

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

ÉVALUATION DES CHANGEMENTS DE VÉGÉTATION DANS LES
TOURBIÈRES CANADIENNES NON BOISÉES DE HAUTE LATITUDE ENTRE
1985 ET 2017 À PARTIR DE SÉRIES TEMPORELLES D'IMAGES LANDSAT

MÉMOIRE
PRÉSENTÉ
COMME EXIGENCE PARTIELLE
MAÎTRISE EN GÉOGRAPHIE

PAR
GENEVIÈVE CORNEAU

SEPTEMBRE 2021

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL
Service des bibliothèques

Avertissement

La diffusion de ce mémoire se fait dans le respect des droits de son auteur, qui a signé le formulaire *Autorisation de reproduire et de diffuser un travail de recherche de cycles supérieurs* (SDU-522 – Rév.10-2015). Cette autorisation stipule que «conformément à l'article 11 du Règlement no 8 des études de cycles supérieurs, [l'auteur] concède à l'Université du Québec à Montréal une licence non exclusive d'utilisation et de publication de la totalité ou d'une partie importante de [son] travail de recherche pour des fins pédagogiques et non commerciales. Plus précisément, [l'auteur] autorise l'Université du Québec à Montréal à reproduire, diffuser, prêter, distribuer ou vendre des copies de [son] travail de recherche à des fins non commerciales sur quelque support que ce soit, y compris l'Internet. Cette licence et cette autorisation n'entraînent pas une renonciation de [la] part [de l'auteur] à [ses] droits moraux ni à [ses] droits de propriété intellectuelle. Sauf entente contraire, [l'auteur] conserve la liberté de diffuser et de commercialiser ou non ce travail dont [il] possède un exemplaire.»

REMERCIEMENTS

J'aimerais premièrement remercier ma directrice Dr. Michelle Garneau (UQAM) qui m'a accompagnée, conseillée et encouragée tout au long de mes deux années de maîtrise, et ce, malgré les nombreux imprévus avec lesquels nous avons dû composer. Merci pour ta bonne humeur, ta bienveillance et les précieuses connaissances que tu as su me transmettre. Je tiens également à remercier ma co-directrice Dr. Koreen Millard (Carleton University) pour son enthousiasme, son aide et son support qui se sont avérés indispensables pendant ma maîtrise. Merci de m'avoir accueillie chaleureusement à Ottawa et d'avoir investi autant de temps et d'efforts dans toutes les étapes de ce projet. J'ai grandement bénéficié de ta présence et je me considère privilégiée d'avoir pu autant apprendre de tes connaissances.

Mes prochains remerciements sont pour Nicole Sanderson et Gabriel Magnan, qui m'ont été d'une grande aide dans la réalisation de ce projet. Merci énormément pour votre soutien et votre collaboration. Un merci spécial à Joannie Baulne d'avoir été ma confidente et partenaire éphémère de badminton, en plus d'avoir patiemment répondu à mes nombreuses questions. Ta présence a rendu ces deux années plus légères. Merci également aux Tourbeux, particulièrement Léonie Perrier, Camille Girard et Pénélope Germain-Chartrand, de m'avoir accueillie parmi vous.

Je n'aurais pu compléter ce mémoire sans le soutien et la présence de mon amoureux Jérémie. Merci de m'avoir convaincue qu'une personne studieuse sommeillait au fond de moi, et de m'avoir toujours soutenue et encouragée lors de mes moments de découragement et de doute. Finalement, un très grand merci à mes parents Ghis et Val pour leur présence, leurs encouragements et leur soutien financier; merci de m'avoir

permis de me rendre aussi loin dans mon parcours scolaire. Je vous en suis très reconnaissante.

TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES FIGURES	vii
LISTE DES TABLEAUX	viii
LISTE DES ABRÉVIATIONS, DES SIGLES ET DES ACRONYMES.....	ix
LISTE DES SYMBOLES ET DES UNITÉS	x
LISTE DES ESPÈCES VÉGÉTALES CITÉES.....	xi
RÉSUMÉ	xii
CHAPITRE I	13
Introduction et contexte de la recherche	13
1.1 Les tourbières canadiennes de haute latitude	13
1.1.1 Définition et rôle des tourbières.....	13
1.1.2 Différences latitudinales entre les tourbières ombrotrophes et minérotrophes	14
1.1.3 Influence du climat sur la fonction d'accumulation du C des tourbières	16
1.2 Télédétection	18
1.2.1 Indices de végétation	18
1.2.2 Verdissement du paysage.....	19
1.3 Présentation de la recherche	21
CHAPITRE II	23
Méthodologie	23
2.1 Sites d'étude	23

2.1.1	Mesure des taux d'accumulation du C.....	23
2.1.2	Localisation et sélection des sites d'étude	24
2.1.3	Catégories de sites	25
2.2	Données climatiques	27
2.3	Longueur des séries temporelles	28
2.4	Traitement des images Landsat	30
2.5	Analyse des séries temporelles.....	31
2.6	Comparaison du verdissement et de l'accumulation de C entre les catégories de tourbières	32
CHAPITRE III.....		34
Article :Evaluation of recent changes in non-treed high latitude Canadian peatlands between 1985 and 2017 using Landsat time series.....		34
3.1	Introduction	36
3.2	Methods.....	39
3.2.1	Objectives	39
3.2.2	Study sites	39
3.2.3	Image processing	42
3.2.4	Climate data	44
3.2.5	Addressing variable lengths of different time series	45
3.2.6	Time-series analysis.....	47
3.2.7	Comparison of greening and CAR	47
3.3	Results	48
3.3.1	Time series analysis	48
3.3.2	Relationships between trends in NDVI, CAR and climate variables within the different peatlands	52
3.3.3	Comparison of trends in NDVI, C accumulation and climate based on peatland categories.....	53
3.4	Discussion	56
3.4.1	Trends in greening	56
3.4.2	What does greening mean in peatlands?.....	57
3.4.3	Relationship between greening and climate	58
3.4.4	Relationship between greening and CAR.....	59
3.4.5	Comparison between the different peatland's characteristics.....	60
Conclusion		61

3.5 Acknowledgements i

3.6 References ii

CONCLUSION..... 1

RÉFÉRENCES iii

LISTE DES FIGURES

CHAPITRE I	13
CHAPITRE II	23
Figure 2.1 Localisation du sous-ensemble de 20 tourbières non perturbées distribuées parmi les différentes écozones du Canada (Wiken <i>et al.</i> , 1996). Les identifiants de site correspondent au type de tourbière (B: bog ou F: fen), à l'état du pergélisol (U: dégelé ou N: non gelé) et aux conditions d'hydrologie de surface (W: humide, D: sec ou I: intermédiaire). Les numéros dans les identifiants sont utilisés pour différencier les sites ayant les mêmes caractéristiques. Les fens sont représentés par des triangles et les tourbières par des cercles. Le statut du pergélisol tel que défini dans Garneau <i>et al.</i> (soumis) (dégelé ou non gelé) est indiqué selon le code couleur.	25
CHAPITRE III.....	34
Figure 3.1 Location of the subset of 20 undisturbed peatlands according to the different ecozones of Canada (Wiken <i>et al.</i> 1996). Site IDs correspond to the type of peatland (B: bog or F: fen), the permafrost status (TH: thawed or NP: no permafrost) and the surface hydrology conditions (W: wet, D: dry or I: intermediate). The numbers in the IDs are used to differentiate sites with the same characteristics. Fens are represented by triangles and bogs by circles. Permafrost status as defined in Garneau <i>et al.</i> (submitted) (thawed and no permafrost) is indicated according to color code.	40
Figure 3.2 NDVI time series with a statistically significant trend for 16 sites out of 20.	49
Figure 3.3 Statistically significant trends in CAR (9 sites out of 20).	51
Figure 3.4 Trends in direction of NDVI, carbon accumulation rate and climate for each documented peatland	53
Figure 3.5 Boxplots for each category and characteristics. Outliers are indicated by a black dot. Are depicted: NDVI (A) and CAR (B) magnitude for permafrost status. NDVI (C) and CAR magnitude for hydrological conditions (D). NDVI (E) and CAR (F) magnitude for each peatland type.	55

LISTE DES TABLEAUX

CHAPITRE I	13
CHAPITRE II	23
Tableau 2.1 Principales caractéristiques des sites d'étude.	26
Tableau 2.2 Moyennes annuelles des variables climatiques pour chaque site pour la période entre 1985 et 2017.....	28
Tableau 2.3 Période et nombre d'années couvertes par chacune des séries chronologiques.....	29
CHAPITRE III.....	34
Table 3.1 Main characteristics of the study sites (Garneau <i>et al.</i> , submitted).	42
Table 3.2 Climate data for each study sites (1985-2017).	45
Table 3.3 Length and number of years for which data was available for each time series at each site. The time series columns (NDVI time series, CAR time series and climate time series represent the covered time frame. The data columns (NDVI data, CAR data and climate data) represent the number of years for which data were available (i.e some time series had missing data).	46

LISTE DES ABRÉVIATIONS, DES SIGLES ET DES ACRONYMES

Approx.	<i>Approximatively</i> (Approximativement)
Bog	Tourbière ombrotrophe
CAR	<i>Carbon accumulation rate</i> (Taux d'accumulation du carbone)
CFMask	<i>C function of Mask</i>
et al	Et autres auteurs
Fen	Tourbière minérotrophe
GDD0	Degré-jour de croissance supérieur à 0 C°
GIEC	Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Évolution du Climat
KS	Kruskall Wallis test
n	<i>Number</i> (nombre)
NDVI	<i>Normalized Difference Vegetation Indice</i>
NIR	<i>Near Infrared</i> (Proche infrarouge)
<i>p</i>	<i>p-value</i> (Valeur-p)
PAR	<i>Photosynthetically active radiation</i> (Rayonnement photosynthétiquement actif)
PET	<i>Potential evapotranspiration</i> (Évapotranspiration potentielle)
RVI	<i>Ratio Vegetation Index</i> (Indice de végétation par quotient)
SWI	<i>Summer warmth index</i> (Indice de chaleur estivale)
VIN	<i>Vegetation Index Number</i> (Indice de végétation)

LISTE DES SYMBOLES ET DES UNITÉS

C	Carbone
¹⁴ C	Isotope 14 du C
C°	Degré Celsius
CH ₄	Méthane
CO ₂	Dioxyde de carbone
g	Gramme
Gt	Gigatonne
GtC	Gigatonne de carbone
m ²	Mètre carré
mm	Millimètre
km ²	Kilomètre carré
MtC	Mégatonne de C
²¹⁰ Pb	Isotope 210 du plomb
Sp.	<i>Species</i> (espèce)
Yr	<i>Year</i> (an)
%	Pourcentage

LISTE DES ESPÈCES VÉGÉTALES CITÉES

Abies balsamea (Linnaeus) Miller

Betula spp.

Carex spp.

Eriophorum spp.

Kalmia polifolia Wangenheim

Picea mariana (Miller) Britton, Sterns & Poggenburgh

Rhododendron groenlandicum

Rubus chamaemorus Linnaeus

Salix spp.

Sphagnum spp.

RÉSUMÉ

Une importante tendance au verdissement a été confirmée dans les écosystèmes nordiques en réponse au réchauffement climatique récent. Cependant, cette tendance n'a pas encore été documentée dans les écosystèmes de tourbières de haute latitude. Grâce à des séries chronologiques de l'indice NDVI issues d'images Landsat datant 1985 à 2017, nous avons évalué si le verdissement s'est produit dans les 20 sites d'étude qui ont été sélectionnés pour cette étude. Nous avons aussi évalué les tendances du NDVI par rapport aux taux d'accumulation de carbone calculés à partir d'une base de données de 176 sites et nous les avons comparées aux tendances climatiques des dernières décennies. Nous avons également évalué le lien entre les différentes tendances (NDVI, accumulation du carbone et paramètres climatiques) et les caractéristiques écohydrologiques des tourbières. Les séries chronologiques ont été analysées à l'aide du test non-paramétrique de Mann-Kendall et de l'estimateur de pente Theil-Sen. Nous avons utilisé un test de Kruskal-Wallis et un test de somme de rang de Wilcoxon pour déterminer si les valeurs et les tendances du NDVI et de l'accumulation de carbone étaient statistiquement différentes parmi les tourbières. Les résultats de cette étude présentent un verdissement spatialement variable dans la plupart des sites d'étude, et ils confirment que le phénomène se produit réellement dans les tourbières canadiennes de haute latitude depuis 1985. Nous avons constaté que, lorsqu'une tendance significative était détectée, les températures, l'évapotranspiration potentielle et les degrés-jours de croissance > 0 augmentaient. Les variables climatiques et les directions des tendances NDVI étaient les mêmes sur tous les sites où des tendances pouvaient être détectées; cependant ce n'était pas le cas pour l'accumulation de C, qui affichait des tendances à la fois positives et négatives. De futurs travaux de télédétection utilisant des images à très haute résolution permettant d'évaluer entre autres une possible expansion latérale des tourbières pourraient permettre une meilleure compréhension des liens entre l'augmentation de la productivité de la végétation et l'accumulation récente de tourbe dans les régions nordiques.

Mots clés : Verdissement, NDVI, Landsat, tourbières canadiennes de haute latitude, accumulation du carbone, réchauffement climatique

CHAPITRE I

INTRODUCTION ET CONTEXTE DE LA RECHERCHE

1.1 Les tourbières canadiennes de haute latitude

1.1.1 Définition et rôle des tourbières

Les tourbières couvrent entre 3 et 5 % de la surface terrestre et sont responsables d'environ 12 à 30% du carbone (C) accumulé dans les sols (Yu *et al.*, 2010; Loisel *et al.*, 2014; Hugelius *et al.* 2020). Elles exercent une influence particulièrement marquée sur le cycle du C, et jouent donc un rôle considérable dans la régulation du système climatique global (Gallego-Sala *et al.* 2018; McPartland *et al.*, 2019; Loisel *et al.* 2021). Les tourbières sont concentrées principalement dans l'hémisphère nord où les conditions fraîches et humides ont favorisé leur développement depuis la fin de la dernière glaciation (Tarnocai, 2006; Yu, 2012). Au total, elles auraient accumulé environ 300 et 600 Gt de C durant l'Holocène (Yu *et al.*, 2010; Loisel *et al.*, 2014;

Hugelius *et al.* 2020). Au Canada, les tourbières couvrent environ 12% de la superficie du territoire. La grande majorité de celles-ci (97%) qui se trouvent dans les régions boréales et subarctiques contiendrait environ 150 Gt de C (Tarnocai, 2006).

La quantité élevée de C séquestré dans les tourbières est expliquée par les taux de production végétale supérieurs aux taux de décomposition (Adkinson *et al.*, 2011; Loisel et Yu, 2013; Meingast *et al.*, 2014). Ces processus ne sont pas stables et fluctuent dans le temps en raison de divers processus autogènes et allogènes (Adkinson *et al.*, 2011; Loisel et Yu, 2013). Les sphaignes jouent un rôle fondamental dans la séquestration du C des tourbières nordiques et elles constituent un élément clé de la stabilité et la résilience de ces écosystèmes, notamment en raison de leur nature récalcitrante et antibactérienne qui ralentit l'intensité de la décomposition (Dieleman *et al.*, 2015). Avec le temps, l'accumulation de la sphaigne entraîne des changements dans l'hydrologie des tourbières et dans la chimie de l'eau. Cependant, des lacunes existent toujours quant à la compréhension de l'ensemble des processus et leurs interactions qui influencent l'accumulation et la décomposition de la tourbe (Dieleman *et al.*, 2015). Le rayonnement photosynthétiquement actif, la durée et la température de la saison de croissance, le bilan d'humidité atmosphérique, la présence et l'état du pergélisol ainsi que la hauteur de la nappe phréatique sont les principaux facteurs qui influencent la séquestration du C dans les tourbières nordiques (Harris et Bryant, 2009; Adkinson *et al.*, 2011; Garneau *et al.*, 2014; Lees *et al.*, 2017; Estop-Aragonés *et al.*, 2018; Gallego-Sala *et al.*, 2018).

