

Université de Montréal

Impacts des véhicules tout-terrain sur les tourbières boréales

Par

Emmanuelle Beaumier

Département de géographie

Faculté des arts et des sciences

Mémoire présenté en vue de l'obtention du grade de M.Sc. en géographie

Août 2023

© Emmanuelle Beaumier, 2023

Université de Montréal
Département de géographie, Faculté des arts et sciences

Ce mémoire intitulé

Impacts des véhicules tout-terrain sur les tourbières boréales

Présenté par

Emmanuelle Beaumier

A été évalué par un jury composé des personnes suivantes

James King

Président-rapporteur

Julie Talbot

Directrice de recherche

Stéphanie Pellerin

Codirectrice

Monique Poulin

Membre du jury

Résumé

L'usage des véhicules tout-terrain (VTT) est largement répandu en Minganie, municipalité régionale de comté reconnue pour ses grandes étendues de tourbières. Ce mémoire vise à comprendre les effets de cette perturbation linéaire en déterminant la distance d'influence des sentiers de VTT sur la végétation et les caractéristiques physiques des tourbières. De plus, il vise à déterminer l'ampleur de l'impact en fonction des caractéristiques des sentiers (largeur, profondeur et nombre de sillons). Répartis dans un rayon de 200 km autour de la municipalité de Havre-Saint-Pierre, 18 transects d'échantillonnage ont permis de constater un effet localisé et limité des sentiers de VTT sur la végétation et les variables abiotiques. Un sol dénudé et une plus grande densité de la tourbe ont été observés à l'emplacement du sentier. De plus, une couverture végétale plus faible a été constatée dans les sentiers, car près du quart des espèces ne résistent pas aux passages des VTT. Quatre espèces indicatrices associées aux placettes hors sentier (*K. angustifolia*, *R. groenlandicum*, *C. rangiferina* et *S. fuscum*) semblent partager des caractéristiques communes (p. ex. : forme érigée, branches basses et ligneuses, thalle friable) les rendant moins tolérantes aux passages des VTT. Certains sentiers couvrent des zones très étendues, surtout s'ils sont dans des zones fortement humides, de sorte que l'impact global du passage des VTT, bien que limité aux sentiers eux-mêmes, peut être très important localement. Puisque l'utilisation des VTT est une pratique en croissance dans la région, une gestion de leur utilisation dans les milieux sensibles ou une sensibilisation des utilisateurs de VTT sur les conditions des tourbières pourrait réduire les effets négatifs et assurer un usage durable pour maintenir les services écologiques fournis par les tourbières.

Mots-clés : Tourbière ombrotrophe, véhicule tout-terrain, perturbation linéaire, biogéochimie, végétation, hydrologie, perturbation anthropique

Abstract

All-terrain vehicles (ATVs) are widely used in Minganie, a region known for its vast expanses of peat bogs. This thesis aims to understand the effects of this linear disturbance by determining the distance of influence of ATV trails on the vegetation and physical characteristics of the peatlands. In addition, it aims to determine the magnitude of the effect based on trail characteristics (width, depth, and number of ruts). Located within a 200 km radius of the municipality of Havre-Saint-Pierre, 18 sampling transects revealed a localized and limited effect of ATV trails on vegetation and abiotic variables. Bare soil and higher peat density were observed at the trail location. In addition, lower vegetation cover was observed on the trails, as nearly a quarter of the species did not survive the ATV passages. Four indicator species associated with the off-trail plots (*K. angustifolia*, *R. groenlandicum*, *C. rangiferina*, and *S. fuscum*) appear to share common characteristics that make them less tolerant of ATV traffic (*i.e.*, erect form, base-branched woody stems, brittle thallus). Some trails cover wide areas, especially if they are in very wet areas, hence the global impact of ATV passage, while limited to the trails themselves, can be quite severe locally. Since ATV use is a growing activity in the region, managing ATV use in sensitive areas or awareness among ATV users about peatland conditions could reduce negative impacts and ensure sustainable use to maintain the ecosystem services provided by peatlands.

