en générant potentiellement des cobénéfices. Par conséquent, les décideurs politiques s'intéressent de plus en plus aux SCBN : ils cherchent à savoir comment ces systèmes naturels pourraient être exploités pour soutenir les objectifs de réduction des GES et les engagements de carboneutralité du Canada. Cependant, l'évaluation rigoureuse de ces possibilités est un processus complexe. Elle nécessite une exploration minutieuse de la dynamique sous-jacente du cycle du carbone, une prise de conscience des implications pour les autres GES et une compréhension de l'impact des changements d'utilisation des terres sur le forçage radiatif comme les changements climatiques. Les estimations des flux et des stocks de carbone dans les puits de carbone naturels sont souvent soumises à des niveaux élevés d'incertitude comparativement aux calculs des émissions (et des réductions d'émissions) associées à la consommation d'énergie. Lorsqu'on explore les possibilités d'améliorer la séquestration du carbone dans les puits terrestres et côtiers naturels, il est important de prendre en compte un large éventail d'implications, notamment les questions relatives à la permanence et à la séquestration durable, à la faisabilité et aux cobénéfices par rapport aux impacts. En outre, l'engagement auprès des communautés autochtones est également essentiel pour le succès à long terme de nombreuses SCBN. Comme tous les puits de carbone sont situés sur des terres autochtones, les communautés qui y vivent sont souvent les mieux placées pour proposer des solutions aux problèmes critiques qui limitent potentiellement les SCBN; l'importance du leadership autochtone dans la prise de décision ne peut donc être négligée.

3



Les forêts

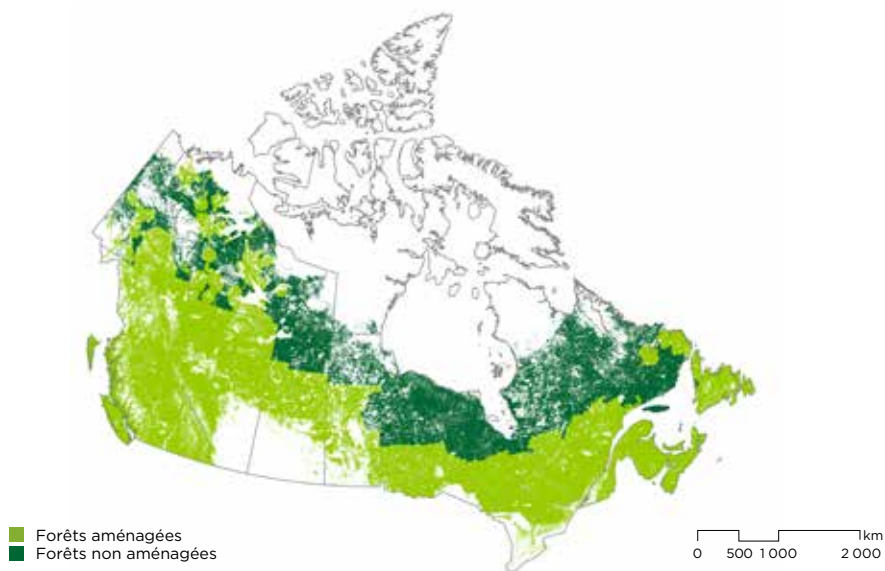
- 3.1 Possibilités de renforcer la séquestration et de réduire les émissions dans les forêts
- 3.2 Gestion autochtone des forêts
- 3.3 Ampleur du potentiel de séquestration et de réduction des émissions
- 3.4 Stabilité et permanence
- 3.5 Faisabilité
- 3.6 Cobénéfices et compromis
- 3.7 Conclusion



Constatations du chapitre

- Les grandes forêts du Canada peuvent améliorer la séquestration du carbone (ou atténuer les émissions) dans la mesure où l'on évite la conversion à d'autres formes d'utilisation des terres, optimise les pratiques de gestion et restaure le couvert forestier.
- La faisabilité de la mise en œuvre des SCBN dans les forêts — en particulier les forêts non aménagées — nécessite des recherches sur la manière dont les forêts répondent aux SCBN et aux changements climatiques, ainsi qu'un engagement auprès des communautés autochtones.
- Le carbone stocké dans les forêts canadiennes est de plus en plus vulnérable aux perturbations attribuables aux changements climatiques — qu'il s'agisse de la perte de superficie forestière productive, de déficits de régénération et du risque accru d'incendies et d'infestations d'insectes nuisibles. En 2018, on estimait que les forêts aménagées du Canada représentaient même une source nette de CO₂ en raison de perturbations naturelles à grande échelle, particulièrement au regard des incendies de forêt ayant consommé plus de 1,4 million d'hectares. L'atténuation des émissions dues à ces perturbations peut donc présenter un potentiel important de réduction des émissions de GES, parallèlement aux interventions visant à accroître la résilience et la capacité d'adaptation des forêts.
- L'efficacité et la faisabilité des SCBN forestiers varient en fonction des conditions locales en présence, comme les changements d'albédo, qui annulent les avantages atténuatifs de l'expansion de la zone forestière. Les généralisations étendues aux pratiques d'aménagement à l'échelle nationale ne peuvent rendre compte de la réactivité régionale et bénéficieraient d'activités de recherche et de surveillance régionales.
- Les lacunes critiques dans la recherche incluent (i) l'état actuel des stocks et des flux de carbone dans les forêts non aménagées afin de fournir une base de référence pour la mise en œuvre des SCBN, et (ii) la nécessité d'une meilleure compréhension des pratiques régionales ayant un potentiel d'atténuation et l'évaluation des contextes où elles sont les plus efficaces et réalisables. Ces efforts de recherche peuvent toucher à la collecte d'informations sur la biodiversité et les garanties sociales nécessaires pour maintenir les bonnes pratiques, tout en réduisant les risques — notamment les effets du climat. Ainsi, la mise en œuvre de projets régionaux de SCBN forestières, accompagnée d'un suivi et d'une activité de recherche continus, est à même de quantifier leur contribution à plus long terme aux réductions d'émissions.

Les forêts couvrent environ 347 Mha au Canada, ce qui représente environ 9 % des forêts de la planète (RNCAN, 2020a). Vingt-huit pour cent de la forêt boréale mondiale se trouve au Canada, plus des trois quarts des forêts canadiennes se trouvant dans la zone boréale (Brandt, 2009; RNCAN, 2020a). Soixante-cinq pour cent de la superficie forestière canadienne est considérée comme étant aménagée, c'est-à-dire soumise à une gestion et une intendance actives¹¹. Les 35 % restants sont considérés comme non aménagés et se trouvent principalement dans le nord du Canada (RNCAN, 2020b) (figure 3.1). Constituant le plus important puits de carbone terrestre de la planète (Domke *et al.*, 2018), les vastes écosystèmes forestiers du Canada représentent à première vue un atout majeur à l'échelle mondiale pour les SCBN compte tenu de leur taille et de leur échelle. Cependant, les tendances récentes au Canada montrent également que les forêts peuvent aussi agir comme d'importantes sources d'émissions de GES en raison des impacts des perturbations forestières, dont certaines sont amplifiées par les changements climatiques (Grosse *et al.*, 2011; RNCAN, 2020a; ECCC, 2021b).



Reproduit avec permission : RNCAN (2020b)

Figure 3.1 Superficie forestière au Canada

Les forêts aménagées représentent 65 % de l'ensemble des forêts du Canada (232 Mha), les forêts non aménagées représentant les 35 % restants (115 Mha) (RNCAN, 2020b).

11 Les forêts diffèrent sur le plan de l'intensité des activités de gestion. Les forêts aménagées comprennent celles qui sont gérées en vue de la récolte du bois ou de l'exploitation des ressources non ligneuses (par exemple, les parcs), ainsi que celles qui font l'objet de mesures de protection contre les incendies (ECCC, 2020c). Aux fins de la déclaration des GES, la *gestion des forêts* est définie par le GIEC comme « un ensemble d'opérations effectuées pour administrer et exploiter les forêts de manière à ce qu'elles remplissent durablement certaines fonctions écologiques, économiques et sociales pertinentes » (Penman *et al.*, 2003).

3.1 Possibilités de renforcer la séquestration et de réduire les émissions dans les forêts

Le carbone forestier est stocké dans trois grands réservoirs, qui réagissent aux changements dans les pratiques de récolte et de gestion à des échelles de temps différentes

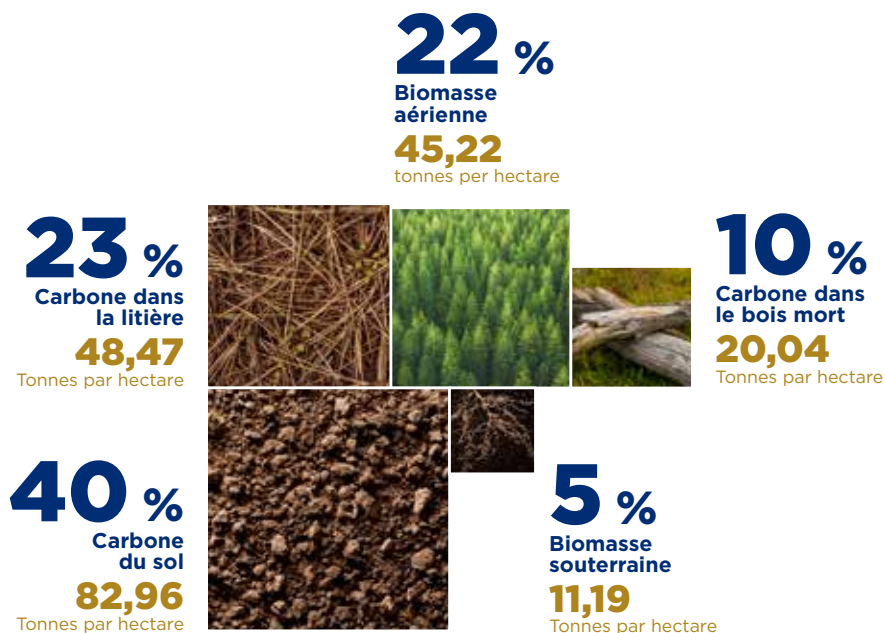
Les forêts absorbent et séquestrent le carbone de l'atmosphère via la photosynthèse, en transformant CO₂ en biomasse. Cette capacité est affectée par des facteurs biophysiques et socioéconomiques (Birdsey *et al.*, 2018b). C'est donc dire que le processus de séquestration peut être amélioré par diverses SCBN, notamment les activités de gestion et de conservation des forêts, la conversion évitée, la restauration du couvert forestier et l'augmentation du couvert végétal urbain (tableau 3.1).

Les trois principaux réservoirs de carbone dans les forêts sont la biomasse vivante aérienne et souterraine, le bois mort sur pied et tombé, de même que le carbone organique du sol (COS), ce qui comprend l'humus, la litière de surface et les couches du sol minéral (NASEM, 2019) (figure 3.2)¹². Si la biomasse visible domine la discussion sur les SCBN forestiers, davantage de carbone est en fait séquestré dans les sols de la forêt boréale que dans la biomasse aérienne ou souterraine — l'ensemble de la biomasse recelant environ 27 % du carbone total par hectare dans les forêts aménagées (FAO, 2020). La litière ligneuse et le bois mort constituent respectivement 23 % et 10 % du total, tandis que les 40 % restants sont représentés par le carbone du sol (calculé jusqu'à une profondeur de 55 cm sous le sol, en excluant la tourbe). Lorsqu'on tient compte de ces trois réservoirs, les forêts aménagées du Canada stockent environ 208 t de C/ha (FAO, 2020), mais la variabilité du potentiel de séquestration du carbone au Canada (c.-à-d. selon la zone écologique, le type de forêt, l'âge du peuplement, l'historique des perturbations) rend les estimations régionales plus informatives.

Certaines études indiquent que des quantités substantielles de carbone sont stockées à des profondeurs plus grandes. Par exemple, une étude récente sur les zones forestières du Canada a recouru à une approche d'apprentissage automatique pour prédire les stocks de carbone dans les sols plus profonds où les observations sont très limitées, y compris dans les tourbières forestières (Sothe *et al.*, 2022). Cette méthode a permis d'estimer le stock total de carbone dans le sol à 306 Gt C (± 147) jusqu'à une profondeur d'un mètre, et à 266 Gt C supplémentaires entre un et deux mètres (Sothe *et al.*, 2022). Les réservoirs de carbone réagissent différemment aux pratiques de gestion, à la récolte et à

12 «La biomasse herbacée et la litière végétale dont le temps de résidence est court (moins d'un an) sont généralement ignorées dans le contexte de la séquestration du carbone, car elles ne représentent pas un retrait persistant du CO₂ de l'atmosphère» (NASEM, 2019). Cependant, on a aussi rapporté que les litières végétales dans les forêts canadiennes restent en place pendant plusieurs années (Prescott, 2010).

d'autres types de perturbations (NASEM, 2019). Les stocks de carbone du sol se trouvent bien réduits après la récolte du bois, mais les données suggèrent que, dans la plupart des cas, leurs niveaux se rétablissent partiellement sur plusieurs décennies (Kishchuk *et al.*, 2016; Mayer *et al.*, 2020). Cependant, une partie du carbone forestier est irrécupérable, c'est-à-dire que certains réservoirs de carbone forestier (p. ex. les forêts anciennes) ne regagneront pas le carbone perdu suite à une perturbation dans un délai pertinent pour une intervention climatique efficace (Noon *et al.*, 2022).



Source des données : FAO (2020)

Figure 3.2 Taille relative des réservoirs de carbone dans les forêts aménagées du Canada

Les stocks de carbone sont indiqués en tonnes par hectare, suivies du pourcentage du total. Les estimations reflètent l'année 2020, selon les données fournies par l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO).

Les changements dans ces réservoirs se produisent progressivement, sur des décennies, ce qui signifie que la mesure des impacts est un processus continu (NASEM, 2019). Les échelles de temps s'appliquant aux impacts des SCBN varient également. Ainsi, les interventions et les changements d'affectation des terres qui réduisent les émissions des forêts (p. ex. la modification des pratiques de gestion et les activités de conservation) produisent des résultats à court ou moyen terme (10–30 ans). La conversion évitée, de nature additionnelle et permettant de limiter les fuites, confère quant à elle des résultats instantanés, tandis que les interventions qui augmentent la séquestration du carbone à mesure que les forêts se développent (p. ex. la restauration du couvert forestier; tableau 3.1) ont des impacts plus complets à long terme (au-delà de 30 ans) (Drever *et al.*, 2021). Les avantages nets de ces SCBN en matière d'atténuation résultent des changements dans le stockage du carbone dans les trois réservoirs (plus les produits ligneux récoltés), ainsi que des impacts secondaires associés aux changements d'albédo et à la substitution par la biomasse qui vient remplacer l'énergie fossile ou les matériaux de construction à forte intensité d'émissions (Drever *et al.*, 2021).

Tableau 3.1 SCBN forestières

Définition de la SCBN	Mécanisme
Pratiques de gestion forestière améliorées	
<p>Revoir le traitement des résidus de la récolte forestière en passant du brûlage des rémanents d'exploitation après une coupe à blanc à la production de bioénergie.</p>	<p>La réduction de la surface de brûlage des rémanents réduit à son tour les émissions de carbone dans l'atmosphère (Smyth <i>et al.</i>, 2020). Les résidus de récolte peuvent également être laissés sur place pour se décomposer, émettant ainsi du carbone au cours des années suivantes; cependant, les règlements de gestion forestière peuvent exiger que les résidus de récolte soient gérés activement (Dymond <i>et al.</i>, 2010; Lamers <i>et al.</i>, 2014; Ter-Mikaelian <i>et al.</i>, 2016; Smyth <i>et al.</i>, 2017).</p>
<p>La modification de l'utilisation des résidus et des produits de la récolte forestière comprend l'utilisation de ces résidus comme produits ligneux récoltés (PLR) pour la bioénergie (remplacement des combustibles fossiles par la bioénergie et les produits du bois), l'augmentation de la proportion de PLR (qui ont une longue durée de vie) et l'augmentation de la récolte de récupération (Dymond, 2012; Smyth <i>et al.</i>, 2014).</p>	<p>Les PLR permettent « (i) le stockage temporaire du carbone retiré pendant leur utilisation ou leur élimination, (ii) la substitution du bois à d'autres matériaux de construction dont la production nécessite des quantités substantielles d'énergie fossile (émissions évitées), et (iii) l'utilisation du bois comme biocarburant, à même de réduire les émissions nettes par rapport à la combustion de combustibles fossiles » (NASEM, 2019).</p>

Définition de la SCBN	Mécanisme
<p>La récolte réduite et la récolte partielle modifient la fréquence ou le volume de la récolte et peuvent donc favoriser la régénération d'un peuplement.</p>	<p>La réduction de la récolte limite les terres disponibles pour la récolte ou prolonge les rotations de récolte, ce qui permet aux arbres de croître davantage et de maintenir leurs taux de stockage du carbone (Zhou <i>et al.</i>, 2013). La relation entre, d'une part, les stocks de carbone forestier et les émissions nettes de carbone dans l'atmosphère et, d'autre part, les changements dans le volume de récolte varie en raison des conditions forestières locales, notamment les taux de croissance et de perturbation (Ter-Mikaelian <i>et al.</i>, 2014, 2021).</p>
<p>L'éclaircie et d'autres traitements sylvicoles (la culture et la récolte d'arbres en tant que cultures) peuvent favoriser une croissance plus élevée des peuplements par rapport à l'absence d'un tel traitement (NASEM, 2019).</p>	<p>Bien que les éclaircies entraînent des émissions de carbone à court terme, cette pratique réduit la biomasse exposée aux incendies, diminuant ainsi le risque de feux de couronne (feux consommant l'arbre entier) qui entraînent le remplacement du peuplement. Les décisions de gestion relatives à l'éclaircie dépendent de la finalité de la récolte (produits du bois à longue durée de vie ou biomasse énergétique), mais aussi du risque d'incendie, de l'espèce d'arbre, du site, du régime d'éclaircie et de la durée de l'intervalle de récolte (Ryan <i>et al.</i>, 2010). L'éclaircie peut avoir lieu à des fins commerciales ou non commerciales et peut inclure des coupes partielles pour augmenter la croissance de la biomasse.</p>
<p>L'allongement des rotations de récolte du bois et l'amélioration de la densité de peuplement comme de la productivité des forêts peuvent accroître les stocks de carbone forestier et les capacités de substitution.</p>	<p>L'extension des rotations de récolte maintient la capacité des forêts plus anciennes à éliminer le CO₂, évite les émissions associées à des récoltes plus fréquentes et dirige davantage de biomasse vers des produits du bois à longue durée de vie qui stockent le carbone (NASEM, 2019).</p>
<p>La régénération artificielle des peuplements forestiers peut être gérée activement et accélérée grâce à l'amélioration des techniques de plantation.</p>	<p>La régénération peut être accélérée par la préparation du site, l'ensemencement, la plantation et la gestion de la végétation, ce qui peut raccourcir le temps nécessaire pour que les zones forestières exploitées absorbent plus de carbone qu'elles n'en rejettent (Ryan <i>et al.</i>, 2010; Kurz <i>et al.</i>, 2013). Les pratiques de gestion forestière visant à améliorer la régénération varient en fonction du climat local et des espèces sélectionnées, mais les techniques comprennent le contrôle de la végétation concurrente, une fertilisation accrue, la plantation de variétés génétiquement modifiées et la sélection d'espèces d'arbres ayant des taux de croissance plus rapides (Ryan <i>et al.</i>, 2010).</p>

Définition de la SCBN	Mécanisme
<p>D'autres pratiques de gestion forestière peuvent inclure le brûlage dirigé, l'augmentation de la productivité par l'ordonnancement, l'intensité et l'exécution des opérations (de sylviculture), ainsi que la gestion de la végétation forestière et la gestion adaptative (Dymond <i>et al.</i>, 2020).</p>	<p>Les stratégies de gestion forestière qui préservent ou augmentent le carbone forestier tout en maintenant la productivité confèrent les effets atténuatifs durables les plus importants (Nabuurs et Masera, 2007). L'intensité de la sylviculture a un impact sur la composition des forêts et la séquestration du carbone. Bien que le brûlage dirigé puisse émettre du carbone à court terme, il est également à même de protéger les forêts contre des incendies plus importants et plus intenses à long terme (Hurteau <i>et al.</i>, 2008). La gestion adaptative maintient les services forestiers en ajustant le mélange d'espèces d'arbres en fonction des conditions climatiques futures prévues (Temperli <i>et al.</i>, 2012). Les peuplements mixtes augmentent quant à eux la résilience des forêts face aux changements de taux de précipitations, qui ont un impact plus important sur la séquestration du carbone que les précipitations elles-mêmes (Hof <i>et al.</i>, 2017). Enfin, le type de végétation et la gestion de celle-ci peuvent avoir un impact sur la séquestration, car le carbone du sol augmente plus rapidement sous les feuillus que sous les conifères (Nickels et Prescott, 2021).</p>
Conservation des forêts	
<p>La conversion évitée des forêts, y compris la conservation des forêts anciennes, protège les réservoirs de carbone existants en limitant l'agriculture, l'exploitation minière, l'expansion urbaine, la surexploitation, le surpâturage, les épidémies d'espèces nuisibles et les incendies de forêt, tout en créant des zones protégées.</p>	<p>La conversion évitée maintient les réservoirs de carbone dans les forêts et empêche les émissions dues à la conversion. La réduction de la conversion en terres agricoles et en pâturages est essentielle à cet égard — le développement agricole le long de l'étendue méridionale de la forêt boréale étant historiquement le plus grand contributeur de la déforestation, bien que le taux de conversion des forêts soit estimé à environ 40 000 ha/an (ECCC, 2020c). La conversion planifiée des terres et la trajectoire prévue de l'augmentation des prix agricoles comme de la valeur des terres sont des éléments clés qui peuvent rendre la conversion évitée moins probable. La conversion évitée des forêts anciennes, qui donne la priorité aux peuplements conférant une productivité relative des sites au sein de divers écosystèmes, semble être une méthode appropriée pour favoriser le maintien de la résilience des écosystèmes (Price <i>et al.</i>, 2021).</p>

Définition de la SCBN	Mécanisme
Restauration de la couverture forestière	
<p>La restauration du couvert forestier prévoit la plantation d'arbres là où les forêts étaient autrefois la classe de terre dominante, une pratique souvent appelée boisement au Canada (ECCC, 2022b) et reboisement à l'échelle mondiale (Jia <i>et al.</i>, 2019).</p>	<p>La restauration de la couverture forestière augmente la biomasse des forêts par la plantation d'arbres, car davantage de carbone est stocké au sein d'une masse végétale accrue. Les terres agricoles abandonnées qui redeviennent des forêts, naturellement ou par plantation, peuvent avoir un impact notable sur les bilans de carbone (Drever <i>et al.</i>, 2021).</p>
<p>Le couvert végétal urbain séquestre le carbone dans la biomasse des zones urbaines.</p>	<p>La plantation d'arbres nouveaux et de remplacement dans les zones urbaines augmente la couverture végétale et améliore la séquestration du CO₂ (Drever <i>et al.</i>, 2021).</p>

3.2 Gestion autochtone des forêts

Les peuples autochtones sont les gardiens et les intendants des forêts depuis des millénaires, et les stocks de carbone situés sur ces terres ont été conservés grâce à la longévité de leurs bons soins. Les pratiques autochtones de gestion forestière, y compris le brûlage (encadré 3.3), ont une longue histoire et sont utilisées dans divers contextes. La variabilité de l'écosystème de la forêt boréale éclaire les pratiques de gestion autochtones, qui s'adaptent aux interactions avec l'environnement (Sayles et Mulrennan, 2019).

Comme nous l'avons vu à la section 2.4, les APCA sont un mécanisme qui peut renforcer les interventions de conservation menées par les Autochtones dans tout le pays. Ainsi, quatre Premières Nations Anishinaabeg situées le long de la frontière entre le Manitoba et l'Ontario protègent actuellement les valeurs culturelles et naturelles de plus de 2,9 Mha de forêt boréale, un site connu sous le nom de Pimachiowin Aki et classé au patrimoine mondial de l'UNESCO (Moola et Roth, 2019). Dans la région boréale, les APCA et des mesures supplémentaires peuvent aider les communautés autochtones à codifier la protection des territoires traditionnels affectés par le développement industriel (Moola et Roth, 2019).

L'histoire coloniale du Canada consistant à retirer les peuples autochtones de leurs forêts, notamment pour la création de parcs nationaux et provinciaux (Binnema et Niemi, 2006), a conduit à l'appropriation de la juridiction des terres forestières aménagées et non aménagées (Moola et Roth, 2019) (voir section 3.1).

La réappropriation de cette compétence par les Autochtones recadre la conservation de la biodiversité « pour englober les concepts interdépendants de décolonisation, d'inclusion, de résurgence et de réconciliation » (M'sit No'kmaq *et al.*, 2021). Les pratiques de conservation doivent « simultanément respecter et promouvoir les droits inhérents des peuples autochtones en privilégiant les visions du monde et les modes de connaissance autochtones, qui doivent être mis au premier plan » (M'sit No'kmaq *et al.*, 2021).

L'intendance autochtone englobe une grande variété de pratiques et d'objectifs de gestion des terres, qui peuvent inclure la protection des stocks de carbone dans ces paysages. Les programmes de gardiens autochtones sont également un moyen d'habiliter les communautés à surveiller, utiliser et protéger les forêts (section 2.4). Les gardiens peuvent ainsi jouer un rôle clé dans la gestion des feux de forêt (encadré 3.3) à mesure que l'intensité et la fréquence des incendies augmentent : non seulement protègent-ils et gèrent-ils activement les terres, mais ils sont à même de concevoir, de mettre en œuvre et de monitorer les SCBN forestières (SVA, 2016) (voir section 3.5.2).

3.3 Ampleur du potentiel de séquestration et de réduction des émissions

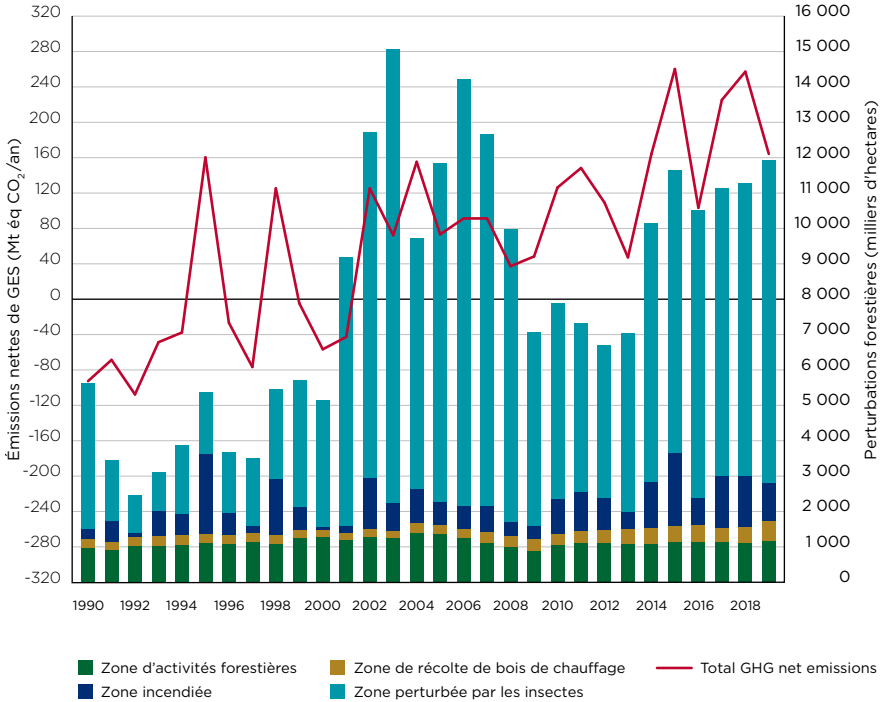
3.3.1 Estimation des flux de carbone forestier au Canada

En vertu de la *Convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques* (CCNUCC), le gouvernement du Canada est tenu de surveiller et de déclarer les changements dans les stocks de carbone et les émissions ou absorptions de GES dans ses forêts aménagées (RNCAN, 2020b). Les estimations officielles sont quantifiées par le Système national de surveillance, de comptabilisation et de production de rapports concernant le carbone des forêts (SNSCPRCF) du Canada, qui s'inspire des Lignes directrices 2006 du GIEC pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre (GIEC, 2006) et est conforme aux Recommandations en matière de bonnes pratiques pour le secteur de l'utilisation des terres, changements d'affectation des terres et foresterie, également du GIEC (Penman *et al.*, 2003; RNCAN, 2020b). Le calcul des bilans de carbone forestier implique l'estimation de la dynamique du carbone sur une zone définie (p. ex. à l'échelle du peuplement ou du paysage), souvent pour une saison de croissance ou une année (Kurz *et al.*, 2013).

Notons toutefois que ces directives entraînent souvent une déclaration incomplète des émissions et des absorptions. Par exemple, bien que le Rapport d'inventaire national du Canada modélise la dynamique du carbone des produits ligneux récoltés (PLR), les émissions de GES ne sont pas déclarées au moment où ces produits deviennent hors d'usage, car de nombreux PLR sont utilisés comme matériaux de construction. C'est ainsi que des produits à longue durée de vie finissent dans des décharges pendant des décennies, une fraction plus petite se décomposant lentement et émettant du CO₂ et du CH₄ dans l'atmosphère (ECCC, 2022a). Par conséquent, la décision d'inclure ou non les PLR dans un cadre comptable peut modifier considérablement la mesure dans laquelle différentes pratiques de gestion peuvent générer des avantages supplémentaires en matière de séquestration.

Les forêts aménagées du Canada sont devenues une source nette de CO₂ ces dernières années en raison de perturbations comme les incendies de forêt

Tout au long du 20^e siècle, les forêts aménagées du Canada ont agi comme un important puits de carbone (ECCC, 2022a). Cependant, au cours des dernières années, des facteurs tels que les feux de friches, les infestations d'insectes, la diminution des taux de précipitations et la modification des taux de récolte annuels ont contribué à faire en sorte que les forêts du Canada deviennent des sources plutôt que des puits de carbone (RNCAN, 2020a) (voir figure 3.3). C'est ainsi qu'en 2018, on estimait que les forêts aménagées du Canada représentaient une source nette de CO₂, en raison de perturbations naturelles à grande échelle, notamment la destruction de plus de 1,4 Mha par des feux de forêt (ECCC, 2020c). En 2018, les émissions correspondantes s'établissaient à environ 243 Mt éq CO₂, les calculs tenant compte à la fois des activités humaines et des perturbations naturelles (ECCC, 2020c). Ces dernières représentaient 257 Mt d'émissions, tandis que les activités de gestion forestière (p. ex. la récolte, le brûlage des tas de rémanents, la régénération, l'utilisation et l'élimination des PLR) se traduisaient par la séquestration de 8 Mt éq CO₂ en 2018 (ECCC, 2020c). Malgré les incertitudes liées aux mesures du flux de carbone forestier, le passage des forêts aménagées du statut de puits de carbone à celui de source d'émissions de GES a des implications importantes.



Source des données : RNCan (2020a)

Figure 3.3 Émissions nettes de GES dans les forêts aménagées du Canada

Au cours des dernières années, l'augmentation des perturbations forestières dues aux incendies de forêt et aux insectes a fait en sorte que les forêts aménagées du Canada sont devenues une source nette de GES (RNCan, 2020a). Ces estimations ne concernent que les forêts aménagées. Le comité note que ce chiffre surestime l'importance des perturbations de faible intensité causées par les insectes, car les émissions directes provenant de tels phénomènes sont relativement faibles; une part beaucoup plus importante des émissions causées par les insectes découle de la décomposition des arbres n'ayant pas résisté à leur assaut et de la croissance réduite des arbres partiellement défoliés.

Les estimations des flux de carbone forestier sont soumises à de grandes incertitudes, aux limites de la modélisation et à des lacunes dans les connaissances

Les estimations des flux de carbone forestier sont sujettes à une incertitude importante, en particulier pour la forêt boréale, en raison des changements des conditions environnementales qui affectent la productivité primaire nette (PPN) et la décomposition (p. ex. les changements climatiques, l'effet de fertilisation par le CO₂, les dépôts d'azote). Une compréhension limitée des processus de perturbation et des interactions entre les perturbations et la production des écosystèmes (Kurz *et al.*, 2013; Forzieri *et al.*, 2021) constituent d'autres facteurs d'incertitude. Des niveaux plus élevés de CO₂ dans l'atmosphère, par exemple, peuvent accélérer la croissance des forêts dans certains contextes, mais l'amélioration de la croissance due à la fertilisation par le CO₂ dans la forêt boréale est contestée. Certaines études font état d'un effet positif (Walker *et al.*, 2021), tandis que d'autres ne montrent aucun impact (Jiang *et al.*, 2020). La productivité de la quasi-totalité des forêts canadiennes étant limitée par la disponibilité de l'azote, il est peu probable que l'élévation du CO₂ améliore la croissance. Des niveaux plus élevés de CO₂ peuvent toutefois entraîner la fixation d'une plus grande quantité de CO₂ et sa libération sous terre sous forme de surplus, ce qui pourrait augmenter le COS (Prescott *et al.*, 2020). Comme la plupart des études ne testent qu'une seule variable environnementale (Melillo *et al.*, 2011; Sistla *et al.*, 2014), la compréhension des processus de perturbation — et des interactions entre les perturbations et la production des écosystèmes — reste limitée (Chen *et al.*, 2000; Kurz *et al.*, 2013). L'estimation de la réponse des stocks de carbone du sol aux conditions environnementales et aux perturbations dépend de la profondeur de la colonne de sol, soulignant l'importance de l'échantillonnage en profondeur pour obtenir des observations précises (Jobbágy et Jackson, 2000).

En outre, il existe des variations régionales tant pour les flux de carbone que pour leurs réponses potentielles aux changements climatiques (voir p. ex. Girardin *et al.*, 2016). Les variations de la PPN et du maintien du carbone dans le sol dues au réchauffement, par exemple, dépendent dans les deux cas de la disponibilité de l'eau et de ses interactions avec la topographie locale (Walker et Johnstone, 2014; D'Orangeville *et al.*, 2016, 2018; Ziegler *et al.*, 2017). En ce qui concerne la forêt boréale canadienne, même la forme et le moment de l'apport d'eau, tels qu'influencés par les changements climatiques (p. ex. la dynamique de la neige), sont des facteurs clés des flux de carbone organique dissous, qui régulent en retour les stocks de carbone du sol (Bowering *et al.*, 2020, 2022). Comme plus de 77 % des forêts du Canada se trouvent dans la zone boréale, les réponses régionales des autres zones forestières du Canada (p. ex. les forêts tempérées) ne sont pas explorées en profondeur (RNCAN, 2020a). Or, les forêts tempérées

pourraient se révéler être de meilleurs sites que les forêts boréales pour la mise en œuvre des SCBN en raison de la productivité plus élevée des écosystèmes (37 % du volume de bois national), des déductions d'albédo plus faibles sur le potentiel d'atténuation, des coûts de mise en œuvre moins élevés (parce qu'elles sont souvent moins éloignées), des risques moins élevés de permanence des feux de forêt et de l'additionnalité plus élevée de la conversion évitée (en raison des risques de conversion plus élevés) (RNCAN, 2020a).

Il existe d'autres incertitudes portant sur les changements dans les flux latéraux de carbone (c'est-à-dire les flux entre les forêts et les écosystèmes adjacents) et le sort du carbone dirigé vers les sols plus profonds par rapport au carbone perdu latéralement au profit de l'environnement aquatique (Campeau *et al.*, 2019; Bowering *et al.*, 2022). Les modèles ciblant la forêt boréale nord-américaine doivent couvrir de vastes zones géographiques et prendre en compte les données de tous les flux de surface terrestres et aquatiques (Kurz *et al.*, 2013). Les estimations varient donc en raison de l'ampleur des flux nets dans une zone donnée (Huntzinger *et al.*, 2012; Kurz *et al.*, 2013), et il existe des incertitudes associées à la résolution spatiale des flux régionaux. Ainsi, la modélisation ne peut pas toujours rendre compte des changements subtils dans les flux, ce qui a un impact sur notre compréhension de la permanence et de la vulnérabilité des stocks de carbone forestier — soulignant de ce fait la nécessité d'une observation et d'une surveillance régionales in situ des flux de carbone forestier régionaux (Kurz *et al.*, 2013).

La modélisation des stocks et des flux de carbone basée sur les inventaires présente l'avantage d'être alimentée par des ensembles de données provenant de nombreuses régions du pays (Kurz *et al.*, 2009), sans permettre toutefois de modéliser les réponses futures aux changements environnementaux comme ceux relevant du climat. Contrairement à l'approche basée sur les inventaires, les modèles basés sur les processus incluent les effets des changements climatiques sur les processus simulés. Cependant, même les modèles basés sur les processus utilisés pour l'estimation des flux de carbone en Amérique du Nord peuvent différer quant à l'ampleur ou la direction des flux nets de carbone (Hayes *et al.*, 2012; Huntzinger *et al.*, 2012). Un modèle basé sur les processus utilisé par Chen *et al.* (2003) qui incorporait les impacts des changements climatiques (p. ex. saison de croissance plus longue, fertilisation induite par le CO₂ et dépôts d'azote) a donné des estimations plus importantes du stock de carbone de la biomasse aérienne que les approches basées sur les inventaires. De plus, les hypothèses de modélisation — telles que l'augmentation de la productivité due à une concentration atmosphérique plus élevée de CO₂, à des températures plus chaudes et à des saisons de croissance plus longues — peuvent être mal limitées (Girardin *et al.*, 2011; Kurz *et al.*, 2013), les réponses restant propres à chaque région (Girardin *et al.*, 2016). La compréhension de

la façon dont les stocks de carbone du sol répondent aux conditions environnementales et aux perturbations est également limitée par la nécessité d'accroître les mesures et les observations régionales du carbone et de la biomasse du sol afin d'informer les modèles, sans oublier les observations du carbone du sol en profondeur (Jobbágy et Jackson, 2000), comme en témoigne l'impact de celles-ci sur les estimations des stocks de carbone du sol au Canada (Sothe *et al.*, 2022). Enfin, la dynamique du pergélisol dans les forêts boréales du Nord accroît la complexité des hypothèses derrière ces modèles, ce qui entraîne de grandes incertitudes dans les estimations des flux nets de carbone dans la forêt boréale non aménagée du Canada (Kurz *et al.*, 2013; Hayes *et al.*, 2014).

L'évaluation du carbone stocké dans les PLR est sujette à débat

Le traitement du carbone stocké dans les PLR est une autre source d'incertitude et de débat dans la comptabilisation du carbone forestier (Dymond, 2012). Au cours de la transformation de la biomasse en produits (p. ex. le bois d'œuvre), du carbone est libéré dans l'atmosphère, les pertes provenant de la biomasse récoltée allant d'environ 20 à 60 % lors de la récolte et davantage lors de la transformation, selon l'efficacité de la conversion (Bergman et Bowe, 2008; Ingerson, 2009; NASEM, 2019). Le carbone restant est stocké temporairement dans les PLR fabriqués. La manière de comptabiliser adéquatement le carbone contenu dans ce réservoir fait toutefois l'objet de débats. Or, le choix des réservoirs de carbone à prendre en compte dans un cadre de comptabilisation a des conséquences importantes sur les types d'incitatifs et de pratiques à envisager pour obtenir des avantages supplémentaires en matière de séquestration.

Les Lignes directrices du GIEC de 2006 portaient du principe que le carbone présent dans la biomasse récoltée était émis au cours de l'année de la récolte (autrement dit, une émission instantanée) (Pingoud *et al.*, 2006). Dans le Rapport d'inventaire national cependant, le réservoir de PLR est traité comme un « un transfert de C [carbone] lié à l'exploitation forestière et, par conséquent, elle ne suppose pas l'oxydation instantanée du bois au cours de l'année de récolte » (ECCC, 2022a).

L'analyse de la comptabilisation du carbone s'est étendue à différentes voies de fin de vie, y compris le report des émissions de carbone par le stockage des PLR dans les décharges, qui doit être pris en compte dans les calculs pour estimer avec précision les effets du carbone (Larson *et al.*, 2012). Les produits en bois massif mis en décharge connaissent un taux de décomposition lent (Ximenes *et al.*, 2008) et, par conséquent, se traduisent par une faible émission de CO₂ dans l'atmosphère (Larson *et al.*, 2012). Les gains en matière de stockage du carbone provenant des produits du bois mis au rebut dans les décharges peuvent être partiellement annulés par l'augmentation des émissions de CH₄, ce qui rend la comptabilisation encore plus compliquée (Hennigar *et al.*, 2008; Larson *et al.*, 2012).

3.3.2 Estimation du potentiel des forêts en matière de SCBN

Des études internationales fournissent des estimations de la quantité de carbone par hectare qui peut être séquestrée par certaines SCBN forestières. Le boisement et le reboisement à l'échelle mondiale permettent une augmentation des stocks nets estimée entre 2,8 et 5,5 Mt éq CO₂/an, tandis que l'amélioration de la gestion forestière augmente les stocks nets de 0,2 à 1,2 Mt éq CO₂/an (Griscom *et al.*, 2017). Ces estimations fournissent une fourchette approximative des avantages potentiels sur le plan de la séquestration du carbone associés à de telles SCBN; toutefois, pour être plus précises, les estimations devraient tenir compte des caractéristiques propres aux terres forestières du Canada. De l'avis du comité, les estimations mondiales sont sujettes à une incertitude importante en raison de la variabilité des caractéristiques des forêts et des approches employées pour la mesure des stocks de carbone forestier et des émissions. Des informations supplémentaires sur des SCBN forestières précises, y compris leurs effets sur les stocks de carbone et les avantages potentiels, sont résumées ci-dessous.

L'amélioration des activités de gestion forestière peut entraîner des réductions d'émissions à court terme, ainsi que des changements à plus long terme dans la séquestration du carbone forestier

Les SCBN forestières varient quant au moment de leur impact et aux effets sur les différents réservoirs de carbone. À court terme, de nombreuses interventions liées à l'aménagement des forêts recèlent un potentiel d'atténuation immédiat avant que les avantages ne déclinent. La *réduction du brûlage des rémanents d'exploitation*, par exemple, peut entraîner des réductions immédiates des émissions, étant donné qu'environ 20 à 30 % de la biomasse avant récolte sont généralement laissés dans la forêt pendant la récolte (sans compter les racines des arbres), et qu'une fraction plus faible des résidus de récolte finit par être brûlée (Ter-Mikaelian *et al.*, 2016). De même, l'*utilisation accrue des résidus de récolte aux fins de la bioénergie ou des produits du bois* peut avoir des impacts immédiats en termes d'émissions évitées. Cependant, la pratique de la coupe à blanc dans la forêt boréale aux fins de la bioénergie, en remplacement des combustibles fossiles, pourrait entraîner des émissions nettes de GES (Smyth *et al.*, 2018; Malcolm *et al.*, 2020). L'*enfouissement du bois* (c.-à-d. la coupe d'arbres moins productifs et l'enfouissement des troncs pour empêcher leur décomposition [Zeng, 2008]) est également à même de séquestrer le carbone en le préservant dans la biomasse ligneuse. Cette pratique a un potentiel d'atténuation mondial estimé entre 1,0 et 3,0 Gt CO₂/an (Zeng *et al.*, 2013)¹³.

13 Les terres agricoles, les aires protégées, les forêts inaccessibles et le bois destiné à d'autres usages ont été exclus de cette estimation.

La substitution des produits du bois à d'autres types de matériaux de construction plus énergivores (p. ex. béton, acier) permet d'éviter les émissions associées à la production de tels matériaux et contribuer à ce que le carbone contenu dans les produits du bois soit séquestré dans les infrastructures pendant des décennies ou plus. La *substitution* a toutefois fait l'objet de critiques dans la littérature récente (voir p. ex. Harmon, 2019; Leturcq, 2020; Howard *et al.*, 2021), principalement en raison d'un certain nombre d'hypothèses connexes — par exemple, celle voulant que les produits du bois représentent un substitut direct du béton et de l'acier dans les conceptions actuelles des bâtiments, ce qui surestime la réduction de la demande et de l'utilisation de produits non ligneux présumément remplaçables par le bois.

Le principal avantage potentiel de l'augmentation de l'utilisation des PLR pour le climat, c'est qu'ils utilisent généralement moins d'énergie totale dans le cycle de production global et évitent les émissions liées à la fabrication d'autres matériaux, comme le ciment (Sathre et O'Connor, 2010; NASEM, 2019). À cette fin, *l'amélioration de l'utilisation et du traitement des PLR* implique d'augmenter la proportion de produits à longue durée de vie et de modifier les stratégies de gestion des déchets. Les PLR ont des durées de vie variables avant d'être jetés comme déchets; ainsi, le GIEC a estimé une demi-vie de 35 ans pour le bois de sciage et autres bois ronds industriels, de 25 ans pour les panneaux, mais de seulement deux ans pour la pâte à papier (Pingoud *et al.*, 2006; ECCC, 2022a). Smyth *et al.* (2014) comme Chen *et al.* (2018) ont noté que l'augmentation du pourcentage de bois dans les PLR utilisés pour les produits à longue durée de vie réduisait le délai nécessaire pour réaliser une atténuation cumulative nette.

Au Canada, on a constaté que la conversion à des produits à plus longue durée de vie (p. ex. en utilisant davantage de bois dans la construction et en réduisant la production de pâtes et papiers à courte durée de vie) était une stratégie d'atténuation plus efficace que l'utilisation du bois aux fins de la bioénergie (Dymond *et al.*, 2010; Lamers *et al.*, 2014; Smyth *et al.*, 2014; Chen *et al.*, 2018). L'amélioration des techniques de préservation du bois récolté (Song *et al.*, 2018), l'utilisation des produits du bois pour la bioénergie (Dymond *et al.*, 2010) et la mise en décharge avancée pourraient constituer des approches appréciables d'élimination du CO₂, mais elles ne seraient pas créditées dans le cadre des lignes directrices actuelles en matière de déclaration (NASEM, 2019; ECCC, 2022a). La mise en œuvre de stratégies visant à accroître l'utilisation des PLR à longue durée de vie sera toutefois compliquée — les changements d'utilisation dépendant de la dynamique du marché, des préférences des consommateurs et d'un ensemble de facteurs socioéconomiques sous-jacents, notamment « la population, la croissance économique, l'éducation, l'urbanisation et le taux de développement technologique » (Ter-Mikaelian *et al.*, 2021).

L'allongement des rotations forestières peut également entraîner des avantages en matière d'atténuation

Sur la base des estimations américaines et mondiales, on estime que des rotations de récolte de bois plus longues (ainsi que d'autres interventions de gestion profitant à la productivité des forêts) sont à même de stocker 0,2–2,5 t C/ha/an supplémentaires pendant plusieurs décennies (NASEM, 2019). Il a été démontré que la diminution de la fréquence de la récolte — associée à des pratiques qui améliorent la rétention des composants structurels, comme les billes tombées et la végétation au sol — augmente considérablement le stockage moyen du carbone dans les modèles de forêts de feuillus-conifères du Nord, y compris les stocks de carbone de la biomasse (Freeman *et al.*, 2005; Hyvönen *et al.*, 2007; Nunery et Keeton, 2010). À l'inverse, on estime que l'augmentation de la récolte entraîne une diminution des stocks de carbone forestier et une augmentation des émissions atmosphériques nettes de GES dans les forêts boréales de l'Ontario (Ter-Mikaelian *et al.*, 2021). Les études sur les rotations prolongées indiquent qu'elles ont tendance à ne pas coïncider avec des niveaux constants de taux de récolte, et qu'elles entraînent plutôt une augmentation ou une diminution des niveaux de récolte par rapport à la durée de la rotation ou à la rétention des arbres (Nunery et Keeton, 2010; Santaniello *et al.*, 2017). Les augmentations ou les diminutions des stocks de carbone résultant de rotations prolongées ne comprennent que le carbone stocké dans le peuplement forestier, la prise en compte d'autres réservoirs de carbone (p. ex. les produits du bois) générant plus d'incertitude quant aux stratégies visant à maximiser l'atténuation globale (voir p. ex. Hennigar *et al.*, 2008). Mentionnons toutefois que la réduction des niveaux de récolte du bois peut, en retour, entraîner des fuites (section 2.3.2) qui annuleraient au moins une fraction du bénéfice attendu en matière de séquestration.

L'éclaircie et d'autres traitements sylvicoles peuvent favoriser une croissance plus élevée des peuplements par rapport aux peuplements non traités (NASEM, 2019). L'éclaircie commerciale n'a pas été largement adoptée dans l'Ouest canadien; cependant, des études ont révélé qu'une telle pratique ciblant des peuplements de pin tordu diminuait la durée de rotation et augmentait la taille des arbres individuels comme le volume du peuplement — accroissant du coup la séquestration du carbone et réduisant la durée nécessaire entre les récoltes (voir p. ex. Das Gupta *et al.*, 2020). L'impact de l'éclaircie sur le carbone du sol et d'autres réservoirs reste incertain. Ainsi, on a constaté que cette pratique réduisait les stocks de carbone lorsqu'on tient compte de la biomasse retirée (Mayer *et al.*, 2020), mais que l'impact dans d'autres sites de la forêt boréale pourrait être minime — bien qu'il ait été démontré qu'elle augmente la température comme la respiration du sol (Zhang *et al.*, 2018; Jörgensen *et al.*, 2021). L'éclaircie commerciale est également à même d'atténuer les pénuries d'approvisionnement

en bois à moyen terme dues aux épidémies de dendroctone du pin ponderosa et aux incendies, et elle est plus efficace dans les peuplements âgés de moins de 60 ans (Das Gupta *et al.*, 2020).

D'autres approches sylvicoles peuvent également être bénéfiques pour les écosystèmes forestiers et la séquestration du carbone, notamment la *récolte à rétention variable* et la *foresterie à couverture continue*, qui ont un potentiel appréciable pour retenir les apports de carbone dans le sol. La planification stratégique incluant des approches de zonage fonctionnel¹⁴, par exemple, peut minimiser les impacts négatifs de la gestion forestière sur la fonction de l'écosystème tout en maintenant l'approvisionnement en bois (Côté *et al.*, 2010) — bien que le bénéfice potentiel sur le plan du carbone nécessite d'être examiné davantage. Les modifications apportées aux aires prioritaires pour la conservation et les techniques de récolte à forte rétention peuvent donner lieu à un plus grand nombre de peuplements dotés des attributs des forêts anciennes (p. ex. divers âges de peuplement, stocks de carbone), ainsi qu'à des avantages pour la biodiversité et les services écosystémiques (Côté *et al.*, 2010; Price *et al.*, 2021).

Des stratégies plus efficaces pour régénérer les zones forestières après une récolte ou une perturbation naturelle de la forêt ont aussi le potentiel de mener à une meilleure séquestration du carbone à plus long terme. Ainsi, certains peuplements forestiers pourraient être mieux adaptés aux conditions climatiques actuelles, mais ne se régénèrent pas après des perturbations naturelles consécutives — ce phénomène donnant lieu à des zones maintenant classées comme des forêts ouvertes (< 25 % de couverture du couvert) dans la forêt boréale continue du Canada (Boucher *et al.*, 2012; Brown et Johnstone, 2012). L'aménagement écosystémique s'inspire des perturbations naturelles : le fait de reproduire celles-ci après un traitement sylvicole est peut-être la meilleure façon de conserver les aspects naturels de la forêt (Kuuluvainen *et al.*, 2021). Le comité note toutefois que l'impact fonctionnel de la récolte commerciale est loin d'être le même que celui des feux de forêt historiques, qui constitue le régime de perturbation prédominant. Les espèces qui ont un taux de survie et de croissance élevé dans des conditions climatiques changeantes pourraient être priorisées pour la replantation de forêts productives aux fins de l'exploitation (Saxe *et al.*, 2001). Dans les zones vulnérables aux perturbations comme les incendies, des espèces résistantes au feu peuvent être plantées pour préserver le stockage du carbone, en particulier lorsque la récolte n'est pas économiquement viable.

14 Le zonage désigne la pratique consistant à diviser le paysage en zones associées à des objectifs de gestion et à des usages différents.

En évitant la conversion des zones forestières à d'autres utilisations des terres, on prévient la perte du carbone stocké dans ces écosystèmes

Empêcher la conversion des forêts en terres non boisées par le biais de la conservation permet également d'éviter les émissions en eq CO_2 à court terme, notamment dans les zones compatibles avec d'autres objectifs de conservation (p. ex. les forêts anciennes). À l'échelle mondiale, la déforestation et les changements d'utilisation des terres qui y sont associés représentent des sources importantes d'émissions de GES. La superficie forestière du Canada est relativement stable, bien qu'un certain déboisement se poursuive (à raison de ~35 000 ha/an, soit environ 0,01 % de la superficie forestière totale) (RNCan, 2020a). L'exploitation minière, de même que l'exploitation pétrolière et gazière, sont les principales causes de la conversion récente des forêts au Canada (~15 000 ha en 2019). Elles sont suivies de l'agriculture, du développement des infrastructures (p. ex. industrie, transport, développement municipal, loisirs), des barrages et réservoirs hydroélectriques, et des chemins forestiers (ECCC, 2021a). La prévention de la déforestation permet d'éviter à la fois les émissions immédiates liées à l'activité de récolte et les émissions résiduelles dues à la décomposition continue de la biomasse dans la végétation et les sols. Par exemple, la conversion de forêts en terres agricoles au Canada en 2018 a entraîné des émissions immédiates de 0,9 Mt eq CO_2 , et des émissions résiduelles dues à la conversion des années précédentes de 1,5 Mt eq CO_2 (ECCC, 2020c). Or, la conservation préserve la capacité continue des forêts en croissance à séquestrer le carbone, bien que les taux de séquestration dans la biomasse aérienne diminuent à mesure que les forêts arrivent à maturité (Framstad *et al.*, 2013). Les initiatives de conservation des forêts s'accompagnent souvent de cobénéfices substantiels, par exemple sur le plan de l'habitat des espèces et des services écosystémiques (voir section 3.6).

La restauration de la couverture forestière a le potentiel de mener à une augmentation à long terme de la séquestration du carbone

En restaurant le couvert forestier dégradé et en créant de nouvelles forêts, le boisement et le reboisement pourraient avoir l'un des plus grands impacts à l'échelle mondiale lorsqu'on parle des SCBN (Griscom *et al.*, 2017). Rappelons qu'une grande partie du puits de carbone nord-américain est attribuable au reboisement après l'abandon de l'agriculture, un reboisement associé à des forêts orientales plus jeunes ou d'âge moyen (Birdsey *et al.*, 2006). Cependant, les

avantages de ces SCBN se font sentir sur des périodes plus longues, puisque leur efficacité est limitée par les taux de croissance des forêts (Forster *et al.*, 2021a). Le potentiel de séquestration du carbone de l'agroforesterie (c.-à-d. la présence simultanée d'arbres ou d'arbustes coexistant avec des cultures et/ou l'élevage du bétail sur une unité de gestion des terres), ainsi que les incertitudes connexes, sont abordés à la section 4.1.

Au fur et à mesure que les peuplements forestiers mûrissent et croissent, les taux de séquestration du carbone augmentent, mais s'amenuisent progressivement lorsque les limites naturelles de la croissance sont atteintes et que la mortalité des arbres entre en jeu (Kurz *et al.*, 2013). Pour les peuplements dominés par les conifères dans la forêt boréale, la séquestration atteint d'abord un pic, puis commence à diminuer après environ 150 ans (Goulden *et al.*, 2011; Gao *et al.*, 2018). L'accumulation de carbone au fil du temps, après la restauration du couvert forestier, dépend de l'utilisation antérieure des terres, du type de sol, de la technique de préparation du site et des essences d'arbres plantées (Ma *et al.*, 2020; Mayer *et al.*, 2020). Dans la région boréale, les simulations de modèles suggèrent que le boisement de forêts ouvertes nécessite environ 8 à 12 ans pour atteindre un bilan carbone net positif (Boucher *et al.*, 2012). Toutefois, contrairement aux résultats de Boucher *et al.* (2012), les simulations de Fradette *et al.* (2021) ont montré des gains de carbone lorsque la restauration du couvert forestier a lieu dans les forêts boréales ouvertes.

Les zones reboisées bénéficient du fait qu'elles sont historiquement adaptées à la couverture forestière. Ainsi, la plantation d'essences forestières indigènes sur des terres précédemment converties a plus de chances de réussir parce qu'elles sont adaptées au site, affichant un fort taux de survie et de croissance compatible avec les produits du bois (NASEM, 2019). Il est cependant plus difficile de déterminer les terres qui se prêtent au boisement, car il faut tenir compte des pressions environnementales et anthropiques qui pourraient nuire au succès de l'intervention à long terme. Dans le contexte canadien, un modèle coûts-avantages pour le boisement de peuplements de peupliers hybrides, de feuillus et de résineux a révélé que les variables les plus importantes liées à la séquestration du carbone étaient l'adéquation du site, les facteurs de conversion de la biomasse en équivalent carbone et la densité du bois (McKenney *et al.*, 2006).

Depuis 1990, le Canada n'a connu pratiquement aucune activité de boisement (ECCC, 2022b), bien que les données à ce sujet soient limitées. Des études mondiales ont estimé qu'il existait de vastes zones d'opportunité (c.-à-d. des zones sur lesquelles les SCBN forestières pourraient être déployées), ainsi qu'un potentiel d'atténuation en lien avec ces SCBN au Canada, étant donné l'étendue des terres convenables, du moins en théorie (Roe *et al.*, 2021). Le retour des terres agricoles à la couverture forestière pourrait contribuer à la séquestration du

carbone à l'échelle régionale et nationale — les terres agricoles abandonnées qui retournent à la forêt de façon naturelle ou par plantation pouvant avoir un impact important sur les bilans de carbone par exemple. Ainsi, une analyse des terres cultivées abandonnées en Ontario a révélé que, sur une période de 15 ans, un site reboisé séquestrait systématiquement environ 1 t C/ha/an (Voicu *et al.*, 2017). La faisabilité de la restauration du couvert forestier, surtout dans l'est du Canada, est limitée sur les terres cultivées en raison du manque de superficie s'y prêtant et des coûts prohibitifs (section 3.5.1). Dans l'Ouest canadien par contre, les coûts de renonciation des terres agricoles sont généralement plus faibles, et la densité du bois y est une variable plus importante que dans l'est du Canada (McKenney *et al.*, 2006). Il convient également de noter que la plupart des recherches portent sur les mesures du carbone dans la biomasse aérienne; des incertitudes subsistent quant aux impacts sur la biomasse souterraine et les sols, malgré la taille et la longévité de ces réservoirs de carbone (Noormets *et al.*, 2015).

Le couvert végétal des arbres urbains peut contribuer à la séquestration du carbone, bien que les avantages soient modestes par rapport à d'autres SCBN

Selon les estimations du *Rapport d'inventaire national* du Canada, les arbres urbains ont éliminé en moyenne 4,3 Mt éq CO₂/an entre 1990 et 2018 (ECCC, 2022b). Les forêts urbaines peuvent également contribuer à la réduction des émissions de GES en diminuant le recours à la climatisation (Ville de Toronto, 2010). L'impact climatique de l'augmentation du couvert végétal urbain varie d'une ville à l'autre en fonction de la capacité de stockage du carbone des espèces sélectionnées; de l'énergie utilisée pour la plantation, l'entretien et l'irrigation; et de l'effet net potentiel des arbres sur la température locale de l'air (Ryan *et al.*, 2010). Aux États-Unis, on a constaté que les arbres urbains stockaient en moyenne 76,9 t C/ha/an (Nowak *et al.*, 2013). Drever *et al.* (2021) ont quant à eux estimé que les arbres urbains au Canada séquestrent annuellement 2,12 t C/ha de couvert végétal en se basant sur les résultats des études américaines — voir p. ex. Nowak *et al.* (2013) — qui ont été adaptés pour refléter la saison de croissance plus courte du Canada. D'autres études ont révélé que les avantages de la séquestration du carbone liés à l'augmentation du couvert végétal en milieu urbain ont tendance à être modestes, surtout si l'on tient compte des coûts relativement élevés de la plantation et de l'entretien en milieu urbain (McGovern et Pasher, 2016). La séquestration du carbone peut alors être un objectif secondaire, bien que les arbres urbains soient associés à d'autres cobénéfices liés à la biodiversité, à l'adaptation au climat et à l'atténuation des effets des îlots de chaleur urbains (Ville de Toronto, 2010) (voir section 3.6.1).

3.3.3 Potentiel de séquestration du carbone des SCBN forestières au Canada

Le champ d'action des SCBN forestières au Canada est limité par des contraintes de faisabilité

La mise en œuvre des SCBN forestières est limitée par la superficie sur laquelle elles peuvent être déployées. Par exemple, le potentiel de reboisement est limité par l'étendue des terres historiquement recouvertes de forêts qui ont été ultérieurement converties à d'autres usages. Même si le potentiel théorique de restauration du couvert forestier est important au Canada — au vu de la superficie du territoire — il entre en conflit avec d'autres priorités de gestion des terres, ce qui limite la mise en œuvre. Fait notable : il serait probablement tout aussi difficile de pratiquer le boisement dans les prairies (Bárcena *et al.*, 2014) ou les tourbières (Zerva et Mencuccini, 2005) (qui représentent d'importants puits de carbone) que, par exemple, dans les terres cultivées (voir section 4.3). En outre, les déficits de régénération dans les terres précédemment boisées (en raison de la fréquence et de l'intensité des incendies) peuvent limiter le potentiel de restauration du couvert forestier (Kurz *et al.*, 2013).

Les possibilités de conservation sont également limitées par l'étendue des forêts menacées de déforestation et de conversion à d'autres usages. Théoriquement, toutes les zones forestières aménagées pourraient être converties à d'autres usages. En pratique toutefois, la plupart des zones forestières ne risquent pas d'être converties. Les taux annuels de déforestation restent faibles au Canada (RNCAN, 2020a) et la superficie forestière globale stable, ce qui laisse relativement peu de zones à risque de conversion des terres. Cependant, Drever *et al.* (2021) ont noté que, même si le taux de déforestation au Canada est faible par rapport aux pays tropicaux, il existe néanmoins un vaste potentiel d'atténuation par la conversion évitée qui éclipse, à court terme, le potentiel conféré par la restauration du couvert forestier.

La plupart des données existantes concernant les zones se prêtant à de telles pratiques proviennent de forêts aménagées. Or, ces zones forestières sont soumises à des contraintes biophysiques et socioéconomiques, qui en limitent le potentiel. La superficie potentielle de restauration des forêts utilisée dans les études mondiales qui incluent le Canada peut donc tenir compte de zones de forêts non aménagées qui ne sont pas actuellement prises en compte dans les processus de modélisation. Par ailleurs, Drever *et al.* (2021) ont estimé de façon prudente que seulement 3,8 Mha pourraient faire l'objet d'une activité de restauration du couvert forestier après avoir tenu compte des contraintes biophysiques potentielles (c.-à-d. en limitant la superficie potentielle aux sites situés à moins d'un kilomètre d'une route pour en faciliter l'accès, et en excluant les sites ayant un faible taux de croissance potentiel).

Les modifications de l'albédo compensent une partie des avantages de l'extension des zones forestières sur le plan de l'atténuation des changements climatiques

L'effet global de la restauration du couvert forestier sur les équivalents de CO₂ peut être considérablement influencé par les changements de l'albédo, c'est-à-dire la proportion de lumière réfléchi par la surface de la Terre. C'est particulièrement vrai au Canada, où l'augmentation du couvert forestier réduit la réflectivité de la surface (en particulier au-dessus de la couverture neigeuse), ce qui entraîne un plus grand réchauffement de la surface (NASEM, 2019). Ainsi, dans les zones boréales, le boisement peut avoir un effet de réchauffement qui annule les effets de refroidissement dus à la réduction des émissions de CO₂ des forêts. Dans les zones tempérées, les effets dépendent d'une multitude de facteurs, notamment le type de végétation (p. ex. les feuillus, qui ont un albédo plus élevé en hiver que les conifères); l'étendue et le moment de la couverture neigeuse ainsi que la pente et son aspect (soit la direction de la face de la pente) (NASEM, 2019). Drever *et al.* (2021) ont estimé les conséquences sur les flux en éq CO₂ des changements d'albédo causés par l'exploitation forestière, c'est-à-dire les changements d'albédo entre la forêt intégrale, la forêt nouvellement défrichée, la forêt en régénération et la conservation des vieux peuplements par rapport au statu quo. Dans les années qui suivent immédiatement une récolte, les effets sur l'albédo sont plus importants, persistent plus longtemps dans un contexte d'affectation différente des terres et sont plus spectaculaires à la suite de changements touchant les peuplements de conifères passé la limite de la neige au sol (Cherubini *et al.*, 2012; Holtmark, 2015).

Selon des estimations récentes, les SCBN forestières pourraient séquestrer cumulativement jusqu'à 783 Mt éq CO₂ au Canada entre aujourd'hui et 2050, en tenant compte des changements d'albédo

Drever *et al.* (2021) ont évalué le potentiel à l'échelle nationale de quatre catégories générales de SCBN forestières : gestion forestière améliorée, conversion évitée, restauration du couvert forestier et maintien et augmentation du couvert urbain (tableau 3.2). Ces estimations révèlent clairement un certain potentiel pour toutes ces catégories, bien que la séquestration nette ne se produise principalement que de manière cumulative après 2030 moyennant certaines plages importantes d'incertitude, à l'exception de la conversion évitée des forêts. Le scénario de *gestion forestière améliorée* combinait les impacts modélisés d'une réduction de 10 % de la récolte annuelle totale¹⁵, une augmentation de 10 % des taux de croissance après la récolte, et une réduction de 10 % du brûlage des résidus après une coupe à blanc, tout en supposant une utilisation allant jusqu'à 50 % des résidus post-récolte pour la production de bioénergie. Le potentiel de réduction des émissions de ce changement modélisé de l'aménagement forestier est d'environ 7,9 Mt éq CO₂/an en 2030 (Drever *et al.*, 2021).

La même étude a estimé une *conversion évitée* de 20 143 ha/an jusqu'en 2030 par rapport à un scénario de statu quo, en tenant compte à la fois des changements d'albédo et d'émissions de tous les réservoirs de l'écosystème forestier liés à la conversion et à l'abandon de la séquestration. Si l'on tient compte des émissions de GES évitées, de la perte évitée de séquestration du carbone forestier et des changements d'albédo dus à la modification de la couverture terrestre, cette SCBN pourrait permettre d'atténuer cumulativement 26,3 Mt éq CO₂ entre 2021 et 2030 (Drever *et al.*, 2021).

En ce qui concerne la restauration du couvert forestier, Drever *et al.* (2021) ont inclus la conversion de zones non forestières (< 25 % de couvert forestier) en zones forestières (> 25 % de couvert forestier) là où il y avait historiquement des forêts, et ont exclu la plantation d'arbres après la récolte — une obligation légale au Canada. La restauration de la couverture forestière (par l'établissement d'essences d'arbres indigènes uniquement là où les arbres constituent la végétation naturelle) a un potentiel d'atténuation limité en 2030 de < 0,1 Mt éq CO₂/an, mais confèrera in impact plus marqué après plusieurs décennies de croissance (Drever *et al.*, 2021).

15 Ce résultat a été obtenu par la sauvegarde des peuplements les plus anciens prévus pour la récolte. Il ne s'agit pas seulement d'une réduction de la récolte dans les forêts anciennes, mais d'une réduction de la récolte en général.

Tableau 3.2 Potentiel de séquestration des SCBN forestières, tel qu'estimé par Drever *et al.* (2021), et niveau confiance exprimé par le comité

Type de SCBN	De nos jours à 2030		De nos jours à 2050		Confiance du comité	
	Annuellement (en 2030) (Mt éq CO ₂ /an)	Cumulativement (2021-2030) (Mt éq CO ₂)	Annuellement (en 2050) (Mt éq CO ₂ /an)	Cumulativement (2021-2050) (Mt éq CO ₂)	Flux	Superficie potentielle
Amélioration des pratiques de gestion forestière¹⁶	7,9 (-15,6 à 31,4)	-9,7 (-95,3 à 381,3)	27,9	471,4	Limités	Modérée
Conversion évitée des forêts	3,8 (3,0 à 4,5)	26,3 (24,0 à 28,7)	1,1	63,3 (60,5 à 66,2)	Limités	Modérée
Restauration de la couverture forestière	0,05 (-2,0 à 2,0)	-2,9 (-5,6 à -0,1)	24,9 (-11,5 à 61,0)	242,7 (168,2 à 317,1)	Modérés	Élevée
Maintien et accroissement du couvert végétal urbain	0,2 (0,1 à 0,6)	0,9 (-0,4 à 2,2)	1,6 (1,1 à 2,2)	18,5 (9,8 à 27,2)	Élevés	Élevée

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

La conversion évitée des forêts est estimée à un taux de 30689 ± 2085 ha/an sur la base d'un scénario de statu quo. L'estimation de la gestion forestière suppose : (i) une réduction de 10 % de la récolte prélevée sur des forêts anciennes par rapport au statu quo; (ii) une augmentation de 10 % des taux de croissance des forêts se régénérant après la récolte; (iii) l'évitement du brûlage des résidus post-récolte dans la forêt; et (iv) l'utilisation, à hauteur de 50 %, des résidus de récolte pour la bioénergie (Drever *et al.*, 2021). Le reboisement consiste à planter des arbres « là où il y avait historiquement un couvert forestier, et exclut la plantation d'arbres après la récolte forestière » (Drever *et al.*, 2021). Les estimations étaient à l'origine exprimées en Tg éq CO₂/an. 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) pour calculer le potentiel d'atténuation. Voir l'annexe pour plus d'information sur l'échelle de confiance du comité.

Les récentes estimations nationales du potentiel d'atténuation comportent certaines incertitudes sous-jacentes

Des incertitudes sous-tendent les estimations récentes de Drever *et al.* (2021). Les facteurs qui n'ont pas été pris en compte dans l'incertitude de l'ensemble de données comprennent les réponses régionales aux changements climatiques, les

16 Drever *et al.* (2021) ont simulé la mise en œuvre d'une gestion forestière améliorée de 2021 à 2050, dans une hypothèse où la mise en œuvre des autres SNCB s'arrête en 2030. Par conséquent, leurs résultats concernant la séquestration annuelle en 2050 et la séquestration cumulative pour 2021-2050 ne sont pas comparables entre les SCBN.

interactions entre les écosystèmes et la gamme plus large de mesures SCBN disponibles pour la mise en œuvre. Les effets futurs des changements climatiques ont également été exclus : en effet, les changements de température et de précipitations peuvent être moins problématiques lors de la modélisation des effets sur la croissance des forêts à court terme, mais on s'attend à ce que les perturbations naturelles telles que les incendies et les épidémies d'insectes changent de manière substantielle. On a constaté que les différences de température et de disponibilité de l'eau ont un impact sur la croissance des forêts et l'accumulation du carbone dans le sol à l'échelle décennale (D'Orangeville *et al.*, 2016; Ziegler *et al.*, 2017). Les pertes potentielles pendant la plantation dues à la sécheresse ne sont pas entièrement évaluées dans les mesures. Drever *et al.* (2021) se sont appuyés sur une superficie moyenne d'incendies de forêt estimée à l'aide des données de 2007–2017, et n'ont pas simulé les infestations d'insectes malgré la grande superficie de forêt perturbée par ces organismes chaque année (CAT, 2021) (voir figure 3.3).

Le scénario de *gestion forestière améliorée* modélisé par Drever *et al.* (2021) combinait les impacts de la conservation, de la régénération et de l'utilisation accrue du bois, et n'incluait pas les mesures de gestion proposées comme l'augmentation des rotations de récolte et l'éclaircie. Lorsqu'ils ont simulé la réduction du niveau de récolte, Drever *et al.* (2021) n'ont pas retenu une baisse de la récolte inférieure à 10 % par rapport aux niveaux historiques, en partie pour éviter la question des fuites. Par exemple, la quantité de fuites émanant des forêts mondiales basée sur une méta-analyse de 46 études par Pan *et al.* (2020) était de 40 %. Par conséquent, le potentiel de séquestration dans le volet conservation du scénario de *gestion forestière améliorée* de Drever *et al.* (2021) pourrait être réduit d'environ 40 % en raison des effets négatifs des fuites.

Le potentiel de séquestration estimé pour le scénario de *gestion forestière améliorée* comprend les émissions évitées grâce au remplacement de l'acier et du béton par des produits à base de bois à longue durée de vie, et au remplacement des combustibles fossiles par des carburants bioénergétiques provenant des résidus de récolte. Les émissions de combustibles fossiles évitées ont été maximisées en sélectionnant neuf installations bioénergétiques candidates distinctes à titre de remplacement (Drever *et al.*, 2021). Il s'agit là d'une approche méthodologique couramment utilisée, mais elle peut entraîner une surestimation des avantages de la substitution en raison de ce que l'on appelle l'effet de rebond — défini comme « l'écart entre la diminution de l'utilisation des ressources attendue d'une "éco-efficacité" accrue et l'utilisation réelle » (Holm et Englund, 2009).

Les modèles globaux sont susceptibles de surestimer le potentiel d'atténuation des SCBN forestières au Canada

Les estimations de certaines SCBN dans le secteur forestier ont été modélisées dans des études d'agrégation mondiales utilisant une approche sectorielle. Au Canada, par exemple, le boisement et le reboisement ont été estimés comme ayant un potentiel de séquestration d'environ 102 Mt éq CO₂/an entre 2015 et 2050 dans un scénario de modélisation rentable (Austin *et al.*, 2020; Roe *et al.*, 2021), et un potentiel de gestion forestière de 30 Mt éq CO₂/an sur la même période. Bien que les modèles mondiaux aient utilisé un scénario rentable similaire (jusqu'à 100 \$/t éq CO₂) à celui de Drever *et al.* (2021), les estimations ne sont pas facilement comparables à cette dernière étude — l'examen mondial n'ayant pu prendre en compte le contexte local, notamment les politiques et les réglementations, le financement, les obstacles techniques et géophysiques, ainsi que le potentiel de cobénéfices. En outre, l'agrégation des potentiels entre les secteurs ou les SCBN n'a pas toujours tenu compte des défis liés à l'allocation des terres et à la concurrence, ni de la possibilité que les impacts soient comptabilisés en double (p. ex. les émissions liées aux changements d'utilisation des terres) (Roe *et al.*, 2021).

3.4 Stabilité et permanence

Peu de limites biophysiques pèsent sur la séquestration continue du carbone forestier, bien que les taux de séquestration diminuent au fil du temps, avec la maturité des forêts

Certaines pratiques de gestion forestière améliorées (p. ex. une meilleure utilisation des résidus de récolte) peuvent être utilisées indéfiniment et fournir des avantages continus en termes d'émissions évitées. D'autres sont limitées par la dynamique et les étapes de la croissance des forêts et de l'absorption du carbone. Les taux de séquestration des forêts boréales plus anciennes (> 90 ans) permettent aux forêts de servir de puits de carbone au-delà de l'âge normal de récolte, bien que les taux d'accumulation de la biomasse diminuent avec l'âge (Framstad *et al.*, 2013; Prescott *et al.*, 2020). Si les forêts plus anciennes recèlent des stocks de COS et de matière organique morte plus importants, les variations des stocks de COS dues à l'âge nécessitent des recherches supplémentaires, et on ne sait pas encore s'ils s'accumulent indéfiniment plutôt que d'atteindre ultimement un état stable (Framstad *et al.*, 2013). Parallèlement, la stimulation de la croissance peut entraîner à terme la mortalité des arbres de la canopée, ce qui finira par annuler les gains de carbone (Brienen *et al.*, 2020). Si l'augmentation du CO₂ atmosphérique, de la température mondiale et des dépôts d'azote, ainsi que l'allongement des saisons de croissance favorisent bien la croissance des arbres, ces facteurs peuvent également entraîner à terme une plus grande mortalité (Erb *et al.*, 2016; Körner, 2017). De plus, il existe des limites relatives à la disponibilité

en eau dans certaines régions, ce qui est moins vrai dans d'autres (D'Orangeville *et al.*, 2016). Les contrôles de la productivité forestière par la limitation des nutriments peuvent également s'exercer au niveau régional par le biais du sol et de son matériau géologique original (Augusto *et al.*, 2017) — le stockage du COS étant influencé par les taux de météorisation (Slessarev *et al.*, 2022).