1.1.2 Différences latitudinales entre les tourbières ombrotrophes et minérotrophes

Le Canada est divisé du sud au nord en différentes zones écoclimatiques auxquelles correspondent des unités de paysages et assemblages de végétation relativement

homogènes. Environ 1300 kilomètres séparent la région centrale du Canada méridional de l'Arctique canadien où l'on retrouve du pergélisol (Payette et Rochefort, 2001). La zone boréale canadienne s'étend d'est en ouest entre le 45° et le 65° parallèle, et couvre une superficie de 5.5 millions de km² (Brandt *et al.*, 2013). L'humidité varie selon un gradient longitudinal et les régions près des côtes enregistrent des niveaux d'humidité supérieurs aux zones continentales. Les paysages de la zone boréale changent selon un gradient latitudinal influencé par les températures moyennes annuelles. Du sud au nord, la forêt boréale passe d'un paysage fermé dominé par l'épinette noire (*Picea mariana* (Miller) Britton, Sterns & Poggenburgh) et le sapin baumier (*Abies balsamea* (Linnaeus) Miller) à un paysage ouvert, la taïga, où l'épinette noire croît entre d'importantes superficies lichéniques (Brandt *et al.*, 2013). Les latitudes au nord de la zone boréale du Canada sont caractérisées par la toundra sous l'influence d'une saison de croissance plus courte et plus fraîche qu'au sud, une évapotranspiration potentielle moindre et une accumulation nivale dont le rôle est accentué en raison de ses propriétés isolantes (Payette et Rochefort, 2001).

Le gradient latitudinal qui répartit les tourbières au Canada est assez prononcé, en raison des différences marquées qui séparent le sud et le nord du pays. La zone méridionale du gradient latitudinal est principalement caractérisée par les tourbières ombrotrophes (Payette et Rochefort, 2001). Ces tourbières sont approvisionnées en eau presque uniquement par les précipitations, et ont en conséquence des taux de nutriments bas et une acidité élevée (Sulman *et al.*, 2012). La végétation des tourbières ombrotrophes est généralement peu diversifiée. Elle est dominée par les sphaignes et elle est pauvre en espèces vasculaires (Payette et Rochefort, 2001). Les tourbières minérotrophes sont approvisionnées en eau par les aquifères et les eaux de surface et donc, elles bénéficient d'un apport plus important en nutriments que les tourbières ombrotrophes. Les tourbières minérotrophes sont prédominantes dans une grande partie de la zone boréale, entre autres en raison des « conditions climatiques plus fraîches qui restreignent la croissance des sphaignes et qui favorisent un écoulement de

surface plus prononcé, notamment au printemps lors de la fonte des neiges » (Payette et Rochefort, 2001). La zone subarctique est pour sa part principalement occupée par des tourbières subarctiques dites mixtes, c'est à dire qu'elles sont composées de zones minérotrophes et ombrotrophes, qui sont sous l'influence du pergélisol (Payette et Rochefort, 2001).

1.1.3 Influence du climat sur la fonction d'accumulation du C des tourbières

1.1.3.1 Changements climatiques

Au Canada, entre 1948 et 2016, les changements climatiques ont causé une augmentation de la température moyenne annuelle de 1,7°C dans l'ensemble du pays, et une augmentation de 2,3°C pour le nord canadien, c'est à dire les régions au nord du 60° parallèle (Bush et Lemmen, 2019). Les scénarios climatiques de faibles émissions (RCP2.6) issus des modèles du Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Évolution du Climat (GIEC) du cinquième rapport d'évaluation (AR5) (Church *et al.*, 2013) prévoient qu'au Canada, les températures moyennes annuelles et saisonnières augmenteront d'environ 2 C° d'ici 2050. Les hivers se réchaufferont davantage que les étés et les saisons de croissance seront plus longues. Il est attendu que les changements soient plus importants dans le nord que dans le sud du Canada. À ce jour, les températures du nord canadien ont augmenté environ trois fois plus que celles du reste de la planète. Le nord-ouest du Canada est la région qui a connu l'augmentation la plus marquée, pouvant atteindre jusqu'à 3 C° dans certaines régions (Bush et Lemmen, 2019).

Entre 1948 et 2012, les précipitations normalisées ont augmenté davantage dans le nord du Canada (30%) que dans l'ensemble du territoire canadien (20%). Ici aussi, les

scénarios de faibles émissions (RCP2.6) du cinquième rapport d'évaluation du GIEC (AR5, Church *et al.*, 2013) prévoient que d'ici 2100, les précipitations auront augmenté d'environ 7% au Canada. Pour cette même période, il est attendu que les précipitations augmentent davantage dans le Nord canadien (9.4%) que dans le reste du pays (Bush et Lemmen, 2019).

Les tourbières sont des écosystèmes dont la dynamique est étroitement liée aux conditions climatiques en raison de l'effet du rayonnement solaire, de la température moyenne durant la saison de croissance et du bilan d'humidité atmosphérique (McPartland *et al.*, 2019). Les réponses des tourbières face au changement climatique peuvent être très variables, ce qui rend les estimations encore complexes à ce jour (Adkinson *et al.*, 2011; Loisel et Yu, 2013; Gallego-Sala *et al.*, 2018; Loisel *et al.*, 2021)

1.1.3.2 Dégel du pergélisol

Les tourbières nordiques qui se trouvent en zone de pergélisol contiendraient plus de 300 GtC (Jones *et al.*, 2017) et environ 37% des tourbières canadiennes se situent dans les zones de pergélisol (Tarnocai, 2006). Depuis les 50 dernières années, les taux de dégel du pergélisol ont augmenté de manière significative dans les zones de pergélisol sporadique et discontinu du Canada (Camill, 2005). Le dégel du pergélisol dans les tourbières nordiques pourrait être à l'origine d'une augmentation de la quantité de C et de méthane relâchée dans l'atmosphère, en raison de l'augmentation de la décomposition microbienne (Koven *et al.*, 2011; Schuur *et al.*, 2015; Jones *et al.*, 2017; Hugelius *et al.*, 2020; Turetsky *et al.*, 2020). Cependant, le réchauffement des températures et l'allongement de la saison de croissance pourraient aussi favoriser une augmentation de la séquestration du C dans ces tourbières (Payette *et al.*, 2004; Walker

et al. 2016; Chaudhary *et al.*, 2017; Estop-Aragonés *et al.*, 2018; Chaudhary *et al.*, 2020; Loisel *et al.* 2021). Malgré le fait que le phénomène de dégel du pergélisol sur la dynamique du C et du méthane ait fait l'objet de plusieurs études au cours des dernières années (Turetsky *et al.*, 2000; Pelletier *et al.*, 2017; Estop-Aragonés *et al.*, 2018), les projections quant à la trajectoire de l'évolution des tourbières ne font pas encore l'unanimité (Turetsky *et al.*, 2000; Camill *et al.*, 2001; Payette *et al.*, 2004; Koven *et al.*, 2011; Schuur *et al.*, 2015; Jones *et al.*, 2017; Estop-Aragonés *et al.*, 2018; Zhang *et al.*, 2018)

1.2 Télédétection

1.2.1 Indices de végétation

En télédétection, les indices de végétation sont des algorithmes qui permettent de quantifier et qualifier le couvert végétal, l'activité photosynthétique et la croissance de la végétation (Xue et Su, 2017; Myers-Smith *et al.*, 2020). Les indices de végétation sont obtenus grâce aux valeurs de réflectance électromagnétique qui sont stockées dans les bandes spectrales d'une image (Xue et Su, 2017). Suite au lancement du premier satellite Landsat en 1972, Pearson et Miller (1972) ont développé les premiers indices de végétation, le RVI (*Ratio Vegetation Index*) et le VIN (*Vegetation Index Number*) (Bannari *et al.*, 1995). Depuis, plus d'une cinquantaine d'indices de végétation ont été développés (Huete *et al.*, 1984; Bannari *et al.*, 1995; Xue et Su, 2017). Les avancements technologiques ont permis l'augmentation du nombre de bandes et la diminution de leur résolution spectrale. Le développement d'un large éventail d'indices de végétation permet maintenant de documenter des thématiques variées, comme par exemple le

contenu en eau de la végétation, la productivité des terres agricoles et l'estimation des flux de C dans les tourbières (Lees *et al.*, 2018; Xue et Su, 2017).

L'indice de végétation qui est le plus largement utilisé en télédétection est le NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*), qui correspond au ratio normalisé des bandes spectrales du rouge et du proche infra-rouge. Il est principalement utilisé pour étudier la croissance de la végétation ainsi que le phénomène de verdissement du paysage (Ju et Masek, 2016; Lees *et al.*, 2017; Xue et Su, 2017). Cet indice de végétation a tendance à saturer lorsqu'il est utilisé pour caractériser des zones de végétation très denses ayant un indice LAI (Leaf Area Index ou Indice de surface foliaire) élevé. Par contre les tourbières nordiques ne sont pas des écosystèmes où ce phénomène pose problème (Lees *et al.*, 2017).

1.2.2 Verdissement du paysage

1.2.2.1 Tendances au verdissement au Canada

Les changements climatiques ont des impacts sur la productivité végétale des écosystèmes nordiques qui sont sensibles aux modifications des températures de surface ainsi qu'aux dynamiques de gel (Jia *et al.*, 2003; Fraser *et al.*, 2011). Le verdissement du paysage est directement lié à l'augmentation de la productivité végétale qui elle, est liée à l'allongement de la saison de croissance (Ju et Masek, 2016; Edwards et Treitz, 2017; McPartland *et al.*, 2019).

D'un point de vue de télédétection, le verdissement, ou l'augmentation dans le temps de l'indice de végétation NDVI, peut être causé par l'apparition de végétation dans des

sites qui en étaient auparavant dépourvus, ou encore par l'augmentation de la quantité de biomasse de la végétation en place dans une région (Myers-Smith *et al.*, 2020).

Un verdissement spatialement hétérogène a été documenté dans la toundra canadienne au cours des dernières décennies (Jia *et al.*, 2009; Ju et Masek, 2016). Ju et Masek (2016) ont démontré une augmentation de 29.4% du verdissement à grande échelle au Canada et en Alaska entre 1984 et 2012. La toundra du nord-est canadien ainsi que les zones côtières du nord du Canada sont les principales régions où le verdissement a été identifié. Le verdissement le plus prononcé est concentré dans les zones de toundra du Québec et du Labrador (Ju et Masek, 2016). En utilisant des images Landsat TM/ETM+, Fraser *et al.* (2011) ont observé des tendances de verdissement de la végétation vasculaire dans le nord du Canada qu'ils ont associées à une augmentation des températures hivernales (index des températures hivernales). Ces changements dans les températures seraient aussi responsables d'une augmentation de la croissance des arbustes, et indirectement à l'origine d'une augmentation de la densité de la végétation, notamment en raison d'une augmentation de la température du sol. Bien que les résultats de plusieurs analyses sur de grands territoires démontrent un verdissement relativement homogène dans le nord du Canada, les résultats des analyses locales sont plus hétérogènes et indiquent que l'intensité du verdissement peut varier selon les écosystèmes étudiés (Bhatt *et al.*, 2013; Fraser *et al.*, 2011; Ju et Masek, 2016; Loranty *et al.*, 2016; Myers-Smith *et al.*, 2019).

1.2.2.2 Verdissement récent dans les tourbières de haute latitude

Il existe un nombre très limité d'études en télédétection qui portent sur le verdissement récent dans les tourbières de haute latitude (Boelman *et al.*, 2003; McPartland *et al.*, 2019; Šimanauskienė *et al.*, 2019). A partir de l'étude de deux tourbières passablement

contrastées soient un fen riche en Alaska et un bog ouvert au Minnesota, McPartland *et al.* (2019) ont démontré une relation positive entre l'indice de végétation NDVI, un réchauffement des températures de l'air et l'abondance relative du couvert arbustif. Ils ont aussi trouvé une réponse négative du NDVI aux sécheresses prolongées. En Lituanie, Šimanauskienė *et al.* (2019) ont utilisé l'indice NDVI dérivé d'imagerie MODIS dans une tourbière ombrotrophe et ont démontré une corrélation positive entre cet indice de végétation et la hauteur de la nappe phréatique de la tourbière. Ils suggèrent que dans les tourbières, les variations saisonnières du NDVI seraient liées à la hauteur de la nappe phréatique puisqu'une nappe de 10-15 cm de profondeur s'avère optimale pour la croissance de la végétation (Šimanauskienė *et al.*, 2019)

1.3 Présentation de la recherche

Quelques études ont démontré qu'un phénomène de verdissement du paysage est en cours depuis les dernières décennies dans les écosystèmes nordiques de l'hémisphère nord en réponse au réchauffement climatique (Jia *et al.*, 2009; Ju et Masek, 2016; Edwards et Treitz, 2017; McPartland *et al.*, 2019). Certaines études ont aussi suggéré une accumulation accrue du C en lien avec le réchauffement climatique (Charman *et al.*, 2013; Loisel et Yu, 2013; Gallego-Sala *et al.*, 2018; Chaudhary *et al.* 2020; Loisel *et al.*, 2020). À partir d'images Landsat, l'objectif principal de ce mémoire vise à documenter si des changements récents ont été enregistrés dans la productivité végétale des tourbières canadiennes de haute latitude pour la période entre 1985 et 2017. Pour ce faire, l'hypothèse d'un verdissement des tourbières sera vérifiée à partir de l'analyse diachronique de l'indice de végétation NDVI couplée aux séries climatiques et aux valeurs d'accumulation de la tourbe. Avec une approche spatio-temporelle, les résultats

permettront de valider si des changements récents dans les écosystèmes tourbeux ont été enregistrés au cours des dernières décennies.

CHAPITRE II

MÉTHODOLOGIE

2.1 Sites d'étude

2.1.1 Mesure des taux d'accumulation du C

Une synthèse sur l'accumulation récente du C dans les tourbières canadiennes de haute latitude a été récemment compilée par Garneau *et al.* (soumis). Les taux d'accumulation du C (CAR ($\text{g C m}^{-2} \text{ an}^{-1}$)) de 176 carottes de tourbe ont été calculés en multipliant la densité sèche de chaque centimètre de tourbe par sa densité de C et divisée par l'intervalle de temps entre chaque centimètre (Chambers *et al.* 2011). Les chronologies ont été obtenues à partir de datations radiogéniques au ^{210}Pb ou au radiocarbone ^{14}C (Garneau *et al.*, *soumis*). Ces valeurs sont utilisées pour vérifier une possible augmentation de la productivité végétale dans les tourbières au cours du XXIème siècle.

2.1.2 Localisation et sélection des sites d'étude

Un sous-échantillon de 20 tourbières non perturbées situées entre le 49e et le 62e parallèle et provenant de la synthèse de Garneau *et al.* (soumis) a été sélectionné pour répondre aux objectifs de la présente étude sur la base des critères suivants:

- 1) Sites non boisés car la canopée occulte la couverture végétale basse des tourbières ;
- 2) Tourbières $> 31\,400\text{ m}^2$ afin que les valeurs de réflectance des images Landsat ne soient pas affectées par les pixels voisins des sites non tourbeux ;
- 3) Sites où les données d'accumulation de C étaient disponibles au minimum jusqu'en 2009 inclusivement, de façon à intégrer des séries temporelles d'au moins 20 ans.