Keywords: Ombrotrophic peatland, Bog, All-Terrain Vehicle, Linear Disturbance, Biogeochemistry, Vegetation, Hydrology, Anthropogenic Disturbance

Table des matières

Résumé	i
Abstract	ii
Table des matières	iii
Liste des figures.....	v
Liste des tableaux	vi
Liste des sigles et abréviations	vii
Remerciements	ix
Introduction générale.....	1
Chapitre 1. Contexte de recherche.....	3
1.1 Les tourbières ombrotrophes	3
1.2 La végétation des tourbières ombrotrophes.....	5
1.3 Perturbations anthropiques affectant les tourbières ombrotrophes.....	7
1.3.1 Changements climatiques et conversions	7
1.3.2 Perturbations linéaires : les véhicules tout-terrain.....	9
1.4 Objectifs de recherche	15
Chapitre 2. Impact of All-Terrain Vehicles on Boreal Peatlands.....	16
2.1 Avant-propos.....	16
2.2 Abstract	17
2.3 Introduction	18
2.4 Materials and Methods	20
2.5 Results	26
2.5.1 Influence of Distance from Disturbance on Vegetation and Abiotic Environmental Variables .	26
2.5.2 Trails Characteristics and Their Relationships with Vegetation and Abiotic Variables.....	35
2.6 Discussion	37
2.6.1 <i>Impacts on Abiotic Variables</i>	37
2.6.2 <i>Impacts on Vegetation</i>	37
2.6.3 <i>The Trail Itself as an Impact</i>	38
2.7 Conclusion.....	39
Chapitre 3. Discussion générale	40
3.1 Limites spatiales des perturbations linéaires	40
3.2 Effets des sentiers sur <i>Rubus chamaemorus</i>	41

Conclusion générale 42

Bibliographie xix

Annexes xxxi

 Annexe 1: Coverage (%) of species present on sites, Minganie peat bogs, July 2021 (Off trail=control plots at 30 m)..... xxxi

 Annexe 2. Photos des sites de recherche xxxiii

Liste des figures

Figure 1. Représentation du gradient de microtopographie dans une tourbière ombrotrophe	6
Figure 2. Tourbières dégradées par le passage de véhicules tout-terrain	12
Figure 3. Map of the location of the 9 sampling sites situated in a radius of 200 km from the municipality of Havre-Saint-Pierre and Experimental Design	22
Figure 4. Bare ground cover according to the distance from the trail.	28
Figure 5. Boxplots of response variables according to the distance (m) from the trails, using only the categorical approach of general linear model.....	30
Figure 6. Discriminant analysis of vegetation matrix according to the distance from the trail.....	32
Figure 7. RDA of the environmental matrix in relation to the distance to the trail.....	34
Figure 8. RDA of species in relation to the environmental matrix.....	34

Liste des tableaux

Table 1. Site properties (control plot). Trails inventoried in July 2021 (n = 18).....	27
Table 2. <i>P</i> -value comparison of mixed model approaches. Responses variables according to the distance to the trail	29
Table 3. Specificity (A), fidelity (B), and IndVal values for the indicator species analysis made with de vegetation abundance data according to the distance to the trail.....	31
Table 4. Characteristics of ATV trails inventoried in July 2021 (n = 18).....	35
Table 5. Impact of off-road ATV trail characteristics on plant, soil, and water tested with linear mixed-effects models.....	36

Liste des sigles et abréviations

ANOVA	Analyse de variance
ATV	Véhicule tout-terrain (de l'anglais <i>all-terrain vehicle</i>)
BD	Densité apparente (de l'anglais <i>bulk density</i>)
ca.	Environ (du latin <i>circa</i>)
COD	Carbone organique dissout (de l'anglais <i>dissolved organic carbon</i>)
e.g.	Par exemple (du latin <i>exempli gratia</i>)
i.e.	C'est-à-dire (du latin <i>id est</i>)
NH₄⁺	Ammonium
NO₂⁻	Nitrite
NO₃⁻	Nitrate
OM	Matière organique (de l'anglais <i>organic matter</i>)
pH	Potentiel hydrogène / <i>potential hydrogen</i>
PO₄³⁻	Orthophosphate
RDA	Analyse de redondance
VTT	Véhicule tout-terrain
BP	Avant le présent (de l'anglais <i>before present</i>)

Tous les bouleaux de la rivière Mingan
Tous les bouleaux s'en rappellent
« Jack Monoloy », Gilles Vigneault, 1962

Les découvertes sont parfois fortuites et provoquées par un
événement imprévu. Tout le problème est d'en tirer parti.
« Les Enfants de la Terre : la Vallée des chevaux », Jean M. Auel, 1982

Remerciements

Je tiens à remercier sincèrement les nombreuses personnes qui m'ont soutenue au cours des trois dernières années et qui ont permis à ce mémoire de prendre forme. Merci à tous ceux qui ont croisé mon chemin lors de mon parcours académique qui ont inspiré la géographe que je suis aujourd'hui.