Les effets des changements climatiques menacent la stabilité des puits de carbone forestiers, en particulier dans la forêt boréale

Les menaces qui pèsent sur les réservoirs de carbone forestier vont probablement s'intensifier au cours des prochaines décennies en raison des impacts des changements climatiques, tels que l'augmentation des risques d'incendie et de sécheresse et l'effet des agents biotiques comme les infestations d'insectes, en plus d'autres perturbations (Gauthier *et al.*, 2015; Anderegg *et al.*, 2020). Ainsi, on note que les risques d'incendie autour de la baie d'Hudson et dans le nord-ouest de la forêt boréale seront particulièrement élevés (Girardin et Terrier, 2015). Les augmentations prévues de la fréquence, de l'étendue et de la gravité des perturbations à hautes latitudes dans la forêt boréale nord-américaine, ainsi que les changements de productivité liés au climat, peuvent limiter le potentiel de cette dernière en tant que puits de carbone terrestre et représentent en fait un passif sur le plan de la rétroaction climatique du carbone (Hicke *et al.*, 2012; Bradshaw et Warkentin, 2015; Dymond *et al.*, 2016; Creutzburg *et al.*, 2017; Wang *et al.*, 2021b). Une meilleure compréhension des réservoirs de carbone des sols plus profonds et de leur réponse aux changements climatiques est nécessaire, étant donné leur importance en tant que stocks de carbone ayant une stabilité potentielle à plus long terme. Il existe en outre une incertitude quant à leurs réponses aux changements climatiques étant donné les modifications affectant les sources de carbone comme l'hydrologie (Kramer et Chadwick, 2018; Bowering *et al.*, 2022; Slessarev *et al.*, 2022; Weiglein *et al.*, 2022).

Les feux de forêt boréaux joueront un rôle clé dans la modification du bilan du carbone, car ils continuent d'augmenter en taille, en fréquence et en intensité (Walker *et al.*, 2019; Mack *et al.*, 2021). Il faut savoir que des réservoirs de carbone dans le sol se sont accumulés dans les forêts suite à une multitude d'incendies au fil des millénaires. Ayant évité jusqu'à présent la combustion puisqu'ils se trouvent sous la couche brûlée, ces réservoirs millénaires sont désormais menacés, les jeunes forêts (< 60 ans) connaissant une augmentation de la combustion du carbone hérité (Walker *et al.*, 2019). Un effet supplémentaire des feux de forêt sur les stocks de carbone, induit par les changements climatiques, a trait à la durée de la saison des incendies — : Turetsky *et al.* (2011a) ont constaté que lorsque la surface consumée annuellement était faible dans les peuplements d'épinettes noires de l'Alaska, la profondeur du brûlage de la biomasse au sol

augmentait à mesure que la saison des incendies progressait. Il existe des variations régionales notables dans le risque possible des impacts climatiques sur les stocks de carbone au Canada (p. ex. le risque de feux de végétation plus intenses est supérieur dans l'ouest du Canada comparativement à l'est). De l'avis du comité, les limites de la recherche sur les impacts possibles d'une augmentation de la fréquence et de l'intensité des incendies, ainsi que les changements moins abrupts, mais ayant une incidence sur les régimes de précipitations, compliquent les estimations du potentiel de séquestration du carbone des SCBN forestières.

Les forêts sont vulnérables aux perturbations naturelles, mais peuvent s'adapter à des facteurs de stress croissants

La vulnérabilité des forêts aux perturbations naturelles dictées par le climat varie selon les régions et est influencée par les effets des interactions entre les processus écosystémiques (Forzieri *et al.*, 2021). L'activité du feu est déterminée par la composition de la végétation des forêts boréales et influence celle-ci en retour. Les changements d'espèces dominantes découlant d'un incendie intense — le remplacement des espèces de conifères à croissance lente comme l'épinette noire par des peuplements de feuillus, par exemple — sont susceptibles de compenser la combustion accrue du carbone du sol (Mack *et al.*, 2021). Alors que les conditions sèches et les intervalles courts entre les incendies peuvent dépasser la résilience des forêts boréales de conifères, les forêts de feuillus se révèlent plus résistantes à ces perturbations en raison d'une régénération asexuée rapide (Whitman *et al.*, 2019). De plus, ces forêts sont à même de favoriser des intervalles sans feu plus longs, une gravité moins importante des incendies et une propagation réduite du feu dans le paysage. De telles forêts pourraient constituer une rétroaction négative ou stabilisatrice du réchauffement climatique en maintenant les réservoirs de carbone plus longtemps et en augmentant l'albédo découlant de tout passage de la croissance des conifères à celle des feuillus (Mack *et al.*, 2021).

Les tempêtes et les événements dus au vent peuvent également avoir un impact sur le cycle du carbone dans les forêts, car ces perturbations réduisent l'impact du puits de carbone forestier (Seidl *et al.*, 2017). La fréquence, la durée et l'intensité des épisodes de vent ont un effet direct sur les perturbations forestières, tout comme la durée et l'intensité de la neige et de la glace. Toutefois, alors que les épisodes de glace et de neige sont généralement susceptibles de diminuer en raison de conditions plus chaudes, la fréquence et la durée des épisodes de vent risquent fort de persister, voire de croître (Cheng *et al.*, 2007; Peltola *et al.*, 2010; Seidl *et al.*, 2017). Les perturbations naturelles peuvent avoir un impact plus immédiat sur la biomasse forestière et le stockage du carbone, tandis que la restauration du couvert forestier améliore la séquestration du carbone à plus long terme.

Les perturbations causées par les insectes représentent également un risque croissant pour les réserves de carbone forestier. Depuis 1990, les infestations de dendroctone du pin ponderosa, de dendroctone de l'épinette, de l'arpenteuse de la pruche et des défoliateurs du tremble ont eu des répercussions importantes sur les forêts aménagées au Canada (Stinson *et al.*, 2011) (voir figure 3.3). Les infestations d'insectes abaissent l'âge moyen des forêts et entraînent une diminution du taux d'accumulation du carbone dans la biomasse (ECCC, 2020c). Les infestations d'insectes de faible intensité peuvent quant à elles accroître la mortalité des arbres sur de vastes zones, ce qui, en retour, augmente les émissions dues à la décomposition (ECCC, 2020c). Notons toutefois que l'impact des insectes sur les réservoirs de carbone du sol nécessite des recherches supplémentaires.

3.5 Faisabilité

Les changements d'utilisation des sols se heurtent à davantage d'obstacles à la mise en œuvre que les changements de pratiques de gestion forestière

Les défis de faisabilité se posant à l'endroit des SCBN forestières découlent de divers facteurs, notamment l'accès aux terres, la cohérence avec les pratiques actuelles de récolte du bois et de gestion forestière, et les conflits potentiels avec d'autres objectifs de gestion des terres publiques (Gaboury *et al.*, 2009; Gauthier *et al.*, 2015; NASEM, 2019). La disponibilité limitée de terres à convertir, les fuites, le risque de perturbations et les obstacles économiques et comportementaux peuvent tous entraver l'adoption complète des SCBN forestières (NASEM, 2019), le degré de faisabilité variant toutefois selon le type. De nombreuses pratiques de gestion forestière pertinentes, notamment la régénération forestière et la plantation d'arbres, ont été largement déployées, et les connaissances portant sur leur mise en œuvre peuvent être appliquées dans divers contextes (Ville de Toronto, 2010; Austin *et al.*, 2020). Les SCBN forestières impliquant des changements dans l'utilisation des terres (p. ex. la restauration du couvert forestier) sont cependant susceptibles de faire face à des obstacles plus importants dans la mise en œuvre que ceux associés aux terres disponibles pour la conversion (NASEM, 2019).

D'autres obstacles à la mise en œuvre des SCBN forestières sont liés aux PLR, comme la tendance de l'industrie de la construction à utiliser l'acier et le béton plutôt que les produits du bois à des fins structurelles (Gosselin *et al.*, 2016; Howard *et al.*, 2021). Parmi les facteurs de motivation d'importance, mentionnons l'utilisation d'une ressource durable pour aider à atténuer les changements climatiques (Himes et Busby, 2020). Parallèlement, les obstacles à l'utilisation du bois incluent les codes de construction, l'expertise limitée des ingénieurs et des architectes en matière d'utilisation du bois dans les structures hautes, les préoccupations liées à la durabilité des matériaux et le manque d'approvisionnement en bois lamellé-croisé ou pour d'autres matériaux de construction en bois évolués (Gosselin *et al.*, 2016). De l'avis du comité, la capacité des producteurs de bois à s'attaquer à ces obstacles et à encourager l'utilisation des produits ligneux, ainsi que les facteurs socioéconomiques mondiaux, détermineront en fin de compte si l'utilisation du bois dans la construction augmente ou diminue.

3.5.1 Coûts des SCBN forestières

Il existe différentes méthodes pour estimer les coûts de mise en œuvre des SCBN forestières

Les coûts de mise en œuvre des SCBN dans les forêts aménagées peuvent être sur- ou sous-estimés en raison de nombreux facteurs, notamment la méthode d'estimation employée (voir encadré 3.1), les exigences en matière de récolte, les fuites et les effets dynamiques (p. ex. l'évolution des prix des produits forestiers dans le temps). Tous les modèles explorant ces coûts sous-entendent des hypothèses, qui portent notamment sur les coûts des produits de base, les délais de mise en œuvre et les effets de rétroaction futurs du marché. Les études de coûts dans le secteur forestier canadien utilisant une approche *ascendante* peuvent aboutir à des sous-estimations parce qu'elles excluent les prix et les effets de marché intersectoriel (Lemprière *et al.*, 2017). Les modèles ascendants peuvent aussi surestimer les coûts du carbone par tonne dans les modèles de mise en œuvre avec échelle de temps pluriannuelle, car le coût des produits de base passe d'une demande de pâte et de papier à des PLR à plus longue durée de vie (Lemprière *et al.*, 2017).



Encadré 3.1 Approches de l'analyse des coûts

Les coûts de l'adoption des SCBN forestières peuvent être estimés à l'aide de trois approches générales :

- **Les approches ascendantes** reposent sur le calcul des coûts des changements de gestion proposés en simulant les augmentations de coûts à partir d'une base de référence découlant de la stratégie proposée (Richards et Stokes, 2004). Cette approche peut tenir compte des variations régionales des coûts et a été utilisée par Drever *et al.* (2021).
- **Les études d'optimisation** permettent d'optimiser la valeur actuelle nette des opérations si les exploitants touchent une compensation financière pour les réductions de GES par rapport au niveau de référence (c.-à-d. qu'on suppose un prix à payer pour le carbone et on permet aux entreprises d'optimiser en fonction de ce prix). L'approche d'optimisation devrait aboutir au niveau de séquestration du carbone pouvant être atteint pour un prix donné, et peut être réoptimisée au fil du temps, mais les stratégies ne sont pas comparables entre les différentes utilisations des terres et les différentes régions (Richards et Stokes, 2004).
- **Les approches économétriques** impliquent quant à elles l'analyse d'études de cas précis portant sur les demandes des propriétaires fonciers et des utilisateurs (Richards et Stokes, 2004). Ces études révèlent comment les propriétaires fonciers et les gestionnaires ont historiquement ajusté l'utilisation des terres en fonction des prix du carbone, contrairement à l'approche d'optimisation, qui modélise la maximisation des profits. Des études économétriques ont été utilisées pour estimer les coûts des SCBN forestières à l'échelle internationale; de l'avis du comité, des recherches supplémentaires sont nécessaires à l'analyse au Canada.

Les pratiques de gestion forestière à long terme pourraient coûter moins de 70 \$/t éq CO₂ d'ici 2030

Lemprière *et al.* (2017) ont estimé que les stratégies d'atténuation des émissions forestières à long terme au Canada pourraient entraîner une réduction moyenne de 16,5 Mt éq CO₂/an, à des coûts estimés inférieurs à 50 \$/t éq CO₂. Par ailleurs, Drever *et al.* (2021) ont estimé un coût total de 2,6 milliards de dollars, soit environ



« il serait possible d'atténuer les émissions forestières d'ici 2030 à un coût inférieur à 70 \$/t éq CO₂, bien que l'incertitude quant au potentiel d'atténuation soit assez importante. »

260 millions de dollars par an en moyenne — le coût moyen étant de 16 \$/t éq CO₂ pour l'amélioration des pratiques de gestion forestière entre 2021 et 2030¹⁷, pour une réduction des émissions de 9,7 Mt éq CO₂/an. Selon cette dernière analyse, il serait possible d'atténuer les émissions forestières d'ici 2030 à un coût inférieur à 70 \$/t éq CO₂, bien que l'incertitude quant au potentiel d'atténuation soit assez importante (l'intervalle de confiance à 95 % variant de < 0 à > 30 Mt éq CO₂/an) (Drever *et al.*, 2021). L'amélioration des pratiques de gestion forestière menées par les communautés autochtones — comme la modification des pratiques d'exploitation et la diminution de la déforestation — peut générer des

crédits de carbone, que ces communautés sont ensuite libres de vendre à des acheteurs, compensant ainsi les émissions et renforçant les investissements autochtones dans la gestion des écosystèmes (encadré 3.2). Une telle opportunité peut également représenter une avenue viable pour accroître la superficie potentielle de ces SCBN.



Encadré 3.2 Programmes de crédits de carbone forestier dirigés par des Autochtones

De nombreuses communautés autochtones du Canada s'intéressent aux avantages économiques connexes de la mise en œuvre des SCBN sur leurs territoires traditionnels (Townsend *et al.*, 2020). Les bénéfices de la vente de crédits de carbone — développés par les communautés autochtones en collaboration avec les gouvernements provinciaux et territoriaux — peuvent être réinvestis dans ces communautés pour aider à financer les pratiques d'intendance et de gestion des terres. Bien que de tels accords soient relativement récents au Canada, il existe plusieurs cas où les Premières Nations ont mis en œuvre avec succès des pratiques de gestion forestière visant à générer des avantages économiques tout en améliorant la durabilité et la santé des forêts.

(continue)

17 Voir la description du tableau 3.2.

(a continué)

Ainsi, les Premières Nations de la côte de la Colombie-Britannique ont signé un accord de partage des avantages atmosphériques avec le gouvernement de la Colombie-Britannique qui leur donne le droit comme la capacité de vendre des crédits de carbone (Coastal First Nations, 2020). La vente de crédits de carbone favorise l'autosuffisance économique des Premières Nations. Les crédits de carbone sont générés par des pratiques de gestion de l'écosystème dans la forêt pluviale de Great Bear — telles que l'évitement de la déforestation ou de la dégradation, la protection d'un plus grand nombre d'arbres par une exploitation moins fréquente ou plus prudente, ainsi que le boisement et la replantation de forêts là où elles ont été supprimées (Coastal First Nations, 2020). La vente de crédits de carbone et la notion de marchandisation de la nature et des services écosystémiques constituent une question éthique que chaque Première Nation évalue pour elle-même.

Des initiatives similaires sont en cours dans d'autres provinces. Au Manitoba, la Première Nation de la rivière Poplar a conclu une entente de partage du carbone avec le gouvernement provincial, en plus de mettre en place un système de comptabilité du carbone de l'écosystème (Townsend *et al.*, 2020). Enfin, dans la région du nord-est de l'Ontario, la société Wahkohtowin Development GP Inc. a été mise sur pied par trois Premières Nations pour promouvoir les opportunités économiques stratégiques, y compris la mise en œuvre de stratégies d'action climatique axées sur le carbone forestier (Townsend *et al.*, 2020; Wahkohtowin Development GP Inc., s.d.).

Les coûts du reboisement et de la conversion forestière évitée sont plus élevés que ceux de l'amélioration de la gestion des terres. Alors que la plupart des conversions forestières évitées concernent les terres agricoles, d'autres conversions évitées — y compris les contraintes sur le développement des infrastructures et les industries extractives — sont susceptibles de coûter plus de 100 \$/t éq CO₂ en raison d'un ensemble de facteurs économiques, sociaux et réglementaires (Drever *et al.*, 2021). Drever *et al.* (2021) ont calculé que le coût moyen de la conversion des forêts en terres cultivées était d'environ 2 000 \$/ha et de 2 500 \$/ha dans l'ouest et l'est du Canada, respectivement. Les coûts supplémentaires liés à la gestion des forêts non converties (p. ex. par l'éclaircie; la lutte contre les ravageurs et les incendies) n'ont pas été inclus. D'ici 2030, la séquestration d'environ 2,3 Mt éq CO₂/an, soit environ 97 % de l'atténuation totale découlant de la conversion évitée des terres agricoles, pourrait être réalisée à un coût inférieur à 50 \$/t éq CO₂, tandis que le coût de la

conversion évitée des terres non agricoles est estimé à au-delà de 100 \$/t éq CO₂ (Drever *et al.*, 2021). Les décisions liées à la restauration du couvert forestier peuvent être affectées par la valeur du maintien des terres dans un état plus flexible, l'évaluation des décisions de changement d'utilisation des terres à l'interface agriculture-forêt pouvant être complexe (Yemshanov *et al.*, 2015).

L'exclusion de zones de récolte à des fins de conservation pourrait entraîner une augmentation des coûts en raison d'une dispersion des sites de coupe sur de plus grandes superficies, d'une diminution de l'efficacité du transport et d'une augmentation du temps moyen consacré au chargement du bois récolté (Lemprière *et al.*, 2017). Les coûts des interventions de gestion dépendent également de l'emplacement et de l'accessibilité. Par exemple, les coûts d'atténuation des perturbations naturelles dans les zones éloignées de la forêt boréale ne sont souvent pas économiquement viables (Gauthier *et al.*, 2015); pourtant les pratiques de gestion des écosystèmes dans les zones éloignées pourraient jouer un rôle important au-delà de notre compréhension actuelle de la faisabilité économique (encadré 3.1).

La variation régionale des coûts d'investissement initiaux a un impact sur le potentiel d'atténuation de la restauration du couvert forestier

La restauration du couvert forestier est considérée comme l'une des mesures d'atténuation des GES les moins intensives sur le plan économique (Nabuurs et Masera, 2007), mais l'investissement économique initial requis peut être un facteur décisionnel important (Boucher *et al.*, 2012). L'assurance de l'accès aux zones ciblées pour la restauration du couvert forestier, y compris la construction et l'entretien des routes, est également à même de nécessiter des dépenses importantes tout en générant des émissions qui réduiraient les avantages globaux de l'augmentation de la couverture arborée (Gaboury *et al.*, 2009; Boucher *et al.*, 2012). Le rétablissement du couvert forestier comporte à la fois des coûts initiaux de mise en œuvre et des coûts ultérieurs ayant trait à la renonciation et à la valeur foncière (Drever *et al.*, 2021). En se fondant sur les coûts moyens fournis par les provinces et les territoires, Drever *et al.* (2021) ont estimé que les coûts initiaux comprennent les coûts de préparation du site pour la restauration du couvert forestier (soit 700 \$/ha), les coûts d'entretien (soit 600 \$/ha), et les coûts d'ensemencement, qui varient de 900 \$/ha (pour les forêts de conifères à aiguilles) à 2 000 \$/ha (pour les forêts de feuillus à feuilles larges). Dans les forêts de conifères à aiguilles, les coûts de plantation ont été estimés entre 730 et 1 200 \$/ha, des coûts qui augmentent avec le changement de pente. De même, dans les forêts mixtes, les coûts de plantation sont estimés entre 865 et 1 100 \$/ha, tandis que les coûts associés aux forêts de feuillus sont estimés à 1 000 \$/ha (Drever *et al.*, 2021). Bien que les coûts de restauration du couvert forestier

soient sujets à des variations régionales, une étude réalisée en 2005 a révélé que des prix du carbone de 10 \$/t CO₂ ou plus encourageraient les investissements dans le boisement dans la plupart des régions du Canada (Yemshanov *et al.*, 2005). Cette estimation est proche — bien qu'inférieure — à celle des 15 à 20 \$/t CO₂ qui se fonde les estimations ci-dessus des coûts individuels et d'une biomasse moyenne à 165 t CO₂ dans les forêts matures du Canada (Penner *et al.*, 1997).

Les coûts liés à l'augmentation du couvert végétal urbain sont élevés par rapport à d'autres SCBN forestières

Dans l'analyse de Drever *et al.* (2021), l'augmentation du couvert végétal urbain ne s'est pas avérée être une stratégie rentable de séquestration du carbone, le coût marginal de réduction (CMR) moyen ayant été calculé à 150 \$ (Cook-Patton *et al.*, 2021). La plantation et l'entretien des forêts urbaines peuvent en effet exiger beaucoup de ressources et une gestion lourde, notamment en ce qui touche l'élagage (Ryan *et al.*, 2010; McGovern et Pasher, 2016). Drever *et al.* (2021) n'ont trouvé aucune opportunité d'atténuation avec cette SCBN à un coût inférieur à 100 \$/t éq CO₂ — une fois inclus les coûts initiaux pour les jeunes arbres, l'élagage et l'entretien continus des arbres. Voilà qui ne tient cependant pas compte de la valeur des autres cobénéfices des arbres urbains et des espaces verts, comme l'atténuation des effets d'îlot de chaleur urbain et des canicules. C'est ainsi que cette SCBN pourrait quand même se révéler une stratégie importante dans certaines zones urbaines.

Les coûts des SCBN forestières incluent les droits de propriété, les fuites de carbone et d'autres considérations

De nombreux facteurs de complication sont souvent exclus des modèles d'estimation des coûts des changements dans les pratiques de récolte et de gestion forestières. Une évaluation complète des coûts des SCBN dans le secteur forestier devrait donc tenir compte des exigences de production ou de *régularité des flux* pour les usines (qui ont besoin de flux de bois stables pour rester économiquement viables), des droits de propriété du carbone forestier, des effets dynamiques tels que l'évolution des prix des produits forestiers dans le temps, et des coûts transactionnels liés à l'élaboration, à la mise en œuvre, à la passation de contrats et à la surveillance des SCBN (Boyland, 2006; Lieffers *et al.*, 2020). De l'avis du comité, la mesure des coûts rapportée dans Drever *et al.* (2021) ne permet pas de percevoir clairement comment l'estimation est affectée par les exigences de flux régulier. La dynamique entre les usines et les forêts suggèrent quant à elle que les exigences des usines limitent la capacité des gestionnaires forestiers à mettre en œuvre les SCBN, augmentant ainsi leurs coûts.

Les fuites d'émissions entre régions ou pays sont un autre facteur de complication à même d'augmenter considérablement le coût de la séquestration du carbone par les SCBN forestières. Les fuites de carbone — soit l'augmentation ou la diminution involontaire des émissions de GES, à la fois dans le temps et dans l'espace — peuvent être considérées au niveau du projet, ainsi qu'à l'échelle régionale, nationale et mondiale (Watson *et al.*, 2000; Atmadja et Verchot, 2012; Pan *et al.*, 2020) (section 2.3.2). Les fuites peuvent se produire, par exemple, lorsqu'une réduction des niveaux de récolte dans une zone est compensée par une augmentation des niveaux de récolte dans une autre pour répondre à la demande. On a ainsi constaté que ce phénomène représentait environ 40 % des effets compensatoires, en moyenne, dans le secteur forestier (Pan *et al.*, 2020). De tels impacts peuvent également avoir des effets dynamiques — une réduction de la production de bois et de PLR étant susceptible d'entraîner des changements de prix, qui rendent ensuite les réductions futures plus difficiles et plus coûteuses. Les politiques s'appliquant au carbone dans le secteur forestier sont potentiellement plus vulnérables aux fuites que d'autres secteurs en raison des marchés mondiaux des PLR (Kallio et Solberg, 2018). Bien que les risques précités puissent être gérés par des politiques climatiques et des prix du carbone harmonisés, ainsi que par une planification à long terme et intégrée de l'utilisation des terres dans le secteur forestier (Pan *et al.*, 2020), de tels impacts ne sont pas pleinement pris en compte dans la plupart des estimations de coûts existantes.

3.5.2 Défis politiques et réglementaires

Les options et contraintes politiques dépassent largement le cadre du présent rapport; toutefois, le comité a examiné certaines approches pour combler les lacunes politiques en matière d'atténuation du carbone forestier. Des incertitudes subsistent quant à la conception de politiques et de programmes efficaces pour mettre en œuvre les SCBN, et la réglementation des pratiques de gestion forestière ne tient généralement pas explicitement compte du carbone (Hoberg *et al.*, 2016). Cependant, l'échelle d'atténuation qui peut être atteinte en mettant en œuvre des changements politiques et réglementaires est vaste par rapport aux effets compensatoires. À titre d'exemple, le Cheakamus Community Forest Offset Project en Colombie-Britannique concerne quelque 33 000 ha (CCF, 2019). Or, un changement de politique qui toucherait toute la récolte forestière couvrirait ~750 000 ha chaque année d'un bout à l'autre du Canada (RNCAN, 2020a).

La mise en œuvre des SCBN forestières au Canada peut être entravée par les limites des politiques et des cadres de gestion forestière actuels. Les politiques (p. ex. la Stratégie nationale sur la forêt du gouvernement du Canada) et les ententes volontaires (p. ex. l'Entente sur la forêt boréale canadienne) ont parfois été caractérisées comme des régimes de gestion à long terme pouvant ne pas

répondre aux défis dynamiques auxquels font face les forêts boréales (Thorpe et Thomas, 2007). De plus, les politiques axées sur l'industrie risquent d'être difficiles à renverser sans susciter un inconfort social et économique en raison de la dépendance à l'égard des investissements dans les secteurs et les infrastructures forestiers (Moen *et al.*, 2014; Skene et Polanyi, 2021). La mise en



La surveillance est nécessaire pour établir l'efficacité de toute SCBN mise en œuvre, tandis que les cadres de comptabilisation devraient être clairs et cohérents par rapport aux protocoles de l'Inventaire forestier national et le travail accompli dans les provinces et les territoires. »

œuvre des politiques pourrait toutefois devenir plus efficace au Canada si elle intégrait mieux les ressources forestières dans le cadre de la politique climatique (en favorisant l'utilisation du bois dans la construction) (Moen *et al.*, 2014; Himes et Busby, 2020; Ter-Mikaelian *et al.*, 2021). D'autre part, les pratiques normalisées de gestion forestière dans la région boréale pourraient être utilisées pour atteindre plus efficacement les objectifs climatiques mondiaux grâce à l'application de nouvelles mesures incitatives, à l'amélioration de la mesure des impacts du secteur forestier sur le climat et à l'élaboration d'exigences en matière de rapports qui s'alignent sur celles d'autres secteurs (Moen *et al.*, 2014).

Enfin, les programmes fédéraux, y compris le Fonds pour une économie à faibles émissions de carbone, peuvent alimenter financièrement la mise en œuvre des SCBN à l'échelle provinciale et territoriale. Par exemple, en Colombie-Britannique, le financement

fédéral du Fonds a été combiné aux investissements provinciaux pour consacrer 290 millions de dollars à la gestion du carbone forestier entre 2017 et 2022 (Gouv. de la C.-B., s.d.).

Contrairement aux États-Unis, le secteur forestier opère principalement sur des terres publiques au Canada, et par conséquent, l'élaboration de politiques forestières peut avoir des implications internationales. Un examen de la politique de gestion forestière en Colombie-Britannique a révélé que l'un des nombreux problèmes de faisabilité de l'intervention climatique dans les forêts est le mode de faire-valoir, qui permet le transfert de droits spécifiques pour une période désignée afin que le secteur forestier puisse exploiter et gérer le bois sur les terres publiques (Hoberg *et al.*, 2016). Toute politique qui propose des compensations financières pour la modification de la récolte, ou des pratiques de gestion pour séquestrer le carbone, peut donc avoir des répercussions sur le commerce international en raison de la nature publique de la foresterie au Canada. Par exemple, depuis que l'Accord sur le bois d'œuvre résineux de 2006 a expiré en 2015, les États-Unis et le Canada ont continué à se disputer sur l'importation de

produits de bois d'œuvre canadiens en raison d'allégations selon lesquelles les producteurs canadiens étaient subventionnés (AMC, 2022). Ces différends ajoutent aux incertitudes liées à la conception de programmes et de politiques visant à faciliter la mise en œuvre des SCBN. Les politiques et les programmes qui fourniraient efficacement les SCBN pourraient en effet être contestés en vertu des accords commerciaux et s'avérer par la suite improductifs ou même impossibles à mettre en œuvre.

Le suivi et la comptabilisation peuvent contribuer à établir l'efficacité d'une SCBN forestière

La surveillance du secteur forestier au Canada pour satisfaire aux exigences internationales en matière de déclaration repose sur le Modèle du bilan du carbone du secteur forestier canadien (MBC-SFC3). Or, en raison de la nature de ce cadre comptable, une SCBN axée sur les actions évitées pour améliorer la séquestration n'aura pas d'incidence sur la déclaration nationale des réductions d'émissions (Drever *et al.*, 2021). L'application des cadres de surveillance et de comptabilisation peut coïncider avec la mise en œuvre des SCBN pour encourager l'adaptation des pratiques d'aménagement des terres (Drever *et al.*, 2021). L'inclusion de toutes les sources de carbone souterraines (p. ex. la dégradation des tourbières) et des émissions de carbone provenant de la gestion des forêts pourrait ainsi avoir un impact sur la création d'une politique de gestion du carbone (Carlson *et al.*, 2009). Cependant, des coûts de coassociation sont possibles si l'approche SCBN conduit à une augmentation du risque d'incendie de forêt et à des impacts connexes et/ou à une dépendance à une seule espèce pour le reboisement (Seddon *et al.*, 2020a).

Selon le comité, la surveillance est nécessaire pour établir l'efficacité de toute SCBN mise en œuvre, tandis que les cadres de comptabilisation devraient être clairs et cohérents par rapport aux protocoles de l'Inventaire forestier national et le travail accompli dans les provinces et les territoires (c.-à-d. les données utilisées pour mettre en œuvre le MBC-SFC3). Voilà qui permettrait de tirer parti des ressources considérables dont dispose l'Inventaire forestier national pour évaluer et, plus tard, réduire les incertitudes liées aux SCBN.

En outre, les gardiens autochtones peuvent combiner les compétences techniques de surveillance environnementale tirées de leur savoir traditionnel avec les protocoles scientifiques occidentaux pour fournir une surveillance précieuse au fur et à mesure que la terre se modifie, ce qui comprend les impacts des changements climatiques et des activités de développement industriel (SVA, 2016). À condition de disposer d'un financement suffisant, les gardiens pourront améliorer la qualité des activités de surveillance exercées sur leurs terres traditionnelles — la surveillance de l'eau et de la faune étant à même d'éclairer

la prise de décision sur la façon dont les ressources naturelles seront utilisées, conservées et développées. En outre, la surveillance et la protection des terres offrent des avantages sur le plan de la culture, notamment le respect des obligations culturelles de prendre soin de la terre et de l'eau (SVA, 2016).

3.6 Cobénéfices et compromis

3.6.1 Cobénéfices

La restauration des forêts réduit la fragmentation, préserve la biodiversité et a des effets positifs mesurables sur la qualité de l'air et de l'eau

Les forêts contribuent à une grande variété d'avantages environnementaux et sociaux, ainsi qu'à des services écosystémiques, que les SCBN peuvent amplifier. La restauration du couvert forestier a démontré des cobénéfices à long terme, notamment des impacts sur la biodiversité, la qualité de l'air et de l'eau, le contrôle des inondations, la réduction de l'érosion des sols, ainsi que leur fertilité (Griscom *et al.*, 2017). De telles pratiques sont à même de relier des forêts fragmentées, ce qui peut atténuer les pertes de carbone dues à la fragmentation et réduire la vulnérabilité des lisières forestières (Putz *et al.*, 2014). En général, les espèces boréales souffrent moins de la fragmentation que les forêts tempérées, peut-être en raison de la fréquence des perturbations naturelles. Les avantages des SCBN relativement à la biodiversité ne sont valables que dans la mesure où les espèces bénéficient d'une augmentation du couvert forestier non perturbé — les espèces qui se développent dans une forêt récemment perturbée pouvant en souffrir (McCarney *et al.*, 2008), tandis que d'autres espèces spécialisées risquent d'être sensibles à la fragmentation comme au changement d'habitat (Gauthier *et al.*, 2015; Harper *et al.*, 2015). La restauration du couvert forestier peut enfin contribuer à créer des corridors et des zones tampons pour la faune, permettant aux espèces de se déplacer entre des sections de forêt mieux établies (Harrison *et al.*, 2003).

L'amélioration de la gestion forestière et des pratiques de conservation peut aussi réduire l'intensité des incendies et fournir un habitat aux espèces dépendant des forêts anciennes et aux espèces de l'intérieur des forêts (Price *et al.*, 2020). Les pratiques de gestion des incendies peuvent inclure le passage d'une suppression totale du feu vers des pratiques de brûlage autochtones, avec à la clé les impacts et les avantages culturels qui y sont associés (voir encadré 3.3). Les SCBN qui conservent 70 % des peuplements ont permis de préserver efficacement la biodiversité de la plupart des espèces d'oiseaux forestiers dans les forêts de conifères du Nord, car elles maintiennent des corridors naturels (Price *et al.*, 2020). L'amélioration du couvert forestier urbain se révèle également bénéfique pour la

biodiversité. En effet, les vestiges de forêts naturelles dans les villes contribuent à la conservation des espèces d'oiseaux et de plantes indigènes, tandis que les composants de la forêt urbaine gérés de manière intensive — tels que les arbres de rue — fournissent un habitat supplémentaire pour les oiseaux (Filazzola *et al.*, 2019; Wood et Esaian, 2020). Enfin, certaines SCBN forestières peuvent également améliorer la qualité de l'air, ce qui profite aux collectivités voisines. La réduction du brûlage des résidus de récolte et des tas de rémanents, par exemple, évite les impacts négatifs sur la qualité de l'air (Nowak *et al.*, 2014).



Encadré 3.3 Gestion autochtone des incendies

Les peuples autochtones ont une longue tradition d'utilisation du feu comme pratique d'aménagement des terres dans une variété de contextes. Le brûlage dirigé peut préserver le carbone stocké dans les grands arbres en détruisant les broussailles et en éliminant le combustible potentiel pour des incendies non contrôlés à plus grande échelle (Wiedinmyer et Hurteau, 2010). Cette pratique peut contribuer de manière appréciable à la gestion durable des forêts et à la séquestration du carbone, en fonction de l'écosystème concerné et de l'intervalle entre les feux (PICS, 2020b). Cela dit, les détenteurs du savoir autochtone se sont souvent vu refuser la possibilité d'élaborer des questions de recherche ou de contrôler les décisions subséquentes liées à la gestion forestière (Miller *et al.*, 2010; Christianson, 2015).

Il existe toutefois plusieurs exemples de programmes de gestion des incendies dirigés par des Autochtones à travers le pays. Ainsi, en 2006, la Première Nation de Pikangikum, dans le nord-ouest de l'Ontario, a signé le document de stratégie d'utilisation des terres de la forêt Whitefeather avec le ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, entreprenant ainsi un processus communautaire de planification de l'utilisation des terres pour les 1,3 Mha de la forêt Whitefeather (Miller *et al.*, 2010). L'un des éléments de cette approche consistait à créer un climat dans lequel les aînés se sentaient à l'aise de partager leur expertise et leurs points de vue sur les traditions historiques de brûlage contrôlé, y compris la suppression des incendies, le brûlage dirigé et le rôle du feu en tant que source de renouvellement pour la terre — bien qu'il représente un risque pour les vies, les biens et la valeur des terres (Miller *et al.*, 2010).

(continue)

(a continué)

Après l'incendie de forêt d'Elephant Hill en 2017 — qui a ravagé près de 192 000 ha — huit bandes secwépemc ont formé le Elephant Hill Wildfire Recovery Joint Leadership Council en Colombie-Britannique, dans le but d'exécuter un plan triennal de restauration du territoire secwépemc endommagé (Wood, 2021). Ce projet de restauration dirigé par les Autochtones est axé sur la protection de la diversité des forêts en tant qu'infrastructures vivantes et sur le retour des pratiques culturelles de brûlage sur le territoire. Le Joint Leadership Council vise à créer un modèle de restauration forestière que d'autres Premières Nations pourront reproduire suite à un incendie sur leurs propres territoires (Wood, 2021).

Les nations autochtones participent activement à la gestion des incendies et aux services d'intervention d'urgence. L'élaboration d'outils décisionnels, y compris des instruments cartographiques géoréférencés, soutient actuellement les activités de la First Nations' Emergency Services Society, notamment en ce qui touche les initiatives de gestion des urgences et de formation aux incendies de forêt (FNESS, 2022).

De nombreuses SCBN forestières présentent des avantages en matière d'adaptation au climat à mesure que celui-ci se réchauffe

La santé des forêts et les services écosystémiques qui leur sont associés sont menacés par la vitesse et l'ampleur des changements climatiques dans de nombreuses régions (Gauthier *et al.*, 2015) (voir section 3.3.2). Cependant, la modification des structures et des compositions forestières à l'aide de pratiques de gestion et de régénération des forêts est à même de tempérer leur sensibilité aux changements de température et de précipitations, ainsi qu'à d'autres types de perturbation (Seidl *et al.*, 2017). Aider les forêts à s'adapter en augmentant leur hétérogénéité et la diversité des espèces peut en effet renforcer la résilience, tout en contribuant à la conservation à long terme du carbone (Pukkala *et al.*, 2014; Gauthier *et al.*, 2015).

Les avantages pour la biodiversité et la résilience des forêts ont de bonnes chances d'être de plus en plus appréciés compte tenu des contraintes créées par les changements climatiques. Les données portant sur la forêt boréale suggèrent que l'aire de répartition de certaines espèces emblématiques, comme le caribou des bois et le grizzli, diminuera à long terme (Venier *et al.*, 2014). Le Canada pourrait être confronté à une dette d'extinction où les effets cumulés des pratiques de gestion et des changements climatiques contribuent à la perte d'espèces. Les impacts des changements forestiers sur la biodiversité sont principalement

étudiés à l'échelle du peuplement et du paysage, de sorte qu'une meilleure compréhension des changements régionaux et à l'échelle de l'écosystème est nécessaire pour évaluer les impacts globaux dans l'ensemble de la forêt boréale (Venier *et al.*, 2014). Voilà qui permettrait de réduire les effets négatifs potentiels découlant des changements climatiques pour la forêt boréale canadienne.

3.6.2 Compromis et autres impacts

L'augmentation de la productivité de la récolte peut être préjudiciable aux stocks de carbone à court terme

Les SCBN forestières ne sont pas toutes bénéfiques pour la biodiversité. L'accent mis sur la maximisation de la production de bois a fait en sorte que les pratiques de gestion forestière ont historiquement réduit la biodiversité comme la résilience des forêts dans de nombreux contextes (Venier *et al.*, 2014). Beaucoup de ces pratiques ont notamment réduit la diversité des espèces dans les forêts boréales, et les passages à des régimes de récolte plus intensifs (p. ex. pour augmenter le carbone stocké dans les réservoirs de PLR ou appuyer l'utilisation accrue de la bioénergie), ou à des pratiques de plantation réduisant la diversité des espèces par rapport aux forêts indigènes, sont susceptibles d'amplifier ces impacts (Venier *et al.*, 2014). Les pratiques de gestion forestière bénéfiques à la santé des forêts (c.-à-d. visant une productivité accrue) peuvent également être préjudiciables aux stocks de carbone à court terme. L'éclaircie des forêts, par exemple, est à même de réduire le risque d'incendies et d'infestations d'insectes, et augmenter la croissance des arbres individuels restants — mais elle diminue généralement les stocks de carbone par rapport aux peuplements non éclaircis (Ryan *et al.*, 2010). Certaines modélisations suggèrent toutefois que l'éclaircie pourrait maintenir ou améliorer les stocks de carbone et la séquestration à l'échelle de plusieurs décennies (Collalti *et al.*, 2018).

C'est dire que les échelles de temps applicables aux SCBN doivent être prises en considération, y compris lorsqu'on parle de l'utilisation des résidus de récolte pour la bioénergie. Les données à l'appui de l'investissement dans les PLR ou les biocarburants ne sont toutefois pas concluantes. Ainsi, la classification et l'utilisation accélérée des biocarburants forestiers pour atteindre les objectifs en matière d'énergie renouvelable dans l'Union européenne ont suscité des critiques autour du risque de libération d'une quantité de carbone deux ou trois fois plus importante dans l'atmosphère d'ici 2050 par gigajoule d'énergie finale (Searchinger *et al.*, 2018). Le biocarburant utilisé en Europe est souvent récolté sous forme de granulés de bois dans les forêts nord-américaines; or, l'augmentation de ces exportations peut en retour augmenter les émissions mondiales nettes de GES et diminuer la séquestration du carbone (Birdsey *et al.*,

2018a). Pour les réductions d'émissions à court terme (c.-à-d. entre 2030–2050), l'investissement dans les biocarburants (à l'exception des résidus de récolte) n'est pas réalisable, car la substitution de la biomasse aux combustibles fossiles augmentera initialement les émissions. En revanche, l'utilisation accrue de PLR à plus longue durée de vie peut procurer des avantages plus importants que la bioénergie lorsqu'elle remplace les produits actuels (Birdsey *et al.*, 2018a). La réduction des niveaux de récolte au Canada est à même d'améliorer l'élimination du CO₂ de l'atmosphère par les forêts, mais cette réduction diminuera également la disponibilité des PLR, ce qui aura par la suite un impact sur les avantages d'autres SCBN, comme le remplacement de matériaux à plus forte intensité d'émissions (p. ex. le ciment, l'acier) par des PLR (Smyth *et al.*, 2020).

La mise en œuvre des SCBN forestières peut avoir des impacts socioéconomiques

Les impacts socioéconomiques locaux et régionaux des SCBN pourraient inclure des effets directs sur l'emploi dans les secteurs de la foresterie et de l'exploitation forestière, la fabrication de produits en bois, le transport et la production de



« Une gestion forestière améliorée est susceptible d'augmenter les possibilités d'emploi et les avantages socioéconomiques pour les collectivités dépendantes des forêts si des stratégies à long terme — et différenciées selon les régions — sont mises en œuvre. »

bioénergie, ainsi que sur l'intensité de la main-d'œuvre dans ces secteurs, en fonction des solutions déployées (Xu *et al.*, 2018b). La réduction de l'exploitation forestière a un coût socioéconomique potentiellement élevé en raison de la dépendance des collectivités locales à l'égard de l'industrie forestière; il pourrait donc y avoir une opposition publique, bien que des crédits de carbone puissent être offerts aux propriétaires fonciers pour les activités de conversion et de reboisement évitées (Galik *et al.*, 2012; Smyth *et al.*, 2020). Cependant, une gestion forestière améliorée est susceptible d'augmenter les possibilités d'emploi et les avantages socioéconomiques pour les collectivités dépendantes des forêts si des stratégies à long terme — et différenciées selon les régions — sont mises en œuvre (Elgie *et al.*, 2011; Xu *et al.*, 2018b). Certaines études suggèrent aussi que les crédits de carbone forestiers peuvent constituer une

incitation économique à réduire les récoltes et à allonger la durée des rotations, même à une valeur carbone relativement faible — un résultat principalement dû à l'inclusion d'une valeur temporelle du carbone (Elgie *et al.*, 2011).

3.7 Conclusion

La réussite de la mise en œuvre des SCBN dans les zones forestières du Canada dépendra de l'échelle de temps de la solution proposée, qu'elle vise la réduction des émissions ou la séquestration accrue du carbone. Les effets interactifs entre les interventions à court terme (p. ex. amélioration des pratiques de gestion forestière) et les interventions à long terme (p. ex. restauration du couvert forestier) doivent être pris en compte. En outre, les impacts des changements climatiques, comme l'intensité et la fréquence des incendies, ainsi que le réchauffement des températures et le changement des régimes de précipitations, affecteront la capacité des forêts à se régénérer suite aux perturbations et à s'adapter aux SCBN. Les incertitudes quant à l'étendue des réservoirs de carbone du sol et à l'ampleur des flux de carbone forestier dans les forêts aménagées et non aménagées, de même qu'aux réactions des forêts aux changements climatiques et aux modifications de l'albédo, rappellent la nécessité d'effectuer des recherches supplémentaires axées sur les régions pour évaluer la faisabilité de la mise en œuvre des SCBN dans les zones forestières du pays. La représentation régionale d'un bout à l'autre du Canada est nécessaire dans les mesures évaluant les stocks de carbone forestier, leurs flux et les valeurs témoin à utiliser, afin de réduire ces incertitudes. Il est également nécessaire de disposer de modèles fiables et prospectifs pour mieux estimer les coûts des SCBN, y compris les coûts de transaction et de surveillance, ainsi que les effets des fuites sur le marché. L'expertise, la conception et la surveillance des Autochtones par rapport aux SCBN appliquées sur leurs terres sont des éléments essentiels pour relever les défis de faisabilité de la mise en œuvre des SCBN forestières, en particulier dans les grandes régions forestières non aménagées du Canada.

4

A stylized illustration in a light beige color. It features two wheat stalks with three leaves each, positioned above a series of horizontal, wavy lines that represent a field of crops or a landscape. The background is white with a large blue curved shape at the bottom and a gold curved shape at the top left.

Agriculture et prairies

- 4.1 Possibilités de renforcer la séquestration et de réduire les émissions dans les systèmes agricoles et prairiaux
- 4.2 Gestion autochtone de l'agriculture et des prairies
- 4.3 Ampleur du potentiel de séquestration et de réduction des émissions
- 4.4 Stabilité et permanence
- 4.5 Faisabilité
- 4.6 Cobénéfices et compromis
- 4.7 Conclusion



Constatations du chapitre

- La gestion des terres cultivées et la conversion évitée des prairies offrent le plus grand potentiel de séquestration du carbone dans l'agriculture et les prairies. Les incertitudes liées à l'estimation du potentiel d'atténuation découlent principalement de considérations de faisabilité, l'adoption des SCBN étant affectée par les coûts, les politiques publiques et les obstacles comportementaux qui sont à même de modifier radicalement la superficie potentielle de leur mise en œuvre.
- Pour réaliser le potentiel de la séquestration et de la réduction des émissions de l'agriculture et des prairies, il faudrait investir dans un effort de gestion continu, sans oublier une planification à long terme et des incitatifs politiques pour éviter toute régression.
- La gestion des nutriments est importante non seulement pour réduire les émissions au niveau de l'exploitation, mais aussi pour atténuer l'eutrophisation et les émissions de GES qui y sont liées dans les systèmes aquatiques adjacents et en aval.
- L'engagement avec les communautés autochtones et la reconnaissance de leurs connaissances comme de leurs pratiques de gestion sont essentiels pour assurer le succès à long terme de certaines SCBN, notamment la réintroduction des buffles dans les prairies en tant que composante de la restauration et de la conservation de ces écosystèmes. De telles SCBN favoriseront également la réconciliation par la promotion de l'autodétermination des peuples autochtones.

Les terres agricoles et les prairies recèlent d'importants stocks de carbone dans leurs sols, et échangent des quantités considérables de carbone avec l'atmosphère. Il existe environ 47 Mha de terres cultivées au Canada, tandis que les prairies aménagées, utilisées comme pâturages ou parcours naturels, occupent environ 6,2 Mha. L'étendue exacte des prairies naturelles au Canada est actuellement inconnue (ECCC, 2022b). Dans les prairies canadiennes, les espèces herbacées constituent la forme dominante de végétation. On les trouve principalement dans les régions des prairies du sud de l'Alberta et de la Saskatchewan, ainsi que dans les vallées montagneuses intérieures et sèches de la Colombie-Britannique. Les écosystèmes prairiaux absorbent et libèrent du carbone en réponse aux conditions environnementales et aux pratiques de gestion des terres, ce qui offre un éventail de possibilités pour améliorer la séquestration du carbone ou réduire les émissions de GES.

4.1 Possibilités de renforcer la séquestration et de réduire les émissions dans les systèmes agricoles et prairiaux

Les SCBN agricoles et prairiales sous-entendent la séquestration de carbone supplémentaire ou une réduction des émissions de GES : CO₂, CH₄ et N₂O. La majeure partie du carbone est stockée dans la matière organique du sol (MOS), bien que la biomasse végétale aérienne et souterraine contribue également aux stocks de carbone dans le cas des SCBN agroforestières. Le carbone présent dans les sols est évalué par les niveaux de carbone organique du sol (COS) et est libéré dans l'atmosphère sous forme de CO₂ ou de CH₄ (Hristov *et al.*, 2018; Paustian *et al.*, 2019). Du carbone est ajouté aux sols par le biais du fumier, des résidus de culture et des exsudats racinaires (liquides émis par les racines des plantes), pour être éliminé par l'érosion (susceptible également de redistribuer le carbone), ainsi que par la décomposition microbienne.

Les pratiques SCBN visant à séquestrer du carbone supplémentaire dans les sols permettent soit d'augmenter le taux d'apport de carbone, soit de réduire les taux de renouvellement du carbone déjà présent dans le sol (Paustian *et al.*, 2019). Au-delà de la séquestration du carbone, la limitation des émissions d'autres GES (N₂O en particulier) est également un objectif poursuivi. Le N₂O a en effet un potentiel de réchauffement planétaire 298 fois supérieur à celui du CO₂; il s'agit d'une composante majeure des systèmes agricoles, libérée comme sous-produit de l'apport d'azote dans les sols (GIEC, 2012; Équiterre et Greenbelt Foundation, 2020). En 2020, on a estimé que les sols agricoles du Canada émettaient en moyenne 21 Mt éq CO₂ en N₂O, comparativement à un puits de carbone net des terres cultivées estimé à 9,6 Mt éq CO₂ (ECCC, 2022b)¹⁸. Les émissions de GES provenant des prairies sont également présentes, mais restent mineures en comparaison, représentant moins de 0,05 Mt éq CO₂ en 2020 (ECCC, 2022b)¹⁹. Ces émissions sont dues, en grande partie, à l'occurrence de feux naturels, dirigés ou provoqués par l'homme (ECCC, 2022b).

Les tableaux 4.1 et 4.2 présentent les SCBN pour l'agriculture et les prairies qui pourraient être mises en œuvre au Canada. Bon nombre de ces SCBN (parfois appelées « pratiques de gestion agricole bénéfiques ») ont fait l'objet de recherches approfondies, qui ont abouti à un certain nombre de recommandations clés en vue d'une mise en œuvre à grande échelle au Canada (Groupe AGÉCO *et al.*, 2020; Équiterre et Greenbelt Fondation, 2020; Drever *et al.*, 2021; Meadowcroft, 2021).

18 Pour convertir les gaz autres que le CO₂ en éq CO₂, ECCC (2022b) a utilisé les valeurs du système GWP100 du GIEC (2012), où le CH₄ = 25 et le N₂O = 298.

19 Ibid.

Tableau 4.1 SCBN agricoles

Définition de la SCBN	Mécanisme
Gestion des cultures	
<p>Les cultures de couverture sont plantées pendant la saison de jachère ou entre les rangs de cultures primaires pour servir de couverture protectrice, maintenir des racines vivantes et augmenter l'apport de carbone dans les sols.</p>	<p>L'apport supplémentaire de biomasse au sol augmente le taux de séquestration du carbone, tandis que la couverture du sol réduit l'érosion (Équiterre et Greenbelt Foundation, 2020).</p> <p>Les cultures de couverture mises en place pendant l'intersaison ou l'hiver maintiennent plus longtemps des racines vivantes dans le sol, ce qui augmente encore le carbone séquestré.</p> <p>Si les cultures sont des légumineuses, elles réduisent la nécessité d'appliquer des engrais, ce qui diminue les émissions de N₂O (Yanni <i>et al.</i>, 2018; Drever <i>et al.</i>, 2021).</p>
<p>La diversification des cultures comprend le recours aux rotations de cultures (dont certaines sont des cultures de couverture), aux cultures intercalaires et aux systèmes de cultures pérennes (pérennisation) pour s'éloigner des monocultures.</p> <p>La rotation des cultures consiste à varier les types de cultures pratiquées dans un même champ au cours de saisons de croissance successives (ou pendant l'intersaison ou l'hiver dans le cas des cultures de couverture), tandis que la culture intercalaire vise à faire pousser plus d'une culture commerciale simultanément.</p> <p>Les stratégies de cultures pérennes comprennent le remplacement des cultures annuelles par des cultures pérennes (p. ex. fruits, noix, foin, céréales pérennes).</p>	<p>La diversification des rotations de cultures annuelles pour inclure des cultures pérennes et de légumineuses augmente l'apport de carbone (plantes pérennes) ou réduit les besoins en engrais azotés (légumineuses) (McDaniel <i>et al.</i>, 2014).</p> <p>Les cultures pérennes ont des systèmes racinaires étendus, qui augmentent la teneur en matières organiques, ajoutent une couverture du sol pour réduire l'érosion et éliminent le besoin de travailler le sol, préservant ainsi le carbone qui s'y trouve (AAC, 2008).</p> <p>Les cultures pérennes diminuent les émissions de GES en réduisant la nécessité de travailler le sol (ce qui réduit également les émissions des machines), tout en réduisant les taux d'application des engrais et en amenant une plus grande efficacité dans le cycle des nutriments (Yanni <i>et al.</i>, 2018).</p> <p>L'augmentation du pourcentage de cultures de légumineuses réduira le besoin total de fertilisation azotée externe, évitant ainsi les émissions de N₂O et de CO₂.</p>
Gestion des sols	
<p>Les pratiques sans labour ou de travail réduit du sol consistent à arrêter complètement ou à réduire le renouvellement du sol par le travail du sol.</p>	<p>La culture sans labour évite de perturber le sol et laisse les résidus de culture en surface, ce qui réduit la décomposition par les microorganismes du sol et augmente ainsi la séquestration du carbone (Équiterre et Greenbelt Fondation, 2020; Drever <i>et al.</i>, 2021).</p>
<p>Le biocharbon est produit en convertissant des résidus de culture ou d'autres apports organiques (p. ex. des os) en carbone récalcitrant (p. ex. du charbon de bois), qui est ensuite ajouté aux sols.</p>	<p>Le carbone récalcitrant du biocharbon résiste à la décomposition et est donc stable sur de longues périodes (Lehmann, 2007; Song <i>et al.</i>, 2016); l'amendement des sols agricoles avec du biocharbon augmente donc le stockage du CO₂ (Drever <i>et al.</i>, 2021).</p>

Définition de la SCBN	Mécanisme
Gestion de l'azote	
<p>On désigne les pratiques prometteuses pour réduire les quantités d'azote par l'acrostiche 4B : limiter le taux (« Bonne dose ») d'application de l'azote pour qu'il corresponde mieux aux besoins des cultures; ajuster le moment (« Bon moment ») de l'application en fonction du moment où une culture est en pleine croissance et absorbe l'azote; varier l'emplacement de l'engrais (« Bon endroit ») en termes de profondeur (injection); et/ou choisir des types d'engrais de recharge (« Bonne source ») qui retardent la libération ou recourent à des inhibiteurs qui empêchent une transformation rapide (De Laporte <i>et al.</i>, 2021a).</p>	<p>L'application des pratiques des 4B peut diminuer la quantité d'azote disponible dans le sol sujette à la perte par (dé)nitriification, ou par lixiviation et volatilisation, réduisant ainsi immédiatement les émissions de GES. Certaines pratiques, comme la « Bonne source », permettent aux plantes d'accéder plus facilement à l'azote (De Laporte <i>et al.</i>, 2021a).</p>
Agroforesterie	
<p>La culture en bandes (également connue sous le nom de culture intercalaire d'arbres) permet de séquestrer du CO₂ supplémentaire grâce à la plantation d'arbres entre les cultures en rangs et les prairies de fauche.</p>	<p>Le carbone est stocké dans la biomasse aérienne et souterraine, notamment par l'augmentation de la litière et des exsudats racinaires (Baah-Acheamfour <i>et al.</i>, 2017). La variabilité des estimations du stockage du carbone dépend du type d'arbre sélectionné pour la plantation, de la densité de plantation et de la variété de culture de commerciale (dans le cas de la culture en bandes) (Baah-Acheamfour <i>et al.</i>, 2015; Drever <i>et al.</i>, 2021).</p>
<p>Les brise-vent sont des rangées d'arbres et d'arbustes annuels ou pérennes qui servent traditionnellement de coupe-vent. Plus récemment, on a constaté qu'ils séquestrent aussi le carbone dans les sols et dans la biomasse aérienne et souterraine.</p>	
<p>La plantation d'arbres riverains augmente la séquestration en éq CO₂ « lorsqu'elle est effectuée dans des zones tampons de 30 m autour de tous les plans d'eau dans les zones agricoles, là où les forêts constituent la couverture terrestre naturelle » (Drever <i>et al.</i>, 2021).</p>	
<p>Les systèmes sylvopastoraux impliquent l'intégration d'arbres dans les pâturages; ils bénéficient simultanément au pâturage du bétail, au fourrage et aux cultures d'arbres (Drever <i>et al.</i>, 2021).²⁰</p>	

²⁰ Aux fins du présent rapport, le comité a choisi de se concentrer sur l'expansion du sylvopastoralisme par la plantation d'arbres dans les pâturages existants. Cette pratique peut également englober la végétation pastorale de sous-étage dans les zones arborées existantes (voir p. ex. Baah-Acheamfour *et al.*, 2014), mais l'expansion du sylvopastoralisme dans ces zones n'a pas été modélisée par Drever *et al.* (2021) et n'a donc pas été incluse dans les calculs du potentiel d'atténuation.

Tableau 4.2 SCBN prairiales

Définition de la SCBN	Mécanisme
Maintien et restauration des prairies	
La conversion évitée des prairies préserve le COS et la biomasse aérienne et souterraine.	En réduisant la superficie des prairies converties en terres cultivées chaque année, on peut réduire les émissions associées au défrichage et au travail du sol, maintenir les stocks actuels de carbone du sol et éviter les émissions dues à l'oxydation du carbone.
Restauration des prairies sur des terres agricoles marginales et moins productives.	On a observé que le stockage du carbone augmente avec le temps en raison de l'accumulation de la masse racinaire, les prairies comportant des masses racinaires plus importantes ayant tendance à accumuler le COS à des taux plus élevés (voir p. ex. Jones et Donnelly, 2004; Soussana <i>et al.</i> , 2004; Lorenz, 2018; Yang <i>et al.</i> , 2019). Le carbone du sol est également accru par le dépôt de matériaux délestés par les racines des plantes (Soussana <i>et al.</i> , 2004; Lorenz, 2018).
Amélioration de la gestion prairiale	
L'amélioration de la gestion du pâturage comprend le pâturage en rotation (décrit dans la littérature récente sous le nom de pâturage adaptatif à enclos multiples) et l'introduction du bison dans les écosystèmes prairiaux. Le pâturage adaptatif fait appel à des périodes de repos plus longues entre les pâturages et l'arrêt du pâturage pendant la récupération des plantes, maximisant ainsi le temps de croissance active (Prescott <i>et al.</i> , 2021).	L'amélioration de la gestion du pâturage (pour n'importe quel animal de pâturage) peut influencer sur le cycle du carbone de nombreuses façons, notamment par la modification de la communauté végétale (Lyseng <i>et al.</i> , 2018), l'activité enzymatique dans la litière végétale (Chuan <i>et al.</i> , 2020), l'amélioration de l'infiltration de l'eau (Döbert <i>et al.</i> , 2021) et la production d'un excès de carbone par les exsudats racinaires (Prescott <i>et al.</i> , 2021). L'introduction de bisons dans les écosystèmes prairiaux a le potentiel de modifier l'absorption du carbone par les espèces végétales indigènes (Knapp <i>et al.</i> , 1999; McMillan <i>et al.</i> , 2019).
Les producteurs peuvent introduire des légumineuses dans les pâturages en les incluant dans les mélanges d'espèces lors des semis.	Les légumineuses augmentent la production de fourrage dans les prairies, ce qui entraîne des apports supplémentaires de carbone souterrain et un accroissement de l'azote du sol — d'où une plus grande production de MOS par les microbes et une fertilité améliorée, réduisant ainsi le besoin d'engrais (et donc les émissions de N ₂ O) (Conant <i>et al.</i> , 2001; Bolinder <i>et al.</i> , 2007; Fornara <i>et al.</i> , 2016; Drever <i>et al.</i> , 2021; Prescott <i>et al.</i> , 2021).
Les pâturages peuvent être ensemencés avec des mélanges de semences visant à améliorer la sélection des espèces de graminées , dans le but de renforcer les apports de carbone dans le sol.	L'optimisation des espèces de graminées en présence accroît le COS en rehaussant la production par le biais d'une meilleure adaptation au climat local. On observe également une résilience accrue au pâturage et à la sécheresse, de même qu'une fertilité accrue du sol grâce aux taux élevés de production de biomasse et aux systèmes d'enracinement profonds (Jones et Donnelly, 2004; Conant, 2012).

4.2 Gestion autochtone de l'agriculture et des prairies

Les peuples autochtones sont les gardiens des prairies et des terres actuellement utilisées pour l'agriculture depuis des temps immémoriaux. La diversité des communautés végétales et animales, de même que leur répartition en Amérique du Nord, ont été influencées par l'intendance autochtone à long terme (Turner, 2020). De plus, les peuples autochtones ont toujours développé et pratiqué des pratiques agricoles, notamment sous la forme de jardins forestiers dans le nord-ouest du Pacifique (Armstrong *et al.*, 2021; Fox, 2021) et de l'utilisation généralisée de la polyculture par le biais de la plantation des « Trois Sœurs » (maïs, haricots et courges), cette dernière étant encore étudiée et pratiquée de nos jours (AAC, 2021). Ces traditions sont les précurseurs de certaines des SCBN abordées dans ce chapitre. La polyculture des Trois Sœurs, par exemple, est une forme de diversification et de rotation des cultures. L'inclusion de légumineuses apporte de l'azote au sol, tandis que le maïs et la courge fournissent un soutien structurel, un contrôle des mauvaises herbes et une protection contre l'érosion (Mt. Pleasant, 2016; Hill, 2020; Ngapo *et al.*, 2021).

En 2016, les exploitants agricoles autochtones représentaient 2,6 % de la population agricole nationale, mais le ratio agriculteurs/locateurs de terres agricoles est inconnu (Gauthier et White, 2019). Des données ont déjà démontré que la majorité des terres appartenant aux Premières Nations dans les Prairies sont louées à des agriculteurs non autochtones (Pratt, 2004). Toutefois, leur nombre pourrait être sous-estimé en raison de la diminution du nombre global d'exploitations agricoles familiales à travers le pays (Arcand *et al.*, 2020; Sommerville, 2021).

La réintroduction du bison dans les plaines est une occasion de favoriser la réconciliation et de restaurer les écosystèmes des prairies

« Les perspectives autochtones englobent la gestion des stocks comme des flux de carbone et ces activités en sont pour ainsi dire indissociables, le tout reliant de manière holistique la santé humaine et la santé écologique » (McCarthy *et al.*, 2018). *Wahkohtowin*, le mot cri désignant le concept de parenté, décrit cette relation — il s'agit d'une vision du monde fondée sur l'idée que toute créature (y compris les humains, les plantes et les animaux) est dotée d'un esprit et est interconnectée (Wildcat, 2018) (voir section 2.4). « Les aînés avaient l'habitude de dire que nous entretenions un échange permanent avec le royaume spirituel qui réside dans les plantes, le sol, les animaux et l'eau. En vivant de cette façon depuis des millénaires, notre peuple avait fini par étendre ce code d'accès spirituel qui guidait désormais notre gouvernance et la façon dont nous nous conduisions. » (Philip Brass, communication personnelle)

Le *Wahkohtowin* englobe à la fois les lois naturelles des écosystèmes et la manière dont les peuples autochtones comprenaient la conscience des écosystèmes qu'ils habitaient et dont ils faisaient partie. Pour les peuples des plaines, la relation avec le bison est un exemple de cette conscience :

Nous sommes devenus des chasseurs de bisons dans la prairie, et c'est l'esprit du bison qui nous guidait. Suivre le bison nous menait à l'eau potable, aux remèdes, et nous servait de guide dans le monde de la prairie. La vie, ainsi que notre survie et notre capacité à prospérer sur nos terres, dépendaient des bisons. Nous les avons transhumés pour qu'ils broutent l'herbe des prairies pendant des milliers d'années, créant ainsi un puits de carbone massif dans les grandes plaines.

Philip Brass (communication personnelle)

Le massacre généralisé des bisons au 19^e siècle et l'expansion de l'agriculture ont entraîné la détérioration de l'écosystème des prairies et, avec elle, la relocalisation des Premières Nations dans des réserves sur des terres marginales — l'équivalent de quelques fragments de leurs terres traditionnelles (Corntassel et Woons, 2019). Les efforts visant à réintroduire le bison dans les Prairies sont en cours et représentent une occasion cruciale de réconciliation et de restauration de l'écosystème prairial, et notamment de la relation des peuples autochtones des plaines avec cet animal (voir section 4.6.2).

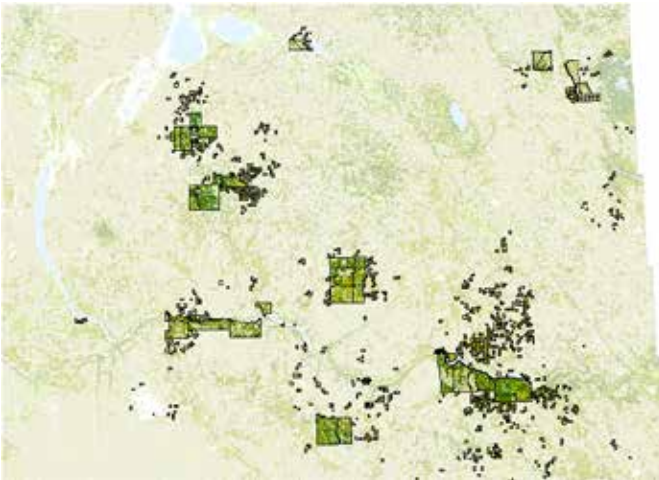
La couverture végétale pérenne est liée aux terres des Premières Nations dans toutes les provinces

On a constaté que la conversion des prairies en terres cultivées libère de grandes quantités de carbone dans l'atmosphère, ce qui réduit considérablement les stocks naturels de carbone (Janzen *et al.*, 1998). Toutefois, il est à noter qu'un grand nombre des fragments restants de prairies et de tremblais ayant survécu sont associés aux terres de réserve des Premières Nations dans les Prairies. La figure 4.1 met en évidence la nature fragmentée de la couverture végétale pérenne dans la région et la corrélation de ces zones avec les terres gérées par les Premières Nations dans les provinces des Prairies.

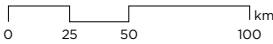
N.-O



S.-E



- Forêts
- Arbustes
- Prairies
- Terres cultivées
- Jachères
- Pâturages/ Fourrages
- Réserves des Premières Nations



Source des données : GC (2021h, 2022a)

Figure 4.1 Relation entre les terres pérennes et les réserves des Premières Nations en Saskatchewan

Cette figure illustre la répartition de la couverture terrestre dans le nord-ouest (panneau de gauche) et le sud-est (panneau de droite) des régions des prairies et de forêt-parc à trembles de la Saskatchewan. Les deux panneaux couvrent la plupart des terres de réserve des Premières Nations dans la région céréalière de la Saskatchewan. Les données sur la couverture terrestre proviennent du GC (2021h), tandis que les limites des terres des Premières Nations proviennent de GC (2022a).

Bien qu'il existe actuellement peu de données probantes sur les raisons pour lesquelles les terres de réserve des Premières Nations sont si étroitement associées à la couverture végétale pérenne, le comité croit que le succès continu de la conservation des prairies-parcs sur les terres des Premières Nations est probablement attribuable à des éléments sociopolitiques. L'histoire complexe de l'utilisation des terres dans ces régions est peut-être un facteur clé de la préservation de la couverture végétale pérenne. Les traités numérotés qui s'étendent sur les régions agricoles contemporaines de l'Alberta et de la



« La reconnaissance de la conservation liée à ces communautés est cruciale pour comprendre non seulement comment de telles pratiques peuvent être mises en œuvre à plus grande échelle, mais aussi à quel point de nombreuses SCBN sont intrinsèquement autochtones — c'est-à-dire liées aux connaissances autochtones et aux pratiques traditionnelles employées par les communautés depuis des générations. »

Saskatchewan comportaient des dispositions relatives à l'agriculture et incluaient des terres de réserve pouvant servir à l'établissement de l'agriculture (p. ex. le traité no 4 de 1874 et le traité no 6 de 1876). Au départ, de nombreuses Premières Nations se sont lancées dans l'agriculture et ont défriché les terres de réserve à cette fin. Cependant, les obstacles historiques à la participation des Premières Nations au secteur agricole (voir p. ex. Buckley, 1992; Carter, 2019), combinés à la forte proportion de terres marginales dans les réserves, ont probablement contribué à la conservation et au retour de certaines terres cultivées à une couverture pérenne. Les agriculteurs autochtones continuent de faire face à des obstacles institutionnels et structurels qui entravent la mise en œuvre et la croissance des entreprises agricoles sur leurs terres, mais qui peuvent également contribuer à la préservation des prairies (Pratt, 2006; Natcher *et al.*, 2011; Arcand *et al.*, 2020). Les agriculteurs autochtones sont en effet moins en mesure de soutenir la production agricole à long terme par eux-mêmes et seraient donc incités à laisser les terres en l'état. Le comité reconnaît toutefois que les écosystèmes des prairies naturelles font partie

intégrante de nombreuses communautés des Premières Nations des plaines, et que leur conservation peut aussi être liée à la protection et à la perpétuation de la culture (voir p. ex. LeBourdais, 2016).

Cependant, il est probable qu'aucun facteur à lui seul ne puisse expliquer la relation de corrélation qui existe entre l'aménagement des terres des Premières Nations et la couverture végétale pérenne des prairies conservées. Le comité estime qu'il s'agit plus probablement du résultat d'une combinaison de

facteurs — notamment ceux mentionnés ci-dessus — qui changent et évoluent au sein des cultures et des contextes de chaque nation et communauté. Néanmoins, cette relation observée montre clairement qu'il existe un besoin permanent de reconnaissance et de soutien des Premières Nations dans la mise en œuvre des SCBN. La reconnaissance de la conservation liée à ces communautés est cruciale pour comprendre non seulement comment de telles pratiques peuvent être mises en œuvre à plus grande échelle, mais aussi à quel point de nombreuses SCBN sont intrinsèquement autochtones — c'est-à-dire liées aux connaissances autochtones et aux pratiques traditionnelles employées par les communautés depuis des générations (Townsend *et al.*, 2020).

Le comité note également qu'il est nécessaire de soutenir activement les efforts de conservation des communautés des Premières Nations, afin de s'assurer qu'un développement économique négatif ne soit pas privilégié. Les paysages pérennes des Prairies représentent des stocks de carbone qui risquent de devenir des sources si les terres sont (re)converties en terres cultivées. Les pressions en faveur d'un développement économique accru, y compris l'augmentation des aides gouvernementales aux agriculteurs des Premières Nations, pourraient inciter à la conversion des prairies natives, libérant ainsi du carbone dans l'atmosphère. Dans les Prairies, le changement d'affectation des terres a un impact important sur la séquestration du carbone et la réduction des émissions, et on ne peut négliger la possibilité que « le carbone soit perdu pour de l'argent ». Cependant, tout engagement des Autochtones doit respecter les droits d'autodétermination des communautés en matière de prise de décision sur les terres, en veillant à ce que les SCBN ne finissent pas par déposséder les Premières Nations de leurs terres ou de leurs connaissances.

4.3 Ampleur du potentiel de séquestration et de réduction des émissions

Pour évaluer la quantité de carbone supplémentaire pouvant être séquestrée grâce aux SCBN agricoles ou prairiales — ou la quantité d'émissions de GES qui peut être évitée — il faut d'abord comprendre les impacts des changements dans les pratiques de gestion ou d'utilisation des terres sur les flux de carbone et d'autres GES dans une zone donnée. De tels impacts ont été largement étudiés dans le contexte de l'amélioration de la productivité et de la durabilité de l'agriculture, bien qu'il existe une variation substantielle selon les conditions environnementales et les caractéristiques du sol, et donc des variations régionales à travers le Canada.

4.3.1 Flux de GES dans les terres cultivées

La variabilité des conditions régionales et des caractéristiques des cultures détermine le potentiel de certaines SCBN agricoles

La détermination du potentiel d'atténuation national pour la plupart des SCBN est une tâche difficile en raison de la variabilité considérable inhérente aux paysages agricoles. La myriade de combinaisons de types de cultures et de sols, de conditions climatiques et de pratiques de gestion entraîne de grandes incertitudes dans l'estimation de l'accumulation du COS et des émissions de GES (Hristov *et al.*, 2018; Bradford *et al.*, 2019). Même les SCBN promues en tant que meilleures pratiques de gestion, comme les cultures de couverture, sont soumises à des incertitudes et à des limites associées à leur adéquation à certains climats. Bien que les estimations mondiales et américaines de la séquestration du carbone pour la mise en œuvre des cultures de couverture se situent autour de 0,3 t C/ha/an, les valeurs pour le Canada (ajustées en fonction du climat et du moment de la récolte de la culture commerciale précédente) varient de 0,025 à 0,64 t éq CO₂/ha/an — les valeurs les plus faibles se trouvant dans l'ouest et les plus élevées, dans l'est (Eagle *et al.*, 2012; Poeplau et Don, 2015; Drever *et al.*, 2021). Par exemple, les courtes saisons de croissance et l'apport en eau limité ont historiquement empêché la mise en œuvre généralisée des cultures de couverture dans les Prairies, bien que cette tendance commence lentement à changer, sous l'effet de l'adoption de cette pratique dans les États américains voisins et dans l'est du Canada (Morrison et Lawley, 2021).

De même, les pratiques de travail réduit du sol ou du sans labour (également connu sous le nom de travail de conservation du sol) ont été largement employées au Canada (et en particulier dans les Prairies), ce qui a entraîné des augmentations mesurables des apports de carbone aux sols (ECCC, 2022b). Ainsi, les terres dévolues au travail de conservation ont augmenté de 18 Mha entre 1990 et 2020 (ECCC, 2022b). Malgré les succès remportés ailleurs, des incertitudes importantes subsistent quant aux effets des pratiques de travail réduit du sol ou du sans labour dans l'est du Canada, où les impacts se sont révélés incohérents et dépendant fortement du climat comme de la texture du sol (Liang *et al.*, 2020). Une synthèse des expériences à long terme a révélé que le sans labour a entraîné une augmentation de la séquestration de 0,14 t C/ha/an dans l'Ouest canadien sur une moyenne de 23 ans, alors qu'une augmentation de seulement 0,06 t C/ha/an a été enregistrée dans l'est du Canada sur une moyenne de 18 ans (VandenBygaart *et al.*, 2008).

Les mécanismes du carbone et de l'azote du sol sont liés; ils peuvent s'influencer mutuellement et affecter le biote du sol

Les cycles du carbone et de l'azote dans les sols sont intimement liés par ensemble d'interactions complexes (Guenet *et al.*, 2021). Par conséquent, toute intervention visant à augmenter le COS dans les systèmes agricoles peut également affecter le cycle de l'azote et les émissions subséquentes de N_2O . Ces interactions et effets sont nombreux : les processus de transformation de l'azote minéral dépendent en effet du COS, tandis que la production de matière sèche des plantes est limitée par la disponibilité de l'azote, le renouvellement de la MOS étant quant à lui déterminé par la disponibilité de l'azote pour les microorganismes (Guenet *et al.*, 2021). Les microbes, qui contribuent de manière substantielle au COS comme l'ont déterminé les chercheurs, dépendent enfin de la disponibilité de l'azote pour stimuler l'augmentation de la biomasse microbienne et générer ainsi la MOS (Kogel-Knabner, 2017; Liang *et al.*, 2019; Kopittke *et al.*, 2020). L'équilibre chimique du carbone et de l'azote dans les sols est donc une considération essentielle pour la mise en œuvre des SCBN, car il a été démontré que des teneurs élevées en COS sont corrélées à des émissions plus élevées de N_2O (Stehfest et Bouwman, 2006; Henault *et al.*, 2012). Voilà qui se révèle particulièrement pertinent pour la gestion des nutriments, où le taux d'application de l'azote aux sols doit tenir compte de cette relation.

Le type de culture peut également influencer les flux de GES

Les interactions entre le carbone et l'azote dans les sols dépendent également des caractéristiques des cultures elles-mêmes. Par exemple, l'utilisation de légumineuses dans la rotation des cultures a été présentée comme une méthode permettant de réduire les émissions de N_2O en raison de leur capacité à fixer l'azote de l'atmosphère, réduisant ainsi les besoins en engrais. Des tests portant sur quatre types de légumineuses ont révélé que seuls deux d'entre elles (pois et féverole) réduisaient les émissions de N_2O comparativement aux cultures de blé en continu, tandis que d'autres (pois chiche et lentille) augmentaient en fait les émissions de N_2O (Liu *et al.*, 2021). Le choix du type de culture de couverture peut également avoir un impact sur les émissions de N_2O , dont l'ampleur dépend de plusieurs facteurs — notamment le rapport carbone/azote, les taux de décomposition, les pratiques de travail du sol et les apports supplémentaires d'engrais (Guenet *et al.*, 2021). Un faible ratio carbone/azote dans la variété de plantes de couverture (comme dans le cas des légumineuses) augmente la disponibilité de l'azote dans le sol pour les réactions microbiennes, ce qui conduit à un surplus d'azote dans le sol si toute la biomasse de légumineuses est incorporée (et si tout apport supplémentaire d'azote n'est pas correctement ajusté). Néanmoins, une méta-analyse de Guenet *et al.* (2021) a révélé que si,

en moyenne, les émissions de N_2O des cultures de couverture ne compensent pas complètement les gains réalisés au niveau du COS, les effets globaux peuvent être très spécifiques au site et constituent une considération importante lors de la mise en œuvre de SCBN qui augmentent le COS.