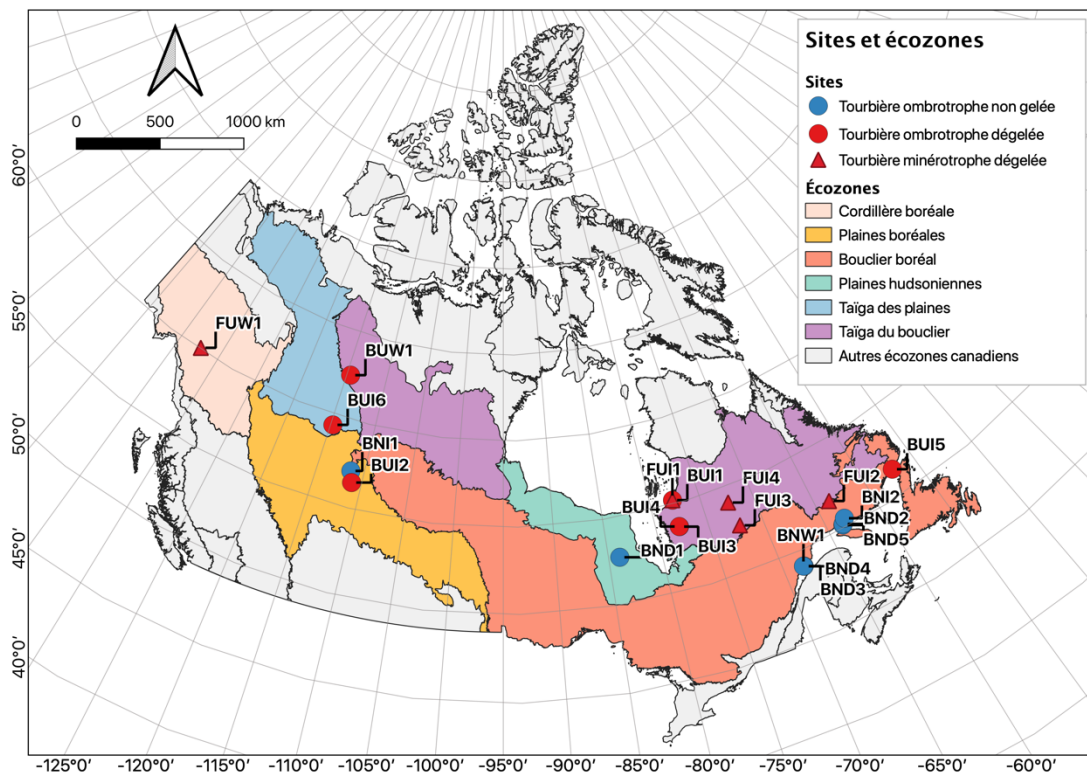


Figure 2.1 Localisation du sous-ensemble de 20 tourbières non perturbées distribuées parmi les différentes écozones du Canada (Wiken *et al.*, 1996). Les identifiants de site correspondent au type de tourbière (B: bog ou F: fen), à l'état du pergélisol (U: dégelé ou N: non gelé) et aux conditions d'hydrologie de surface (W: humide, D: sec ou I: intermédiaire). Les numéros dans les identifiants sont utilisés pour différencier les sites ayant les mêmes caractéristiques. Les fens sont représentés par des triangles et les tourbières par des cercles. Le statut du pergélisol tel que défini dans Garneau *et al.* (soumis) (dégelé ou non gelé) est indiqué selon le code couleur.

2.1.3 Catégories de sites

En se basant sur la synthèse de Garneau *et al.* (soumis), chaque tourbière a été caractérisée selon les conditions du site. Les différentes catégories correspondent au

type de tourbière (ombrotrophe / minérotrophe), à l'état actuel du pergélisol (non gelé / dégelé) et à l'hydrologie de surface (humide / intermédiaire / sec).

Tableau 2.1 Principales caractéristiques des sites d'étude.

ID	Écozone	Type de tourbière	Statut du pergélisol	Statut hydrologique
FUW1	Cordillère boréale	minérotrophe	dégelé	humide
BUW1	Taïga du bouclier	ombrotrophe	dégelé	humide
BND1	Plaines hudsonniennes	ombrotrophe	non gelé	sec
BUI1	Taïga du bouclier	ombrotrophe	dégelé	intermédiaire
BNI1	Plaines boréales	ombrotrophe	non gelé	intermédiaire
BUI2	Plaines boréales	ombrotrophe	dégelé	intermédiaire
FUI1	Taïga du bouclier	minérotrophe	dégelé	intermédiaire
BUI3	Taïga du bouclier	ombrotrophe	dégelé	intermédiaire
BUI4	Taïga du bouclier	ombrotrophe	dégelé	intermédiaire
BND2	Bouclier boréal	ombrotrophe	non gelé	sec
BNI2	Bouclier boréal	ombrotrophe	non gelé	intermédiaire
FUI2	Bouclier boréal	minérotrophe	dégelé	intermédiaire
FUI3	Taïga du bouclier	minérotrophe	dégelé	intermédiaire
BND3	Bouclier boréal	ombrotrophe	non gelé	sec
BND4	Bouclier boréal	ombrotrophe	non gelé	sec
BNW1	Bouclier boréal	ombrotrophe	non gelé	humide
BND5	Bouclier boréal	ombrotrophe	non gelé	sec
BUI5	Bouclier boréal	ombrotrophe	dégelé	intermédiaire
BUI6	Taïga des plaines	ombrotrophe	dégelé	intermédiaire
FUI4	Taïga du bouclier	minérotrophe	dégelé	intermédiaire

2.2 Données climatiques

Les séries temporelles climatiques utilisées dans cette étude sont tirées de ré-analyses et incluent la température moyenne annuelle, la précipitation moyenne annuelle, le nombre de degrés-jours de croissance > 0 , l'indice d'humidité annuelle et l'évapotranspiration potentielle (McKenney *et al.*, 2011). Ces données ont été générées à l'aide de l'interpolation climatique de l'algorithme ANUSPLIN, qui est une méthode d'ajustement de surface multidimensionnelle non paramétrique (McKenney *et al.*, 2011). Une série chronologique de chaque variable climatique a été extraite pour chaque site. La moyenne de chaque variable a aussi été calculée pour la période étudiée (Tableau 2.2).

Tableau 2.2 Moyennes annuelles des variables climatiques pour chaque site pour la période entre 1985 et 2017.

ID	Température annuelle moyenne (C°)	Précipitation annuelle moyenne (mm)	Degrés-jours > 0	Indice d'humidité annuelle	Évapotranspiration potentielle
FUW1	-1.2	533.7	1543	1.3	347.8
BUW1	-3.1	752.8	1823	2.1	479.9
BND1	-1.6	393.5	1959	1.1	481.1
BUI1	-4	293.7	1404	0.8	482.8
BNI1	1.3	658.5	2406	2.1	475.1
BUI2	1.1	449	2271	1	458.8
FUI1	-3.4	771.9	1435	2	321.8
BUI3	-2	417.4	1793	2.4	387.7
BUI4	-2	413.9	1788	2	386.6
BND2	1.6	645.9	1984	2.7	424.8
BNI2	1.2	706.6	1935	1.2	384.6
FUI2	-1.3	706.8	1704	0.9	386.8
FUI3	-2.3	1042	1743	1.8	435.1
BND3	2.8	1015.9	2265	1.8	384
BND4	2.8	891.3	2274	2.4	359.2
BNW1	2.8	985.1	2272	2.3	356.8
BND5	1.7	984.1	1998	2	370.3
BUI5	1.3	986.8	1717	2	417.2
BUI6	-3.2	1067.4	1651	2	317.7
FUI4	-3.7	1016	1588	2.5	433.1

2.3 Longueur des séries temporelles

Afin de faire correspondre les valeurs d'accumulation du C avec les données climatiques, l'année 2017 a été utilisée comme seuil temporel puisque les données

ANUSPLIN tirées de Garneau *et al.* (soumis) s'arrêtaient à cette année. Ensuite, les séries chronologiques de données climatiques, celles du NDVI ainsi que les données ANUSPLIN ont été ajustées aux périodes d'accumulation du C pour chaque site, comme indiqué au tableau 2.3. Compte tenu de ces contraintes posées par l'utilisation de données multi-sources, la durée des séries chronologiques (NDVI, C et climat) est la même pour chaque site mais varie d'un site à l'autre.

Tableau 2.3 Période et nombre d'années couvertes par chacune des séries chronologiques.

ID	Série temporelle NDVI	Nombre de données NDVI	Série temporelle C	Nombre de données C	Série temporelle climatique	Nombre de données climatiques
FUW1	1990-2012	22	1990 - 2012	10	1990-2012	22
BUW1	1987-2014	27	1987 - 2014	9	1987-2014	27
BND1	1985-2014	29	1985 - 2014	28	1985-2014	29
BUI1	1985-2008	21	1985 - 2008	12	1985-2008	23
BNI1	1989-2009	20	1989 - 2009	8	1989-2009	20
BUI2	1985-2010	25	1985 - 2010	24	1985-2010	25
FUI1	1986-2017	29	1986 - 2017	18	1986-2017	31
BUI3	1986-2016	29	1986 - 2016	17	1986-2016	30
BUI4	1985-2017	32	1985 - 2017	9	1985-2017	32
BND2	1985-2009	23	1985 - 2009	12	1985-2009	24
BNI2	1987-2015	28	1987 - 2015	7	1987-2015	28
FUI2	1985-2017	30	1985 - 2017	18	1985-2017	32
FUI3	1985-2015	29	1985 - 2015	24	1985-2015	30
BND3	1986-2011	25	1986 - 2011	19	1986-2011	25
BND4	1986-2012	26	1986 - 2012	24	1986-2012	26
BNW1	1985-2011	26	1985 - 2011	28	1985-2011	26
BND5	1987-2011	21	1986 - 2011	13	1987-2011	25
BUI5	1986-2013	24	1986 - 2013	26	1986-2013	27
BUI6	1986-2014	28	1986 - 2014	14	1986-2014	28
FUI4	1987-2010	21	1987 - 2010	11	1987-2010	23

2.4 Traitement des images Landsat

Les produits de réflectance de surface Landsat-5 ETM, Landsat-7 ETM + et Landsat-8 OLI ont été analysés à l'aide de l'outil *Google Earth Engine* (GEE). Dans *Google Earth Engine*, l'harmonisation entre Landsat-5 ETM, Landsat-7 ETM et Landsat-8 OLI a été réalisée en utilisant la transformation de l'espace spectral ETM + en espace spectral OLI selon les coefficients présentés dans Roy *et al.* (2016). Ces coefficients ont été obtenus grâce à une régression linéaire (OLS) entre les valeurs de réflectance de surface de Landsat 7 ETM+ et Landsat 8 OLI, et ce pour chacune des bandes. Roy *et al.* (2016) ont utilisé toutes les images Landsat acquises entre novembre 2013 et mars 2014 ainsi qu'entre mai et septembre 2013 sur l'ensemble du territoire des États-Unis. Cette méthode a été retenue puisqu'elle était facilement reproductible dans *Google Earth Engine* et que bien que la zone d'étude soit différente de la nôtre, il s'agit d'une très grande zone d'étude qui couvre une multitude de types de couvertures végétale et d'utilisation des terres. L'outil CFMask (Zhu *et al.*, 2015) a été utilisé pour exclure les pixels qui étaient cachés par les nuages ou les ombres des nuages. Les pixels qui ont été supprimés par le CFmask n'ont pas été remplacés. Le NDVI par pixel a été calculé avec la formule de Rouse *et al.* (1973). Un total de 6350 scènes Landsat de 1985 à 2017 a été traité.

Une série chronologique NDVI a été extraite à partir d'une zone tampon circulaire de 200 m de diamètre au centre de chaque tourbière. Cette zone tampon a été utilisée pour que les conditions de la zone étudiée soient fidèles aux conditions correspondant aux sites de carottage, qui correspondent au centre de la zone tampon. Ces conditions peuvent varier spatialement dans les tourbières qui ont une grande superficie. Nous avons procédé par essai-erreur pour choisir la taille de la zone tampon, de façon à optimiser le rapport entre la taille de la zone tampon et celle du site, sans que le couvert forestier

délimitant certaines tourbières de petite taille interfèrent dans les valeurs des pixels sélectionnés. Pour toute image acquise en juillet ou en août, la moyenne des pixels coupant cette surface a été calculée. Juillet et août ont été choisis car ils représentent la période où le rayonnement photosynthétiquement actif (PAR) est à son maximum. Cela a fourni une seule moyenne NDVI par site pour chaque image disponible en juillet et août. À partir de celles-ci, la valeur maximale pour juillet et la valeur maximale pour août ont été retenues, et la moyenne de celles-ci a été calculée pour fournir une valeur annuelle unique, représentant la saison de croissance entre 1985 et 2017 (Ju et Masek, 2016). L'utilisation d'une valeur moyenne pour la période estivale réduit la probabilité de retenir une valeur non représentative, par exemple une valeur du début du mois de juillet comparée à une valeur de la fin du mois d'août, ce qui produirait une augmentation qui ne correspond pas à la réalité.

2.5 Analyse des séries temporelles

Des études antérieures ont utilisé la régression linéaire (Ju et Masek, 2016) et le test de Mann-Kendall (Berner *et al.* 2020) pour quantifier les tendances de verdissement ou même de brunissement dans les écosystèmes nordiques. Dans la présente étude, un test de normalité de Shapiro-Wilk a été utilisé et les résultats ont indiqué que les données NDVI des tourbières n'étaient pas normalement distribuées donc, un test non-paramétrique a été nécessaire. Le test non paramétrique de Mann-Kendall (Kendall, 1975) est basé sur une hypothèse d'indépendance entre les observations. Par conséquent, afin de vérifier l'existence d'une autocorrélation et d'une autocorrélation partielle entre les données, chaque série chronologique a été tracée sur un corrélogramme. L'inspection visuelle a indiqué que chaque série chronologique

présentait des données indépendantes et sans modèle cyclique, par conséquent le test de Mann-Kendall a été utilisé pour évaluer l'existence, la force et la direction des tendances monotones. À l'instar de Berner *et al.* (2020), l'estimateur de pente de Theil-Sen (Sen, 1968) a été utilisé pour calculer la pente de la tendance. Ce processus a été réalisé pour les différentes séries de données chronologiques (NDVI, accumulation de C et climat) de chaque site.

2.6 Comparaison du verdissement et de l'accumulation de C entre les catégories de tourbières

Afin d'évaluer s'il y avait une différence significative dans les données NDVI et l'accumulation de C entre les différentes tourbières et les catégories qui les caractérisaient (type de tourbière, état du pergélisol, conditions hydrologiques de surface), un test de Kruskal Wallis (KS) a été réalisé sur les valeurs des séries temporelles (magnitude) et sur les pentes des modèles (à partir de la pente de Theil-Sen). Ce test a permis de déterminer si les valeurs de NDVI ou d'accumulation du C étaient différentes entre une paire de caractéristiques (soit entre bog et fen, tourbière non gelée et dégelée, drainage intermédiaire, humide ou sec) mais ne précisait pas quelle paire lorsqu'il y avait plus de deux caractéristiques de la catégorie (par exemple, il y avait trois caractéristiques différentes dans la catégorie conditions hydrologiques de surface). Par conséquent, lorsqu'une différence a été observée à l'aide de KS, un test de somme de Wilcoxon Rank par paire a ensuite été effectué pour identifier quelle paire de caractéristiques (sec /intermédiaire, sec/humide ou humide/intermédiaire) avait des valeurs ou des pente différentes pour le NDVI ou pour le C. Une correction de

Bonferroni a été utilisée pour ajuster les *p-values* résultantes. Les valeurs d'accumulation du C et celles de NDVI ont été tracées dans des boîtes à moustaches (*boxplot*) pour chaque caractéristique.

CHAPITRE III

ARTICLE :EVALUATION OF RECENT CHANGES IN NON-TREED HIGH
LATITUDE CANADIAN PEATLANDS BETWEEN 1985 AND 2017 USING
LANDSAT TIME SERIES

Ce chapitre a été rédigé sous la forme d'un article scientifique qui a été soumis à la revue *Remote Sensing of Environment* le 22 janvier 2021. Les informations relatives à cet article sont d'abord présentées (Titre, auteurs, résumé en anglais et mots clés). Geneviève Corneau a rédigé l'ensemble du manuscrit et Michelle Garneau, Koreen Millard, Gabriel Magnan et Nicole Sanderson ont apporté commentaires et corrections sur les versions préliminaires.

Titre : Evaluation of recent vegetation changes in non-treed high latitude Canadian peatlands between 1985 and 2017 using Landsat time series

Auteurs : Geneviève Corneau , Koreen Millard, Michelle Garneau, Gabriel Magnan et Nicole Sanderson

Abstract : An important greening trend has been documented in northern ecosystems following recent climate warming. However, this trend has not yet been documented in high-latitude peatland environments, where the sink-source carbon (C) balance is being rapidly altered by climatic changes. In this study, using a Landsat NDVI (*Normalized difference vegetation indice*) time series from 1985 to 2017, we assessed whether greening occurred at 20 non-treed high-latitude Canadian peatland study sites and evaluated trends in NDVI against rates of carbon accumulation calculated from peat cores and climatic data. We also assessed the link between the different trends (NDVI, C accumulation and climate parameters) and peatland characteristics. Time series (slope and magnitude) were analyzed using non-parametric techniques and evaluated for differences based on sample peatland characteristics (e.g. bog vs fen, wet vs dry, etc.). Results show spatially variable greening at most study sites, which demonstrates that greening occurred in high-latitude Canadian peatlands since 1985. We found that, where a significant trend was detected, mean annual temperature, potential evapotranspiration and GDD0 (Growing degree days > 0) were increasing. The climate variables and NDVI trend directions (i.e. positive or negative) were the positive at every site where trends could be detected; however this was not the case for C accumulation, which displayed both positive and negative trends. Future remote sensing work using very high-resolution imagery allowing the assessment of potential lateral expansion of peatlands ecosystems could allow for a better understanding of the links between longer growing seasons, increased productivity of vegetation and peat accumulation.