Je voudrais tout d'abord remercier Julie Talbot, ma directrice de maîtrise, pour m'avoir permis de faire un projet de recherche à mon image et qui me passionnait, dans une des plus belles régions du Québec, la Minganie. Merci d'avoir cru en moi dès le début, et de m'avoir soutenue et encouragée à toutes les étapes de ce projet. Je te remercie également pour ta grande disponibilité et ton écoute toujours attentive. Je tiens également à remercier Stéphanie Pellerin, ma codirectrice de maîtrise qui m'a amenée à me questionner et à approfondir ma pensée. Je te remercie également pour ton soutien et tes nombreuses suggestions qui ont été essentielles à ce projet. Je me souviendrai toujours de votre soutien et de votre bienveillance. J'ai grandement apprécié travailler avec vous.

J'aimerais également dire merci à William, Julie, Léon et Charles pour la précieuse collecte des données sur le terrain. Merci pour ces deux magnifiques semaines ! Will, je n'oublierai jamais le sacrifice que tu as fait lorsque tu m'as prêté ton *bug shirt* à la mi-journée. Merci à toi d'avoir maintenu la motivation de la troupe même à la fin d'une longue journée sous une pluie de mouches noires.

Merci à mes collègues de laboratoire et amis d'avoir su m'éclairer et me partager leur précieuse expérience : Émilie Jolin, Julien Arsenault, Sophie Pouillé, William Brais, Max Émile Kessler-Nadeau, Xiaoyu Li, Roxane Archambault-Vermette, Philippe Major. Je vous en suis très

reconnaissante. Je tiens également à remercier Stéphane Daigle pour les réponses à tous mes questionnements liés aux analyses statistiques et pour la patience lors des explications.

J'aimerais dire un énorme merci à tous ceux qui m'ont hébergée et soutenue. Avec tout mon amour et ma gratitude, mamie Ginette et papi Raynald, qui ont aussi toujours cru en moi, et ce depuis ma tendre enfance. Le croissant qui m'attendait tous les matins avant de prendre la route vers le laboratoire m'a grandement aidé à apprécier cette période de travail acharné.

J'aimerais remercier mes parents, Geneviève et Martin, qui ont cru en moi. Ces mots sont pour vous dire combien je vous suis reconnaissante de votre soutien. Vous m'avez encouragée à poursuivre mes études et à ne pas baisser les bras. Vous m'avez aidée à croire en mes capacités et à leur donner forme. Maman, merci pour tes conseils et ton expérience. Merci pour tout, je n'aurais pas pu traverser cette expérience sans vous.

Un merci tout spécial à ma précieuse amie Ariane. Quelle chance d'avoir partagé cette étape ensemble. Ton soutien et ton écoute m'ont été indispensables.

Finalement, merci à mon amour, Charles, partenaire de toutes aventures. Tu m'as encouragée à persévérer et à croire en moi. On a célébré ensemble les petits et grands succès tout au long de ce parcours. Merci pour ton support, ta précieuse aide et ton immense patience ! T'm.

J'aimerais reconnaître respectueusement que le territoire sur lequel le projet de recherche a eu lieu fait partie du territoire traditionnel non cédé de la nation innue, gardienne des terres et des eaux.

Introduction générale

Les milieux humides fournissent de nombreux services écologiques, tels que la régulation du climat grâce à leur forte capacité de stockage du carbone, le contrôle des niveaux de crue et d'étiage, en plus de servir d'habitat pour une grande variété d'espèces fauniques et floristiques inféodées, parfois menacées (Gorham, 1991; Zedler & Kercher, 2005). Les milieux humides sont une composante importante du paysage québécois, couvrant plus de 10 % du territoire terrestre (Pellerin & Poulin, 2013). Par ailleurs, les tourbières dominent le territoire québécois en représentant plus de la moitié de ces milieux (Pellerin & Poulin, 2013). Ainsi, les tourbières, par l'accumulation de matière organique partiellement décomposée, stockeraient l'équivalent de 60 % du carbone présent dans les sols québécois (Garneau & van Bellen, 2016).