Les incertitudes découlent également de la complexité des techniques et du manque de données

Certaines interventions, comme la diversification des cultures, sont difficiles à étudier en raison du nombre de variables en jeu lors des expériences. Par exemple, des espèces pérennes peuvent être introduites en tant que composante des rotations culturales, compliquant ainsi l'établissement de conclusions définitives sur la capacité de l'une ou l'autre de ces stratégies à séquestrer du carbone supplémentaire, et l'attribution des changements de flux à des SCBN individuelles. Un examen de la littérature effectué par Yanni *et al.* (2018) a conclu que peu d'études ont porté sur les effets des rotations et de la diversification des cultures sur la séquestration du carbone et les émissions de GES en Ontario, bien que — selon le comité — cette lacune s'étende également à d'autres régions du Canada. Les expériences dont on dispose révèlent que la rotation des cultures commerciales (p. ex. le maïs) avec d'autres cultures (p. ex. la luzerne, l'avoine) réduisait bien les émissions de N_2O , même lorsqu'elles sont mises à l'échelle du rendement (Drury *et al.*, 2014).

Bien que les systèmes agroforestiers soient largement utilisés au Canada, l'étendue précise des différents types de systèmes reste incertaine. Ce manque d'information contribue à l'incertitude entourant la superficie potentielle (c.-à-d. la zone sur laquelle une pratique peut être mise en œuvre de manière faisable) pour l'adoption accrue de ces SCBN (Baah-Acheamfour *et al.*, 2017). En outre, peu d'études rendent compte des capacités de stockage du carbone de ces systèmes (An *et al.*, 2022). Bien qu'il ait été démontré à plusieurs reprises que les SCBN agroforestières génèrent une teneur en carbone du sol plus élevée que les terres cultivées adjacentes (voir p. ex. Baah-Acheamfour *et al.*, 2014; Lim *et al.*, 2018), le type d'arbre et la SCBN elle-même influent sur la capacité de stockage du carbone (Baah-Acheamfour *et al.*, 2015). Par exemple, Baah-Acheamfour *et al.* (2015) ont constaté que l'utilisation d'essences d'arbres du genre *Populus* entraînait la plus grande augmentation du COS lorsqu'elles étaient utilisées en sylvopastoralisme, tandis que les essences du genre *Picea* étaient mieux utilisées comme brise-vent. Cette variabilité contribue aux incertitudes associées à l'ampleur du potentiel de séquestration des SCBN agroforestières au Canada, tout comme la distribution régionale.

4.3.2 Flux de GES dans les prairies

Le potentiel de séquestration du carbone découlant de l'amélioration de l'aménagement des prairies est incertain, tout comme les mécanismes sous-jacents liés à l'amélioration du pâturage

Comme pour les systèmes agricoles, les flux de carbone dans les prairies sont influencés par les stratégies d'aménagement des terres, ainsi que par des facteurs environnementaux, comme la température moyenne et les précipitations (Ma *et al.*, 2021). L'amélioration de l'aménagement est l'intervention la plus largement reconnue en ce qui touche le carbone du sol pour les prairies; cependant, ses effets nets sur la séquestration font l'objet de débats (Liu *et al.*, 2011; Lorenz, 2018; Bengtsson *et al.*, 2019; Iravani *et al.*, 2019; Ma *et al.*, 2021; Wang *et al.*, 2021a). Le pâturage en rotation — reconnu par le gouvernement du Canada comme une solution climatique agricole (GC, 2022b) — a été associé à une augmentation de la productivité et de la séquestration du carbone dans le sol (Lorenz, 2018), tout comme le pâturage modéré en général (Wang *et al.*, 2014; Hewins *et al.*, 2018; Bork *et al.*, 2020). Cependant, des travaux récents portant sur tous les flux de GES — effectués Ma *et al.* (2021) — n'ont trouvé aucune relation positive entre le pâturage en rotation et la réduction des émissions globales de GES. Au contraire, on a constaté que les flux de carbone étaient influencés par des conditions spécifiques, telles que « le taux de chargement du bétail, l'historique des cultures, la teneur en humidité du sol et la densité apparente » (Ma *et al.*, 2021). Ces résultats sont corroborés par les conclusions similaires auxquelles sont arrivés Iravani *et al.* (2019) et Wang *et al.* (2021a).

Ces résultats contradictoires découlent peut-être du large éventail de choix effectués par les éleveurs lors de la mise en œuvre du pâturage. Ces choix portent notamment sur les taux de chargement et les densités, ainsi que le schéma de pâturage (déterminé par le moment, l'intensité, la durée de la période de récupération) (Teague *et al.*, 2013; Bork *et al.*, 2021). De plus, les pâturages sont aussi généralement broutés de manière inégale, avec des schémas dictés par la proximité de ressources recherchées comme l'eau ou les minéraux (les sels), ce qui peut affecter les mesures (Wang *et al.*, 2021a). Les limites écologiques, telles que la saison de croissance et les changements climatiques, ont un impact sur l'efficacité des SCBN de pâturage (pensons par exemple à l'augmentation ou à la diminution de l'intensité du pâturage) (Eldridge *et al.*, 2016; Ma *et al.*, 2021). Comme le soulignent Wang *et al.* (2021a), « le temps de récupération des plantes [nécessaire pour réduire les émissions de carbone] dans le contexte du pâturage en rotation dépend des conditions environnementales, comme la saison de l'année ».

Le mécanisme précis reliant les pratiques de pâturage améliorées à l'augmentation de la séquestration du carbone (comme le pâturage en rotation ou pâturage adaptatif à enclos multiples) est encore inconnu. Il a été démontré que le pâturage a des effets positifs sur le carbone du sol en stimulant la productivité des plantes, en particulier des racines (Frank *et al.*, 2002). Des recherches plus récentes ont également montré que le pâturage modifie la composition des communautés végétales (Lyseng *et al.*, 2018), influe sur l'activité des enzymes libérées par les racines et les cellules microbiennes (Chuan *et al.*, 2020) et augmente l'infiltration d'eau (Döbert *et al.*, 2021). Le fait d'accorder un temps de récupération adéquat entre les pâturages (un principe clé du pâturage en rotation/adaptatif à enclos multiples) permet d'augmenter la productivité — des périodes de récupération plus longues entre les broutages, associées à une interdiction de pâturage pendant le temps de récupération, maximisent le temps consacré croissance active (Prescott *et al.*, 2019). On suppose que l'augmentation du carbone du sol qui en résulte est le produit de l'exsudation et de la production d'un excès de carbone pendant les périodes de repos, mais Prescott *et al.* (2019) ont noté que des recherches supplémentaires sont nécessaires pour comprendre pleinement ce processus. Tous ces mécanismes, ainsi que des facteurs externes comme l'humidité en présence et la température, peuvent affecter la capacité de séquestration du carbone des prairies pâturées.

L'introduction de bisons à la place de bovins domestiques pourrait également présenter des avantages en matière de séquestration du carbone, mais cette hypothèse est également sujette à de grandes incertitudes. Bien qu'il y ait des différences notables dans les modes de recherche de nourriture entre le bétail et le bison, il existe un manque de données comparatives évaluant les effets à long terme du pâturage, dans un contexte où les pratiques de gestion restent constantes (Knapp *et al.*, 1999).

4.3.3 Estimation du potentiel national de séquestration et de réduction des émissions

À l'échelle mondiale, Roe *et al.* (2021) ont produit des estimations de l'ampleur du potentiel de séquestration au Canada relativement à plusieurs SCBN agricoles et prairiales, sous les angles de la faisabilité technique et de la rentabilité (c.-à-d. réalisables sous la barre des 100 \$/t éq CO₂) (voir tableau 4.3). Toutefois, les valeurs sont fondées sur des ensembles de données mondiales et ont été établies à partir d'hypothèses qui ne s'appliquent probablement pas au contexte canadien. Ainsi, certaines estimations révèlent un potentiel très élevé (p. ex. pratiques associées au sans labour, à l'application de biocharbon) ou très faible (p. ex. gestion des éléments nutritifs).

Tableau 4.3 Potentiel annuel de séquestration au Canada, 2020-2050

SCBN	Ampleur du potentiel de séquestration (Mt éq CO ₂ /an) jusqu'en 2050	
	Faisabilité technique	Rentabilité
Gestion des nutriments	1,9	1,5
Cultures de couverture + sans labour^a	27,6	24,9
Amélioration de l'aménagement des prairies^b	12,7	7,6
Agroforesterie	44,8	9
Biocharbon	35,1	27,6

Toutes les valeurs ont été extraites des informations supplémentaires fournies par Roe *et al.* (2021).

- a Le sans labour est désigné par l'expression *séquestration du carbone dans le sol – terres cultivées* dans le document original.
- b L'amélioration de l'aménagement des prairies est désignée par l'expression *séquestration du carbone dans le sol – prairies* dans le document original.

Dans l'étude de Roe *et al.* (2021), le potentiel de séquestration des pratiques agroforestières sur le plan de la faisabilité technique impliquait la plantation d'arbres à côté des cultures sur la superficie totale des terres utilisées. Il s'agit toutefois d'un scénario peu probable dans certaines régions du Canada, en raison de l'utilisation requise de grosses machines et des difficultés connexes liées au contournement des arbres. De plus, la croissance des arbres est inhibée dans la plupart des régions des Prairies. Cela dit, le potentiel de rentabilité réduit la superficie des terres cultivées à 20 % du total, et l'absorption potentielle à seulement 10 %, ce qui est peut-être plus raisonnable pour le contexte canadien (voir le tableau 4.4 à titre de comparaison). Les estimations de l'ampleur du potentiel du sans labour et de la culture de couverture sont aussi probablement surestimées — en effet, cette pratique est déjà largement en usage au Canada, mais son expansion est limitée par des contraintes climatiques et techniques. La mise en œuvre de la culture de couverture est quant à elle entravée par des contraintes climatiques, et l'hypothèse d'une adoption à 90 % dans toutes les terres cultivées d'ici 2050 est peu probable. Ces disparités montrent que la superficie potentielle est un facteur déterminant de l'ampleur totale du potentiel de séquestration, la première étant à son tour influencée par des facteurs techniques et socioéconomiques (voir section 4.5).

De l'avis du comité, des estimations plus réalistes — tenant compte de plus de détails environnementaux et régionaux, ainsi que des contraintes supplémentaires à la mise en œuvre des SCBN — se trouvent dans Drever *et al.* (2021) (voir tableau 4.4). Les valeurs auxquelles ces chercheurs sont arrivés ont été obtenues en calculant la superficie potentielle pertinente au Canada, ainsi que les flux de GES dans divers systèmes de cultures et de prairies. Leurs estimations sont généralement beaucoup plus faibles que celles présentées par Roe *et al.* (2021). Le potentiel d'atténuation a été calculé à partir de diverses hypothèses, tout en tenant compte de plusieurs zones d'incertitude pour chaque SCBN : la productivité (mise à l'échelle pour s'assurer qu'il n'y a pas de réduction du rendement des cultures), l'adoption (linéaire, en tenant compte des erreurs reflétant la surestimation et la sous-estimation), la régionalité (reflétant les caractéristiques du climat et du sol), l'additionnalité (à partir d'un scénario de statu quo), les compromis d'albédo (appliqués aux SCBN agroforestières), la logistique (contraintes techniques) et les émissions connexes (effets en amont et simultanés sur les émissions).

Tableau 4.4 Potentiel de séquestration des SCBN agricoles et prairiales, tel qu'estimé par Drever *et al.* (2021), et échelle de confiance du comité

Ampleur du potentiel de séquestration (Mt éq CO ₂ /an)		Confiance du comité à l'horizon 2030		
SCBN	De maintenant à 2030	2030 à 2050	Flux	Superficie potentielle
Cultures de couverture	9,78 (7,6 à 12,1)	9,78 (7,6 à 12,1)	Modérés	Faible-moderée
Diversification des cultures ^a	2,6 (2,4 à 2,8)	2,6 (2,4 à 2,8)	Modérés	Modérée
Pratiques de gestion des cultures : TOTAL	12,38	12,38	Modérés	Modérée
Travail réduit ou sans labour	0,9 (0,7 à 1,1)	0,6 (0,5 à 0,8)	Élevés	Élevée
Application de biocharbon	6,9 (3,2 à 10,6)	6,9 (3,2 à 10,6)	Modérés	Faible
Pratiques de gestion des sols : TOTAL	7,8	7,5	Modérés	Faible-moderée
Gestion de l'azote (4Bs)	6,3 (5,0 à 7,6)	6,3 (5,0 à 7,6)	Élevés	Modérée-élevée
Culture en bandes	3,9 (0,5 à 14,4)	3,9 (0,5 à 14,4)	Modérés	Faible
Sylvopastoralisme	2,8 (0,8 à 7,0)	2,8 (0,8 à 7,0)	Faibles	Faible
Plantation d'arbres riverains	0,7 (-0,9 à 2,3)	1,6 (0,6 à 3,5)	Faibles	Faible
Conversion évitée des brise-vent	0,2 (0,0 à 0,4)	-	Modérés	Modérée
Agroforesterie : TOTAL	7,6	8,3	Faibles	Faible
Conversion évitée des prairies	12,7 (2,2 à 41,3)	4,1 (0,2 à 20,2)	Faibles	Modérée
Restauration des prairies	0,7 (-0,1 à 1,5)	0,4 (0,0 à 1,8)	Faibles	Faible
Amélioration de l'aménagement des prairies ^b	0,22 (0,19 à 0,25)	0,22 (0,19 à 0,25)	Faibles	Modérée
Prairies : TOTAL	13,62	4,72	Faibles	Faible

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

Ce tableau présente le potentiel de séquestration annuelle des SCBN agricoles et prairiales au Canada jusqu'en 2030, ainsi qu'au cours de la période 2030-2050. Le comité a indiqué son niveau de confiance dans ces estimations en attribuant des cotes à la fois pour les flux de GES comme la superficie potentielle utilisés par Drever *et al.* (2021) pour calculer le potentiel d'atténuation. Voir l'annexe pour l'échelle de confiance du comité.

- a Bien que cette catégorie comprenne les rotations de cultures, les stratégies de cultures pérennes et les cultures de légumineuses, la valeur indiquée ici ne reflète que l'ampleur du potentiel de séquestration pour les cultures de légumineuses, car les estimations pour les rotations de cultures et les stratégies de cultures pérennes n'ont pas été prises en compte par Drever *et al.* (2021).
- b Plusieurs stratégies sont incluses dans cette SCBN, mais les valeurs indiquées ne représentent que les émissions de N₂O évitées par l'augmentation des légumineuses dans les pâturages, telles que dérivées des travaux de Drever *et al.* (2021). Il n'y a pas assez d'informations sur la superficie potentielle pour les autres stratégies.

Dans l'ensemble, les estimations des émissions et des taux de séquestration de Drever *et al.* (2021) reflètent les connaissances actuelles sur l'état de ces SCBN, bien que les incertitudes associées à la superficie potentielle utilisée pour calculer le potentiel d'atténuation total au Canada soient sous-représentées. L'étendue des terres cultivées et des pâturages est relativement bien connue en raison du caractère aménagé de ces régions, de sorte que la superficie potentielle pour la mise en œuvre de la plupart des SCBN agricoles est basée sur des considérations de faisabilité (à la fois techniques et économiques, en tenant compte des obstacles politiques et comportementaux). L'incertitude liée à la superficie potentielle pour l'évitement de la conversion des prairies est particulièrement élevée, certains comptes rendus indiquant une conversion continue des prairies natives au Canada et aux États-Unis, tandis que d'autres montrent que, au moins dans certaines régions, les prairies ne sont pas converties à un rythme rapide (WWF, 2021; CAPI, 2022; Raven *et al.*, 2022). Cette incertitude est encore plus grande si l'on tient compte des futures pressions du marché liées aux pénuries alimentaires mondiales, car elles entraîneront probablement l'augmentation la conversion des prairies en terres cultivées (voir section 4.4). En outre, la confiance du comité dans les estimations de flux pour les SCBN prairiales est faible, ce qui reflète le manque relatif de données sur les flux de GES et l'incertitude élevée par rapport aux SCBN appliquées aux terres cultivées.

L'une des limites des données ci-dessus concerne l'hypothèse selon laquelle l'adoption de ces pratiques serait linéaire au lieu de suivre une courbe en S, plus réaliste, qui caractérise généralement l'adoption des innovations (Rogers, 1962; Pratt *et al.*, 2021). Drever *et al.* (2021) partent du principe que, tant qu'il est prouvé qu'une SCBN est économique, aucun autre incitatif n'est nécessaire pour promouvoir sa mise en œuvre. En déterminant les coûts des cultures de couverture, Drever *et al.* (2021) ont constaté que l'adoption maximale était rentable, quel que soit le prix du carbone; or, si c'est bien le cas, des obstacles supplémentaires doivent être pris en compte (voir section 4.5.2) pour expliquer pourquoi l'adoption n'a pas encore eu lieu. De même, il existe peu de détails sur les incitatifs qui motivent l'adoption de divers niveaux de gestion par les 4B, ce qui rend difficile l'évaluation de la validité de l'ampleur de la réduction des émissions.

De l'avis du comité, les estimations de Drever *et al.* (2021) constituent une base de référence utile pour éclairer les décisions stratégiques futures sur les SCBN agricoles au Canada. De grandes incertitudes subsistent toutefois, et d'autres travaux seront nécessaires pour comprendre la longévité de telles activités (voir section 4.4) — de même que la meilleure façon de surmonter les obstacles sociaux, économiques et techniques à leur mise en œuvre (voir section 4.5).

4.4 Stabilité et permanence

Les sols terrestres ont une limite par rapport à leur capacité de stockage du carbone

La conversion des forêts naturelles et des prairies en terres agricoles a entraîné une perte historique de carbone dans le sol au Canada, ce qui rend ces zones propices à l'ajout de carbone grâce à de meilleures pratiques de gestion. Cependant, une fois ces pratiques mises en œuvre, les stocks et les flux atteindront un état d'équilibre après quelques décennies, et plus aucun COS ne s'accumulera (Paustian, 2014; NASEM, 2019; Groupe AGÉCO *et al.*, 2020) — comme le démontrent les taux d'accumulation décroissants dans les systèmes de cultures réduites et sans labour. Liang *et al.* (2020) ont constaté que les systèmes sans labour dans l'ouest du Canada



« Si les stocks de carbone du sol peuvent rester stables (à moins d'une perturbation naturelle ou anthropique), la fonction de puits des prairies ne peut être considérée comme étant indéfiniment durable. »

ont séquestré 0,74 t C/ha/an de 3 à 10 ans après la mise en œuvre, 0,26 t C/ha/an de 11 à 20 ans après la mise en œuvre, et 0,1 t C/ha/an à très long terme (> 20 ans après la mise en œuvre). Cette limitation s'étend aux écosystèmes prairiaux, qui ne peuvent pas rester des puits à perpétuité (Smith, 2014).

L'analyse de Smith (2014) a permis d'établir que, suite à la conversion de l'utilisation des terres ou à des changements dans les régimes d'aménagement, les prairies absorberont bien du carbone dans le sol, mais qu'un équilibre sera atteint après une certaine période, après quoi de nouvelles augmentations des stocks de carbone ne pourront plus se poursuivre. Cet équilibre est le résultat d'un déclin régulier de l'absorption du carbone du sol après une séquestration rapide dans les années suivant immédiatement le

changement observé (Smith, 2014). Si les stocks de carbone du sol peuvent rester stables (à moins d'une perturbation naturelle ou anthropique), la fonction de puits des prairies ne peut être considérée comme étant indéfiniment durable.

L'ajout de biocharbon au sol peut surmonter cette limitation, car ce dernier résiste à la décomposition microbienne et, en moyenne, demeure dans les sols pendant des centaines d'années ou plus, ce qui en fait un véhicule de stockage du carbone à long terme (Santos *et al.*, 2012; Wang *et al.*, 2016). Cependant, bien qu'un équilibre du COS puisse être atteint dans les systèmes agricoles, les interventions visant à réduire les émissions de gaz autres que le CO₂, comme le N₂O, peuvent quant à elles continuer à cumuler indéfiniment des avantages en matière d'atténuation des GES (Paustian *et al.*, 2016).

Les changements climatiques au Canada peuvent à la fois favoriser et entraver l'efficacité des SCBN

Les changements climatiques à venir, notamment en matière de réchauffement et de précipitations, auront une incidence sur le COS dans les systèmes agricoles et prairiaux. Des incertitudes importantes subsistent quant aux caractéristiques précises des réservoirs de carbone du sol dans les prairies, ainsi que sur l'étendue de l'effet du réchauffement futur sur les tendances de séquestration du carbone dans ces sols (Jones et Donnelly, 2004). La température et les taux de précipitation jouent un rôle important dans les processus du sol et, à mesure que le climat change, ces variables affecteront le taux comme la quantité de carbone séquestré. Le réchauffement risque même de provoquer une augmentation de la respiration microbienne, entraînant une perte de carbone dans le sol à court terme. Cependant, le réchauffement pourrait également stimuler la productivité primaire, augmentant ainsi la quantité de carbone du sol à long terme (Jones et Donnelly, 2004).

Les scénarios de changements climatiques futurs pourraient également exacerber la déstabilisation du carbone du sol — par exemple si l'on considère que l'assèchement induit par la sécheresse, couplé à des événements de précipitations extrêmes, est à même d'entraîner une perturbation des agrégats et des fluctuations de l'oxydoréduction du sol (réactions chimiques impliquant à la fois l'oxydation et la réduction) (Bailey *et al.*, 2019). Le réchauffement pourrait prolonger la saison de croissance de certaines cultures et devrait augmenter la respiration des écosystèmes (Hristov *et al.*, 2018), tandis que la fertilisation induite par le CO₂ renforcera potentiellement la croissance de certaines espèces cultivées, entraînant ainsi un apport accru de carbone dans les sols. Le réchauffement affectera aussi le métabolisme microbien, favorisant encore la déstabilisation des sols et les émissions élevées de CO₂ (Bailey *et al.*, 2019). L'augmentation des précipitations pourrait enfin entraîner une augmentation de la séquestration du carbone dans les sols, tandis que la réduction des précipitations pourrait limiter la productivité des plantes et mener à une sécheresse.

En 2019, il n'existait pas d'études pancanadiennes portant sur les prévisions de sécheresse, bien que les modèles indiquent généralement que la probabilité de sécheresse est plus élevée dans le sud des Prairies canadiennes et l'intérieur de la Colombie-Britannique (Bonsal *et al.*, 2019). Les conditions sèches ont déjà entravé l'adoption des cultures de couverture dans les Prairies, 27 % des agriculteurs interrogés dans le cadre d'une enquête récente ayant signalé des problèmes d'établissement causés par le manque d'humidité à l'automne (Morrison et Lawley, 2021). L'augmentation du réchauffement et de l'assèchement des régions prairiales risque également de contribuer à une plus grande probabilité de conditions

d'incendie extrêmes et d'incendies de forêt (Cohen *et al.*, 2019). Bien que les émissions associées à la destruction par le feu de la biomasse des prairies au Canada soient faibles ($< 0,05 \text{ Mt } \text{éq CO}_2/\text{an}$)²¹, il existe une incertitude associée à l'estimation de la superficie brûlée par an, ainsi qu'à la charge moyenne de combustible par hectare et à l'efficacité de combustion des différentes zones (ECCC, 2022b).

Les SCBN doivent s'appuyer sur des efforts soutenus de la part des propriétaires fonciers et des producteurs si l'on veut que les avantages en matière de séquestration et d'émissions perdurent

Les SCBN impliquant des pratiques de gestion nécessitent des efforts continus pour maintenir à la fois la séquestration du carbone et la réduction des émissions. Pour en soutenir ces avantages, il faut une mise en œuvre soutenue, répétée et souvent saisonnière des SCBN, comme la plantation de cultures de couverture et de légumineuses, le maintien du sans labour, l'application de pratiques de fertilisation azotée des 4B et la gestion du pâturage. Si les pratiques de gestion entraînant une accumulation de carbone retournent au statu quo (p. ex. en reprenant le travail intensif du sol), le carbone stocké sera perdu, annihilant ainsi les efforts précédents. En revanche, la réduction des émissions de N_2O résultant de la mise en œuvre de la méthode des 4B n'est pas annulée; au contraire, ces émissions n'augmentent que l'année où les pratiques sont inversées. Toutefois, même ainsi, le maintien d'une tendance à la réduction des émissions exige une application soutenue de la méthode des 4B. Les politiques ou les fonds visant à encourager l'adoption des SCBN devraient donc être maintenus et appliqués à long terme (Paustian *et al.*, 2019).

De l'avis du comité, les menaces à l'utilisation continue des SCBN comprennent l'augmentation des coûts d'entretien, l'achèvement des contrats avec les propriétaires fonciers et l'évolution des pressions du marché — autant de facteurs difficiles à prévoir et qui s'appliquent donc aux calculs du potentiel d'atténuation pour l'avenir. Les incertitudes du marché sont en outre liées aux pressions futures sur la sécurité alimentaire. C'est ainsi que la demande pour des terres cultivables peut entrer directement en conflit avec les efforts d'atténuation des changements climatiques et entraîner une demande supplémentaire pour la conversion des terres marginales, notamment des prairies et des zones humides (Hasegawa *et al.*, 2018; Ma *et al.*, 2022).

21 Pour convertir les gaz autres que le CO_2 en éq CO_2 , ECCC (2022b) a utilisé les valeurs du système GWP100 du GIEC (2012), où le $\text{CH}_4 = 25$ et le $\text{N}_2\text{O} = 298$.

4.5 Faisabilité

De nombreuses SCBN agricoles, comme le sans labour et la culture de couverture, sont déjà largement pratiquées dans certaines régions du Canada. Les obstacles associés à leur mise en œuvre sont bien documentés, et le secteur possède une expérience comme une connaissance appréciables des approches permettant de les surmonter. Les bases de connaissances pour d'autres SCBN sont pour leur part en constante évolution. Par exemple, l'adoption de la stratégie des 4B dans tout le Canada est un sujet important sur le plan de la recherche et des politiques publiques; ses avantages, qui s'étendent au-delà de la réduction des émissions, étant largement connus (comme la réduction de la pollution des cours d'eau, dont il est question à la section 4.6.1). Il sera donc probablement plus facile d'étendre ces SCBN que celles qui ont été moins bien étudiées. Lorsqu'on examine la faisabilité de la mise en œuvre de ces SCBN, il est important de noter que la plupart des terres agricoles sont des propriétés privées et que, par conséquent, les coûts et les politiques associés à leur mise en œuvre doivent mettre en équilibre les coûts privés pour les propriétaires fonciers et les avantages, qui sont principalement d'ordre public. Comme nous l'avons vu à la section 2.3.2., toutes les options de politiques ne conviendront pas à toutes les situations, et un examen attentif des incitatifs comme de la réglementation sera essentiel pour maintenir un équilibre.

4.5.1 Coûts des SCBN agricoles et prairiales

Les coûts de mise en œuvre des SCBN agricoles varient en fonction du climat, des caractéristiques du sol et des types de cultures

En raison de la variabilité inhérente au climat, au type de culture, aux caractéristiques du sol et au choix des méthodes agricoles, l'ampleur des coûts de mise en œuvre des SCBN agricoles peut varier considérablement au Canada. Par exemple, les différents types de cultures de couverture diffèrent dans leur capacité à séquestrer le carbone, ce qui a une incidence sur les coûts par tonne de carbone séquestré, avec des différences précises entre les graminées et les légumineuses (De Laporte *et al.*, 2021b). Sur la base d'une enquête portant sur les études relatives aux cultures de couverture menées aux États-Unis et au Canada, De Laporte *et al.* (2021b) ont constaté que, lorsque le travail du sol, les semences, la plantation et la cessation d'activité sont pris en compte — sans oublier les économies d'engrais, le compactage et les avantages liés au contrôle des mauvaises herbes et de l'érosion — les coûts dépassent les avantages dans les cultures non légumineuses (soit une valeur moyenne de -86 \$/ha, allant de -314 \$/ha à 44 \$/ha pour les cultures de couverture de seigle), tandis que le crédit d'azote apporte un avantage

net dans les cultures de légumineuses (soit une valeur moyenne de 66 \$/ha, allant de -107 \$/ha à 255 \$/ha). Ces fourchettes reflètent les incertitudes entourant le prix des semences, les crédits d'azote et la valeur de la lutte contre les mauvaises herbes dans le temps (De Laporte *et al.*, 2021b). En plus des cadres temporels limités pour l'établissement, de telles variations des coûts peuvent aussi dissuader dès le départ les producteurs de mettre en œuvre des cultures de couverture (Schipanski *et al.*, 2014; CTIC, 2020).

En outre, les gains économiques plus élevés tirés de la monoculture dissuadent les agriculteurs de se tourner vers certains types de rotation de cultures — par exemple, le remplacement à court terme des cultures commerciales annuelles par du foin de graminées ou de légumineuses pérennes (NASEM, 2019). Bien que l'inclusion du blé d'hiver dans les rotations de maïs et de soja se soit avérée rentable à long terme, les coûts initiaux élevés et les rendements de départ plus faibles peuvent décourager la mise en œuvre (De Laporte *et al.*, 2022). Sur la base des calculs de Drever *et al.* (2021), Cook-Patton *et al.* (2021) ont estimé que le coût marginal de réduction (CMR) moyen pour l'adoption de cultures de couverture était de 63,01 \$/t éq CO₂. Cette estimation repose sur les données de 2011 du Recensement de l'agriculture de Statistique Canada; elle sera donc affectée par la variation des coûts des semences, des engrais et de la lutte contre les mauvaises herbes, tant au niveau régional que dans l'avenir.

Le type de végétation a également une incidence sur les coûts d'utilisation du biocharbon comme additif au sol pour rehausser sa teneur en carbone. Drever *et al.* (2021) ont constaté que, sur le plan de la rentabilité, ce n'était pas tous les résidus de culture qu'on pouvait utiliser dans la création de biocharbon. Ainsi, le blé et l'avoine/orge (qui représentent collectivement ~70 % des résidus disponibles) ont été estimés à 88 \$ et 92 \$ par t éq CO₂ en 2050, respectivement, ce qui est inférieur au seuil couramment utilisé pour une atténuation rentable de 100 \$/t éq CO₂. Cependant, le CMR moyen calculé par Cook-Patton *et al.* (2021) s'établit à 150 \$/t éq CO₂ pour 2030, ce qui met en évidence la variabilité du type de culture et l'importance des considérations temporelles pour les SCBN relativement nouvelles comme le recours au biocharbon.

Bien que l'agriculture sans labour soit déjà relativement bien présente dans certaines régions du Canada, Drever *et al.* (2021) ont supposé que les signaux du marché seraient favorables à l'adoption du travail réduit du sol, à l'accroissement du travail sans labour (même si le niveau d'adoption déjà élevé), et au maintien de ce niveau élevé. Cela se reflète par un CMR moyen relativement haut de 74,44 \$/t éq CO₂ (Cook-Patton *et al.*, 2021). En raison de l'adoption inégale du sans labour à travers le pays, la régionalité sera un déterminant clé des coûts pour encourager et mettre en œuvre ces techniques ou pour maintenir les niveaux actuels d'adoption.

Les coûts de mise en œuvre de la réduction de l'azote dépendent de l'intensité de l'adoption

Les coûts annuels de surveillance de l'azote ont été estimés à une fourchette de 3 à 18 \$/ha pour les scénarios de base et les scénarios avancés — où la surveillance passe du simple au détaillé, du niveau du champ au sous-champ, et de la simple correspondance de l'approvisionnement en nutriments au choix judicieux du moment comme du type d'engrais (Drever *et al.*, 2021). La gestion avancée des éléments nutritifs, mise en œuvre à un niveau supérieur aux pratiques standard, se traduit par un CMR de 55,79 \$/t éq CO₂ (Cook-Patton *et al.*, 2021). De plus, les hypothèses concernant le niveau d'adoption des pratiques des 4B peuvent avoir des répercussions importantes sur le coût. Une étude comparant deux scénarios — l'un dans lequel 90 % des engrais étaient gérés selon les principes des 4B d'ici 2030 (mais avec un pourcentage plus faible d'utilisation avancée) et l'autre où seulement 70 % des engrais étaient gérés selon les principes des 4B d'ici 2030 (avec un pourcentage plus élevé d'utilisation avancée) — a révélé que les coûts de ce dernier étaient près de trois fois plus élevés, sur la base du coût par tonne, que ceux du premier, pour des résultats pourtant presque identiques. L'écart s'explique par les coûts élevés des engrais à efficacité accrue utilisés dans le scénario avancé (Burton *et al.*, 2021).

Bien qu'il ait été démontré que les pratiques des 4B sont mutuellement bénéfiques pour l'agriculture comme pour l'environnement, les agriculteurs ne les adoptent pas encore à large échelle (De Laporte *et al.*, 2021a). Par exemple, l'application excessive d'engrais se poursuit, probablement en raison du désir de maximiser les rendements les bonnes années et de s'assurer qu'il y a toujours suffisamment d'azote disponible pour les cultures (Rajsic et Weersink, 2008; De Laporte *et al.*, 2021a). De l'avis du comité, cela démontre que les coûts sont probablement plus élevés que ce que révèlent calculs financiers directs — même dans les cas où les pratiques sont rentables, les agriculteurs hésitent à s'y engager en raison de la perception d'une réduction des risques grâce aux applications d'engrais plus élevées, des avantages perçus de taux d'utilisation plus élevés au-delà de la rentabilité, sans négliger les facteurs culturels (voir section 4.5.2).

Les SCBN agroforestières peuvent être déployées à un coût relativement faible au-delà des zones riveraines

Les estimations moyennes du CMR pour l'ajout ou le maintien d'arbres sur les terres agricoles varient selon l'espèce d'arbre choisie, la densité de plantation et les stratégies de gestion : 11,15 \$ pour la culture en bandes, 6,36 \$ pour la perte évitée des brise-vent et 3,58 \$ pour le sylvopastoralisme (Cook-Patton *et al.*, 2021; Drever *et al.*, 2021). Toutefois, le comité estime que le CMR pour le sylvopastoralisme peut être une sous-estimation. Drever *et al.* (2021) ont supposé

une adoption à coût nul pour le premier tiers de la superficie potentielle estimée, et seulement le coût des arbres pour le deuxième tiers. Drever *et al.* (2021) ont également supposé que les coûts d'établissement de la sylviculture dépendaient principalement du prix des arbres et des dépenses d'établissement connexes, et que l'adoption pouvait être encouragée par une compensation financière partielle ou totale. La plupart des coûts de l'agroforesterie étant peu élevés, la faiblesse actuelle de l'adoption laisse penser que des considérations autres que les coûts contribuent à la rareté relative de l'établissement (voir section 4.5.2).

Les estimations pour la plantation d'arbres dans les zones riveraines (dans les milieux humides ou le long des berges des ruisseaux ou des rivières) sont quant à elles considérablement plus élevées, aucune opportunité n'étant inférieure à 100 \$/t éq CO₂ (Drever *et al.*, 2021), le CMR moyen s'établissant à 3 873,90 \$ (Cook-Patton *et al.*, 2021). Ceci comprend les coûts d'achat et de plantation des arbres, la préparation du site, l'application d'herbicides (estimés à 3 920 \$/ha) et les coûts d'entretien (451 \$/ha/an), ainsi que les coûts de remplacement à long terme associés au retrait des terres de la production agricole. Les coûts de renonciation contribuent de manière appréciable au coût total, en particulier lorsque des cultures de grande valeur sont abandonnées et qu'une compensation financière directe aux propriétaires fonciers se révèle nécessaire (Drever *et al.*, 2021).

Les coûts de restauration et de conservation des prairies sont difficiles à estimer

Pour la conversion évitée des prairies, Drever *et al.* (2021) ont estimé que la majorité du potentiel d'atténuation ne serait accessible qu'à plus de 100 \$/t éq CO₂, moyennant un CMR de 144,31 \$ tel que calculé par Cook-Patton *et al.* (2021). De l'avis du comité, l'utilisation des valeurs foncières provenant de Drever *et al.* (2021) risque d'entraîner une surestimation des coûts, puisque ces valeurs devraient aussi refléter la différence de rendement entre les types d'utilisation des terres. En revanche, une étude économique réalisée par De Laporte *et al.* (2021b) a révélé que le fait d'éviter la conversion des pâturages en terres cultivées générerait en fait des rendements positifs par rapport à leur conversion en cultures en rangs, surtout dans les Prairies. Cette étude partait du principe qu'un pâturage quelconque serait de toute façon de moindre qualité, et que toute terre convertie aurait donc un rendement inférieur. Après avoir pris en compte le coût des terres, les auteurs ont constaté que l'avantage net du maintien des pâturages dans les Prairies varie entre 229,35 \$ et 331,90 \$/ha (De Laporte *et al.*, 2021b). Ces résultats contrastés mettent en évidence les problèmes liés à l'additionnalité et à la détermination de la véritable superficie potentielle pour la conversion évitée des pâturages. Si les

coûts obtenus par Drever *et al.* (2021) sont surestimés, alors la conversion évitée des prairies pourrait être une option plus rentable. Toutefois, si la conversion en terres cultivées — comme le proposent De Laporte *et al.* (2021b) — recèle une valeur limitée, alors cette option peut ne pas se révéler véritablement additionnelle.

Dans le même ordre d'idées, Drever *et al.* (2021) ont analysé les coûts associés à la restauration des prairies dans les zones riveraines canadiennes et ont finalement déterminé que 60 % du potentiel d'atténuation global de cette SCBN (0,4 Mt éq CO₂/an sur un total de 0,7 Mt éq CO₂/an) serait accessible à un coût inférieur à 100 \$/t éq CO₂. Le CMR moyen calculé par Cook-Patton *et al.* (2021) se situe juste au-dessus de ce seuil, soit à 102 \$. Cette estimation se limite toutefois à la restauration des prairies dans les zones riveraines, les coûts de la restauration des prairies dans d'autres zones n'ayant pas été estimés.

Les stratégies d'aménagement des prairies peuvent avoir des effets tant négatifs que positifs sur les bénéfices, selon la stratégie et la région

Étant donné l'existence de nombreuses options d'aménagement des prairies et la possibilité de mettre en œuvre plusieurs stratégies à la fois, il est difficile de déterminer comment les coûts de mise en œuvre initiaux interagissent avec les bénéfices potentiels à long terme. Par exemple, De Laporte *et al.* (2021b) ont trouvé que, malgré les coûts initiaux d'installation des clôtures et des sources d'eau, le pâturage en rotation conférerait un bénéfice net, avec une variation annuelle du rendement net allant de 3,54 à 47,95 \$/ha. Cette variation reflète le niveau d'adoption et sa relation avec le nombre d'animaux par unité — plus on a recours au pâturage en rotation, plus le nombre d'animaux sur chaque hectare de terre est élevé et donc, plus le bénéfice est important (Burton *et al.*, 2021).

Cook-Patton *et al.* (2021) ont estimé que l'ajout de légumineuses aux pâturages était associé à un CMR moyen de 40 \$, ce qui est relativement rentable par rapport à certaines autres SCBN agricoles. Toutefois, d'autres études ne s'entendent pas sur le fait que l'utilisation de légumineuses dans les pâturages pour fixer l'azote et réduire la dépendance aux engrais pourrait entraîner un avantage ou un coût net. Ainsi, De Laporte *et al.* (2021b) ont constaté que l'augmentation de la quantité de légumineuses dans les pâturages entraînait un rendement net moyen de 34,65 \$/ha dans les Prairies, mais de -29,73 \$/ha dans le reste du Canada. Le fait que le rendement se révèle positif ou négatif dépend de la variation régionale du coût des engrais : un rendement positif est corrélé à des coûts d'engrais élevés, car on économise davantage en n'achetant pas d'engrais dans un contexte de non-application.

Le maintien des rendements des cultures ou la compensation financière des pertes de rendement sont des considérations importantes lors de la mise en œuvre des SCBN

L'ajout de rotations supplémentaires de cultures comme le blé d'hiver dans des systèmes de culture continue — p. ex. les rotations de maïs et de maïs-soja, courantes en Ontario — est à même d'entraîner des rendements plus élevés comme une réduction de la variabilité de ceux-ci (Yanni *et al.*, 2018). On a également constaté que l'ajout de rotations produisait des rendements nets annuels plus élevés dans les systèmes de culture du maïs (Deen *et al.*, 2006a, 2006b). Une fois établis, les systèmes sans labour n'entraînant aucune réduction du rendement peuvent comporter des coûts économiques inférieurs à ceux des zones de travail intensif du sol, en réduisant les coûts de main-d'œuvre et d'équipement comparativement à d'autres pratiques (Sørensen et Nielsen, 2005; Derpsch *et al.*, 2010). La réduction du travail du sol ne se traduit généralement pas par des rendements plus élevés, et peut générer une plus grande variabilité sur ce plan dans certains sols (Beyaert *et al.*, 2002; Dam *et al.*, 2005; Vetsch *et al.*, 2007; Munkholm *et al.*, 2013; Vanhie *et al.*, 2015). De même, les décisions visant à réduire



« Une plus grande stabilité et des récompenses plus avantageuses seraient à même d'inciter les agriculteurs à participer davantage aux systèmes de crédits de carbone. »

l'utilisation d'engrais azotés doivent être étudiées attentivement afin de ne pas réduire les rendements des cultures. En effet, si la gestion des apports azotés dans les sols contribue à réduire les émissions de N_2O , elle est également à même d'entraîner une réduction de la séquestration du carbone dans les sols (Groupe AGÉCO *et al.*, 2020) (voir section 4.3.1).

Les impacts des SCBN sur la rentabilité peuvent être incertains et varient en fonction des changements climatiques, des conditions du sol et des demandes du marché. Il peut donc être difficile de déterminer à l'avance si certaines SCBN auront une incidence quelconque sur les bénéfices. Dans une enquête récente portant sur l'utilisation des cultures de couverture dans les Prairies, environ 47 % des

répondants ont été incapables de déterminer les impacts des cultures de couverture sur les bénéfices de l'exploitation agricole (Morrison et Lawley, 2021). Notons toutefois que 24 % des agriculteurs ont constaté une augmentation de leurs bénéfices, 24 % n'ont constaté aucun changement, et que seulement 4 % ont enregistré une baisse (Morrison et Lawley, 2021). Une telle variabilité souligne la difficulté de prescrire une approche unique dans le calcul de la faisabilité des SCBN au niveau de l'exploitation.

Les terres marginales à faible rendement se révèlent comme étant les plus intéressantes pour la plantation de végétation pérenne ou d'arbres. Une fois les arbres arrivés à maturité, ils peuvent être récoltés et utilisés de diverses manières, notamment comme bioénergie pour remplacer les combustibles fossiles, ou pour des produits plus traditionnels comme la pâte à papier, le papier et les matériaux de construction (Drever *et al.*, 2021) (voir section 3.3.2). La composition des espèces retenues dépendra du climat, de la topographie et du type de sol; on sélectionnera le tout en vue de fournir une variété d'autres cobénéfices, comme la production de fruits ou de noix. Par contre, si les terres sont productives sur le plan agricole et occupées par des cultures de grande valeur, leur remplacement par des zones tampons arborées entraînera des pertes économiques pour les propriétaires fonciers. Une compensation financière pour l'établissement des arbres serait alors essentielle pour promouvoir l'adoption (Drever *et al.*, 2021). Cependant, des stratégies telles que la culture en bandes peuvent encore conférer des avantages, et réduiront en plus l'érosion dans les terres cultivées (Yanni *et al.*, 2018).

4.5.2 Défis politiques et réglementaires

Les politiques visant à encourager l'adoption des SCBN agricoles peuvent comporter des « carottes » (p. ex. des subventions ou des compensations financières à ceux qui mettent en œuvre les SCBN) ou des « bâtons » (p. ex. par voie de pénalités ou de règlements). Le Canada a surtout eu recours à des programmes agroenvironnementaux volontaires qui offrent des incitatifs monétaires pour l'atteinte d'objectifs environnementaux, alors que le recours à la réglementation a été considéré comme « un dernier recours politiquement peu attrayant » (Baylis *et al.*, 2022). L'examen des politiques existantes pour encourager ou rendre obligatoire l'adoption des SCBN ne fait pas partie du présent mandat, mais le comité souligne ci-dessous quelques incertitudes et obstacles d'importance relativement à la mise en œuvre.

L'instabilité et une compensation inadéquate peuvent entraver la participation aux systèmes de crédits de carbone agricoles

Le seul système de crédit de carbone agricole opérationnel au Canada se trouve en Alberta. Il comporte 19 protocoles de compensation, comme la gestion des nutriments 4B, et a déjà inclus la réduction du travail du sol dans le cadre de la culture de conservation (Gouv. de l'Alb., 2022b; Lokuge et Anders, 2022). Les agriculteurs ont cependant été réticents à participer à ce programme, en raison d'une compensation inadéquate par le biais des incitatifs et de l'instabilité du marché du carbone (Lokuge et Anders, 2022). Une revue de la littérature sur les systèmes de crédit de carbone dans l'agriculture a révélé que, « en raison d'un historique de risques réglementaires, le secteur agricole a vu la révocation de

l'admissibilité au crédit de carbone pour certaines pratiques, les crédits invalidés pouvant entraîner des pertes financières importantes pour les agriculteurs » (Lokuge et Anders, 2022). La recherche indique que les projets de travail réduit du sol et de labour direct courent le plus grand risque d'être invalidés par les changements apportés au système de compensation de l'Alberta, ce qui s'est vérifié avec la fermeture du flux de crédits pour le travail de conservation du sol en décembre 2021 (Tarnoczi, 2017; Gouv. de l'Alb., 2022b). Afin de renforcer le système de crédits de carbone en Alberta, Lokuge et Anders (2022) ont suggéré de mettre l'accent sur d'autres gains d'efficacité associés aux activités d'accumulation de crédits de carbone (p. ex. les cobénéfices associés aux 4B), et de ne pas se concentrer uniquement sur les gains financiers potentiels associés à la participation aux programmes de crédits de carbone. Une plus grande stabilité et des récompenses plus avantageuses seraient à même d'inciter les agriculteurs à participer davantage aux systèmes de crédits de carbone.

La mise en œuvre efficace des SCBN agricoles dépend souvent de la sensibilisation des agriculteurs aux avantages potentiels, ainsi que des incitatifs et des soutiens politiques pertinents

La mise en œuvre des SCBN agricoles et prairiales peut être ralentie par un manque de sensibilisation aux SCBN particulières et aux relations environnementales pertinentes (Dessart *et al.*, 2019; Prokopy *et al.*, 2019; Groupe AGÉCO *et al.*, 2020). Par exemple, une enquête menée auprès des producteurs de la Saskatchewan a révélé que beaucoup d'entre eux n'étaient pas conscients de l'avantage financier de conserver les brise-vent; lorsque certains avantages étaient reconnus, ils étaient perçus comme étant non économiques, et n'étaient donc pas inclus dans les décisions de gestion (Rempel *et al.*, 2017). Voilà qui souligne l'importance d'améliorer la compréhension des agriculteurs des coûts et avantages réels des brise-vent. Les SCBN agroforestières sont également sujettes à des considérations tournant autour de la réversibilité. En effet, les agriculteurs peuvent être réticents à investir dans des interventions de caractère permanent, ou dont l'inversion coûte cher, comme toutes les SCBN qui sous-entendent la plantation d'arbres (Yemshanov *et al.*, 2015). Or, les coûts associés à la réversibilité sont rarement inclus dans les calculs de coûts basés sur la valeur actuelle nette (voir p. ex. Drever *et al.*, 2021), ce qui entraîne une sous-estimation supplémentaire.

L'accent mis sur les réseaux au niveau des exploitations agricoles peut être crucial pour soutenir l'adoption de ces SCBN, car l'interaction entre les agriculteurs (à la fois de manière informelle dans des cadres sociaux et de manière formelle au sein des organisations du secteur) est corrélée à un taux d'acceptation accru des pratiques de gestion modifiées (Prokopy *et al.*, 2019; Groupe AGÉCO *et al.*, 2020). Les initiatives de sensibilisation visant à informer les agriculteurs et les propriétaires fonciers sur des pratiques telles que l'agroforesterie, ainsi que la fourniture d'expertise ou d'équipements d'entretien (Drever *et al.*, 2021), peuvent aussi favoriser une sensibilisation et des connaissances accrues au sein du secteur, influençant la probabilité d'acceptation et de mise en œuvre à long terme des SCBN. Cependant, une sensibilisation accrue aux SCBN ne se traduit pas toujours par une optimisation des résultats. Dans le cas de la gestion de l'azote selon les 4B, une enquête citée par Burton *et al.* (2021) a révélé que les producteurs de maïs de l'Ontario qui connaissaient les 4B ont appliqué 28 % plus d'engrais en moyenne que ceux qui ne les connaissaient pas. Le comité note que, dans ce type de cas, l'investissement dans le soutien technique et la formation peut contribuer à l'obtention des avantages escomptés.

L'amélioration de la gestion de l'azote et l'augmentation de l'utilisation des cultures de couverture sont des priorités pour le gouvernement fédéral, qui les a incluses dans les projets cibles du programme Solutions agricoles pour le climat (AAC, 2022). La valeur de la conservation des arbres existants dans les exploitations agricoles (y compris les brise-vent et les zones tampons riveraines) a également été reconnue par le gouvernement fédéral, cette pratique bénéficiant d'un soutien financier de 60 millions de dollars provenant du Fonds des solutions climatiques axées sur la nature (GC, 2021d). Ces initiatives reflètent la volonté des gouvernements de soutenir les interventions SCBN lorsqu'elles sont connues pour avoir des cobénéfices environnementaux ou économiques. D'autres décisions politiques visant à réduire la conversion des prairies pourraient inclure des mesures telles qu'un moratoire sur la conversion future des prairies natives à des fins agricoles, la création d'incitatifs pour éviter la conversion des prairies en terres cultivées et l'expansion des aires protégées dans les zones prairiales (Nature Canada, s.d.).

Les politiques et programmes actuels visant à réduire les risques supportés par les entreprises agricoles peuvent être incompatibles avec les SCBN

Les risques liés à la production des cultures (notamment le rendement et le prix de vente) ont été associés à des taux d'application d'azote sous-optimaux (Pannell, 2017). Pour faire court, disons que les politiques destinées à réduire les risques pour les agriculteurs (comme l'assurance récolte) sont « susceptibles d'entraîner une augmentation de l'utilisation des engrais azotés dans l'ensemble, car elles permettent aux agriculteurs d'adopter des stratégies d'application d'azote plus risquées sans supporter toutes les conséquences de ces risques accrus » (Pannell, 2017). Dans certains cas, cette stratégie se révèle payante : l'application d'un excès d'engrais pour stimuler les gains au cours des bonnes années se révèle relativement rentable par rapport au coût d'une sous-application (Rajacic et Weersink, 2008). Cependant, les programmes d'assurance récolte peuvent également inciter à la conversion d'écosystèmes intacts comme les prairies et les milieux humides, ce qui augmente d'autant plus les émissions (FCS, 2022).

Les SCBN associées au changement d'utilisation des terres agricoles (p. ex. l'agroforesterie et la restauration/conservation des zones humides à sol minéral; voir le chapitre 5) ont été découragées par les programmes agricoles de gestion des risques de l'entreprise (GRE) existants. Une étude de Jeffrey *et al.* (2017) a démontré que les gains ou les pertes nets associés à la mise en œuvre de certaines SCBN étaient amplifiés par la participation à des programmes de GRE. Par exemple, les avantages associés à l'utilisation de légumineuses ou de cultures de couverture augmentaient lorsqu'ils étaient associés à la participation aux programmes de GRE, tandis qu'à l'inverse, le coût net de mise en œuvre (dissuasif à l'adoption) pour les bandes tampons et la restauration des zones humides augmentait. Par conséquent, « la participation à des programmes publics de GRE peut entraîner une réduction de l'adoption de nombreuses pratiques de production ou de changements d'utilisation des terres respectueux de l'environnement (p. ex. les bandes tampons ou les brise-vent) si leur adoption se révèle coûteuse pour les producteurs » (Jeffrey *et al.*, 2017). On a également constaté que la participation à des programmes de GRE augmentait l'utilisation d'engrais et de pesticides, ce qui influe négativement sur les écosystèmes comme les objectifs environnementaux (Eagle *et al.*, 2016).

L'un des moyens de traiter cette question repose sur notion d'« écoconformité », autrement dit « le lien entre les conditions environnementales et les compensations financières de soutien agricole » (Rude et Weersink, 2018). Essentiellement, pour recevoir un soutien au revenu, les agriculteurs doivent s'assurer qu'un objectif environnemental est atteint; le succès dépend alors de la

combinaison du soutien au revenu et des programmes environnementaux, ce qui augmente l'efficacité. Cependant, il est peu probable que l'écoconformité soit applicable à l'ensemble actuel de programmes de GRE du Canada, les avantages offerts aux agriculteurs étant inférieurs aux coûts de conformité, ce qui entraîne une participation volontaire limitée (Rude et Weersink, 2018).

Les facteurs comportementaux constituent une incertitude majeure dans l'évaluation de l'adoption des SCBN

Même lorsque les SCBN démontrent des avantages nets ou comportent des coûts relativement faibles, elles ne sont pas uniformément acceptées et mises en œuvre par les agriculteurs partout au pays. En l'absence d'obligations légales, la décision d'un propriétaire foncier de mettre en œuvre les SCBN reste individuelle, en grande partie influencée par ses croyances et ses caractéristiques comportementales (Groupe AGÉCO *et al.*, 2020). Par exemple, Dessart *et al.* (2019) ont constaté que les facteurs cognitifs, y compris la connaissance des SCBN par les agriculteurs et les perceptions des résultats possibles associés à ces pratiques, étaient les plus directement liés à l'adoption et à la mise en œuvre de pratiques améliorées d'aménagement des terres. La plupart des modélisations économiques portant sur l'adoption des meilleures pratiques de gestion (y compris certaines SCBN) supposent que la maximisation du profit est le principal facteur de motivation des agriculteurs. Ce n'est toutefois pas le seul — les influences sociales et la sensibilisation aux effets environnementaux pouvant également influencer sur l'adoption (Weersink et Fulton, 2020).



« En l'absence d'obligations légales, la décision d'un propriétaire foncier de mettre en œuvre les SCBN reste individuelle, en grande partie influencée par ses croyances et ses caractéristiques comportementales. »

Pour mieux comprendre l'influence des caractéristiques comportementales sur les pratiques agricoles, Huber-Stearns *et al.* (2017) ont entrepris une analyse des conditions favorables, c'est-à-dire des « facteurs qui augmentent la probabilité d'un changement prévu dans [...] le régime de gestion », relativement à la mise en œuvre réussie des programmes de compensation

financière pour les services écosystémiques. Ils ont constaté que, parallèlement aux conditions biophysiques, économiques et de gouvernance, les conditions socioculturelles (p. ex. la confiance et la transparence, la communication entre les parties prenantes, la proximité d'une communauté avec d'autres acteurs partageant les mêmes idées) étaient nécessaires au succès de la politique et à l'évitement de la création d'obstacles politiques supplémentaires (Huber-Stearns *et al.*, 2017). Chaque

décision concernant les SCBN agricoles est prise en fonction d'une variété d'influences externes : âge, expérience et expertise de l'agriculteur; son attitude vers les considérations environnementales et la tolérance/aversion au risque; ainsi que les caractéristiques de l'exploitation elle-même — y compris la taille, le mode de faire-valoir et la vulnérabilité de la terre (Groupe AGÉCO *et al.*, 2020). La nature contextuelle de la prise de décision individuelle entraîne une incertitude considérable. Ainsi, même si de nombreuses SCBN peuvent receler un potentiel technique et économique élevé, rien ne garantit des taux d'adoption élevés en raison de ces éléments socio-comportementaux. La conception de mécanismes politiques efficaces bénéficierait donc de la prise en compte de ces facteurs comportementaux.

On a également constaté que l'adoption de certaines SCBN était affectée par le fait que les terres sont possédées ou louées, et par la durée prévue des locations. Une étude sur la mise en œuvre du travail de conservation du sol et des cultures de couverture dans le sud de l'Ontario a révélé que les activités recelant des avantages à court terme, comme le travail de conservation du sol, étaient tout aussi susceptibles d'être mises en œuvre sur des terres possédées que louées (Deaton *et al.*, 2018). Les cultures de couverture, pour lesquelles les avantages nets positifs prennent plus de temps à s'accumuler, étaient 9,9 % moins susceptibles d'être mises en œuvre sur des terres louées que sur des terres en propriété, probablement parce que les agriculteurs sont plus réticents à investir au départ s'il y a un risque de ne pas récolter des avantages à moyen terme. Voilà qui s'applique également à l'horizon temporel des terres louées. En effet, les agriculteurs ayant conclu des accords de location à long terme étaient tout aussi susceptibles de planter des cultures de couverture sur les terres louées que sur les terres en propriété, alors que les agriculteurs ayant loué à court terme ne l'étaient pas (Deaton *et al.*, 2018). Ainsi, la facilité de mise en œuvre de certaines SCBN dépendra de la structure de propriété foncière au moment où l'on estime que les avantages se présenteront.

4.5.3 Suivi et comptabilité

La détermination des stratégies optimales pour la mise en œuvre des SCBN nécessite des informations locales et régionales

Bien que certaines SCBN agricoles soient bien établies, la reconnaissance de stratégies optimales pour chaque exploitation nécessite une connaissance détaillée des conditions environnementales, de la composition du sol, de la topographie et de l'historique de l'utilisation des terres (Groupe AGÉCO *et al.*, 2020). Il n'existe pas de stratégie unique pouvant être appliquée universellement,

l'investissement dans la recherche qui surveille et suit les changements dans les stocks et les émissions pouvant aider à cibler les interventions dans une variété de régions différentes (Meadowcroft, 2021). Ce besoin a été relevé dans les entretiens menés par le Groupe AGÉCO *et al.* (2020), qui ont noté :

Les informations sur les sols au niveau régional et au niveau des exploitations sont complémentaires et nécessaires pour gérer efficacement la santé des sols. Pourtant [...] on manque de telles informations sur l'état actuel de la santé des sols. Ce manque de données est problématique pour les chercheurs (ainsi que pour les décideurs et les producteurs), car il limite la capacité à comprendre, cerner, gérer et suivre les améliorations au fil du temps.

Des défis similaires s'appliquent aux pâturages. En raison des incertitudes entourant les pratiques de pâturage et l'aménagement des prairies, de nombreux chercheurs préconisent des mesures du pâturage propres à chaque site (par opposition aux données spatiales à plus grande échelle) afin de suivre avec précision la complexité et la variance des pratiques de gestion (Bork *et al.*, 2021). Bien qu'elles aient des mérites pour ce qui est de la précision (Smith *et al.*, 2012; Bork *et al.*, 2021), les données spécifiques à un site entraînent souvent des problèmes d'interopérabilité. Par exemple, Maillard *et al.* (2017) ont noté que « la profondeur d'échantillonnage recommandée pour la mesure du COS varie en fonction des objectifs du projet, des préférences institutionnelles, [et] de l'utilisation des terres » et que, par conséquent, les données étaient souvent impossibles à comparer. En outre, les changements annuels touchant le COS des prairies sont de faible amplitude, et la résultante cumulative n'est statistiquement détectable qu'après plusieurs années (Maillard *et al.*, 2017). Mentionnons toutefois qu'il peut être difficile de mesurer ces changements en raison de la nature à court terme des projets de recherche, susceptibles de ne pas saisir toute l'ampleur des changements dans un écosystème sur les échelles de temps requises.

Le Canada ne suit pas et ne comptabilise pas les changements dans le carbone du sol ou les émissions de GES associés à certaines SCBN

Bien que la surveillance soit essentielle pour comprendre l'efficacité des SCBN, il existe des lacunes importantes dans les connaissances relatives au suivi des changements des stocks de carbone entourant certaines SCBN agricoles et prairiales. Par exemple, il n'existe pas de ventilation spécifique au Canada des taux de séquestration du carbone total et des impacts des stratégies de gestion améliorée des prairies. Comme l'a souligné Viresco Solutions Inc. (2020), ce

manque de données entraîne l'hypothèse potentiellement inexacte du *Rapport d'inventaire national* du Canada, selon laquelle « l'aménagement des prairies n'a pas été considérablement modifié depuis 1990 et on ne peut donc lui attribuer une modification quelconque des stocks de COS dans cet écosystème en raison de la gestion ou d'un changement climatique ». Le gouvernement du Canada est maintenant tenu de combler cette omission, mais les données nécessaires pour le faire n'existent pas actuellement (Viresco Solutions Inc., 2020). Par conséquent, une incertitude importante demeure quant aux avantages propres à chaque région des différents modes de gestion des terres dans les prairies du Canada. De même, le Rapport d'inventaire national ne fait pas le suivi de l'adhésion à la méthode 4B de gestion de l'azote (et donc des résultats de cette méthode). Bien qu'on évalue les émissions liées à l'apport d'azote (synthétique et organique), l'absence de données sur d'autres pratiques de gestion spatialement explicites et leur évolution dans le temps (p. ex. le moment de l'épandage des engrais) signifie que le potentiel de ces pratiques à l'endroit des émissions est négligé (ECCC, 2022b). De l'avis du comité, il s'agit pourtant d'un élément essentiel pour encourager l'adoption des SCBN et évaluer leur efficacité.

4.6 Cobénéfices et compromis

Les SCBN agricoles et prairiales présentent des cobénéfices et des compromis distincts; ceux-ci peuvent tous varier dans le temps et dépendent souvent du climat régional, de la topographie locale, des espèces cultivées, des caractéristiques du sol et des conditions du marché, qui peuvent tous varier dans le temps. Certaines interventions proposées pour séquestrer le carbone dans les sols ont fait l'objet d'études approfondies et ont été déployées au Canada (p. ex. le travail réduit du sol ou le sans labour), tandis que d'autres ont été employées à l'origine principalement pour d'autres avantages, comme les brise-vent pour protéger le sol contre l'érosion éolienne (Mayrinck *et al.*, 2019; ECCC, 2022b). La plupart des compromis dans la mise en œuvre de ces SCBN sont associés aux coûts et aux changements dans l'utilisation des terres; en tant que tels, ils sont largement abordés ci-dessus dans la section 4.5, tandis que la discussion suivante concerne principalement les cobénéfices. Ces derniers peuvent également être répartis selon l'application, soit dans le domaine privé (s'appliquant au propriétaire ou au gestionnaire des terres), soit dans le domaine public. La discussion dans cette section englobe les deux; cependant, idéalement, les bénéfices du domaine privé seraient pris en compte dans les calculs du CMR.

4.6.1 Santé des sols et des écosystèmes

Des niveaux plus élevés de carbone présentent des avantages pour la santé globale des sols

Les cultures de couverture confèrent d'autres avantages que le stockage du carbone et la réduction des émissions — notamment la résistance à la sécheresse, la réduction de l'érosion et du lessivage (conduisant à la rétention des nutriments du sol), une gestion moins coûteuse des mauvaises herbes et des ravageurs, et une structure améliorée du sol (Morton *et al.*, 2006; Roesch-McNally *et al.*, 2018; Bergtold *et al.*, 2019). La santé du sol est également améliorée par un accroissement de la diversité et de la biomasse microbiennes, ainsi que par une meilleure rétention de l'eau et un cycle optimisé des nutriments (Hristov *et al.*, 2018). Les cultures de couverture peuvent également réduire les pertes indirectes de N₂O en captant l'azote excédentaire après la récolte de la culture commerciale et en réduisant le taux d'application d'azote requis; toutefois, des recherches supplémentaires s'imposent sur l'applicabilité de ce cobénéfice (Yanni *et al.*, 2018). Tous ces avantages peuvent compenser les coûts initiaux de mise en œuvre (Roth *et al.*, 2018).

La santé du sol peut également bénéficier de changements dans l'intensité du travail aratoire. Ainsi, les pratiques sans labour atténuent les effets de l'érosion, augmentent la rétention d'eau et améliorent la santé du sol en général (Meadowcroft, 2021). La pratique connexe du labour d'inversion, effectué en profondeur et en une fois, pourrait également servir à enterrer les couches de sol de surface riches en carbone à 60–80 cm de profondeur, ralentissant ainsi la décomposition (Paustian *et al.*, 2019). Cette pratique se révèle plus efficace dans les régions humides et subhumides dont les sols sont mal drainés. Cependant, on a constaté que l'expansion des pratiques sans labour, avec les hausses associées de résidus de culture, augmente le ruissellement du phosphore (qui contribue à l'eutrophisation) — en particulier dans les Prairies, où les cycles de gel-dégel y contribuent également. L'incorporation de cycles de travail du sol occasionnels pour fractionner la couche arable a permis de réduire le ruissellement; cependant, cela annule les gains positifs découlant du sans labour pour la rétention du carbone et de l'azote (Messiga *et al.*, 2010).

L'ajout de biocharbon aux sols peut stimuler la productivité des plantes, ce qui, en retour, rehausse l'apport de carbone au sol par le biais des résidus végétaux, bien que cet effet dépende fortement du sol et des variétés de plantes ainsi que des pratiques de gestion (Crane-Droesch *et al.*, 2013; Subedi *et al.*, 2017). Un inconvénient potentiel du biocharbon est le risque que des composés toxiques (notamment des métaux lourds) soient également ajoutés au sol (Subedi *et al.*, 2017). En général, les SCBN agricoles qui augmentent les stocks de COS ont également pour effet d'améliorer la résistance à la sécheresse des cultures, ce qui pourrait se révéler de plus en plus bénéfique à mesure que le climat du Canada change (Banwart *et al.*, 2014; Bush et Lemmen, 2019; Oldfield *et al.*, 2019).

Les arbres plantés sur les terres agricoles piègent la neige et favorisent la biodiversité comme la santé animale

Dans certains scénarios, les stratégies agroforestières peuvent augmenter le rendement des cultures, améliorer la qualité des sols et contribuer à la conservation de la biodiversité (Kort, 1988; Jose, 2009; Schoeneberger *et al.*, 2012). L'ajout d'arbres dans les zones riveraines peut stabiliser les berges des cours d'eau et limiter le ruissellement des nutriments (Schoeneberger, 2009). Au-delà de la séquestration du carbone, les brise-vent protègent les cultures et le bétail du vent comme de la neige et peuvent favoriser la biodiversité dans certaines régions (Schoeneberger, 2009; Mayrinck *et al.*, 2019). Les brise-vent aménagés le long des routes peuvent retenir la neige soufflée par le vent, rendant ainsi les conditions de conduite plus sûres et réduisant le besoin d'entretien des routes (AAC, 2009). L'eau provenant de la neige piégée est ensuite redistribuée au sol au printemps, ce qui contribue à la rétention de l'humidité du sol (AAC, 2009). Le sylvopastoralisme contribue à fournir un habitat à la faune et un abri au bétail (Baah-Acheamfour *et al.*, 2017). Cependant, le remplacement des pâturages ou des terres cultivées par des arbres peut réduire l'albédo (Drever *et al.*, 2021), ce qui doit être pris en compte lors de l'évaluation des avantages dérivés de la séquestration du carbone.

Les prairies intactes réduisent l'érosion, préservent la qualité de l'eau et favorisent la biodiversité

La végétation des prairies est source de multiples avantages au-delà de la séquestration du carbone, notamment sur le plan de la prévention du ruissellement et de l'érosion des sols par son effet de stabilisation (Duran Zuazo et Rodriguez Pleguezuelo, 2008; Bengtsson *et al.*, 2019) et de filtration des polluants présents dans l'eau (DUC, 2006). L'amélioration de la qualité de l'eau est également susceptible de profiter aux produits de l'élevage, car la qualité comme la quantité de la biomasse végétale servant de fourrage jouent un rôle important dans la production de viande et de produits laitiers (Bengtsson *et al.*, 2019). En outre, les écosystèmes de prairie intacts soutiennent la biodiversité en régulant des services comme la pollinisation (Bengtsson *et al.*, 2019; Viresco Solutions Inc., 2020). Nature Canada (s.d.) a signalé que, depuis 1970, les populations d'espèces dépendant des prairies natives ont chuté de 87 %, alors qu'en Alberta, la majorité des espèces ayant été identifiées comme étant en péril se trouvent dans les régions prairiales (CPAWS, s.d.). De plus, la couverture des prairies offre aux espèces pollinisatrices un milieu de vie non perturbé, ce qui profite aux champs agricoles avoisinants (CPAWS, 2011).

La réduction des apports azotés dans les sols agricoles a des effets positifs en aval

Le ruissellement des engrais provenant des terres cultivées provoque l'eutrophisation des masses d'eau (Schindler, 2006). La disponibilité accrue de nutriments entraîne une plus grande productivité des algues, qui consomment de l'oxygène dans la colonne d'eau et génèrent des conditions anoxiques (pauvres en oxygène) dans les eaux profondes et les sédiments. Or, dans des conditions anoxiques, le passage d'une respiration aérobie (consommant de l'oxygène) à une respiration anaérobie (ne consommant pas d'oxygène) mène à la production de CH_4 , qui augmente à son tour le potentiel de réchauffement de ces écosystèmes (Beaulieu *et al.*, 2019; Deemer et Holgerson, 2021). On observe également que les zones humides des régions agricoles, comme la région des fondrières des Prairies, émettent des niveaux élevés de N_2O en raison du ruissellement des terres cultivées (Bedard-Haughn *et al.*, 2006; Pennock *et al.*, 2010; Tangen *et al.*, 2015). Ces émissions ont été liées aux périodes d'inondation provoquées en grande partie par la fonte des neiges et le ruissellement au printemps (Pennock *et al.*, 2010).

De tels impacts se reflètent également dans les prix de l'immobilier et les pertes de bénéfices liés aux activités récréatives. On a ainsi constaté que la présence d'efflorescences d'algues toxiques entraînait des pertes en capital de 11 à 17 % pour les résidences situées à proximité des lacs de l'Ohio, avec une perte de 22 % pour les propriétés adjacentes aux lacs (Wolf et Klaiber, 2017). Les estimations des dommages récréatifs basées sur les permis de pêche mensuels pour le lac Érié ont démontré une baisse de 10 à 13 % associée aux concentrations d'algues nuisibles (Wolf *et al.*, 2017). Ainsi, la lutte contre l'eutrophisation des eaux de surface par la réduction de l'apport en nutriments peut avoir des avantages économiques démontrables, en plus de la réduction des émissions de CH_4 .

La réduction de l'utilisation d'engrais par la gestion des 4B pourrait contribuer à contrecarrer, voire à inverser, l'eutrophisation des masses d'eau en limitant la quantité d'azote réactif pouvant être transporté par le ruissellement et l'infiltration des eaux souterraines (Beaulieu *et al.*, 2019; Groupe AGÉCO *et al.*, 2020). Voilà qui est associé au concept plus large d'*aménagement des bassins versants*, où les décisions tournant autour de l'utilisation des terres prennent en compte tous les effets en aval pour les rivières, les lacs et les zones humides. Bien que l'aménagement des bassins versants ne soit pas considéré comme une SCBN dans le présent rapport, il s'agit d'un cobénéfice crucial de la gestion des nutriments.

4.6.2 Impacts culturels

Le maintien des prairies est associé à des avantages culturels

Les services socioculturels que fournissent les prairies sont principalement axés sur le tourisme, les loisirs et le patrimoine culturel (Bengtsson *et al.*, 2019). Les travaux réalisés par la Société pour la nature et les parcs du Canada (CPAWS, 2011) ont souligné comment, « pendant des décennies, les prairies ont fourni aux résidents [de l'Alberta] leur moyen de subsistance tout en leur permettant de profiter de la nature par le biais de diverses activités récréatives ». Ces activités, combinées à la valeur esthétique de l'écosystème immense des prairies, constituent également un attrait pour les touristes, ce qui procure des avantages économiques aux collectivités locales (CPAWS, 2011).

La reconnaissance du rôle des Premières Nations dans l'intendance et la conservation des systèmes de prairies est une forme de justice décoloniale

Le maintien des prairies est associé à la réconciliation, à la justice décoloniale et au bien-être des personnes comme des communautés autochtones : voilà autant d'avantages culturels essentiels à considérer. Par exemple, les bisons sont lentement réintroduits dans les Prairies après avoir été chassés jusqu'au point de quasi-extinction à la fin des années 1800 (Cecco, 2020; Tait, 2021). Cet effort a été entrepris non seulement comme un moyen d'accroître la stabilité écologique des plaines, mais aussi comme un « effort pour amender les relations [...] entre les animaux et la terre » et entre les communautés autochtones et l'État (Mamers, 2021). Pour de nombreux peuples autochtones des plaines, le bison est au cœur des modes d'existence et de connaissance; il est « intimement lié à des fils de réciprocité, de moralité, de relations de parenté et de souveraineté » (Hisey, 2021). Le bison incarne « toutes mes relations » (voir section 2.4), un principe fondamental où l'interrelation de toute chose est respectée, conservée et perpétuée (Buffalo Treaty, 2014). À ce titre, leur réintroduction représente également un changement ontologique vers la relation « humain-crédation » (Hisey, 2021). C'est ainsi que le Buffalo Treaty, qui se concentre explicitement sur le retour des bisons sur les terres grâce à une collaboration avec les gouvernements fédéral et provinciaux/territoriaux, est au cœur de ce changement (Buffalo Treaty, 2014). Signé par onze nations autochtones, le traité représente une vision de l'avenir — une vision où la réconciliation n'est pas simplement une reconnaissance du passé, mais une motivation pour un avenir meilleur (Mamers, 2021).

4.7 Conclusion

Bon nombre des SCBN abordées dans ce chapitre ont été bien étudiées et déjà été mises en œuvre dans le passé (ou sont actuellement encouragées), ce qui confère un avantage par rapport à leur utilisation plus répandue au Canada. Bien que des incertitudes subsistent quant aux taux de séquestration du COS ou de réduction des émissions pour certaines SCBN, la question plus critique de l'estimation de l'ampleur du potentiel de séquestration à n'importe quelle échelle est liée à la détermination de la superficie potentielle — sujette à des variations régionales. Les coûts, les politiques, de même que les obstacles comportementaux et techniques peuvent tous affecter la mise en œuvre des SCBN; ils nécessitent une analyse et une considération minutieuses afin d'améliorer les prédictions portant sur les SCBN les plus prometteuses en vue d'une utilisation généralisée au Canada. Parallèlement, il existe des opportunités de favoriser la réconciliation en faisant progresser l'autodétermination et la souveraineté sur les terres, tout en conservant ou en restaurant les écosystèmes des prairies natives, en faisant appel à des experts autochtones et en reconnaissant leurs connaissances traditionnelles. Au-delà de la mise en œuvre des SCBN, il est crucial de réfléchir à la manière de maintenir leur utilisation continue, surtout pour celles qui nécessitent des efforts soutenus pour continuer à générer des avantages (p. ex. la gestion de l'azote, les pratiques sans labour). Des initiatives, des politiques et des programmes de financement à long terme, ainsi que des réseaux de surveillance étendus, seront des éléments décisionnels importants pour maximiser le potentiel de ces SCBN dans les zones agricoles et prairiales du Canada.