Mots-clés : Greening, NDVI, Landsat, High latitude Canadian peatlands, Vegetation, Climate warming

3.1 Introduction

Northern ecosystems are sensitive to changes in surface temperature, where hydrology as well as permafrost dynamics and plant productivity have already been altered by recent warming, associated with a well-documented greening trend (Berner, 2020; Edwards and Treitz, 2017; Fraser *et al.* 2011; Jia *et al.* 2003; Ju and Masek, 2016; McPartland *et al.* 2019). This greening trend over the Northern Hemisphere varies spatially, and the magnitude and type of changes are dependent on land cover (Ju and Masek, 2016). While greening has been documented in terrestrial ecosystems such as tundra and wetlands, very few studies have yet assessed greening specifically in peatlands (Boelman *et al.* 2003; McPartland *et al.* 2019; Šimanauskienė *et al.* 2019).

In Canada, boreal and subarctic peatlands cover nearly 11 million km² and contain approximately 150 Gt of carbon (C) (Tarnocai, 2006). In these high-latitude ecosystems, mean annual temperatures are low and soils are saturated and anoxic, resulting in vegetation being buried in water-logged conditions and continually built-upon vertically by further vegetation growth, leading to higher accumulation than decomposition. High-latitude peatlands are characterized according to their hydrology and nutrient status (e.g. bog, poor fen, rich fen) in which vegetation composition responds accordingly. Bogs and poor fens are mainly dominated by *Sphagnum* mosses, in which the chlorophyll content is variable depending on the species and surface wetness (Letendre *et al.* 2008; Payette and Rochefort, 2001). Vascular vegetation, including stunted black spruce trees (*Picea mariana*) and ericaceous shrubs such as bog laurel (*Kalmia polifolia*) and Labrador tea (*Rhododendron groenlandicum*), as well as graminoid vegetation (*Eriophorum* spp. and *Carex* spp.) also colonize their surface (Payette and Rochefort, 2001).

Between 1948 and 2016, climate change has driven an increase of 1.7°C in the annual average temperature across Canada and a more pronounced increase of 2.3°C for northern latitudes (Bush and Lemmen, 2019). In response to increasing temperatures, high-latitude peatland ecosystems show higher plant productivity and peat accumulation reaching up to 8 mm/year in some regions (Estop-Aragonés *et al.* 2018 ; Primeau *et al.* 2021; Robitaille *et al.* 2021; Sim *et al.* 2019; Taylor *et al.* 2019). Climate-driven changes in peatland productivity could play an important role in future carbon cycle-climate feedbacks, yet some models predicted that warmer temperatures will lead to a release of C emissions (both CO₂ and CH₄) through an increase in plant respiration (Ise *et al.* 2008; Dorrepaal *et al.* 2009; Crowther *et al.* 2016) and microbial decomposition (Turetsky *et al.* 2019). Conversely, a number of recent studies have suggested that C sequestration will also increase as a result of increasing plant productivity (Gallego-Sala *et al.* 2018; Sim *et al.* 2019; Taylor *et al.* 2019) as registered during past warmer periods such as the Holocene Thermal Maximum (Garneau, 1992; Yu *et al.* 2009; Yu, 2012). When compared with paleoecological reconstruction, Charman *et al.* (2013) documented greater peat accumulation than decomposition during the warmer Medieval Climate Anomaly period (*ca* 1000 CE) as a result of increased photosynthetically active radiation (PAR).

The Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) (Rouse *et al.* 1973) from Landsat imagery is used in this study to assess the hypothesized increase in plant productivity in Canadian peatlands. As this index represents the sensitivity of a multispectral sensor to vegetation chlorophyll content, an increase in NDVI over time determined from multispectral satellite imagery is referred to as greening (De Jong *et al.* 2011; Tucker *et al.* 1985). Greening has been directly linked to increasing plant productivity in response to the lengthening of the growing season caused by climate change (Edwards and Treitz, 2017; Ju and Masek, 2016; McPartland *et al.* 2019). Conversely, a decrease in NDVI over time is often described as browning. Browning can be caused by climatic drivers, but unlike greening, it is often caused by specific

disturbance such as fire, drought, vegetation stress, or loss of leafy vegetation due to insect outbreaks (Myers-Smith *et al.* 2020; McPartland *et al.* 2019). Remote sensing approaches have been shown to provide reliable data on peatland ecosystem surface vegetation and allow for the capture of NDVI trends across large areas (Harris and Bryant, 2009; Sonnentag *et al.* 2007). NDVI from Landsat imagery has been used to study Canadian ecosystem greenness (Berner *et al.* 2020; Ju and Masek, 2016; Olthof *et al.* 2008) and provides decadal-scale historical data at medium resolution (30 m), which is a suitable spatial scale to document major vegetation changes in peatland ecosystems (Arroyo-Mora *et al.* 2018; Poulin *et al.* 2002). Most studies that use NDVI to study greening and browning trends have been undertaken in ecosystems dominated by vascular vegetation, and not moss dominated environments.

Sulla Menashe *et al.* (2018) documented NDVI trends in the Canadian boreal and tundra biomes and found greening to be prevalent in eastern Canada but not in western Canada. Using NDVI from Landsat-5 and 7, Ju and Masek (2016) detected more greening (29.4%) than browning (2.9%) trends in a number of different Canadian northern ecosystems over the 1984-2012 period. The authors found that the proportion of greening was lower in wetlands than in other ecosystems such as tundra, mainly due to an increase in shrub vegetation in well-drained environments (Ju and Masek, 2016). However, the authors did not differentiate peatlands from other types of wetlands. Therefore, the aim of the present study is to document changes that occurred in non-treed high-latitude Canadian peatlands between 1985 and 2017 and compare those changes with recent C accumulation rates (CAR) and climate parameters.

3.2 Methods

3.2.1 Objectives

The objectives of this study were to:

- 1) Use the Landsat satellite imagery archive (1985 - 2017) to determine if greening has occurred in peatlands across the Canadian subarctic and boreal regions where recent peat accumulation has been documented (Garneau *et al.* submitted).
- 2) Evaluate the direction and magnitude of greening, peat and C accumulation and climate trends between the documented peatlands.
- 3) Assess how those trends vary in the different peatland categories (e.g bogs and fens).

3.2.2 Study sites

3.2.2.1 Site selection and CAR data

A synthesis on the recent peat and carbon accumulation from high-latitude Canadian peatlands was recently compiled by Garneau *et al* (submitted) for the 20th century. Carbon accumulation from a total of 176 peat cores were reconstructed from 1900 to 2017 using carbon density measurements (Chambers *et al.* 2011) and high-resolution chronologies for the last century based on lead-210 (^{210}Pb) and radiocarbon (^{14}C) dating techniques. From this database, a subset of 20 undisturbed peatlands located between the 49th and the 62nd parallels was selected for this study. These peatlands are shown

in Figure 3.1. CAR data were used to test the hypothesis of increased photosynthesis and vegetation productivity due to warming from the beginning of the last century onwards.

The subset of 20 undisturbed peatlands from the Garneau *et al.* (submitted) synthesis was selected on the basis of the following criteria:

- 1) Non-forested sites, as high canopy occludes the peatland low vegetation coverage;
- 2) Peatlands larger than 31 400 m², so that Landsat reflectance values were not affected by neighboring non-peatland pixels;
- 3) Sites where CAR data was available until at least 2008 to integrate time series of at least 20 years

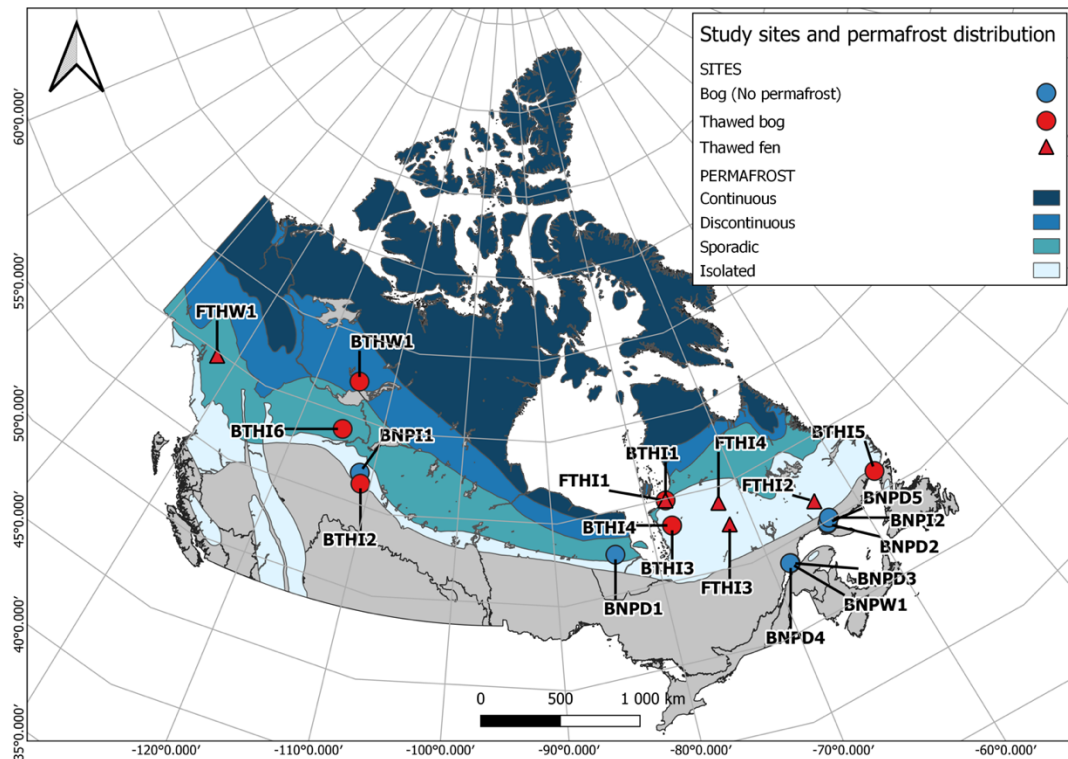


Figure 3.1 Location of the subset of 20 undisturbed peatlands according to the different ecozones of Canada (Wiken *et al.* 1996). Site IDs correspond to the type of peatland (B: bog or F: fen), the permafrost status (TH: thawed

or NP: no permafrost) and the surface hydrology conditions (W: wet, D: dry or I: intermediate). The numbers in the IDs are used to differentiate sites with the same characteristics. Fens are represented by triangles and bogs by circles. Permafrost status as defined in Garneau *et al.* (submitted) (thawed and no permafrost) is indicated according to color code.

3.2.2.2 Peatland classification

Peatlands in Garneau *et al.* (submitted) were classified according to the conditions where cores were retrieved from the different co-authors of the paper. The different categories correspond to the nutrient status (bog/fen) of the peatland, the surface wetness conditions (wet/dry/intermediate), the dominant vegetation (when available), and the permafrost status observed at the coring site (thawed / no permafrost). Sites were classified by the original data of co-authors of Garneau *et al.* (submitted); sites where there was evidence of permafrost thaw are named thawed (TH), and sites where no evidence of permafrost was found are named no permafrost (NP). Table 3.1 shows the main characteristics of the documented peatlands.

Table 3.1 Main characteristics of the study sites (Garneau *et al.*, submitted).

Peatland ID	Ecozone	Nutrient status	Permafrost status	Surface hydrological conditions
FTHW1	Boreal Cordillera	fen	thawed	wet
BTHW1	Taiga Shield	bog	thawed	wet
BNPD1	Hudson Plains	bog	no permafrost	dry
BTHI1	Taiga Shield	bog	thawed	intermediate
BNPI1	Boreal Plains	bog	no permafrost	intermediate
BTHI2	Boreal Plains	bog	thawed	intermediate
FTHI1	Taiga Shield	fen	thawed	intermediate
BTHI3	Taiga Shield	bog	thawed	intermediate
BTHI4	Taiga Shield	bog	thawed	intermediate
BNPD2	Boreal Shield	bog	no permafrost	dry
BNPI2	Boreal Shield	bog	no permafrost	intermediate
FTHI2	Boreal Shield	fen	thawed	intermediate
FTHI3	Taiga Shield	fen	thawed	intermediate
BND3	Boreal Shield	bog	no permafrost	dry
BNPD4	Boreal Shield	bog	no permafrost	dry
BNPW1	Boreal Shield	bog	no permafrost	wet
BNPD5	Boreal Shield	bog	no permafrost	dry
BTHI5	Boreal Shield	bog	thawed	intermediate
BTHI6	Taiga Plains	bog	thawed	intermediate
FTHI4	Taiga Shield	fen	thawed	intermediate

3.2.3 Image processing

Landsat-5 ETM, Landsat-7 ETM+ and Landsat-8 OLI surface reflectance products from 1985 to 2017 were analyzed using Google Earth Engine (GEE). In GEE, harmonization between Landsat-5 ETM, Landsat-7 ETM and Landsat-8 OLI was carried out using the transformation of the ETM + spectral space into OLI spectral space according to the coefficients presented in Roy *et al.* (2016). These coefficients were obtained using a linear regression (OLS) between the surface reflectance values of Landsat 7 ETM + and Landsat 8 OLI, for each of the bands. Roy *et al.* (2016) used

all the Landsat images acquired from November 2013 to March 2014 as well as from May to September 2013 across the entire United States. This method was chosen since it was easily reproducible in Google Earth Engine and although their study area is different from ours, it is a very large study area which covers a multitude of types of land cover and land use. A CFMask cloud mask (Zhu *et al.* 2015) was used to exclude pixels that were occluded by clouds or cloud shadows. Missing pixel removed by the CFMask were not replaced. Per-pixel NDVI was calculated in Google Earth Engine based on Rouse *et al.* (1973). A total of 6350 Landsat scenes were analyzed.

To determine greening or browning trends at each site, an NDVI time series was extracted from a 200 m diameter circular sampling area (buffer) corresponding to each peatland center. This sampling area was defined to correspond as closely as possible to the conditions at the coring site. Peat cores in paleoecological reconstructions usually are retrieved from the center of the peatland, which is assumed to be the deepest part of the peatlands in most cases. However, these conditions are not straightforward and can vary spatially in peatlands that cover large surface areas. The size of the sampling area was selected to achieve the largest possible sampling areas, but where no sites contained forest cover. For any image that was acquired in July or August, the mean of pixels intersecting the buffer was calculated. July and August were chosen as these months represent the period when photosynthetically active radiation (PAR) is at its maximum. This provided a single NDVI mean per site for each image available in July and August. From these, the maximum value for July and the maximum value for August were chosen, and the mean of these was calculated to provide a single annual value, representing the growing season NDVI between 1985 and 2017.

3.2.4 Climate data

Climate time series were used in parallel to greening data and recent peat and carbon accumulation to compare the direction and magnitude of the changes between the peatlands and throughout the studied period. It was not possible to compare these data with deeper and older peat that have been subjected to further decomposition (Young *et al.*, 2021). Mean annual temperature, mean annual precipitation and growing degree days $> 0^{\circ}\text{C}$ (GDD0) were generated using the ANUSPLIN thin plate spline smoothing algorithm (as in Hutchinson *et al.*, 2009; McKenney *et al.*, 2011) and from homogenized daily temperature data (Vincent *et al.*, 2012; 2018). Potential evapotranspiration (PET) was calculated according to Oudin *et al.* (2005). A moisture index was calculated as the ratio between annual precipitation and PET (as in Gallego-Sala *et al.*, 2018). A time series for each climate variable was extracted for each site. A mean of these variables is presented for the period studied in Table 3.2.

