

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

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

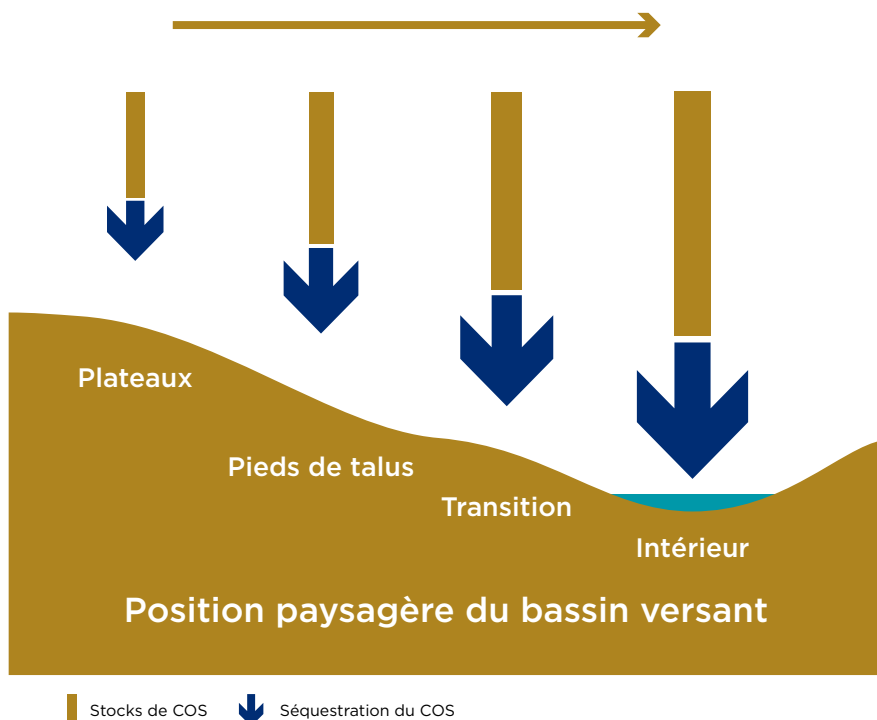


« Chaque année, le post-drainage entraîne des pertes de carbone qui ont mis -70 ans à s'accumuler. »

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 CO₂ (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 CO₂ (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 \$/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.