Écosystèmes d'eaux douces intérieures

- 5.1 Possibilités de renforcer la séquestration du carbone dans les systèmes d'eaux douces
- 5.2 Gestion autochtone des systèmes d'eaux douces
- 5.3 Ampleur du potentiel de séquestration et de réduction des émissions
- 5.4 Stabilité et permanence
- 5.5 Faisabilité
- 5.6 Cobénéfices et compromis
- 5.7 Conclusion



Constatations du chapitre

- La conversion évitée des tourbières présente le plus grand potentiel d'atténuation, en raison des importantes pertes de carbone évitées par hectare lorsqu'elles sont protégées de l'extraction de tourbe, de pétrole et de gaz, ainsi que des activités minières. Toutefois, cette SCBN se heurte à des obstacles économiques importants si l'on se base uniquement sur l'évaluation économique du carbone.
- La protection des zones humides contre la conversion peut être réalisée par le biais de la réglementation, bien que les politiques actuelles de non-perte nette permettent souvent la destruction de zones humides fonctionnelles existantes en favorisant plutôt la restauration et la création de zones humides ailleurs; voilà qui entraîne une perte de carbone, à tout le moins temporaire.
- La capacité des zones humides à sol minéral restaurées à maintenir la séquestration du carbone est sujette à des incertitudes et peut être partiellement contrebalancée, voire annulée, par une augmentation des émissions de CH_4 . Cependant, la restauration de telles zones présente des avantages connexes substantiels liés à la recharge des eaux souterraines, à la qualité de l'eau, à la biodiversité et à la protection contre les inondations, qui sont autant de considérations essentielles renforçant les arguments en faveur de la protection et de la restauration.
- Le leadership autochtone et la création d'APCA peuvent contribuer à protéger les zones humides de l'extraction des ressources tout en favorisant la réconciliation et en rétablissant les revendications territoriales. Cela est particulièrement important dans des régions comme les basses terres de la baie d'Hudson et l'Alberta boréale, où l'extraction proposée des ressources s'inscrit en faux avec la conservation des tourbières riches en carbone. Ce type de compromis représentera une question cruciale à régler pour les décideurs qui tentent d'atteindre les objectifs de carboneutralité.
- Bien que la plupart des lacs et des réservoirs du Canada soient sursaturés en CO_2 (agissant donc comme des sources de carbone), leurs sédiments jouent un rôle dans le stockage du carbone à long terme. L'efficacité de ces puits de carbone sera probablement réduite à l'avenir en raison du réchauffement, surtout dans les lacs de petite taille. Parallèlement, d'autres perturbations, telles que l'excès de nutriments, sont associées à une augmentation des émissions de CH_4 . Des mesures de gestion et de conservation des nutriments sont donc essentielles pour éviter ces émissions et préserver les fonctions de séquestration du carbone.

Les écosystèmes d'eaux douces intérieures comprennent les zones humides (y compris les tourbières), les lacs, les rivières et les réservoirs. Le Canada contient environ les deux tiers de la superficie totale de 220 Mha de zones humides d'eau douce en Amérique du Nord (Kolka *et al.*, 2018), et au moins un quart des tourbières du monde (Tarnocai *et al.*, 2011; Xu *et al.*, 2018a). On estime que les tourbières du nord du Canada stockent à elles seules ~150 Gt C (Joosten, 2009; Hugelius *et al.*, 2020). Plusieurs régions humides d'importance se trouvent au Canada, y compris les deuxième et troisième plus grandes régions nordiques d'accumulation de tourbe au monde : les basses terres de la baie d'Hudson et le bassin du fleuve Mackenzie (Packalen *et al.*, 2016; Hugelius *et al.*, 2020; Olefeldt *et al.*, 2021). À cheval sur le Canada et les États-Unis se trouve la région des fondrières des Prairies, parsemée de millions de petits marais d'une étendue moyenne inférieure à 2 ha (familièrement appelés « fondrières » ou « bourbiers ») qui constituent un lieu de reproduction essentiel pour les oiseaux aquatiques (Badiou *et al.*, 2011; Tangen et Bansal, 2020; DUC, s.d.).

Les zones humides, en particulier les tourbières, peuvent séquestrer des quantités importantes de carbone sur de longues périodes — ce qui, combiné à leur étendue spatiale, en fait un puits de carbone essentiel au Canada. D'autres écosystèmes d'eaux douces, comme les lacs et les rivières, jouent également un rôle dans le cycle du carbone. Les rivières sont des moteurs du flux latéral de carbone, transportant le carbone dissous et particulaire entre divers écosystèmes et ultimement vers l'océan, mais elles sont aussi des émettrices de CO₂ et de CH₄ (Cole *et al.*, 2007; Hutchins *et al.*, 2020, 2021). À l'échelle mondiale, on estime que les lacs stockent 820 Gt C dans leurs sédiments (Cole *et al.*, 2007), accumulés au cours des millénaires; le taux annuel d'accumulation est toutefois modeste, et ils émettent perpétuellement du CO₂ et du CH₄ (Ferland *et al.*, 2012; Raymond *et al.*, 2013; Mendonça *et al.*, 2017). Le bilan carbone des lacs et des rivières est étroitement lié au paysage environnant : ils génèrent du carbone qui peut ensuite être stocké, rejeté dans l'atmosphère ou transporté vers l'océan. Ces écosystèmes d'eaux douces intérieures offrent ainsi un éventail de possibilités pour améliorer la séquestration du CO₂ ou pour réduire, voire éviter les émissions.

5.1 Possibilités de renforcer la séquestration du carbone dans les systèmes d'eaux douces

Le système canadien de classification des terres humides définit une terre humide « comme une terre saturée en eau pendant suffisamment longtemps pour favoriser des processus anaérobiques typiques de la présence de sols mal drainés, d'hydrophytes et de divers types d'activités biologiques adaptées aux milieux humides » (NWWG, 1988, 1997). Au Canada, les terres humides sont d'abord classées en fonction du type de sol, en faisant la distinction entre celles à sol organique et celles à sol minéral. Le système canadien de classification des terres humides utilise ensuite cinq classes, elles-mêmes subdivisées en plus de 100 formes et sous-formes (NWWG, 1997). Les zones humides à sol organique prennent la forme de tourbières, de fens (ou tourbières basses) et de marécages, tandis que les zones humides à sol minéral peuvent inclure marais, marécages et zones d'eau peu profonde (NWWG, 1997).

Bien que les lacs et les réservoirs puissent avoir de nombreuses caractéristiques écologiques en commun, les premiers sont généralement d'origine naturelle, tandis que les seconds sont d'origine humaine. Les lacs et les réservoirs émettent simultanément du gaz carbonique dans l'atmosphère et stockent du carbone dans leurs sédiments, bien que l'équilibre entre la séquestration et l'émission de carbone varie. Par exemple, on a calculé que les lacs des régions boréales contenaient jusqu'à 25 % des stocks de carbone du paysage (Ferland *et al.*, 2012), mais on a également calculé que leurs émissions de CO₂ — par voie de minéralisation des sédiments — dépassaient la quantité de carbone enfoui (Chmiel *et al.*, 2016). En raison de cette incertitude et de leur nature largement non aménagée, les lacs ne sont pas de très bons candidats pour les mesures d'amélioration de l'enfouissement du carbone; la fertilisation, qui pourrait augmenter la sédimentation en stimulant la production primaire, étant associée à des impacts négatifs (notamment l'eutrophisation) *et allant donc à l'encontre* des pratiques de réduction des nutriments. Comme indiqué dans la section 4.6.1, l'eutrophisation peut entraîner un appauvrissement en oxygène dans la colonne d'eau et les sédiments, provoquant la production de CH₄ par respiration anaérobie. À ce titre, les mesures visant à réduire les charges en nutriments pourraient avoir un effet bénéfique sur le cycle du carbone des lacs en réduisant les émissions de CH₄ (Beaulieu *et al.*, 2019).

De grandes incertitudes entourent les estimations du stockage du carbone et des taux de séquestration en ce qui concerne les lacs et les rivières. En conséquence, le comité ne considère pas leur restauration et leur conservation comme des SCBN viables en raison des lacunes dans les connaissances (voir encadré 5.1).



Encadré 5.1 Stockage et séquestration du carbone dans les lacs et les rivières

La conservation des systèmes fluviaux et lacustres garantit le maintien de leur capacité de stockage et de transport du carbone. Les lacs séquestrent le carbone dans leurs sédiments, le maintenant hors de l'atmosphère pendant de très longues périodes (sur une échelle de 10 000 ans ou plus) (Cole *et al.*, 2007). Les rivières, en revanche, servent de canaux entre les cycles du carbone océanique et terrestre (Maavara *et al.*, 2017). Les perturbations anthropiques au sein des bassins versants peuvent affecter les lacs et les réservoirs en augmentant les émissions de GES dans l'atmosphère à partir des sédiments et de la colonne d'eau (Huttunen *et al.*, 2003).

Un certain nombre d'incertitudes entourent les stocks et les flux actuels de carbone dans les lacs et les rivières, tant à l'échelle nationale que mondiale. À l'heure actuelle, il n'existe pas d'estimation unique du carbone stocké dans les sédiments lacustres ou les systèmes fluviaux canadiens, bien que des études de cas à grande échelle puissent fournir des approximations. En utilisant un stock de carbone surfacique moyen de 230 t C/ha mesuré dans plusieurs lacs du Québec (Ferland *et al.*, 2012) et en l'appliquant à la superficie totale de 86 Mha pour les lacs canadiens (Messenger *et al.*, 2016), on obtient une estimation prudente du stock total d'environ 20 Gt C. Il convient toutefois de noter que, même si le potentiel de séquestration accrue est actuellement inconnu, la conservation et la restauration des lacs ont été et continuent d'être pratiquées pour en tirer toute sorte d'avantages biologiques et sociétaux (Jansson *et al.*, 2007; Vermaat *et al.*, 2016; Chausson *et al.*, 2020).

Les SCBN associées aux zones humides d'eau douce évitent la conversion des milieux humides existants à d'autres usages, ou restaurent les milieux humides qui ont été endommagés ou réduits. Au Canada, les milieux humides sont vulnérables à la perte causée par de nombreux aménagements du territoire, notamment l'extraction de ressources (p. ex. minéraux, pétrole et gaz, tourbe), l'expansion urbaine et les industries agricole et forestière (Rooney *et al.*, 2012; Chimner *et al.*, 2017). Le tableau 5.1 détaille les SCBN potentiels dans divers systèmes d'eaux douces.

Tableau 5.1 SCBN ciblant les systèmes d'eaux douces

Description de la SCBN	Mécanisme
Conversion évitée des milieux humides	
<p>La conversion évitée des milieux humides empêche la libération du carbone qui s'est accumulé pendant des centaines, voire des milliers d'années. Les perturbations qui les affectent comme le drainage (conversion en terres agricoles, extraction de tourbe horticole), l'enlèvement de matériaux (tourbe horticole, mines et plateformes de puits), le compactage (lignes sismiques, plateformes de puits temporaires) et l'inondation (pour la construction de barrages) peuvent entraîner des pertes rapides de GES dans l'atmosphère.</p>	<p>Le processus de drainage des milieux humides interrompt les conditions anoxiques (pauvres en oxygène) qui prévalent pendant l'état d'engorgement, exposant ainsi les sols à l'air. Voilà qui accélère la décomposition de la matière organique en CO₂, mais qui réduit également la production de CH₄ (Silvola <i>et al.</i>, 1996; Bridgman <i>et al.</i>, 2006). Le drainage peut également entraîner une augmentation de la production de N₂O (Tangen et Bansal, 2022). Le compactage des tourbières est à même d'entraîner des conditions plus humides et de provoquer des déplacements de végétation, ce qui peut augmenter les émissions de CH₄ (Strack <i>et al.</i>, 2018). La tourbe retirée pour l'exploitation minière est stockée en tas en vue de la remise en état du site, mais continue à émettre du CO₂. Les milieux humides peuvent également se trouver coupés des sources d'eau par la construction de routes ou la canalisation de cours d'eau (Kolka <i>et al.</i>, 2018), tandis que l'autre côté de la route subit des inondations, ce qui affecte la végétation et augmente les émissions de CH₄.</p>
Restauration des milieux humides	
<p>Dans les situations où les milieux humides ont déjà été affectés — par la récolte de tourbe, l'exploitation minière, l'extraction de pétrole et de gaz, ou encore le drainage/la conversion en terres agricoles — la restauration des régimes hydrologiques et biologiques peut à terme rétablir la séquestration du carbone.</p>	<p>La restauration des marais d'eaux douces convertis à des fins agricoles implique le rétablissement de l'hydrologie (soit en bloquant les fossés de drainage, soit en retirant les drains de tuiles) et le rétablissement de la végétation, de manière passive ou active (Craft, 2016). La restauration des tourbières post-extraction implique de relever le niveau de la nappe phréatique en bloquant ou en remplissant les fossés de drainage — précédemment creusés pour permettre à la tourbe de sécher avant l'extraction (Chimner <i>et al.</i>, 2017; Bieniada et Strack, 2021). Souvent, la végétation est transférée d'une tourbière donneuse voisine pour relancer la recolonisation des espèces constituant la tourbe, comme <i>Sphagnum spp</i> (Graf et Rochefort, 2016).</p>
Gestion du niveau d'eau dans les réservoirs	
<p>Des stratégies améliorées de gestion des niveaux d'eau permettent de maintenir les sédiments dans les réservoirs sur de plus longues périodes et d'éviter les rabattements lorsque les niveaux d'eau sont bas.</p>	<p>Les réservoirs peuvent accumuler et stocker des quantités importantes de matière organique. Cependant, lorsque cette matière est exposée à l'air, la décomposition accélérée entraîne un ratio émissions/enfouissement du carbone de 2,02 (Keller <i>et al.</i>, 2021), ce qui suggère que les réservoirs en émettent plus qu'ils n'en enfouissent.</p>
Conservation des lacs	
<p>La conservation des systèmes lacustres permet de protéger leurs stocks de carbone contre les rejets. Bien que l'on considère généralement que ce carbone est définitivement enfoui, son ampleur est telle qu'il faut faire preuve de prudence pour le maintenir.</p>	<p>Les sédiments lacustres qui s'accumulent lentement subissent une décomposition mineure au cours des premières décennies qui suivent leur dépôt (Gälman <i>et al.</i>, 2008), mais restent largement inchangés pendant des millénaires. La conservation peut minimiser leur conversion potentielle en CH₄, en réduisant l'étendue temporelle et spatiale de l'anoxie induite par l'eutrophisation et la charge en nutriments.</p>

5.2 Gestion autochtone des systèmes d'eaux douces

Les peuples autochtones du Canada sont les gardiens de la terre et de l'eau depuis des temps immémoriaux. « Notre peuple a toujours dit que nous sommes la terre, que nous sommes l'eau, les poissons et les animaux; c'est donc à nous de prendre soin de ce territoire — et de parler au nom de l'environnement » (Vern Cheechoo, communication personnelle). Toutefois, dans de nombreuses régions du Canada, le développement a endommagé les terres et territoires traditionnels des communautés autochtones, alors que les écosystèmes toujours intacts — notamment de vastes tourbières — continuent d'être menacés (voir section 5.6).

Comme nous l'avons vu à la section 2.4, les APCA, soit les terres et les eaux sur lesquelles les gouvernements autochtones exercent l'autorité principale (ICE, 2018), sont essentielles pour faire progresser la conservation des zones humides au Canada. Les APCA sont également des accords de nation à nation passés entre la Couronne et les gouvernements autochtones (L'Initiative de leadership autochtone, s.d.-a) qui offrent la possibilité de « réaliser simultanément la conservation et la réconciliation » (Zurba *et al.*, 2019). Cependant, la création d'APCA dans des régions où le risque de perte de zones humides — à cause du développement ou de l'exploitation minière — reste faible ne serait pas considérée comme ayant un caractère additionnel. De l'avis du comité, pour que les APCA soient aussi efficaces que les SCBN ciblant les eaux douces, il faudrait les mettre en œuvre dans des régions où il existe des intérêts industriels, comme les basses terres de la baie d'Hudson (section 5.6).

La Réserve nationale de faune Edézhzhé et l'aire protégée Dehcho, dans les Territoires du Nord-Ouest, en sont un exemple. Englobant des forêts boréales et des milieux humides, cette région a été déclarée APCA en 2018 (Galloway, 2018; Dehcho First Nations, 2018). En 2002, le développement y a été interdit pendant huit ans, le temps que les Premières Nations Dehcho négocient la protection du territoire; cependant, en 2010, le gouvernement fédéral a évalué les ressources souterraines de la région et l'a ouverte à l'exploration minière. Un procès s'en est suivi, le juge ayant déclaré dans son jugement que le gouvernement n'aurait pas dû autoriser l'exploration sans consultation préalable. Les négociations se sont ensuite poursuivies jusqu'à ce que l'APCA soit officiellement établie (Galloway, 2018). Bien que des mines n'aient jamais été établies sur ces terres, le potentiel de perte de carbone des zones humides a pu être démontré.

Bien que trois APCA aient été créés depuis 2018, il existe des défis liés aux priorités opposées des diverses parties prenantes. Par exemple, en mai 2021, la Première Nation Dene Tha' a soumis une demande pour la mise en place d'une APCA dans les collines Cameron (Nagah Y'i) du nord-ouest de l'Alberta, qui couvrent des milliers

d'hectares de milieux humides, de tourbières et de forêt boréale, ainsi que le lac Bistcho (Mbecho) (Dene Tha' First Nation, 2021). L'initiative visait à gérer et à conserver officiellement les vastes terres humides de la région afin de « maintenir des processus hydrologiques équilibrés et des populations fauniques saines et naturellement viables », y compris de nombreuses espèces en péril, comme le troupeau de caribous de Bistcho (Dene Tha' First Nation, 2021). Cependant, l'ébauche du *Provincial Woodland Caribou Range Plan*, publiée en avril 2022, ne comprend aucune initiative de conservation dirigée par les Autochtones, malgré la recommandation unanime des deux groupes de travail chargés de fournir des informations au gouvernement (Gouv. de l'Alb., 2022a; Pedersen, 2022). La Première Nation Dene Tha' et d'autres défenseurs de l'environnement ont exprimé leur inquiétude quant à l'autorisation accordée par le plan de poursuivre le développement industriel, y compris l'extraction de la tourbe et la construction de routes permanentes dans une région auparavant non perturbée (Pedersen, 2022). « Nous avons constaté que nous n'avons pas obtenu ce dont nous avons besoin, et les caribous non plus, car ce plan, au fond, n'est qu'un plan de développement », a déclaré Matthew Munson, technicien de la Première Nation Dene Tha' résidant au lac Bistcho (Pedersen, 2022).



« La promotion d'initiatives dirigées par les autochtones, comme les APCA, permettra, en respectant et en faisant respecter les droits des communautés à la gestion des terres et des eaux, de protéger et d'améliorer les systèmes de séquestration du carbone. »

Le comité note donc que le concept comme la nécessité de la gestion des terres par les Autochtones se trouve au cœur de ces différends sur le plan de l'aménagement. La

promotion d'initiatives dirigées par les autochtones, comme les APCA, permettra, en respectant et en faisant respecter les droits des communautés à la gestion des terres et des eaux, de protéger et d'améliorer les systèmes de séquestration du carbone. En tant que telle, la discussion suivante, qui porte sur le potentiel des SCBN ciblant les eaux douces intérieures, est orientée vers la conversion évitée et la restauration des écosystèmes. Cependant, il est essentiel de noter que l'objectif premier des APCA est de soutenir les droits fonciers autochtones : la réalisation des objectifs de réduction des émissions de GES y est secondaire.

5.3 Ampleur du potentiel de séquestration et de réduction des émissions

Pour déterminer l'ampleur du potentiel de séquestration ou de réduction des émissions d'un système d'eau douce, il faut estimer à la fois les flux de GES et la superficie potentielle (c.-à-d. la zone sur laquelle une pratique peut être mise

en œuvre). Pour comptabiliser les émissions évitées grâce à la prévention de la conversion des zones humides à d'autres usages (p. ex. l'exploitation minière, l'agriculture, l'extraction de tourbe), il faut d'abord comprendre les flux en présence dans les sites non perturbés et perturbés. Or, ces flux sont très différents, ce qui rend encore plus complexe l'estimation des gains réalisés grâce aux activités de restauration. Si les flux de carbone dans les systèmes aquatiques peuvent être mesurés et extrapolés pour couvrir de plus grandes zones, les décisions concernant la superficie potentielle pour la mise en œuvre d'une SCBN dépendent de jugements de faisabilité. La compréhension des obstacles socioéconomiques et techniques potentiels contribue donc de manière importante au développement d'estimations réalistes de la superficie potentielle.

5.3.1 Flux de GES dans les zones humides

Les flux de GES dans les zones humides non perturbées sont affectés par de nombreuses variables, aucune estimation unique ne pouvant être faite pour tous les types de milieux

Une estimation précise des flux de GES est essentielle pour calculer le potentiel de séquestration des SCBN ciblant les zones humides. Outre les flux de CO₂, il importe également de prendre en compte les émissions de CH₄ et de N₂O afin de bien comprendre le bilan des GES. Autour des terres agricoles, le ruissellement peut entraîner une augmentation de la charge en azote dans les milieux humides et des émissions ultérieures de N₂O (Tangen *et al.*, 2015; Tangen et Bansal, 2022) (voir section 4.6.1). Des recherches importantes ont été entreprises sur une variété de sites intacts, non restaurés et restaurés pour cataloguer les plages de flux de GES et contribuer à guider les efforts de conservation comme de restauration (voir p. ex. Waddington *et al.*, 2010; Badiou *et al.*, 2011; Strack *et al.*, 2016; Nugent *et al.*, 2018; Rankin *et al.*, 2018; Loder et Finkelstein, 2020; Tangen et Bansal, 2020).

Les tourbières ont un taux moyen d'accumulation de carbone à long terme relativement bien connu (~0,23 t C/ha/an), mais des facteurs régionaux (p. ex. le climat) et locaux (p. ex. la position hydrologique dans le paysage) peuvent influencer sur le taux d'accumulation de carbone dans les tourbières individuelles (Loisel *et al.*, 2014). Ainsi, les tourbières situées dans la région du pergélisol ont généralement des taux d'accumulation de carbone plus faibles que les tourbières non pergélisolées (Loisel *et al.*, 2021), tandis que des conditions relativement sèches prévalant dans les régions plus chaudes sont susceptibles d'entraîner une accumulation de carbone plus lente (Charman *et al.*, 2015; Chaudhary *et al.*, 2017). À l'échelle locale, les barrages de castors adjacents peuvent relever et stabiliser la nappe phréatique de la tourbière et augmenter l'absorption de CO₂ (Karran *et al.*, 2018). De plus, les taux d'accumulation de carbone dans les tourbières varient considérablement d'une année à l'autre, en fonction des conditions météorologiques.

Les tourbières sont des sources modérées de CH_4 (libérant de 0,01 à 0,15 t CH_4 /ha/an, ou de 0,45 à 6,75 t éq CO_2 /ha/an), les émissions provenant des tourbières étant généralement plus faibles que celles en provenance des fens (Treat *et al.*, 2018; Kuhn *et al.*, 2021). Les émissions de CH_4 des milieux humides sont principalement influencées par la position de la nappe phréatique, la température du sol et la composition de la végétation, ces facteurs n'agissant pas indépendamment les uns des autres (Kuhn *et al.*, 2021). Sur de longues échelles de temps, l'effet de l'absorption du CO_2 domine les émissions de CH_4 en raison de la durée de vie plus courte du CH_4 dans l'atmosphère; ainsi, les tourbières du Canada ont un effet de refroidissement sur le climat (Frolking *et al.*, 2006). Cependant, lorsque les tourbières sont drainées (p. ex. pour l'extraction de la tourbe), elles deviennent de grands émetteurs de CO_2 , libérant initialement -16,3 t CO_2 /ha/an, puis se stabilisant à -7,9 t CO_2 /ha/an (Nugent *et al.*, 2019). En d'autres termes, chaque année, le post-drainage entraîne des pertes de carbone qui ont mis -70 ans à s'accumuler.

Le bilan carbone des zones humides à sol minéral est plus variable que celui des tourbières, en raison de leur grande variabilité dans la permanence de

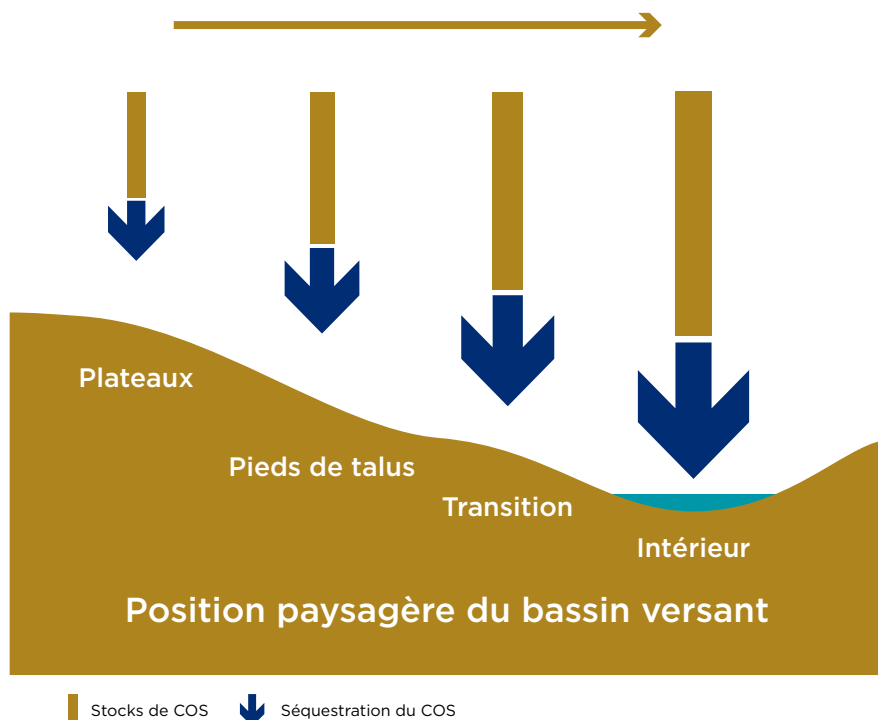


« Chaque année, le post-drainage entraîne des pertes de carbone qui ont mis -70 ans à s'accumuler. »

l'inondation (c.-à-d. la durée pendant laquelle une zone humide est inondée) (Bansal *et al.*, 2016). Les périodes sèches permettent la décomposition de la MOS (matière organique du sol); ainsi, les marais caractérisés par une plus grande permanence de l'inondation se retrouvent généralement avec une plus grande quantité de carbone stocké dans leurs sols. Par exemple, les marais d'eaux douces des régions plus humides (comme l'Ontario) stockent en moyenne beaucoup plus de carbone que les marais de la région plus sèche des fondrières des Prairies (1420 ± 890 t C/ha et 62 t C/ha, respectivement) en raison de leurs

régimes hydrologiques différents (Byun *et al.*, 2018; Tangen et Bansal, 2020). À l'intérieur même des marais, le stockage du carbone dans le sol est plus important au centre que sur les bordures, qui s'assèchent plus fréquemment (voir figure 5.1). Les travaux de Tangen et Bansal (2020) ont démontré que les bordures des milieux humides séquestrent beaucoup moins de carbone que les zones centrales, les taux allant de 0,35 t C/ha/an (1,3 t éq CO_2 /ha/an) pour les bordures à 1,1 t C/ha/an (4,04 t éq CO_2 /ha/an) pour les bassins intérieurs (soit une moyenne de 0,66 t C/ha/an ou 2,4 t éq CO_2 /ha/an). Les marais de la région des fondrières des Prairies produisent généralement des émissions élevées de CH_4 lorsqu'ils sont inondés; après drainage, les émissions de CH_4 cessent, et des pertes atmosphériques de CO_2 se produisent (Strachan *et al.*, 2015; Bansal *et al.*, 2016; Tangen et Bansal, 2020).

Gradient du carbone organique du sol (COS)



Adapté avec permission : Tangen et Bansal (2020)

Figure 5.1 Gradient de stockage du carbone organique du sol en fonction de la position dans le paysage

On a constaté que le stockage du carbone organique du sol (COS) dans les bassins des prairies varie en fonction de la position dans le paysage du bassin versant : les stocks de carbone et la séquestration du carbone organique du sol sont plus importants à l'intérieur des bassins qu'à l'extérieur, sur les pieds de talus et les plateaux.

Les flux de carbone dans les milieux humides restaurés seront variables et dépendront de la rapidité de la restauration

Les tourbières drainées pour l'extraction de tourbe horticole (ou d'autres utilisations, comme la sylviculture et l'agriculture) se décomposent et libèrent de grandes quantités de CO_2 (Waddington et Price, 2000; Waddington *et al.*, 2010; Rankin *et al.*, 2018). Or, la restauration, qui rétablit le niveau d'eau et réintroduit les sphaignes, peut transformer la tourbière en un puits de CO_2 (Strack *et al.*, 2016). Dans certains cas, cependant, il faut des décennies avant que la tourbière passe

de source à puits de CO₂. En Europe, des tourbières réhumidifiées après extraction se sont révélées être des sources nettes de CO₂ après 29 ans, mais d'autres sites restaurés 42 et 51 ans auparavant sont devenus des puits nets de CO₂ (Samaritani *et al.*, 2011). Une autre étude menée au Canada a démontré que les tourbières restaurées après l'extraction de tourbe horticole reprenaient la séquestration du CO₂ dans les 14 années suivantes (Nugent *et al.*, 2018) — ce qui entre dans les délais prévus pour atteindre l'objectif de carboneutralité du gouvernement du Canada d'ici 2050 (GC, 2021a). Afin d'obtenir une plus grande certitude quant aux taux d'accumulation du carbone post-restauration suite à divers types de perturbations, il est essentiel d'investir dans la surveillance et la collecte de données (voir section 5.5.3).

Le moment choisi pour la restauration est également important. Si l'on exclut le carbone perdu par la tourbe enlevée, les tourbières restaurées immédiatement après l'extraction devraient atteindre les niveaux de stocks de carbone pré-perturbation 155 ans plus tôt que celles laissées à l'abandon pendant 20 ans (Nugent *et al.*, 2019). Ces résultats mettent en évidence les effets néfastes de l'abandon des tourbières drainées qui continuent de libérer du CO₂. Il est également important de noter que, même dans le cas d'une restauration rapide, les siècles, voire les millénaires de carbone stocké perdus en raison des perturbations ne seront jamais récupérés (Noon *et al.*, 2022) (voir section 2.1.5).

Les avantages à long terme des tourbières sur le plan du refroidissement l'emportent sur le réchauffement à court terme dû aux émissions de CH₄

Les réponses aux changements climatiques et les bilans carbone à long terme sont des variables incertaines. De plus, les milieux humides restaurés peuvent donc ne pas avoir l'effet escompté sur les réductions d'émissions lorsque les gaz autres que le CO₂ sont pris en compte. L'équilibre entre la séquestration du carbone et les émissions de CH₄ est un compromis essentiel lors de la restauration des milieux humides, car les conditions d'engorgement de la plupart des zones humides d'eau douce entraînent des émissions importantes de CH₄ (Bansal *et al.*, 2016; Bieniada et Strack, 2021). Ainsi, dans certaines tourbières restaurées, les émissions de CH₄ se sont avérées plus élevées que dans les sites non perturbés, non restaurés et même activement exploités (Bieniada et Strack, 2021). L'ampleur de ces émissions dépend de plusieurs facteurs, notamment la profondeur et la fluctuation des nappes phréatiques, le type de végétation, la température du sol et sa porosité (Bieniada et Strack, 2021). Dans d'autres situations, les zones humides à sol minéral restaurées soumises à des fluctuations du niveau d'eau peuvent continuer à émettre du CH₄ sans jamais séquestrer suffisamment de carbone pour agir comme puits (Badiou *et al.*, 2011; Bansal *et al.*, 2016). La relation entre la

température et l'humidité est complexe et est examinée plus en détail à la section 5.4.3, dans le contexte des changements climatiques futurs. Les tourbières converties en champs agricoles peuvent également libérer du N_2O lorsqu'elles sont réhumidifiées et restaurées (Schrier-Uijl *et al.*, 2014).

Malgré la question de compromis qui se pose entre la séquestration du carbone et les émissions de CH_4 , les chercheurs plaident toujours en faveur de la restauration des tourbières, car les avantages (réduction des impacts des émissions de CO_2 à longue durée de vie) peuvent l'emporter sur l'effet radiatif relativement court du CH_4 (Lemmer *et al.*, 2020). Au-delà de l'équilibre entre les émissions et la séquestration, la prise en compte d'autres cobénéfices rend la restauration encore plus attrayante (voir section 5.6). Les modèles de forçage radiatif pour les tourbières nordiques ont démontré que, bien que les émissions de CH_4 dominent dans les premières décennies de la formation des tourbières — provoquant ainsi un effet de réchauffement net — la séquestration croissante du carbone aura un effet de refroidissement net en constante augmentation (Frolking *et al.*, 2006).

5.3.2 Flux de GES dans les réservoirs

Il existe une grande incertitude quant à la mesure des flux de carbone dans les réservoirs

Des données récentes sur le ratio entre les émissions de carbone et l'enfouissement dans les réservoirs indiquent que ceux-ci agissent comme une source nette de carbone dans l'atmosphère au niveau mondial, produisant des émissions de ~ 773 Mt éq CO_2 /an (Deemer *et al.*, 2016)²². Une grande partie de ces émissions prend la forme de production et de libération de CH_4 à partir de zones de forte sédimentation à long terme (Maeck *et al.*, 2013). On a calculé que les zones de rabattement (où les sédiments sont exposés) émettent environ 96,2 Mt CO_2 /an (~ 12 % des émissions totales), ce qui révèle un bassin d'émissions évitables (Keller *et al.*, 2021). Ces estimations sont toutefois entachées d'une grande incertitude, puisque les flux dans les systèmes d'eaux douces restent difficiles à mesurer, et qu'il n'existe pas de méthode de comptabilisation unique et largement acceptée pour les mesures du carbone présent dans les eaux douces (Prairie *et al.*, 2018). Néanmoins, une estimation approximative des émissions de carbone des réservoirs canadiens peut être dérivée des données du modèle de réservoir de GES (G-res). En utilisant un taux d'émission de 3,9 t éq CO_2 /ha/an, et une superficie de 5,4 Mha, on peut estimer que les réservoirs canadiens émettent 21,1 Mt éq CO_2 /an, la plupart sous forme de CO_2 (Harrison *et al.*, 2021). En moyenne, on estime qu'environ 69 % des émissions de CO_2 des réservoirs sont alimentées par des

22 La conversion en CO_2 par Deemer *et al.* (2016) utilise un facteur d'émission de 34 pour le CH_4 et de 298 pour le N_2O .

apports organiques allochtones (c.-à-d. externes) pendant la durée de vie (100 ans) des réservoirs (Prairie *et al.*, 2021).

À l'échelle mondiale, il a été démontré que les réservoirs enfouissent le carbone à des taux plus élevés que les lacs naturels (Dean et Gorham, 1998) — ce qui met en évidence le rôle potentiel de la gestion des niveaux d'eau pour éviter, dans la mesure du possible, le rabattement et les émissions connexes, ainsi que la nécessité de maintenir les sédiments dans les réservoirs sur des échelles de temps plus longues. Cependant, il n'existe pas d'estimation unique du carbone stocké dans les réservoirs pour l'ensemble du Canada; cette lacune est aggravée par le fait que les estimations de l'enfouissement du carbone ont tendance à être mal limitées et fournissent souvent des données qui ne tiennent pas compte de la focalisation des sédiments (c.-à-d. le mouvement des sédiments entraîné par la turbulence de l'eau) (Anderson *et al.*, 2020). Une autre incertitude résulte de la question de l'additionnalité. La quantité de carbone sédimenté — considérée à juste titre comme ayant un effet compensatoire — dépend entièrement de son origine, et de ce qui aurait pu lui arriver en l'absence du réservoir (Prairie *et al.*, 2018). Seul le carbone sédimenté qui n'aurait pas été stocké autrement peut donc être considéré comme ayant un effet compensatoire. Tout le reste demeure simplement un enfouissement de carbone ayant été déplacé. La vérification du caractère additionnel des estimations du carbone sédimenté est une tâche complexe et cette difficulté peut être considérée comme une autre lacune importante dans les connaissances qui doit être comblée (Prairie *et al.*, 2018).

5.3.3 Étendue concernée et superficie potentielle relativement aux zones humides

Bien que la cartographie de l'étendue des tourbières se soit améliorée ces dernières années (voir p. ex. Hugelius *et al.*, 2020; Olefeldt *et al.*, 2021), la connaissance détaillée de la profondeur de la tourbe, du type de tourbière et des zones perturbées au niveau local est plus incertaine (Harris *et al.*, 2022). Le manque de données cartographiques adéquates est particulièrement problématique pour les zones humides à sol minéral — Loder et Finkelstein (2020) ont souligné l'absence de rapports accessibles au public sur l'étendue surfacique des marais d'eaux douces et d'autres zones humides à sol minéral, qui sont pourtant des éléments essentiels pour déterminer la superficie potentielle de conservation. En outre, les connaissances sur l'étendue des milieux humides drainés, en particulier les marais, font défaut. Dans la région des fondrières des Prairies, les estimations de la perte de zones humides varient de 40 à 90 % (Rubec, 1994; GC, 1996; Watmough et Schmoll, 2007; DUC, s.d.), ce qui limite la capacité de déterminer la superficie potentielle de restauration au-delà de non-perte nette. Les changements dans l'étendue et la permanence des zones humides dépendent également des

tendances des précipitations à long terme, qui seront affectées par les changements climatiques (McKenna *et al.*, 2017).

La superficie potentielle de conversion évitée dépend essentiellement des jugements portant sur l'avenir de l'extraction des ressources dans les tourbières (p. ex. l'exploitation minière, la tourbe, le pétrole et le gaz), y compris les perturbations connexes telles que les routes, les lignes sismiques, les plateformes de puits, le drainage pour les terres agricoles ou la foresterie, et d'autres utilisations des terres. L'extrapolation des tendances passées est une méthode employée pour déterminer la superficie potentielle, mais il est difficile de prédire l'évolution de la demande future en pétrole et gaz, minéraux et tourbe horticole. La superficie potentielle de restauration sera limitée par des considérations de faisabilité liées aux coûts, aux politiques et aux obstacles techniques, ainsi qu'à certains obstacles comportementaux (voir section 5.5.4).

5.3.4 Étendue concernée et superficie potentielle relativement aux réservoirs

Bien qu'il n'existe aucune estimation publiée du nombre ou de l'étendue des réservoirs canadiens, l'information extraite de la base de données mondiale des réservoirs et barrages (GRanD) fournit une estimation de 229 réservoirs ayant un volume de 100 000 km³ ou plus (à l'exclusion des lacs Ontario et Winnipeg), couvrant un total d'environ 5,4 Mha (Lehner *et al.*, 2011; GDW, s.d.). Cette incertitude contribue à l'incapacité de calculer l'ampleur du potentiel de séquestration de la gestion des niveaux d'eau dans les réservoirs.

5.3.5 Estimation du potentiel national de séquestration pour les zones humides

En ce qui concerne le potentiel de restauration et de conversion évitée des zones humides au Canada, les estimations les plus complètes du potentiel de séquestration du carbone proviennent de Drever *et al.* (2021). Cette étude a pris en compte les zones humides à sol organique et minéral et a fourni des estimations du potentiel de séquestration à divers prix, jusqu'en 2030 et 2050. Le tableau 5.2 résume ces résultats.

Tableau 5.2 Potentiel de séquestration des SCBN ciblant les zones humides d'eaux douces, tel qu'estimé par Drever *et al.* (2021), et échelle de confiance du comité

Type de SCBN	Potentiel de séquestration additionnelle (Mt éq CO ₂ /an)		Confiance du comité	
	De maintenant à 2030	2030 à 2050	Flux	Superficie potentielle
Conversion évitée des tourbières (à l'extraction de tourbe horticole)	10,1 (2,2 à 29,7)	3,7 (0,9 à 10,3)	Modérée	Modérée
Conversion évitée des tourbières (à l'extraction de pétrole et de gaz, à l'exploitation minière)			Modérée	Limitée
Conversion évitée des zones humides à sol minéral	3,1 (0,5 à 5,7)	0,0 (-3,5 à 0,4)	Modérée	Limitée
Conversion évitée : TOTAL	-13,2	-3,7	Modérée	Limitée
Restauration des tourbières (suite à l'extraction de tourbe horticole)	0,2 (-0,3 à 0,7)	0,2 (0,0 à 0,8)	Modérée	Élevée
Restauration des tourbières (suite à l'extraction de pétrole et de gaz, de l'exploitation minière)			Limitée	Modérée
Restauration des zones humides à sol minéral	0,4 (-1,6 à 2,4)	0,4 (-1,6 à 2,4)	Limitée	Modérée
Restauration : TOTAL	-0,6	-0,6	Limitée	Modérée

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) dans le calcul du potentiel d'atténuation. Voir l'annexe pour l'échelle de confiance du comité. Comprend les estimations pour les zones humides à sol organique (tourbières) et les zones humides à sol minéral. Estimations initialement rapportées en Tg éq CO₂/an.

Drever *et al.* (2021) ont basé leurs estimations des flux des tourbières non perturbées sur Webster *et al.* (2018), et ont abouti à une absorption moyenne (\pm écart-type) de 0,78 \pm 3,74 t CO₂/ha/an pour les tourbières et de 0,34 \pm 2,65 t CO₂/ha/an pour les fens. De même, ils ont ajusté les valeurs des flux de CH₄ de Webster *et al.* (2018) pour obtenir des mesures reflétant davantage la réalité en dehors de la saison de croissance, basées sur Saarnio *et al.* (2007), pour aboutir à des estimations de

0,06 ± 0,08 t CH₄/ha/an pour les tourbières et 0,08 ± 0,1 t CH₄/ha/an pour les fens. De l'avis du comité, ces valeurs sont similaires à d'autres mesures effectuées sur des tourbières, et sont probablement représentatives des flux non perturbés.

Pour estimer l'étendue des tourbières risquant d'être perturbées, Drever *et al.* (2021) ont combiné des données sur l'ampleur de l'extraction annuelle de tourbe à des fins horticoles avec des renseignements sur les changements d'utilisation des terres provenant du Wall-to-Wall Human Footprint Inventory et du *Rapport d'inventaire national* du Canada pour les perturbations minières, routières et sismiques. Il en résulte une estimation de 11 069 ha/an de tourbières à risque. Drever *et al.* (2021) ont incorporé des estimations pour les tourbières menacées par la conversion en établissements, en partant de l'hypothèse que 30 % de la catégorie Terres forestières converties en établissements dans le *Rapport d'inventaire national* est représentative des valeurs du monde réel. Cependant, l'estimation des zones de tourbières à risque de perturbation dépend de l'hypothèse selon laquelle le taux de perturbation passé des tourbières restera inchangé. Par exemple, pour déterminer le taux de conversion des tourbières en zones minières, on s'est appuyé sur des données propres à l'Alberta pour la période 2010–2017; toutefois, cette tendance pourrait ne pas se maintenir en 2030 et au-delà. La demande future en matériaux est liée à de nombreux facteurs socioéconomiques, ce qui accroît l'incertitude quant à l'étendue de la perturbation des tourbières et, avec elle, la superficie potentielle de conversion évitée.

Pour la restauration des tourbières après l'extraction de tourbe horticole, Drever *et al.* (2021) ont utilisé l'étendue totale des tourbières actuellement ou précédemment affectées (~34 000 ha) du *Rapport d'inventaire national* et ont supposé que 3 400 ha seraient restaurés chaque année pendant 10 ans. Cependant, cette hypothèse ne tient pas compte des règlements stipulant que les entreprises doivent restaurer les tourbières dans leur état antérieur, ce qui implique qu'au moins une partie de la superficie potentielle calculée n'a pas un caractère additionnel. Cette situation est compliquée par certains règlements provinciaux qui permettent aux entreprises de restaurer les tourbières à d'autres fins (p. ex. en Alberta et au Nouveau-Brunswick) et par l'établissement relativement récent de certaines politiques de restauration (en 2015 et 2016 au Manitoba et en Alberta, respectivement), ce qui signifie que la restauration n'était pas obligatoire suite à l'extraction de la tourbe avant la mise en application de ces politiques (Gouv. du N.-B., 1991; Gouv. du Man., 2014; Gouv. de l'Alb., 2016). En outre, bien que la loi exigeant la restauration existe au Nouveau-Brunswick depuis 1991, elle ne s'applique qu'aux terres de la Couronne, qui comprennent 70 % des tourbières viables pour l'extraction — sans aucune loi encadrant les terres privées (Gouv. du N.-B., s.d.). Il est donc difficile de déterminer précisément la part de la superficie potentielle calculée par Drever *et al.* (2021) qui ne serait pas additionnelle. En

outre, une fois qu'une tourbière a été ouverte à l'extraction, elle peut être utilisée pendant plusieurs décennies avant que toute la tourbe exploitable soit épuisée. De l'avis du comité, le délai de 10 ans pour une restauration complète semble court, car de nombreux sites actuels pourraient ne pas être épuisés dans les 10 ans.

En ce qui concerne la restauration consécutive aux activités minières (y compris l'extraction de pétrole et de gaz), Drever *et al.* (2021) ont supposé que cette activité serait minime entre 2021 et 2030 et ne l'ont donc pas incluse. Ceci ne tient pas compte de la législation stipulant que les entreprises ont bel et bien l'obligation de restaurer (p. ex. en Alberta); toutefois, si cette pratique était déjà observée, une telle activité de restauration ne serait pas considérée comme étant additionnelle. Une autre complication survient lorsqu'on considère la difficulté technique de restaurer les milieux humides dans les régions où l'exploitation minière est importante et leur capacité à reprendre la séquestration du carbone (voir section 5.5.4). Le comité note que certaines activités d'extraction entraînant des impacts moindres peuvent toutefois être plus faciles à restaurer en un écosystème accumulant du carbone, comparativement à la perte totale des tourbières survenant lors de l'établissement des mines (résultant par exemple des plateformes de puits, des lignes sismiques et des routes d'accès).

Pour estimer la perte évitée de COS suite au drainage des zones humides à sol minéral, si l'on considère une perte se produisant uniformément sur 20 ans, Drever *et al.* (2021) ont utilisé un taux de 16,3 t éq CO₂/ha/an sur 20 ans basé sur Badiou *et al.* (2011). En projetant les estimations jusqu'en 2050, les chercheurs ont retenu un taux de séquestration à long terme de 5,7 t éq CO₂/ha/an — basé sur les taux de Loder et Finkelstein (2020) — pour tenir compte de la persistance des zones humides. Il s'agit là peut-être d'une surestimation. En effet, les taux de séquestration déterminés par Tangen et Bansal (2020) sont inférieurs à la moitié de ceux déterminés par Badiou *et al.* (2011) (2,4 t CO₂/ha/an et 9,9 t CO₂/ha/an, en moyenne, respectivement), ce qui révèle une incertitude importante quant à l'ampleur du potentiel de séquestration des milieux humides dans la région des fondrières des Prairies (RFP). Pour tenir compte des émissions de CH₄ dans la conversion évitée, Drever *et al.* (2021) ont utilisé un facteur d'émission de 136 kg CH₄/ha/an pour les zones humides naturelles tempérées provenant du GIEC (2014b). Ils ont ensuite appliqué les valeurs de flux, dérivées de la RFP, à la superficie potentielle perçue de conversion évitée à travers le Canada. De l'avis du comité, il s'agit d'une incertitude clé, susceptible de sous-estimer le potentiel de perte de carbone d'autres régions, comme les Grands Lacs, qui peuvent stocker beaucoup plus de carbone par zone à risque (voir p. ex. Loder et Finkelstein, 2020).

En calculant la superficie potentielle pour la mise en œuvre de la conversion évitée des zones humides à sol minéral, Drever *et al.* (2021) se sont principalement concentrés sur les marais d'eaux douces dans la RFP. Ils ont supposé que les milieux

humides bordés de terres cultivées sur au moins 65 % de leurs rebords seraient les plus menacés d'être convertis en terres agricoles, pour un total de 355 813 ha. Pour comptabiliser les zones humides à sol minéral menacées de conversion à l'extérieur de la RFP, Drever *et al.* (2021) ont considéré 24 % de la superficie de la région (84 210 ha), ce qui donne une estimation à l'échelle nationale de ~440 023 ha. De l'avis du comité, le processus d'évaluation de la superficie potentielle est très incertain et dépend de l'emplacement de la zone humide. En effet, la superficie réelle des milieux humides à risque à proximité des zones urbaines en expansion peut être plus élevée que celle ayant été comptabilisée, tandis que les milieux humides situés dans les régions agricoles peuvent en fait ne pas être très vulnérables au drainage, étant donné leur persistance grâce à l'intensification du drainage dans les années 1960, 1970 et 1980.

Pour la restauration des zones humides à sol minéral, Drever *et al.* (2021) ont utilisé une mesure de $2,2 \pm 0,5$ t C/ha/an ($8 \pm 1,8$ t éq CO₂/ha/an) comme augmentation annuelle de la séquestration pendant 40 ans post-restauration, et un facteur d'émissions de 0,315 t éq CO₂/ha/an pour les émissions évitées des terres cultivées qui se produiraient sans restauration, selon l'indicateur de gaz à effet de serre agricole d'Agriculture et Agroalimentaire Canada. Cette première valeur est inférieure à celle donnée par Badiou *et al.* (2011), mais pas aussi basse que celle trouvée par Tangen et Bansal (2020). Cette différence revêt une importance particulière lorsqu'on considère les émissions de CH₄. À ce chapitre, Drever *et al.* (2021) ont soustrait les émissions de CH₄ en se basant sur un facteur d'émission de 153 ± 76 kg CH₄/ha/an pour les 40 premières années post-restauration, puis sur le facteur d'émission pour les milieux humides naturels tempérés du GIEC indiqué ci-dessus. Le comité note que si la séquestration du CO₂ est plus proche des valeurs calculées par Tangen et Bansal (2020), les émissions de CH₄ au cours de cette même période pourraient ne pas entraîner un refroidissement climatique net global, mais plutôt un effet de réchauffement à court terme pour les milieux humides restaurés dans la RFP. Comme pour les tourbières, l'effet de réchauffement des émissions de CH₄ peut initialement dépasser les gains plus faibles résultant du CO₂ mais, avec le temps (des décennies, voire des siècles), le tout se transformera en un refroidissement net (même si les flux annuels restent inchangés).

Les évaluations du potentiel de séquestration peuvent également être éclairées par les estimations mondiales. Une évaluation du potentiel des SCBN pour atténuer les changements climatiques réalisée par Roe *et al.* (2021)²³ prévoyait qu'entre 2020 et 2050, la conversion évitée des tourbières au Canada pourrait empêcher le rejet de 199 Mt éq CO₂/an (134 Mt éq CO₂/an à < 100 \$US/t), et que la restauration pourrait

23 Pour convertir les autres gaz en éq CO₂, Roe *et al.* (2021) ont utilisé les valeurs du système GWP100 du GIEC (2014a), où CH₄ = 28 et N₂O = 265.

séquestrer 25 Mt éq CO₂/an supplémentaires (23 Mt éq CO₂/an à < 100 \$US/t). Cet écart important par rapport à Drever *et al.* (2021) (voir tableau 5.2) résulte probablement d'une surestimation de la superficie potentielle de conversion évitée. Pour déterminer l'ampleur du potentiel de séquestration à l'échelle nationale, Roe *et al.* (2021) ont plutôt utilisé la modélisation de la dégradation et de la restauration des tourbières réalisée par Humpenöder *et al.* (2020), qui ont estimé la dynamique future des tourbières en fonction des changements prévus en agriculture et en foresterie. Étant donné que la plupart des changements d'utilisation des terres au Canada affectant les tourbières sont liés à l'extraction de tourbe horticole et à l'exploitation minière, ces résultats ne s'appliquent pas aussi bien au contexte canadien. De plus, lorsqu'ils ont déterminé l'ampleur technique de la restauration, Roe *et al.* (2021) ont supposé que toutes les tourbières dégradées seraient remises en état. Voilà qui peut être irréaliste pour le Canada, en raison des difficultés de restauration des tourbières dégradées par l'exploitation minière (voir section 5.5.4).

5.3.6 Potentiel national d'atténuation des GES pour les lacs et les réservoirs

Le potentiel national de séquestration des SCBN impliquant d'autres plans d'eau, comme les lacs et les réservoirs, est inconnu — aucune recherche n'ayant été menée sur le potentiel de la gestion des niveaux d'eau à l'échelle du Canada. Les incertitudes décrites ci-dessus contribuent à cette lacune, et bien que ces SCBN présentent un potentiel pour l'avenir, des recherches supplémentaires sont nécessaires pour comprendre leurs avantages. Par conséquent, le rôle le plus important que les lacs et les réservoirs peuvent jouer dans l'atténuation des GES tourne autour de la réduction de leurs émissions de GES, en particulier le CH₄, par la gestion de la charge en éléments nutritifs.

5.4 Stabilité et permanence

5.4.1 Séquestration durable dans les zones humides

Les effets des changements climatiques futurs sont incertains, tant pour les tourbières à pergélisol que pour les tourbières non pergélisolées. Certaines études prévoient que les tourbières non pergélisolées qui ne sont pas perturbées continueront probablement à séquestrer du carbone à long terme dans « tous les scénarios de changement climatique, sauf les pires » (Qiu *et al.*, 2020), tandis que d'autres modélisent un passage de puits à sources dans les régions où les précipitations sont réduites (Chaudhary *et al.*, 2017). Dans les zones de pergélisol, les climats plus froids qui entraveraient normalement la production de tourbe sont modélisés pour devenir plus chauds et plus humides, augmentant ainsi la productivité (Chaudhary *et al.*, 2017).

La capacité soutenue de séquestration du carbone à long terme dans les zones humides à sol minéral restaurées est moindre que celle des tourbières, mais probablement aussi plus variable et dépendante des conditions hydrologiques locales (Tangen *et al.*, 2015). Une fois la capacité de séquestration du carbone restaurée, la dynamique du carbone des marais de la RFP sera probablement déterminée par les changements de précipitations et de température (Millett *et al.*, 2009; Werner *et al.*, 2013). Étant donné l'influence de l'hydrologie sur le taux d'accumulation et le stockage total du carbone dans le sol, il est difficile de vérifier, de surveiller et d'accroître la quantité de CO₂ pouvant être absorbée.

5.4.2 Réduction soutenue des émissions dans les réservoirs

La réduction des émissions des réservoirs par la gestion des niveaux d'eau n'ayant pas encore été testée, la capacité de cette intervention à réduire durablement les émissions reste donc inconnue. Cependant, les efforts visant à réduire l'eutrophisation des réservoirs et des lacs ont le potentiel de réduire considérablement les émissions de CH₄ des systèmes aquatiques (voir section 5.1). Les réservoirs eutrophes (c.-à-d. à forte teneur en nutriments et à faible concentration d'oxygène) émettent, en moyenne, environ 15 fois plus de CH₄ que les réservoirs oligotrophes (à faible teneur en nutriments et à forte concentration d'oxygène) (Lovelock *et al.*, 2019).

5.4.3 Permanence du carbone dans les zones humides

Le carbone séquestré dans les zones humides d'eaux douces est vulnérable aux changements climatiques

La permanence des stocks de carbone dans les zones humides est une considération essentielle pour la mise en œuvre des SCBN, puisque la valeur de la conversion évitée dépend de la capacité future de ces milieux préservés à continuer à accumuler ou à stocker du carbone. Les changements climatiques font peser plusieurs menaces sur les réservoirs de carbone stockés dans les zones humides d'eaux douces en raison de ses effets sur le bilan hydrique, la saison de croissance, le dégel du pergélisol et les incendies de forêt.

Le réchauffement augmentera la durée de la saison de croissance, encourageant ainsi la productivité des plantes — ce qui, en retour, pourrait également accroître le potentiel de puits (Charman *et al.*, 2013). Cependant, l'augmentation des températures pourrait également stimuler l'activité microbienne dans les milieux humides, entraînant une production accrue de CH₄ et de CO₂ (Yvon-Durocher *et al.*, 2014; Knox *et al.*, 2020). Le dégel du pergélisol dans certaines tourbières est à même d'accélérer la décomposition anaérobie de la matière organique dans les sols, générant ainsi du CH₄, bien que les fourchettes des valeurs d'émissions

actuelles soient encore mal définies, ce qui ajoute à l'incertitude de l'estimation des flux futurs de CH_4 (Tarnocai *et al.*, 2009; Olefeldt *et al.*, 2021). En revanche, la croissance accrue des plantes (stimulée par des températures plus chaudes et des saisons de croissance plus longues) est à même d'entraîner une augmentation de l'absorption de carbone (Zhu *et al.*, 2016), bien que les experts ne s'accordent guère sur les changements attendus de la biomasse (Abbott *et al.*, 2016).

On a également suggéré que les réactions au dégel variaient selon les régions. L'analyse d'un ensemble de carottes de tourbe provenant de l'ouest du Canada a démontré que les pertes de carbone après le dégel (sur 200 ans) étaient compensées par une accumulation rapide de tourbe pendant la même période (Heffernan *et al.*, 2020). Cette étude a conclu qu'il n'y avait pas d'impact net à long terme du dégel du pergélisol sur les stocks de carbone — contrairement à d'autres études qui ont constaté soit des pertes rapides de carbone, soit une absorption rapide après le dégel (Heffernan *et al.*, 2020). La variation de la réponse régionale est donc une considération essentielle lorsqu'on tente de prévoir les effets du réchauffement futur sur les tourbières à pergélisol, et l'évaluation des gains potentiels de la mise en œuvre de la conversion évitée ou de la restauration dans ces régions.

Dans les tourbières, les réductions futures de la profondeur de la nappe phréatique pourraient entraîner de nouveaux déclins de la végétation tout en augmentant la sensibilité aux incendies de forêt (Thompson *et al.*, 2019). Les changements de fréquence et d'intensité des incendies devraient avoir un impact considérable sur les tourbières, en augmentant les émissions de carbone dues à la combustion immédiate, sans oublier les émissions continues après l'incendie, jusqu'à ce que la végétation et les processus de puits de carbone puissent se rétablir (Wieder *et al.*, 2009). Les conditions météorologiques propices aux incendies extrêmes ont augmenté au cours des dernières décennies en raison de la diminution de l'humidité et de la hausse des températures, et cette tendance devrait se poursuivre (Jain *et al.*, 2022).

L'augmentation du risque de sécheresse affectera la capacité des zones humides à stocker du carbone. Ainsi, des sécheresses plus fréquentes dans le sud des prairies et l'intérieur de la Colombie-Britannique entraîneront l'assèchement du sol et la décomposition ultérieure du stock de carbone existant, ce qui affectera les activités de restauration axées sur la séquestration (Bush et Lemmen, 2019). Les flux de CH_4 dans les marais de la RFP sont également affectés par la température et l'humidité. Bansal *et al.* (2016) ont constaté que l'augmentation de la profondeur de l'eau et de la température contribuait à l'augmentation des émissions de CH_4 , les effets les plus importants étant observés dans des conditions à la fois plus chaudes et plus humides. L'assèchement a l'effet inverse, réduisant les émissions de CH_4 mais, dans le cas des milieux humides éphémères, en entraînant également des émissions de CO_2 , ce qui complique les projections concernant le bilan carbone

de ces milieux humides dans un climat changeant (Badiou *et al.*, 2011; Bansal *et al.*, 2016). Les changements dans la composition de la végétation des milieux humides peuvent également avoir une forte influence sur les émissions de CH_4 , en particulier dans les milieux humides saisonniers (Emilsson *et al.*, 2018; Bansal *et al.*, 2020). Les flux de N_2O sont affectés de manière similaire par l'humidité : on a en effet constaté que les sols exposés des milieux humides émettaient beaucoup plus de N_2O que les sols inondés (Tangen et Bansal, 2022).

L'incertitude quant à la manière dont la végétation et l'hydrologie réagiront aux changements climatiques futurs pose des problèmes pour une restauration efficace des zones humides

Il est difficile de quantifier la façon dont les diverses espèces réagiront aux changements futurs au chapitre des températures et des précipitations, et de déterminer comment les écosystèmes peuvent être restaurés et devenir résilients à de tels changements (Harris *et al.*, 2006; Hobbs *et al.*, 2009; Chimner *et al.*, 2017). Dans le contexte de la restauration des zones humides, une question clé consiste à savoir s'il faut ramener une zone aux conditions historiques ou la restaurer dans un nouvel état, en envisageant des communautés végétales autres ou des régimes hydrologiques mieux adaptés aux conditions climatiques futures (Harris *et al.*, 2006; Wiens et Hobbs, 2015). Les reconstitutions paléoécologiques des compositions d'espèces passées pendant les périodes plus chaudes peuvent aider à guider la prise de décision dans ce domaine (Gorham et Rochefort, 2003).

5.4.4 Permanence du carbone dans les lacs et les réservoirs

Les émissions de carbone des lacs et des réservoirs seront probablement affectées par la hausse des températures

Le réchauffement climatique affectera les flux de CH_4 en provenance des lacs, car la production de CH_4 est particulièrement dépendante de la température (Yvon-Durocher *et al.*, 2014; Rasilo *et al.*, 2015; DelSontro *et al.*, 2016). Le réchauffement climatique modifiera également le régime thermique des lacs : une période de stratification thermique plus longue augmentera la probabilité d'anoxie dans la couche la plus profonde et favorisera une plus grande accumulation de CH_4 et sa libération potentielle lors du renouvellement automnal (Zimmerman *et al.*, 2021). L'étendue et la magnitude de ce phénomène sont encore contestées (Zimmerman *et al.*, 2021).

Une incertitude entoure la permanence du stockage du carbone dans les réservoirs en fonction des stratégies de gestion des sédiments. Il est également probable que les taux de minéralisation des sédiments puissent s'accélérer globalement dans les décennies à venir en raison de la hausse des températures, augmentant ainsi

les émissions (Prairie *et al.*, 2018; Harrison *et al.*, 2021). Des recherches ont suggéré que la hausse des températures augmente la production primaire dans les réservoirs eutrophes, ce qui pourrait conduire à des conditions anoxiques et à des taux plus élevés d'émissions de CH₄; toutefois, des travaux supplémentaires sont nécessaires pour étayer cette hypothèse (Harrison *et al.*, 2021). Les mesures visant à réduire les émissions, comme la gestion des niveaux d'eau, pourraient théoriquement aider à atténuer certaines de ces émissions, mais il existe peu de données probantes pour appuyer (ou réfuter) l'efficacité de réservoirs gérés de façon appropriée, en particulier dans les climats froids comme le Canada, où le CH₄ en eau profonde atteint rarement des niveaux élevés.

5.5 Faisabilité

La faisabilité des SCBN dans les systèmes d'eaux douces dépend de nombreuses variables, bien que les coûts et les considérations politiques soient les plus importants. La surveillance de l'efficacité des SCBN une fois mises en œuvre (c.-à-d. la comptabilisation du carbone) pose d'autres défis en ce qui concerne la faisabilité. Le comité note que, puisque la gestion des niveaux d'eau dans les réservoirs n'a pas encore été mise en œuvre au Canada ou même à l'échelle mondiale, il existe un manque d'information sur les coûts potentiels ou les obstacles politiques associés à cette SCBN particulière — ce qui empêche une discussion complète sur la faisabilité de la gestion des niveaux d'eau dans les réservoirs.

5.5.1 Coûts des SCBN ciblant les écosystèmes d'eaux douces intérieures

La détermination des coûts associés à la conversion évitée et à la restauration des zones humides est essentielle pour évaluer la faisabilité de toute SCBN. Les coûts de conversion évitée comprendront principalement le coût de renonciation — découlant des rendements non réalisés suite à la nouvelle utilisation des terres — tandis que les coûts de restauration reposeront sur les coûts de renonciation, d'entretien/ingénierie et de nuisance (Yang *et al.*, 2016; Drever *et al.*, 2021) (voir section 2.3.1). Ces coûts peuvent, à leur tour, être affectés par le niveau de dégradation d'une zone humide et le choix de la méthode de restauration.

Les coûts de conservation et de restauration des zones humides sont souvent prohibitifs dans le cadre des politiques et des systèmes de tarification du carbone actuels

Drever *et al.* (2021) ont estimé que la perte de tourbières par l'extraction de tourbe horticole ne pouvait être évitée à 100 \$ ou moins par t éq CO₂, avec un coût marginal de réduction (CMR) moyen de 363,42 \$ calculé par Cook-Patton *et al.* (2021). Les coûts de conversion évitée pour d'autres types de perturbations — notamment

l'exploitation minière, les lignes sismiques et les routes — n'ont pas été calculés; toutefois, selon le comité, cet exercice reste intéressant, car le secteur de l'énergie peut remplacer spatialement certaines activités, préservant ainsi les stocks organiques dans les précieux sols des tourbières (voir p. ex. Hauer *et al.*, 2018). Une étude de Hauer *et al.* (2018) a fait la démonstration d'une méthodologie pour établir les valeurs foncières implicites associées aux activités du secteur de l'énergie, afin de calculer la perte de valeur actuelle nette associée à une utilisation réduite qui serait nécessaire pour assurer la conservation du caribou en Alberta. Cette étude était basée sur des cartes et des calculs pour évaluer le gaz naturel, le pétrole conventionnel, le bitume et les ressources forestières, et utilisait deux régimes tarifaires différents pour refléter l'impact des prix mondiaux de l'énergie sur les valeurs foncières implicites (Hauer *et al.*, 2010, 2018). Cette méthodologie démontre le potentiel de l'établissement de valeurs foncières implicites mais, de l'avis du comité, elle nécessiterait un affinage et des recherches supplémentaires pour être appliquée aux SCBN ciblant les zones humides.

Comme l'extraction de la tourbe se fait sur des terres privées et publiques, Drever *et al.* (2021) ont supposé que le coût de la conservation devrait couvrir la perte de revenus des entreprises d'extraction de tourbe ainsi que la perte de recettes fiscales et de redevances gouvernementales. La valeur actuelle finale des tourbières par hectare a été estimée à 217 000 \$. Selon l'analyse de Drever *et al.* (2021), « des prix du carbone supérieurs à 1 560 \$ CA/t éq CO₂ (horizon 2030) et à 550 \$ CA/t éq CO₂ (horizon 2050) seraient nécessaires pour que l'extraction de la tourbe soit compétitive ». Le comité note toutefois que les fonctions de coût utilisées pour l'extraction de la tourbe horticole sont tirées d'une étude de 1999 qui pourrait ne pas refléter les coûts actuels; de plus, elles ne sont basées que sur une seule exploitation au Nouveau-Brunswick (Dufournaud *et al.*, 1999) et ont ensuite été appliquées uniformément à l'échelle de la superficie potentielle. Ces coûts sont donc très incertains de l'avis du comité et soulignent le manque de données sur les coûts d'exploitation et la valeur des terres utilisées pour l'extraction de la tourbe horticole au Canada. Pour la restauration des tourbières post-extraction, Drever *et al.* (2021) ont estimé les coûts moyens de restauration à 3 750 \$/ha en utilisant les données de l'Association canadienne Tourbe de Sphaigne. Après avoir appliqué des réductions pour l'atténuation du carbone, les auteurs ont déterminé que seulement 0,06 Mt éq CO₂/an d'atténuation serait disponible moyennant 100 \$/Mt éq CO₂ ou moins, avec un CMR moyen calculé à 403,15 \$ (Cook-Patton *et al.*, 2021).

En revanche, Roe *et al.* (2021)²⁴ ont estimé que la conversion évitée des tourbières canadiennes entre 2020 et 2050 pourrait fournir 134 Mt éq CO₂/an à < 100 \$ US/t,

²⁴ Pour convertir les gaz non CO₂ en CO₂ e, Roe *et al.* (2021) ont utilisé les valeurs GWP100 du GIEC (2014a), où CH₄ = 28 et N₂O = 265.

et que la restauration pourrait séquestrer 23 Mt $\text{eq CO}_2/\text{an}$ supplémentaires à < 100 \$ US/t. Ces chiffres sont probablement surestimés. En effet, Roe *et al.* (2021) se sont appuyés sur la modélisation de Humpenöder *et al.* (2020), qui supposent que les changements d'utilisation des terres pour restaurer les tourbières est dominé par la conversion de l'agriculture, des pâturages et des forêts. C'est peut-être le cas dans d'autres pays, mais la majeure partie de la dégradation moderne des tourbières au Canada provient de l'extraction de tourbe horticole et de son enlèvement pour l'exploitation minière et les activités connexes (Harris *et al.*, 2022). Les pertes de revenus et de valeurs foncières liées à l'exploitation minière et à l'extraction de tourbe dépassent de loin les valeurs estimées par Humpenöder *et al.* (2020) pour la conversion évitée et la restauration, que Roe *et al.* (2021) ont utilisées pour déterminer le potentiel d'atténuation rentable.

Drever *et al.* (2021) ont estimé que la conversion évitée des zones humides à sol minéral pouvait être réalisée à 50 \$ ou moins par t eq CO_2 (CMR moyen de 29,19 \$) (Cook-Patton *et al.*, 2021). À l'inverse, une étude de cas réalisée par Asare *et al.* (2022) en Alberta a calculé que le coût de la conversion évitée était plutôt de 187 \$/ha/an ou de 2 404 \$/ha (à la valeur actuelle nette); cet écart par rapport à Drever *et al.* (2021) peut provenir de l'utilisation par ces derniers des valeurs foncières de 2011. Asare *et al.* (2022) ont également conclu qu'il existe un niveau élevé d'hétérogénéité dans les coûts de renonciation à travers le bassin versant, et que les coûts de conversion évitée les plus importants sont corrélés avec les plus grands avantages environnementaux. Voilà qui a des implications pour les politiques publiques, suggérant que la conservation des zones humides ayant les coûts de renonciation les plus faibles ne sera pas nécessairement très bénéfique. En d'autres termes, toutes les zones humides ne sont pas égales quant aux avantages qu'elles procurent. Les valeurs pour la conversion évitée des zones humides à sol minéral varient considérablement de celles estimées pour la conversion évitée des tourbières; cela s'explique par les coûts beaucoup plus élevés associés à la perte de revenus pour l'extraction de la tourbe et l'exploitation minière sur les tourbières. La conversion évitée des zones humides à sol minéral à des fins agricoles est donc une SCBN plus rentable par hectare, bien que le volume de carbone stocké dans ces zones soit également nettement inférieur. Les estimations du potentiel d'atténuation de Drever *et al.* (2021) supposent que 29 335 ha/an de zones humides à sol minéral risquent d'être convertis, ce qui fait que la superficie potentielle de conversion évitée des zones humides à sol minéral est également plus grande que celle des tourbières (11 069 ha/an).

En ce qui concerne les zones humides à sol minéral, un CMR moyen élevé (496,80 \$/t eq CO_2), découlant en grande partie des coûts de gestion de l'habitat (278 \$/ha/an), exclut la restauration en tant qu'option réalisable en dessous de 100 \$/t eq CO_2 lorsque seule la valeur du carbone est prise en compte (Cook-Patton

et al., 2021; Drever *et al.*, 2021). Cette estimation ne tient pas compte des implications économiques des cobénéfices, dont l'importance a été démontrée, en particulier pour les milieux humides de la RFP. Par exemple, Gascoigne *et al.* (2011) ont modélisé une perte de bien-être collectif de plus de 4 milliards de dollars US en considérant les avantages des constituantes des prairies natives (y compris les étendues prairiales et les milieux humides) dans la RFP du Dakota du Nord et du Sud. Cependant, il existe peu d'études d'évaluation économique sur les services écosystémiques rendus par les prairies canadiennes, ce qui rend difficile le calcul des coûts réels de la conservation et de la restauration des marais dans le contexte des cobénéfices (Lloyd-Smith *et al.*, 2020).



« Si la législation existante ne donne pas priorité à l'évitement comme stratégie d'atténuation de la perte de milieux humides, les avantages escomptés de ceux-ci pourraient être perdus. »

D'autres études fournissent des ventilations de coûts pour la restauration des zones humides dans la RFP. Ainsi, Yang *et al.* (2016) ont modélisé les coûts économiques annuels de la restauration des zones humides dans le bassin versant du ruisseau South Tobacco Creek, et sont arrivés à une fourchette de coûts globale comprise entre 20,90 \$/ha/an et 409,90 \$/ha/an, avec une moyenne de 132,40 \$/ha/an. Les facteurs déterminants du coût étaient les rendements agricoles auxquels on renonçait, en raison des variations de productivité dans le paysage (Yang *et al.*, 2016). Au-delà de la restauration de l'hydrologie, il existe également des préoccupations concernant le retour de communautés végétales appropriées dans les milieux humides, ce qui peut entraîner des coûts encore plus importants. Strehlow *et al.* (2017) ont mis

en œuvre trois méthodes de restauration de la végétation des milieux humides dans le Dakota du Nord et ont constaté que plus on incluait de composantes, plus l'expérience devenait coûteuse, pour une plage allant de 1 909 à 5 072 dollars US/ha. À l'inverse, des composantes végétales additionnelles ont conduit à une plus grande biodiversité et à moins d'espèces invasives cinq ans après la restauration des marais (Salaria *et al.*, 2019). Le fait de soupeser les coûts par rapport aux cobénéfices au-delà de la séquestration du carbone est donc une considération importante pour les décideurs.

5.5.2 Défis politiques et réglementaires

Au vu des coûts élevés de la restauration et de la conservation des milieux humides, les politiques gouvernementales représentent une avenue critique pour la mise en œuvre des SCBN. Ces politiques peuvent viser à minimiser les perturbations des stocks de tourbe, à maintenir les stocks de carbone existants et à soutenir la

restauration des milieux humides à l'échelle locale (Harris *et al.*, 2022). En raison de la nature à long terme de la plupart des activités de restauration des milieux humides, les mécanismes politiques visant à préserver les stocks de carbone existants contenus dans ces zones constitueront des stratégies d'utilisation des terres cruciales afin de minimiser les émissions de carbone dans les années à venir (Harris *et al.*, 2022). Les politiques actuelles en matière de conservation et de restauration des milieux humides risquent toutefois de ne pas produire les effets escomptés. En effet, il est possible que la restauration des tourbières endommagées par l'extraction pétrolière et gazière n'arrive pas à rétablir le fonctionnement de la séquestration du carbone (section 5.5.4), et le concept de *restauration compensatoire*, en tant que composante des politiques de non-perte nette, ne tient pas compte des pertes de carbone irrécupérables dans certaines régions (voir ci-dessous).

Les politiques de non-perte nette s'appuient trop sur la compensation, ce qui permet de contourner les mesures d'évitement et entraîne ainsi la perte de précieux milieux humides

La séquence d'atténuation « éviter, minimiser et compenser » est couramment utilisée en Amérique du Nord, plus particulièrement dans la stratégie de non-perte nette employée aux États-Unis et en Alberta. Bien qu'il s'agisse du premier mot de cette séquence, la recherche a démontré que l'évitement des impacts est largement ignoré en faveur de la compensation après coup pour la perte de zones humides (Race et Fonseca, 1996; Hough et Robertson, 2009; Clare *et al.*, 2011). En cherchant à expliquer ce schéma, l'analyse documentaire et les entretiens avec les informateurs clés menés par Clare *et al.* (2011) ont révélé ce qui suit :

(1) des désaccords sur ce qui constitue l'évitement; (2) les approches actuelles de planification de l'utilisation des terres n'identifient pas les milieux humides hautement prioritaires avant le développement; (3) les milieux humides sont économiquement sous-évalués; (4) il existe une « techno-arrogance » associée à la création et à la restauration des milieux humides, ce qui entraîne une augmentation de leur perte; (5) les exigences de compensation ne sont pas appliquées de manière adéquate.

Il s'agit là d'une lacune critique en matière de gouvernance. En effet, pour atteindre la carboneutralité et maintenir la hausse des températures en dessous de 2 °C, il est nécessaire de préserver les milieux humides existants — en particulier les tourbières — pour éviter les émissions. L'augmentation de la superficie de zones humides situées ailleurs comme mesure compensatoire à la perte ne remplacera pas le carbone perdu et pourrait de plus ne pas fournir de manière adéquate d'autres services écosystémiques attendus. Ainsi, Taylor et Druckenmiller (2022) n'ont constaté aucun effet discernable de l'augmentation

de la superficie des milieux humides sur les réclamations d'assurance contre les inondations, ce qui pourrait indiquer que les milieux humides créés de toute pièce n'offrent pas le même effet protecteur que la conservation de milieux humides intacts. Si la législation existante ne donne pas priorité à l'évitement comme stratégie d'atténuation de la perte de milieux humides, les avantages escomptés de ceux-ci pourraient être perdus.

La faiblesse de l'application des politiques nuit à la protection et à la restauration des milieux humides

Même les milieux humides actuellement désignés à des fins de protection peuvent être en danger. Par exemple, en 2020, le gouvernement de l'Ontario a émis un arrêté ministériel de zonage permettant le développement sur la zone humide du ruisseau Duffins Creek à Pickering (Crawley, 2021). Lorsque les groupes environnementaux ont riposté avec une action en justice, le gouvernement provincial a proposé des modifications à la *Loi sur l'aménagement du territoire* de l'Ontario pour supprimer une clause limitant la portée des arrêtés de zonage ministériels (Crawley, 2021). Par conséquent, toutes les zones humides à sol minéral restantes dans le sud de l'Ontario sont exposées à un risque relativement élevé de conversion et pourraient être considérées comme telles lors du calcul du potentiel d'atténuation de la conservation. Pour mettre le tout en contexte, la modélisation de Byun *et al.* (2018) a indiqué que les 138 100 ha restants de marais intacts stockent 196 (\pm 123) Mt C, soit un réservoir de carbone important dans les milieux humides non tourbeux situés à l'extérieur de la RFP. Cette superficie potentielle dépasse de loin l'estimation de Drever *et al.* (2021).