Table 3.2 Climate data for each study sites (1985-2017).

Peatland ID	Mean annual temperature (°C)	Mean annual precipitation (mm)	Mean GDD0	Annual moisture index	PET
FTHW1	-1.2	533.7	1543	1.3	347.8
BTHW1	-3.1	752.8	1823	2.1	479.9
BNPD1	-1.6	393.5	1959	1.1	481.1
BTHI1	-4	293.7	1404	0.8	482.8
BNPI1	1.3	658.5	2406	2.1	475.1
BTHI2	1.1	449	2271	1	458.8
FTHI1	-3.4	771.9	1435	2	321.8
BTHI3	-2	417.4	1793	2.4	387.7
BTHI4	-2	413.9	1788	2	386.6
BNPD2	1.6	645.9	1984	2.7	424.8
BNPI2	1.2	706.6	1935	1.2	384.6
FTHI2	-1.3	706.8	1704	0.9	386.8
FTHI3	-2.3	1042	1743	1.8	435.1
BNPD3	2.8	1015.9	2265	1.8	384
BNPD4	2.8	891.3	2274	2.4	359.2
BNPW1	2.8	985.1	2272	2.3	356.8
BNPD5	1.7	984.1	1998	2	370.3
BTHI5	1.3	986.8	1717	2	417.2
BTHI6	-3.2	1067.4	1651	2	317.7
FTHI4	-3.7	1016	1588	2.5	433.1

3.2.5 Addressing variable lengths of different time series

The year 2017 was used as the temporal threshold in order to match the CAR data with the climate data, which was only available until 2017. The lengths of the NDVI data and ANUSPLIN climate time series were adjusted to the period covered by the calculation of CAR, i.e. the field sampling date, in each peatland (Table 3.3). This resulted in three time series datasets (NDVI, CAR and climate) that capture consistent dates within each site, but vary between sites.

Table 3.3 Length and number of years for which data was available for each time series at each site. The time series columns (NDVI time series, CAR time series and climate time series) represent the covered time frame. The data columns (NDVI data, CAR data and climate data) represent the number of years for which data were available (i.e some time series had missing data).

Peatland ID	NDVI time-series	NDVI data	CAR time-series	CAR data	Climate time-series	Climate data
FTHW1	1990-2012	22	1990-2012	10	1990-2012	22
BTHW1	1987-2014	27	1987-2014	9	1987-2014	27
BNPD1	1985-2014	29	1985-2014	28	1985-2014	29
BTHI1	1985-2008	21	1985-2008	12	1985-2008	23
BNPI1	1989-2009	20	1989-2009	8	1989-2009	20
BTHI2	1985-2010	25	1985-2010	24	1985-2010	25
FTHI1	1986-2017	29	1986-2017	18	1986-2017	31
BTHI3	1986-2016	29	1986-2016	17	1986-2016	30
BTHI4	1985-2017	32	1985-2017	9	1985-2017	32
BNPD2	1985-2009	23	1985-2009	12	1985-2009	24
BNPI2	1987-2015	28	1987-2015	7	1987-2015	28
FTHI2	1985-2017	30	1985-2017	18	1985-2017	32
FTHI3	1985-2015	29	1985-2015	24	1985-2015	30
BNPD3	1986-2011	25	1986-2011	19	1986-2011	25
BNPD4	1986-2012	26	1986-2012	24	1986-2012	26
BNPW1	1985-2011	26	1985-2011	28	1985-2011	26
BNPD5	1987-2011	21	1986-2011	13	1987-2011	25
BTHI5	1986-2013	24	1986-2013	26	1986-2013	27
BTHI6	1986-2014	28	1986-2014	14	1986-2014	28
FTHI4	1987-2010	21	1987-2010	11	1987-2010	23

3.2.6 Time-series analysis

Previous studies have used both linear regression (parametric, Ju and Masek, 2016) and the Mann-Kendall test (non-parametric, Berner *et al.* 2020) to quantify greening and browning trends of vegetation. In this study, a Shapiro-Wilk normality test indicated that peatland NDVI data were not normally distributed, and therefore non-parametric tests were required. Similar to linear regression, the non-parametric Mann-Kendall test (Kendall, 1975) is based on an assumption of independence between observations. Visual inspection of correlograms indicated that the data in each time series was independent and exhibited no cyclical patterns, so the Mann-Kendall test was used to assess the existence, strength and direction of monotonic trends. Similar to Berner *et al.* (2020) and Fraser *et al.* (2011), the Theil-Sen slope estimator (Sen, 1968) was used to calculate the slope of the trend. This process was performed on the each time series datasets (NDVI, CAR and climate) for each site.

3.2.7 Comparison of greening and CAR

To evaluate if there was a significant difference in both NDVI and CAR between the peatlands categories (type of peatland, permafrost status, surface hydrological conditions), a Kruskal Wallis (KS) test was performed on both time series values (magnitude) and time series model slope (*i.e.* Theil-Sen slope). This test enabled the determination of NDVI or CAR difference between characteristics (bog and fen, thawed and no permafrost, wet, dry and intermediate) but does not specify which pair was different when there were more than two different characteristics in the category. Therefore, when a difference was observed using KS, a Pairwise Wilcoxon Rank sum test was subsequently performed to identify which pair of characteristics (*i.e.* dry/intermediate, dry/wet, etc.) had different magnitude or slope values. A Bonferroni

correction was used to adjust the resulting p -values. CAR and NDVI values were plotted in boxplots for every category for additional visual inspection.

3.3 Results

3.3.1 Time series analysis

3.3.1.1 Greening

A positive and significant ($p < 0.05$). NDVI trend was found at 16 of the 20 sites, suggesting that greening occurred in most of the studied peatlands (Figure 3.2). No significant negative NDVI trend (i.e. browning) was found at any study sites. In the sites where greening was detected, it did not occur at the same rate nor at the same magnitude between the different peatlands. All fens studied here were within the thawed category and exhibited a positive trend (sites FTHW1, FTHI1, FTHI2, FTHI3, FTHI4). Positive trends were found in 11 bogs (sites BTHW1, BTHD1, BTHI1, BTHI2, BTHI3, BNPD2, BNPI2, BNPD3, BNPD4, BTHI5, BTHI6), while no significant NDVI trend was detected at 4 sites which were either thawed or that were never affected by permafrost (sites BNPI1, BNPD5, BTHI4 and BNPW1). The values from Theil-Sen slope ranged from 0.001 to 0.006 with a mean value of 0.003 ($p < 0.05$).

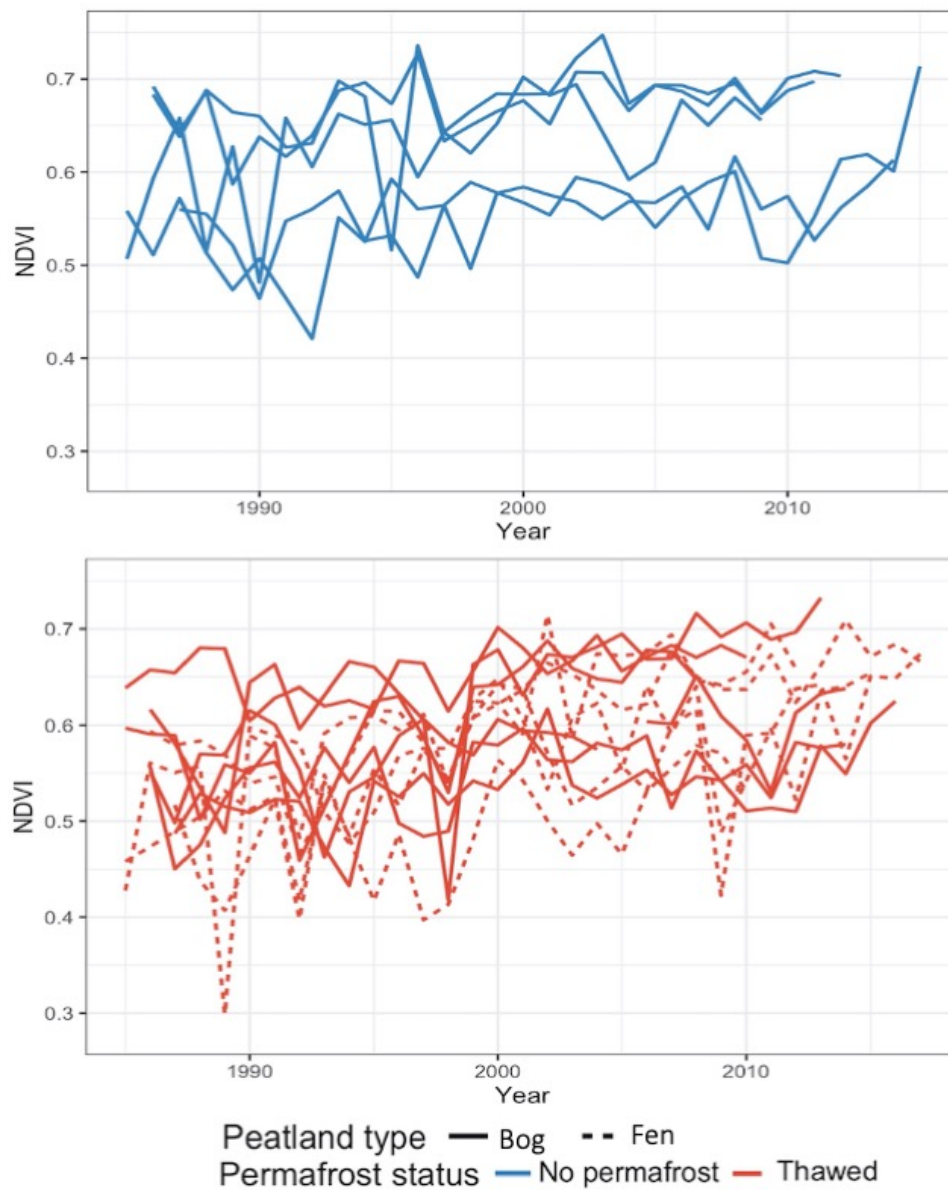


Figure 3.2 NDVI time series with a statistically significant trend for 16 sites out of 20.

3.3.1.2 Carbon accumulation rates (CAR)

A statistically significant trend ($p < 0.05$) was found in CAR in 9 of the 20 peatlands (Figure 3.3). Where significant trend was found, CAR trends were both positive (increasing) at 6 sites (respectively sites BTHW1, BTHI1, BNPD3, BNPD5, BTHI5 and BTHI6) and negative (decreasing) at 3 sites (sites FTHI1, BNPD2 and FTHI4) for the time period they were documented. All sites exhibiting a positive CAR trend were mainly thawed bogs, while the peatlands exhibiting negative trends were one bog and two fens with no permafrost evidence.

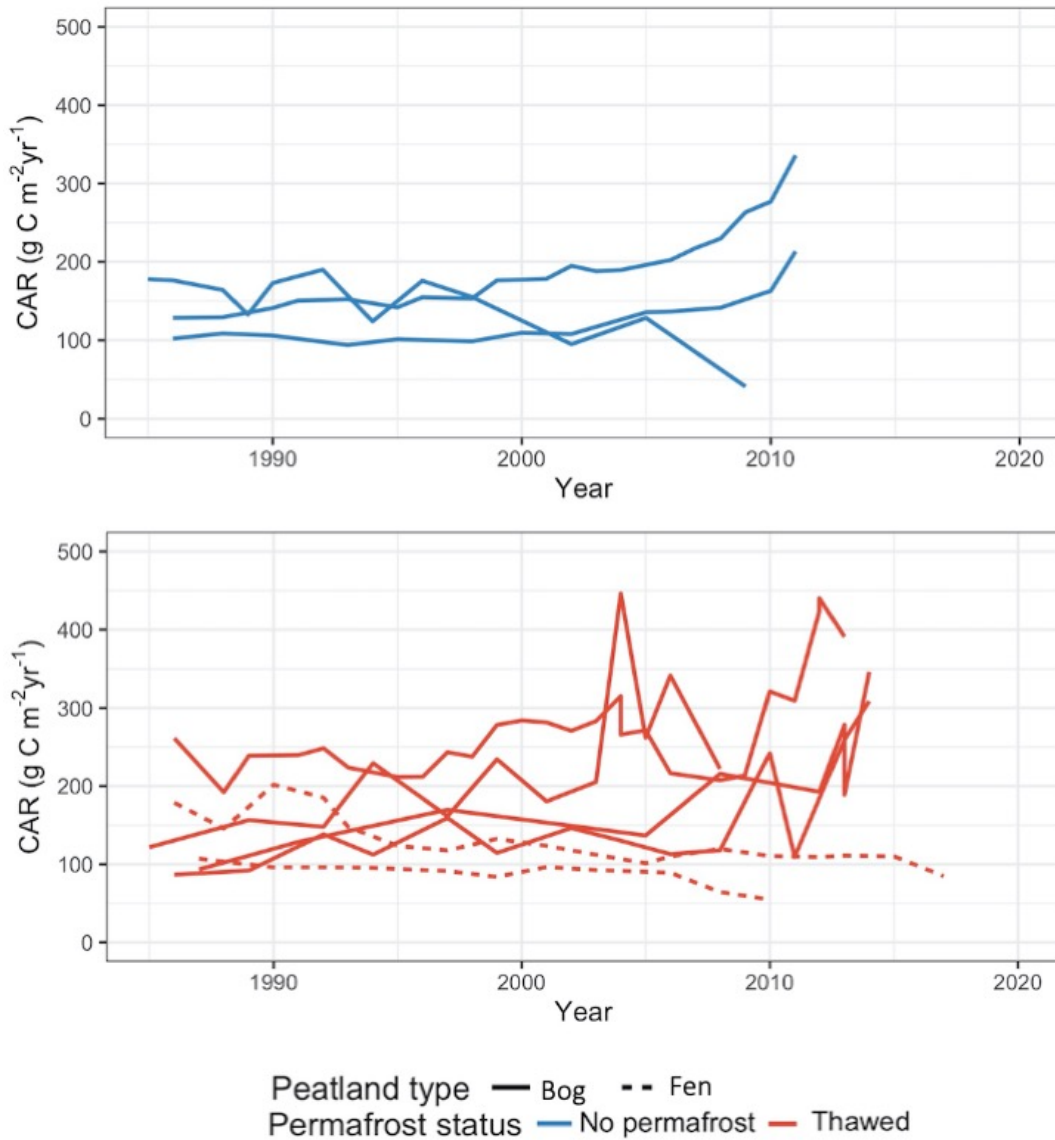


Figure 3.3 Statistically significant trends in CAR (9 sites out of 20).

3.3.1.3 Climate

Between 1985 and 2017, a significant positive trend ($p < 0.05$) was found in mean annual temperature at 14 of the 20 sites, showing that mean annual temperatures are

increasing at most sites. The trend in growing degree days (GDD0) was significant and positive in 17 of the 20 studied peatlands and also confirms an increase in GDD0 over time. A significant positive trend was also found in potential evapotranspiration (PET) at 13 of the 20 sites. Finally, significant trends were only found at 3 sites for mean annual precipitation and 6 sites for atmospheric moisture index and those variables were not assessed further.