À l'échelle mondiale, entre 20 % et 50 % des milieux humides auraient disparu depuis le début du XVIII^e siècle et de façon plus étendue depuis le milieu du XX^e siècle (Davidson, 2014; Fluet-Chouinard et al., 2023). Les milieux humides au Québec suivent cette même tendance (Bouchard & Jean, 2001; Pellerin & Poulin, 2013) et les tourbières de par leur proportion sur le territoire subissent d'importantes pressions. Au nord, ces pressions sont attribuables, entre autres, aux changements climatiques (Gorham, 1991; Loisel et al., 2021) ainsi qu'au développement hydroélectrique (Poulin et al., 2004). Plus au sud, les tourbières sont soumises à la conversion pour d'autres usages du territoire, à l'extraction de tourbe, au drainage ainsi qu'à l'étalement urbain (Poulin et al., 2016), surtout dans les régions très habitées. Les tourbières des régions plus éloignées sont différemment affectées par les activités humaines. Les corridors anthropiques tels que les routes, les lignes électriques ou les sentiers de véhicules tout-terrain (VTT) sont des perturbations fréquentes et

l'impact de ces perturbations sur les tourbières est beaucoup moins connu que celui d'activités humaines à large envergure spatiale.

En Minganie, dans la région de la Côte-Nord du Québec, les complexes de tourbières couvrent entre 20 % et 50 % du sud du territoire (Pellerin & Poulin, 2013), accompagnant les deltas des grandes rivières de la région jusqu'aux hautes terres. Les tourbières sont omniprésentes dans le paysage, mais les pressions anthropiques se font de plus en plus sentir, notamment en raison du développement de la récolte de la tourbe à des fins horticoles, de l'exploitation de la chicouté et de leur usage à des fins récréatives. Pourtant, ces pressions y sont très peu documentées et les impacts qu'ont ces perturbations linéaires sont globalement méconnus. En particulier, les perturbations linéaires créées par les VTT sont très peu documentées. Ces véhicules motorisés sont utilisés, entre autres, pour la récolte de petits fruits sauvages, pour l'accessibilité aux sites de piégeage ou pour les balades de plaisance (Mullet, 2014; Slaughter et al., 1990). Les activités récréatives dans les tourbières de la Minganie sont présentes depuis longtemps et se sont multipliées au cours des dernières décennies (Quessy, 2020). L'intérêt de mieux comprendre les impacts de ces activités sur le fonctionnement de ces écosystèmes s'accroît dans ce contexte.

Cette recherche vise à identifier les effets des sentiers de VTT sur les communautés végétales et sur les composantes physico-chimiques des tourbières de la Minganie. Trois chapitres constituent ce mémoire. Le premier propose une courte revue de littérature sur les principales caractéristiques d'une tourbière ainsi que les perturbations anthropiques qui y sont récurrentes. Le deuxième chapitre présente, sous forme d'un article scientifique, les résultats du projet de recherche. Ce chapitre constitue le cœur de ce mémoire. Le dernier chapitre fait office de discussion générale et de conclusion pour le mémoire.

Chapitre 1. Contexte de recherche

Cette revue de littérature présente brièvement, dans un premier temps, l'écosystème que sont les tourbières ombrotrophes. Dans un second temps, une synthèse est établie concernant la variabilité spatiale de la végétation des tourbières ombrotrophes. Dans un troisième et dernier temps sont présentés les principales perturbations anthropiques auxquelles sont soumises les tourbières ainsi que les impacts de ces perturbations sur le couvert végétal et sur les composantes physico-chimiques des tourbières.