5.5.3 Suivi et comptabilité

L'inventaire actuel des GES du Canada ne tient pas suffisamment compte des pertes de zones humides

Le Canada ne comptabilise que les pertes de zones humides dues à l'extraction de tourbe horticole, la perte de tourbières boisées exploitées pour l'extraction minière ou pétrolière/gazière étant considérée comme de la déforestation (ECCC, 2022b). Or, les pertes dues à la déforestation ne tiennent pas compte de la perte de sol organique, ce qui masque le véritable coût en carbone des dommages causés aux tourbières (ECCC, 2022b; Harris *et al.*, 2022; CCNUCC, 2022). L'inventaire national des GES ne tient donc pas compte de nombreuses perturbations d'origine humaine subies par les tourbières, et il n'existe aucun mécanisme politique permettant de tenir compte des fluctuations des GES dans les tourbières en dehors des influences humaines (Harris *et al.*, 2022). Cette lacune dans l'inventaire national des GES « est entravée par le manque de données sur la superficie totale des tourbières perturbées au Canada, et il est probable que les émissions totales de

GES provenant des tourbières perturbées [...] sont beaucoup plus importantes que celles actuellement comptabilisées» (Harris *et al.*, 2022).

La surveillance à long terme des zones humides restaurées est essentielle pour comprendre le succès de la restauration et informer les initiatives futures en la matière

La réussite de la restauration des zones humides peut être évaluée à l'aide d'une variété de paramètres comme le retour de la végétation naturelle, les processus hydrologiques, l'accumulation de tourbe, ou même la réalisation des mandats de politiques publiques. Quel que soit le choix de la mesure, un suivi à long terme est nécessaire pour savoir si une zone humide restaurée est sur la bonne voie pour retrouver sa capacité de séquestration du carbone (Ketcheson *et al.*, 2016). De telles informations sont essentielles pour reconnaître la manière dont ces systèmes peuvent évoluer à l'avenir, afin de mieux orienter tout ajustement ultérieur. Par exemple, les zones humides reconstituées dans des régions comme les sables bitumineux de l'Athabasca, en Alberta, sont soumises à des conditions uniques découlant des sous-produits et des processus miniers — notamment des changements dans la composition du substrat, l'hydrologie, la salinité, la composition végétale et autres (Biagi *et al.*, 2019, 2021).

Un suivi continu et à long terme est vital pour comprendre les effets en jeu et la façon dont ils peuvent évoluer dans le temps (Nwaishi *et al.*, 2016). Certains éléments clés d'un système de surveillance comprennent une évaluation du substrat et de la topographie de la région afin de mieux prédire les résultats de la restauration; la surveillance de l'évapotranspiration en raison de son rôle critique dans le fonctionnement des milieux humides — réalisable par l'installation de systèmes de covariance des turbulences (pour la mesure in situ des gaz atmosphériques) —; ainsi que la surveillance à long terme des eaux souterraines pour évaluer les changements en dehors des cycles décennaux d'humidité et de sécheresse qui dominent le climat régional des sables bitumineux de l'Athabasca. Chacun de ces outils est précieux pour comprendre les réponses hydrologiques aux changements anthropiques (Volik *et al.*, 2020).

Compte tenu de la grande incertitude qui entoure actuellement le taux d'accumulation du carbone dans les zones humides, qu'elles soient ou non perturbées, il faudrait déployer des efforts considérables pour établir des réseaux de surveillance afin de comprendre pleinement les résultats des interventions de conservation et de restauration en termes d'émissions de GES. Les infrastructures comme les tours à flux sont très coûteuses à mettre en place et à entretenir et peuvent constituer un obstacle à la collecte de données essentielles pour déterminer les échanges de carbone dans diverses SCBN (Novick *et al.*, 2022). De l'avis du comité, la question de la surveillance va au-delà des activités de

restauration et est liée à la grande variabilité du bilan carbone, tant pour les tourbières que pour les zones humides à sol minéral (voir section 5.3). Comprendre les bilans de carbone — naturels, perturbés et restaurés — dans différentes régions climatiques et dans divers contextes hydrologiques est essentiel pour déterminer la capacité des SCBN à accumuler et à stocker du carbone à l'avenir. Le calcul des gains nets de la mise en œuvre des SCBN est d'importance critique, en particulier pour établir la comptabilisation de la conversion évitée des tourbières.

5.5.4 Autres obstacles à la mise en œuvre des SCBN

Les complexités écologiques et hydrologiques limitent la capacité de restaurer certains types de zones humides, comme c'est le cas pour certains types de perturbations

La facilité à restaurer un milieu varie considérablement selon les classes de zones humides. Par exemple, la nature pluviale des tourbières signifie que le mouvement de l'eau est généralement peu dynamique, ce qui facilite la restauration des fossés (Chimner *et al.*, 2017). En revanche, les fens, qui sont alimentés par des eaux souterraines ou de surface, peuvent être en pente (parfois abrupte), ce qui rend plus difficile la restauration des fossés (Schimelpfenig *et al.*, 2014; Chimner *et al.*, 2017). Les décisions de restaurer certains types de zones humides dépendent également du type de perturbation qui a eu lieu. Bien que la restauration à la suite d'une extraction de tourbe horticole soit bien étudiée et souvent pratiquée, les connaissances sur l'accumulation de carbone dans les tourbières recrées dans d'anciennes mines (aussi bien les mines de sable bitumineux que les mines de minéraux) ne sont pas aussi étendues. De fait, il n'existe pas de pratiques

prometteuses décrites dans la littérature pour la restauration à la suite d'une exploitation minière, comme c'est le cas pour la restauration post-récolte de tourbe (GRET, s.d.).

Les premiers essais de remise en état des tourbières dans les mines de sables bitumineux ont démontré qu'il est possible de rétablir certaines communautés végétales des tourbières et ont permis de constater les débuts d'une accumulation de tourbe (Borkenhagen et Cooper, 2016); une activité de surveillance est toutefois nécessaire pour évaluer la durabilité de la pratique à long terme (Volik *et al.*, 2020). Plus récemment, cependant, on a constaté que les sites à l'étude sont en train de devenir de nouveaux écosystèmes semblables à des marais salés — où l'accumulation de carbone est



« Comprendre les bilans de carbone — naturels, perturbés et restaurés — dans différentes régions climatiques et dans divers contextes hydrologiques est essentiel pour déterminer la capacité des SCBN à accumuler et à stocker du carbone à l'avenir. »

inconnue — plutôt que de se transformer comme prévu en écosystème de tourbière (Biagi *et al.*, 2021). Les difficultés liées à l'établissement de la stratification de la tourbe proviennent de l'utilisation de tourbe récupérée et compressée, ce qui entraîne des problèmes de régulation de la profondeur de la nappe phréatique, nécessaire au développement d'une fonction normale de la tourbière (Biagi *et al.*, 2021). La salinité élevée de ces sites entrave également la croissance d'espèces essentielles à la constitution de la tourbe, comme les mousses (Vitt *et al.*, 2016). Il s'agit-là de problèmes graves pour la restauration et la récréation des tourbières éliminées aux fins de l'exploration minière, pétrolière et gazière, car il n'existe pas de capacité démontrable à remplacer une partie du carbone perdu par la destruction du milieu d'origine. De l'avis du comité, la récréation de tourbières dans les zones minières n'est donc pas actuellement une SCBN réalisable du point de vue de la séquestration du carbone, et nécessitera davantage de travaux de recherches et de projets pilotes de nouvelle génération pour être considérée comme viable à l'avenir.

Les obstacles comportementaux peuvent empêcher la conservation des zones humides, même s'il est prouvé qu'elle est financièrement viable

La perte de zones humides au profit de la production agricole est un phénomène courant dans les provinces des Prairies. Il existe une perception commune selon laquelle le drainage des terres humides est associé à un avantage financier parce qu'il élargit l'utilisation des terres pour les cultures (Clare *et al.*, 2021). Bien que cela soit vrai dans certains cas, dans d'autres, ces terres ont entraîné des pertes financières globales par rapport aux terres cultivées non humides. Même si les producteurs s'attendaient à des pertes, leur ampleur a été une surprise pour eux. Malgré de tels résultats, les producteurs interrogés dans le cadre de l'étude en question ont maintenu qu'ils continueraient à drainer les milieux humides. Selon Clare *et al.* (2021) :

[M]ême si les producteurs ont généralement exprimé l'opinion que les terres humides sont financièrement risquées et peuvent produire des rendements plus faibles, le sentiment général est que le drainage et la consolidation des milieux humides en tant que pratique de gestion conduit à une productivité plus élevée en moyenne et à plus long terme — même s'il est reconnu que le temps de plus en plus imprévisible a augmenté le risque et l'incertitude de cultiver à l'intérieur ou à proximité d'une zone humide.

Ces décisions sont révélatrices des dimensions sociales qui dépassent les simples considérations financières du drainage des zones humides, soulignant la nécessité d'élaborer des politiques qui vont au-delà des incitatifs financiers.

5.6 Cobénéfices et compromis

La restauration des écosystèmes d'eaux douces endommagés ou altérés, ou la protection des écosystèmes existants peuvent susciter de nombreux avantages et compromis. Les cobénéfices varient selon le type de zone humide, son emplacement, la composition de la végétation et les processus hydrologiques. Toute comptabilisation de la mise en œuvre d'activités ou de politiques visant à protéger ou à restaurer les milieux humides nécessite donc un examen attentif des conditions locales et des effets sur les écosystèmes adjacents ou interconnectés.

Le maintien et la restauration des tourbières réduisent le risque de feux irréprimés et fournissent un habitat aux espèces menacées

La restauration des zones humides asséchées — par la réhumidification — peut réduire l'ampleur des feux de tourbe, qui ont un impact négatif sur la qualité de l'air et libèrent de grandes quantités de carbone dans l'atmosphère (Turetsky *et al.*, 2011; Reddy *et al.*, 2015). Les particules provenant des feux irréprimés sont de plus en plus reconnues comme un risque pour la santé humaine, associé à un potentiel de conséquences à long terme pour la santé respiratoire, fatales même dans certains cas (Black *et al.*, 2017; Orr *et al.*, 2020). Entre 1900 et 2016, le Canada a connu 101 désastres liés aux feux irréprimés, entraînant des dommages de plus de 5,8 milliards de dollars (SP, 2022). Comme nous l'avons vu à la section 5.4.3, on prédit que l'assèchement et le réchauffement futurs augmenteraient la gravité et l'étendue des incendies, en particulier dans la région boréale. Or, il a été démontré que les tourbières drainées et exploitées sont nettement plus exposées aux incendies que les zones humides intactes et non drainées (Granath *et al.*, 2016).

Les tourbières du Canada abritent des espèces en voie de disparition, comme le caribou des bois, et fournissent des plantes rares et médicinales aux communautés autochtones de la région (GC, 2019; Latimer, 2021). Les tourbières boréales intactes pourraient agir dans l'avenir comme des refuges d'importance vitale pour la faune et la végétation dans un contexte de changements climatiques, les nappes phréatiques élevées et l'humidité du sol dans certaines régions pouvant servir de défense contre la sécheresse et les feux de forêt (Hokanson *et al.*, 2016; Stralberg *et al.*, 2020). Les SCBN ciblant les zones humides sont toutefois sujettes à des compromis. La restauration des milieux humides peut en effet être initiée pour une variété de raisons, dont certaines risquent d'entrer en contradiction. Par exemple, la maximisation du potentiel de séquestration du carbone pourrait limiter la capacité d'une zone humide à soutenir la biodiversité naturelle ou d'autres valeurs écosystémiques dans certains contextes (voir par exemple, Chimner *et al.*, 2017).

Les marais d'eaux douces présentent des avantages pour la biodiversité, l'atténuation des inondations et la recharge des nappes phréatiques

Les milieux humides de la RFP sont des habitats essentiels pour les oiseaux migrateurs, et une grande partie des efforts de conservation et de restauration ont été axés sur le rétablissement de cette capacité (DUC, s.d.). Les oiseaux aquatiques, comme le canard pilet, le canard colvert, le fuligule à dos blanc, le fuligule à tête rouge, le canard chipeau, la sarcelle à ailes bleues et le canard souchet migrent tous pour se reproduire dans les milieux humides de la RFP (DUC, s.d.). Une synthèse de la recherche effectuée par Baulch *et al.* (2021) a conclu, avec un haut niveau de certitude, que la perte d'habitats humides par le drainage et la conversion en terres agricoles a un impact direct sur l'abondance et la diversité de tout le biote des milieux humides, y compris les plantes, les macroinvertébrés et les amphibiens. La diversité des classes de taille et de permanence des milieux humides dans la RFP représente un support essentiel pour la biodiversité de la région; des activités comme la consolidation des mosaïques de milieux humides naturelles en plans d'eau plus vastes, plus profonds et plus permanents pouvant entraîner une perte de biodiversité, favorisant certaines espèces tout en inhibant d'autres (McLean *et al.*, 2020). Le drainage des zones humides dans la RFP affecte négativement la disponibilité des eaux souterraines pour les usages domestiques, en particulier pour les municipalités et les résidents des régions éloignées (Baulch *et al.*, 2021). Enfin, la diminution du stockage des eaux de surface dans les zones humides réduit la recharge des eaux souterraines, ce qui souligne l'importance de conserver et de restaurer les milieux humides dans les provinces des Prairies (Baulch *et al.*, 2021).

Les zones humides intactes offrent une protection contre les inondations, en agissant comme des éponges pour absorber et libérer plus tard l'excès d'eau (Antolini *et al.*, 2020). À l'inverse, le drainage généralisé des milieux humides dans les Prairies a augmenté le ruissellement et les inondations causés par l'excès de fonte des neiges et de précipitations (Dumanski *et al.*, 2015). En utilisant les demandes de réclamation suite aux inondations et les données sur l'utilisation des terres, les chercheurs ont constaté que les milieux humides convertis à d'autres usages entre 2001 et 2016 coûtent en moyenne 1 840 dollars US par hectare et par an aux États-Unis, et plus de 8 000 dollars US dans les zones développées (Taylor et Druckenmiller, 2022). Cette hétérogénéité spatiale reflète un plus grand capital exposé au risque dans les zones développées (donc lié à un plus grand potentiel pour les milieux humides de réduire les dommages aux infrastructures résultant des inondations) — bien que la valeur plus élevée des terres dans les zones peuplées soit susceptible d'accroître le coût de la conservation des milieux humides. L'étude de Taylor et Druckenmiller (2022) a révélé que les avantages sociétaux de la conservation des milieux humides pour la protection contre les inondations dépassent le coût de la conservation dans un délai de six ans; comme ils ne tiennent pas compte des mesures d'atténuation autres que les inondations, ces avantages peuvent en fait être sous-estimés.

La réalisation des objectifs climatiques par la conservation des stocks de carbone existants peut entrer en conflit direct avec l'extraction minière

Dans des régions comme les basses terres de la baie d'Hudson, il est nécessaire de trouver un équilibre entre la protection des vastes stocks de carbone et les efforts d'extraction des matériaux requis pour soutenir la décarbonisation des transports et de la production d'électricité (p. ex. véhicules électriques, panneaux solaires et éoliennes). On prévoit que la demande mondiale pour ces minéraux sera multipliée par six, le gouvernement du Canada ayant dévoilé une liste de minéraux essentiels sur lesquels les opérations minières futures devraient se concentrer (GC, 2021e; Lawton, 2021). Ainsi, la région du « Cercle de feu » dans les basses terres de la baie d'Hudson a été ciblée pour fins de développement par le gouvernement de l'Ontario, en partie en raison de l'intérêt pour l'exploitation des gisements de ces minéraux précieux (Semeniuk, 2021). Les experts estiment qu'entre 130 et 250 Mt de carbone (soit de 477,1 à 917,5 Mt éq CO₂) pourraient être directement perdues à la suite de la mise en œuvre de toutes les revendications minières dans la région (Harris *et al.*, 2022). La conservation des tourbières des basses terres de la baie d'Hudson contribuerait pourtant à l'objectif du Canada de conserver 25 % du territoire d'ici 2025 (GC, 2021g).

5.7 Conclusion

Le plus grand potentiel de séquestration pour les SCBN ciblant les zones humides consiste à éviter les perturbations des tourbières, comme par l'extraction de la tourbe, l'exploitation minière et l'exploitation pétrolière et gazière, ainsi que la construction d'infrastructures connexes. Cela dit, il existe une grande incertitude dans l'évaluation de la superficie potentielle de non-conversion des tourbières au Canada, car il est difficile de prévoir la demande sur le plan du développement industriel dans les tourbières au cours des prochaines décennies. Si on la compare à la perte de revenus potentiels, la conversion évitée n'est pas économique, la plupart des coûts d'atténuation dépassant 100 \$/t éq CO₂. En outre, il existe des lacunes dans les connaissances sur les taux actuels et futurs des flux de GES, ainsi que sur les variations entre les différentes classes de tourbières dans différents contextes, y compris le bilan GES des tourbières restaurées. En dépit de ces difficultés, la préservation des stocks de carbone actuels et l'évitement des émissions présentent une multitude de cobénéfices pour la biodiversité, les ressources en eau et l'utilisation traditionnelle des terres. Une fois perdus, les stocks de carbone contenus dans les tourbières sont irrécupérables à l'échelle de temps nécessaire pour maintenir le réchauffement en dessous de 2 °C, ce qui souligne la nature critique des politiques et des pratiques empêchant leur conversion.

La restauration des zones humides dans les régions agricoles (p. ex. la RFP) offre des cobénéfices importants et précieux. La séquestration du carbone dans les marais restaurés sera probablement un avantage secondaire par rapport aux effets positifs bien documentés des milieux humides sur la qualité de l'eau, la protection contre les inondations, la recharge des eaux souterraines, les avantages culturels et la biodiversité. Un obstacle majeur à la restauration des milieux humides dans les régions agricoles est l'identification de sites appropriés et la coopération des propriétaires privés. La restauration des tourbières présente également d'importants avantages connexes, et il a été prouvé que la restauration post-extraction de tourbe rétablit la capacité de la terre à séquestrer le carbone du sol (bien que la récupération du carbone du sol perdu en raison de l'extraction prenne des siècles, voire des millénaires). Recréer des tourbières (p. ex. après une exploitation à ciel ouvert) est coûteux, et les essais tendent à aboutir à la création d'écosystèmes très différents des tourbières perturbées d'origine. En conséquence, le degré de séquestration du carbone à long terme de ces milieux humides créés de toute pièce est encore incertain.

Même si les lacs, les rivières et les réservoirs représentent des aspects importants du cycle du carbone au Canada, leur nature largement non aménagée et le manque d'informations sur la mise en œuvre des SCBN contribuent collectivement aux incertitudes entourant une mise en œuvre plus large.



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*²⁵ et se concentrent traditionnellement sur la séquestration du carbone dans les mangroves, les marais salés²⁶ 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 halophile²⁷ 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 CO₂ 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 rhizomes²⁸ et de la croissance aérienne est enfouie dans les sédiments côtiers. Les processus de décomposition qui libèrent le CO₂ 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

²⁷ Plantes qui survivent dans un sol ou une eau à forte salinité.

²⁸ 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 km² (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_4 et le N_2O . 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 conservation des marais intertidaux 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 restauration des régimes hydrologiques 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).
Les marais intertidaux peuvent être créés ou consolidés 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 conservation des prairies sous-marines 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 restaurer 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 N₂O et de CH₄ — deux GES encore plus puissants que le CO₂ — 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 CO₂ à des taux respectifs de 7,98 t CO₂/ha/an et de 1,58 t CO₂/ha/an (GIEC, 2014b; EPA, 2017)²⁹. 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 CO₂/ha/an et varient entre 4,6 et 33,1 g CO/m²/an (0,17 et 1,21 t éq CO₂/ha/an)³⁰ (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

²⁹ 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).

³⁰ 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 CH₄ 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 CO₂/ha/an) pour les marais naturels et de $0,23 \pm 0,046$ t C/ha/an ($0,84 \pm 0,17$ t éq CO₂/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/cm³) à 0,067 g C/cm³, pour s'établir en moyenne à $0,027 \pm 0,002$ g C/cm³ 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/cm³ (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/cm³) et des bas marais ($0,018 \pm 0,008$ g C/cm³). 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 ± 9 t C/ha pour le détroit de Clayoquot (Chastain *et al.*, 2021), et à 83 ± 30 et 39 ± 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/m²/an (2,64 à 34,1 t éq CO₂/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/m²/an (0,72 à 16,7 t éq CO₂/ha/an) dans la baie Boundary et une moyenne (\pm erreur-type) de $6,75 \pm 1,83$ t éq CO₂/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 CH₄ et de N₂O

La quantification des flux de CH₄ et de N₂O 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 N₂O (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 CH₄ (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 CH₄ et N₂O, 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 N₂O 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 N₂O. On sait que les sols agricoles sont reconnus comme étant des sources d'émissions de N₂O. 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 N₂O 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 CO₂ : elle atténue aussi encore plus les changements climatiques, en réduisant les émissions du N₂O — 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 CH₄ (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 CO₂ 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 ₂ /an)	Annuellement (Mt éq CO ₂ /an)		
Restauration des marais intertidaux au N.-B. et en N.-É., autour de la baie de Fundy	1,5 (1,2 à 1,8)	1,2 (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.
Conversion évitée des prairies sous-marines	< 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).
Restauration des prairies sous-marines	< 0,1 (0,0 à 0,8)	0,1 (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 CO₂/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 CO₂/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 CO₂/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 CH₄ — 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 CO₂ 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 CO₂ de l'atmosphère par les eaux océaniques — les zostères pouvant toutefois contribuer à réduire les concentrations aquatiques de CO₂ (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 km² 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 CO₂ 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.

Évaluation sommaire des SCBN par le comité

- 7.1 Évaluation du potentiel d'atténuation des GES des puits de carbone au Canada
- 7.2 Évaluation des incertitudes liées aux SCBN, y compris les considérations relatives à la permanence et à la faisabilité
- 7.3 Évaluation des avantages et des inconvénients des SCBN
- 7.4 Contributions aux voies d'émissions et au réchauffement de la planète
- 7.5 Réflexions du comité

Les SCBN sont de plus en plus reconnues comme des pratiques qui peuvent aider le Canada et d'autres pays à réaliser des réductions potentiellement importantes des GES atmosphériques grâce à l'amélioration intentionnelle de la séquestration du carbone. Cette prise de conscience a amené les chercheurs, les décideurs, les intervenants et les collectivités à vouloir mieux comprendre la manière dont la protection, la restauration et la gestion des écosystèmes sont à même de contribuer à l'amélioration de la séquestration des GES (ou à la réduction des rejets de GES dans l'atmosphère). Le présent chapitre fait la synthèse de l'analyse et des conclusions du comité sur les SCBN dans différents écosystèmes et types d'utilisation des terres au Canada, en résumant les principales constatations par rapport au mandat du comité. Cette synthèse fournit une analyse comparative de toutes les SCBN examinées par le comité en fonction des quatre principaux critères utilisés dans son évaluation : (i) le potentiel d'atténuation des GES (en ce qui a trait à la séquestration du carbone ou d'émissions évitées); (ii) les contraintes liées à la séquestration continue et à la permanence des stocks de carbone; (iii) les coûts et la faisabilité de la mise en œuvre; et (iv) les cobénéfices et les compromis. Le comité présente également ses conclusions sur la nécessité d'un engagement porteur et continu avec les communautés autochtones, et d'un leadership de leur part, en ce qui concerne le succès potentiel des SCBN. Les principales sources d'incertitude, les lacunes dans les données et les priorités de recherche sont relevées et discutées. En outre, l'évaluation du comité prend en compte les différents points de vue autochtones sur les SCBN afin de refléter une compréhension plus complète des avantages (ou des inconvénients) potentiels associés à ces activités.

7.1 Évaluation du potentiel d'atténuation des GES des puits de carbone au Canada



Question principale

Dans quelle mesure les solutions axées sur la nature peuvent-elles aider à atteindre les objectifs de réduction des GES du Canada en améliorant les capacités de séquestration et de stockage du carbone et en réduisant les émissions dans des zones aménagées et non aménagées (p. ex. zones humides, systèmes agricoles et forestiers, zones de bois récolté, et comme carbone bleu [en mer]), et en tenant compte des grands impacts climatiques autres que les émissions de CO₂ qui peuvent être estimés de façon fiable (p. ex. les émissions de GES autres que le CO₂, l'albédo et les aérosols)?

Affectées par les réponses des écosystèmes à un climat changeant, les SCBN peuvent générer des effets climatiques supplémentaires et recèlent des potentiels d'atténuation qui opèrent sur des échelles de temps différentes

Le potentiel d'atténuation des GES des SCBN ne peut être évalué indépendamment de leurs impacts sur d'autres facteurs affectant le climat de la Terre. Comme le suggère le mandat du comité, les changements dans les pratiques d'utilisation et d'aménagement des terres peuvent non seulement modifier les taux d'absorption ou de libération des GES, mais aussi la température de surface de la planète. Dans des contextes comme l'expansion de la superficie forestière sur des terres recouvertes de neige de façon saisonnière, la diminution de la réflectivité (c.-à-d. de l'albédo) peut annuler une partie des avantages de la séquestration du carbone (NASEM, 2019) — réduisant ainsi le potentiel d'atténuation global. Par contre, la libération de composés organiques (contenant du carbone) volatils par les forêts et les plantes peut également affecter le climat par la création d'aérosols et ses effets connexes sur la formation des nuages et le forçage radiatif, ce qui est à même de renforcer les avantages d'atténuation des SCBN (Laothawornkitkul *et al.*, 2009; Després *et al.*, 2012).

À l'inverse, un climat changeant risque également d'impacter la capacité des écosystèmes à séquestrer le carbone ou de modifier les taux d'émission de GES en provenance de ceux-ci. L'augmentation des températures et les changements dans les précipitations peuvent entraîner des modifications des conditions environnementales et des changements connexes dans les écosystèmes. Ainsi, dans la majeure partie du Canada, on s'attend à ce que les températures plus élevées et l'allongement de la saison des incendies augmentent la probabilité comme l'intensité des feux de forêt (Canadell *et al.*, 2021; Jain *et al.*, 2022) — entraînant des rejets plus importants de GES provenant des grandes forêts canadiennes au fil du temps. Dans certaines régions du Canada, toutefois, le réchauffement a entraîné une augmentation de la productivité et le maintien des stocks de carbone existants (sinon, une augmentation de la séquestration du carbone) (D'Orangeville *et al.*, 2016; Ziegler *et al.*, 2017).

Les sols de tout le pays seront également touchés, car des températures plus élevées associées à des précipitations extrêmes entraînent la déstabilisation des stocks de carbone. Ce phénomène résulte de l'augmentation des fluctuations de l'oxydoréduction du sol, des altérations du métabolisme microbien et de l'hydrologie (y compris la forme et le moment de l'apport d'eau) — tous des

facteurs clés régissant les flux de carbone, qui régulent à leur tour les stocks de carbone contenus dans le sol des forêts (voir section 3.3.1). Des conditions anoxiques plus fréquentes et plus longues augmentent les émissions de CH_4 dans les zones humides d'eaux douces comme dans les systèmes aquatiques affectés par les changements d'utilisation des terres, tandis que la chaleur et la sécheresse peuvent accélérer la décomposition de la matière organique du sol, à mesure que les zones humides s'assèchent — entraînant ainsi une augmentation des émissions de CO_2 et de N_2O (voir sections 5.4.3 et 5.4.4).

De plus, l'élévation du niveau de la mer menace d'inonder certaines zones côtières, ce qui pourrait entraîner la perte de la séquestration actuelle du carbone dans les marais intertidaux, avec des répercussions incertaines sur les stocks de carbone existants dans les sédiments submergés (voir section 6.4.1). Dans d'autres régions du Canada, la menace d'élévation du niveau de la mer est plus faible en raison de la poursuite du rebondissement postglaciaire (c.-à-d. le soulèvement des terres) et de l'activité néotectonique (c.-à-d. les tremblements de terre). Dans l'ensemble, ces impacts sont à même de réduire le potentiel d'atténuation des SCBN.

Les délais escomptés pour la réalisation du potentiel d'atténuation des SCBN varient. Certaines interventions entraînent des avantages immédiats, mais à court terme, comme la réduction des émissions de N_2O grâce à une meilleure gestion des éléments nutritifs des terres cultivées (voir chapitre 4). Les SCBN prévoyant des modifications de l'utilisation des terres et des écosystèmes ont quant à elles des effets associés à des augmentations progressives de la séquestration du carbone, sur des périodes plus longues (p. ex. la restauration des milieux humides; voir chapitres 5 et 6). Le potentiel de séquestration et d'émissions évitées des SCBN de gestion forestière varie, car certaines ont un impact initial limité (p. ex. la restauration du couvert forestier), tandis que d'autres produisent des résultats immédiats (p. ex. l'utilisation des résidus de récolte en bioénergie) — mais elles pourraient entraîner des émissions nettes sur une plus longue période (voir section 3.3.2). Les SCBN comme la restauration du couvert forestier peuvent même avoir des impacts négatifs nets sur l'atténuation des changements climatiques dans les années qui suivent immédiatement leur mise en œuvre, en raison des effets d'albédo (voir section 3.3.3). C'est également le cas pour la restauration de certaines zones humides d'eaux douces, où l'on observe une augmentation des émissions de CH_4 immédiatement après la restauration (voir section 5.3.1).

Il existe également des limites temporelles à la capacité de certains systèmes à absorber le carbone. Certaines SCBN reposent sur des écosystèmes sans limites biophysiques bien définies pour la séquestration du carbone; or, ces écosystèmes peuvent continuer à séquestrer et à stocker du carbone indéfiniment dans des conditions environnementales favorables (p. ex. la conversion évitée des tourbières; voir section 5.4.1). Dans d'autres solutions, la séquestration ne peut se poursuivre que jusqu'à un certain seuil, après quoi les flux nets de carbone atteignent un état d'équilibre (p. ex. l'agriculture sans labour; voir section 4.4). Tous ces facteurs ont été pris en compte par le comité dans son évaluation du potentiel global d'atténuation des SCBN au Canada.

Le tableau 7.1 présente une synthèse de l'évaluation par le comité du potentiel global associé à un ensemble de SCBN ayant pour champ d'action les forêts, les terres agricoles, les prairies, les écosystèmes d'eaux douces, les marais intertidaux et les prairies sous-marines. Le tableau indique l'étendue des limites de la séquestration et la vulnérabilité du carbone stocké à la libération dans l'atmosphère (voir l'annexe pour plus de détails sur les évaluations de la confiance du comité et les échelles utilisées pour cette évaluation). Le tableau 7.1 ne prend pas en compte tous les effets climatiques, mais des ajustements ont été effectués pour tenir compte de l'albédo et des émissions de CH_4 et de N_2O , lorsqu'ils sont pertinents. Toutefois, le comité note qu'il peut exister des incertitudes concernant ces effets climatiques, qui sont explorés plus en détail dans les chapitres 3 à 6. Les modifications de l'albédo de la surface terrestre, en particulier, peuvent dégrader les avantages de l'atténuation des changements climatiques par séquestration accrue du carbone dans les écosystèmes terrestres. Par exemple, la restauration de la couverture forestière réduit l'albédo de surface d'une zone géographique donnée, ce qui augmente l'absorption du rayonnement solaire entrant et, par conséquent, la température de surface (voir section 3.3.3). Les incertitudes liées à l'influence des effets climatiques doivent être prises en compte lors de l'évaluation de l'ampleur du potentiel de séquestration des SCBN.

Tableau 7.1 Évaluation sommaire du potentiel, de la permanence et de la faisabilité de l'atténuation des SCBN

SCBN	Potentiel d'atténuation des GES ³¹		Permanence		Faisabilité	
	Réduction annuelle en Mt éq CO ₂ /an en 2030	Réduction annuelle en Mt éq CO ₂ /an en 2050	Vulnérabilité biophysique aux rejets atmosphériques	Vulnérabilité socioéconomique aux rejets atmosphériques	Coût (CMR moyen en \$/t éq CO ₂ en 2030) ³²	Obstacles à la mise en œuvre et à l'utilisation accrue des SCBN
 Forêts						
Amélioration de l'aménagement forestier	5-15 ⁺⁺	> 25 ⁺⁺	Modérée ^{**}	Élevée ^{**}	57 \$ ⁺⁺⁺	Majeurs [*]
Restauration de la couverture forestière	0-1 ⁺⁺	15-25 ⁺⁺	Modérée ^{**}	Modérée [*]	1203 \$ ⁺⁺⁺ (96 \$ en 2050)	Majeurs ^{***}
Conversion forestière évitée	1-5 ⁺	1-5 ⁺	Modérée ^{**}	Faible [*]	90 \$ ⁺⁺⁺	Modérés ^{***}
Couverture de la canopée urbaine	0-1 ⁺⁺⁺	1-5 ⁺⁺⁺	Faible [*]	Modérée [*]	150 \$ ⁺⁺	Modérés [*]
 Agriculture et prairies						
Gestion des cultures	5-15 ⁺⁺	5-15 ⁺⁺	Modérée ^{**}	Faible ^{**}	63-103 \$ ⁺⁺	Mineurs ^{**}
Gestion des sols	5-15 ⁺⁺	5-15 ⁺⁺	Modérée ^{**}	Faible ^{**}	74-150 \$ ⁺⁺	Modérés ^{**}
Gestion de l'azote	5-15 ⁺⁺⁺	5-15 ⁺⁺⁺	-	-	56 \$ ⁺⁺	Modérés ^{***}
Agroforesterie	5-15 ⁺	5-15 ⁺	Faible ^{**}	Élevée ^{***}	11-3 874 \$ ⁺⁺	Modérés ^{**}
Conversion évitée des prairies	5-15 ⁺	1-5 ⁺	Modérée [*]	Élevée ^{**}	144 \$ ⁺⁺	Modérés [*]
Restauration des prairies	0-1 ⁺	0-1 ⁺	Modérée [*]	Faible [*]	102 \$ ⁺⁺	Modérés [*]
Amélioration de l'aménagement des prairies	0-1 ⁺	0-1 ⁺	Modérée [*]	Faible [*]	40 \$ ⁺⁺	Mineurs ^{**}

31 Le potentiel d'atténuation est cumulé dans toutes les superficies potentielles déterminées par Drever *et al.* (2021). Les hypothèses concernant les superficies potentielles sont discutées dans les sections 3.3, 4.3, 5.3 et 6.3.

32 Les coûts ne sont connus que jusqu'en 2030; les SCBN ayant un potentiel de séquestration à long terme, y compris la restauration de la couverture forestière, auront un coût par tonne inférieur en 2050.

Solutions climatiques basées sur la nature

Potentiel d'atténuation des GES		Permanence		Faisabilité		
SCBN	Réduction annuelle en Mt éq CO ₂ /an en 2030	Réduction annuelle en Mt éq CO ₂ /an en 2050	Vulnérabilité biophysique aux rejets atmosphériques	Vulnérabilité socioéconomique aux rejets atmosphériques	Coût (CMR moyen en \$/t éq CO ₂) en 2030)	Obstacles à la mise en œuvre et à l'utilisation accrue des SCBN
 Systèmes aquatiques d'eaux douces intérieures						
Restauration des zones humides (tourbières)	0-1 ^{††}	0-1 ^{††}	Modérée ^{**}	Faible [*]	403 \$ [†]	Modérés ^{***}
Conversion évitée (tourbières)	5-15 [†]	1-5 [†]	Modérée ^{**}	Élevée [*]	363 \$ [†]	Modérés ^{***}
Restauration des zones humides (eaux douces) à sol minéral	0-1 ^{††}	0-1 ^{††}	Élevée ^{***}	Modérée [*]	497 \$ ^{††}	Modérés ^{***}
Conversion évitée des zones humides (eaux douces) à sol minéral	1-5 ^{††}	0-1 ^{††}	Modérée ^{***}	Faible [*]	29 \$ ^{††}	Mineurs ^{**}
 Zones côtières						
Restauration des marais intertidaux	0-1 ^{††}	0-1 ^{††}	Modérée ^{**}	Faible ^{**}	89 \$ [†]	Modérés ^{**}
Conservation des marais intertidaux	—	—	Modérée ^{**}	Faible ^{***}	—	—
Restauration des prairies sous-marines	0-1 [†]	0-1 [†]	Modérée ^{***}	Modérée [*]	150 \$ [†]	Modérés [*]
Conservation des prairies sous-marines	0-1 [†]	0-1 [†]	Modérée [*]	Modérée [*]	150 \$ [†]	Mineurs [*]

Classement sur l'échelle des données probantes : *Limitées **Moyennes ***Solides
Évaluation de l'échelle de confiance du comité : [†]Limitée^{††} Modérée^{†††}Élevée

Les estimations du potentiel d'atténuation sont organisées en cinq catégories (0-1, 1-5, 5-15, 15-25, et > 25 Mt éq CO₂/an) pour caractériser la plage probable d'atténuation annuelle des GES (séquestration ou émissions évitées). Ces estimations reposent sur les travaux de Drever *et al.* (2021) et reflètent deux points dans le futur : 2030 et 2050, comme détaillé dans les tableaux 3.2, 4.4, 5.2, et 6.2. Les coûts correspondent aux coûts marginaux de réduction (CMR) moyens pour 2030, comme indiqués dans Cook-Patton *et al.* (2021), à l'exception de la restauration du couvert forestier, qui inclut également une estimation du CMR moyen de 2050 (entre parenthèses). Les autres colonnes sont basées sur le cadre d'évaluation du comité décrit à la section 1.2.3, qui prend en compte des facteurs ayant un impact sur la permanence comme la faisabilité (indiqués ici comme des obstacles à la mise en œuvre et à l'utilisation accrue des SCBN). Chaque colonne a été évaluée en fonction de la qualité des données probantes (représentée par *) ou de la confiance du comité dans l'estimation fournie (représentée par †). Les détails complets et les définitions des échelles d'évaluation sont présentés dans l'annexe.

Une mise en œuvre réussie des SCBN peut contribuer de manière notable à l'atténuation des changements climatiques, mais ne permettra pas à elle seule d'atteindre les objectifs de réduction des GES du Canada

On a estimé que les SCBN étudiées par Drever *et al.* (2021) recèlent un potentiel technique d'atténuation d'environ 78 Mt éq CO₂/an à l'horizon 2030, variant entre 41 et 115 Mt éq CO₂ à un intervalle de confiance de 95 %. En revanche, les données pour le Canada extraites de Roe *et al.* (2021) aboutissent à un potentiel technique total estimé, pour un ensemble similaire d'interventions, qui s'établit à environ 1 286 Mt éq CO₂/an entre 2020 et 2050. La disparité entre Roe *et al.* (2021) et Drever *et al.* (2021) est principalement due aux différences de contraintes sur les emplacements où les SCBN ciblant les zones humides et des forêts peuvent être mises en œuvre et/ou exploitées. De l'avis du comité, il en résulte une surestimation appréciable du potentiel d'atténuation par Roe *et al.* (2021) dans de nombreux cas. À ce titre, le comité note que les estimations de Drever *et al.* (2021)



« Même la réalisation d'une réduction d'environ 6 % grâce aux SCBN nécessitera un soutien politique énergétique. »

fournissent généralement une base de référence plus crédible et plus utile pour les décideurs canadiens, bien que les hypothèses ou les données probantes étayant certaines estimations puissent également entraîner une surestimation ou une sous-estimation, ou encore être influencées par des contraintes temporelles à court terme (c.-à-d. jusqu'en 2030).

Selon ces estimations, il est peu probable que l'atténuation des émissions découlant des SCBN au Canada puisse dépasser les 115 Mt éq CO₂/an d'ici 2030, même si l'on suppose un soutien et un déploiement

énergiques. Une estimation crédible du potentiel global d'atténuation rentable (c.-à-d. la séquestration du carbone ou les réductions d'émissions réalisables à 100 \$ la tonne ou moins) s'établit à environ 40 Mt éq CO₂/an à l'horizon 2030 (Cook-Patton *et al.*, 2021). Cette valeur correspond à environ 6 % des émissions annuelles actuelles du Canada — estimées à 672 Mt éq CO₂ en 2020 (ECCC, 2022b) — ou à l'équivalent du retrait d'environ 25,4 millions de voitures des routes canadiennes³³, suggérant ainsi que les SCBN joueraient un rôle de soutien appréciable dans l'atteinte des objectifs nationaux de réduction des émissions. Pour atteindre les objectifs du Canada, les SCBN devront s'ajouter à d'autres politiques rigoureuses visant à réduire les émissions provenant de la combustion fossile et d'autres secteurs. Même la réalisation d'une réduction d'environ 6 % grâce aux SCBN nécessitera un soutien politique énergétique.

³³ Les émissions moyennes provenant des voitures particulières au Canada entre 2010 et 2020 s'établissaient à 36,45 Mt éq CO₂/an (ECCC, 2022c). Le nombre de véhicules à moteur (sans compter les véhicules agricoles, hors route ou de construction) s'établit pour sa part à 23,421 millions (moyenne entre 2009 et 2019) (StatCan, 2020, 2022). Les SCBN, dont on a estimé le potentiel d'atténuation à 39,6 Mt éq CO₂, équivaldraient alors à la réduction des émissions que représente le retrait de 25,4 millions de voitures particulières des routes canadiennes.

Les SCBN en contexte forestier, agricole, prairial et tourbier présentent le potentiel d'atténuation des GES le plus élevé à l'échelle nationale à l'horizon 2050

Les pratiques s'inscrivant dans les SCBN qui ciblent les forêts, les terres agricoles, les prairies et les tourbières affichent le plus grand potentiel de séquestration de carbone additionnel ou de réduction des émissions de GES au cours des trois prochaines décennies — bien que la dynamique et les aspects temporels de ces SCBN diffèrent considérablement. À court terme, les interventions qui évitent les émissions dans les zones manifestement à risque ont tendance à entraîner des avantages immédiats en matière d'atténuation; il s'agit notamment d'éviter la conversion des forêts, des prairies et des tourbières. Cependant, le comité note que, dans de nombreux cas, il peut être difficile de démontrer la nature additionnelle de la conversion évitée, en particulier lorsqu'il s'agit de faire des projections à moyen et à long terme. Par exemple, malgré un potentiel d'atténuation relativement élevé, la conversion évitée des tourbières est soumise à beaucoup d'incertitudes en raison des hypothèses portant sur la demande future en pétrole, en gaz et en minéraux (voir section 5.3.3). Les questions relatives à l'additionnalité et aux fuites peuvent également se poser lorsque certaines zones acquièrent un statut protégé, et que l'industrie se déplace pour exploiter ailleurs d'autres zones non protégées, mais encore vulnérables.

Toutefois, au fil des décennies, les répercussions des mesures de gestion et de restauration améliorées gagnent en importance. Ainsi, la restauration du couvert forestier sur des terres aménagées et non aménagées a le potentiel théorique de séquestrer plus de 25 Mt $\text{eq CO}_2/\text{an}$ d'ici 2050 au Canada (voir tableau 3.2), bien que l'adoption de ces SCBN à plus grande échelle soit soumise à de nombreux défis de mise en œuvre (p. ex. l'accès aux régions éloignées pour la plantation, les pressions environnementales et anthropiques sur les terres disponibles). L'expansion de la couverture forestière peut également avoir des implications négatives de faible ampleur, car la diminution de l'albédo résultant de l'augmentation de la canopée — et donc, le réchauffement de la surface — se produit tôt, tandis que l'accumulation de biomasse issue de la croissance augmente lentement au fil des décennies, à mesure que les forêts arrivent à maturité (voir section 3.3.3). En revanche, dans les zones agricoles, les interventions dans les pratiques de gestion des cultures et des sols peuvent amener des avantages dans les concentrations de carbone organique du sol ou encore, des réductions d'émissions, sur des échelles de temps plus courtes. Toutefois, le taux d'accumulation du carbone dans le sol diminue progressivement au fil du temps, pour finalement atteindre un point de saturation, les flux atmosphériques devenant neutres à terme (voir section 4.4).

La restauration des zones humides est payante à long terme et à l'échelle régionale

Lorsqu'on l'évalue à l'échelle nationale, la possibilité d'augmenter la séquestration du carbone dans les zones humides côtières et d'eaux douces restaurées est comparativement faible pour la plupart des SCBN, conférant probablement moins de 1 Mt éq CO₂/an en séquestration additionnelle. Pour les zones humides d'eaux douces, ce constat résulte en grande partie de l'augmentation des émissions de CH₄ dans les premières années suivant la restauration, bien qu'une fois que le forçage radiatif du CH₄ diminuera (en raison de sa durée de vie atmosphérique plus courte que celle du CO₂), les écosystèmes assureront une plus grande séquestration du carbone dans les décennies à venir (voir section 5.3.1). De plus, la restauration des tourbières et des milieux d'eaux douces peut donner lieu à une importante séquestration en éq CO₂ par hectare, mais la superficie potentielle au Canada est relativement réduite par rapport aux autres SCBN, ce qui se traduit par un potentiel national plus faible.

Dans le cas des marais littoraux, la superficie potentielle pour la restauration se révèle probablement inférieure à d'autres SCBN à l'échelle nationale, mais les impacts locaux de la restauration peuvent être substantiels. En ce qui concerne la conversion évitée des marais littoraux, les politiques de non-perte nette en vigueur en Nouvelle-Écosse, au Nouveau-Brunswick et à l'Île-du-Prince-Édouard signifient que la conservation des zones humides ne satisfait pas au critère d'additionnalité (voir section 6.5.2). Cependant, les différences régionales — sur le plan du climat, de l'hydrologie locale, de la végétation et des politiques publiques — caractérisant le potentiel de ces SCBN restent majeures. À ce titre, elles pourraient quand même jouer un rôle important dans les mesures régionales d'atténuation des GES, tout en améliorant simultanément les services écosystémiques et autres cobénéfiques qui découlent de ces systèmes.

7.2 Évaluation des incertitudes liées aux SCBN, y compris les considérations relatives à la permanence et à la faisabilité

Quelles sont les principales incertitudes, et dans quelle mesure la réalisation d'une séquestration améliorée peut-elle être affectée par les incidences du changement climatique, la fuite de carbone (p. ex. transporté ailleurs), la non-additionnalité (p. ex. la séquestration aurait eu lieu de toute façon), l'impermanence (p. ex. en raison des feux de forêt, de la sécheresse ou de la conversion des terres) et d'autres problèmes de mise en œuvre?

Les estimations nationales du potentiel d'atténuation des SCBN au Canada sont fondées sur des données probantes limitées et restent très incertaines

Les données probantes reflétant des changements dans les flux de GES spécifiques aux SCBN et aux puits de carbone canadiens sont souvent limitées, les études basées sur des écosystèmes similaires dans d'autres régions n'étant pas toujours applicables. Les impacts sur les processus écosystémiques associés à la latitude plus élevée des écosystèmes terrestres et côtiers canadiens peuvent ainsi rendre moins pertinentes les études réalisées ailleurs en Amérique du Nord (ou dans d'autres régions tempérées) — c'est notamment le cas des prairies sous-marines (voir chapitre 6). Les incertitudes sont amplifiées lorsqu'on tente d'estimer le potentiel national d'atténuation des GES de telles pratiques au Canada. Ces estimations reposent sur la capacité de calculer la superficie sur laquelle ces pratiques peuvent être déployées et dépendent souvent d'hypothèses sous-jacentes sujettes à débat (voir sections 3.3, 4.3, 5.3 et 6.3). Il s'agit notamment de considérations et de contraintes liées aux compétences et aux contrôles réglementaires, à la faisabilité de l'accès, à l'acceptabilité des impacts sur d'autres secteurs ou sur l'activité économique, à la pertinence écologique et environnementale des régions ou des zones pour une intervention donnée, aux obstacles sociaux et comportementaux à l'adoption, de même qu'à la nécessité d'une coordination intergouvernementale.

Même en excluant les considérations liées à la faisabilité socioéconomique, les données géographiques et environnementales existantes restent insuffisantes, dans certains cas, pour déterminer les zones où les SCBN pourraient être mises en œuvre ou étendues. Par exemple, l'absence de connaissances adéquates concernant l'étendue des prairies sous-marines (comme une base de référence claire ou des données historiques) entraîne une grande incertitude lors de l'estimation de l'étendue de la restauration (voir section 6.3.4). Bien que l'existence de données géographiques et environnementales conforte de manière appréciable la garantie du potentiel d'une SCBN, le comité note qu'il est peu probable que des ensembles de données exhaustifs puissent être constitués. Pourtant, l'étendue complète de la superficie potentielle d'une SCBN n'est pas nécessairement requise pour une mise en œuvre réussie — ce qui s'impose plutôt, c'est une meilleure surveillance de l'atténuation des GES et des processus écosystémiques associés aux SCBN pour mieux comprendre le potentiel de mise en œuvre.

La vulnérabilité des stocks de carbone du Canada représente un passif important sur le plan des changements climatiques qui pourrait facilement contrecarrer tout potentiel d'atténuation relevé

Le comité a évalué tous les stocks de carbone associés aux SCBN comme étant potentiellement vulnérables aux émissions dans l'atmosphère, en raison de facteurs biophysiques et socioéconomiques. Les menaces biophysiques qui pèsent sur les stocks de carbone naturels sont dues à l'évolution des températures et des précipitations, ainsi qu'à l'élévation du niveau de la mer. La biomasse forestière aérienne est pour sa part vulnérable aux émissions en raison des risques croissants d'incendies de forêt et de perturbations par les insectes — les feux irréprimés constituant également un risque pour le carbone du sol séquestré dans les forêts et les tourbières (voir sections 3.4 et 5.4). Dans certains cas, les marais littoraux risquent d'être « pris en étau » entre le développement côtier en cours et l'élévation du niveau de la mer (voir section 6.4.1). Ces impacts varient d'une région à l'autre et sont compensés par la néotectonique et le rebondissement postglaciaire sur les côtes ouest et nord du Canada, respectivement, qui ont l'effet de réduire le taux d'élévation du niveau de la mer et l'ensablement des marais intertidaux.

Les pertes de carbone des tourbières attribuables aux feux irréprimés et à la sécheresse peuvent être compensées par l'allongement des saisons de croissance et la fertilisation des végétaux par l'action du CO₂. Toutefois, il existe une grande incertitude quant aux conséquences du dégel du pergélisol — dans les tourbières en particulier — car ce phénomène peut augmenter la séquestration du carbone ou accroître les pertes à partir des stocks actuels du sol (voir la section 5.4.3). De même, les périodes de stratification thermique plus longues dans les lacs et les réservoirs sont susceptibles d'entraîner des conditions anoxiques prolongées et une augmentation des émissions de CH₄ des systèmes aquatiques (voir section 5.4.4). Dans le secteur agricole, la sécheresse (soit les conditions sèches entraînant l'érosion et la dégradation des sols) représente la principale menace biophysique, mais ces écosystèmes (tout comme les tourbières dans les zones à fort potentiel d'extraction de ressources) risquent également de perdre leurs stocks de carbone en raison des répercussions de facteurs socioéconomiques comme des changements dans les conditions du marché, les régimes et les incitatifs politiques, ou encore les préférences des propriétaires fonciers — tous pouvant entraîner la perte du carbone précédemment stocké (voir section 4.4).

Les SCBN ne sont pas non plus uniformes dans la manière dont elles modifient la vulnérabilité du carbone stocké dans les systèmes concernés. Par exemple, certaines SCBN d'aménagement forestier (activités de gestion des incendies, y compris le brûlage culturel autochtone; voir encadré 3.3) peuvent réduire le risque de pertes importantes de carbone stocké (voir section 3.6.1). Parallèlement,

certaines pratiques de gestion (par exemple, la restauration du couvert forestier à l'aide d'espèces uniques) sont à même de réduire la résilience aux perturbations futures (p. ex. la prolifération d'un insecte donné) — elles sont donc moins susceptibles d'assurer le stockage efficace du carbone sur de longues périodes (voir section 3.3.2). Le comité note que la libération accrue de carbone à partir de sources naturelles peut réduire l'efficacité des SCBN et que, par conséquent, la protection et/ou la conservation de ces systèmes sont impératives pour réussir à atténuer les effets des changements climatiques.

Une évaluation complète du potentiel des puits de carbone doit tenir compte des aspects politiques et socioéconomiques liés à la faisabilité et au coût de la mise en œuvre

Les estimations du potentiel d'atténuation peuvent être trompeuses compte tenu des coûts, des défis liés au territoire de compétence et des obstacles socioéconomiques à la mise en œuvre des SCBN dans certains secteurs (voir section 2.3). Pour comprendre les aspects pratiques de la mise en œuvre, il faut



La libération accrue de carbone à partir de sources naturelles peut réduire l'efficacité des SCBN et que, par conséquent, la protection et/ou la conservation de ces systèmes sont impératives pour réussir à atténuer les effets des changements climatiques. »

tenir compte à la fois des coûts directs des interventions et de facteurs connexes — comme les coûts de renonciation associés à d'autres utilisations potentielles des terres, les obstacles sociaux et culturels à l'adoption, les risques de fuite d'émissions et l'existence d'outils politiques et réglementaires appropriés pour soutenir le déploiement (p. ex. les marchés et les compensations financières pour les services écosystémiques) (voir les sections 3.5, 4.5, 5.5 et 6.5). Drever *et al.* (2021) ont estimé que le potentiel rentable d'atténuation des GES des SCBN au Canada représente environ la moitié (51 %) de leur potentiel technique total estimé. Roe *et al.* (2021) ont quant à eux estimé que ~30 % du potentiel technique d'atténuation des GES au Canada (soit le potentiel auquel ils arrivent) est inférieur au seuil de rentabilité de 100 \$/t éq CO₂³⁴. Les estimations de



coûts qui sous-tendent ces calculs sont toutefois fondées sur des données limitées, souvent extrapolées à partir de quelques études portant sur des régions ou des contextes particuliers. La prise en compte limitée de différents facteurs — comme les fuites, les effets du marché des produits de base, l'efficacité des instruments de





34 Dans ce cas, la différence la plus importante entre le potentiel rentable et le potentiel technique provient de la restauration du couvert forestier, pour laquelle seulement 12 % du potentiel technique total a été estimé rentable.

politique, l'additionnalité, les coûts de transaction et la résistance comportementale ou sociale à l'adoption de nouvelles pratiques — signifie que ceux-ci sont plus susceptibles d'être sous-estimés que surestimés. Ainsi, de l'avis du comité, il est nécessaire de mener des recherches supplémentaires afin d'évaluer ces facteurs.

Dans le contexte canadien, les possibilités de réduction à moindre coût — c'est-à-dire à un coût moyen inférieur à 50 \$/t éq CO₂ — incluent la plupart des SCBN agroforestières, de même que la conversion évitée des zones humides à sol minéral et l'ajout de légumineuses aux pâturages (voir tableau 7.1). Le comité note que, même si l'on estime les pratiques agroforestières comme étant relativement rentables, leurs coûts sont susceptibles d'être sous-estimés et resteront sujets à des incertitudes, comme les questions de réversibilité et les coûts de nuisance non comptabilisés. Les SCBN réalisables à des coûts légèrement plus élevés — soit entre 50 et 100 \$/t éq CO₂ — et générant des effets d'atténuation à court terme (relativement parlant) comprennent l'amélioration de l'aménagement forestier, la conversion forestière évitée, les cultures de couverture, les pratiques de travail du sol réduit ou sans labour, ainsi que la gestion des nutriments. La plupart de ces SCBN sont incluses dans la catégorie des plus prometteuses comme indique la figure 7.1.

Pour certaines de ces SCBN, la mise en œuvre peut même être associée à des opportunités à moindre coût, voire sans coût, en fonction des caractéristiques pédologiques et environnementales locales (c'est le cas par exemple de la gestion de l'azote). D'autres SCBN faisant partie de cette plage de coûts ont soit un faible potentiel d'atténuation à l'échelle nationale, soit des effets qui ne se réaliseront que sur de longues périodes. Par exemple, la restauration des marais intertidaux (dont le CMR moyen est de 89 \$/t éq CO₂) recèle un potentiel d'atténuation limité à l'échelle régionale — et ne jouit que d'une faible confiance du comité à l'égard du CMR en tant que tel. À court terme, la restauration du couvert forestier est assortie d'un CMR très élevé (1 203 \$/t éq CO₂ à l'horizon 2030); toutefois, si l'on considère le long terme, les coûts descendent à 96 \$/t éq CO₂, alors que le potentiel d'atténuation augmente à mesure que les arbres accumulent progressivement le carbone, compensant ainsi les dépenses initiales en capital associées à la mise en œuvre sur une plus longue période (voir section 3.5.1). Les coûts élevés associés au reste des SCBN découlent le plus souvent des coûts de renonciation liés aux revenus abandonnés (p. ex. la conversion évitée des tourbières).

<h3>SCBN les plus prometteuses</h3> <p>SCBN suffisamment bien comprises sur le plan scientifique pour assurer une séquestration ou une réduction des émissions — en éq CO₂ — de modérée à élevée. Ils comportent des obstacles socioéconomiques à la mise en œuvre, ainsi que des risques biophysiques à la permanence, allant de faibles à modérés.</p>	 <h4>Gestion des cultures</h4> <hr/> <h4>Gestion des sols</h4> <ul style="list-style-type: none"> Le biocharbon est assorti d'un coût élevé <hr/> <h4>Gestion de l'azote</h4>	 <h4>Amélioration de la gestion forestière</h4> <ul style="list-style-type: none"> Vulnérabilité à la libération élevée sur le plan socioéconomique <hr/> <h4>Restauration de la couverture forestière</h4> <ul style="list-style-type: none"> Faible potentiel et coût élevé à l'horizon 2030 Obstacles importants à la mise en œuvre
---	---	--

 <h4>Amélioration de la gestion forestière</h4> <ul style="list-style-type: none"> Vulnérabilité à la libération élevée sur le plan socioéconomique 	 <h4>Restauration des marais intertidaux</h4> <ul style="list-style-type: none"> Compréhension scientifique modérée de l'ampleur du potentiel et faible vulnérabilité à la libération sur le plan socioéconomique Certains obstacles socioéconomiques à la mise en œuvre sont en présence <hr/> <h4>Restauration des prairies sous-marines</h4> <ul style="list-style-type: none"> Compréhension scientifique modérée de l'ampleur du potentiel Compréhension scientifique limitée de la superficie potentielle Coûts modérés 	<h3>SCBN comportant moins de risques, mais conférant moins d'avantages</h3> <p>SCBN ayant un faible potentiel de séquestration ou de réduction des émissions. La compréhension scientifique à leur égard est de faible à modérée, tandis que les obstacles socioéconomiques à la mise en œuvre et les risques biophysiques à la permanence sont également de faibles à modérés.</p>
 <h4>Conversion évitée des zones humides d'eaux douces à sol minéral</h4>		
 <h4>Amélioration de l'aménagement des prairies</h4> <hr/> <h4>Restauration des prairies</h4>		



Écart positif ➕ ou négatif ➖ par rapport au regroupement

Figure 7.1 Catégorisation des SCBN à l'horizon 2050, à l'échelle nationale

Les regroupements de SCBN (à l'horizon 2050) effectués par le comité se basent sur quatre critères : (i) l'ampleur du potentiel de séquestration/réduction des émissions à l'échelle nationale, (ii) les obstacles socioéconomiques à la mise en œuvre, (iii) les risques biophysiques pour la permanence, et (iv) la compréhension scientifique des catégories (i)-(iii). La catégorisation des SCBN est basée sur les données probantes présentées dans les chapitres 3-6 et l'évaluation correspondante du comité, à l'aide des mêmes critères que ceux du tableau 7.1. La colonne des écarts positifs (+) ou négatifs (-) représente les cas où l'un des critères identifiés affiche une déviation par rapport à la catégorie générale dans laquelle la SCBN a été mise.

Le comité note toutefois que les CMR ne représentent que la valeur moyenne du coût économique pour chaque SCBN, et que les coûts réels peuvent varier considérablement en fonction de facteurs locaux et régionaux. En outre, les coûts présentés ci-dessous, calculés par Cook-Patton *et al.* (2021), ne comprennent pas les valeurs associées aux coûts de transaction ou de surveillance. Grafton *et al.* (2021) ont estimé que ces derniers pourraient ajouter de 9 à 47 % au coût global d'une SCBN. En outre, Cook-Patton *et al.* (2021) ont supposé que les terres sont affectées de façon permanente à l'utilisation des SCBN dans les analyses des coûts de renonciation, alors qu'en réalité, certaines terres pourraient en être retirées si des options d'atténuation moins coûteuses deviennent disponibles, ou si la décarbonisation de l'économie progresse suffisamment.

En dehors des coûts, le comité a évalué la faisabilité sur la base d'une échelle catégorielle mesurant la gravité des obstacles à l'adoption et au déploiement. Parmi les SCBN évaluées, quatre ont été considérées par le comité comme présentant des obstacles relativement mineurs à l'adoption : gestion des cultures, gestion améliorée des prairies, conversion évitée des zones humides d'eaux douces à sol minéral et conversion évitée des prairies sous-marines. Les défis de faisabilité dans d'autres catégories de SCBN sont plus importants pour diverses raisons — notamment les facteurs comportementaux et socioculturels qui peuvent ralentir les taux d'adoption sur les terres privées (les SCBN d'agroforesterie par exemple). Parmi les SCBN forestières, les défis de faisabilité découlent de divers facteurs, notamment l'accès, la cohérence avec les pratiques actuelles de récolte du bois et de gestion forestière, ainsi les conflits potentiels avec d'autres objectifs de gestion des terres publiques (voir section 3.5). La restauration du couvert forestier a été jugée par le comité comme ayant des coûts initiaux élevés, la mise en œuvre pouvant être limitée au niveau régional en raison d'une variété de facteurs, y compris la demande agricole, le développement des infrastructures et les industries extractives (voir section 3.5.1).

Pendant, à mesure que le prix du carbone augmente, l'investissement économique dans la restauration du couvert forestier pourrait devenir de plus en plus viable au Canada, à condition d'une part que les gestionnaires forestiers disposent de mécanismes leur permettant de réaliser ces avantages, et d'autre part que les évaluations (complexes) des changements d'utilisation des terres et les décisions à l'interface agriculture-foresterie s'accordent (voir section 3.5). Les obstacles biophysiques actuels associés à l'expansion de la restauration du couvert forestier dans les régions éloignées et nordiques pourraient être affectés par le réchauffement du climat et l'allongement des saisons de croissance — bien qu'en définitive, de tels changements climatiques modifieront aussi la composition des essences de la forêt boréale et entraîneront un accroissement décalé du couvert forestier (voir section 3.4). Toutefois, certaines pratiques de gestion forestière

(p. ex. la modification de l'utilisation des résidus de récolte et des produits ligneux récoltés) et la conversion évitée des tourbières sont également confrontées à des obstacles importants au déploiement — en raison des coûts et d'autres difficultés de mise en œuvre dans les systèmes de gestion forestière et de récolte existants (voir sections 3.5 et 5.5).

L'autodétermination des Autochtones est une condition préalable et un catalyseur pour la mise en œuvre, l'adoption, le déploiement à long terme et le succès des SCBN

Tous les stocks de carbone au Canada se trouvent sur le territoire traditionnel des peuples autochtones, ces communautés étant essentielles au succès à long terme de nombreuses SCBN. À ce titre, le comité note que l'histoire de la séquestration du carbone au Canada est intrinsèquement liée à la gestion des terres et des ressources assurée par les Autochtones (et par extension, à la réconciliation). Ce constat est rendu encore plus explicite dans le concept de *toutes mes relations* (voir section 2.4), qui rappelle que tout est lié, y compris l'air que nous respirons, l'eau que nous buvons et la terre que nous foulons (Nandogikendan, s.d.). Les écosystèmes au sein desquels les communautés existent sont ainsi conservés et entretenus — un prolongement naturel du respect que l'on accorde à toute relation. C'est grâce à de tels soins que le carbone stocké dans les écosystèmes a également pu être préservé. Ainsi, de l'avis du comité, les avantages d'une meilleure séquestration du carbone dans bon nombre des écosystèmes sont le résultat direct de la gestion autochtone des terres et des eaux.

La promotion de l'autodétermination des peuples autochtones a le potentiel d'améliorer la séquestration du carbone et la réduction des émissions et, en retour, de contribuer aux objectifs environnementaux du Canada — comme ses cibles de réduction des émissions de GES. Lorsque les communautés elles-mêmes entreprennent des efforts de gestion de l'écosystème, conformément à leurs traditions et à leurs valeurs, les processus décisionnels pour l'utilisation durable des SCBN peuvent être améliorés (voir sections 3.2, 4.2, 5.2 et 6.2). Le comité estime que les gouvernements et les communautés autochtones sont les mieux placés pour gérer efficacement l'environnement naturel de manière à renforcer la conservation des stocks de carbone actuels et à améliorer la séquestration continue du carbone atmosphérique comme la réduction des émissions.

En leur qualité d'accords allant au-delà des écosystèmes locaux et portant sur des questions plus larges d'autodétermination et de souveraineté foncière, les APCA existantes et futures peuvent être efficaces pour assurer le respect des communautés autochtones, de leurs relations avec la terre et de l'environnement de manière plus générale. Bien que le comité note que les APCA ne sont pas toujours établies dans des zones confrontées à une menace imminente de

conversion de l'utilisation des terres (ce qui fait qu'elles ne peuvent pas être considérées comme additionnelles), l'objectif principal des APCA n'est pas de renforcer les SCBN, mais plutôt de codifier l'autodétermination des communautés autochtones (voir sections 5.2 et 6.2). Même si cette reconnaissance et ce respect de l'autodétermination sont à même d'entraîner une augmentation de la séquestration du carbone, comme nous l'avons vu plus haut, ce dernier aspect ne doit pas être considéré comme une exigence dans les processus de demande et d'approbation. De par leur essence, les APCA représentent des accords de gestion des terres et des eaux qui opèrent dans les limites des objectifs d'une communauté — ce n'est que lorsqu'une communauté choisit de conclure des partenariats avec les gouvernements fédéral, provinciaux ou territoriaux dans le but d'améliorer la séquestration du carbone ou la réduction des émissions que ces pratiques deviennent des SCBN potentielles (voir section 2.4). Il est donc important que le gouvernement fédéral soit conscient de la nature multidimensionnelle des relations dirigées par les Autochtones, afin de s'assurer que les APCA restent un outil d'autodétermination plutôt que de colonisation.

Les programmes de gardiens autochtones (voir section 3.2) constituent un autre exemple de relations de collaboration et de respect entre les communautés autochtones et non autochtones. En tant qu'entités dirigées par des Autochtones qui collaborent et interagissent directement avec les utilisateurs des terres, les représentants de l'industrie, les chercheurs et les gouvernements, les gardiens autochtones veillent à ce que les communautés aient la capacité de prendre des décisions éclairées fondées sur les valeurs et les priorités qu'elles choisissent. En favorisant l'autodétermination et en veillant à ce que le consentement libre, préalable et éclairé soit obtenu dans toutes les décisions d'aménagement des terres, les gardiens autochtones peuvent servir à garantir que l'autodétermination et les structures de gouvernance autochtones sont respectées et soutenues lors des discussions sur d'éventuelles SCBN (voir section 2.4). D'autres initiatives, comme le *Buffalo Treaty* dans les provinces des Prairies (voir section 4.6.2), ainsi que les programmes de crédits de carbone dirigés par les Autochtones en Colombie-Britannique (voir encadré 3.2), renforcent l'idée que, lorsque les modes d'être et de savoir traditionnels sont centrés sur les processus décisionnels en matière de gestion des terres, la séquestration du carbone et les réductions d'émissions peuvent résulter de l'autonomie économique accrue et de l'amélioration des moyens de subsistance des membres de la communauté. De l'avis du comité, il s'agit là de caractéristiques qui augmenteront la probabilité d'une gestion et d'un suivi durables des SCBN.

Les obstacles comportementaux sont des éléments importants, mais qui comportent une bonne part d'incertitude lorsqu'il s'agit de déterminer la faisabilité des SCBN

Les comportements sous forme de caractéristiques cognitives, émotionnelles et sociales d'une personne, d'une communauté, d'une organisation ou d'une institution donnée peuvent avoir un impact négatif sur la faisabilité d'une SCBN. Les obstacles comportementaux sont donc également entachés d'incertitude. Bien que de nombreuses SCBN puissent avoir un potentiel technique et économique élevé, on ne saurait garantir des taux d'adoption élevés en raison de la nature contextuelle de la prise de décision individuelle (voir section 4.5.2). Certains comportements peuvent entraver l'acceptation des SCBN malgré un potentiel d'atténuation et un rapport coût-efficacité élevés. Le changement d'utilisation des terres aux fins de la restauration de la couverture forestière, par exemple, est à même de susciter une résistance en raison de la valeur perçue et de la priorité



« Bien que de nombreuses SCBN puissent avoir un potentiel technique et économique élevé, on ne saurait garantir des taux d'adoption élevés en raison de la nature contextuelle de la prise de décision individuelle. »

accordée aux terres destinées à la production agricole par rapport aux zones forestières — sans parler des difficultés potentielles associées à la négociation de contrats pour de telles pratiques sur des terres publiques (voir section 3.5). Dans le secteur agricole, les exploitants peuvent être particulièrement réticents à prendre des risques, considérant que la possibilité d'une réduction du rendement des cultures l'emporte sur les avantages environnementaux et économiques d'une meilleure gestion de l'azote (voir section 4.5.2).

En outre, le comité fait remarquer qu'il existe un risque de biais d'optimisme — soit la tendance d'une personne à croire qu'elle est moins susceptible de subir des résultats négatifs que d'autres. Ce biais pourrait nuire à l'acceptation des SCBN. En effet, bien que certains puissent considérer les pratiques visant

à atténuer les dommages potentiels comme étant bénéfiques, ils peuvent ne pas les considérer comme essentielles à la réussite de leur entreprise particulière. Dans l'ensemble, les obstacles comportementaux représentent donc un élément critique dans les considérations de faisabilité, malgré l'incertitude considérable qui les caractérise.

Une surveillance accrue des SCBN est nécessaire pour exploiter pleinement leur potentiel

Le comité a reconnu la surveillance précise et soutenue des SCBN comme étant essentielle et nécessaire dans tous les écosystèmes et types d'intervention, même si les approches varieraient. De nombreuses SCBN examinées dans le présent rapport reposent sur des ensembles de données éparses ou brutes, dont certaines peuvent ne pas refléter les complexités et les variances associées aux stocks et aux flux de carbone (Novick *et al.*, 2022). Cette lacune des données entraîne des incertitudes au niveau des politiques publiques, où les questions d'additionnalité ou de permanence peuvent être négligées, et où les avantages comme les impacts des SCBN peuvent ne pas être entièrement compris (Novick *et al.*, 2022). Dans le secteur agricole, par exemple, la nécessité de disposer de données complètes, centralisées et accessibles pour comprendre les tendances caractérisant la matière et le carbone organiques du sol — en relation avec les pratiques d'utilisation des terres et les changements climatiques — a été identifiée comme une priorité pour fournir un point de référence afin d'évaluer les impacts humains sur les sols (Harden *et al.*, 2018). Bien que l'International Soil Carbon Network (réseau international du carbone du sol) ait été promu comme une avenue pour atteindre cet objectif (Harden *et al.*, 2018), le comité croit que le Canada pourrait développer un réseau et une plateforme de surveillance, le tout étant assorti d'une résolution plus ferme, pour contribuer à suivre la relation entre les SCBN canadiennes et le carbone du sol. Ceci permettrait d'établir les bases de référence nécessaires pour assurer le suivi des progrès des SCBN comme leurs réponses aux changements climatiques (p. ex. en reliant l'Inventaire forestier national à l'étude des réponses climatiques et des SCBN; voir section 3.5.3).

Idéalement, le suivi devrait également s'étendre à la mise en œuvre et à la pratique des mécanismes politiques en place, qui sont censés soutenir les SCBN et assurer leur succès. Les politiques de non-perte nette associées aux zones humides de la côte atlantique illustrent bien cette question. En effet, les politiques exigeant que la perte de zones humides soit compensée par la création ou la restauration d'autres zones similaires ont le potentiel d'inciter à la conservation des marais littoraux existants et des stocks de carbone qui y sont associés (voir section 6.5.2). Cependant, dans le cadre de cette approche politique, un stock de carbone à long terme pourrait être perdu, tandis qu'une nouvelle zone humide est créée sans capacité de remplacement du stock antérieur. En outre, les politiques de ce type n'ont pas été appliquées uniformément, ayant entraîné une protection inefficace et une réduction de l'ampleur globale du potentiel de séquestration de la pratique (voir section 6.5.2).

De l'avis du comité, la surveillance et l'application exhaustives des politiques (provinciales/territoriales et fédérales) liées aux conditions d'exploitation d'une SCBN sont essentielles pour s'assurer que les avantages de chaque pratique sont réalisés dans les faits. De plus, en s'assurant que la surveillance est complète, le comité croit que des avantages additionnels peuvent être tirés des SCBN — comme une meilleure connaissance des écosystèmes dans lesquels les interventions sont menées. Cet accroissement des connaissances est également à même de profiter aux décideurs, en augmentant la confiance générale dans le fait que les décisions sont bien informées.

Un suivi accru des SCBN permettra enfin d'améliorer les connaissances sur le rapport coût-efficacité de telles activités. Dans de nombreux cas, les estimations de coûts sont basées sur des calculs synthétiques des montants versés aux propriétaires fonciers pour la fourniture des SCBN (voir section 2.3.1). Plus d'informations sur les succès (ou les échecs) des SCBN permettraient aux décideurs de mieux évaluer les coûts réels, qui peuvent différer des coûts simulés. Voilà qui est essentiel si des marchés liés au carbone doivent être établis. Toutefois, le comité note que la surveillance accrue des SCBN ne va pas sans coûts supplémentaires, qui doivent également être pris en compte dans l'évaluation de la faisabilité de tout projet ou intervention donné.

7.3 Évaluation des avantages et des inconvénients des SCBN

Quels sont les implications, les avantages ou les risques de la mise en œuvre de solutions fondées sur la nature et axées sur l'amélioration de la séquestration du carbone, notamment pour la biodiversité, les services écosystémiques, les facteurs économiques et les émissions de GES du Canada?

De nombreux cobénéfices des SCBN ont été décrits dans ce rapport : impacts positifs sur la biodiversité, promotion de la santé des sols, protection contre les risques tels que les inondations, et création d'espaces encadrant les activités sociales et culturelles. De même, les compromis à la mise en œuvre de certaines SCBN ont été abordés — y compris les risques pour les moyens de subsistance, les impacts sur le climat et les rétroactions à cet égard (à l'exclusion des impacts sur les flux de CH₄ et N₂O et les changements dans l'albédo de la couverture terrestre) — bien que des priorités concurrentes en matière d'utilisation des terres soient inévitables dans de nombreux contextes. L'examen de toutes les SCBN fait ressortir plusieurs thèmes communs qui peuvent éclairer la prise de décision quant aux solutions les plus appropriées à mettre en œuvre dans des endroits précis.

Une mise en œuvre plus large de nombreuses SCBN au Canada peut être souhaitable en raison de leurs cobénéfices, même sans séquestration additionnelle du carbone

De nombreuses SCBN sont associées à des cobénéfices avantageux bien documentés en termes de services écosystémiques, de protection de la biodiversité, de valeur culturelle et d'adaptation aux changements climatiques. De telles SCBN peuvent fournir des avantages sociaux et économiques tangibles, y compris ceux associés à la valeur des propriétés — pensons aux aménagements pittoresques/esthétiques ou à l'amélioration de la qualité de l'eau —, à la prévention des dommages causés par les inondations, à l'enrichissement des expériences récréatives et à l'amélioration du sort des espèces menacées (voir sections 3.6, 4.6, 5.6 et 6.6). Même lorsque les bénéfices de l'atténuation des GES sont faibles, ces cobénéfices peuvent justifier à eux seuls une adoption plus large de ces pratiques. Par exemple, malgré un potentiel relativement faible de séquestration du carbone, la restauration et la préservation des marais dans la région des fondrières des Prairies comportent une multitude d'effets positifs, notamment en ce qui touche l'habitat des espèces menacées, la protection contre les inondations, le maintien de la qualité de l'eau et les services récréatifs (voir section 5.6). De même, les effets des forêts urbaines sur l'atténuation du climat restent relativement mineurs, les coûts dépassant de loin les avantages si la séquestration du carbone est la seule considération retenue. Pourtant, les forêts urbaines contribuent à réduire la température dans les villes, ce qui peut sauver des vies humaines en réduisant l'effet d'îlot de chaleur urbain (voir section 3.3.2). La protection et la restauration des marais littoraux contribuent à l'adaptation aux changements climatiques en protégeant les côtes et les collectivités des ondes de tempête et de l'érosion, une gestion adéquate de ces écosystèmes pouvant se traduire par des économies importantes en ce qui a trait aux impacts des catastrophes (voir section 6.5.1). Ces exemples illustrent l'importance d'envisager les possibilités de cofinancement ou de mise en œuvre des SCBN conjointement avec des acteurs ou des décideurs ayant des responsabilités autres que la séquestration du carbone — bien que le comité note que, dans de telles circonstances, la séquestration du carbone (ou la réduction des émissions) devrait être considérée comme un cobénéfice en soi plutôt que comme le facteur motivant la conservation ou la restauration.