3.3.2 Relationships between trends in NDVI, CAR and climate variables within the different peatlands

Trends for each site are displayed spatially in Figure 3.4. No negative trend was found in any of the three climate variables for the study period. At 5 of the 20 sites (sites BTHW1, BTHI1, BTHD3, BTHI5 and BTHI6) NDVI and CAR data both exhibited positive trends (Figures 3.4A and 3.4B). Those peatlands where NDVI and CAR trends are both positive correspond to bogs but there was no consistency in their permafrost status, or surface wetness. NDVI and mean annual temperature both had positive trends in 11 of the 20 sites (Figures 3.4A and 3.4C). NDVI and PET (Figures 3.4A and 3.4E) both presented a positive trend in 10 of the 20 sites, while NDVI and GDD0 both showed a positive trend in 14 of 20 sites (Figures 3.4A and 3.4D). NDVI, CAR and climate variables all exhibit a positive trend in 3 of the 20 sites (sites BNPD3, BTHI5 and BTHI6) (Figures 3.3A-E)

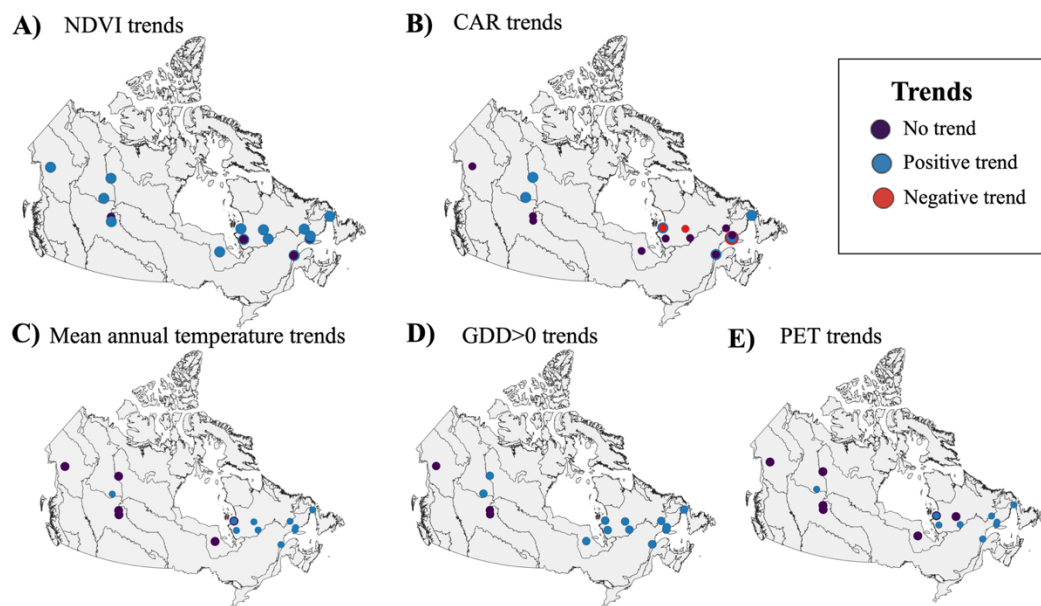


Figure 3.4 Trends in direction of NDVI, carbon accumulation rate and climate for each documented peatland

3.3.3 Comparison of trends in NDVI, C accumulation and climate based on peatland categories

3.3.3.1 Greenness and greening in peatlands

A statistically significant difference was found in both NDVI magnitude and trend slope. This means that bogs and fens have a distinct spectral reflectance (Figure 3.5E) probably due to the differences in their vegetation composition and hydrology as described in Payette and Rochefort (2001). There was also a significant difference in NDVI trend slope between bogs and fens indicating that greening has occurred at different rates in the different peatland categories. NDVI trend slopes in bogs have a greater range (from 0.001 to 0.005) than fens (from 0.003 to 0.006) which means more variability and more outliers in bogs (Figure 3.5 panel A). We found no differences in

NDVI trend slope in the permafrost categories (no permafrost and thawed), suggesting a similar rate of change in the vegetation cover under specific conditions. However, there is a difference in NDVI magnitude between those permafrost categories (Figure 3.5A). NDVI magnitude showed differences between peatlands with intermediate hydrological conditions and both wet and dry peatlands (Figure 3.5C) but there were no difference in magnitude between dry and wet peatlands. NDVI values were lower in peatlands with intermediate hydrology than for peatlands with both wet and dry conditions.

3.3.3.2 Rate of C accumulation

Unlike NDVI, no difference in CAR trend slope and magnitude was identified between bogs and fens (Figure 3.4F). No significant difference was found for the CAR trend and magnitude within the permafrost status category at this subset of sites (Figure 3.4B). Nevertheless, as for NDVI, CAR magnitude exhibited differences following the hydrological status (Figure 3.4D).

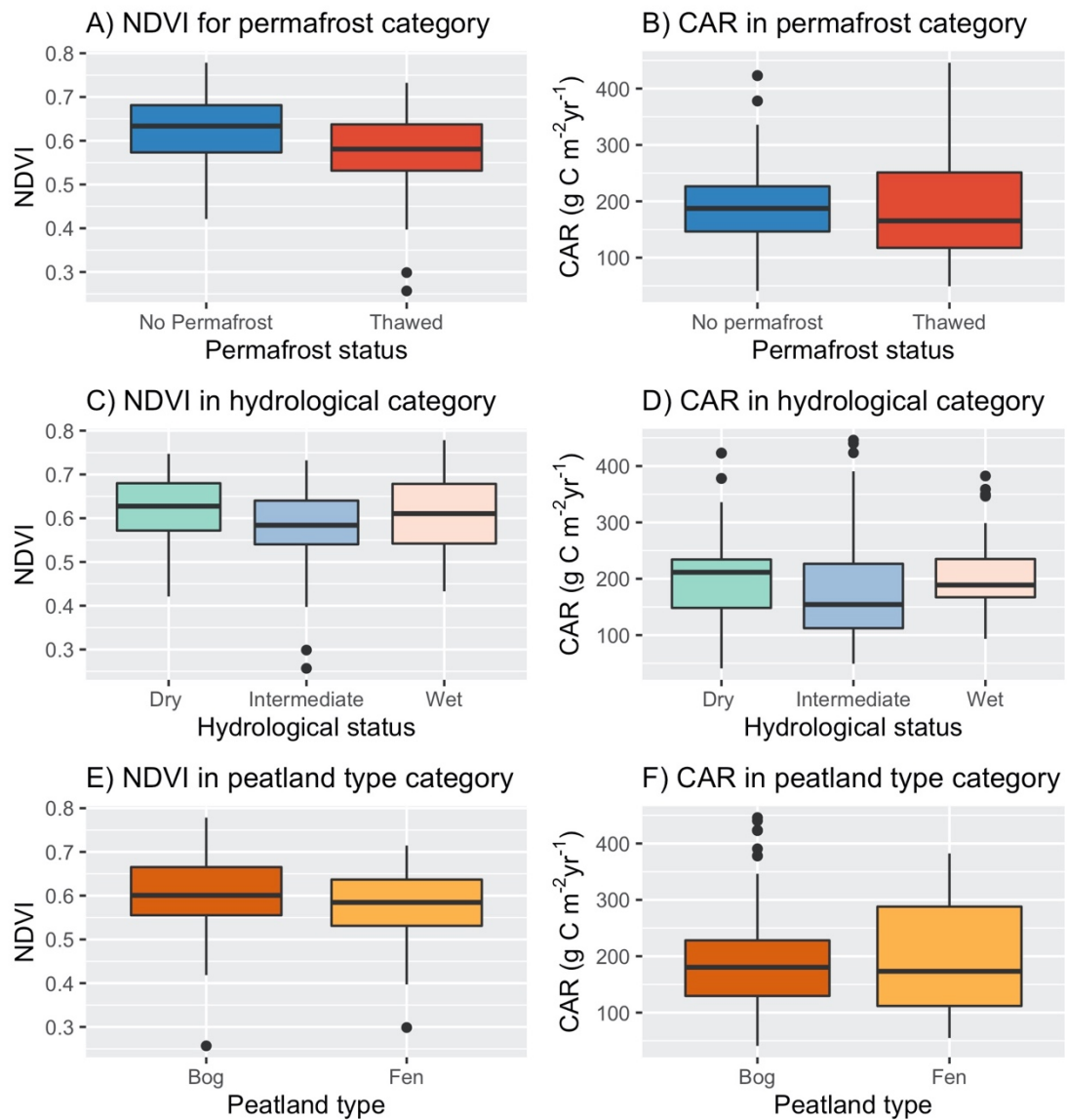


Figure 3.5 Boxplots for each category and characteristics. Outliers are indicated by a black dot. Are depicted: NDVI (A) and CAR (B) magnitude for permafrost status. NDVI (C) and CAR magnitude for hydrological conditions (D). NDVI (E) and CAR (F) magnitude for each peatland type.

3.4 Discussion

3.4.1 Trends in greening

In relation to the first objective of this study, our analysis indicated that greening has occurred in high-latitude Canadian peatland ecosystems using Landsat-derived NDVI and a non-parametric time series analysis technique. While other studies have detected both greening and browning trends in wetlands (Ju and Masek, 2016), only greening trends were found in the peatlands of this study based on the time series from 1985 and 2017. However, visual inspection of the time series data does suggest that some browning events may have occurred over shorter timescales (i.e. inter-annual decrease in NDVI).

Ju and Masek (2016) suggested that there has been more greening than browning in Canada, that these trends were spatially variable and that their variability was dependent on land cover. Additionally, they found that there was proportionally less greening and more browning in wetlands than in other land cover classes, but they did not assess peatlands specifically. Therefore, as peatland vegetation and hydrology can differ from other wetlands, the Ju and Masek (2016) findings may be too general to interpret peatland-specific responses. Despite the small number of sites in the present study, a greening trend was found at each of the sites where a trend could be detected. A larger number of sites could have resulted (or not) in more heterogeneity based on specific vegetation, hydrological or permafrost conditions. A further classification between the different bogs and fens sub-categories (e.g. rich fen, poor fen, etc.) may provide additional granularity and identify different rates of greening based on specific vegetation, hydrological or permafrost conditions. but to provide this level of granularity, many more peat core samples would be required to be processed and analyzed.

3.4.2 What does greening mean in peatlands?

The lack of documentation on greening in non-treed peatlands could be explained by the dominance of non-vascular vegetation such as *Sphagnum* spp. and mosses in these ecosystems, as greening is usually attributed to vascular vegetation such as shrubs (Fraser *et al.* 2011; McPartland *et al.* 2019). Additionally, the response of NDVI to *Sphagnum* spp. and mosses is influenced by their moisture content rather than their relative abundance (May *et al.* 2018). An increase in NDVI in response to changes in the spectral reflectance of these bryophytes might not correspond to greening solely considering the complex relationship between NDVI response and the variability in moss wetness (May *et al.* 2018). McPartland *et al.* (2019) showed a positive relationship between NDVI and the relative abundance of shrub cover in two different instrumented peatlands (rich fen in Alaska and open bog in Minnesota); therefore, the greening detected in the present study could indicate an increase in shrub cover, consistent with the greening trend that has been documented in the Canadian arctic tundra in response to warming temperatures (Forbes *et al.* 2010). Previous studies already suggested that peatland shrub cover tends to increase with warmer temperatures and drier soil conditions (Weltzin *et al.* 2003; Gagnon and Allard, 2020). Shrubification might also be driven by long-term permafrost degradation, leading to an increase in herbaceous vegetation and shrubs cover (e.g. *Rubus chamaemorus*, *Betula* spp., *Salix* spp.) in the well-drained zones in peatlands (Ouzilleau Samson *et al.* 2010; Gagnon and Allard, 2020). However, a vegetation shift from lichenic surfaces abundant in subarctic peatlands to more chlorophyllous plant species (Pearson *et al.* ,2013) (driven

by permafrost thaw and increase surface wetness) could also explain the detected increase in NDVI.

3.4.3 Relationship between greening and climate

It is recognized that temperatures are increasing in Canada and that the northern regions are warming faster (Bush and Lemmen, 2019). In this study, trends in climate variables could have been influenced by some regional climate effects, which may explain why significant climate trends were found at some sites but not others. Additionally, the coarseness of the scale of the climate data used (0.1 arc degree, or approx. 100 km²) could lead to regional disparities that could explain why trends were difficult to detect at some sites. The relationship between increased temperatures, growing degree days > 0°C and greening in tundra and wetland ecosystems has already been documented (Edwards and Treitz, 2017; Ju and Masek, 2016; McPartland *et al.* 2019), but no study had yet focused specifically on peatland ecosystems. Berner *et al.* (2020) found a spatially variable greening trend in a large number of sites (n = 50,000) across the arctic tundra using annual NDVI from Landsat but did not differentiate land cover types. These authors used the same nonparametric time series analysis method as in the present study (*i.e.* Mann-Kendall test) and their results similarly identified that greening occurred more than browning in the Canadian tundra since 1985 (Berner *et al.* 2010). They were able to establish a correlation between maximum summer NDVI and summer warmth index (SWI) in several sites, which suggests that the type of climate data used to compare with NDVI might account for different results between studies. Here, every significant climate trend was positive for mean annual temperatures, GDD0 and potential evapotranspiration which means that in most study sites, greening and climate warming were linked to a certain degree.

3.4.4 Relationship between greening and CAR

Of the five sites where trends were consistent between NDVI and CAR, which were all bogs (sites BTHW1, BTHI1, BNPD3, BTHI5, BTHI6), these peatlands were distributed in the subarctic and boreal regions of the Taiga Shield, the Boreal Shield and the Taiga Plains. We were not able to identify hydrological or permafrost characteristics that were consistent between these five peatlands. The small number of sites where NDVI and CAR are consistent and the lack of characteristics specific to those sites suggests that NDVI trends from Landsat and CAR trends cannot be compared in peatlands at this time scale. This indicates that the relationship between potential increase in surface surface vegetation productivity and CAR may have required a different technique with a focus, for example, on the use of sensors that could detect peatland lateral expansion (Alexandrov *et al.* 2020). Lateral expansion, which results from an increase in peatland plant productivity, could not be assessed via the remote sensing method used here as the Landsat spatial resolution (30 m) is too coarse to capture those recent changes. Furthermore, NDVI variations respond to the spectral reflectance of vascular vegetation, such as herbaceous vegetation, shrubs and trees (Fraser *et al.* 2011; McPartland *et al.* 2019) which are not necessarily the main drivers of CAR in peatlands, whereas *Sphagnum* mosses may have been occluded by vascular vegetation, and therefore, any changes in *Sphagnum* may be hidden for optical sensors such as Landsat.

3.4.5 Comparison between the different peatland's characteristics

The third objective of this study was then partly achieved. While differences existed between bogs and fens, we were not able to find clear differences or lack of difference between the peatland categories we considered. Here, we discuss the differences in both NDVI trends and magnitude between bogs and fens, highlighting the link between peatland trophic status and the temporal evolution of NDVI. Both NDVI trends and magnitude were statistically different between bogs and fens. We found no other differences in trend in the different categories (permafrost, hydrology) for both NDVI and CAR, however some differences were found in categories for NDVI and CAR magnitude (Figure 3.5). The difference in NDVI magnitude and trend between bogs and fens suggests the importance of understanding the relationship between peatland's land cover and spectral reflectance. We found lower NDVI values (Figure 3.5E) and exclusively high NDVI trend slope (0.003 to 0.006) in fens. While these peatlands are typically characterized by more vascular vegetation than bogs, they also are characterized by a higher number of pools than bogs (Payette and Rochefort, 2001). Larger percentage cover of standing water could also result in smaller percentage cover of vascular vegetation in comparison with bogs, which has a strong NDVI response and could account for these results found in fens. Differences in NDVI magnitude and trends could potentially be linked to the variability of vegetation and hydrological conditions within these two different type of peatlands. The Near Infrared (NIR) portion of the spectrum is absorbed by water and therefore, when open water is the dominant characteristic in a pixel, it will result in negative NDVI values. Bogs often exhibit large open *Sphagnum*-dominated areas, and correspondingly, NDVI trends in this type of peatland show more variability (0.001 to 0.005), with some lower trend slope values (0.001 to 0.002) that were not observed in fens. However, differences in time series NDVI magnitude and trends between bogs and fens could also be attributed to the imbalanced number of data points as there were fewer fens (5) than bogs (15) considered in this study. Each peatland type (bog/fen) here is represented by a relatively

small number of sites, therefore it is difficult to determine if we have captured the true greening variability between bogs and fens. Therefore, future work assessing the different response of NDVI based on different peatland characteristics could profit from a higher number of sites, as well as well a more balance peatland type in each of the categorie.

Conclusion

This study presents an assessment of greening in non-treed high-latitude Canadian peatlands between 1985 and 2017. The originality of this study resides in linking NDVI data acquired in peatlands via remote sensing with empirical carbon accumulation data from field sampling, along with climate trend data. Using those different datasets, we determined if greening or browning occurred at the study sites, and we assessed the trends in NDVI, the potential link to C accumulation and the climate variable trends, and the relationship with different peatland characteristics. Landsat NDVI time series showed that greening has occurred in most studied peatlands, which demonstrate that the greening trend that has been documented in other Canadian biomes such as tundra is also measurable and occurring in peatlands (Berner, 2020; Edwards and Treitz, 2017; Ju and Masek, 2016; McPartland *et al.* 2019). We suggest that the greening trend detected in this study could be related to an increase in vegetation productivity driven by an increase in mean annual temperatures and growing degree days. The climate variables and NDVI trend directions (positive, negative) were not consistent between sites, however this was not the case for C accumulation, which displayed both positive and negative trends. Future remote sensing work using very high-resolution imagery as in Dissanska *et al.* (2009) would allow for the assessment of potential lateral expansion of peatland ecosystems and could lead to a better understanding of the

relationship between surface vegetation productivity and recent C accumulation in peatlands.