1.1 Les tourbières ombrotrophes

La distribution des tourbières sur le territoire est déterminée par le climat et par la morphologie de la surface terrestre. Le climat détermine la quantité d'eau reçue et retenue. Ce faisant, les tourbières se développent dans les régimes climatiques où il y a un surplus d'eau annuel, soit davantage de précipitations que d'évaporation (Payette, 2001). Quant à la morphologie du terrain (relief et matériau d'origine du sol), elle influence la distribution de l'eau donc, l'emplacement des tourbières. Ces dernières se développent lorsque la nappe phréatique du milieu est élevée (National Wetlands Working Group et al., 1997).

Mondialement, plus de 90 % des tourbières se trouvent dans la ceinture tempérée et froide de l'hémisphère nord (Finlayson & Milton, 2018; Maltby & Proctor, 1996). Dans le cas du Canada, les tourbières couvrent environ 12 % du territoire soit 1 136 millions de km² (Tarnocai, 2009). À l'échelle provinciale, les tourbières couvrent 108 073 km² du territoire québécois, soit environ 7 % (Garneau & van Bellen, 2016).

Il existe deux processus de formation des tourbières, soit le comblement et la paludification (Payette, 2001). Le comblement se produit à petite échelle. Il s'agit du comblement par la matière

organique d'un lac ou d'un petit plan d'eau. Pour sa part, la paludification est le plus important des deux processus en superficie. Ce processus réfère à l'entourbement d'un site terrestre, tel qu'un site forestier ou une dépression humide, impliquant des conditions hydrologiques et climatiques particulières, tel qu'un site mal drainé.

Les écosystèmes tourbeux sont fréquemment divisés de façon dichotomique, à savoir les tourbières minérotrophes (*fens*) et les tourbières ombrotrophes (*bogs*) (Andersen, 2011; Bridgham & Richardson, 1993; Payette, 2001; Tahvanainen, 2004; Vitt, 2018). Cette division basée sur l'origine de l'apport en nutriments prédomine dans la littérature. Alors que les tourbières minérotrophes reçoivent leur apport en nutriments des précipitations, des eaux de surfaces et souterraines ainsi que du recyclage (décomposition), le seul apport en nutriments des tourbières ombrotrophes provient des dépôts atmosphériques humides et secs (Payette, 2001). Ces dernières développent souvent une forme bombée y empêchant l'écoulement de l'eau de surface et coupant l'approvisionnement en eau souterraine aux racines des plantes. Ainsi, la disponibilité en nutriments est plus élevée dans les tourbières minérotrophes que dans les tourbières ombrotrophes (Tahvanainen, 2004). Les tourbières ombrotrophes seront davantage abordées puisqu'il s'agit du type dominant à l'emplacement de la recherche. Généralement, ces tourbières sont caractérisées par un faible pH pour l'eau interstitielle allant de 2,8 à 5,4 (Andersen, 2011; Vitt, 2018). De plus, le phosphore, l'ammonium, les nitrates et l'azote total se retrouvent en faible concentration dans la tourbe.

Pour que la tourbe s'accumule, le taux de production primaire doit être supérieur à long terme au taux de décomposition. En effet, peu d'organismes décomposeurs survivent dans les conditions anaérobies des tourbières en raison de leurs sols saturés en eau (Payette & Rochefort, 2001). Une tourbière est le fruit d'une accumulation s'échelonnant sur plusieurs milliers d'années puisque le taux d'accumulation annuel de la tourbe se compte en millimètre (Payette & Rochefort, 2001). La tourbe

est formée de la matière organique végétale qui croît sur les tourbières telles que des sphaignes, des mousses brunes, des Cypéracées ainsi que certaines plantes vasculaires (Vitt, 2006). Les espèces retrouvées dans ce milieu sont abordées plus longuement dans la section qui suit.

1.2 La végétation des tourbières ombrotrophes

Les tourbières sont caractérisées par un ensemble d'espèces communes et spécifiques (Vitt, 2018). Le type de végétation qui s'y retrouve est corrélé au degré de minérotrophie, c'est-à-dire, le niveau d'apport en nutriments. Les tourbières ombrotrophes sont acides et pauvres en nutriments, ce qui favorise l'implantation de sphaignes et une faible diversité en espèces vasculaires (Payette, 2001). Au Québec, certaines espèces sont qualifiées comme ayant une préférence pour les milieux ombrotrophes tels que *Kalmia angustifolia*, *Eriophorum vaginatum* subsp. *spissum* et *Rubus chamaemorus* (Campbell & Rochefort, 2001).