Toutefois, ces cobénéfices varieront en fonction de l'emplacement de l'activité de la SCBN et des environnements naturels et humains environnants. Ils dépendront également d'autres facteurs qui affectent l'utilisation des terres, comme la croissance de la population humaine, l'urbanisation et les conditions économiques prévalant dans les secteurs énergétique, agricole et forestier. Cette variation se reflète dans les fourchettes d'évaluation économique des services écosystémiques.

Mentionnons au passage qu'on en sait relativement peu sur la valeur économique des services écosystémiques au Canada (Olewiler, 2017) : bien qu'il en existe plusieurs, le nombre global d'études par année n'a pas augmenté depuis 1975, et il existe de nombreuses lacunes dans la recherche en ce qui concerne certaines ressources (comme la qualité de l'air) et certains emplacements géographiques (dont très peu d'études menées dans les territoires canadiens) (Macaskill et Lloyd-Smith, 2022). Malgré tout, la demande à l'égard de la recherche sur l'évaluation environnementale demeure. Pour estimer correctement la valeur des cobénéfices des SCBN, il est en effet nécessaire d'approfondir les connaissances relativement à certains aspects : la régionalité, par le biais d'études actualisées et réparties sur le plan régional; les pratiques prometteuses en matière de méthodes d'évaluation non marchandes; de même que les changements dans les comportements et les préférences des populations — sans oublier l'état de l'environnement lui-même (Macaskill et Lloyd-Smith, 2022).

Plusieurs des avantages évoqués dans les chapitres précédents sont plus intangibles que les compromis perçus. Par exemple, une étude des aspects comportementaux requis pour la conversion aux brise-vent a révélé que les coûts de plantation et d'entretien des arbres étaient beaucoup plus préoccupants pour les propriétaires fonciers que les avantages potentiels à long terme (voir section 4.5.2). Ces avantages comprennent la séquestration du carbone et l'amélioration de l'esthétique comme de la biodiversité — et tous sont plus difficiles à quantifier que les coûts de démarrage et d'entretien. Certaines pratiques de gestion forestière (c.-à-d. la restauration du couvert forestier) présentent des défis similaires, car les avantages sur le plan du carbone peuvent ne se manifester que dans plusieurs décennies, tandis que la mise en œuvre risque fort de nécessiter des coûts initiaux (voir section 3.5.1). La conservation et la restauration des zones humides sont également soumises à cette tension. Les coûts initiaux élevés pour restaurer ou protéger une zone humide sont juxtaposés aux avantages comme la protection contre les inondations (qui peuvent ne pas être apparents à court terme) ou les avantages pour la biodiversité (qui peuvent prendre des années à se manifester et dont la valeur reste subjective). En outre, la restauration des zones humides d'eaux douces à sol minéral peut entraîner une augmentation immédiate des émissions de CH_4 — un compromis notable en ce qui a trait à l'atténuation du climat, la contribution au refroidissement atmosphérique ne se faisant sentir que des décennies après la mise en œuvre (voir section 5.3.2). En l'état des choses, le comité estime qu'il est important de s'assurer que l'on prend en considération à la fois les cobénéfices et les coûts pertinents lors de l'évaluation de la valeur des SCBN — les coûts et/ou les compromis connexes pour les pratiques devant tenir compte des divers avantages supplémentaires qui peuvent être cumulés suite à une mise en œuvre réussie. Cependant, de la même façon, chaque cobénéfice doit lui-même être évalué par rapport aux coûts de l'intervention.

Une meilleure compréhension de la valeur des cobénéfices, soutenue par les politiques publiques, peut aider à réduire les compromis perçus en lien avec le marché

Les effets négatifs liés au marché, ainsi que les incertitudes qui y sont associées, sont les principaux compromis à faire lors de la mise en œuvre des SCBN. La perte de rendement des cultures ou des produits du bois, la réduction des profits et les risques pour l'emploi sont tous cités comme des préoccupations importantes pour ceux qui envisagent les SCBN. Par exemple, la réduction de l'utilisation d'engrais risque d'avoir des répercussions directes sur la croissance des cultures, affectant ainsi le rendement comme les profits des producteurs agricoles qui ressentent de plus en plus la pression des marchés et de la demande en nourriture (voir section 4.5.1). Réduire l'extraction de tourbe horticole ou empêcher l'expansion des activités d'exploration ou d'exploitation pétrolière, gazière et minière dans les tourbières aura un impact direct sur des pans entiers de l'industrie, réduisant les possibilités d'emploi et affectant les profits de façon marquée (voir section 5.6). De même, le fait de réduire la récolte dans les forêts et d'éviter leur conversion réduira intrinsèquement le rendement des opérations forestières et pourrait avoir un impact important sur les collectivités qui dépendent de l'exploitation pour l'emploi (voir section 3.6.2). Ces compromis doivent être soigneusement pris en compte lors de la mise en œuvre des SCBN, mais ne doivent pas avoir un effet dissuasif. En effet, si les coûts initiaux peuvent augmenter, certains peuvent être de nature temporaire (p. ex. les ajustements au chapitre de l'emploi). Plus important encore, les efforts déployés pour mieux quantifier les cobénéfices, et l'utilisation de mécanismes politiques et de programmes de financement pour encourager l'adoption des SCBN et atténuer certains de ces compromis, peuvent aussi contribuer à réduire les effets négatifs globaux liés au marché.

Bien qu'un examen exhaustif des politiques, des programmes et des règlements pour la mise en œuvre et l'utilisation continue des SCBN au Canada dépasse la portée du présent rapport, le comité a discuté de plusieurs avenues qui pourraient s'avérer prometteuses dans l'atteinte des objectifs de séquestration du carbone par le biais des SCBN. Par exemple, l'intégration des ressources forestières dans les cadres de politique climatique, la clarté des mécanismes politiques qui encouragent la séquestration ou la conversion évitée, l'harmonisation des exigences de déclaration entre les différents secteurs, les politiques de non-perte nette et les celles visant à valoriser les écosystèmes intacts peuvent toutes contribuer à faire progresser l'adoption des SCBN au Canada (voir sections 3.5.2, 5.5.2 et 6.5.2). Les programmes de crédits de carbone dans le secteur agricole et la

notion de conditionnalité dans le cadre des programmes de gestion des risques de l'entreprise ont été suggérés comme des moyens de faire progresser les SCBN au Canada, mais non sans inconvénients ou compromis (voir section 4.5.2). D'autres programmes et accords, comme les gardiens autochtones et les APCA, offrent quant à eux la possibilité de conserver les stocks de carbone à risque tout en faisant progresser l'autodétermination des Autochtones, comme discuté à la section 7.2.

Lors du choix des politiques appropriées pour la mise en œuvre des SCBN, le comité souligne l'importance d'évaluer les coûts et les avantages tant privés que publics, en particulier lorsque des propriétaires privés font partie de l'équation. Les structures décisionnelles utilisées pour choisir parmi les options de politiques font ressortir la complexité de départager entre avantages privés et avantages publics. Le choix des conceptions politiques les plus efficaces et des incitatifs ou pénalités pour trouver un équilibre entre les différents intérêts en jeu est également une tâche complexe (voir section 2.3.2). De plus, il est essentiel que les politiques visant à promouvoir l'utilisation des SCBN soient conçues en fonction des caractéristiques géographiques et environnementales propres aux écosystèmes, aux régions et aux contextes politiques dans lesquels elles sont déployées.

Une telle variation régionale n'empêche toutefois pas d'agir à l'échelle nationale. Le comité souligne que, malgré la variabilité régionale d'un grand nombre des solutions abordées tout au long de ce rapport, il existe des occasions pour les décideurs de marquer des points dans la mise en œuvre des SCBN entre les territoires de compétence. Par exemple, la *Déclaration des premiers ministres du Canada* comporte des engagements à « mettre de l'avant des mesures favorisant la concertation intergouvernementale et intersectorielle dans tous les secteurs de l'économie en matière de lutte contre les changements climatiques; mettre en œuvre des programmes et des mesures visant l'adaptation aux changements climatiques et la réduction des émissions de GES; [et] mettre en œuvre des politiques de réduction des émissions de GES », entre autres (Premiers Ministres, 2015). Ces engagements sont pertinents pour les SCBN et offrent une voie potentielle pour les mettre en œuvre, les surveiller et les améliorer à l'échelle nationale — tout en maintenant la spécificité régionale et l'effort d'atténuation. Néanmoins, la conception, l'élaboration et l'évaluation des politiques pour le déploiement rentable des programmes de SCBN demeurent des aspects clés, mais incertains de l'avenir de ces programmes au Canada et, de l'avis du comité, méritent à ce titre des recherches plus approfondies.

Certaines SCBN sont incompatibles entre elles ou avec d'autres objectifs d'aménagement des terres, tandis que d'autres sont complémentaires

Des considérations supplémentaires dans la mise en œuvre des SCBN tournent autour de leurs interactions avec des objectifs plus larges d'aménagement des terres, ainsi que de leurs interactions entre elles. Dans le secteur forestier, par exemple, l'évaluation de l'équilibre des cobénéfices et des compromis est complexe et sujette à des niveaux plus élevés d'incertitude en raison de la nature souvent incompatible des SCBN avec de nombreux objectifs actuels touchant l'aménagement des terres. La gestion intensive des forêts à l'appui de la production de produits ligneux récoltés (PLR) pourrait ainsi compromettre d'autres priorités de gestion forestière (p. ex. fournir un habitat à la faune ou assurer la diversité, la résilience et l'adaptation des forêts au climat) — en fonction des hypothèses sur les émissions de GES associées à l'entretien, à la récolte et à l'utilisation des PLR. Cependant, la comptabilisation du carbone stocké dans les PLR reste sujette à caution (voir section 3.3.1). De plus, les interventions qui nécessitent une augmentation de la récolte, comme le recours accru aux PLR et aux résidus de récolte pour les biocarburants, entrent en contradiction directe avec d'autres SCBN forestières, comme les rotations prolongées, qui séquestrent le carbone en réduisant la récolte (voir section 3.3.2). Cet exemple démontre qu'il existe de nombreuses voies pour réduire les émissions ou séquestrer le carbone, mais que toutes ne contribuent pas aux autres objectifs de politiques et de gestion des terres.

Toutefois, les SCBN peuvent également être complémentaires. La gestion de l'azote — et des engrais en général — n'aura pas seulement des effets directs sur les émissions de N_2O provenant des champs et des terres cultivées où les engrais sont appliqués, mais contribuera également à réduire les émissions des écosystèmes d'eaux douces et marins en aval (voir section 4.6.1). La gestion des engrais est liée au concept plus large de gestion des bassins versants, où les décisions concernant l'utilisation des terres tiennent compte de tous les effets en aval pour les rivières, les lacs et les milieux humides (y compris le contrôle des efflorescences algales nuisibles). La gestion des nutriments à l'échelle d'un bassin versant présente de nombreux avantages environnementaux, tant pour la réduction des émissions que pour la qualité de l'eau et la santé des écosystèmes.

7.4 Contributions aux voies d'émissions et au réchauffement de la planète

Dans quelle mesure les puits de carbone canadiens et l'amélioration potentielle de la séquestration influencent-ils ou contribuent-ils aux futures trajectoires d'émissions et au réchauffement de la planète, conformément à l'objectif de l'Accord de Paris de maintenir l'augmentation de la température moyenne mondiale bien en dessous de 2 °C?

Les SCBN peuvent jouer un rôle modeste, mais important en contribuant aux cibles et objectifs du Canada en matière de réduction des émissions de GES

On a suggéré qu'à l'échelle nationale et internationale, les SCBN permettraient des réductions d'émissions allant jusqu'à un tiers du total des émissions mondiales annuelles actuelles — soit par le renforcement intentionnel de la séquestration du carbone, soit par la réduction des GES rejetés dans l'atmosphère (Griscom *et al.*, 2017; Roe *et al.*, 2021). De telles pratiques, parallèlement aux réductions des émissions de combustibles fossiles, contribueront de manière notable à l'atteinte de l'objectif de l'Accord de Paris consistant à contenir l'augmentation de la température moyenne mondiale entre 1,5 et 2 °C. Au Canada, il existe une prise de conscience des possibilités de séquestration du carbone et de réduction des émissions offertes par les écosystèmes de tout le pays, comme en témoigne le plan d'action climatique renforcé du gouvernement du Canada et son engagement à investir plus de 3 milliards de dollars dans les SCBN sur 10 ans (ECCC, 2020a).

Bien que les opportunités que présentent les SCBN soient réelles, elles doivent être considérées dans le contexte de la nécessité impérieuse de décarboniser les systèmes énergétiques et de réduire les émissions. Selon l'examen et les estimations de Drever *et al.* (2021), les SCBN rentables à court terme (entre maintenant et 2030) sont peu susceptibles de compenser plus de 6 % des émissions de GES actuelles du Canada. En outre, si le potentiel de ces solutions peut augmenter (ou diminuer) à long terme, il n'existe actuellement aucune donnée permettant de déterminer avec précision leur influence au-delà de 2050. Par conséquent, on ne peut pas compter entièrement sur les SCBN pour le respect des engagements internationaux en matière de climat comme l'Accord de Paris — d'autant plus que bon nombre des solutions recensées tout au long de ce rapport ne sont pas actuellement incluses dans le cadre national de comptabilisation des émissions du Canada (voir section 2.1.5). Les SCBN offrent plutôt une approche parmi d'autres pour réduire efficacement les émissions de GES, et leur rôle dans la politique climatique internationale serait mieux décrit

comme étant un élément de soutien. L'atteinte des objectifs et des cibles d'atténuation des changements climatiques nécessitera un ensemble d'autres mesures de la part des gouvernements étrangers, dont la plus importante est la réalisation de réductions continues, importantes et durables des émissions provenant de la combustion fossile.

Le Canada peut favoriser une plus grande sensibilisation et de meilleures connaissances par rapport aux SCBN grâce à leur mise en œuvre, ce qui accélérera leur déploiement ailleurs et entraînera des avantages supplémentaires en matière de réduction des émissions

Bien que les impacts climatiques des SCBN au Canada soient faibles dans un contexte mondial, l'adoption plus généralisée de ces approches peut produire des cobénéfices en lien avec les efforts internationaux de séquestration du carbone. Le Canada est l'un des pays les plus diversifiés au monde sur le plan écologique, caractérisé par de vastes forêts de feuillus et de conifères, des prairies indigènes, des voies navigables intérieures et des milieux humides — sans oublier la toundra arctique et de vastes littoraux. Il occupe donc une position unique pour mettre en œuvre et promouvoir les SCBN dans de multiples écosystèmes. Dans leur analyse de l'augmentation du soutien aux SCBN dans l'Union européenne, Faivre *et al.* (2017) ont décrit quatre composantes essentielles nécessaires à la réussite d'une telle promotion : « établir une base de données probantes », créer un « référentiel d'exemples de pratiques exemplaire », « créer une communauté [de SCBN] » et « susciter une sensibilisation [généralisée] ». Or, le Canada est bien placé pour atteindre ces objectifs.

De l'avis du comité, l'utilisation et la surveillance accrues des SCBN à l'échelle nationale permettront d'innover, d'expérimenter et d'élargir les concepts, en fournissant de nouvelles données probantes et en aidant à relever les pratiques prometteuses dans différents écosystèmes et secteurs d'utilisation des terres. Les connaissances acquises par les chercheurs et les praticiens canadiens peuvent, à leur tour, être transmises aux gouvernements et aux praticiens d'autres territoires de compétence, améliorant ainsi la préparation et la résilience du Canada face aux changements climatiques. Notre pays pourrait même en bénéficier davantage, à mesure que la communauté de pratique s'étend et que l'échange transfrontalier des connaissances sur les SCBN augmente. Cet apprentissage par la pratique est essentiel si l'on veut atteindre les niveaux supérieurs du potentiel d'atténuation des SCBN estimés par certaines études (voir p. ex. Griscom *et al.*, 2017; Roe *et al.*, 2021). En outre, au fur et à mesure que la pratique des SCBN se développe à l'échelle mondiale, les données requises pour les étayer augmenteront également, et bon nombre des lacunes et incertitudes recensées en matière de connaissances pourraient être résolues (en ce qui concerne la superficie potentielle par exemple).

L'application des SCBN peut contribuer à réduire les risques d'augmentation des émissions de GES provenant des écosystèmes canadiens, ces risques menaçant la planète et constituant à ce titre un passif pour la réussite de l'atténuation des changements climatiques à l'échelle du monde

Les risques pour le climat mondial associés à l'augmentation (et à l'accélération) des émissions provenant des écosystèmes terrestres, aquatiques et côtiers du Canada sont considérables — ce qui contraste avec les avantages plus modestes des SCBN en matière d'atténuation. Les feux irréprimés au pays ont entraîné la libération de centaines de mégatonnes d'émissions en éq CO₂ provenant des forêts et des tourbières canadiennes au cours des dernières années (voir sections 3.3.1 et 5.4.3) — et l'on prévoit que ces feux deviendront plus fréquents et plus intenses



« La limitation du réchauffement entre 1,5 et 2 °C ne pourra probablement se faire que dans le cadre de politiques d'atténuation du climat tournées vers l'avenir et visant à réduire rapidement les émissions anthropiques dans l'ensemble des secteurs, car les SCBN canadiennes ne pourront à elles seules sauvegarder le carbone dans les écosystèmes. »

à mesure que la température grimpera. Les zones humides du Canada sont également menacées par l'augmentation de la température, susceptible d'entraîner une augmentation des émissions atmosphériques (voir section 5.4.3). Enfin, bien que son ampleur soit très méconnue, le dégel du pergélisol dans le nord du Canada pourrait faire augmenter les émissions de carbone bien au-delà de ce que les SCBN actuelles peuvent séquestrer (voir encadré 2.2).

Toutes ces émissions risquent d'avoir des répercussions importantes à l'échelle planétaire, en transformant les puits de carbone naturels actuels en sources de carbone importantes et en contribuant à des boucles de rétroaction climatique susceptibles d'amplifier et d'accélérer le réchauffement de manière irréversible (Collins *et al.*, 2013; GIEC, 2014a). Or, au-delà de seuils climatiques critiques, les SCBN peuvent devenir moins efficaces, en séquestrant des quantités

négligeables de carbone (ou en réduisant les émissions de manière négligeable) par rapport à l'augmentation des émissions provenant des stocks terrestres, aquatiques et côtiers en réponse à l'évolution des conditions environnementales et climatiques (Cooley et Moore, 2018). La préservation et la protection des stocks de carbone actuels du Canada revêtent donc une importance considérable dans la lutte contre les changements climatiques mondiaux. Le comité reconnaît que le Canada ne peut pas préserver unilatéralement tous ses stocks de carbone actuels — leur préservation nécessitant elle-même une réduction des émissions globales de GES. La limitation du réchauffement entre 1,5 et 2 °C ne pourra

probablement se faire que dans le cadre de politiques d'atténuation du climat tournées vers l'avenir et visant à réduire rapidement les émissions anthropiques dans l'ensemble des secteurs, car les SCBN canadiennes ne pourront à elles seules sauvegarder le carbone dans les écosystèmes. Toutefois, elles peuvent jouer un rôle en contribuant à la séquestration de carbone supplémentaire et en empêchant les stocks actuels d'être libérés.

7.5 Réflexions du comité

En réponse à la demande d'Environnement et Changement climatique Canada, le comité a examiné une vaste collection documentaire portant sur les diverses SCBN présentes dans les nombreux écosystèmes du Canada. Au-delà de la réflexion sur le potentiel technique d'atténuation des SCBN recensées, l'examen du comité a abouti à une évaluation globale des divers éléments qui sont essentiels à la conception, à la mise en œuvre et à l'application des SCBN en tant qu'outils d'atténuation du climat au Canada, dans une perspective d'avenir. Ces éléments, qui comprennent la permanence et la faisabilité des interventions explorées — ainsi que les considérations d'additionnalité et les divers cobénéfices et compromis qui y sont associés — influencent tous le succès prévu des SCBN et sont donc essentiels à une prise de décision bien éclairée.

Le comité note que, malgré le potentiel technique de bon nombre des pratiques relevées, les tentatives d'amélioration de la séquestration du carbone dans les écosystèmes de tout le pays ne réussiront pas sans une collaboration importante entre les multiples niveaux de gouvernement, ainsi que les divers intervenants de l'industrie et des collectivités. Cela inclut l'incorporation des connaissances et du leadership autochtones, de même que l'amélioration intentionnelle de la gestion autochtone des terres et de l'eau — en particulier sur le plan de l'autodétermination, de l'autogouvernance et du contrôle environnemental local. Parce que les SCBN sont intrinsèquement basées sur la terre et l'eau, et puisque beaucoup sont étroitement liées aux pratiques autochtones de gestion des terres, leur association avec les peuples autochtones est absolument fondamentale — tout comme l'expertise, la participation et le leadership des peuples autochtones dans la conception, la planification et l'exécution de ces interventions. Sans cette participation, le potentiel de nombreuses SCBN risque de ne pas être réalisé et les divers cobénéfices liés à ces pratiques, de ne pas se produire.

Dans l'ensemble, le comité croit que l'avenir du Canada — et du monde — dépend du succès d'une foule de mesures dans tous les secteurs pour atténuer les changements climatiques, y compris, mais sans s'y limiter, celles associées aux SCBN. De l'avis du comité, la question qui se pose pour l'avenir ne devrait pas porter uniquement sur la mesure dans laquelle les taux de séquestration naturelle du carbone dans les divers écosystèmes du Canada peuvent être améliorés, mais plutôt sur la façon dont les stocks peuvent être protégés afin d'accroître l'efficacité des SCBN recensées. En définitive, les stocks naturels de carbone au Canada créeront des rétroactions qui peuvent être bénéfiques ou néfastes pour notre avenir collectif; pour que les SCBN soient le plus efficaces possible, il faut donc entreprendre une démarche d'atténuation substantielle visant le climat.

Références

- AAC – Agriculture et Agroalimentaire Canada, 2008. *The Benefits of Including Forages in Your Crop Rotation*, Ottawa, ON, Greenhouse Gas Mitigation Program for Canadian Agriculture.
- AAC – Agriculture et Agroalimentaire Canada, 2009. *Les brise-vents et la gestion de la neige*, Indian Head, SK, Centre du développement de l'agroforesterie.
- AAC – Agriculture et Agroalimentaire Canada, 2021. Les Trois Soeurs – Valorisation d'une culture autochtone ancestrale et de son potentiel alimentaire. Adresse : <https://agriculture.canada.ca/fr/nouvelles-dagriculture-agroalimentaire-canada/realisations-scientifiques-agriculture/trois-soeurs-valorisation-dune-culture-autochtone-ancestrale-son-potentiel-alimentaire> (consulté en juillet 2022).
- AAC – Agriculture et Agroalimentaire Canada, 2022. Solutions agricoles sur le climat – fonds d'actions climiques à la ferme. Adresse : <https://agriculture.canada.ca/fr/programmes-services-agricoles/solutions-agricoles-climat-fonds-daction-ferme-climat> (consulté en juin 2022).
- Aalde, H., P. Gonzalez, M. Gytarsky, T. Krug, W. A. Kruz, R. D. Lasco, ... L. Verchot, 2006. « Generic Methodologies Applicable to Multiple Land-Use Categories », dans *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*, vol. 4, Institute for Global Environmental Strategies (IGES).
- Abbott, B. W., J. B. Jones, E. A. Schuur, F. S. Chapin III, W. B. Bowden, M. S. Bret-Harte, ... T. N. Hollingsworth, 2016. « Biomass offsets little or none of permafrost carbon release from soils, streams, and wildfire: An expert assessment », *Environmental Research Letters*, vol. 11, n°3, 034014.
- Alongi, D. M., 2018. « Kelp Forests », dans Alongi, D. M. (réd.), *Blue Carbon: Coastal Sequestration for Climate Change Mitigation*, Cham, Suisse, Springer International Publishing.
- AMC – Affaires mondiales Canada, 2022. Bois d'œuvre résineux. Adresse : https://www.international.gc.ca/controls-controles/softwood-bois_oeuvre/index.aspx?lang=fra (consulté en juillet 2022).
- An, Z., E. W. Bork, X. Duan, C. D. Gross, C. N. Carlyle, et S. X. Chang, 2022. « Quantifying past, current, and future forest carbon stocks within agroforestry systems in central Alberta, Canada », *Global Change Biology: Bioenergy*, vol. 14, p. 669–680.
- Anderegg, W. R. L., A. T. Trugman, G. Badgley, C. M. Anderson, A. Bartuska, P. Ciais, ... J. T. Randerson, 2020. « Climate-driven risks to the climate mitigation potential of forests », *Science*, vol. 368.
- Anderson, N. J., A. J. Heathcote, D. R. Engstrom, et Globocarb data contributors, 2020. « Anthropogenic alteration of nutrient supply increases the global freshwater carbon sink », *Science Advances*, vol. 6, n°16, p. 1–8.

- Antolini, F., E. Tate, B. Dalzell, N. Young, K. Johnson, et P. L. Hawthorne, 2020. « Flood risk reduction from agricultural best management practices », *Journal of the American Water Resources Association*, vol. 56, n°1, p. 161-179.
- Arcand, M. M., L. Bradford, D. F. Worme, G. E. H. Strickert, K. Bear, A. B. Dreaver Johnston, ... D. Shewfelt, 2020. « Sowing a way towards revitalizing Indigenous agriculture: Creating meaning from a forum discussion in Saskatchewan, Canada », *FACETS*, vol. 5, p. 619-641.
- Arias-Ortiz, A., P. Y. Oikawa, J. Carlin, P. Masqué, J. Shahan, S. Kanneg, ... D. D. Baldocchi, 2021. « Tidal and nontidal marsh restoration: A trade-off between carbon sequestration, methane emissions, and soil accretion », *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, vol. 126, n°12, e2021JG006573.
- Arias, P. A., N. Bellouin, E. Coppola, R. G. Jones, G. Krinner, J. Marotzke, ...et K. Zickfeld, 2021. « Technical Summary », dans *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group 1 to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Cambridge, Royaume-Uni et New York, NY, Le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat.
- Armstrong, C. G., J. E. D. Miller, A. C. McAlvay, P. M. Ritchie, et D. Lepofsky, 2021. « Historical Indigenous land-use explains plant functional trait diversity », *Ecology & Society*, vol. 26, n°2, p. 6.
- Artelle, K. A., M. Zurba, J. Bhattacharyya, D. E. Chan, K. Brown, J. Housty, et F. Moola, 2019. « Supporting resurgent Indigenous-led governance: A nascent mechanism for just and effective conservation », *Biological Conservation*, vol. 240, p. 108284.
- Asare, E., P. Lloyd-Smith, et K. Belcher, 2022. « Spatially explicit modeling of wetland conservation costs in Canadian agricultural landscapes », *Canadian Journal of Agricultural Economics*, vol. 70, p. 5-19.
- Atmadja, S. et L. Verchot, 2012. « A review of the state of research, policies and strategies in addressing leakage from reducing emissions from deforestation and forest degradation (REDD+) », *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, vol. 17, n°3, p. 311-336.
- Augusto, L., L., D. L. Achat, M. Jonard, D. Vidal, et B. Ringeval, 2017. « Soil parent material — A major driver of plant nutrient limitations in terrestrial ecosystems », *Global Change Biology*, vol. 23, n°9, p. 3808-3824.
- Austen, E. et A. Hanson, 2007. « An analysis of wetland policy in Atlantic Canada », vol. 32, n°3, p. 163-178.
- Austin, K. G., J. S. Baker, B. L. Sohngen, C. M. Wade, A. Daigneault, S. B. Ohrel, ... A. Bean, 2020. « The economic costs of planting, preserving, and managing the world's forests to mitigate climate change », *Nature Communications*, vol. 11, n°1, p. 5946.
- Baah-Acheamfour, M., C. N. Carlyle, E. W. Bork, et S. X. Chang, 2014. « Trees increase soil carbon and its stability in three agroforestry systems in central Alberta, Canada », *Forest Ecology and Management*, vol. 328, p. 131-139.

- Baah-Acheamfour, M., S. X. Chang, C. N. Carlyle, et E. W. Bork, 2015. « Carbon pool size and stability are affected by trees and grassland cover types within agroforestry systems of western Canada », *Agriculture, Ecosystems and Environment*, vol. 213, p. 105-113.
- Baah-Acheamfour, M., S. X. Chang, E. W. Bork, et C. N. Carlyle, 2017. « The potential of agroforestry to reduce atmospheric greenhouse gases in Canada: Insight from pairwise comparisons with traditional agriculture, data gaps and future research », *The Forestry Chronicle*, vol. 93, n°2, p. 180-189.
- Badgley, G., J. Freeman, J. J. Hamman, B. Haya, A. T. Trugman, W. R. L. Anderegg, et D. Cullenward, 2022. « Systematic over-crediting in California's forest carbon offsets program », *Global Change Biology*, vol. 28, p. 1433-1445.
- Badiou, P., R. McDougal, D. Pennock, et B. Clark, 2011. « Greenhouse gas emissions and carbon sequestration potential in restored wetlands of the Canadian prairie pothole region », *Wetlands Ecology and Management*, vol. 19, n°3, p. 237-256.
- Bailey, V. L., C. Hicks Pries, et K. Lajtha, 2019. « What do we know about soil carbon destabilization? », *Environmental Research Letters*, vol. 14, p. 083004.
- Bansal, S., B. Tangen, et R. Finocchiaro, 2016. « Temperature and hydrology affect methane emissions from Prairie Pothole wetlands », *Wetlands*, vol. 36, Suppl 2, p. S371-S381.
- Bansal, S., O. F. Johnson, J. Meier, et X. Zhu, 2020. « Vegetation affects timing and location of wetland methane emissions », *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, vol. 125, e2020JG005777.
- Banwart, S., H. Black, Z. Cai, P. Gicheru, H. Joosten, R. Victoria, ... G. Nziguheba, 2014. « Benefits of soil carbon: Report on the outcomes of an international scientific committee on problems of the environment rapid assessment workshop », *Carbon Management*, vol. 5, n°2, p. 185-192.
- Barbier, E. B., S. D. Hacker, C. Kennedy, E. W. Koch, A. C. Stier, et B. R. Silliman, 2011. « The value of estuarine and coastal ecosystem services », *Ecological Monographs*, vol. 81, n°2, p. 169-193.
- Bárcena, T. G., L. P. Kiær, L. Vesterdal, H. M. Stefánsdóttir, P. Gundersen, et B. D. Sigurdsson, 2014. « Soil carbon stock change following afforestation in Northern Europe: A meta-analysis », *Global Change Biology*, vol. 20, n°8, p. 2393-2405.
- Baulch, H., C. Whitfield, J. Wolfe, N. Basu, A. Bedard-Haughn, K. Belcher, ... C. Spence, 2021. « Synthesis of science: Findings on Canadian Prairie wetland drainage », *Canadian Water Resources Journal*, vol. 46, n°4, p. 229-241.
- Baylis, K., J. Coppess, B. M. Gramig, et P. Sachdeva, 2022. « Agri-environmental programs in the United States and Canada », *Review of Environmental Economics and Policy*, vol. 16, n°1, p. 83-104.
- Beaulieu, J., T. DelSontro, et J. A. Downing, 2019. « Eutrophication will increase methane emissions from lakes and impoundments during the 21 st century », *Nature Communications*, vol. 10, p. 1375.

- Bedard-Haughn, A., A. L. Matson, et D. J. Pennock, 2006. « Land use effects on gross nitrogen mineralization, nitrification, and N₂O emissions in ephemeral wetlands », *Soil Biology and Biochemistry*, vol. 38, p. 3398-3406.
- Bengtsson, J., J. M. Bullock, B. Egoh, C. Everson, T. Everson, T. O'Connor, ... R. Lindborg, 2019. « Grasslands - more important for ecosystem services than you might think », *Ecosphere*, vol. 10, n°2, e02582.
- Bergman, R. et S. Bowe, 2008. « Environmental impact of producing hardwood lumber using life-cycle inventory », *Wood and Fiber Science*, vol. 40, n°3, p. 448-458.
- Bergtold, J. S., S. Ramsey, L. Maddy, et J. R. Williams, 2019. « A review of economic considerations for cover crops as a conservation practice », *Renewable Agriculture and Food Systems*, vol. 34, n°1, p. 62-76.
- Betts, R. A., 2000. « Offset of the potential carbon sink from boreal forestation by decreases in surface albedo », *Nature*, vol. 408, p. 187-190.
- Beyaert, R. P., J. W. Schott, et P. H. White, 2002. « Tillage effects on corn production in a coarse-textured soil in Southern Ontario », *Agronomy Journal*, vol. 94, n°4, p. 767-774.
- Biagi, K. M., C. J. Oswald, E. M. Nicholls, et S. K. Carey, 2019. « Increases in salinity following a shift in hydrologic regime in a constructed wetland watershed in a post-mining oil sands landscape », *Science of the Total Environment*, vol. 653, p. 1445-1457.
- Biagi, K. M., M. G. Clark, et S. K. Carey, 2021. « Hydrological functioning of a constructed peatland watershed in the Athabasca oil sands region: Potential trajectories and lessons learned », *Ecological Engineering*, vol. 166, p. 106236.
- Bieniada, A. et M. Strack, 2021. « Steady and ebullitive methane fluxes from active, restored and unrestored horticultural peatlands », *Ecological Engineering*, vol. 169, p. 106324.
- Bilkovic, D. M. et M. Mitchell, 2013. « Ecological tradeoffs of stabilized salt marshes as a shoreline protection strategy: Effects of artificial structures on macrobenthic assemblages », *Ecological Engineering*, vol. 61, p. 469-481.
- Binnema, T. et M. Niemi, 2006. « 'Let the Line be Drawn Now': Wilderness, conservation, and the exclusion of Aboriginal people from Banff National Park in Canada », *Environmental History*, vol. 11, n°4, p. 724-750.
- Birdsey, R., K. Pregitzer, et A. Lucier, 2006. « Forest carbon management in the United States », *Journal of Environmental Quality*, vol. 35, n°4, p. 1461-1469.
- Birdsey, R., P. Duffy, C. Smyth, W. A. Kurz, A. J. Dugan, et R. Houghton, 2018a. « Climate, economic, and environmental impacts of producing wood for bioenergy », *Environmental Research Letters*, vol. 13, p. 050201.
- Birdsey, R., M. A. Maies, P. Romero-Lankao, R. G. Najjar, S. C. Reed, N. Cavallaro, ... Z. Zhu, 2018b. « Executive Summary », dans, *Second State of the Carbon Cycle Report (SOCCR2): A Sustained Assessment Report*, Washington, DC, U.S. Global Change Research Program.

- Black, C., Y. Tesfaigzi, J. A. Bassein, et L. A. Miller, 2017. « Wildfire smoke exposure and human health: Significant gaps in research for a growing public health issue », *Environmental Toxicology and Pharmacology*, vol. 55, p. 186-195.
- Blanco, G., R. Gerlagh, S. Suh, J. Barrett, H. C. de Coninck, C. F. Diaz Morejon, ... P. Zhou, 2014. « Drivers, trends and mitigation », dans, *Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, New York, NY, Le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat.
- Bolinder, M. A., H. H. Janzen, E. G. Gregorich, D. A. Angers, et A. J. VandenBygaart, 2007. « An approach for estimating net primary productivity and annual carbon inputs to soil for common agricultural crops in Canada », *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 118, p. 29-42.
- Bonsal, B. R., D. L. Peters, F. Segleniecks, A. Rivera, et A. Berg, 2019. « Chapter 6: Changes in Freshwater Availability Across Canada », dans Bush, E. et D. S. Lemmen (réd.), *Canada's Changing Climate Report*, Ottawa, ON, Gouvernement du Canada.
- Bork, E. W., L. L. Raatz, C. N. Carlyle, D. B. Hewins, et K. A. Thompson, 2020. « Soil carbon increases with long-term cattle stocking in northern temperate grasslands », *Soil Use and Management*, vol. 36, p. 387-399.
- Bork, E. W., T. F. Döbert, J. S. J. Grenke, C. N. Carlyle, et J. F. Cahill Jr., 2021. « Comparative pasture management on Canadian cattle ranches with and without adaptive multipaddock grazing », *Rangeland Ecology & Management*, vol. 78, p. 5-14.
- Borkenhagen, A. et D. J. Cooper, 2016. « Creating fen initiation conditions: A new approach for peatland reclamation in the oil sands region of Alberta », *Journal of Applied Ecology*, vol. 53, p. 550-558.
- Boucher, J. F., P. Tremblay, S. Gaboury, et C. Villeneuve, 2012. « Can boreal afforestation help offset incompressible GHG emissions from Canadian industries? », *Process Safety and Environmental Protection*, vol. 90, n°6, p. 459-466.
- Boucher, O., D. Randall, P. Artaxo, C. Bretherton, G. Feingold, P. Forster, ... X. Y. Zhang, 2013. « Clouds and Aerosols. », dans, *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, New York, NY, Le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat.
- Bowering, K. L., K. A. Edwards, K. Prestegard, X. Zhu, et S. E. Ziegler, 2020. « Dissolved organic carbon mobilized from organic horizons of mature and harvested black spruce plots in a mesic boreal region », *Biogeosciences*, vol. 17, n°3, p. 581-595.
- Bowering, K. L., K. A. Edwards, Y. F. Wiersma, S. A. Billings, J. Warren, A. Skinner, et S. E. Ziegler, 2022. « Dissolved organic carbon mobilization across a climate transect of mesic boreal forests is explained by air temperature and snowpack duration », *Ecosystems*, vol. 10, p. 1007.

- Bowron, T., N. Neatt, D. van Proosdij, et J. Lundholm, 2012. « Salt Marsh Tidal Restoration in Canada's Maritime Provinces », dans Roman, C. T. et D. M. Burdick (réd.), *Tidal Marsh Restoration: A Synthesis of Science and Management*, Washington, DC, Island Press.
- Bowron, T. M., N. C. Neatt, J. M. Graham, D. van Proosdij, et J. Lundholm, 2014. *Pre-Restoration Monitoring (Baseline) of the Morris Island Salt Marsh Restoration Project*, Lucasville, NS, CB Wetland and Environmental Specialists.
- Boyland, M., 2006. « The economics of using forests to increase carbon storage », *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 36, n°9, p. 2223-2234.
- Bradford, M. A., C. J. Carey, L. Atwood, D. Bossio, E. P. Fenichel, S. Gennet, ... D. A. Kane, 2019. « Soil carbon science for policy and practice », *Nature Sustainability*, vol. 2, n°12, p. 1070-1072.
- Bradshaw, C. J. A. et I. G. Warkentin, 2015. « Global estimates of boreal forest carbon stocks and fluxes », *Global and Planetary Change*, vol. 128, p. 24-30.
- Brandt, J. P., 2009. « The extent of the North American boreal zone », *Environmental Reviews*, vol. 17, p. 101-161.
- Bridgham, S., M. Schultz, C. Janousek, et L. Brophy, 2021. « Chapter 9: Greenhouse Gas Fluxes in Restored, Reference, and Disturbed Wetlands », dans Janousek C, B. S., van de Wetering S, Brophy L, Bridgham S, Schultz M et Tice-Lewis M (réd.), *Early Post-restoration Recovery of Tidal Wetland Structure and Function at the Southern Flow Corridor Project, Tillamook Bay, Oregon*, Corvallis, OR, Oregon State University, Tillamook Estuaries Partnership, Confederated Tribes of Siletz Indians, Institute for Applied Ecology, and University of Oregon.
- Bridgham, S. D., J. P. Megonigal, J. K. Keller, N. B. Bliss, et C. Trettin, 2006. « The carbon balance of North American wetlands », *Wetlands*, vol. 26, n°4, p. 889-916.
- Brienen, R. J. W., L. Caldwell, L. Duchesne, S. Voelker, J. Barichivich, M. Baliva, ... E. Gloor, 2020. « Forest carbon sink neutralized by pervasive growth-lifespan trade-offs », *Nature Communications*, vol. 11, n°4, p. 241.
- Bright, R. M., W. Borgen, P. Bernier, et R. Astrup, 2016. « Carbon-equivalent metrics for albedo changes in land management contexts: Relevance of the time dimension », *Ecological Applications*, vol. 26, n°6, p. 1868-1880.
- Bright, R. M., E. Davin, T. O'Halloran, J. Pongratz, K. Zhao, et A. Cescatti, 2017. « Local temperature response to land cover and management change driven by non-radiative processes », *Nature Climate Change*, vol. 7, p. 296-303.
- Brinson, M. M., A. E. Lugo, et S. Brown, 1981. « Primary productivity, decomposition and consumer activity in freshwater wetlands », *Annual Review of Ecology and Systematics*, vol. 12, n°1, p. 123-161.
- Brown, C. D. et J. F. Johnstone, 2012. « Once burned, twice shy: Repeat fires reduce seed availability and alter substrate constraints on *Picea mariana* regeneration », *Forest Ecology and Management*, vol. 266, p. 34-41.

- Brown, F. & Yates, J., 2021. *Toward Knowledge Co-Existence in Environmental Regulation: BC Nations Leadership Input on the Draft Indigenous Knowledge Policy Framework for Project Reviews and Regulatory Decisions*. BC First Nations Energy and Mining Council.
- Bruhwyler, L., Michalak, A. M., Birdsey, R., Fisher, J. B., Houghton, R. A., Huntzinger, D. N., et Miller, J. B., 2018. « Chapter 1: Overview of the Global Carbon Cycle. », dans N. Cavallaro, G. Shrestha, R. Birdsey, M. A. Mayes, R. G. Najjar, S. C. Reed, . . . Z. Zhu (réd.), *Second State of the Carbon Cycle Report (SOCCR2): A Sustained Assessment Report*, Washington, DC, U.S. Global Change Research Program.
- Buckley, H., 1992. *From Wooden Ploughs to Welfare: Why Indian Policy Failed in the Prairie Provinces*. Montréal, QC, McGill-Queen's University Press.
- Buffalo Treaty, 2014. *The Buffalo: A Treaty of Cooperation, Renewal and Restoration*. Adresse : <https://www.buffalotreaty.com/treaty> (consulté en février 2022).
- Burton, D. L., B. McConkey, et D. MacLeod, 2021. *GHG Analysis and Quantification, Farmers for Climate Solutions*.
- Bush, E. et D. S. Lemmen, 2019. *Canada's Changing Climate Report*, Ottawa, ON, Gouvernement du Canada.
- Byun, E., S. A. Finkelstein, S. A. Cowling, et P. Badiou, 2018. « Potential carbon loss associated with post-settlement wetland conversion in southern Ontario, Canada », *Carbon Balance and Management*, vol. 13, n°1, p. 1-12.
- CAE – Cercle autochtone d'experts, 2018. *We Rise Together: Acheiving Pathway to Canada Target 1 through the creation of Indigenous Protected and Conserved Areas in the spirit and practice of reconciliation*, Yellowknife, NT, CAE.
- Campeau, A., K. Bishop, N. Amvrosiadi, M. F. Billett, M. H. Garnett, H. Laudon, ... M. B. Wallin, 2019. « Current forest carbon fixation fuels stream CO₂ emissions », *Nature Communications*, vol. 10, n°1, p. 1876.
- Canadell, J. G., P. M. S. Monteiro, M. H. Costa, L. C. d. Cunha, P. M. Cox, A. V. Eliseev, ...et K. Zickfeld, 2021. « Global Carbon and Other Biogeochemical Cycles and Feedbacks », dans Masson-Delmotte, V., P. Zhai, A. Pirani, S.L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M. H. M.I. Gomis, K. Leitzell, E. Lonnoy, J.B.R. Matthews, T.K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu, et B. Zhou (réd.), *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Genève, Suisse, Cambridge University Press.
- CABI – The Canadian Agri-Food Policy Institute, 2022. *Census of Agriculture 2021: Land Use and Sustainable Farming Practices*, Ottawa, ON, CABI.
- Carlson, M., J. Wells, et D. Roberts, 2009. *The Carbon the World Forgot: Conserving the Capacity of Canada's Boreal Forest Region to Mitigate and Adapt to Climate Change*, Seattle, WA, Boreal Songbird Initiative and Canadian Boreal Initiative.
- Carter, S., 2019. *Lost Harvests: Prairie Indian Reserve Farmers and Government Policy*. Montréal, QC, McGill-Queen's University Press.

- CAT – Climate Action Tracker, 2021. Canada. Adresse : <https://climateactiontracker.org/countries/canada/> (consulté en janvier 2022).
- CCE – Commission de coopération environnementale, 2016a. *North America's Blue Carbon: Assessing Seagrass, Salt Marsh and Mangrove Distribution and Carbon Sinks*, Montréal, QC, CCE.
- CCE – Commission de coopération environnementale, 2016b. *Analysis of Policy Opportunities for Blue Carbon in Canada*, Montréal, QC, CCE.
- CCF – Cheakamus Community Forest, 2019. Carbon Project. Adresse : <https://www.cheakamuscommunityforest.com/carbon-project/> (consulté en juillet 2022).
- CCNUCC – Convention-cadre des Nations unies sur les changements climatiques, 2021a. *Glasgow Climate Pact: Decision -/CP.26*. Glasgow, Royaume-Uni, CCNUCC.
- CCNUCC – Convention-cadre des Nations unies sur les changements climatiques, 2021b. *Glasgow Leaders' Declaration on Forests and Land Use*. Adresse : <https://ukcop26.org/glasgow-leaders-declaration-on-forests-and-land-use/> (consulté en mai 2022).
- CCNUCC – Convention-cadre des Nations unies sur les changements climatiques, 2022. *Report on the Individual Review of the Inventory Submission of Canada Submitted in 2021*, Bonn, Allemagne, l'Organisation des Nations Unies.
- Cecco, L., 2020. The Bison Calf Taking the First Step to Rewild the Canadian Prairies. Adresse : <https://www.theguardian.com/environment/2020/may/01/the-bison-calf-taking-the-first-step-to-rewild-the-canadian-prairies> (consulté en février 2022).
- Cerasoli, S., J. Yin, et A. Porporato, 2021. « Cloud cooling effects of afforestation and reforestation at midlatitudes », *Proceedings of the National Academy of Science of the United States of America*, vol. 118, n°33, e2026241118.
- Charman, D. J., D. W. Beilman, M. Blaauw, R. K. Booth, S. Brewer, F. M. Chambers, ... Y. Zhao, 2013. « Climate-related changes in peatland carbon accumulation during the last millennium », *Biogeosciences*, vol. 10, n°2, p. 929-944.
- Charman, D. J., M. J. Amesbury, W. Hinchliffe, P. D. M. Hughes, G. Mallon, W. H. Blake, ... D. Mauquoy, 2015. « Drivers of Holocene peatland carbon accumulation across a climate gradient in northeastern North America », *Quaternary Science Reviews*, vol. 121, p. 110-119.
- Chastain, S. G., K. E. Kohfeld, M. G. Pellatt, C. Olid, et M. Gailis, 2021. « Quantification of blue carbon in salt marshes of the pacific coast of Canada », *Biogeosciences discussions*, pre-print.
- Chaudhary, N., P. A. Miller, et B. Smith, 2017. « Modelling past, present and future peatland carbon accumulation across the pan-Arctic region », *Biogeosciences*, vol. 14, p. 4023-4044.
- Chausson, A., B. Turner, D. Seddon, N. Chabaneix, C. A. J. Girardin, V. Kapos, ... N. Seddon, 2020. « Mapping the effectiveness of nature-based solutions for climate change adaptation », *Global Change Biology*, vol. 26, p. 6134-6155.
- Chen, J., W. Chen, J. Liu, J. Cihlar, et S. Gray, 2000. « Annual carbon balance of Canada's forests during 1895-1996 », *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 14, p. 839-849.

- Chen, J. M., W. Ju, J. Cihlar, D. Price, J. Liu, W. Chen, ... A. Barr, 2003. « Spatial distribution of carbon sources and sinks in Canada's forests », *Tellus B: Chemical and Physical Meteorology*, vol. 55, n°2, p. 622-641.
- Chen, J. M., M. Ter-Mikaelian, P. Q. Ng, et S. J. Colombo, 2018. « Ontario's managed forests and harvested wood products contribute to greenhouse gas mitigation from 2020 to 2100 », *The Forestry Chronicle*, vol. 94, n°3, p. 269-282.
- Cheng, C. S., H. Auld, G. Li, J. Klaassen, et Q. Li, 2007. « Possible impacts of climate change on freezing rain in south-central Canada using downscaled future climate scenarios », *Natural Hazards Earth System Sciences*, vol. 7, n°1, p. 71-87.
- Cherubini, F., R. M. Bright, et A. H. Strømman, 2012. « Site-specific global warming potentials of biogenic CO₂ for bioenergy: Contributions from carbon fluxes and albedo dynamics », *Environmental Research Letters*, vol. 7, n°4, 045902.
- Chimner, R. A., D. J. Cooper, F. C. Wurster, et L. Rochefort, 2017. « An overview of peatland restoration in North America: Where are we after 25 years? », *Restoration Ecology*, vol. 25, n°2, p. 283-292.
- Chmiel, H. E., J. Kokic, B. A. Denfeld, K. Einarsdottir, M. B. Wallin, B. Koehler, ... S. Sobek, 2016. « The role of sediments in the carbon budget of a small boreal lake », *Limnology and Oceanography*, vol. 61, p. 1814-1825.
- Chmura, G. L., L. L. Helmer, C. B. Beecher, et E. M. Sunderland, 2001. « Historical rates of salt marsh sediment accumulation in the outer Bay of Fundy », *Canadian Journal of Earth Sciences*, vol. 38, p. 1081-1092.
- 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. 1111.
- Chmura, G. L., D. M. Burdick, et G. E. Moore, 2012. « Recovering Salt Marsh Ecosystem Services Through Tidal Restoration », dans Roman, C. T. et D. M. Burdick (éd.), *Restoring Tidal Flow to Salt Marshes: A Synthesis of Science and Management*, Washington, DC, Island Press.
- Chmura, G. L., 2013. « What do we need to assess the sustainability of the tidal salt marsh carbon sink? », *Ocean & Coastal Management*, vol. 83, p. 25-31.
- Chmura, G. L., L. Kellman, L. van Ardenne, et G. R. Guntenspergen, 2016. « Greenhouse gas fluxes from salt marshes exposed to chronic nutrient enrichment », *PLoS One*, vol. 11, n°2, e0149937.
- Christianson, A., 2015. « Social science research on Indigenous wildfire management in the 21st century and future research needs », *International Journal of Wildland Fire*, vol. 24, n°2, p. 190-200.
- Chuan, X., C. N. Carlyle, E. W. Bork, S. X. Chang, et D. B. Hewins, 2020. « Extracellular enzyme activity in grass litter varies with grazing history, environment and plant species in temperate grasslands », *Science of the Total Environment*, vol. 702, 134562.

- Ciais, P., C. Sabine, G. Bala, L. Bopp, V. Brovkin, J. Canadell, ... P. Thornton, 2013. « Carbon and Other Biogeochemical Cycles », dans Stocker, T. F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S. K. Allen, J. Boschung, ... P. M. Midgley (réd.), *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Cambridge, Royaume-Uni, New York, NY: Cambridge University Press.
- Clare, S., N. Krogman, L. Foote, et N. Lemphers, 2011. « Where is the avoidance in the implementation of wetland law and policy? », *Wetlands Ecology and Management*, vol. 19, p. 165-182.
- Clare, S., B. Danielson, S. Koenig, et J. Pattison-Williams, 2021. « Does drainage pay? Quantifying agricultural profitability associated with wetland drainage practices and canola production in Alberta », *Wetlands Ecology and Management*, vol. 29, p. 397-415.
- Climate Smart Group, 2017. *Additionality Discussion Paper*, Viresco Solutions.
- Coastal First Nations, 2020. Carbon Credits. Adresse : <https://coastalfirstnations.ca/our-land/carbon-credits/> (consulté en novembre 2021).
- Cohen, S., E. Bush, X. Zhang, N. Gillett, B. Bonsal, C. Derksen, ... E. Watson, 2019. *Chapter 8: Changes in Canada's Regions in a National and Global Context*, Ottawa, ON, Environnement et Changement climatique Canada.
- Cole, J. J., Y. T. Prairie, N. F. Caraco, W. H. McDowell, L. J. Tranvik, R. G. Striegl, ... J. Melack, 2007. « Plumbing the global carbon cycle: Integrating the inland waters into the terrestrial carbon budget », *Ecosystems*, vol. 10, p. 171-184.
- Collalti, A., C. Trotta, T. F. Keenan, A. Ibrom, B. Bond-Lamberty, R. Grote, ... G. Matteucci, 2018. « Thinning can reduce losses in carbon use efficiency and carbon stocks in managed forests under warmer climate », *Journal of Advances in Modeling Earth Systems*, vol. 10, n°10, p. 2427-2452.
- Collins, M., R. Knutti, J. Alrblaster, J.-L. Dufresne, T. Fiepfef, P. Friedlingstein, ... M. Wehner, 2013. « Long-Term Climate Change: Projections, Commitments and Irreversibility », dans *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental panel on Climate Change*, Cambridge, Royaume-Uni et New York, NY, Cambridge University Press.
- Collins, W. J., D. J. Frame, J. S. Fuglestedt, et K. P. Shine, 2020. « Stable climate metrics for emissions of short and long-lived species – Combining steps and pulses », *Environmental Research Letters*, vol. 15, 024018.
- Comer-Warner, S. A., A. T. Q. Nguyen, M. N. Nguyen, M. Wang, A. Turner, H. Le, ... S. Ullah, 2022. « Restoration impacts on rates of denitrification and greenhouse gas fluxes from tropical coastal wetlands », *Science of The Total Environment*, vol. 803, 149577.
- Conant, R. T., K. Paustian, et E. Elliott, 2001. « Grassland management and conversion into grassland: Effects on soil carbon », *Ecological Applications*, vol. 11, n°2, p. 343-355.

- Conant, R. T., 2012. « Grassland Soil Organic Carbon Stocks: Status, Opportunities, Vulnerability », dans Lal, R., K. Lorenz, R. F. Huttli, B. U. Schneider et J. von Braun (réd.), *Recarbonization of the Biosphere: Ecosystems and the Global Carbon Cycle*, Fort Collins, CO, Springer Dordrecht.
- Connor, R. F., G. L. Chmura, et C. B. Beecher, 2001. « Carbon accumulation in Bay of Fundy salt marshes: Implications for restoration of reclaimed marshes », *Global Biogeochemical Cycles*, p. 1-12.
- Cook-Patton, S. C., C. R. Drever, B. W. Griscom, K. Hamrick, H. Hardman, T. Kroeger, ... P. W. Ellis, 2021. « Protect, manage and then restore lands for climate mitigation », *Nature Climate Change*, vol. 11, p. 1027-1034.
- Cooley, S. R. et D. J. P. Moore, 2018. « Chapter 17: Biogeochemical Effects of Rising Atmospheric Carbon Dioxide », dans Cavallaro, N., G. Shrestha, R. Birdsey, M. A. Mayes, R. G. Najjar, S. C. Reed et Z. Zhu (réd.), *Second State of the Carbon Cycle Report (SOCCR2): A Sustained Assessment Report*, Washington, DC, U.S. Global Change Research Program.
- Corntassel, J. et M. Woons, 2019. Theory in Action: Indigenous Perspectives and the Buffalo Treaty. Adresse : <https://www.e-ir.info/2019/09/22/student-feature-theory-in-action-indigenous-perspectives-and-the-buffalo-treaty/> (consulté en mai 2022).
- Costa, M., N. Le Baron, K. Tenhunen, J. Nephin, P. Willis, J. P. Mortimor, ... E. Rubidge, 2020. « Historical distribution of kelp forests on the coast of British Columbia: 1858-1956 », *Applied Geography*, vol. 120, 102230.
- Côté, P., R. Tittler, C. Messier, D. Kneeshaw, A. Fall, et M.-J. Fortin, 2010. « Comparing different forest zoning options for landscape-scale management of the boreal forest: Possible benefits of the TRIAD », *Forest Ecology and Management*, vol. 259, p. 418-427.
- CPAWS – Canadian Parks and Wilderness Society, 2011. *Conserving the Grasslands of Southern Alberta: Three Candidate Areas for Protection*, Calgary, AB, CPAWS.
- CPAWS – Canadian Parks and Wilderness Society, s.d. Grasslands. Adresse : <https://cpaws-southernalberta.org/grasslands/> (consulté en septembre 2021).
- CPM – Cabinet du Premier ministre, 2019. Archivée – Lettre de mandat de la ministre des Pêches, des Océans et de la Garde côtière canadienne Adresse : <https://pm.gc.ca/fr/lettres-de-mandat/2019/12/13/archivee-lettre-de-mandat-de-la-ministre-des-peches-des-oceans-et-de> (consulté en novembre 2021).
- CPM – Cabinet du Premier ministre, 2021a. Premier ministre Trudeau annonce plus grande ambition climatique. Adresse : <https://pm.gc.ca/fr/nouvelles/communiqués/2021/04/22/premier-ministre-trudeau-annonce-plus-grande-ambition-climatique> (consulté en avril 2021).
- CPM – Cabinet du Premier ministre, 2021b. Lettre de mandat du ministre des ressources naturelles. Adresse : <https://pm.gc.ca/fr/lettres-de-mandat/2021/12/16/lettre-de-mandat-du-ministre-des-ressources-naturelles> (consulté en juin 2022).
- Craft, C., 2016. *Creating and Restoring Wetlands*. Waltham, MA, Elsevier.

- Crane-Droesch, A., S. Abiven, S. Simon Jeffery, et M. S. Torn, 2013. « Heterogeneous global crop yield response to biochar: A meta-regression analysis », *Environmental Research Letters*, vol. 8, 044049.
- Crawley, M., 2021. To Pave Way for Wetland Development, Ford Government Retroactively Changing Law. Adresse : <https://www.cbc.ca/news/canada/toronto/ontario-doug-ford-mzo-pickering-duffins-creek-1.5937584> (consulté en mars 2021).
- Creutzburg, M. K., R. M. Scheller, M. S. Lucash, S. D. LeDuc, et M. G. Johnson, 2017. « Forest management scenarios in a changing climate: Trade-offs between carbon, timber, and old forest », *Ecological Applications*, vol. 27, n°2, p. 503-518.
- Crooks, S., J. Rybczyk, K. O'Connor, D. L. Devier, K. L. Poppe, et S. Emmett-Mattox, 2014. *Coastal Blue Carbon Opportunity Assessment for the Snohomish Estuary: The Climate Benefits of Estuary Restoration.*, Bellingham, WA, Western Washington University.
- CSC – Cour suprême du Canada, 2004. *Nation haïda c. Colombie-Britannique (Ministre des Forêts)*, vol. 73, Vancouver, BC, CSC.
- CTIC – Conservation Technology Information Center, 2020. *National Cover Crop Survey: Annual Report 2019-2020*, West Lafayette, IN, CTIC.
- Curry, C. L., Islam, S. U., Zwiers, F. W., & Déry, S. J., 2019. Atmospheric rivers increase future flood risk in Western Canada's largest pacific river. *Geophysical Research Letters*, 46(3), 1651-1661.
- D'Orangeville, L., Duchesne, L., Houle, D., Kneeshaw, D., Côté, B., et Pederson, N., 2016. Northeastern North America as a potential refugium for boreal forests in a warming climate. *Science*, vol. 352, no°6292, p. 1452-1455.
- D'Orangeville, L., Houle, D., Duchesne, L., Phillips, R. P., Bergeron, Y., et Kneeshaw, D., 2018. Beneficial effects of climate warming on boreal tree growth may be transitory. *Nature Communications*, vol. 9, no°1, p. 3213.
- Dahl, M., Infantes, E., Clevesjö, R., Linderholm, H. W., Björk, M., et Gullström, M., 2018. Increased current flow enhances the risk of organic carbon loss from *Zostera marina* sediments: Insights from a flume experiment. *Limnology and Oceanography*, vol. 63, no°6, p. 2793-2805.
- Daigle, R., 2020. *Updated Sea-Level Rise and Flooding Estimates for New Brunswick Coastal Sections 2020*. Moncton, NB, Le ministère de l'Environnement et des Gouvernements locaux.
- Dam, R. F., Mehdi, B. B., Burgess, M. S. E., Madramootoo, C. A., Mehuys, G. R., et Callum, I. R., 2005. Soil bulk density and crop yield under eleven consecutive years of corn with different tillage and residue practices in a sandy loam soil in central Canada. *Soil and Tillage Research*, vol. 84, no°1, p. 41-53.
- Das Gupta, S., Pinno, B. D., et McCready, T., 2020. Commercial thinning effects on growth, yield and mortality in natural lodgepole pine stands in Alberta. *The Forestry Chronicle*, vol. 96, no°2, p. 111-120.

- Davin, E. L., Seneviratne, S. I., Ciais, P., Oliosio, A., et Wang, T., 2014. Preferential cooling of hot extremes from cropland albedo management. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, vol. 111, n°27, p. 9757-9761.
- Davis, J. L., C. A. Currin, C. O'Brien, C. Raffenburg, et A. Davis, 2015. « Living shorelines: Coastal resilience with a blue carbon benefit », *PLoS ONE*, vol. 10, n°11, e0142595.
- De Laporte, A., K. Banger, K. Weersink, C. Wagner-Riddle, B. Grant, et W. Smith, 2021a. « Economic and environmental consequences of nitrogen application rates, timing and methods on corn in Ontario », *Agricultural Systems*, vol. 188, 103018.
- De Laporte, A., D. Schuurman, et A. Weersink, 2021b. *Costs and Benefits of Effective and Implementable On-Farm Beneficial Management Practices that Reduce Greenhouse Gases*, Farmers for Climate Solutions.
- De Laporte, A., D. Schuurman, A. Weersink, C. Wagner-Riddle, et P. Smith, 2022. *Towards a Business Case for Soil Health: A Synthesis of Current Knowledge on the Economics of Soil Health Practices in Ontario*, Toronto, ON, Greenbelt Foundation.
- De Wit, H., A. Bryn, A. Hofgaard, J. Karstensen, M. M. Kvalevåg, et G. Peters, 2014. « Climate warming feedback from mountain birch forest expansion: Reduced albedo dominated carbon uptake », *Global Change Biology*, vol. 20, p. 2344-2355.
- Dean, W. E. et E. Gorham, 1998. « Magnitude and significance of carbon burial in lakes, reservoirs, and peatlands », *Geology*, vol. 26, n°6, p. 535-538.
- Deaton, B. J., C. Lawley, et K. Nadella, 2018. « Renters, landlords, and farmland stewardship », *Agricultural Economics*, vol. 49, p. 521-531.
- Deemer, B. R., J. A. Harrison, S. Li, J. Beaulieu, T. Delsontro, N. Barros, ... J. A. Vonk, 2016. « Greenhouse gas emissions from reservoir water surfaces: A new global synthesis », *BioScience*, vol. 66, n°11, p. 949-964.
- Deemer, B. R. et M. A. Holgerson, 2021. « Drivers of methane flux differ between lakes and reservoirs, complicating global upscaling efforts », *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, vol. 126, e2019JG005600.
- Deen, B., K. Janovicek, A. Meyer-Aurich, et A. Weersink, 2006a. « Cost efficient rotation and tillage options to sequester carbon and mitigate GHG emissions from agriculture in Eastern Canada », *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 117, n°2-3, p. 119-127.
- Deen, W., K. Janovicek, A. Meyer-Aurich, et A. Weersink, 2006b. « Impact of tillage and rotation on yield and economic performance in corn-based cropping systems », *Agronomy Journal*, vol. 98, n°5, p. 1204-1212.
- Dehcho First Nations, 2018. Agreement Regarding the Establishment of Edézhzié. Adresse : <https://dehcho.org/resource-management/edehzhie/edehzhie-establishment-agreement-pdf/> (consulté en avril 2022).
- DelSontro, T., L. Boutet, A. St-Pierre, P. del Giorgio, et Y. Prairie, 2016. « Methane ebullition and diffusion from northern ponds and lakes regulated by the interaction between temperature and system productivity », *Limnology and Oceanography*, vol. 61, p. 562-577.

- Dene Tha' First Nation, 2021. *Reconnection, Resiliency, and Refuge: The Case for an Indigenous Protected and Conserved Area at Bistcho Lake*.
- Derksen, C., D. Burgess, C. Duguay, S. Howell, L. Mudryk, S. Smith, ... M. Kirchmeier-Young, 2019. « Changes in Snow, Ice, and Permafrost Across Canada », dans Bush, E. et D. S. Lemmen (réd.), *Canada's Changing Climate Report*, Ottawa, ON, Gouvernement du Canada.
- Derpsch, R., T. Friedrich, A. Kassam, et L. Hongwen, 2010. « Current status of adoption of no-till farming in the world and some of its main benefits », *International Journal of Agriculture and Biological Engineering*, vol. 3, n°1, p. 1-25.
- Després, V. R., J. A. Huffman, S. M. Burrows, C. Hoose, A. S. Safatov, G. Buryak, ... R. Jaenicke, 2012. « Primary biological aerosol particles in the atmosphere: A review », *Tellus B: Chemical and Physical Meteorology*, vol. 64, n°1, 159-188.
- Dessart, F. J., J. Barreiro-Hurlé, et R. van Bavel, 2019. « Behavioural factors affecting the adoption of sustainable farming practices: A policy-oriented review », *European Review of Agricultural Economics*, vol. 46, n°3, p. 417-471.
- Dick, C. A., D. Sewid-Smith, K. Recalma-Clutesi, D. Deur, N. J. Turner, et J. Popp, 2022. « "From the beginning of time": The colonial reconfiguration of native habitats and Indigenous resource practices on the British Columbia Coast », *FACETS*, vol. 7, p. 543-570.
- Dion, J., A. Kanduth, J. Moorhouse, and D. Beugin, 2021. *Canada's Net Zero Future: Finding Our Way in the Global Transition*, Ottawa, ON, Canadian Institute for Climate Choices.
- Döbert, T. F., E. W. Bork, S. Apfelbaum, C. N. Carlyle, S. X. Chang, U. Khatri-Chhetri, ... M. S. Boyce, 2021. « Adaptive multi-paddock grazing improves water infiltration in Canadian grassland soils », *Geoderma*, vol. 401, 115314.
- Domke, G., Williams, C. A., Birdsey, R., Coulston, J., Finzi, A., Gough, C., ... Woodall, C. W., 2018. « Chapter 9: Forests », dans N. Cavallaro, G. Shrestha, R. Birdsey, M. A. Mayes, R. G. Najjar, S. C. Reed et Z. Zhu (réd.), *Second State of the Carbon Cycle Report (SOCCR2): A Sustained Assessment Report*. Washington, DC, U.S. Global Change Research Program.
- Drever, C. R., S. C. Cook-Patton, F. Akhter, P. H. Badiou, G. L. Chmura, S. J. Davidson, ... W. A. Kurz, 2021. « Natural climate solutions for Canada », *Science Advances*, vol. 7, eabd6034.
- Drexler, J. Z., I. Woo, C. C. Fuller, et G. Nakai, 2019. « Carbon accumulation and vertical accretion in a restored versus historic salt marsh in southern Puget Sound, Washington, United States », *Restoration Ecology*, vol. 27, n°5, p. 1117-1127.
- Drexler, J. Z., M. J. Davis, I. Woo, et S. De La Cruz, 2020. « Carbon sources in the sediments of a restoring vs. historically unaltered salt marsh », *Estuaries and Coasts*, vol. 43, n°6, p. 1345-1360.
- Drury, C., W. Reynolds, C. Tan, N. McLaughlin, X. Yang, W. Calder, ... J. Yang, 2014. « Impacts of 49–51 years of fertilization and crop rotation on growing season nitrous oxide emissions, nitrogen uptake and corn yields », *Canadian Journal of Soil Science*, vol. 94, n°3, p. 421-433.

- Duarte, C. M., H. Kennedy, N. Marbà, et I. Hendriks, 2013. « Assessing the capacity of seagrass meadows for carbon burial: Current limitations and future strategies », *Ocean & Coastal Management*, vol. 83, p. 32-38.
- DUC – Ducks Unlimited Canada, 2006. *Natural Values: Linking the Environment to the Economy*. Stonewall, MB, DUC.
- DUC – Ducks Unlimited Canada, s.d. Prairie Pothole Region – More Information. Adresse : <https://www.ducks.org/conservation/where-ducks-unlimited-works/prairie-pothole-region/prairie-pothole-region-more-information> (consulté en novembre 2021).
- Dufournaud, C. M., J. T. Quinn, A. Olinsky, et B. G. Warner, 1999. « Calibration of cost functions for individual firms as an alternative to estimation: An application to New Brunswick peat-mining firms », *Environment and Planning A*, vol. 31, p. 551-558.
- Dumanski, S., J. W. Pomeroy, et C. J. Westbrook, 2015. « Hydrological regime changes in a Canadian prairie basin », *Hydrological Processes*, vol. 29, p. 3893-3904.
- Duran Zuazo, V. H. et C. R. Rodriguez Pleguezuelo, 2008. « Soil-erosion and runoff prevention by plant covers. A review. », *Agronomy for Sustainability and Development*, vol. 28, n°1, p. 65-86.
- Duveiller, G., F. Filippini, A. Ceglár, J. Bojanowski, R. Alkama, et A. Cescatti, 2021. « Revealing the widespread potential of forests to increase low level cloud cover », *Nature Communications*, vol. 12, p. 4337.
- Dyke, J., R. Watson, et W. Knorr, 2021. Climate scientists: Concept of net zero is a dangerous trap. Adresse : <https://theconversation.com/climate-scientists-concept-of-net-zero-is-a-dangerous-trap-157368> (consulté en septembre 2021).
- Dymond, C. C., B. D. Titus, G. Stinson, et W. A. Kurz, 2010. « Future quantities and spatial distribution of harvesting residue and dead wood from natural disturbances in Canada », *Forest Ecology and Management*, vol. 260, n°2, p. 181-192.
- Dymond, C. C., 2012. « Forest carbon in North America: Annual storage and emissions from British Columbia's harvest, 1965-2065 », *Carbon Balance and Management*, vol. 7, n°1, p. 8.
- Dymond, C. C., S. Beukema, C. R. Nitschke, K. D. Coates, et R. M. Scheller, 2016. « Carbon sequestration in managed temperate coniferous forests under climate change », *Biogeosciences*, vol. 13, n°6, p. 1933-1947.
- Dymond, C. C., K. Giles-Hansen, et P. Asante, 2020. « The forest mitigation-adaptation nexus: Economic benefits of novel planting regimes », *Forest Policy and Economics*, vol. 113, 102124.
- Dynarski, K. A., D. A. Bossio, et K. M. Scow, 2020. « Dynamic stability of soil carbon: Reassessing the «permanence» of soil carbon sequestration », *Frontiers in Environmental Science*, vol. 8, n°514701.
- Eagle, A., L. Olander, L. R. Henry, K. Haugen-Kozyra, N. Millar, et G. P. Robertson, 2012. *Greenhouse Gas Mitigation Potential of Agricultural Land Management in the United States: A Synthesis of the Literature*, Durham, NC, Nicholas Institute for Environmental Policy Solutions, Duke University.

- Eagle, A. J., J. Rude, et P. Boxall, 2016. « Agricultural support policy in Canada: What are the environmental consequences? », *Environmental Reviews*, vol. 24, p. 13–24.
- ECCC – Environnement et Changement climatique Canada, 2015. Présentation de la CPDN du Canada devant la CCNUCC. Adresse : <https://www4.unfccc.int/sites/submissions/INDC/Submission%20Pages/submissions.aspx> (consulté en mars 2022).
- ECCC – Environnement et Changement climatique Canada, 2016. *Mise à jour technique des estimations du coût social des gaz à effet de serre réalisées*, Gatineau, QC, ECCC.
- ECCC – Environnement et Changement climatique Canada, 2020a. *Un environnement sain et un économie sain*, Gatineau, QC, ECCC.
- ECCC – Environnement et Changement climatique Canada, 2020b. Annexe : La tarification de la pollution par le carbone. Adresse : <https://www.canada.ca/fr/services/environnement/meteo/changementsclimatiques/plan-climatique/survol-plan-climatique/environnement-sain-economie-saine/annexe-tarification-pollution-carbone.html> (consulté en mars 2022).
- ECCC – Environnement et Changement climatique Canada, 2020c. *Rapport d’inventaire National 1990–2018 : Sources et puits de gaz à effet de serre au Canada : Partie 1*, Gatineau, QC, ECCC.
- ECCC – Environnement et Changement climatique Canada, 2020d. *Zostères marines au Canada indicateurs Canadiens de durabilité de l’environnement*, Gatineau, QC, ECCC.
- ECCC – Environnement et Changement climatique Canada, 2021a. *Rapport d’inventaire National 1990–2019 : Sources et puits de gaz à effet de serre au Canada : Partie 2*. Gatineau, QC, ECCC.
- ECCC – Environnement et Changement climatique Canada, 2021b. *Rapport d’inventaire National 1990–2019 : Sources et puits de gaz à effet de serre au Canada : Partie 1*, Gatineau, QC, ECCC.
- ECCC – Environnement et Changement climatique Canada, 2021c. *Émissions de gaz à effet de serre : Indicateurs Canadiens de durabilité de l’environnement*, Gatineau, QC, ECCC.
- ECCC – Environnement et Changement climatique Canada, 2021d. Gardiens autochtones. Adresse : <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/financement-environnement/gardiens-autochtones.html> (consulté en mars 2022).
- ECCC – Environnement et Changement climatique Canada, 2022a. *Rapport d’inventaire National 1990–2019 : Sources et puits de gaz à effet de serre au Canada : Partie 2*, Gatineau, QC, ECCC.
- ECCC – Environnement et Changement climatique Canada, 2022b. *Rapport d’inventaire National 1990–2019 : Sources et puits de gaz à effet de serre au Canada : Partie 1*, Gatineau, QC, ECCC.
- ECCC – Environnement et Changement climatique Canada, 2022c. *Émissions de gaz à effet de serre : Indicateurs Canadiens de durabilité de l’environnement*, Gatineau, QC, ECCC.
- ECCC – Environnement et Changement climatique Canada, s.d. *Des solutions climatiques naturelles*. Gatineau, QC, ECCC.
- Einsele, G., J. Yan, et M. Hinderer, 2001. « Atmospheric carbon burial in modern lake basins and its significance for the global carbon budget », *Global and Planetary Change*, vol. 30, p. 167–195.