3.5 Acknowledgements

Funding for this study was provided by a Grant and Contribution funding from Environment and Climate Change Canada (ECCC) (Project GCXE19S029) to Michelle Garneau. We are also grateful to Philippe Gachon and Guillaume Dueymes (ESCER-UQAM) for providing the ANUSPLIN climate data. We would also like to thank the original data contributors who kindly provided the C and chronological data and *Les Tourbeux* for their help and support.

3.6 References

Alexandrov, G. A., Brovkin, V., Kleinen, T., & Yu, Z. (2020). The capacity of northern peatlands for long-term carbon sequestration. *Biogeosciences*, 17, 47-54.

Arroyo-Mora, J. P., Kalacska, M., Soffer, R., Ifimov, G., Leblanc, G., Schaaf, E. S., & Lucanus, O. (2018). Evaluation of phenospectral dynamics with Sentinel-2A using a bottom-up approach in a northern ombrotrophic peatland. *Remote Sensing of Environment*, 216, 544-560.

Berner, L. T., Massey, R., Jantz, P., Forbes, B. C., Macias-Fauria, M., Myers-Smith, I., ... & Burns, P. (2020). Summer warming explains widespread but not uniform greening in the Arctic tundra biome. *Nature communications*, 11(1), 1-12.

Boelman, N. T., Stieglitz, M., Rueth, H. M., Sommerkorn, M., Griffin, K. L., Shaver, G. R., & Gamon, J. A. (2003). Response of NDVI, biomass, and ecosystem gas exchange to long-term warming and fertilization in wet sedge tundra. *Oecologia*, 135(3), 414-421.

Bush, E. and Lemmen, D.S., editors (2019): Canada's Changing Climate Report; Government of Canada, Ottawa, ON. 444 p.

Chambers FM, Beilman DW and Yu Z (2011) Methods for determining peat humification and for quantifying peat bulk density, organic matter and C content for palaeostudies of climate and peatland C dynamics. *Mires and Peat* 7(7): 1–10.

Charman, D. J., Beilman, D. W., Jackson, S. T., Korhola, A., Mauquoy, D., Mitchell, F. J., ... & Alm, J. (2013). Climate-related changes in peatland C accumulation during the last millennium. *Biogeosciences*, 10, 929–944

Crowther, T. W., Todd-Brown, K. E., Rowe, C. W., Wieder, W. R., Carey, J. C., Machmuller, M. B., ... & Blair, J. M. (2016). Quantifying global soil C losses in response to warming. *Nature*, 540(7631), 104-108.

De Jong, R., de Bruin, S., de Wit, A., Schaepman, M. E., & Dent, D. L. (2011). Analysis of monotonic greening and browning trends from global NDVI time series. *Remote Sensing of Environment*, 115(2), 692-702.

Dissanska, M., Bernier, M., & Payette, S. (2009). Object-based classification of very high resolution panchromatic images for evaluating recent change in the structure of patterned peatlands. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 35(2), 189-215.

Dorrepaal, E., Toet, S., van Logtestijn, R. S., Swart, E., van de Weg, M. J., Callaghan, T. V., & Aerts, R. (2009). C respiration from subsurface peat accelerated by climate warming in the subarctic. *Nature*, 460(7255), 616-619.

Edwards, R., & Treitz, P. (2017). Vegetation greening trends at two sites in the Canadian Arctic: 1984–2015. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, 49(4), 601-619.

Estop-Aragonés, C., Cooper, M. D., Fisher, J. P., Thierry, A., Garnett, M. H., Charman, D. J., ... & Burn, C. R. (2018). Limited release of previously-frozen C and increased new peat formation after thaw in permafrost peatlands. *Soil Biology and Biochemistry*, 118, 115-129.

Forbes, B. C., Fauria, M. M., & Zetterberg, P. (2010). Russian Arctic warming and ‘greening’ are closely tracked by tundra shrub willows. *Global Change Biology*, 16(5), 1542-1554.

Fraser, R. H., Olthof, I., Carrière, M., Deschamps, A., & Pouliot, D. (2011). Detecting long-term changes to vegetation in northern Canada using the Landsat satellite image archive. *Environmental Research Letters*, 6(4), 045502.

Gagnon, S. and Allard, M., 2020. Changes in ice-wedge activity over 25 years of climate change near Salluit, Nunavik (northern Québec, Canada). *Permafrost and Periglacial Processes*, 31: 69-84.

Gallego-Sala, A. V., Charman, D. J., Brewer, S., Page, S. E., Prentice, I. C., Friedlingstein, P., ... & Blyakharchuk, T. (2018). Latitudinal limits to the predicted increase of the peatland C sink with warming. *Nature climate change*, 8(10), 907-913.

Garneau, M. (1992). Analyses macrofossiles d’un dépôt de tourbe dans la région de Hot Weather Creek, Péninsule de Fosheim, île d’Ellesmere, Territoires du Nord-ouest. *Géographie physique et Quaternaire*, 46(3), 285-294.

Garneau, M., Sanderson, N.K., Magnan, G., Bauer, I., Bunbury, J., Camill, P., Charman, D.J., Estop-Aragonés, C., Finkelstein, S., Gallego-Sala, A., Harris, L., Hartley, I., Loisel, J., Packalen, M., Pelletier, N., Piilo, S., Pratte, S., Shoty, W., Väiliranta, M. (submitted) High-latitude Canadian peatlands accumulate more C in response to recent warming. To be submitted to *Nature Climate Change*

Harris, A., & Bryant, R. G. (2009). A multi-scale remote sensing approach for monitoring northern peatland hydrology: Present possibilities and future challenges. *Journal of environmental management*, 90(7), 2178-2188.

Hopkinson, R. F., McKenney, D. W., Milewska, E. J., Hutchinson, M. F., Papadopol, P., & Vincent, L. A. (2011). Impact of aligning climatological day on gridding daily maximum–minimum temperature and precipitation over Canada. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, 50(8), 1654-1665.

Hutchinson, M. F., McKenney, D. W., Lawrence, K., Pedlar, J. H., Hopkinson, R. F., Milewska, E., & Papadopol, P. (2009). Development and testing of Canada-wide interpolated spatial models of daily minimum–maximum temperature and precipitation for 1961–2003. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, 48(4), 725-741.

Ise, T., Dunn, A. L., Wofsy, S. C., & Moorcroft, P. R. (2008). High sensitivity of peat decomposition to climate change through water-table feedback. *Nature Geoscience*, 1(11), 763-766.

Jia, G. J., Epstein, H. E., & Walker, D. A. (2003). Greening of arctic Alaska, 1981–2001. *Geophysical Research Letters*, 30(20). 2067, doi:10.1029/2003GL018268

Ju, J., & Masek, J. G. (2016). The vegetation greenness trend in Canada and US Alaska from 1984–2012 Landsat data. *Remote Sensing of Environment*, 176, 1-16.

Kendall, M. (1975). *Multivariate analysis* (No. BOOK). Charles Griffin.

Letendre, J., Poulin, M., & Rochefort, L. (2008). Sensitivity of spectral indices to CO₂ fluxes for several plant communities in a Sphagnum-dominated peatland. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 34(sup2), S414-S425.

May, J. L., Parker, T., Unger, S., & Oberbauer, S. F. (2018). Short term changes in moisture content drive strong changes in Normalized Difference Vegetation Index and gross primary productivity in four Arctic moss communities. *Remote Sensing of Environment*, 212, 114-120.

McKenney, D. W., Hutchinson, M. F., Papadopol, P., Lawrence, K., Pedlar, J., Campbell, K., ... & Owen, T. (2011). Customized spatial climate models for North America. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 92(12), 1611-1622.

McPartland, M. Y., Kane, E. S., Falkowski, M. J., Kolka, R., Turetsky, M. R., Palik, B., & Montgomery, R. A. (2019). The response of boreal peatland community

composition and NDVI to hydrologic change, warming, and elevated C dioxide. *Global Change Biology*, 25(1), 93-107.

Myers-Smith, I. H., Kerby, J. T., Phoenix, G. K., Bjerke, J. W., Epstein, H. E., Assmann, J. J., ... & Berner, L. T. (2020). Complexity revealed in the greening of the Arctic. *Nature Climate Change*, 10(2), 106-117.

Olthof, I., Pouliot, D., Latifovic, R., & Chen, W. (2008). Recent (1986-2006) vegetation-specific NDVI trends in northern Canada from satellite data. *Arctic*, 381-394.

Oudin, L., Michel, C., & Anctil, F. (2005). Which potential evapotranspiration input for a lumped rainfall-runoff model?: Part 1—can rainfall-runoff models effectively handle detailed potential evapotranspiration inputs?. *Journal of Hydrology*, 303(1-4), 275-289.

Ouzilleau Samson, D., Bhiry, N., & Lavoie, M. (2010). Late-Holocene palaeoecology of a polygonal peatland on the south shore of Hudson Strait, northern Québec, Canada. *The Holocene*, 20(4), 525-536.

Payette, S., & Rochefort, L. (2001). *Écologie des tourbières du Québec-Labrador*. Presses Université Laval.

Pearson, R. G., Phillips, S. J., Loranty, M. M., Beck, P. S., Damoulas, T., Knight, S. J., & Goetz, S. J. (2013). Shifts in Arctic vegetation and associated feedbacks under climate change. *Nature climate change*, 3(7), 673-677.

Poulin, M., Careau, D., Rochefort, L., & Desrochers, A. (2002). From satellite imagery to peatland vegetation diversity: how reliable are habitat maps?. *Conservation Ecology*, 6(2).

Primeau, G and Garneau, M (2021) C accumulation in peatlands along a boreal to subarctic transect in eastern Canada. *The Holocene*, 1-12
doi.org/10.1177/0959683620988031

Robitaille M, Garneau M, Van Bellen, S and Sanderson, N (2021) Long term and recent ecohydrological dynamics of the patterned fens in north-central Quebec (Canada): a response to the warming of the 20th century. *The Holocene*, 1-11.
doi.org/10.1177/0959683620988051

Rouse, J.W., Haas, R.H., Schnell, J.A. & Deering, D.W. (1973). Monitoring the vernal advancement and retrogradation (green wave effect) of natural vegetation. NASA/GSFC Type II Progress Report. Greenbelt, MD

Roy, D. P., Kovalskyy, V., Zhang, H. K., Vermote, E. F., Yan, L., Kumar, S. S., & Egorov, A. (2016). Characterization of Landsat-7 to Landsat-8 reflective wavelength and normalized difference vegetation index continuity. *Remote Sensing of Environment*, 185, 57-70.

Sen, P. K. (1968). Estimates of the regression coefficient based on Kendall's tau. *Journal of the American Statistical Association*, 63(324), 1379-1389.

Sim, T. G., Swindles, G. T., Morris, P. J., Gałka, M., Mullan, D., & Galloway, J. M. (2019). Pathways for ecological change in Canadian High Arctic wetlands under rapid twentieth century warming. *Geophysical Research Letters*, 46(9), 4726-4737.

Šimanauskienė, R., Linkevičienė, R., Bartold, M., Dąbrowska-Zielińska, K., Slavinskienė, G., Veteikis, D., & Taminskas, J. (2019). Peatland degradation: The relationship between raised bog hydrology and normalized difference vegetation index. *Ecohydrology*, 12(8), e2159.

Sonnentag, O., Chen, J. M., Roberts, D. A., Talbot, J., Halligan, K. Q., & Govind, A. (2007). Mapping tree and shrub leaf area indices in an ombrotrophic peatland through multiple endmember spectral unmixing. *Remote Sensing of Environment*, 109(3), 342-360.

Sulla-Menashe, D., Woodcock, C. E., & Friedl, M. A. (2018). Canadian boreal forest greening and browning trends: an analysis of biogeographic patterns and the relative roles of disturbance versus climate drivers. *Environmental Research Letters*, 13(1), 014007.

Tarnocai, C. (2006). The effect of climate change on carbon in Canadian peatlands. *Global and Planetary Change*, 53(4), 222-232.

Taylor, L. S., Swindles, G. T., Morris, P. J., Gałka, M., & Green, S. M. (2019). Evidence for ecosystem state shifts in Alaskan continuous permafrost peatlands in response to recent warming. *Quaternary Science Reviews*, 207, 134-144.

Tucker, C. J., Vanpraet, C. L., Sharman, M. J., & Van Ittersum, G. (1985). Satellite remote sensing of total herbaceous biomass production in the senegalese sahel: 1980–1984. *Remote Sensing of Environment*, 17, 233–249

Turetsky, M. R., Abbott, B. W., Jones, M. C., Anthony, K. W., Olefeldt, D., Schuur, E. A., ... & Sannel, A. B. K. (2019). Permafrost collapse is accelerating C release, *Nature*, 569 (7754), 32-34.

Vincent, L. A., Wang, X. L., Milewska, E. J., Wan, H., Yang, F., & Swail, V. (2012). A second generation of homogenized Canadian monthly surface air temperature for climate trend analysis. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 117(D18).

Vincent, L. A., Zhang, X., Mekis, É., Wan, H., & Bush, E. J. (2018). Changes in Canada's climate: Trends in indices based on daily temperature and precipitation data. *Atmosphere-Ocean*, 56(5), 332-349.

Weltzin, J. F., Bridgham, S. D., Pastor, J., Chen, J., & Harth, C. (2003). Potential effects of warming and drying on peatland plant community composition. *Global Change Biology*, 9(2), 141-151.

Wiken, E.B., D. Gauthier, I. Marshall, K. Lawton et H. Hirvonen, 1996, A Perspective on Canada's Ecosystems: An Overview of the Terrestrial and Marine Ecozones, Conseil canadien des aires écologiques, publication hors-série, n° 14, Ottawa

Yu, Z., Beilman, D. W., & Jones, M. C. (2009). Sensitivity of northern peatland C dynamics to Holocene climate change. *Carbon Cycling in Northern Peatlands*, 184, 55-69.

Yu, Z. C. (2012). Northern peatland C stocks and dynamics: a review. *Biogeosciences*, 9(10), 4071.

Zhu, Z., Wang, S., & Woodcock, C. E. (2015). Improvement and expansion of the Fmask algorithm: Cloud, cloud shadow, and snow detection for Landsats 4–7, 8, and Sentinel 2 images. *Remote Sensing of Environment*, 159, 269-27

CONCLUSION

Ce mémoire présente une évaluation des changements survenus dans la végétation des tourbières canadiennes non boisées de haute latitude entre 1985 et 2017 à partir d'images Landsat. Il s'agit d'une contribution importante aux connaissances scientifiques quant au verdissement du Nord canadien. Bien que le verdissement ait déjà été documenté à l'échelle du Canada, très peu d'études se sont penchées sur l'utilisation de l'indice de végétation NDVI dans les tourbières de haute latitude, et aucune n'avait encore évalué le phénomène de verdissement dans ces écosystèmes. En plus d'étudier le verdissement dans un type d'écosystème dans lequel il est peu étudié, l'originalité de cette étude réside dans la comparaison, pour une même période de temps, de données d'accumulation du carbone récoltées sur le terrain avec des données climatiques et des données NDVI acquises par télédétection. Les objectifs de ce mémoire consistaient à évaluer si du verdissement pouvait être identifié dans les sites d'étude sélectionnés, pour ensuite estimer si la tendance de ce verdissement avait une direction similaire aux tendances des variables climatiques ainsi que de celles de l'accumulation récente du carbone dans les tourbières. Les tendances de verdissement et d'accumulation du carbone ont aussi été évaluées en fonction des différentes caractéristiques des sites d'études.

Pour atteindre ces objectifs, nous avons basé notre analyse des différentes séries temporelles sur le test non paramétrique Mann-Kendall, ainsi que sur l'estimateur de pente de Theil-Sen. Afin de déterminer s'il existait des différences dans les séries temporelles de NDVI et de carbone basées sur les caractéristiques des tourbières, nous

avons utilisé le test de Kruskal Wallis (KS) ainsi qu'un test de somme de Wilcoxon Rank par paires.