Au sein d'une tourbière, la végétation peut varier du centre de celle-ci à sa bordure, en particulier en termes de répartition des arbres et des arbustes (Campbell & Rochefort, 2001). Une tourbière bombée est, la plupart du temps, ouverte en son centre (sans canopée) avec des conifères de petite taille, tandis que ses bordures peuvent supporter une forêt marginale (Rydin et al., 1999). Le nombre d'arbres et leur taille augmentent généralement près de la bordure. Cette dernière bénéficie des nutriments et des minéraux du centre de la tourbière et des pourtours terrestres (Damman & Dowhan, 1981). De plus, à la bordure, les dépôts en matière organique sont plus minces, ainsi, les racines des arbres ont accès au sol minéral. La productivité végétale y est donc plus élevée qu'au centre de la tourbière.

À petite échelle, un autre gradient de végétation peut être observé, sur une envergure de quelques mètres de largeur à quelques décimètres de hauteur (Campbell & Rochefort, 2001). Il s'agit principalement de la microtopographie soit entre les buttes (*hummocks*) et les dépressions (*hollows*). Les espèces végétales se succèdent au travers de ce gradient important dans les écosystèmes tourbeux ombrotrophes (Figure 1). Une baisse de pH est observée entre les buttes et les dépressions influençant la répartition des espèces végétales. En effet, la butte est plus acide (pH allant jusqu'à 2,7) que la dépression (pH allant jusqu'à 4) (Vitt et al., 1975). De plus, la nappe phréatique ne suit pas la microtopographie créant ainsi une grande différence d'humidité. Les buttes sont plus sèches que les dépressions, influençant la distribution de la végétation selon leur niche écologique et la disponibilité des nutriments. Dans le même ordre d'idées, la concentration en éléments nutritifs et en minéraux est différente entre la butte et la dépression. La concentration en nutriments est plus élevée dans les dépressions (Campbell & Rochefort, 2001; Damman, 1978). Les buttes sont bien drainées, ainsi l'azote et le phosphore sont retirés de l'emplacement. Les dépressions accumulent les nutriments de l'eau drainée des buttes et augmentent ainsi leur concentration (Damman, 1978). La composition

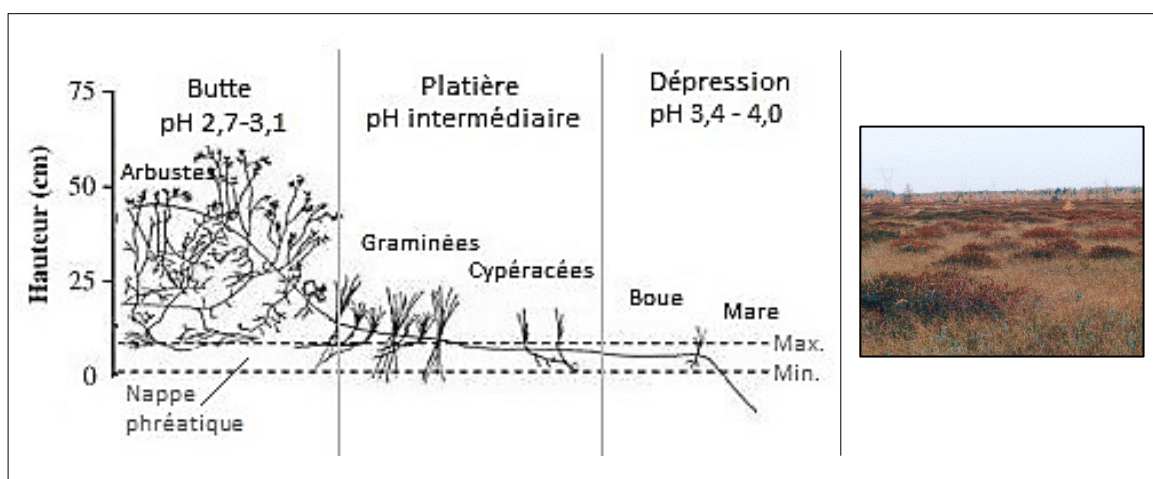


Figure 1. Représentation du gradient de microtopographie dans une tourbière ombrotrophe. Dans la photographie, il est possible d'observer les dépressions par la présence d'espèces graminées (en brun-jaune) et les buttes par la présence d'arbustes (en brun-rouge). Figure modifiée de Payette (2001) et Rydin & Jeglum (2013). Photo : M. Poulin (2009)

végétale suit un gradient selon son environnement. Elle est donc sujette à changement lorsque celui-ci est modifié. Ces modifications peuvent être produites par des perturbations anthropiques, qui remanient l'ensemble des conditions à petite et grande échelle.