- Eldridge, D. J., A. G. Poore, M. Ruiz-Colmenero, M. Letnic, et S. Soliveres, 2016. « Ecosystem structure, function, and composition in rangelands are negatively affected by livestock grazing », *Ecological Applications*, vol. 26, n°4, p. 1273-1283.
- Elgie, S., G. Mccarney, et W. Adamowicz, 2011. « Assessing the implications of a carbon market for boreal forest management », *The Forestry Chronicle*, vol. 87, n°03, p. 367-381.
- Emilson, E. J. S., M. A. Carson, K. M. Yakimovich, H. Osterholz, T. Dittmar, J. M. Gunn, ... A. J. Tanentzap, 2018. « Climate-driven shifts in sediment chemistry enhance methane driven production in northern lakes », *Nature Communications*, vol. 9, 1801.
- Emmer, I., B. A. Needelman, S. Emmett-Mattox, S. Crooks, P. Megonigal, D. Myers, ...et D. Shoch, 2015. *Methodology for Tidal Wetland and Seagrass Restoration. In Verified Carbon Standard VM0033*, Washington, DC, Verified Carbon Standard.
- EPA – US Environmental Protection Agency, 2017. *Inventory of U.S. Greenhouse Gas Emissions and Sinks: 1990–2015*, Washington, DC, EPA.
- Équiterre et Greenbelt Foundation, 2020. *The Power of Soil: An Agenda for Change to Benefit Farmers and Climate Resilience*, Montréal, QC, Équiterre et Greenbelt Foundation.
- Erb, K.-H., T. Fetzl, C. Plutzer, T. Kastner, C. Lauk, A. Maier, ... H. Haberl, 2016. « Biomass turnover time in terrestrial ecosystems halved by land use », *Nature Geoscience*, vol. 9, n°9, p. 674-678.
- Faivre, N., M. Fritz, T. Freitas, B. de Boissezon, et S. Vandewoestijne, 2017. « Nature-based solutions in the EU: Innovating with nature to address social, economic and environmental challenges », *Environmental Research* vol. 159, p. 509-518.
- FAO – Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture, 2016. *Reducing Enteric Methane for Improving Food Security and Livelihoods*, Nouvelle-Zélande, FAO.
- FAO – Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture, 2018. *La carte mondiale du carbone organique des sols*, Rome, Italie, FAO.
- FAO – Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture, 2020. *Global Forest Resources Assessment Report – Canada*, Rome, Italie, Nations Unies.
- FCS – Farmers for Climate Solutions, 2022. *Grounded in Resilience: Adapting Business Risk Management Programs to Reward Climate-Friendly Agriculture*, Ottawa, ON, FCS.
- Feher, L. C., M. J. Osland, K. T. Griffith, J. B. Grace, R. J. Howard, C. L. Stagg, ... K. Rogers, 2017. « Linear and nonlinear effects of temperature and precipitation on ecosystem properties in tidal saline wetlands », *Ecosphere*, vol. 8, n°10, e01956.
- Ferland, M.-E., P. A. del Giorgio, C. Teodoru, et Y. T. Prairie, 2012. « Long-term C accumulation and total C stocks in boreal lakes in northern Quebec », *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 26, p. 1-10.
- Filazzola, A., N. Shrestha, et J. S. MacIvor, 2019. « The contribution of constructed green infrastructure to urban biodiversity: A synthesis and meta-analysis », *Journal of Applied Ecology*, vol. 56, n°9, p. 2131-2143.

- Filbee-Dexter, K. et T. Wernberg, 2018. « Rise of turfs: A new battlefield for globally declining kelp forests », *Bioscience*, vol. 68, n°2, p. 64-76.
- Filbee-Dexter, K., T. Wernberg, S. Fredriksen, K. M. Norderhaug, et M. F. Pedersen, 2019. « Arctic kelp forests: Diversity, resilience and future », *Global and Planetary Change*, vol. 172, p. 1-14.
- Flannigan, M., B. Stocks, M. Turetsky, et M. Wotton, 2009. « Impacts of climate change on fire activity and fire management in the circumboreal forest », *Global Change Biology*, vol. 15, p. 549-560.
- FNESS – First Nations' Emergency Services Society, 2022. Community Resiliency Investment. Adresse : <https://www.fness.bc.ca/core-programs/forest-fuel-management/community-resiliency-investment-program> (consulté en février 2022).
- Fornara, D. A., E.-A. Wasson, P. Christie, et C. J. Watson, 2016. « Long-term nutrient fertilization and the carbon balance of permanent grassland: Any evidence for sustainable intensification? », *Biogeosciences*, vol. 13, n°17, p. 4975-4494.
- Forster, E. J., J. R. Healey, C. Dymond, et D. Styles, 2021a. « Commercial afforestation can deliver effective climate change mitigation under multiple decarbonisation pathways », *Nature Communications*, vol. 12, n°3831.
- Forster, P., T. Strelvmo, K. Armour, W. Collins, J. L. Dufresne, D. Frame, ... H. Zhang, 2021b. « The Earth's Energy Budget, Climate Feedbacks, and Climate Sensitivity », dans, *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Cambridge, Royaume-Uni et New York, NY, Cambridge University Press.
- Forzieri, G., M. Girardello, G. Ceccherini, J. Spinoni, L. Feyen, H. Hartmann, ... A. Cescatti, 2021. « Emergent vulnerability to climate-driven disturbances in European forests », *Nature Communications*, vol. 12, n°1, p. 1081.
- Fourqurean, J. W., C. M. Duarte, H. Kennedy, N. Marbà, M. Holmer, M. A. Mateo, ... O. Serrano, 2012. « Seagrass ecosystems as a globally significant carbon stock », *Nature Geoscience*, vol. 5, n°7, p. 505-509.
- Fowler, D., M. Coyle, U. Skiba, M. A. Sutton, N. Cape, S. Reis, ... M. Voss, 2013. « The global nitrogen cycle in the twenty-first century », *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, vol. 368, 20130164.
- Fox, A., 2021. « Indigenous Peoples in British Columbia Tended 'Forest Gardens' ». *Smithsonian Magazine* (29 avril).
- Fradette, O., C. Marty, P. Tremblay, D. Lord, et J.-F. Boucher, 2021. « Allometric equations for estimating biomass and carbon stocks in afforested open woodlands with black spruce and jack pine, in the eastern Canadian boreal forest », *Forests*, vol. 12, n°1, 59.
- Framstad, E., H. de Wit, R. Makipaa, M. Larjavaara, L. Vesterdal, et E. Karlton, 2013. *Biodiversity, Carbon Storage and Dynamics of Old Northern Forests*, Søborg, Danemark, Nordic Council of Ministers.

- Frank, D. A., M. M. Kuns, et D. R. Guido, 2002. « Consumer control of grassland plant production », *Ecology*, vol. 83, n°3, p. 602-606.
- Freeman, M., A.S. Morén, M. Strömgren S. Linder, 2005. « Climate Change Impacts on Forests in Europe: Biological Impact Mechanisms. », dans S. Kellomäki et S. Leinonen, (réd.) *Management of European Forest under Changing Climatic Conditions*, Joensuu, Finlande, European Forest Institute.
- Friedlingstein, P., M. Jones, M. O'Sullivan, R. Andrew, C. E. Bakker, J. Hauck, ... J. Zeng, 2021. « Global carbon budget 2021 », *Earth System Science Data*, 5194.
- Frolking, S., N. Roulet, et J. Fuglestad, 2006. « How northern peatlands influence the Earth's radiative budget: Sustained methane emission versus sustained carbon sequestration », *Journal of Geophysical Research*, vol. 111, G01008.
- Gaboury, S., J.-F. Boucher, C. Villeneuve, D. Lord, et R. Gagnon, 2009. « Estimating the net carbon balance of boreal open woodland afforestation: A case-study in Québec's closed-crown boreal forest », *Forest Ecology and Management*, vol. 257, n°2, p. 483-494.
- Gailis, M., K. E. Kohfeld, M. G. Pellatt, et D. Carlson, 2021. « Quantifying blue carbon for the largest salt marsh in southern British Columbia: Implications for regional coastal management », *Coastal Engineering Journal*, p. 1-35.
- Galik, C. S., D. M. Cooley, et J. S. Baker, 2012. « Analysis of the production and transaction costs of forest carbon in the USA », *Journal of Environmental Management*, vol. 112, p. 128-136.
- Gallagher, J. B., V. Shelamoff, et C. Layton, 2022. « Seaweed ecosystems may not mitigate CO₂ emissions », *ICES Journal of Marine Science*, vol. 79, n°3, p. 585-592.
- Gallant, K., P. Withey, D. Risk, G. C. van Kooten, et L. Spafford, 2020. « Measurement and economic valuation of carbon sequestration in Nova Scotian wetlands », *Ecological Economics*, vol. 171, 106619.
- Galloway, G., 2018. Vast region of Northwest Territories declared an Indigenous Protected Area. Adresse : <https://www.theglobeandmail.com/politics/article-vast-region-of-northwest-territories-declared-an-indigenous-protected/> (consulté en mars 2022).
- Gälman, V., J. Rydberg, S. S. de-Luna, R. Bindler, et I. Renberg, 2008. « Carbon and nitrogen loss rates during aging lake sediment: Changes over 27 years studied in varved lake sediment », *Limnology and Oceanography*, vol. 53, n°3, p. 1076-1082.
- Gao, B., A. R. Taylor, E. B. Searle, P. Kumar, Z. Ma, A. M. Hume, et H. Y. Chen, 2018. « Carbon storage declines in old boreal forests irrespective of succession pathway », *Ecosystems*, vol. 21, n°6, p. 1168-1182.
- Gascoigne, W. R., D. Hoag, L. T. Koontz, Brian A., T. L. Schaffer, et R. A. Gleason, 2011. « Valuing ecosystem and economic services across land-use scenarios in the Prairie Pothole Region of the Dakotas, USA », *Ecological Economics*, vol. 70, p. 1715-1725.
- Gasser, T., M. Kechiar, P. Ciais, E. J. Burke, T. Kleinen, D. Zhu, ... M. Obersteiner, 2018. « Path-dependent reductions in CO₂ emission budgets caused by permafrost carbon release », *Nature Geoscience*, vol. 11, n°11, p. 830-835.

- Gauthier, N. et J. White, 2019. *Aboriginal Peoples and Agriculture in 2016: A Portrait*, Ottawa, ON, Statistique Canada.
- Gauthier, S., P. Bernier, T. Kuuluvainen, A. Z. Shvidenko, et D. G. Schepaschenko, 2015. « Boreal forest health and global change », *Science*, vol. 349, n°6250, p. 819-822.
- Gazette du Canada, 2020. « Regulatory Impact Analysis Statement ». *Gazette du Canada* (19 décembre).
- GC – Gouvernement du Canada, 1982. *Loi de 1982 sur le Canada*, Royaume Uni. Ottawa, ON, Ministère de la Justice Canada.
- GC – Gouvernement du Canada, 1985. *Loi sur les pêches*, Ottawa, ON, GC.
- GC – Gouvernement du Canada, 1991. La politique fédérale de la conservation des terres humides, Ottawa, ON, Service canadien de la faune.
- GC – Gouvernement du Canada, 1994. *Loi de 1994 sur la convention concernant les oiseaux migrateurs*, Ottawa, ON, GC.
- GC – Gouvernement du Canada, 1996. *The state of Canada's Environment*, Ottawa, ON, GC.
- GC – Gouvernement du Canada, 2016. *L'Accord de Paris*. Adresse : <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/changements-climatiques/accord-paris.html> (consulté en juin 2022).
- GC – Gouvernement du Canada, 2018. *Tarifification du carbone : option de conformité conformément au système fédérale de tarification base sur le rendement*. Adresse : <https://www.canada.ca/fr/services/environnement/meteo/changementsclimatiques/action-pour-climat/tarifification-pollution-carbone/options-conformite-systeme-rendement.html> (consulté en mars 2022).
- GC – Gouvernement du Canada, 2019. *Caribou des bois (Rangifer tarandus caribou), population boréale : rapport sur l'habitat essentiel non protégé 2018*, Ottawa, ON, GC.
- GC – Gouvernement du Canada, 2021a. *Plans et mesures d'adaptation aux changements climatiques*. Adresse : <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/changements-climatiques/adapter/plans.html> (consulté en mai 2022).
- GC – Gouvernement du Canada, 2021b. *Loi concernant la transparence et la responsabilité du Canada dans le cadre de ses efforts pour atteindre la carboneutralité en 2050*, Ottawa, ON, GC.
- GC – Gouvernement du Canada, 2021c. *La carbonalité d'ici 2050*. Adresse : <https://open.canada.ca/data/fr/dataset/32546f7b-55c2-481e-b300-83fc16054b95> (consulté en avril 2022).
- GC – Gouvernement du Canada, 2021d. *Une relance axée sur les emplois, la croissance et la résilience*, Ottawa, ON, GC.
- GC – Gouvernement du Canada, 2021e. *Le Canada annonce la publication d'une liste des minéraux critiques*, Ottawa, ON, GC.
- GC – Gouvernement du Canada, 2021f. *Fonds des solutions climatiques axée sur la nature*. Adresse : <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/financement-environnement/programmes/fonds-solutions-climatiques-axe-nature.html> (consulté en novembre 2021).

- GC – Gouvernement du Canada, 2021g. *Le Défi de l'objectif 1 du Canada* Adresse : <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/patrimoine-naturel/defi-objectif-un-canada.html> (consulté en avril 2022).
- GC – Gouvernement du Canada, 2021h. *Inventaire des cultures, 2020*. Adresse : <https://open.canada.ca/data/fr/dataset/32546f7b-55c2-481e-b300-83fc16054b95> (consulté en juillet 2022).
- GC – Gouvernement du Canada, 2022a. *Limits législatives des terres autochtones du Canada, 2022*. Adresse : <https://open.canada.ca/data/fr/dataset/522b07b9-78e2-4819-b736-ad9208eb1067> (consulté en mai 2022).
- GC – Gouvernement du Canada, 2022b. *Le gouvernement du Canada annonce octroi de fonds pouvant atteindre 182,7 millions de dollars aux organisations partenaires en vue d'aider les agriculteurs à réduire les émissions et à améliorer la résilience aux changements climatiques*. Adresse : <https://www.canada.ca/fr/agriculture-agroalimentaire/nouvelles/2022/02/le-gouvernement-ducanada-annonce-octroi-de-fonds-pouvant-atteindre1827millions-de-dollars-aux-organisations-partenaires-en-vue-daider-les-agricult.html> (consulté en juillet 2022).
- GDW – Global Dam Watch, s.d. *Global Reservoir and Dam Database (GRanD) v1.3*. Adresse : <https://www.globaldamwatch.org/grand/> (consulté en juin 2022).
- Gerard, V. A., 1997. « The role of nitrogen nutrition in high-temperature tolerance of the kelp, *Laminaria saccharina* », *Journal of Phycology*, vol. 33, n°5, p. 800-810.
- GIEC – Le groupe d'experts intergouvernemental sur évolution du climat, 2006. *IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories – Chapter 4 Forest Land*. Genève, Suisse, GIEC.
- GIEC – Le groupe d'experts intergouvernemental sur évolution du climat, 2012. *Changement climatiques 2007: Les éléments scientifiques : Contribution du Groupe de travail au Quatrième rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat – Errata*, New York, NY, GIEC.
- GIEC – Le groupe d'experts intergouvernemental sur évolution du climat, 2013. *Glossary*, Bern, Suisse, GIEC.
- GIEC – Le groupe d'experts intergouvernemental sur évolution du climat, 2014a. *Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Genève, Suisse, GIEC.
- GIEC – Le groupe d'experts intergouvernemental sur évolution du climat, 2014b. « 2013 Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Wetlands », dans T. Hiraishi, T. Kurg, K. Tanabe, N. Srivastava, B. Jamsranjav, M. Fukuda et T. Troxler (réd.), Genève, Suisse, GIEC.

- GIEC – Le groupe d'experts intergouvernemental sur évolution du climat, 2018. « Résumé à l'intention des décideurs », dans Masson-Delmotte, V., P. Zhai, H.-O. Pörtner, D. Roberts, J. Skea, P. R. Shukla, . . . T. Waterfield (réd.), *Rapport spécial du GIEC sur les conséquences d'un réchauffement planétaire de 1,5 °C par rapport aux niveaux préindustriels et les trajectoires associées d'émissions mondiales de gaz à effet de serre, dans le contexte du renforcement de la parade mondiale au changement climatique, du développement durable et de la lutte contre la pauvreté*, New York, NY, GIEC.
- GIEC – Le groupe d'experts intergouvernemental sur évolution du climat, 2020. *Rapport spécial du GIEC sur le changement climatique, la désertification, la dégradation des sols, la gestion durable des terres, la sécurité alimentaire et les flux de gaz à effet de serre dans les écosystèmes terrestres*, New York, NY, GIEC.
- GIEC – Le groupe d'experts intergouvernemental sur évolution du climat, 2022. « Annex II: Glossary », dans Möller, V., J.B.R. Matthews, R. van Diemen, C. Méndez, S. Semenov, J.S. Fuglestedt, A. Reisinger (réd.), *Climate Change 2022: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [H.-O. Pörtner, D.C. Roberts, M. Tignor, E.S. Poloczanska, K. Mintenbeck, A. Alegría, M. Craig, S. Langsdorf, S. Lösschke, V. Möller, A. Okem, B. Rama (réd.)]*, Cambridge, Royaume-Uni et New York, NY, Cambridge University Press.
- Girardin, M. P., P. Y. Bernier, F. Raulier, J. C. Tardif, F. Conciatori, et X. J. Guo, 2011. « Testing for a CO₂ fertilization effect on growth of Canadian boreal forests », *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, vol. 116, n°G1.
- Girardin, M. P. et A. Terrier, 2015. « Mitigating risks of future wildfires by management of the forest composition: An analysis of the offsetting potential through boreal Canada », *Climatic Change*, vol. 130, p. 587-601.
- Girardin, M. P., O. Bouriaud, E. H. Hogg, W. Kurz, N. E. Zimmermann, J. M. Metsaranta, ... J. Bhatti, 2016. « No growth stimulation of Canada's boreal forest under half-century of combined warming and CO₂ fertilization », *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, vol. 113, n°52, p. E8406-E8414.
- Global Carbon Project, 2021. *Global Carbon Budget 2021*, Canberra, Australie, Global Carbon Project.
- Goldtooth, T., 2010. Carbon Markets Violate Indigenous Peoples Rights and Threaten Cultural Survival. Adresse : <https://globaljusticeecology.org/carbon-markets-violate-indigenous-peoples-rights-and-threaten-cultural-survival/> (consulté en juin 2022).
- Gonneea, M. E., C. V. Maio, K. D. Kroeger, A. D. Hawkes, J. Mora, R. Sullivan, ... J. P. Donnelly, 2019. « Salt marsh ecosystem restructuring enhances elevation resilience and carbon storage during accelerating relative sea-level rise », *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 217, p. 56-68.
- González-Eguino, M., I. Capellán-Pérez, I. Arto, A. Ansuategi, et A. Markandya, 2017. « Industrial and terrestrial carbon leakage under climate policy fragmentation », *Climate Policy*, vol. 17, n°1, p. S148-S169.

- Gorham, E. et L. Rochefort, 2003. « Peatland restoration: A brief assessment with special reference to Sphagnum bogs », *Wetlands Ecology and Management*, vol. 11, n°1, p. 109–119.
- Gosselin, A., P. Blanchet, N. Lehoux, et Y. Cimon, 2016. « Main motivations and barriers for using wood in multi-story and non-residential construction projects », *Bioresources*, vol. 12, p. 546–570.
- Goulden, M. L., A. M. S. McMillan, G. C. Winston, A. V. Rocha, K. L. Manies, J. W. Harden, et B. P. Bond–Lamberty, 2011. « Patterns of NPP, GPP, respiration, and NEP during boreal forest succession », *Global Change Biology*, vol. 17, n°2, p. 855–871.
- Gouv. de l'Alb – Gouvernement de l'Alberta, 2016. *Requirements for Conservation and Reclamation Plans for Peat Operations in Alberta*, Vol. 7, Edmonton, AB, Lands Policy Branch.
- Gouv. de l'Alb – Gouvernement de l'Alberta, 2022a. Draft Provincial Woodland Caribou Range Plan. Adresse : <https://www.alberta.ca/draft-provincial-woodland-caribou-range-plan.aspx> (consulté en mai 2022).
- Gouv. de l'Alb – Gouvernement de l'Alberta, 2022b. Agricultural Carbon Offsets – All Protocols Update. Adresse : <https://www.alberta.ca/agricultural-carbon-offsets-all-protocols-update.aspx> (consulté en juillet 2022).
- Gouv. de la C.-B. – Gouvernement de la Colombie-Britannique, 2015. *2015 Water Sustainability Act*. Victoria, BC, Gouv. de la C.-B.
- Gouv. de la C.-B. – Gouvernement de la Colombie-Britannique, s.d. Forest Carbon Initiative. Adresse : <https://www2.gov.bc.ca/gov/content/environment/natural-resource-stewardship/natural-resources-climate-change/natural-resources-climate-change-mitigation/forest-carbon-initiative> (consulté en juillet 2022).
- Gouv. du Man. – Gouvernement du Manitoba, 2014. *Bill 61: The Peatlands Stewardship and Related Amendments Act*, Winnipeg, MB, Gouv. du Man.
- Gouv. du N.-B. – Gouvernement du Nouveau-Brunswick, 1991. *Loi sur l'exploitation des carrières*, Fredericton, NB, Gouv. du N.-B.
- Gouv. du N.-B. – Gouvernement du Nouveau-Brunswick, 2002. *Politique de conservation des terres humides du Nouveau-Brunswick*. Fredericton, NB, Ressources naturelles et Énergie.
- Gouv. du N.-B. – Gouvernement du Nouveau-Brunswick, s.d. Tourbe. Adresse : <https://www2.gnb.ca/content/gnb/fr/ministeres/der/energie/content/minerales/content/Tourbe.html> (consulté en avril 2022).
- Gouv. de la N.-É. – Gouvernement de la Nouvelle-Écosse, 2011. *Nova Scotia Wetland Conservation Policy*, Halifax, NS, Gouv. de la N.-É.
- Gouv. de la N.-É. – Gouvernement de la Nouvelle-Écosse, 2014. *Wetland Compensation*, Halifax, NS, Gouv. de la N.-É.
- Gouv. de l'Î.-P.-É. – Gouvernement de l'Île-du-Prince-Édouard, 2007. *A Wetland Conservation Policy for Prince Edward Island*, Charlottetown, PEI, Gouv. de l'Î.-P.-É.

- Graf, M. D. et L. Rochefort, 2016. « A Conceptual Framework for Ecosystem Restoration Applied to Industrial Peatlands », dans Bonn, A., T. Allott, M. Evans, H. Joosten et R. Stoneman (réd.), *Peatland Restoration and Ecosystem Services: Science, Policy and Practice*, Cambridge, Royaume-Uni, Cambridge University Press.
- Grafton, R. Q., H. L. Chu, H. Nelson, et G. Bonniss, 2021. *A Global Analysis of the Cost-Efficiency of Forest Carbon Sequestration*, Paris, France, l'Organisation de coopération et de développement économiques.
- Granath, G., P. A. Moore, M. C. Lukenbach, et J. M. Waddington, 2016. « Mitigating wildfire carbon loss in managed northern peatlands through restoration », *Scientific Reports*, vol. 6, 28498.
- GRET – Groupe de recherche en écologie des tourbières, s.d. Technical Guides. Adresse : <https://www.gret-perg.ulaval.ca/pergs-publications/technical-guides/> (consulté en avril 2022).
- Greenhouse Gas Management Institute et Stockholm Environment Institute, s.d. Additionality. Adresse : <http://www.offsetguide.org/avoiding-low-quality-offsets/conducting-offset-quality-due-diligence/additionality/> (consulté en juin 2021).
- Gregg, E. J., J. Lessard, et J. Harper, 2013. « A spatial framework for representing nearshore ecosystems », *Progress in Oceanography*, vol. 115, p. 189-201.
- Gregg, E. J., V. Christensen, L. Nichol, R. G. Martone, R. W. Markel, J. C. Watson, ... K. M. A. Chan, 2020. « Cascading social-ecological costs and benefits triggered by a recovering keystone predator », *Science*, vol. 368, n°6496, p. 1243-1248.
- Griscom, B. W., J. Adams, P. W. Ellis, R. A. Houghton, G. Lomax, D. A. Miteva, ... J. Fargione, 2017. « Natural climate solutions », *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, vol. 114, n°44, p. 11645-11650.
- Groesbeck, A. S., K. Rowell, D. Lepofsky, et A. K. Salomon, 2014. « Ancient clam gardens increased shellfish production: Adaptive strategies from the past can inform food security today », *PLoS ONE*, vol. 9, n°3, p. e91235.
- Grosse, G., J. Harden, M. Turetsky, A. D. McGuire, P. Camill, C. Tarnocai, ... R. G. Striegl, 2011. « Vulnerability of high-latitude soil organic carbon in North America to disturbance », *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, vol. 116, n°G4.
- Groupe AGÉCO, équiterre et Greenbelt Foundation, 2020. Le pouvoir des sols – une feuille de route au profit des agriculteurs et de la résilience climatique, Québec City, QC, Groupe AGÉCO.
- Gruber, N. et J. N. Galloway, 2008. « An Earth-system perspective of the global nitrogen cycle », *Nature*, vol. 451, n°17, p. 293-296.
- Guenet, B., B. Gabrielle, C. Chenu, D. Arrouays, J. Balesdent, M. Bernoux, ... F. Zhou, 2021. « Can N₂O emissions offset the benefits from soil organic carbon storage? », *Global Change Biology*, vol. 27, p. 237-256.

- Haasnoot, M., S. Brown, P. Scussolini, J. A. Jimenez, A. T. Vafeidis, et R. J. Nicholls, 2019. « Generic adaptation pathways for coastal archetypes under uncertain sea-level rise », *Environmental Research Communications*, vol. 1, n°7, 071006.
- Harden, J. W., G. Hugelius, A. Ahlström, J. C. Blankinship, B. Bond-Lamberty, C. R. Lawrence, ... L. E. Nave, 2018. « Networking our science to characterize the state, vulnerabilities, and management opportunities of soil organic matter », *Global Change Biology*, vol. 24, p. e705-e718.
- Harmon, M. E., 2019. « Have product substitution carbon benefits been overestimated? A sensitivity analysis of key assumptions », *Environmental Research Letters*, vol. 14, n°6, 065008.
- Harper, K. A., S. E. Macdonald, M. S. Maierhofer, S. R. Biswas, P. A. Esseen, K. Hylander, ... P. Bellingham, 2015. « Edge influence on vegetation at natural and anthropogenic edges of boreal forests in Canada and Fennoscandia », *The Journal of Ecology*, vol. 103, n°3, p. 550-562.
- Harris, J. A., R. J. Hobbs, E. Higgs, et J. Aronson, 2006. « Ecological restoration and global climate change », *Restoration Ecology*, vol. 14, n°2, p. 170-176.
- Harris, L. I., K. Richardson, K. A. Bona, S. J. Davidson, S. A. Finkelstein, M. Garneau, ... J. C. Ray, 2022. « The essential carbon service provided by northern peatlands », *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 20, n°4, p. 222-230.
- Harrison, J. A., Y. T. Prairie, S. Mercier-Blais, et C. Soued, 2021. « Year-2020 global distribution and pathways of reservoir methane and carbon dioxide emissions according to the greenhouse gas from reservoirs (G-res) model », *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 35, e2020GB006888.
- Harrison, R., G. Wardell-Johnson, et C. McAlpine, 2003. « Rainforest reforestation and biodiversity benefits: A case study from the Australian wet tropics », *Annals of Tropical Research*, vol. 25, n°2, p. 65-76.
- Hasegawa, T., S. Fujimori, P. Havlik, H. Valin, B. L. Bodirsky, J. Doelman, ... P. Witzke, 2018. « Risk of increased food insecurity under stringent global climate change mitigation policy », *Nature Climate Change*, vol. 8, p. 699-703.
- Hauer, G., W. L. Adamowicz, et R. Jagodinski, 2010. *A Net Present Value Model of Natural Gas Exploitation in Northern Alberta: An Analysis of Land Values in Woodland Caribou Ranges*, Edmonton, AB, Department of Rural Economy, University of Alberta.
- Hauer, G., W. L. Adamowicz, et S. Boutin, 2018. « Economic analysis of threatened species conservation: The case of woodland caribou and oilsands development in Alberta, Canada », *Journal of Environmental Management*, vol. 218, p. 103-117.
- Hayes, D. J. et D. Turner, 2012. « The need for “apples-to-apples” comparisons of carbon dioxide source and sink estimates », *Eos, Transactions American Geophysical Union*, vol. 93, n°41, p. 404-405.

- Hayes, D. J., D. P. Turner, G. Stinson, A. D. McGuire, Y. Wei, T. O. West, ... R. B. Cook, 2012. « Reconciling estimates of the contemporary North American carbon balance among terrestrial biosphere models, atmospheric inversions, and a new approach for estimating net ecosystem exchange from inventory-based data », *Global Change Biology*, vol. 18, n°4, p. 1282-1299.
- Hayes, D. J., D. W. Kicklighter, A. D. McGuire, M. Chen, Q. Zhuang, F. Yuan, ... S. D. Wullschlegler, 2014. « The impacts of recent permafrost thaw on land-atmosphere greenhouse gas exchange », *Environmental Research Letters*, vol. 9, n°4.
- Hayes, D. J., R. Vargas, S. R. Alin, R. T. Conant, L. R. Hutyrta, A. R. Jacobson, ... C. W. Woodall, 2018. « Chapter 2: The North American Carbon Budget », dans Cavallaro, N., G. Shrestha, R. Birdsey, M. A. Maies, R. G. Najjar, S. C. Reed, . . . Z. Zhu (réd.), *Second State of the Carbon Cycle Report (SOCCR2): A Sustained Assessment Report*, Washington, DC, U.S. Global Change Research Program.
- Heffernan, L., C. Estop-Aragónés, K.-H. Knorr, J. Talbot, et D. Olefeldt, 2020. « Long-term impacts of permafrost thaw on carbon storage in peatlands: Deep losses offset by surficial accumulation », *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, vol. 125, e2019JG005501.
- Henault, C., A. Gossel, B. Mary, M. Roussel, et J. Leonard, 2012. « Nitrous oxide emission by agricultural soils: A review of spatial and temporal variability for mitigation », *Pedosphere*, vol. 22, n°4, p. 426-433.
- Hennigar, C. R., D. A. MacLean, et L. J. Amos-Binks, 2008. « A novel approach to optimize management strategies for carbon stored in both forests and wood products », *Forest Ecology and Management*, vol. 256, n°4, p. 786-797.
- Herzog, H., K. Caldeira, et J. Reilly, 2003. « An issue of permanence: Assessing the effectiveness of temporary carbon storage », *Climatic Change*, vol. 59, p. 293-310.
- Hewins, D. B., M. P. Lyseng, D. F. Schoderbek, M. J. Alexander, W. D. Willms, C. N. Carlyle, ... E. W. Bork, 2018. « Grazing and climate effects on soil organic carbon concentration and particle-size association in northern grasslands », *Scientific Reports*, vol. 8, p. 1336.
- Hicke, J. A., C. D. Allen, A. R. Desai, M. C. Dietze, R. J. Hall, E. H. Hogg, ... J. Vogelmann, 2012. « Effects of biotic disturbances on forest carbon cycling in the United States and Canada », *Global Change Biology*, vol. 18, n°1, p. 7-34.
- Hill, C. G., 2020. « Returning the 'Three Sisters' – Corn, Beans and Squash – to Native American Farms Nourishes People, Land and Cultures ». *The Conversation* (20 novembre).
- Himes, A. et G. Busby, 2020. « Wood buildings as a climate solution », *Developments in the Built Environment*, vol. 4, 100030.
- Hirsch, A. L., R. Prestele, E. L. Davin, S. I. Seneviratne, W. Thiery, et P. H. Verburg, 2018. « Modelled biophysical impacts of conservation agriculture on local climates », *Global Change Biology*, vol. 24, p. 4758-4774.

- Hisey, F., 2021. Bison Reintroduction as Reconciliation in Saskatchewan. Adresse : <https://niche-canada.org/2021/02/18/bison-reintroduction-as-reconciliation-in-saskatchewan/> (consulté en février 2022).
- Hjort, J., O. Karjalainen, J. Aalto, S. Westermann, V. E. Romanovsky, F. E. Nelson, ... M. Luoto, 2018. « Degrading permafrost puts Arctic infrastructure at risk by mid-century », *Nature Communications*, vol. 9, n°1, 5147.
- Hobbs, R. J., E. Higgs, et J. A. Harris, 2009. « Novel ecosystems: Implications for conservation and restoration », *Trends in Ecology & Evolution*, vol. 24, n°11, p. 599-605.
- Hoberg, G., G. Peterson St-Laurent, G. Schittecatte, et C. C. Dymond, 2016. « Forest carbon mitigation policy: A policy gap analysis for British Columbia », *Forest Policy and Economics*, vol. 69, p. 73-82.
- Hof, A. R., C. C. Dymond, et D. J. Mladenoff, 2017. « Climate change mitigation through adaptation: The effectiveness of forest diversification by novel tree planting regimes », *Ecosphere*, vol. 8, n°11, e01981.
- Hokanson, K. J., M. C. Lukenbach, K. J. Devito, N. Kettridge, R. M. Petrone, et J. M. Waddington, 2016. « Groundwater connectivity controls peat burn severity in the boreal plains », *Ecohydrology*, vol. 9, p. 574-584.
- Holm, S.-O. et G. Englund, 2009. « Increased ecoefficiency and gross rebound effect: Evidence from USA and six European countries 1960-2002 », *Ecological Economics*, vol. 68, n°3, p. 879-887.
- Holmquist, J. R., L. N. Brown, et G. M. MacDonald, 2021. « Localized Scenarios and Latitudinal Patterns of Vertical and Lateral Resilience of Tidal Marshes to Sea-Level Rise in the Contiguous United States », *Earth's Future*, vol. 9, n°6, e2020EF001804.
- Holtmark, B., 2015. « A comparison of the global warming effects of wood fuels and fossil fuels taking albedo into account », *Global Change Biology Bioenergy*, vol. 7, n°5, p. 984-997.
- Hough, P. et M. Robertson, 2009. « Mitigation under Section 404 of the Clean Water Act: Where it comes from, what it means », *Wetlands Ecology and Management*, vol. 17, p. 15-33.
- Howard, C., C. C. Dymond, V. C. Griess, D. Tolkien-Spurr, et G. C. van Kooten, 2021. « Wood product carbon substitution benefits: A critical review of assumptions », *Carbon Balance and Management*, vol. 16, n°1, p. 9.
- Howes, D., J. Harper, et E. Owens, 2001. *Physical Shore-Zone Mapping System for British Columbia*, Victoria, BC, Gouvernement de la Colombie-Britannique.
- Hristov, A. N., J. M. F. Johnson, C. W. Rice, M. E. Brown, R. T. Conant, S. J. Del Grosso, ... G. Shrestha, 2018. « Agriculture », dans Cavallaro, N., G. Shrestha, R. Birdsey, M. A. Maies, R. G. Najjar, S. C. Reed, ... Z. Zhu (rééd.), *Second State of the Carbon Cycle Report (SOCCR2): A Sustained Assessment Report*, Washington, DC, U.S. Global Change Research Program.
- Huber-Stearns, H. R., D. E. Bennett, S. Posner, R. C. Richards, J. H. Fair, S. J. M. Cousins, et C. L. Romulo, 2017. « Social-ecological enabling conditions for payments for ecosystem services », *Ecology and Society*, vol. 22, n°1, p. 18.

- Hugelius, G., J. Loisel, S. Chadburn, R. B. Jackson, M. Jones, G. MacDonald, ... M. B. Siewert, 2020. « Large stocks of peatland carbon and nitrogen are vulnerable to permafrost thaw », *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, vol. 117, n°34, p. 20438-20446.
- Humpenöder, F., K. Karstens, H. Lotze-Campen, J. Leifeld, L. Menichetti, A. Barthelemes, et A. Popp, 2020. « Peatland protection and restoration are key for climate change mitigation », *Environmental Research Letters*, vol. 15, 104093.
- Hung, G. A. et G. L. Chmura, 2007. « Heavy metal accumulation in surface sediments of salt marshes of the Bay of Fundy », *Estuaries and Coasts*, vol. 30, n°4, p. 725-734.
- Huntzinger, D. N., W. M. Post, Y. Wei, A. M. Michalak, T. O. West, A. R. Jacobson, ... R. Cook, 2012. « North American Carbon Program (NACP) regional interim synthesis: Terrestrial biospheric model intercomparison », *Ecological Modelling*, vol. 232, p. 144-157.
- Hurteau, M. D., G. W. Koch, et B. A. Hungate, 2008. « Carbon protection and fire risk reduction: Toward a full accounting of forest carbon offsets », *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 6, n°9, p. 493-498.
- Hutchins, R. H. S., J. P. Casas-Ruiz, Y. T. Prairie, et P. A. del Giorgio, 2020. « Magnitude and drivers of integrated fluvial network greenhouse gas emissions across the boreal landscape in Québec », *Water Research*, vol. 173, 115556.
- Hutchins, R. H. S., Y. T. Prairie, et P. A. del Giorgio, 2021. « The relative importance of seasonality versus regional and networkspecific properties in determining the variability of fluvial CO₂, CH₄ and dissolved organic carbon across boreal Québec », *Aquatic Sciences*, vol. 83, p. 72.
- Huttunen, J. T., J. Alm, A. Liikaneen, S. Jutinen, T. Larmola, T. Hammar, ... P. J. Martikainen, 2003. « Fluxes of methane, carbon dioxide and nitrous oxide in boreal lakes and potential anthropogenic effects on the aquatic greenhouse gas emissions », *Chemosphere*, vol. 52, p. 609-621.
- Hyvönen, R., G. I. Ågren, S. Linder, T. Persson, M. F. Cotrufo, A. Ekblad, ... G. Wallin, 2007. « The likely impact of elevated [CO₂], nitrogen deposition, increased temperature and management on carbon sequestration in temperate and boreal forest ecosystems: A literature review », *New Phytologist*, vol. 173, n°3, p. 463-480.
- ICA – Indigenous Climate Action, 2021a. *The Risks and Threats of 'Nature-based Climate Solutions' for Indigenous Peoples*, Ottawa, ON, ICA.
- ICA – Indigenous Climate Action, 2021b. *Decolonizing Climate Policy in Canada: Report from Phase One*, Ottawa, ON, ICA.
- Ingerson, A., 2009. *Wood Products and Carbon Storage: Can Increased Production Help Solve the Climate Crisis?*, Washington, DC, Wilderness Society.
- L'Initiative de leadership autochtone, 2018. Indigenous Conservation is Central to Achieving Canada's International Commitments. Adresse : <https://www.ilinationhood.ca/publications/backgrounder-indigenous-conservation-is-central-to-achieving-canadas-international-commitments> (consulté en novembre 2021).

- L'Initiative de leadership autochtone, s.d.-a. Indigenous Protected and Conserved Areas.
Adresse : <https://www.ilinationhood.ca/indigenous-protected-and-conserved-areas>
(consulté en novembre 2021).
- L'Initiative de leadership autochtone, s.d.-b. Indigenous Guardians. Adresse : <https://www.ilinationhood.ca/guardians> (consulté en mars 2022).
- Iravani, M., S. R. White, D. R. Farr, T. J. Habib, J. Kariyeva, et M. Faramarzi, 2019.
« Assessing the provision of carbon-related ecosystem services across a range of temperate grassland systems in western Canada », *Science of the Total Environment*, vol. 680, p. 151-168.
- Jain, P., D. Castellanos-Acuna, S. C. P. Coogan, J. T. Abatzoglou, et M. D. Flannigan, 2022.
« Observed increases in extreme fire weather driven by atmospheric humidity and temperature », *Nature Climate Change*, vol. 12, p. 63-70.
- James, T. S., J. A. Henton, L. J. Leonard, A. Darlington, D. L. Forbes, et M. Craymer, 2014.
Relative Sea-level Projections in Canada and the Adjacent Mainland United States, Ottawa, ON, Ressources naturelles Canada.
- Jansson, R., C. Nilsson, et B. Malmqvist, 2007. « Restoring freshwater ecosystems in riverine landscapes: The roles of connectivity and recovery processes », *Freshwater Biology*, vol. 52, p. 589-596.
- Janzen, H., C. A. Campbell, R. C. Izaurralde, B. H. Ellert, N. Juma, W. B. McGill, et R. P. Zentner, 1998. « Management effects on soil C storage on the Canadian prairies », *Soil & Tillage Research*, vol. 47, p. 181-195.
- Jeffrey, S. R., D. E. Trautman, et J. R. Unterschultz, 2017. « Canadian agricultural business risk management programs: Implications for farm wealth and environmental stewardship », *Canadian Journal of Agricultural Economics*, vol. 65, p. 543-565.
- Jia, G., E. Shevliakova, P. Artaxo, N. De Noblet-Ducoudré, R. Houghton, J. House, ... et L. Verchot, 2019. « Land-climate interactions », dans Shukla, P. R., J. Skea, E. Calvo Buendia, V. Masson-Delmotte, H.-O. Pörtner, D. C. Roberts, ... J. Malley (éd.), *Climate Change and Land: An IPCC Special Report*, Genève, Suisse, Le groupe d'experts intergouvernemental sur évolution du climat.
- Jiang, M., S. Caldararu, H. Zhang, K. Fleischer, K. Y. Crous, J. Yang, ... B. E. Medlyn, 2020.
« Low phosphorus supply constrains plant responses to elevated CO₂: A meta-analysis », *Global Change Biology*, vol. 26, n°10, p. 5856-5873.
- Jobbágy, E. G. et R. B. Jackson, 2000. « The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation », *Ecological Applications*, vol. 10, n°2, p. 423-436.
- Jones, B. M. et A. Donnelly, 2004. « Carbon sequestration in temperate grassland ecosystems and the influence of management, climate and elevated CO₂ », *New Phytologist*, vol. 164, p. 423-439.
- Joosten, H., 2009. *The Global Peatland CO₂ Picture: Peatland Status and Emissions in all Countries of the World*, Bangkok, Thaïlande, CCNUCC.

- Jørgensen, K., G. Granath, B. D. Lindahl, et J. Strengbom, 2021. « Forest management to increase carbon sequestration in boreal *Pinus sylvestris* forests », *Plant and Soil*, vol. 466, n°1, p. 165–178.
- Jose, S., 2009. « Agroforestry for ecosystem services and environmental benefits: An overview », *Agroforestry Systems*, vol. 76, n°1, p. 1-10.
- JUS – Ministère de la Justice Canada, 2018. *Principes régissant la relation du Gouvernement du Canada avec les peuples autochtones*, Ottawa, ON, Gouvernement du Canada.
- Kabisch, N., N. Frantzeskaki, S. Pauleit, S. Naumann, M. Davis, M. Artmann, ... A. Bonn, 2016. « Nature-based solutions to climate change mitigation and adaptation in urban areas: Perspectives on indicators, knowledge gaps, barriers, and opportunities for action », *Ecology and Society*, vol. 21, n°2, 39.
- Kallio, A. M. et B. Solberg, 2018. « Leakage of forest harvest changes in a small open economy: Case Norway », *Scandinavian Journal of Forest Research*, vol. 33, n°5, p. 502-510.
- Karran, D. J., C. J. Westbrook, et A. Bedard-Haughn, 2018. « Beaver-mediated water table dynamics in a Rocky Mountain fen », *Ecohydrology*, vol. 11, e1923.
- Keller, P. S., R. Marce, B. Obrador, et M. Koschorreck, 2021. « Global carbon budget of reservoirs is overturned by the quantification of drawdown areas », *Nature Geoscience*, vol. 14, p. 402-408.
- Kemp, A. C., A. J. Wright, R. J. Edwards, R. L. Barnett, M. J. Brain, R. E. Kopp, ... O. van de Plassche, 2018. « Relative sea-level change in Newfoundland, Canada during the past ~3000 years », *Quaternary Science Reviews*, vol. 201, p. 89-110.
- Kennedy, H., D. M. Alongi, A. Karim, G. Chen, G. L. Chmura, S. Crooks, ... G. Lin, 2014. *Coastal Wetlands*, Genève, Suisse, Le groupe d'experts intergouvernemental sur évolution du climat.
- Ketcheson, S. J., J. S. Price, S. K. Carey, R. M. Petrone, C. A. Mendoza, et K. J. Devito, 2016. « Constructing fen peatlands in post-mining oil sands landscapes: Challenges and opportunities from a hydrological perspective », *Earth Science Reviews*, vol. 161, p. 130-139.
- Kim, M.-K., B. A. McCarl, et B. C. Murray, 2008. « Permanence discounting for land-based carbon sequestration », *Ecological Economics*, vol. 64, p. 763-769.
- Kirschke, S., P. Bousquet, P. Ciais, M. Saunoy, J. G. Canadell, E. J. Dlugokencky, ... G. Zeng, 2013. « Three decades of global methane sources and sinks », *Nature Geoscience*, vol. 6, p. 813-823.
- Kirwan, M. L., D. C. Walters, W. G. Reay, et J. A. Carr, 2016. « Sea level driven marsh expansion in a coupled model of marsh erosion and migration », *Geophysical Research Letters*, vol. 43, n°9, p. 4366-4373.
- Kishchuk, B. E., D. M. Morris, M. Lorente, T. Keddy, D. Sidders, S. Quideau, ... D. Mainard, 2016. « Disturbance intensity and dominant cover type influence rate of boreal soil carbon change: A Canadian multi-regional analysis », *Forest Ecology and Management*, vol. 381, p. 48-62.

- Knapp, A. K., J. M. Blair, J. M. Briggs, S. L. Collins, D. C. Hartnett, et L. C. Johnson, 1999. « The keystone role of bison in North American tallgrass prairie », *BioScience*, vol. 48, n°1, p. 39-50.
- Knox, S. H., S. Bansal, G. McNicol, K. Schafer, C. Sturtevant, M. Ueyama, ... R. B. Jackson, 2020. « Identifying dominant environmental predictors of freshwater wetland methane fluxes across diurnal to seasonal time scales », *Global Change Biology*, vol. 27, p. 3582-3604.
- Koch, M., G. Bowes, C. Ross, et X.-H. Zhang, 2013. « Climate change and ocean acidification effects on seagrasses and marine macroalgae », *Global Change Biology*, vol. 19, n°1, p. 103-132.
- Kogel-Knabner, I., 2017. « The macromolecular organic composition of plant and microbial residues as inputs to soil organic matter: Fourteen years on », *Soil Biology & Biochemistry*, vol. 105, p. A3-A8.
- Kolka, R., Trettin, C., Tang, W., Krauss, K., Bansal, S., Drexler, J., ... Richardson, C., 2018. « Chapter 13: Terrestrial Wetlands », dans N. Cavallaro, G. Shrestha, R. Birdsey, M. A. Mayes, R. G. Najjar, S. C. Reed, ... Z. Zhu (rééd.), *Second State of the Carbon Cycle Report (SOCCR2): A Sustained Assessment Report* » Washington, DC, U.S. Global Change Research Program.
- Kollmuss, A., H. Zink, et C. Polycarp, 2008. *Making Sense of the Voluntary Carbon Market: A Comparison of Carbon Offset Standards*, WWF Allemagne.
- Kopittke, P. M., R. C. Dalal, C. Hoeschen, C. Li, N. W. Menzies, et C. W. Mueller, 2020. « Soil organic matter is stabilized by organo-mineral associations through two key processes: The role of the carbon to nitrogen ratio », *Geoderma*, vol. 357, p. 113974.
- Körner, C., 2017. « A matter of tree longevity », *Science*, vol. 355, n°6321, p. 130-131.
- Kort, J., 1988. « 9. Benefits of windbreaks to field and forage crops », *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 22-23, p. 165-190.
- Koweeck, D. A., R. C. Zimmerman, K. M. Hewett, B. Gaylord, S. N. Giddings, K. J. Nickols, ... K. Caldeira, 2018. « Expected limits on the ocean acidification buffering potential of a temperate seagrass meadow », *Ecological Applications*, vol. 28, n°7, p. 1694-1714.
- Kramer, M. G. et O. A. Chadwick, 2018. « Climate-driven thresholds in reactive mineral retention of soil carbon at the global scale », *Nature Climate Change*, vol. 8, n°12, p. 1104-1108.
- Krause-Jensen, D. et C. M. Duarte, 2014. « Expansion of vegetated coastal ecosystems in the future Arctic », *Frontiers in Marine Science*, vol. 1.
- Krause-Jensen, D. et C. M. Duarte, 2016. « Substantial role of macroalgae in marine carbon sequestration », *Nature Geoscience*, vol. 9, n°10, p. 737-742.
- Krause-Jensen, D., P. Lavery, O. Serrano, N. Marba, P. Masque, et C. M. Duarte, 2018. « Sequestration of macroalgal carbon: The elephant in the blue carbon room », *Biology Letters*, vol. 14, n°6.
- Krumhansl, K. A. et R. E. Scheibling, 2012. « Production and fate of kelp detritus », *Marine Ecology Progress Series*, vol. 467, p. 281-302.

- Kuhn, M. A., R. K. Varner, D. Bastviken, P. Crill, S. MacIntyre, M. Turetsky, ... D. Olefeldt, 2021. « BAWLD-CH₄: A comprehensive dataset of methane fluxes from boreal and arctic ecosystems », *Earth System Science Data*, vol. 13, p. 5151-5189.
- Kurz, W. A. et M. J. Apps, 1999. « A 70-year retrospective analysis of carbon fluxes in the Canadian forest sector », *Ecological Applications*, vol. 9, n°2, p. 526-547.
- Kurz, W. A., Dymond, C. C., White, T. M., Stinson, G., Shaw, C. H., Rampley, G. J., ... Apps, M. J., 2009. CBM-CFS3: A model of carbon-dynamics in forestry and land-use change implementing IPCC standards. *Ecological Modelling*, vol. 21 n°4, p. 480-504.
- Kurz, W. A., C. H. Shaw, C. Boisvenue, G. Stinson, J. M. Metsaranta, D. Leckie, ... E. T. Neilson, 2013. « Carbon in Canada's boreal forest - A synthesis », *Environmental Reviews*, vol. 21, n°4, p. 260-292.
- Kuuluvainen, T., P. Angelstam, L. Frelich, K. Jögiste, M. Koivula, Y. Kubota, ... E. Macdonald, 2021. « Natural disturbance-based forest management: Moving beyond retention and continuous-cover forestry », *Frontiers in Forests and Global Change*, vol. 4, 629020.
- Lalumière, R., D. Messier, J.-J. Fournier, et C. Peter McRoy, 1994. « Eelgrass meadows in a low arctic environment, the northeast coast of James Bay, Québec », *Aquatic Botany*, vol. 47, n°3, p. 303-315.
- Lamers, P., M. Junginger, C. C. Dymond, et A. Faaij, 2014. « Damaged forests provide an opportunity to mitigate climate change », *Global Change Bioenergy*, vol. 6, n°1, p. 44-60.
- Laothawornkitkul, J., J. E. Taylor, N. D. Paul, et C. N. Hewitt, 2009. « Biogenic volatile organic compounds in the Earth system », *New Phytologist*, vol. 183, p. 27-51.
- Larson, C., J. Chatellier, R. Lifset, et T. Graedel, 2012. « Role of Forest Products in the Global Carbon Cycle: From the Forest to Final Disposal », dans Ashton, M. S. S., M. L. L. Tyrrell, D. Spalding et B. Gentry (réd.), *Managing Forest Carbon in a Changing Climate*, Dordrecht, Pays-Bas, Springer Netherlands.
- Latimer, K., 2021. « Muskeg under threat ». *CBC News* (15 août).
- Lawton, G., 2021. « Will a Scramble to Mine Metals Undermine the Clean Energy Revolution? ». *New Scientist* (consulté en mai 2022).
- LeBourdais, S., 2016. *Cultural Importance of Grasslands and Associated Plant Species and Ecosystems for the Stk'emlupsemc te Secweoemc Nation*, Stk'emlupsemc te Secweoemc Nation, BC, University of Victoria.
- Lehmann, J., 2007. « A handful of carbon », *Nature*, vol. 447, p. 143-144.
- Lehner, B., C. R. Liermann, C. Revenga, C. Vörösmarty, B. Fekete, P. Crouzet, ... D. Wisser, 2011. « High-resolution mapping of the world's reservoirs and dams for sustainable river-flow management », *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 9, n°9, p. 494-502.
- Lemmer, M., L. Rochefort, et M. Strack, 2020. « Greenhouse gas emissions dynamics in restored fens after in-situ oil sands well pad disturbances of Canadian boreal peatlands », *Frontiers in Earth Science*, vol. 8, p. 21.

- Lemprière, T. C., E. Krcmar, G. J. Rampley, A. Beatch, C. E. Smyth, M. Hafer, et W. A. Kurz, 2017. « Cost of climate change mitigation in Canada's forest sector », *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 47, p. 604-614.
- Leturcq, P., 2020. « GHG displacement factors of harvested wood products: The myth of substitution », *Scientific Reports*, vol. 10, n°1, 20752.
- Li, C., S. Frolking, et K. Butterbach-Bahl, 2005. « Carbon sequestration in arable soils is likely to increase nitrous oxide emissions, offsetting reductions in climate radiative forcing », *Climatic Change*, vol. 72, p. 321-338.
- Li, J., J. Pei, E. Pendall, C. Fang, et M. Nie, 2020. « Spatial heterogeneity of temperature sensitivity of soil respiration: A global analysis of field observations », *Soil Biology and Biochemistry*, vol. 141, 107675.
- Liang, B. C., A. J. VandenBygaart, J. D. MacDonald, D. Cerkowniak, B. G. McConkey, R. L. Desjardins, et D. A. Angers, 2020. « Revisiting no-till's impact on soil organic carbon storage in Canada », *Soil & Tillage Research*, vol. 198, p. 1-7.
- Liang, C., W. Amelung, J. Lehmann, et M. Kästner, 2019. « Quantitative assessment of microbial necromass contribution to soil organic matter », *Global Change Biology*, vol. 25, p. 3578-3590.
- Lieffers, V. J., B. D. Pinno, J. L. Beverly, B. R. Thomas, et C. Nock, 2020. « Reforestation policy has constrained options for managing risks on public forests », *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 50, n°9, p. 855-861.
- Lim, S., M. Baah-Acheamfour, W. Choi, M. A. Arshad, F. Fatemi, S. Banerjee, ... S. X. Chang, 2018. « Soil organic carbon stocks in three Canadian agroforestry systems: From surface organic to deeper mineral soils », *Forest Ecology and Management*, vol. 417, p. 103-109.
- Liu, D. L., K. Y. Chan, M. K. Conyers, I. Guangdi, et G. J. Poile, 2011. « Simulation of soil organic carbon dynamics under different pasture managements using the RothC carbon model », *Geoderma*, vol. 165, p. 69-77.
- Liu, L., J. D. Knight, R. L. Lemke, et R. E. Farrell, 2021. « Type of pulse crop included in a 2 year rotation with wheat affects total N₂O loss and intensity », *Biology and Fertility of Soils*, vol. 57, p. 699-713.
- Lloyd-Smith, P., P. Boxall, et K. Belcher, 2020. *From rhetoric to measurements: The economics of wetland conservation in the Canadian Prairies*, Ottawa, ON, L'Institut pour l'IntelliProsperité.
- Loder, A. L. et S. A. Finkelstein, 2020. « Carbon accumulation in freshwater marsh soils: A synthesis for temperate North America », *Wetlands*, vol. 40, p. 1173-1187.
- Loisel, J., Z. Yu, D. W. Beilman, P. Camill, J. Alm, M. J. Amesbury, ... K. Barber, 2014. « A database and synthesis of northern peatland soil properties and Holocene carbon and nitrogen accumulation », *The Holocene*, vol. 24, n°9, p. 1028-1042.
- Loisel, J., A. Gallego-Sala, M. Amesbury, G. Magnan, G. Anshari, D. Beilman, ... D. Charman, 2021. « Expert assessment of future vulnerability of the global peatland carbon sink », *Nature Climate Change*, vol. 11, n°1, p. 70-77.

- Lokuge, N. et S. Anders, 2022. *Carbon-credit systems in agriculture: A review of literature*, Calgary, AB, The Simpson Centre for Agricultural and Food Innovation and Public Education.
- Lorenz, K., 2018. « Carbon Sequestration in Grassland Soils », dans Lal, R. (réd.), *Carbon Sequestration in Agricultural Ecosystems*, Cham, Suisse, Springer, Cham.
- Lovelock, C. E., C. Evans, N. Barros, Y. Prairie, J. Alm, D. Bastviken, ... et S. M. Ogle, 2019. « Volume 4, Chapter 7: Wetlands », dans GIEC (réd.), *2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*, Genève, Suisse, Le groupe d'experts intergouvernemental sur évolution du climat.
- Lugato, E., A. Cescatti, A. Jones, G. Ceccherini, et G. Duveiller, 2020. « Maximising climate mitigation potential by carbon and radiative agricultural land management with cover crops », *Environmental Research Letters*, vol. 15, 094075.
- Lyseng, M. P., E. W. Bork, D. B. Hewins, M. J. Alexander, C. N. Carlyle, S. X. Chang, et W. D. Willms, 2018. « Long-term grazing impacts on vegetation diversity, composition, and exotic species presence across an aridity gradient in northern temperate grasslands », *Plant Ecology*, vol. 219, p. 649-663.
- M'sit No'kmaq, A. Marshall, K. F. Beazley, J. Hum, S. Joudry, A. Papadopoulos, ... A. Olive, 2021. « "Awakening the sleeping giant": Re-Indigenization principles for transforming biodiversity conservation in Canada and beyond », *FACETS*, vol. 6, p. 839-869.
- Ma, Z., H. Y. H. Chen, E. W. Bork, C. N. Carlyle, et S. X. Chang, 2020. « Carbon accumulation in agroforestry systems is affected by tree species diversity, age and regional climate: A global meta-analysis », *Global Ecology and Biogeography*, vol. 29, n°10, p. 1817-1828.
- Ma, Z., B. M. Shrestha, E. W. Bork, S. X. Chang, C. N. D. Carlyle, T. F. Döbert, ... M. S. Boyce, 2021. « Soil greenhouse gas emissions and grazing management in northern temperate grasslands », *Science of the Total Environment*, vol. 796, 148975.
- Ma, Z., E. W. Bork, C. N. Carlyle, J. Tieu, C. D. Gross, et S. X. Chang, 2022. « Carbon stocks differ among land-uses in agroforestry systems in Western Canada », *Agricultural and Forest Meteorology*, vol. 313, 108756.
- Maavara, T., R. Lauerwald, P. Regnier, et P. Van Cappellen, 2017. « Global perturbation of organic carbon cycling by river damming », *Nature Communications*, vol. 8, p. 1-10.
- Macaskill, J. et P. Lloyd-Smith, 2022. « Six decades of environmental resource valuation in Canada: A synthesis of the literature », *Canadian Journal of Agricultural Economics*, vol. 70, n°1, p. 73-89.
- MacFarling Meure, C., D. Etheridge, C. Trudinger, P. Steele, R. L. Langenfelds, T. van Ommen, ... J. Elkins, 2006. « Law Dome CO₂, CH₄, and N₂O ice core records extended to 2000 years BP », *Geophysical Research Letters*, vol. 33, n°14, p. 1-4.
- Mack, M. C., X. J. Walker, J. F. Johnstone, H. D. Alexander, A. M. Melvin, M. Jean, et S. N. Miller, 2021. « Carbon loss from boreal forest wildfires offset by increased dominance of deciduous trees », *Science*, vol. 372, p. 280-283.
- Macreadie, P. I., A. Anton, J. A. Raven, N. Beaumont, R. M. Connolly, D. A. Friess, ... C. M. Duarte, 2019. « The future of blue carbon science », *Nature Communications*, vol. 10, 3998.

- Macreadie, P. I., M. D. P. Costa, T. B. Atwood, D. A. Friess, J. J. Kelleway, H. Kennedy, ... C. M. Duarte, 2021. « Blue carbon as a natural climate solution », *Nature Reviews Earth & Environment*, vol. 2, n°12, p. 826-839.
- Maeck, A., T. DelSontro, D. F. McGinnis, H. Fischer, S. Flury, M. Schmidt, ... A. Lorke, 2013. « Sediment trapping by dams creates methane emission hot spots », *Environmental Science and Technology*, vol. 47, p. 8130-8137.
- Magenheimer, J. F., T. R. Moore, G. L. Chmura, et R. J. Daoust, 1996. « Methane and carbon dioxide flux from a macrotidal salt marsh, Bay of Fundy, New Brunswick », *Estuaries*, vol. 19, n°1, p. 139-145.
- Maillard, É., B. G. McConkey, et D. A. Angers, 2017. « Increased uncertainty in soil carbon stock measurement with spatial scale and sampling profile depth in world grasslands: A systematic analysis », *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 236, p. 268-276.
- Malcolm, J. R., B. Holtsmark, et P. W. Piascik, 2020. « Forest harvesting and the carbon debt in boreal east-central Canada », *Climatic Change*, vol. 161, n°3, p. 433-449.
- Mamers, D. T., 2021. Reintroducing Bison to Indigenous Land is a Small Act of Reconciliation. Adresse : <https://www.theglobeandmail.com/opinion/article-reintroducing-bison-to-indigenous-land-is-a-small-act-of/> (consulté en janvier 2022).
- Marion, S. et R. J. Orth, 2010. « Factors influencing seedling establishment rates in *Zostera marina* and their implications for seagrass restoration », *Restoration Ecology*, vol. 18, n°4, p. 549-559.
- Mason, C. F. et A. J. Plantiga, 2011. *Contracting for Impure Public Goods: Carbon Offsets and Additionality*, Cambridge, MA, National Bureau of Economic Research.
- Mason, C. F. et A. J. Plantiga, 2013. « The additionality problem with offsets: Optimal contracts for carbon sequestration in forests », *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 66, p. 1-14.
- Mastrandrea, M. D., C. B. Field, T. F. Stocker, O. Edenhofer, K. L. Ebi, D. J. Frame, ... F. W. Zwiers, 2010. *Guidance Note for Lead Authors of the IPCC Fifth Assessment Report on Consistent Treatment of Uncertainties*, Genève,, Switzerland, Le groupe d'experts intergouvernemental sur évolution du climat.
- Matthews, H. D., K. Zickfeld, M. Dickau, A. J. Maclsaac, S. Mathesius, C.-M. Nzotungicimpaye, et A. Luers, 2022. « Temporary nature-based carbon removal can lower peak warming in a well-below 2 °C scenario », *Communications Earth & Environment*, vol. 3, n°65, p. 1-8.
- Mayer, M., C. E. Prescott, W. E. A. Abaker, L. Aouito, L. Cécillon, G. W. D. Ferreira, ... L. Vesterdal, 2020. « Tamm Review: Influence of forest management activities on soil organic carbon stocks: A knowledge synthesis », *Forest Ecology and Management*, vol. 466, 118127.
- Mayrinck, R. C., C. P. Laroque, B. Y. Amichev, et K. Van Rees, 2019. « Above- and below-ground carbon sequestration in shelterbelt trees in Canada: A review », *Forests*, vol. 10, n°10, 922.
- Mazerolle, D. et S. Blaney, 2010. *COSEWIC Status Report on Eastern Baccharis (*Baccaris halimifolia*) in Canada*, Sackville, NB, Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada.

- Mazzotti, S., C. Jones, et R. E. Thomson, 2008. « Relative and absolute sea level rise in western Canada and northwestern United States from a combined tide gauge–GPS analysis », *Journal of Geophysical Research: Oceans*, vol. 113, n°C11, p. 1–19.
- McCarney, G. R., G. W. Armstrong, et W. L. Adamowicz, 2008. « Joint production of timber, carbon, and wildlife habitat in the Canadian boreal plains », *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 38, n°6, p. 1478–1492.
- McCarthy, M. I., B. Ramsey, J. Phillips, et M. H. Redsteer, 2018. « Chapter 7: Tribal Lands », dans Cavallaro, N., G. Shrestha, R. Birdsey, M. A. Maies, R. G. Najjar, S. C. Reed, . . . Z. Zhu (réd.), *Second State of the Carbon Cycle Report (SOCCR2): A Sustained Assessment Report*, Washington, DC, U.S. Global Change Research Program.
- McDaniel, M. D., L. K. Tiemann, et A. S. Grandy, 2014. « Does agricultural crop diversity enhance soil microbial biomass and organic matter dynamics? A meta-analysis », *Ecological Applications*, vol. 24, n°3, p. 560–570.
- McGovern, M. et J. Pasher, 2016. « Canadian urban tree canopy cover and carbon sequestration status and change 1990–2012 », *Urban Forestry & Urban Greening*, vol. 20, p. 227–232.
- McIntosh, E., 2022. Four years in, Doug Ford still can't pay for a mining road to Ontario's Ring of Fire: Internal documents. Adresse : <https://thenarwhal.ca/ring-of-fire-ontario-election/> (consulté en juillet 2022).
- McKenna, O. P., D. M. Mushet, D. O. Rosenberry, et J. W. LaBaugh, 2017. « Evidence for a climate-induced ecohydrological state shift in wetland ecosystems of the southern Prairie Pothole Region », *Climatic Change*, vol. 145, p. 273–287.
- McKenney, D. W., D. Yemshanov, G. Fox, et E. Ramlal, 2006. « Using bioeconomic models to assess research priorities: A case study on afforestation as a carbon sequestration tool », *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 36, p. 886–900.
- McKenzie, L. J., L. M. Nordlund, B. L. Jones, L. C. Cullen-Unsworth, C. Roelfsema, et R. K. F. Unsworth, 2020. « The global distribution of seagrass meadows », *Environmental Research Letters*, vol. 15, 074041.
- McLean, K. I., D. M. Mushet, J. N. Sweetman, M. J. Anteau, et M. T. Wiltermuth, 2020. « Invertebrate communities of Prairie-Pothole wetlands in the age of the aquatic Homogenocene », *Hydrobiologia*, vol. 847, p. 3773–3793.
- Mcleod, E., G. L. Chmura, S. Bouillon, R. Salm, M. Björk, C. M. Duarte, ... 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.
- McMillan, N. A., K. E. Kunkel, D. L. Hagan, et D. S. Jachowski, 2019. « Plant community responses to bison reintroduction on the Northern Great Plains United States: A test of the keystone species concept », *Restoration Ecology*, vol. 27, n°2, p. 379–388.

- McPherson, M. L., D. J. I. Finger, H. F. Houskeeper, T. W. Bell, M. H. Carr, L. Rogers-Bennett, et R. M. Kudela, 2021. « Large-scale shift in the structure of a kelp forest ecosystem co-occurs with an epizootic and marine heatwave », *Communications Biology*, vol. 4, n°298.
- Meadowcroft, J., 2021. *Pathways to Net Zero: A Decision Support Tool*, Calgary, AB, Transition Accelerator Reports.
- Melillo, J. M., S. Butler, J. Johnson, J. Mohan, P. Steudler, H. Lux, ... J. Tang, 2011. « Soil warming, carbon-nitrogen interactions, and forest carbon budgets », *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, vol. 108, n°23, p. 9508-9512.
- Mendonça, R., R. A. Müller, D. Clow, C. Verpoorter, P. A. Raymond, L. J. Tranvik, et S. Sobek, 2017. « Organic carbon burial in global lakes and reservoirs », *Nature Communications*, vol. 8, p. 1694.
- Messenger, M. L., B. Lehner, G. Grill, I. Nedeva, et O. Schmitt, 2016. « Estimating the volume and age of water stored in global lakes using a geo-statistical approach », *Nature Communications*, vol. 7, 13603.
- Messiga, A. J., N. Ziadi, C. Morel, et L.-E. Parent, 2010. « Soil phosphorus availability in no-till versus conventional tillage following freezing and thawing cycles », *Canadian Journal of Soil Science*, vol. 90, n°3, p. 419-428.
- Michaelowa, A., L. Hermwille, W. Obergassel, et S. Butzengeiger, 2019. « Additionality revisited: Guarding the integrity of market mechanisms under the Paris Agreement », *Climate Policy*, vol. 19, n°10, p. 1211-1224.
- Miller, A. M., I. J. Davidson-Hunt, et P. Peters, 2010. « Talking about fire: Pikangikum First Nation elders guiding fire management », *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 40, n°12, p. 2290-2301.
- Millett, B., W. C. Johnson, et G. R. Guntenspergen, 2009. « Climate trends of the North American Prairie Pothole Region 1906-2000 », *Climatic Change*, vol. 93, p. 243-267.
- Moen, J., L. Rist, K. Bishop, F. S. Chapin III, D. Ellison, T. Kuuluvainen, ... C. J. A. Bradshaw, 2014. « Eye on the Taiga: Removing global policy impediments to safeguard the boreal forest », *Conservation Letters*, vol. 7, n°4, p. 408-418.
- Monahan, K., B. Filewod, S. Elgie, J. McNally, et S. Khalaj, 2020. *Nature-Based Solutions: Policy Options for Climate and Biodiversity*, Ottawa, ON, Smart Prosperity Institute.
- Montillet, J.-P., T. I. Melbourne, et W. M. Szeliga, 2018. « GPS vertical land motion corrections to sea-level rise estimates in the Pacific Northwest », *Journal of Geophysical Research: Oceans*, vol. 123, n°2, p. 1196-1212.
- Moola, F. et R. Roth, 2019. « Moving beyond colonial conservation models: Indigenous Protected and Conserved Areas offer hope for biodiversity and advancing reconciliation in the Canadian boreal forest », *Environmental Reviews*, vol. 27, n°2, p. 200-201.
- Moomaw, W. R., G. L. Chmura, G. T. Davies, C. M. Finlayson, B. A. Middleton, S. M. Natali, ... A. E. Sutton-Grier, 2018. « Wetlands in a changing climate: Science, policy and management », *Wetlands*, vol. 38, n°2, p. 183-205.

- Morris, M. et R. C. de Loë, 2016. « Cooperative and adaptive transboundary water governance in Canada's Mackenzie River Basin: Status and prospects », *Ecology and Society*, vol. 21, n°1, 26.
- Morrison, C. et Y. Lawley, 2021. *2020 Prairie Cover Crop Survey Report*, Winnipeg, MB, Department of Plant Science, University of Manitoba.
- Morton, T. A., J. S. Bergtold, et A. J. Price, 2006. *The Economics of Cover Crop Biomass for Corn and Cotton*, communication présentée dans le cadre du Proceedings of the Annual Southern Conservation Tillage Systems Conference, Auburn, AL.
- Moseman-Valtierra, S., R. Gonzalez, K. D. Kroeger, J. Tang, W. C. Chao, J. Crusius, ... J. Shelton, 2011. « Short-term nitrogen additions can shift a coastal wetland from a sink to a source of N₂O », *Atmospheric Environment*, vol. 45, n°26, p. 4390-4397.
- MPO – Pêches et Océans Canada, 2009. La Zostère (*Zostera marina*) remplit-elle les critères d'espèce d'importance écologique? *Avis scientifique 2009/018*, Ottawa, ON, Gouvernement du Canada.
- MPO – Pêches et Océans Canada, 2011. Définitions de détérioration, destruction ou perturbation (DDP) de l'habitat de la Zostère (*Zostera Marina*). *Avis scientifique 2011/058*, Ottawa, ON, Gouvernement du Canada.
- Mt. Pleasant, J., 2016. « The Science Behind the Three Sisters Mound System: An Agronomic Assessment of an Indigenous Agricultural System in the Northeast », dans B. F. Benz, J. E. Staller et R. H. Tykot (réd.), *Histories of Maize: Multidisciplinary Approaches to the Prehistory, Linguistics, Biogeography, Domestication, and Evolution of Maize*. New York, NY, Routledge.
- Munkholm, L. J., R. J. Heck, et B. Deen, 2013. « Long-term rotation and tillage effects on soil structure and crop yield », *Soil and Tillage Research*, vol. 127, p. 85-91.
- Murphy, G. E. P., J. C. Dunic, E. M. Adamczyk, S. J. Bittick, I. M. Cote, J. Cristianni, ... M. C. Wong, 2021. « From coast to coast to coast: Ecology and management of seagrass ecosystems across Canada », *FACETS*, vol. 6, p. 139-179.
- Mushkegowuk Council, 2020. *Mushkegowuk Council Announces New Indigenous-Led Project to Protect Globally Significant Marine Area*, Moose Factory, ON, Mushkegowuk Council.
- Myhre, G., D. Shindell, F.-M. Bréon, W. Collins, J. Fuglestedt, J. Hung, ...et H. Zhang, 2013. « Anthropogenic and Natural Radiative Forcing », dans *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Cambridge, Royaume-Uni et New York, NY, Cambridge University Press.
- Nabuurs, G. J. et O. Masera, 2007. *Forestry*, Cambridge, Royaume-Uni, Le groupe d'experts intergouvernemental sur évolution du climat.
- Nandogikendan – s.d. All My Relations: The Interconnectedness of Everything. Adresse : <https://nandogikendan.com/all-my-relations/> (consulté en mai 2022).
- NASEM – National Academies of Sciences, Engineering, and Medicine, 2019. *Negative Emissions Technologies and Reliable Sequestration: A Research Agenda*, Washington, DC, NASEM.

- Natali, S. M., J. D. Watts, B. M. Rogers, S. Potter, S. M. Ludwig, A.-K. Selbmann, ... D. Zona, 2019. « Large loss of CO₂ in winter observed across the northern permafrost region », *Nature Climate Change*, vol. 9, n°11, p. 852-857.
- Natali, S. M., J. P. Holdren, B. M. Rogers, R. Treharne, P. B. Duffy, R. Pomerance, et E. MacDonald, 2021. « Permafrost carbon feedbacks threaten global climate goals », *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, vol. 118, n°21, e2100163118.
- Natcher, D. C., T. Allen, et T. Schmid, 2011. « Canadian policy interventions during the Mad Cow Crisis: Cause and consequence of First Nation Exclusion », *The Journal of Aboriginal Economic Development*, vol. 7, n°2, p. 70-77.
- Nature, 2021. « Net-zero carbon pledges must be meaningful », *Nature*, vol. 592, éditoriale, p. 8.
- Nature Canada, s.d. Grasslands. Adresse : <https://naturecanada.ca/defend-nature/how-you-help-us-take-action/nature-based-climate-solutions/toolkit/grasslands/#restore> (consulté en septembre 2021).
- Nellemann, C., E. Corcoran, C. M. Duarte, L. Valdes, C. De Young, L. Fonseca, et G. Grimsditch, 2009. *Blue Carbon. A Rapid Response Assessment*, Birkeland, Norvège, Nations unies programme pour l'environnement.
- Neubauer, S. C. et J. P. Megonigal, 2015. « Moving beyond global warming potentials to quantify the climatic role of ecosystems », *Ecosystems*, vol. 18, p. 1000-1013.
- Neubauer, S. C. et J. P. Megonigal, 2019. « Correction to: Moving beyond global warming potentials to quantify the climatic role of ecosystems », *Ecosystems*, vol. 22, p. 1931-1932.
- Ngapo, T. M., P. Bilodeau, Y. Arcand, M. T. Charles, A. Diederichsen, I. Germain, ... S. Gariepy, 2021. « Historical Indigenous food preparation using produce of the Three Sisters intercropping system », *Foods*, vol. 10, n°524, 524.
- Nickels, M. C. L. et C. E. Prescott, 2021. « Soil carbon stabilization under coniferous, deciduous and grass vegetation in post-mining reclaimed ecosystems », *Frontiers in Forests and Global Change*, vol. 4.
- NOAA – National Oceanic and Atmospheric Administration, 2022a. Trends in Atmospheric Carbon Dioxide. Adresse : <https://gml.noaa.gov/ccgg/trends/global.html> (consulté en juin 2022).
- NOAA – National Oceanic and Atmospheric Administration, 2022b. Trends in Atmospheric Methane. Adresse : https://gml.noaa.gov/ccgg/trends_ch4/ (consulté en juin 2022).
- Noga, W. et W. L. Adamowicz, 2014. *A Study of Canadian Conservation Offset Programs: Lessons Learned from a Review of Programs, Analysis of Stakeholder Perceptions, and Investigation of Transactions Costs*, Ottawa, ON, Sustainable Prosperity.
- Noon, M. L., A. Goldstein, J. C. Ledezma, P. R. Roehrdanz, S. C. Cook-Patton, S. A. Spawn-Lee, ... W. T. Turner, 2022. « Mapping the irrecoverable carbon in Earth's ecosystems », *Nature Sustainability*, vol. 5, p. 37-46.