Cette méthode a permis de déterminer qu'un verdissement spatialement variable s'est produit dans tous les sites où une tendance a été détectée, ce qui confirme que le verdissement qui a été déjà documenté dans d'autres biomes canadiens tels que la toundra se produit également dans les tourbières nordiques (Berner, 2020; Edwards et Treitz, 2017; Ju et Masek, 2016; McPartland et al., 2019). Nous suggérons que la tendance de verdissement détectée dans cette étude pourrait être liée à une augmentation de la productivité de la végétation favorisée par une augmentation des températures annuelles moyennes et de l'augmentation du nombre de degrés-jours de croissance > 0 . Les variables climatiques et les directions des tendances du NDVI étaient les mêmes dans tous les sites où des tendances pouvaient être détectées, mais ce n'a pas été le cas cependant pour l'accumulation du carbone, qui affichait des tendances à la fois positives et négatives. En effet, les résultats montrent des différences entre les valeurs de NDVI et du carbone de certaines tourbières en fonction des caractéristiques propres à leurs sites. Pour cette raison, des liens entre les tendances de verdissement, celles d'accumulation du carbone et des différentes caractéristiques des sites d'étude ont été difficiles à confirmer. Nous suggérons que, pour atteindre ces objectifs, des images satellites de très haute résolution devraient être utilisées afin de quantifier par exemple l'expansion latérale récente des tourbières. Par contre, la disponibilité de longues séries chronologiques reste toujours une contrainte puisque aucun autre satellite à part Landsat ne permet de remonter aussi loin dans le temps et d'évaluer des changements en parallèle au réchauffement climatique récent.

RÉFÉRENCES

- Adkinson, A. C., Syed, K. H., & Flanagan, L. B. (2011). Contrasting responses of growing season ecosystem CO₂ exchange to variation in temperature and water table depth in two peatlands in northern Alberta, Canada. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 116(G1).
- Bannari, A., Morin, D., Bonn, F., & Huete, A. R. (1995). A review of vegetation indices. *Remote Sensing Reviews*, 13(1-2), 95-120.
- Bhatt, U. S., Walker, D. A., Raynolds, M. K., Bieniek, P. A., Epstein, H. E., Comiso, J. C., ... & Polyakov, I. V. (2013). Recent declines in warming and vegetation greening trends over pan-Arctic tundra. *Remote Sensing*, 5(9), 4229-4254.
- Berner, L. T., Massey, R., Jantz, P., Forbes, B. C., Macias-Fauria, M., Myers-Smith, I., ... & Burns, P. (2020). Summer warming explains widespread but not uniform greening in the Arctic tundra biome. *Nature Communications*, 11(1), 1-12.
- Boelman, N. T., Stieglitz, M., Rueth, H. M., Sommerkorn, M., Griffin, K. L., Shaver, G. R., & Gamon, J. A. (2003). Response of NDVI, biomass, and ecosystem gas exchange to long-term warming and fertilization in wet sedge tundra. *Oecologia*, 135(3), 414-421.
- Brandt, J. P., Flannigan, M. D., Maynard, D. G., Thompson, I. D., & Volney, W. J. A. (2013). An introduction to Canada's boreal zone: ecosystem processes, health, sustainability, and environmental issues. *Environmental Reviews*, 21(4), 207-226.
- Bush, E. et Lemmen, D.S., éditeurs.(2019) Rapport sur le climat changeant du Canada, Gouvernement du Canada, Ottawa, Ontario, 446 p.
- Camill, P., Lynch, J. A., Clark, J. S., Adams, J. B., & Jordan, B. (2001). Changes in biomass, aboveground net primary production, and peat accumulation following permafrost thaw in the boreal peatlands of Manitoba, Canada. *Ecosystems*, 4(5), 461-478.

Camill, P. (2005). Permafrost thaw accelerates in boreal peatlands during late-20th century climate warming. *Climatic Change*, 68(1-2), 135-152.

Chambers, F. M., Beilman, D. W., & Yu, Z. (2011). Methods for determining peat humification and for quantifying peat bulk density, organic matter and carbon content for palaeostudies of climate and peatland carbon dynamics. *Mires and Peat*, 7(7), 1-10.

Chaudhary, N., Miller, P. A., & Smith, B. (2017). Modelling past, present and future peatland carbon accumulation across the pan-Arctic region. *Biogeosciences*, 4023-4044.

Chaudhary, N., Westermann, S., Lamba, S., Shurpali, N., Sannel, A. B. K., Schurgers, G., ... & Smith, B. (2020). Modelling past and future peatland carbon dynamics across the pan-Arctic. *Global change biology*, 26(7), 4119-4133.

Church, J.A., Clark, P.U., Cazenave, A., Gregory, J.M., Jevrejeva, S., Levermann, A., Merrifield, M.A., Milne, G.A., Nerem, R.S., Nunn, P.D., Payne, A.J., Pfeffer, W.T., Stammer, D. et Unnikrishnan, A.S. « Sea level change »; dans *Climate Change 2013: The Physical Science Basis, Contribution du Groupe de travail I au Cinquième rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat*, T.F. Stocker, D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex et P.M. Migdley (éd.), Cambridge University Press, Cambridge, Royaume-Uni et New York, New York, États-Unis, 2013, 1137–1216.

Dieleman, C. M., Branfireun, B. A., McLaughlin, J. W., & Lindo, Z. (2015). Climate change drives a shift in peatland ecosystem plant community: implications for ecosystem function and stability. *Global Change Biology*, 21(1), 388-395.

Edwards, R., & Treitz, P. (2017). Vegetation greening trends at two sites in the Canadian Arctic: 1984–2015. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, 49(4), 601-619.

Estop-Aragonés, C., Cooper, M. D., Fisher, J. P., Thierry, A., Garnett, M. H., Charman, D. J., ... & Burn, C. R. (2018). Limited release of previously-frozen C and increased new peat formation after thaw in permafrost peatlands. *Soil Biology and Biochemistry*, 118, 115-129.

Fraser, R. H., Olthof, I., Carrière, M., Deschamps, A., & Pouliot, D. (2011). Detecting long-term changes to vegetation in northern Canada using the Landsat satellite image archive. *Environmental Research Letters*, 6(4), 045502.

Gallego-Sala, A. V., Charman, D. J., Brewer, S., Page, S. E., Prentice, I. C., Friedlingstein, P., ... & Blyakharchuk, T. (2018). Latitudinal limits to the predicted increase of the peatland carbon sink with warming. *Nature Climate Change*, 8(10), 907-913.

Garneau, M., van Bellen, S., Magnost, G., Beaulieu-Audy, V., Lamarre, A., & Asnong, H. (2014). Holocene carbon dynamics of boreal and subarctic peatlands from Québec, Canada. *The Holocene*, 24(9), 1043-1053.

Garneau, M., Sanderson, N.K., Magnost, G., Bauer, I., Bunbury, J., Camill, P., Charman, D.J., Estop-Aragonés, C., Finkelstein, S., Gallego-Sala, A., Harris, L., Hartley, I., Loisel, J., Packalen, M., Pelletier, N., Piilo, S., Pratte, S., Shoty, W., Väiliranta, M. (en préparation) High-latitude Canadian peatlands accumulate more C in response to recent warming. A soumettre à *Nature Climate Change*

Huete, A. R., Post, D. F., & Jackson, R. D. (1984). Soil spectral effects on 4-space vegetation discrimination. *Remote Sensing of Environment*, 15(2), 155-165.

Hugelius, G., Loisel, J., Chadburn, S., Jackson, R. B., Jones, M., MacDonald, G., ... & Yu, Z. (2020). Large stocks of peatland carbon and nitrogen are vulnerable to permafrost thaw. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 117(34), 20438-20446.

Harris, A., & Bryant, R. G. (2009). A multi-scale remote sensing approach for monitoring northern peatland hydrology: Present possibilities and future challenges. *Journal of Environmental Management*, 90(7), 2178-2188.

Jia, G. J., Epstein, H. E., & Walker, D. A. (2003). Greening of arctic Alaska, 1981–2001. *Geophysical Research Letters*, 30(20), 2067, doi:10.1029/2003GL018268

Jia, G. J., Epstein, H. E., & Walker, D. A. (2009). Vegetation greening in the Canadian Arctic related to decadal warming. *Journal of Environmental Monitoring*, 11(12), 2231-2238.

Jones, M. C., Harden, J., O'Donnell, J., Manies, K., Jorgenson, T., Treat, C., & Ewing, S. (2017). Rapid carbon loss and slow recovery following permafrost thaw in boreal peatlands. *Global Change Biology*, 23(3), 1109-1127.

Ju, J., & Masek, J. G. (2016). The vegetation greenness trend in Canada and US Alaska from 1984–2012 Landsat data. *Remote Sensing of Environment*, 176, 1-16.

Kendall, M. G. (1975). *Multivariate analysis* (Vol. 2). London: Griffin.

Koven, C. D., Ringeval, B., Friedlingstein, P., Ciais, P., Cadule, P., Khvorostyanov, D., ... & Tarnocai, C. (2011). Permafrost carbon-climate feedbacks accelerate global warming. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108(36), 14769-14774.

Lees, K. J., Quaife, T., Artz, R. R. E., Khomik, M., & Clark, J. M. (2018). Potential for using remote sensing to estimate carbon fluxes across northern peatlands—A review. *Science of the Total Environment*, 615, 857-874.

Loisel, J., & Yu, Z. (2013). Recent acceleration of carbon accumulation in a boreal peatland, south central Alaska. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 118(1), 41-53.

Loisel, J., Yu, Z., Beilman, D. W., Camill, P., Alm, J., Amesbury, M. J., ... & Zhou, W. (2014). A database and synthesis of northern peatland soil properties and Holocene carbon and nitrogen accumulation. *The Holocene*, 24(9), 1028-1042.

Loisel, J., Gallego-Sala, A. V., Amesbury, M. J., Magnan, G., Anshari, G., Beilman, D. W., ... & Wu, J. (2021). Expert assessment of future vulnerability of the global peatland carbon sink. *Nature Climate Change*, 11, 70–77

Lorant, M. M., Lieberman-Cribbin, W., Berner, L. T., Natali, S. M., Goetz, S. J., Alexander, H. D., & Kholodov, A. L. (2016). Spatial variation in vegetation productivity trends, fire disturbance, and soil carbon across arctic-boreal permafrost ecosystems. *Environmental Research Letters*, 11(9), 095008.

McKenney, D. W., Hutchinson, M. F., Papadopol, P., Lawrence, K., Pedlar, J., Campbell, K., ... & Owen, T. (2011). Customized spatial climate models for North America. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 92(12), 1611-1622.

McPartland, M. Y., Kane, E. S., Falkowski, M. J., Kolka, R., Turetsky, M. R., Palik, B., & Montgomery, R. A. (2019). The response of boreal peatland community composition and NDVI to hydrologic change, warming, and elevated carbon dioxide. *Global Change Biology*, 25(1), 93-107.

Meingast, K. M., Falkowski, M. J., Kane, E. S., Potvin, L. R., Benschoter, B. W., Smith, A. M., ... & Miller, M. E. (2014). Spectral detection of near-surface moisture content and water-table position in northern peatland ecosystems. *Remote Sensing of Environment*, 152, 536-546.

Myers-Smith, I. H., Kerby, J. T., Phoenix, G. K., Bjerke, J. W., Epstein, H. E., Assmann, J. J., ... & Berner, L. T. (2020). Complexity revealed in the greening of the Arctic. *Nature Climate Change*, 10(2), 106-117.

Payette, S., & Rochefort, L. (2001). *Écologie des tourbières du Québec-Labrador*. Presses Université Laval.

Payette, S., Delwaide, A., Caccianiga, M., & Beauchemin, M. (2004). Accelerated thawing of subarctic peatland permafrost over the last 50 years. *Geophysical Research Letters*, 31(18), L18208, doi:10.1029/2004GL020358,

Pelletier, N., Talbot, J., Olefeldt, D., Turetsky, M., Blodau, C., Sonnentag, O., & Quinton, W. L. (2017). Influence of Holocene permafrost aggradation and thaw on the paleoecology and carbon storage of a peatland complex in northwestern Canada. *The Holocene*, 27(9), 1391-1405.

Pearson, R. L., & Miller, L. D. (1972). *Remote spectral measurements as a method for determining plant cover* (Doctoral dissertation, Colorado State University. Libraries).

Rouse, J.W., Haas, R.H., Schnell, J.A. & Deering, D.W. 1973. Monitoring the vernal advancement and retrogradation (green wave effect) of natural vegetation. NASA/GSFC Type II Progress Report. Greenbelt, MD

Roy, D. P., Kovalskyy, V., Zhang, H. K., Vermote, E. F., Yan, L., Kumar, S. S., & Egorov, A. (2016). Characterization of Landsat-7 to Landsat-8 reflective wavelength and normalized difference vegetation index continuity. *Remote Sensing of Environment*, 185, 57-70.

Schuur, E. A., McGuire, A. D., Schädel, C., Grosse, G., Harden, J. W., Hayes, D. J., ... & Vonk, J. E. (2015). Climate change and the permafrost carbon feedback. *Nature*, 520(7546), 171-179.

Sen, P. K. (1968). Estimates of the regression coefficient based on Kendall's tau. *Journal of the American Statistical Association*, 63(324), 1379-1389.

Šimanauskienė, R., Linkevičienė, R., Bartold, M., Dąbrowska-Zielińska, K., Slavinskienė, G., Veteikis, D., & Taminskas, J. (2019). Peatland degradation: The relationship between raised bog hydrology and normalized difference vegetation index. *Ecohydrology*, 12(8), e2159.

Sulman, B. N., Desai, A. R., Schroeder, N. M., Ricciuto, D., Barr, A., Richardson, A. D., ... & Weng, E. (2012). Impact of hydrological variations on modeling of peatland CO₂ fluxes: Results from the North American Carbon Program site synthesis. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 117(G1).

Tarnocai, C. (2006). The effect of climate change on carbon in Canadian peatlands. *Global and Planetary Change*, 53(4), 222-232.

Turetsky, M. R., Wieder, R. K., Williams, C. J., & Vitt, D. H. (2000). Organic matter accumulation, peat chemistry, and permafrost melting in peatlands of boreal Alberta. *Ecoscience*, 7(3), 115-122.

Turetsky, M. R., Abbott, B. W., Jones, M. C., Anthony, K. W., Olefeldt, D., Schuur, E. A., ... & McGuire, A. D. (2020). Carbon release through abrupt permafrost thaw. *Nature Geoscience*, 13(2), 138-143.

Walker, T. N., Garnett, M. H., Ward, S. E., Oakley, S., Bardgett, R. D., & Ostle, N. J. (2016). Vascular plants promote ancient peatland carbon loss with climate warming. *Global Change Biology*, 22(5), 1880-1889.

Wiken, E.B., D. Gauthier, I. Marshall, K. Lawton et H. Hirvonen, 1996, A Perspective on Canada's Ecosystems: An Overview of the Terrestrial and Marine Ecozones, Conseil canadien des aires écologiques, Publication hors-série, n° 14, Ottawa

Xue, J., & Su, B. (2017). Significant remote sensing vegetation indices: A review of developments and applications. *Journal of Sensors*, 2017.

Yu, Z., Loisel, J., Brosseau, D. P., Beilman, D. W., & Hunt, S. J. (2010). Global peatland dynamics since the Last Glacial Maximum. *Geophysical Research Letters*, 37(13).

Yu, Z. C. (2012). Northern peatland carbon stocks and dynamics: a review. *Biogeosciences*, 9(10), 4071.

Zhang, H., Piilo, S. R., Amesbury, M. J., Charman, D. J., Gallego-Sala, A. V., & Väliranta, M. M. (2018). The role of climate change in regulating Arctic permafrost peatland hydrological and vegetation change over the last millennium. *Quaternary Science Reviews*, 182, 121-130.

Zhu, Z., Wang, S., & Woodcock, C. E. (2015). Improvement and expansion of the Fmask algorithm: Cloud, cloud shadow, and snow detection for Landsats 4–7, 8, and Sentinel 2 images. *Remote Sensing of Environment*, 159, 269-277