- Noormets, A., D. Epron, J. C. Domec, S. G. McNulty, T. Fox, G. Sun, et J. S. King, 2015. « Effects of forest management on productivity and carbon sequestration: A review and hypothesis », *Forest Ecology and Management*, vol. 355, p. 124-140.
- Nordhaus, W. D., 2017. « Revisiting the social cost of carbon », *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, vol. 114, n°7, p. 1518-1523.
- Northern Ontario Business, 2022. Marten Falls and Webequie First Nations Assert their Traditional Claim to the Ring of Fire. Adresse : <https://www.northernontariobusiness.com/regional-news/far-north-ring-of-fire/marten-falls-and-webequie-first-nations-assert-their-traditional-claim-to-the-ring-of-fire-5174355> (consulté en juillet 2022).
- Novick, K. A., S. Metzger, W. R. L. Anderegg, M. Barnes, D. S. Vala, K. Guan, ... S. Wiesner, 2022. « Informing nature-based climate solutions for the U.S. with the best available science », *Global Change Biology*, vol. 28, n°12, p. 3778-3794.
- Nowak, D. J., E. J. Greenfield, R. E. Hoehn, et E. Lapoint, 2013. « Carbon storage and sequestration by trees in urban and community areas of the United States », *Environmental Pollution*, vol. 178, p. 229-236.
- Nowak, D. J., S. Hirabayashi, A. Bodine, et E. Greenfield, 2014. « Tree and forest effects on air quality and human health in the United States », *Environmental Pollution*, vol. 193, p. 119-129.
- Nugent, K. A., I. B. Strachan, M. Strack, N. T. Roulet, et L. Rochefort, 2018. « Multi-year net ecosystem carbon balance of a restored peatland reveals a return to carbon sink », *Global Change Biology*, vol. 24, n°12, p. 5751-5768.
- Nugent, K. A., I. B. Strachan, N. T. Roulet, M. Strack, S. Frolking, et M. Helbig, 2019. « Prompt active restoration of peatlands substantially reduces climate impact », *Environmental Research Letters*, vol. 14, n°12, 9.
- Nunery, J. S. et W. S. Keeton, 2010. « Forest carbon storage in the northeastern United States: Net effects of harvesting frequency, post-harvest retention, and wood products », *Forest Ecology and Management*, vol. 259, n°8, p. 1363-1375.
- Nwaishi, F., R. M. Petrone, M. L. Macrae, J. S. Price, M. Strack, et R. Andersen, 2016. « Preliminary assessment of greenhouse gas emissions from a constructed fen on post-mining landscape in the Athabasca oil sands region, Alberta, Canada », *Ecological Engineering*, vol. 95, p. 119-128.
- NWWG – National Wetlands Working Group, 1988. *Wetlands of Canada*, Montréal, QC, Polyscience Publications Inc.
- NWWG – National Wetlands Working Group, 1997. *The Canadian Wetland Classification System*, Waterloo, ON, Wetlands Research Centre.
- Oldfield, E. E., M. A. Bradford, et S. A. Wood, 2019. « Global meta-analysis of the relationship between soil organic matter and crop yields », *Soil*, vol. 5, n°1, p. 15-32.
- Olefeldt, D., M. Hovemyr, M. A. Kuhn, D. Bastviken, T. J. Bohn, J. Connolly, ... J. D. Watts, 2021. « The Boreal-Arctic Wetland and Lake Dataset (BAWLD) », *Earth System Science Data*, vol. 13, n°11, p. 5127-5149.

- Olewiler, N., 2017. « Canada's dependence on natural capital wealth: Was Innis wrong? », *Canadian Journal of Economics*, vol. 50, n°4, p. 927-964.
- Orr, A., C. A. L. Migliaccio, M. Buford, S. Ballou, et C. T. Migliaccio, 2020. « Sustained effects on lung function in community members following exposure to hazardous PM2.5 levels from wildfire smoke », *Toxics*, vol. 8, n°3, 53.
- Orth, R. J., T. J. B. Carruthers, W. C. Dennison, C. M. Duarte, J. W. Fourqurean, K. L. Heck, ... S. L. Williams, 2006. « A global crisis for seagrass ecosystems », *BioScience*, vol. 56, n°12, p. 987-996.
- Osman-Elasha, B., R. Pipatti, W. K. Agyemang-Bonsu, A. M. Al-Ibrahim, C. Lopez, G. Marland, ... O. Tailakov, 2018. « Implications of Carbon Dioxide Capture and Storage for Greenhouse Gas Inventories and Accounting », dans *IPCC Special Report on Carbon Dioxide Capture and Storage*, Le groupe d'experts intergouvernemental sur évolution du climat.
- 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.
- Paasonen, P., K. Kupiainen, Z. Klimont, A. Visschedijk, H. A. D. van der Gon, et M. Amann, 2016. « Continental anthropogenic primary particle number emissions », *Atmospheric Chemistry and Physics*, vol. 16, p. 6823-6840.
- Pacala, S. W., G. C. Hurtt, D. Baker, P. Peylin, R. A. Houghton, R. A. Birdsey, ... C. B. Field, 2001. « Consistent land- and atmosphere-based U.S. carbon sink estimates », *Science*, vol. 292, n°5525, p. 2316-2320.
- Packalen, M. S., S. A. Finkelstein, et J. W. McLaughlin, 2016. « Climate and peat type in relation to spatial variation of the peatland carbon mass in the Hudson Bay Lowlands, Canada », *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, vol. 121, n°4, p. 1104-1117.
- Palm-Forster, L. H., S. M. Swinton, F. Lupi, et R. S. Shupp, 2016. « Too burdensome to bid: Transaction costs and pay-for-performance conservation », *American Journal of Agricultural Economics*, vol. 98, n°5, p. 1314-1333.
- Pan, W., M.-K. Kim, Z. Ning, et H. Yang, 2020. « Carbon leakage in energy/forest sectors and climate policy implications using meta-analysis », *Forest Policy and Economics*, vol. 115, 102161.
- Pan, Y., R. Birdsey, J. Fang, R. Houghton, P. E. Kauppi, W. A. Kurz, ... D. J. Hayes, 2011. « A Large and persistent carbon sink in the world's forests », *Science*, vol. 333, n°6045, p. 988-993.
- Pannell, D. J., 2016. *Public: Private Benefits Framework version 3*.
- Pannell, D. J., 2017. « Economic perspectives on nitrogen in farming systems: Managing trade-offs between production, risk and the environment », *Soil Research*, vol. 55, p. 473-478.
- Pannell, D. J., 2022. The Fairness of Additionality Rules. Adresse : <https://www.pannelldiscussions.net/2022/05/372-the-fairness-of-additionality/> (consulté en juillet 2022).

- Parcs Canada, 2021a. évaluation de la faisabilité d'un projet d'aire marine nationale de conservation dans l'ouest de la baie James et le sud-ouest de la baie d'Hudson Adresse : <https://www.pc.gc.ca/fr/amnc-nmca/cnamnc-cnnmca/jamesouest-westernjames> (consulté en janvier 2022).
- Parcs Canada, 2021b. Chiixuu Tll iinasdll: Favoriser la faune marine. Adresse : <https://www.pc.gc.ca/fr/pn-np/bc/gwaiihaanas/nature/conservation/restauration-restoration/nurture-nourrir-1> (consulté en mai 2022).
- Paustian, K., 2014. « Carbon sequestration in soil and vegetation and greenhouse gases emissions reduction: Global environmental change », *Handbook of Global Environmental Pollution*, vol. 1, p. 399-406.
- Paustian, K., J. Lehmann, S. Ogle, D. Reay, G. P. Robertson, et P. Smith, 2016. « Climate-smart soils », *Nature*, vol. 532, n°7597, p. 49-57.
- Paustian, K., E. Larson, J. Kent, E. Marx, et A. Swan, 2019. « Soil C sequestration as a biological negative emission strategy », *Frontiers in Climate*, vol. 1, n°8.
- Pedersen, K., 2022. Alberta's 1st Caribou Recovery Plans Not Enough to Protect Species Habitat, Conservationists Say. Adresse : <https://www.cbc.ca/news/canada/calgary/caribou-conservation-alberta-government-wolf-cull-1.6425447> (consulté en juin 2022).
- Peltola, H., V. P. Ikonen, H. Gregow, H. Strandman, A. Kilpeläinen, A. Venäläinen, et S. Kellomäki, 2010. « Impacts of climate change on timber production and regional risks of wind-induced damage to forests in Finland », *Forest Ecology and Management*, vol. 260, n°5, p. 833-845.
- Pendea, I. F., A. Costopoulos, C. Nielsen, et G. L. Chmura, 2010. « A new Shoreline displacement model for the last 7 ka from eastern James Bay, Canada », *Quaternary Research*, vol. 73, n°3, p. 474-484.
- Pendea, I. F. et G. L. Chmura, 2012. « A high-resolution record of carbon accumulation rates during boreal peatland initiation », *Biogeosciences*, vol. 9, n°7, p. 2711-2717.
- Pendleton, L., D. C. Donato, B. C. Murray, S. Crooks, W. A. Jenkins, S. Sifleet, ... A. Baldera, 2012. « Estimating global "blue carbon" emissions from conversion and degradation of vegetated coastal ecosystems », *PLoS ONE*, vol. 7, n°9, e43542.
- Penman, J., M. Gytarsky, T. Hiraishi, T. Krug, D. Kruger, R. Pipatti, ... F. Wagner, 2003. *Good Practice Guidelines for Land Use, Land-Use Change and Forestry*, Hayama, Japon, Le groupe d'experts intergouvernemental sur évolution du climat, Institute for Global Environmental Strategies.
- Pennock, D., T. Yates, A. Bedard-Haughn, K. Phipps, R. Farrell, et R. McDougal, 2010. « Landscape controls on N₂O and CH₄ emissions from freshwater mineral soil wetlands of the Canadian Prairie Pothole region », *Geoderma*, vol. 155, p. 308-319.
- Petäjä, T., K. Tabakova, A. Manninen, E. Ezhova, E. O'Connor, D. Moisseev, ... V. M. Kerminen, 2022. « Influence of biogenic emissions from boreal forests on aerosol-cloud interactions », *Nature geoscience*, vol. 15, p. 42-47.

- Petrescu, A. M. R., A. Lohila, J.-P. Tuovinen, D. D. Baldocchi, A. R. Desai, N. T. Roulet, ... A. Cescatti, 2015. « The uncertain climate footprint of wetlands under human pressure », *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, vol. 112, n°15, p. 4594-4599.
- Philben, M., S. E. Ziegler, K. A. Edwards, R. Kahler III, et R. Benner, 2016. « Soil organic nitrogen cycling increases with temperature and precipitation along a boreal forest latitudinal transect », *Biogeochemistry*, vol. 127, p. 397-410.
- Pickart, R. S., L. M. Schulze, G. W. K. Moore, M. A. Charette, K. R. Arrigo, G. van Dijken, et S. L. Danielson, 2013. « Long-term trends of upwelling and impacts on primary productivity in the Alaskan Beaufort Sea », *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, vol. 79, p. 106-121.
- PICS – Pacific Institute for Climate Solutions, 2020. Living with Water: Rethinking Coastal Adaptation to Climate Change. Adresse : <https://pics.uvic.ca/media-release/living-water-rethinking-coastal-adaptation-climate-change> (consulté en juillet 2022).
- PICS – Pacific Institute for Climate Solutions, 2020. Wildfire and Carbon. Adresse : <https://pics.uvic.ca/projects/wildfire-and-carbon> (consulté en juillet 2022).
- Pingoud, K., K. E. Skog, D. L. Martino, M. Tonosaki, et Z. Xiaoquan, 2006. « Harvested wood products », dans *2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories*, vol. 4, Institute for Global Environmental Strategies (IGES).
- Poepflau, C. et A. Don, 2015. « Carbon sequestration in agricultural soils via cultivation of cover crops: A meta-analysis », *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 200, p. 33-41.
- Poffenbarger, H. J., B. A. Needelman, et J. P. Megonigal, 2011. « Salinity influence on methane emissions from tidal marshes », *Wetlands*, vol. 31, n°5, p. 831-842.
- Poppe, K. L. et J. M. Rybczyk, 2021. « Tidal marsh restoration enhances sediment accretion and carbon accumulation in the Stillaguamish River estuary, Washington », *PLoS ONE*, vol. 16, n°9, e0257244.
- Pörtner, H.-O., Roberts, D. C., Adams, H., Adler, C., Aldunce, P., Ali, E., ... Ibrahim, Z. Z., 2021. « Summary for Policymakers », Dans V. Masson-Delmotte, P. Zhai, A. Pirani, S.L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M.I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J.B.R. Matthews, T.K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu, B. Zhou (réd.), *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Genève, Suisse, Cambridge University Press.
- Postlethwaite, V. R., A. E. McGowan, K. E. Kohfeld, C. L. K. Robinson, et M. G. Pellatt, 2018. « Low blue carbon storage in eelgrass (*Zostera marina*) meadows on the Pacific Coast of Canada », *PLoS ONE*, vol. 13, n°6, p. e0198348.
- Powlson, D. S., A. P. Whitmore, et K. W. T. Goulding, 2011. « Soil carbon sequestration to mitigate climate change: A critical re-examination to identify the true and the false », *European Journal of Soil Science*, vol. 62, p. 42-55.

- Prairie, Y., S. Mercier-Blais, J. Harrison, C. Soued, P. del Giorgio, A. Harby, ... R. Nahas, 2021. « A new modelling framework to assess biogenic GHG emissions from reservoirs: The G-res tool », *Environmental Modelling and Software*, vol. 143, 105117.
- Prairie, Y. T., J. Alm, J. Beaulieu, N. Barros, T. Battin, J. Cole, ... D. Vachon, 2018. « Greenhouse gas emissions from freshwater reservoirs: What does the atmosphere see? », *Ecosystems*, vol. 21, p. 1058-1071.
- Prather, M. J., C. D. Holmes, et J. Hsu, 2012. « Reactive greenhouse gas scenarios: Systematic exploration of uncertainties and the role of atmospheric chemistry », *Geophysical Research Letters*, vol. 39, L09803.
- Pratt, B., S. Tanner, et S. Thornsbury, 2021. *Behavioral Factors in the Adoption and Diffusion of USDA Innovations*, Washington, DC, U.S. Department of Agriculture.
- Pratt, S., 2004. Indian Farmers Still Scarce in Saskatchewan. Adresse : <https://www.producer.com/news/indian-farmers-still-scarce-in-saskatchewan/> (consulté en juillet 2022).
- Pratt, S., 2006. First Nations Want Youth in Farm Sector. Adresse : <https://www.producer.com/news/first-nations-want-youth-in-farm-sector/> (consulté en juillet 2022).
- Premières Ministres des provinces et territoires, 2015. *Les premiers ministres des provinces et territoires appuient à une action commune pour contrer les changements climatiques*, Québec, QC, Sommet de Québec sur les changements climatiques.
- Prentice, C., K. L. Poppe, M. Lutz, E. Murray, T. A. Stephens, A. Spooner, ... T. Klinger, 2020. « A synthesis of blue carbon stocks, sources, and accumulation rates in eelgrass (*Zostera marina*) meadows in the northeast Pacific », *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 34, e2019GB006345.
- Prescott, C. E., 2010. « Litter decomposition: What controls it and how can we alter it to sequester more carbon in forest soils? », *Biogeochemistry*, vol. 101, n°1, p. 133-149.
- Prescott, C. E., J. Frouz, S. J. Grayston, S. A. Quideau, et J. Straker, 2019. « Chapter 13: Rehabilitating Forest Soils After Disturbance », dans Busse, M., C. P. Giardina, D. M. Morris et D. S. Page-Dumroese (réd.), *Global Change and Forest Soils*, vol. 36, Elsevier.
- Prescott, C. E., S. J. Grayston, H. S. Helmisaari, E. Kaštovská, C. Körner, H. Lambers, ... I. Ostonen, 2020. « Surplus carbon drives allocation and plant-soil interactions », *Trends in Ecology & Evolution*, vol. 35, n°12, p. 1110-1118.
- Prescott, C. E., Y. Rui, M. F. Cotrufo, et S. J. Grayston, 2021. « Managing plant surplus carbon to generate soil organic matter in regenerative agriculture », *Journal of Soil and Water Conservation*, vol. 76, n°6, p. 99A-104A.
- Price, K., K. Daust, E. Lilles, et A.-M. Roberts, 2020. « Long-term response of forest bird communities to retention forestry in northern temperate coniferous forests », *Forest Ecology and Management*, vol. 462, n°117982.
- Price, K., R. F. Holt, et D. Daust, 2021. « Conflicting portrayals of remaining old growth: The British Columbia case », *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 51, n°5, p. 742-752.

- Prokopy, L. S., K. Flores, J. G. Arbuckle, S. P. Church, F. R. Eanes, Y. Gao, ... A. S. Singh, 2019. « Adoption of agricultural conservation practices in the United States: Evidence from 35 years of quantitative literature », *Journal of Soil and Water Conservation*, vol. 74, n°5, p. 520-534.
- Pukkala, T., E. Lähde, et O. Laiho, 2014. « Optimizing any-aged management of mixed boreal forest under residual basal area constraints », *Journal of Forestry Research*, vol. 25, n°3, p. 627-636.
- Putz, S., J. Groeneveld, K. Henle, C. Knogge, A. C. Martensen, M. Metz, ... A. Huth, 2014. « Long-term carbon loss in fragmented Neotropical forests », *Nature Communications*, vol. 5, 5037.
- Qiu, C., D. Zhu, P. Ciais, B. Guenet, et S. Peng, 2020. « The role of peatlands in the global carbon cycle for the 21st century », *Global Ecology and Biogeography*, vol. 29, n°5, p. 956-973.
- Raadgever, G. T., E. Mostert, N. Kranz, E. Interwies, et J. G. Timmerman, 2008. « Assessing management regimes in transboundary river basins: Do they support adaptive management? », *Ecology and Society*, vol. 13, n°1, 14.
- Race, M. S. et M. S. Fonseca, 1996. « Fixing compensatory mitigation: What will it take? », *Ecological Applications*, vol. 6, n°1, p. 94-101.
- Rajsic, P. et A. Weersink, 2008. « Do farmers waste fertilizer? A comparison of ex post optimal nitrogen rates and ex ante recommendations by model, site and year », *Agricultural Systems*, vol. 97, p. 56-67.
- Rankin, T., I. B. Strachan, et M. Strack, 2018. « Carbon dioxide and methane exchange at a post-extraction, unrestored peatland », *Ecological Engineering*, vol. 122, p. 241-251.
- Rasilo, T., Y. T. Prairie, et P. del Giorgio, 2015. « Large-scale patterns in summer diffusive CH₄ fluxes across boreal lakes, and contribution to diffusive C emissions », *Global Change Biology*, vol. 21, p. 1124-1139.
- Raven, K., L. Fent, I. Dyson, et B. Adams, 2022. *The State of Alberta's Prairie and Parkland: Implications and Opportunities*, Lethbridge, AB, Prairie Conservation Forum.
- Raymond, P. A., J. H. Hartmann, R. Lauerwald, S. Sobek, C. McDonald, M. Hoover, ... P. Guth, 2013. « Global carbon dioxide emissions from inland waters », *Nature* vol. 503, p. 355-359.
- Reddy, A. D., T. J. Hawbaker, F. Wurster, Z. Zhu, S. Ward, D. Newcomb, et R. Murray, 2015. « Quantifying soil carbon loss and uncertainty from a peatland wildfire using multi-temporal LiDAR », *Remote Sensing of Environment*, vol. 170, p. 306-316.
- Reddy, K. R. et W. H. Patrick, 1975. « Effect of alternate aerobic and anaerobic conditions on redox potential, organic matter decomposition and nitrogen loss in a flooded soil », *Soil Biology and Biochemistry*, vol. 7, n°2, p. 87-94.
- Reed, D. C., A. Rassweiler, et K. K. Arkema, 2008. « Biomass rather than growth rate determines variation in net primary productivity production by giant kelp », *Ecology*, vol. 89, n°9, p. 2493-2505.

- Rempel, J. C., S. N. Kulshreshtha, B. Y. Amichev, et K. C. J. Van Rees, 2017. « Costs and benefits of shelterbelts: A review of producers' perceptions and mind map analyses for Saskatchewan, Canada », *Canadian Journal of Soil Science*, vol. 97, p. 341-352.
- Renner, S., 2022. Mining Ontario's Ring of Fire Could Help Build Green Energy — But Also Damage Vital Peatlands. Adresse : <https://www.cbc.ca/news/science/what-on-earth-ring-of-fire-peatlands-1.6388489?cmp=rss> (consulté en juillet 2022).
- Rennert, K., B. C. Prest, W. A. Pizer, R. G. Newell, D. Anthoff, C. Kingdon, ... F. Errickson, 2021. The social cost of carbon: Advances in long-term probabilistic projections of population, GDP, emissions, and discount rates. *Brookings Papers on Economic Activity*, Fall 2021, p. 223-275.
- Ricart, A. M., P. H. York, M. A. Rasheed, M. Pérez, J. Romero, C. V. Bryant, et P. I. Macreadie, 2015. « Variability of sedimentary organic carbon in patchy seagrass landscapes », *Marine Pollution Bulletin*, vol. 100, n°1, p. 476-482.
- Richards, K. R. et C. Stokes, 2004. « A review of forest carbon sequestration cost studies: A dozen years of research », *Climatic Change*, vol. 63, n°1, p. 1-48.
- RNCAN – Ressources naturelles Canada, 2020a. Inventaire et changements dans utilisation des terres. Adresse : <https://www.rncan.gc.ca/changements-climatiques/changements-climatiques/comptabilisation-carbone-forestier/inventaire-changements-lutilisation-terres/13112> (consulté en août 2021).
- RNCAN – Ressources naturelles Canada, 2020b. *L'état des forêts au Canada : Rapport annuel 2020*, Ottawa, ON, Gouvernement du Canada.
- Robertson, A. I. et K. H. Mann, 1984. « Disturbance by ice and life-history adaptations of the seagrass *Zostera marina* », *Marine Biology*, vol. 80, n°2, p. 131-141.
- Roe, S., C. Streck, R. Beach, J. Busch, M. Chapman, V. Daioglou, ... D. Lawrence, 2021. « Land-based measures to mitigate climate change: Potential and feasibility by country », *Global Change Biology*, vol. 27, n°23, p. 6025-6058.
- Roesch-McNally, G. E., A. D. Basche, J. Arbuckle, J. C. Tyndall, F. E. Miguez, T. Bowman, et R. Clay, 2018. « The trouble with cover crops: Farmers' experiences with overcoming barriers to adoption », *Renewable Agriculture and Food Systems*, vol. 33, n°4, p. 322-333.
- Rogelj, J., P. M. Forester, E. Kriegler, C. J. Smith, et R. Sférian, 2019. « Estimating and tracking the remaining carbon budget for stringent climate targets », *Nature*, vol. 571, p. 335-342.
- Rogers-Bennett, L. et C. A. Catton, 2019. « Marine heat wave and multiple stressors tip bull kelp forest to sea urchin barrens », *Scientific Reports*, vol. 9, 15050.
- Rogers, E. M., 1962. *Diffusion of Innovations*. New York, NY, Free Press of Glencoe.
- Rogers, K., A. Zawadzki, L. A. Mogensen, et N. Saintilan, 2022. « Coastal wetland surface elevation change is dynamically related to accommodation space and influenced by sedimentation and sea-level rise over decadal timescales », *Frontiers in Marine Science*, vol. 9.

- Rogner, H.-H., D. Zhou, R. L. Bradley, P. Crabbé, O. Edenhofer, B. Hare, ... M. Yamaguchi, 2007. « Introduction », dans *Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Cambridge, Royaume-Uni, Cambridge University Press.
- Rooney, R. C., S. E. Bayley, et D. W. Schindler, 2012. « Oil sands mining and reclamation cause massive loss of peatland and stored carbon », *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, vol. 109, n°13, p. 4933-4937.
- Roth, R. T., M. D. Ruffatti, P. D. O'Rourke, et S. D. Armstrong, 2018. « A cost analysis approach to valuing cover crop environmental and nitrogen cycling benefits: A central Illinois on farm case study », *Agricultural Systems*, vol. 159, p. 69-77.
- Roughan, B. L., L. Kellman, E. Smith, et G. L. Chmura, 2018. « Nitrous oxide emissions could reduce the blue carbon value of marshes on eutrophic estuaries », *Environmental Research Letters*, vol. 13, n°4, 044034.
- Rubec, C., 1994. *Wetland Policy Implementation in Canada: Proceedings of a National Workshop*, Winnipeg, MB, North American Wetlands Conservation Council (Canada).
- Rude, J. et A. Weersink, 2018. « The potential for cross-compliance in Canadian agricultural policy: Linking environmental goals with business risk management programs », *Canadian Journal of Agricultural Economics*, vol. 66, p. 359-377.
- Rumpel, C., 2011. « Carbon Storage and Organic Matter Dynamics in Grassland Soils », dans Lemaire, G. H., J.; Chabbi, A. (réd.), *Grassland Productivity and Ecosystem Services*, Cambridge, MA, CABI Books.
- Ryan, M. G., M. E. Harmon, R. A. Birdsey, C. P. Giardina, L. S. Heath, R. A. Houghton, ... K. E. Skog, 2010. *A Synthesis of the Science on Forests and Carbon for U.S. Forests*, Washington, DC, Ecological Society of America.
- Saarnio, S., M. Morero, N. J. Shurpali, E.-S. Tuittila, M. Mäkilä, et J. Alm, 2007. « Annual CO₂ and CH₄ fluxes of pristine boreal mires as a background for the lifecycle analyses of peat energy », *Boreal Environment Research*, vol. 1, p. 101-113.
- Salaria, S., R. Howard, S. Clare, et I. F. Creed, 2019. « Incomplete recovery of plant diversity in restored prairie wetlands on agricultural landscapes », *Restoration Ecology*, vol. 27, n°3, p. 520-530.
- Salzman, J., G. Bennett, N. Carroll, A. Goldstein, et M. Jenkins, 2018. « The global status and trends of payments for ecosystem services », *Nature Sustainability*, vol. 1, p. 136-144.
- Samaritani, E., A. Siegenthaler, M. Yli-Petäys, A. Buttler, P. A. Christin, et E. A. Mitchell, 2011. « Seasonal net ecosystem carbon exchange of a regenerating cutaway bog: How long does it take to restore the C-sequestration function? », *Restoration Ecology*, vol. 19, n°4, p. 480-489.
- Samper-Villarreal, J., C. E. Lovelock, M. I. Saunders, C. Roelfsema, et P. J. Mumby, 2016. « Organic carbon in seagrass sediments is influenced by seagrass canopy complexity, turbidity, wave height, and water depth », *Limnology and Oceanography*, vol. 61, n°3, p. 938-952.

- Santaniello, F., L. B. Djupström, T. Ranius, J. Weslien, J. Rudolphi, et J. Sonesson, 2017. « Simulated long-term effects of varying tree retention on wood production, dead wood and carbon stock changes », *Journal of Environmental Management*, vol. 201, p. 37-44.
- Santos, F., M. S. Torn, et J. A. Bird, 2012. « Biological degradation of pyrogenic organic matter in temperate forest soils », *Soil Biology and Biochemistry*, vol. 51, p. 115-124.
- Sarabi, S., Q. Han, A. G. L. Romme, B. de Vries, R. Valkenburg, et E. den Ouden, 2020. « Uptake and implementation of nature-based solutions: An analysis of barriers using interpretive structural modeling », *Journal of Environmental Management*, vol. 270, 110749.
- Sathre, R. et J. O'Connor, 2010. « Meta-analysis of greenhouse gas displacement factors of wood product substitution », *Environmental Science & Policy*, vol. 13, n°2, p. 104-114.
- Saugeen Ojibway Nation, 2022. *Claims Update Newsletter*, Neyaashiinigiimiing, ON, Saugeen Ojibway Nation.
- Saunio, M., P. Bousquet, B. Poulter, A. Peregon, P. Ciais, J. P. Canadell, ... O. Zhu, 2017. « Variability and quasi-decadal changes in the methane budget over the period 2000-2012 », *Atmospheric Chemistry and Physics*, vol. 17, p. 11135-11161.
- Saunio, M., A. R. Stavert, B. Poulter, P. Bousquet, J. G. Canadell, R. B. Jackson, ... Q. Zhuang, 2020. « The global methane budget 2000-2017 », *Earth System Science Data*, vol. 12, n°3, p. 1561-1623.
- Saxe, H., M. G. R. Cannell, Ø. Johnsen, M. G. Ryan, et G. Vourlitis, 2001. « Tree and forest functioning in response to global warming », *New Phytologist*, vol. 149, n°3, p. 369-399.
- Sayles, J. S. et M. Mulrennan, 2010. « Securing a future: Cree hunters' resistance and flexibility to environmental changes, Wemindji, James Bay », *Ecology and Society*, vol. 15, n°4, p. 22.
- Sayles, J. S., 2015. « No wilderness to plunder: Process thinking reveals Cree land-use via the goose-scape », *The Canadian Geographer*, vol. 59, n°3, p. 297-303.
- Sayles, J. S. et M. E. Mulrennan, 2019. « Coastal Landscape Modification by Cree Hunters », dans Scott, K., C. Scott et M. Mulrennan (réd.), *Caring for Eeyou Istchee: Protected Area Creation on Wemindji Cree Territory*, Vancouver, BC, UBC Press.
- Schepers, L., M. Kirwan, G. Guntenspergen, et S. Temmerman, 2017. « Spatio-temporal development of vegetation die-off in a submerging coastal marsh », *Limnology and Oceanography*, vol. 62, n°1, p. 137-150.
- Schimelpfenig, D. W., D. J. Cooper, et R. Chimner, 2014. « Effectiveness of ditch blockage for restoring hydrologic and soil processes in mountain peatlands », *Restoration Ecology*, vol. 22, n°2, p. 257-265.
- Schindler, D. W., 2006. « Recent advances in the understanding and management of eutrophication », *Limnology and Oceanography*, vol. 51, n°1-2, p. 356-363.
- Schipanski, M. E., M. Barbercheck, M. R. Douglas, D. M. Finney, K. Haider, J. P. Kaye, ... J. Tooker, 2014. « A framework for evaluating ecosystem services provided by cover crops in agroecosystems », *Agricultural Systems*, vol. 125, p. 12-22.

- Schoeneberger, M., G. Bentrup, H. de Gooijer, R. Soolanayakanahally, T. Sauer, J. Brandle, ... D. Current, 2012. « Branching out: Agroforestry as a climate change mitigation and adaptation tool for agriculture », *Journal of Soil and Water Conservation*, vol. 67, n°5, p. 128A-136A.
- Schoeneberger, M. M., 2009. « Agroforestry: Working trees for sequestering carbon on agricultural lands », *Agroforestry Systems*, vol. 75, p. 27-37.
- Schrier-Uijl, A., P. Kroon, D. Hendriks, A. Hensen, J. Van Huissteden, F. Berendse, et E. Veenendaal, 2014. « Agricultural peatlands: Towards a greenhouse gas sink – A synthesis of a Dutch landscape study », *Biogeosciences*, vol. 11, n°16, p. 4559-4576
- Schultz, L., C. Folke, H. Österblom, et P. Olsson, 2015. « Adaptive governance, ecosystem management, and natural capital », *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, vol. 112, n°24, p. 7369-7374.
- Schuur, E. A. G., A. D. McGuire, C. Schädel, G. Grosse, J. W. Harden, D. J. Hayes, ... J. E. Vonk, 2015. « Climate change and the permafrost carbon feedback », *Nature*, vol. 520, n°7546, p. 171-179.
- Schuur, E. A. G., A. D. McGuire, V. E. Romanovsky, C. Schädel, et M. Mack, 2018. « Chapter 11: Arctic and Boreal Carbon », dans Cavallaro, N., G. Shrestha, R. Birdsey, M. A. Mayes, R. G. Najjar, S. C. Reed et Z. Zhu (éd.), *Second State of the Carbon Cycle Report (SOCCR2): A Sustained Assessment Report*, Washington, DC, U.S. Global Change Research Program.
- Searchinger, T. D., T. Beringer, B. Holtsmark, D. M. Kammen, E. F. Lambin, W. Lucht, ... J.-P. van Ypersele, 2018. « Europe's renewable energy directive poised to harm global forests », *Nature Communications*, vol. 9, p. 3741.
- Seddon, N., A. Chausson, P. Berry, C. A. J. Girardin, A. Smith, et B. Turner, 2020a. « Understanding the value and limits of nature-based solutions to climate change and other global challenges », *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 375, n°1794, 20190120.
- Seddon, N., A. Smith, P. Smith, I. Key, A. Chausson, C. Girardin, ... B. Turner, 2020b. « Getting the message right on nature-based solutions to climate change », *Global Change Biology*, vol. 27, p. 1518-1546.
- Seidl, R., D. Thom, M. Kautz, D. Martin-Benito, M. Peltoniemi, G. Vacchiano, ... C. P. O. Reyher, 2017. « Forest disturbances under climate change », *Nature Climate Change*, vol. 7, p. 395-402.
- Semeniuk, I., 2021. What Lies Beneath: Exploring Canada's Invisible Carbon Storehouse. Adresse : <https://www.theglobeandmail.com/canada/article-what-lies-beneath-exploring-canadas-invisible-carbon-storehouse/?s=09> (consulté en juin 2022).
- Settele, J., R. Scholes, R. Betts, S. Bunn, P. Leadley, D. Nepstad, ... M. A. Taboada, 2014. « Terrestrial and Inland Water Systems », dans *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability*, Cambridge, Royaume-Uni et New York, NY, Le groupe d'experts intergouvernemental sur évolution du climat.

- Shaw, J. et J. Ceman, 1999. « Salt-marsh aggradation in response to late-Holocene sea-level rise at Amherst Point, Nova Scotia, Canada », *The Holocene*, vol. 9, n°4, p. 439-451.
- Sherren, K., T. Bowron, J. M. Graham, H. M. T. Rahman, et D. van Proosdij, 2019. *Coastal Infrastructure Realignment and Salt Marsh Restoration in Nova Scotia, Canada*, Paris, France, OECD Publishing.
- Short, F. et S. Wyllie-Echeverria, 1996. « Natural and human-induced disturbance of seagrasses », *Environmental Conservation*, vol. 23, n°1, p. 17-27.
- Short, F., D. Torio, M. Hessing-Lewis, L. Reshitnyk, T. Denouden, W. McInnes, et C. Prentice, 2016. *Blue Carbon Mapping in Canada and the United States: British Columbia, Washington, and Oregon*, Campbell River, BC, Commission for Environmental Cooperation.
- Silvola, J., J. Alm, U. Ahlholm, H. Nykanen, et P. J. Martikainen, 1996. « CO₂ fluxes from peat in boreal mires under varying temperature and moisture conditions », *Journal of Ecology*, vol. 84, p. 219-228.
- Simas, T., J. P. Nunes, et J. G. Ferreira, 2001. « Effects of global climate change on coastal salt marshes », *Ecological Modelling*, vol. 139, p. 1-15.
- Sinclair, R., 2021. Indigenous Rights & False Solutions at COP26. Adresse : <https://www.indigenousclimateaction.com/entries/indigenous-rights-amp-false-solutions-at-cop26> (consulté en novembre 2021).
- Sistla, S. A., E. B. Rastetter, et J. P. Schimel, 2014. « Responses of a tundra system to warming using SCAMPS: A stoichiometrically coupled, acclimating microbe-plant-soil model », *Ecological Monographs*, vol. 84, n°1, p. 151-170.
- Skene, J. et M. Polanyi, 2021. *Missing the Forest: How Carbon Loopholes for Logging Hinder Canada's Climate Leadership*, New York, NY, Natural Resources Defense Council.
- Slessarev, E. W., O. A. Chadwick, N. W. Sokol, E. E. Nuccio, et J. Pett-Ridge, 2022. « Rock weathering controls the potential for soil carbon storage at a continental scale », *Biogeochemistry*, vol. 157, n°1, p. 1-13.
- Smith, P., C. A. Davies, S. Ogle, G. Zanchi, J. Bellarby, N. Bird, ... A. K. Braimoh, 2012. « Towards an integrated global framework to assess the impacts of land use and management change on soil carbon: Current capability and future vision », *Global Change Biology*, vol. 18, p. 2089-2101.
- Smith, P., 2014. « Do grasslands act as a perpetual sink for carbon? », *Global Change Biology*, vol. 20, p. 2708-2711.
- Smyth, C. E., G. Stinson, E. T. Neilson, T. C. Lemprière, M. Hafer, G. J. Rampley, et W. A. Kurz, 2014. « Quantifying the biophysical climate change mitigation potential of Canada's forest sector », *Biogeosciences*, vol. 11, p. 3515-3529.
- Smyth, C., W. A. Kurz, G. Rampley, T. C. Lemprière, et O. Schwab, 2017. « Climate change mitigation potential of local use of harvest residues for bioenergy in Canada », *GCB Bioenergy*, vol. 9, n°4, p. 817-832.

- Smyth, C. E., A. J. Dugan, M. Olguin, R. Birdsey, C. Wayson, A. Alanis, et W. A. Kurz, 2020. *A Synthesis of Climate Change Mitigation Options Based on Regional Case Studies of the North American Forest Sector Using a Harmonised Modeling Approach*, Ottawa, ON, Ressources naturelle Canada.
- Social Ventures Australia, 2016. *Analysis of the Current and Future Value of Indigenous Guardians Work in Canada's Northwest Territories*. Sydney, Australie, Social Ventures Australia.
- Sommerville, M., 2021. « Naturalizing finance, financializing Natives: Indigeneity, race, and “responsible” agricultural investment in Canada », *Antipode*, vol. 53, n°3, p. 643-664.
- Song, J., C. Chen, S. Zhu, M. Zhu, J. Dai, U. Ray, ... L. Hu, 2018. « Processing bulk natural wood into a high-performance structural material », *Nature*, vol. 554, p. 224-228.
- Song, X., G. Pan, C. Zhang, L. Zhang, et H. Wang, 2016. « Effects of biochar application on fluxes of three biogenic greenhouse gases: A meta-analysis », *Ecosystem Health and Sustainability*, vol. 2, n°2, e01202.
- Sørensen, C. G. et V. Nielsen, 2005. « Operational analyses and model comparison of machinery systems for reduced tillage », *Biosystems Engineering*, vol. 92, n°2, p. 143-155.
- Sothe, C., A. Gonsamo, J. Arabian, W. A. Kurz, S. A. Finkelstein, et J. Snider, 2022. « Large soil carbon storage in terrestrial ecosystems of Canada », *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 36, n°2, e2021GB007213.
- Soussana, J.-F., P. Loiseau, N. Vuichard, E. Ceschia, J. Balesdent, T. Chevallier, et D. Arrouays, 2004. « Carbon cycling and sequestration opportunities in temperate grasslands », *Soil Use and Management*, vol. 20, p. 219-230.
- Springer, Y. P., C. G. Hays, M. H. Carr, et M. R. Mackey, 2010. « Toward Ecosystem-Based Management of Marine Macroalgae: The Bull Kelp, *Nereocystis Luetkeana* », dans Gibson, R. N., R. J. A. Atkinson et J. D. M. Gordon (réd.), *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, vol. 48.
- SP – Sécurité publique Canada, 2022. Base des données canadienne sur les catastrophes. Adresse : <https://www.securitepublique.gc.ca/cnt/rsrscs/cndn-dsstr-dtbs/index-fr.aspx> (consulté en juin 2022).
- StatCan – Statistique Canada, 2016. Perspective Internationale. Adresse : <https://www150.statcan.gc.ca/n1/pub/11-402-x/2012000/chap/geo/geo01-fra.htm> (consulté en novembre 2021).
- StatCan – Statistique Canada, 2020. Graphique 1: Immatriculations des Véhicules. Adresse : <https://www150.statcan.gc.ca/n1/daily-quotidien/200910/cg-d001-fra.htm> (consulté en juillet 2022).
- StatCan – Statistique Canada, 2022. Immatriculations des véhicules, par type de véhicule. Adresse : https://www150.statcan.gc.ca/t1/tbl1/fr/tv.action?pid=2310006701&request_locale=fr (consulté en juillet 2022).
- Stehfest, E. et L. Bouwman, 2006. « N₂O and NO emission from agricultural fields and soils under natural vegetation: Summarizing available measurement data and modeling of global annual emissions », *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, vol. 74, p. 207-228.

- Steneck, R. S., M. H. Graham, B. J. Bourque, D. Corbett, J. M. Erlandson, J. A. Estes, et M. J. Tegner, 2002. « Kelp forest ecosystems: Biodiversity, stability, resilience and future », *Environmental Conservation*, vol. 29, n°4, p. 436-459.
- Stinson, G., W. A. Kurz, C. E. Smyth, E. T. Neilson, C. C. Dymond, J. M. Metsaranta, ... D. Blain, 2011. « An inventory-based analysis of Canada's managed forest carbon dynamics, 1990 to 2008 », *Global Change Biology*, vol. 17, p. 2227-2244.
- Strachan, I. B., K. A. Nugent, S. Crombie, et M.-C. Bonneville, 2015. « Carbon dioxide and methane exchange at a cool-temperate freshwater marsh », *Environmental Research Letters*, vol. 10, 065006.
- Strack, M., J. Cagampan, et G. Hassanpour Fard, 2016. « Controls on plot-scale growing season CO₂ and CH₄ fluxes in restored peatlands: Do they differ from unrestored and natural sites? », *Mires and Peat*, vol. 17, n°5, p. 1-18.
- Strack, M., D. Softa, M. Bird, et B. Xu, 2018. « Impact of winter roads on boreal peatland carbon exchange », *Global Change Biology*, vol. 24, n°1, p. e201-e212.
- Stralberg, D., D. Arseneault, J. L. Baltzer, Q. E. Barber, E. M. Bayne, Y. Boulanger, ... E. Whitman, 2020. « Climate-change refugia in boreal North America: What, where, and for how long? », *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 18, n°5, p. 261-270.
- Stratus Ag Research, 2019. *Fertilizer Use, Canada 2019*, Ottawa, ON, Fertilizer Canada.
- Strehlow, T., S. DeKeyser, et B. Kobiela, 2017. « Estimating wetland restoration costs in southeastern North Dakota », *Ecological Restoration*, vol. 35, n°1, p. 23-32.
- Subedi, R., C. Bertora, L. Zavattaro, et C. Grignani, 2017. « Crop response to soils amended with biochar: Expected benefits and unintended risks », *Italian Journal of Agronomy*, vol. 12, p. 161-173.
- Sutton-Grier, A. E., K. Wowk, et H. Bamford, 2015. « Future of our coasts: The potential for natural and hybrid infrastructure to enhance the resilience of our coastal communities, economies and ecosystems », *Environmental Science & Policy*, vol. 51, p. 137-148.
- SVA – Social Ventures Australia, 2016. *Analysis of the Current and Future Value of Indigenous Guardians Work in Canada's Northwest Territories*. Sydney, Australie, SVA.
- Tait, C., 2021. The Bison Are Back in Town: For This Cree Nation, Cultural Renewal Comes Thundering Home. Adresse : <https://www.theglobeandmail.com/canada/alberta/article-the-bison-are-back-in-town-for-this-cree-nation-cultural-renewal-comes/> (consulté en janvier 2022).
- Tangen, B. A., R. G. Finocchiaro, et R. A. Gleason, 2015. « Effects of land use on greenhouse gas fluxes and soil properties of wetland catchments in the Prairie Pothole Region of North America », *Science of the Total Environment*, vol. 533, p. 391-409.
- Tangen, B. A. et S. Bansal, 2020. « Soil organic carbon stocks and sequestration rates of inland, freshwater wetlands: Sources of variability and uncertainty », *Science of the Total Environment*, vol. 749, 141444.

- Tangen, B. A. et S. Bansal, 2022. « Prairie wetlands as sources or sinks of nitrous oxide: Effects of land use and hydrology », *Agricultural and Forest Meteorology*, vol. 320, 108968.
- Tarnocai, C., J. Canadell, E. A. Schuur, P. Kuhry, G. Mazhitova, et S. Zimov, 2009. « Soil organic carbon pools in the northern circumpolar permafrost region », *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 23, n°2.
- Tarnocai, C., I. M. Kettles, et B. Lacelle, 2011. *Peatlands of Canada*, Ottawa, ON, La Commission géologique du Canada.
- Tarnoczi, T. J., 2017. « An assessment of carbon offset risk: A methodology to determine an offset risk adjustment factor, and considerations for offset procurement », *Carbon Management*, vol. 8, n°2, p. 143-153.
- Taylor, C. A. et H. Druckenmiller, 2022. « Wetlands, flooding, and the Clean Water Act », *American Economic Review*, vol. 112, n°4, p. 1334-1363.
- Teague, R., F. Provenza, U. Kreuter, T. Steffens, et M. Barnes, 2013. « Multi-paddock grazing on rangelands: Why the perceptual dichotomy between research results and rancher experience? », *Journal of Environmental Management*, vol. 128, p. 699-717.
- Temperli, C., H. Bugmann, et C. Elkin, 2012. « Adaptive management for competing forest goods and services under climate change », *Ecological Applications*, vol. 22, n°8, p. 2065-2077.
- Ter-Mikaelian, M. T., S. J. Colombo, et J. Chen, 2014. « Effect of age and disturbance on decadal changes in carbon stocks in managed forest landscapes in central Canada », *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, vol. 19, n°7, p. 1063-1075.
- Ter-Mikaelian, M. T., S. J. Colombo, et J. Chen, 2016. « Greenhouse gas emission effect of suspending slash pile burning in Ontario's managed forests », *The Forestry Chronicle*, vol. 92, n°3, p. 345-356.
- Ter-Mikaelian, M. T., S. J. Colombo, et J. Chen, 2021. « Harvest volumes and carbon stocks in boreal forests of Ontario, Canada », *The Forestry Chronicle*, vol. 97, n°2, p. 168-178.
- Thompson, D. K., B. N. Simpson, E. Whitman, Q. E. Barber, et M.-A. Parisien, 2019. « Peatland hydrological dynamics as a driver of landscape connectivity and fire activity in the boreal plain of Canada », *Forests*, vol. 10, n°7, p. 534.
- Thorpe, H. C. et S. C. Thomas, 2007. « Partial harvesting in the Canadian boreal: Success will depend on stand dynamic responses », *The Forestry Chronicle*, vol. 83, n°3, p. 319-325.
- Torio, D. D. et G. L. Chmura, 2013. « Assessing coastal squeeze of tidal wetlands », *Journal of Coastal Research*, vol. 29, n°5, p. 1049-1061.
- Townsend, J., F. Moola, et M.-K. Craig, 2020. « Indigenous Peoples are critical to the success of nature-based solutions to climate change », *FACETS*, vol. 5, p. 551-556.
- Tran, T., N. C. Ban, et J. Bhattacharyya, 2020. « A review of successes, challenges, and lessons from Indigenous protected and conserved areas », *Biological Conservation*, vol. 241, p. 108271.

- Treat, C., A. A. Bloom, et M. Marushchak, 2018. « Nongrowing season methane emissions: A significant component of annual emissions across northern ecosystems », *Global Change Biology*, vol. 24, p. 3331-3343.
- Troell, M., P. J. G. Henriksson, A. H. Buschmann, T. Chopin, et S. Quahe, 2022. « Farming the ocean: Seaweeds as a quick fix for the climate? », *Reviews in Fisheries Science & Aquaculture*, p. 1-11.
- Turetsky, M. R., Kane, E. S., Harden, J. W., Ottmar, R. D., Manies, K. L., Hoy, E., & Kasischke, E. S., 2011a. « Recent acceleration of biomass burning and carbon losses in Alaskan forests and peatlands », *Nature Geoscience*, vol. 4, p. 27-31.
- Turetsky, M. R., W. F. Donahue, et B. W. Benscoter, 2011b. « Experimental drying intensifies burning and carbon losses in a northern peatland », *Nature Communications*, vol. 2, n°1, p. 1-5.
- Turetsky, M. R., B. W. Abbott, M. C. Jones, K. Walter Anthony, D. Olefeldt, E. A. G. Schuur, ... A. B. K. Sannel, 2019. « Permafrost collapse is accelerating carbon release », *Nature*, vol. 569, n°7754, p. 32-34.
- Turner, A. J., C. Frankenberg, et E. A. Kort, 2019. « Interpreting contemporary trends in atmospheric methane », *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, vol. 116, n°8, p. 2805-2813.
- Turner, N. J., D. Lepofsky, et D. Deur, 2013. « Plant management systems of British Columbia's First Peoples », *BC Studies: The British Columbian Quarterly*, vol. 179, p. 107-133.
- Turner, N. J. (réd.), 2020. *Plants, People, and Places: The Roles of Ethnobotany and Ethnoecology in Indigenous Peoples' Land Rights in Canada and Beyond*. Montréal, QC et Kingston, ON, McGill-Queen's University Press.
- ONU – Organisation des Nations unies, 2007. *Déclaration des Nations Unies sur les droits des peuples autochtones (DNUDPA)*, Genève, Suisse, DNUDPA.
- PNUE – Programme des Nations Unies pour l'environnement, 2019. Les compensation carbone ne nous sauveront pas. Adresse : <https://www.unep.org/fr/actualites-et-recits/recit/les-compensations-carbone-ne-nous-sauveront-pas> (consulté en juin 2021).
- USGCRP – U.S. Global Change Research Program, 2018. *Second State of the Carbon Cycle Report (SOCCR2): A Sustained Assessment Report*, Washington, DC, USGCRP.
- van Ardenne, L., S. Jolicouer, D. Bérubé, D. Burdick, et G. L. Chmura, 2018. « The importance of geomorphic context for estimating the carbon stock of salt marshes », *Geoderma*, vol. 330, p. 264-275.
- van Proosdij, D., C. Ross, et G. Matheson, 2018. *Risk Proofing Nova Scotia Agriculture: Nova Scotia Dyke Vulnerability Assessment*, Halifax, NS, St. Mary's University.
- VandenBygaart, A. J., B. G. McConkey, D. A. Angers, W. Smith, H. de Gooijer, M. Bentham, et T. Martin, 2008. « Soil carbon change factors for the Canadian agriculture national greenhouse gas inventory », *Canadian Journal of Soil Science*, vol. 88, n°5, p. 671-680.

- Vanhie, M., W. Deen, J. D. Lauzon, et D. C. Hooker, 2015. « Effect of increasing levels of maize (*Zea mais* L.) residue on no-till soybean (*Glycine max* Merr.) in Northern production regions: A review », *Soil and Tillage Research*, vol. 150, p. 201-210.
- Varner, R. K., P. M. Crill, S. Froelking, C. K. McCalley, S. A. Burke, J. P. Chanton, ... M. W. Palace, 2021. « Permafrost thaw driven changes in hydrology and vegetation cover increase trace gas emissions and climate forcing in Stordalen Mire from 1970 to 2014 », *Philosophical Transactions A*, vol. 380, z20210022.
- Venier, L. A., I. D. Thompson, R. Fleming, J. Malcolm, I. Aubin, J. A. Trofymow, ... J. P. Brandt, 2014. « Effects of natural resource development on the terrestrial biodiversity of Canadian boreal forests », *Environmental Reviews*, vol. 22, p. 457-490.
- Vermaat, J. E., A. J. Wagtendonk, R. Brouwer, O. Sheremet, E. Ansink, T. Brockhoff, ... D. Hering, 2016. « Assessing the societal benefits of river restoration using the ecosystem services approach », *Hydrobiologia*, vol. 769, p. 121-135.
- Vermeer, M., S. Rahmstorf, et W. C. Clark, 2009. « Global sea level linked to global temperature », *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, vol. 106, n°51, p. 21527-21532.
- Vetsch, J. A., G. W. Randall, et J. A. Lamb, 2007. « Corn and soybean production as affected by tillage systems », *Agronomy Journal*, vol. 99, n°4, p. 952-959.
- Vidal, J., 2008. The Great Green Land Grab. Adresse : <https://www.theguardian.com/environment/2008/feb/13/conservation> (consulté en juin 2022).
- Ville de Toronto, 2010. *Every Tree Counts*, Toronto, ON, Ville de Toronto.
- Viresco Solutions Inc., 2020. *A Roadmap for Quantifying Soil Organic Carbon Change as an Ecosystem Service on Grasslands and Pastures*, Viresco Solutions Inc.
- Vitt, D. H., M. House, et J. A. Hartstock, 2016. « Sandhill Fen, an initial trial for wetland species assembly on in-pit substrates: Lessons after three years », *Botany*, vol. 94, p. 1015-1025.
- Voicu, M. F., C. Shaw, W. A. Kurz, T. Huffman, J. Liu, et M. Fellows, 2017. « Carbon dynamics on agricultural land reverting to woody land in Ontario, Canada », *Journal of Environmental Management*, vol. 193, p. 318-325.
- Volik, O., M. Elmes, R. Pterone, E. Kessel, A. Green, D. Cobbaert, et J. Price, 2020. « Wetlands in the Athabasca Oil Sands region: The nexus between wetland hydrological function and resource extraction », *Environmental Reviews*, vol. 28, p. 246-261.
- Waddington, J. M. et J. S. Price, 2000. « Effect of peatland drainage, harvesting, and restoration on atmospheric water and carbon exchange », *Physical Geography*, vol. 21, n°5, p. 433-451.
- Waddington, J. M., M. Strack, et M. J. Greenwood, 2010. « Toward restoring the net carbon sink function of degraded peatlands: Short-term response in CO₂ exchange to ecosystem-scale restoration », *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, vol. 115, n°G1.

- Wahkohtowin Development GP Inc., s.d. Carbon Management. Adresse : <https://wahkohtowin.com/carbon-management/> (consulté en juillet, 2022).
- Waldbusser, G. G. et J. E. Salisbury, 2014. « Ocean acidification in the coastal zone from an organism's perspective: Multiple system parameters, frequency domains, and habitats », *Annual Review of Marine Science*, vol. 6, n°1, p. 221-247.
- Walker, A. P., M. G. De Kauwe, A. Bastos, S. Belmecheri, K. Georgiou, R. F. Keeling, ... P. A. Zuidema, 2021. « Integrating the evidence for a terrestrial carbon sink caused by increasing atmospheric CO₂ », *New Phytologist*, vol. 229, n°5, p. 2413-2445.
- Walker, X. et J. F. Johnstone, 2014. « Widespread negative correlations between black spruce growth and temperature across topographic moisture gradients in the boreal forest », *Environmental Research Letters*, vol. 9, n°6, 064016.
- Walker, X. J., J. L. Baltzer, S. G. Cumming, N. J. Day, C. Ebert, S. J. Goetz, ... M. C. Mack, 2019. « Increasing wildfires threaten historic carbon sink of boreal forest soils », *Nature*, vol. 572, p. 520-531.
- Wang, J., Z. Xiong, et Y. Kuzyakov, 2016. « Biochar stability in soil: Meta-analysis of decomposition and priming effects », *Global Change Biology Bioenergy*, vol. 8, n°3, p. 512-523.
- Wang, J., Li, Y., Bork, E. W., Richter, G. M., Chen, C., Hamid Hussain Shah, S., et Mezbahuddin, S., 2021a. « Effects of grazing management on spatio-temporal heterogeneity of soil carbon and greenhouse gas emissions of grasslands and rangelands: Monitoring, assessment and scaling-up », *Journal of Cleaner Production*, 288, 125737.
- Wang, J. A., A. Baccini, M. Farina, J. T. Randerson, et M. A. Friedl, 2021b. « Disturbance suppresses the aboveground carbon sink in North American boreal forests », *Nature Climate Change*, vol. 11, n°5, p. 435-441.
- Wang, X., A. J. VandenBygaart, et B. McConkey, 2014. « Land management history of Canadian grasslands and the impact on soil carbon storage », *Rangeland Ecology & Management*, vol. 67, p. 333-343.
- Watmough, M. D. et M. J. Schmoll, 2007. *Environment Canada's Prairie & Northern Region Habitat Monitoring Program Phase II: Recent Habitat Trends in the Prairie Habitat Joint Venture*, Edmonton, AB, Service canadien de la faune.
- Watson, R., I. Nobel, B. Bolin, N. H. Ravindranath, D. Verardo, et D. Dokken, 2000. *Land Use, Land-Use Change, and Forestry*, Cambridge, Royaume-Uni, Le groupe d'experts intergouvernemental sur évolution du climat.
- Webster, K. L., J. S. Bhatti, D. K. Thompson, S. A. Nelson, C. H. Shaw, K. A. Bona, ... W. A. Kurz, 2018. « Spatially-integrated estimates of net ecosystem exchange and methane fluxes from Canadian peatlands », *Carbon Balance and Management*, vol. 13, n°1, p. 1-21.
- Weersink, A. et M. Fulton, 2020. « Limits to profit maximization as a guide to behavior change », *Applied Economic Perspectives and Policy*, vol. 42, n°1, p. 67-79.

- Weiglein, T. L., B. D. Strahm, M. M. Bowman, A. C. Gallo, J. A. Hatten, K. A. Heckman, ... C. W. Swanston, 2022. « Key predictors of soil organic matter vulnerability to mineralization differ with depth at a continental scale », *Biogeochemistry*, vol. 157, n°1, p. 87-107.
- Wernberg, T., M. Thomsen, F. Tuyu, G. A. Kendrick, P. A. Staehr, et B. D. Toohey, 2010. « Decreasing resilience of kelp beds along a latitudinal temperature gradient: Potential implications for a warmer future », *Ecology Letters*, vol. 13, p. 685-694.
- Werner, B. A., W. C. Johnson, et G. R. Guntenspergen, 2013. « Evidence for 20th century climate warming and wetland drying in the North American Prairie Pothole Region », *Ecology and Evolution*, vol. 3, n°10, p. 3471-3482.
- Whitman, E., M.-A. Parisien, D. K. Thompson, et M. D. Flannigan, 2019. « Short-interval wildfire and drought overwhelm boreal forest resilience », *Scientific Reports*, vol. 9, n°1, p. 18796.
- Wieder, R. K., K. D. Scott, K. Kamminga, M. A. Vile, D. H. Vitt, T. Bone, ... J. S. Bhatti, 2009. « Postfire carbon balance in boreal bogs of Alberta, Canada », *Global Change Biology*, vol. 15, n°1, p. 63-81.
- Wiedinmyer, C. et M. D. Hurteau, 2010. « Prescribed fire as a means of reducing forest carbon emissions in the western United States », *Environmental Science & Technology*, vol. 44, n°6, p. 1926-1932.
- Wiens, J. A. et R. J. Hobbs, 2015. « Integrating conservation and restoration in a changing world », *BioScience*, vol. 65, n°3, p. 302-312.
- Wildcat, M., 2018. « Wahkohtowin in action », *Constitutional Forum*, vol. 27, n°1, p. 13-24.
- Wilmers, C. C., J. A. Estes, M. Edwards, K. L. Laidre, et B. Konar, 2012. « Do trophic cascades affect the storage and flux of atmospheric carbon? An analysis of sea otters and kelp forests », *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 10, n°8, p. 409-415.
- Windham-Myers, L., W.-J. Cai, S. R. Alin, A. Andersson, J. Crosswell, K. H. Dunton, ... E. B. Watson, 2018. « Chapter 15: Tidal Wetlands and Estuaries », dans Cavallaro, N., G. Shrestha, R. Birdsey, M. A. Mayes, R. G. Najjar et S. C. Reed (réd.), *Second State of the Carbon Cycle Report (SOCCR2): A Sustained Assessment Report*, Washington, DC, U.S. Global Change Research Program.
- Wolf, D., W. Georgic, et H. A. Klaiber, 2017. « Reeling in the damages: Harmful algal blooms' impact on Lake Erie's recreational fishing industry », *Journal of Environmental Management*, vol. 199, p. 148-157.
- Wolf, D. et H. A. Klaiber, 2017. « Bloom and bust: Toxic algae's impact on nearby property values », *Ecological Economics*, vol. 135, p. 209-221.
- Wollenberg, J. T., A. Biswas, et G. L. Chmura, 2018. « Greenhouse gas flux with reflooding of a drained salt marsh soil », *PeerJ*, vol. 6, p. e5659.
- Wood, E. M. et S. Esaian, 2020. « The importance of street trees to urban avifauna », *Ecological Applications*, vol. 30, n°7, p. e02149.

- Wood, S., 2020. How a Salt Marsh Could Be a Secret Weapon Against Sea Level Rise in B.C.'s Fraser Delta. Adresse : <https://thenarwhal.ca/bc-climate-salt-marsh-sea-level-rise-fraser-delta/> (consulté en janvier 2022).
- Wood, S., 2021. After the Fire: The Long Road to Recovery. Adresse : <https://thenarwhal.ca/bc-forest-fires-restoration-secwepmc/> (consulté en novembre 2021).
- WWF – World Wildlife Fund, 2021. *Plowprint Report*, Washington, DC, WWF.
- Ximenes, F. A., W. D. Gardner, et A. L. Cowie, 2008. « The decomposition of wood products in landfills in Sydney, Australia », *Waste Management*, vol. 28, n°11, p. 2344-2354.
- Xu, J., P. J. Morris, J. Liu, et J. Holden, 2018. « PEATMAP: Refining estimates of global peatland distribution based on a meta-analysis », *Catena*, vol. 160, p. 134-140.
- Xu, Z., C. E. Smyth, T. C. Lemprière, G. J. Rampley, et W. A. Kurz, 2018. « Climate change mitigation strategies in the forest sector: Biophysical impacts and economic implications in British Columbia, Canada », *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, vol. 23, p. 257-290.
- Yang, W., Y. Liu, M. Cutlac, P. Boxall, M. Weber, A. Bonnycastle, et S. Gabor, 2016. « Integrated economic-hydrologic modeling for examining cost-effectiveness of wetland restoration scenarios in a Canadian prairie watershed », *Wetlands*, vol. 36, p. 577-589.
- Yang, Y., D. Tilman, G. Furey, et C. Lehman, 2019. « Soil carbon sequestration accelerated by restoration of grassland biodiversity », *Nature Communications*, vol. 10, n°718.
- Yanni, S., P. Rajsic, C. Wagner-Riddle, et A. Weersink, 2018. *A Review of the Efficacy and Cost-Effectiveness of On-Farm BMPs for Mitigating Soil-Related GHG Emissions*, Guelph, ON, Institute for the Advanced Study of Food and Agricultural Policy, Department of Food, Agriculture, and Resource Economics, University of Guelph.
- Yemshanov, D., D. W. McKenney, T. Hatton, et G. Fox, 2005. « Investment attractiveness of afforestation in Canada inclusive of carbon sequestration benefits », *Canadian Journal of Agricultural Economics*, vol. 53, n°4, p. 307-323.
- Yemshanov, D., G. R. McCarney, G. Hauer, M. K. Luckert, J. Unterschultz, et D. W. McKenney, 2015. « A real options-net present value approach to assessing land use change: A case study of afforestation in Canada », *Forest Policy and Economics*, vol. 50, p. 327-336.
- Yvon-Durocher, G., A. P. Allen, D. Bastviken, R. Conrad, C. Gudasz, A. St-Pierre, ... P. del Giorgio, 2014. « Methane fluxes show consistent temperature dependence across microbial to ecosystem scales », *Nature*, vol. 507, p. 488-491.
- Zeng, N., 2008. « Carbon sequestration via wood burial », *Carbon Balance and Management*, vol. 3, n°1.
- Zeng, N., A. W. King, B. Zaitchik, S. D. Wullschleger, J. Gregg, S. Wang, et D. Kirk-Davidoff, 2013. « Carbon sequestration via wood harvest and storage: An assessment of its harvest potential », *Climatic Change*, vol. 118, n°2, p. 245-257.

- Zerva, A. et M. Mencuccini, 2005. « Carbon stock changes in a peaty gley soil profile after afforestation with Sitka spruce (*Picea sitchensis*) », *Annals of Forest Science*, vol. 62, n°8, p. 873-880.
- Zhang, X., D. Guan, W. Li, D. Sun, C. Jin, F. Yuan, ... J. Wu, 2018. « The effects of forest thinning on soil carbon stocks and dynamics: A meta-analysis », *Forest Ecology and Management*, vol. 429, p. 36-43.
- Zhang, X., B. B. Ward, et D. M. Sigman, 2020. « Global nitrogen cycle: Critical enzymes, organisms, and processes for nitrogen budgets and dynamics », *Chemical Reviews*, vol. 120, n°12, p. 5308-5351.
- Zhou, D., S. Q. Zhao, S. Liu, et J. Oeding, 2013. « A meta-analysis on the impacts of partial cutting on forest structure and carbon storage », *Biogeosciences*, vol. 10, n°6, p. 3691-3703.
- Zhou, L., T. Nieminen, D. Mogensen, S. Smolander, A. Rusanen, M. Kulmala, et M. Boy, 2014. « SOSAA - A new model to simulate the concentrations of organic vapours, sulphuric acid and aerosols inside the ABL - Part 2: Aerosol dynamics and one case study at a boreal forest site », *Boreal Environment Research*, vol. 19, Supplemental B, p. 237-256.
- Zhu, Z., S. Piao, R. B. Myneni, M. Huang, Z. Zeng, J. G. Canadell, ... N. Zeng, 2016. « Greening of the Earth and its drivers », *Nature Climate Change*, vol. 6, n°8, p. 791-795.
- Zhu, Z., V. Vuik, P. J. Visser, T. Soens, B. van Wesenbeeck, J. van de Koppel, ... T. J. Bouma, 2020. « Historic storms and the hidden value of coastal wetlands for nature-based flood defence », *Nature Sustainability*, vol. 3, n°10, p. 853-862.
- Zickfeld, K., D. Azevedo, S. Mathesius, et H. D. Matthews, 2021. « Asymmetry in the climate-carbon cycle response to positive and negative CO₂ emissions », *Nature Climate Change*, vol. 11, p. 613-617.
- Ziegler, S. E., R. Benner, S. A. Billings, K. A. Edwards, M. Philben, X. Zhu, et J. Laganière, 2017. « Climate warming can accelerate carbon fluxes without changing soil carbon stocks », *Frontiers in Earth Science*, vol. 5.
- Zimmerman, M., M. J. Mair, H. Bürgmann, W. Eugster, W. Steinsberger, B. Wehrli, ... D. Bouffard, 2021. « Microbial methane oxidation efficiency and robustness during lake overturn », *Limnology and Oceanography Letters*, vol. 6, p. 320-328.
- Zona, D., W. C. Oechel, J. Kochendorfer, K. T. Paw U, A. N. Salyuk, P. C. Olivas, ... D. A. Lipson, 2009. « Methane fluxes during the initiation of a large-scale water table manipulation experiment in the Alaskan Arctic tundra », *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 23, n°2.
- Zurba, M., K. F. Beazley, E. English, et J. Buchmann-Duck, 2019. « Indigenous Protected and Conserved Areas (IPCAs), Aichi Target 11, and Canada's pathway to Target 1: Focusing conservation on reconciliation », *Land*, vol. 8, n°10.

Annexe

Échelle des données probantes

L'échelle suivante a été adaptée du document intitulé *Guidance Note for Lead Authors of the IPCC Fifth Assessment Report on the Consistent Treatment of Uncertainties* du GIEC (Mastrandrea *et al.*, 2010). Cette échelle a éclairé le jugement du comité d'experts sur le potentiel des puits de carbone au Canada quant à la solidité des données probantes sous-jacentes examinées aux fins du présent rapport.

Limitées	Données probantes limitées ou incohérentes provenant de quelques études de qualité ou d'applicabilité incertaines (p. ex. existence limitée d'études évaluées par des pairs et/ou données provenant uniquement de quelques sites d'étude; applicabilité douteuse au contexte canadien; applicabilité limitée au contexte régional; données à l'appui limitées et/ou données de qualité/fiabilité incertaine; sources de données incohérentes).
Moyennes	Multiplés sources de données, cohérentes pour l'essentiel (p. ex. études indépendantes examinées par des pairs avec des résultats cohérents pour l'essentiel ou des données provenant de plusieurs sites; pertinence directe ou indirecte par rapport au contexte canadien; applicabilité régionale; éventuellement soutenues par d'autres types de données, y compris les connaissances autochtones).
Solides	Multiplés sources indépendantes et cohérentes de données de haute qualité (p. ex. nombreuses études indépendantes, évaluées par des pairs, avec des résultats cohérents ou des données provenant de nombreux sites d'étude; pertinence et applicabilité directes au contexte canadien et/ou régional; accompagnées de données à l'appui supplémentaires, y compris les connaissances autochtones).

Échelle de confiance du comité d'experts

Limitée	Le comité n'a pas confiance dans la qualité ou dans l'applicabilité des données probantes et/ou des hypothèses qui sous-tendent les valeurs estimées. Le comité estime très probable que d'autres sources de données modifieraient les estimations (p. ex. données propres au Canada, données provenant de plusieurs sites, connaissances autochtones). Les impacts des changements climatiques, bien que difficiles à prévoir entièrement en termes de résultat net, pourraient notamment poser de grands risques qui modifieraient les valeurs estimées.
Modérée	Le comité a modérément confiance dans la qualité ou l'applicabilité des données probantes et/ou des hypothèses soutenant les valeurs estimées. D'autres sources de données pourraient venir modifier les estimations (p. ex. données propres au Canada, données provenant de plusieurs sites, connaissances autochtones). Les impacts des changements climatiques, bien que difficiles à prévoir entièrement en termes de résultat net, pourraient poser au moins un risque modéré de modification des valeurs estimées.
Élevée	Le comité a confiance dans la qualité ou l'applicabilité des données probantes et/ou des hypothèses qui soutiennent les valeurs estimées; il est peu probable que des sources de données supplémentaires ou les impacts des changements climatiques modifient substantiellement les estimations du potentiel de séquestration.

Ampleur du potentiel de séquestration

Les catégories et les plages suivantes ont été utilisées pour évaluer le potentiel des SCBN sous l'angle de la séquestration accrue du carbone. Le potentiel de séquestration a été évalué pour deux périodes distinctes (entre aujourd'hui et 2030, et entre 2030 et 2050). Selon le comité d'experts, sur la base des données accessibles, les estimations du potentiel de séquestration représentent la plage probable ou le potentiel national d'atténuation des GES au vu de la quantité combinée de carbone séquestré qui pourrait être attendue avec l'adoption de SCBN connexes au Canada, en supposant que toutes les possibilités techniquement viables sont déployées moyennant 100 \$/t C ou moins (ce prix est arbitraire, mais il est conforme aux estimations de coût du potentiel d'atténuation utilisées dans d'autres études).

1	0-1 Mt éq CO ₂ /an*
2	1-5 Mt éq CO ₂ /an
3	5-15 Mt éq CO ₂ /an
4	15-25 Mt éq CO ₂ /an
5	> 25 Mt éq CO ₂ /an

*L'unité de mesure Mt éq CO₂/an a été utilisée pour des raisons de cohérence avec les données sur les émissions de GES du *Rapport d'inventaire national* du Canada.

Permanence

Les contraintes à la permanence ont été évaluées sur la base de l'échelle suivante :

Vulnérabilité aux rejets dans l'atmosphère	
Élevée	Les tendances environnementales, climatologiques et socioéconomiques récentes ou prévues suggèrent que le carbone stocké dans ces systèmes au Canada est susceptible (probabilité > 50 %) d'être libéré dans l'atmosphère dans les 20 ans suivant le déploiement de la SCBN.
Modérée	Les tendances environnementales, climatologiques et socioéconomiques récentes ou prévues suggèrent que le carbone stocké dans ces systèmes au Canada est modérément susceptible (probabilité de 10-50 %) d'être libéré dans l'atmosphère dans les 20 ans suivant le déploiement de la SCBN.
Faible	Les tendances environnementales, climatologiques et socioéconomiques récentes ou prévues suggèrent qu'il est improbable (probabilité < 10 %) que le carbone stocké dans ces systèmes au Canada soit libéré dans l'atmosphère dans les 20 ans suivant le déploiement des SCBN.

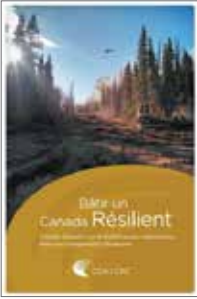
Faisabilité

La *faisabilité* a été évaluée en fonction de l'étendue et de la gravité des obstacles qui entravent l'adoption des SCBN, sur la base de l'échelle suivante :

Mineurs	Il existe un minimum d'obstacles techniques, socioéconomiques, réglementaires et/ou comportementaux empêchant l'adoption rapide et durable de ces SCBN, ce qui leur confère une applicabilité et un potentiel étendus dans le contexte canadien.
Modérés	Des obstacles techniques, socioéconomiques, réglementaires et/ou comportementaux modérés sont susceptibles d'entraver l'adoption de ces SCBN, entraînant ainsi une mise en œuvre plus lente ou associée à davantage de contraintes, et limitant quelque peu leur applicabilité et leur potentiel dans le contexte canadien.
Majeurs	Des obstacles techniques, socioéconomiques, réglementaires et/ou comportementaux majeurs ou omniprésents sont susceptibles d'empêcher l'adoption de ces SCBN, sauf à petite échelle ou dans des circonstances isolées, ce qui limite fortement leur applicabilité et leur potentiel dans le contexte canadien.

Rapports utiles du CAC

Les rapports d'évaluation répertoriés ci-dessous sont accessibles sur le site Web du CAC (www.rapports-cac.ca):



Bâtir un Canada résilient (2022)



Cultiver la diversité (2022)



Les principaux risques des changements climatiques pour le Canada (2019)



Plus grand que la somme de ses parties : Vers une gestion intégrée des ressources naturelles au Canada (2019)



Solutions technologiques et politiques pour un système énergétique à faibles émissions au Canada (2015)



Solutions technologiques pour réduire l'empreinte écologique de l'exploitation des sables bitumineux au Canada (2015)



Incidences environnementales de l'extraction du gaz de schiste au Canada (2014)



L'eau et l'agriculture au Canada : vers une gestion durable des ressources en eau (2013)



La taxonomie canadienne : explorer la biodiversité, créer des possibilités (2010)

Conseil d'administration du CAC*

Sioban Nelson (présidente par intérim), inf. aut., MACSS, professeure, Faculté des sciences infirmières, Université de Toronto; présidente, Académie canadienne des sciences de la santé (Toronto, Ont.)

Chantal Guay (vice-présidente), FACG, directrice générale, Conseil canadien des normes (Ottawa, Ont.)

Soheil Asgarpour, FACG, président, Petroleum Technology Alliance Canada; président désigné, Académie canadienne du génie (Calgary, Alb.)

Yves Beauchamp, C.M., C.Q., FACG, vice-principal, administration et finances, Université McGill; président, Académie canadienne du génie (Montréal, Qc)

Jawahar (Jay) Kalra, M.D., MACSS, professeur, Département de pathologie et de médecine de laboratoire et membre du Conseil des gouverneurs, Université de la Saskatchewan (Saskatoon, Sask.)

Cynthia E. Milton, MSRC, vice-présidente associée à la recherche, Université de Victoria (Victoria, C.-B.)

Sue Molloy, FACG, Présidente de Glas Ocean Electric et professeure auxiliaire à l'Université Dalhousie (Halifax, N.-É.)

Proton Rahman, M.D., MACSS, professeur-chercheur universitaire, Faculté de médecine, Université Memorial (St. John's, T.-N.-L.)

Donna Strickland, C.C., MSRC, FACG, professeure, Département de physique et d'astronomie, Université de Waterloo (Waterloo, Ont.)

Julia M. Wright, MSRC, professeure, Département d'anglais, et professeure-chercheuse universitaire, Université Dalhousie; présidente, Académie des arts, des lettres et des sciences humaines, Société royale du Canada (Halifax, N.-É.)

*En juin 2022

Comité consultatif scientifique du CAC*

David Castle (président), professeur, École d'administration publique et Gustavson School of Business; chercheur en résidence, Bureau du conseiller scientifique principal du premier ministre du Canada (Victoria, C.-B.)

Maydianne C. B. Andrade, professeure de sciences biologiques, Université de Toronto à Scarborough; présidente, Réseau canadien des scientifiques noirs, Toronto, Ont.)

Peter Backx, MSRC, professeur, Département de biologie; titulaire, Chaire de recherche du Canada en biologie cardiovasculaire, Université York (Toronto, Ont.)

Stephanie E. Chang, professeure, School of Community and Regional Planning and Institute for Resources, Environment and Sustainability, Université de la Colombie-Britannique (Vancouver, C.-B.)

Neena L. Chappell, C.M., MSRC, MACSS, professeure émérite, Institute on Aging and Lifelong Health et Département de sociologie, Université de Victoria (Victoria, C.-B.)

Jackie Dawson, titulaire de la Chaire de recherche du Canada sur l'environnement, la société et les politiques et professeure agrégée au Département de géographie, Université d'Ottawa (Ottawa, Ont.)

Colleen M. Flood, MSRC, MACSS, directrice, Centre de droit, politique et éthique de la santé; professeure, Faculté de droit (section droit commun), Université d'Ottawa (Ottawa, Ont.)

Digvir S. Jayas, O.C., MSRC, FAGG, professeur éminent et vice-recteur à la recherche et aux relations internationales, Université du Manitoba (Winnipeg, Man.)

Malcolm King, MACSS, directeur scientifique, Saskatchewan Centre for Patient-Oriented Research, Université de la Saskatchewan (Saskatoon, Sask.)

Chris MacDonald, professeur agrégé; directeur, Ted Rogers Leadership Centre; président, Département de droit et des affaires; Ted Rogers School of Management, Université métropolitaine de Toronto (Toronto, Ont.)

Barbara Neis, C.M., MSRC, professeure distinguée, titulaire de la chaire John Paton Lewis, Université Memorial de Terre-Neuve (St. John, T.-N.-L.)

Nicole A. Poirier, FAGG, présidente, KoanTeknico Solutions Inc. (Beaconsfield, Qc)

Jamie Snook, directeur général, Torngat Wildlife Plants and Fisheries Secretariat (Happy Valley-Goose Bay, T.-N.-L.)

David A. Wolfe, professeur de sciences politiques, Université de Toronto à Mississauga; codirecteur, Innovation Policy Lab à la Munk School of Global Affairs and Public Policy, Université de Toronto (Toronto, Ont.)

*En juin 2022



Council of
Canadian
Academies

Conseil des
académies
canadiennes

180, rue Elgin, bureau 1401
Ottawa (Ontario) K2P 2K3
Tél: 613 567-5000
www.rapports-cac.ca