1.3 Perturbations anthropiques affectant les tourbières ombrotrophes

Au cours des derniers siècles, entre 20 % et 50 % des zones humides dans le monde ont été dégradées (Davidson, 2014; Fluet-Chouinard et al., 2023; Turetsky & St. Louis, 2006; Zedler & Kercher, 2005). Au Québec, selon certaines estimations, un minimum de 3 733 km² aurait été perturbé dans les 50 dernières années (Pellerin & Poulin, 2013; Rochefort et al., 2011). Les perturbations causant la dégradation des tourbières seront abordées au niveau des changements climatiques et de la modification de l'utilisation des terres, puis au niveau des perturbations linéaires.

1.3.1 Changements climatiques et conversions

Les tourbières sont d'impressionnants puits de carbone planétaires considérant la petite superficie qu'elles couvrent à l'échelle mondiale (Zedler & Kercher, 2005). En ce qui concerne les tourbières septentrionales, les taux d'accumulation de tourbe, déterminés en quantifiant le carbone contenu dans les carottes de tourbe datées au radiocarbone, se situent généralement autour de 23 g de carbone/m²/année (Loisel et al., 2014). Cependant, l'accumulation de carbone dans la tourbe est sensible aux perturbations environnementales. En effet, le taux d'accumulation est lié aux variations du climat (Yu et al., 2009). Des changements dans le régime de précipitations et de températures liés aux changements climatiques pourraient avoir pour effet de réduire le taux d'accumulation. Ces changements du climat pourraient modifier les interactions biologiques de la tourbe et débiter une décomposition (Ise et al., 2008). Ainsi, certaines tourbières pourraient passer de puits de carbone à une source de carbone vers l'atmosphère (Gorham, 1991; Loisel et al., 2021; Vitt, 2018). Il est estimé

que l'impact climatique net des flux annuels de gaz à effet de serre des tourbières serait d'environ +0,6 pétagramme (Pg) équivalent CO₂ par année (Frolking et al., 2011).

Les impacts des changements climatiques sur les tourbières comprennent à la fois des impacts directs immédiats (plus humides ou plus secs, plus chauds ou plus froids) et des impacts indirects à plus long terme (changements dans la composition de la communauté végétale) (Frolking et al., 2011). Des changements environnementaux causés par une activité en combinaison avec d'autres activités humaines passées ou présentes forment une sorte de rétroaction climatique positive (Pellerin & Lavoie, 2003; Turetsky & St. Louis, 2006). Par exemple, les relations positives entre la superficie brûlée dans les tourbières de l'Ouest canadien et les variables météorologiques suggèrent qu'un climat plus chaud et plus sec entraînera une augmentation du brûlage dans les tourbières boréales et subarctiques (Turetsky et al., 2004). Puisque les tourbières stockent des quantités importantes de carbone et que la combustion de la biomasse représente un rejet direct de carbone dans l'atmosphère, une combustion plus fréquente et plus sévère des couches de tourbe pourrait représenter une rétroaction positive aux changements climatiques en cours (Frolking et al., 2011; Turetsky et al., 2004).

Certaines perturbations modifient l'écosystème de manière substantielle, jusqu'à en causer la perte. Ces perturbations sont attribuables à la conversion et à la modification d'utilisation des terres. Les tourbières ont longtemps été considérées comme des terres improductives (Quinty & Rochefort, 2003). En conséquence, énormément de tourbières ont été drainées pour l'agriculture et pour la foresterie, ayant pour résultat une perte nette des milieux tourbeux (Bouchard & Jean, 2001; Rydin & Jeglum, 2013b; Sjörs, 1980). Au Canada, l'agriculture (e.g. culture maraîchère) est la cause principale de conversion des tourbières, représentant 85 % des pertes (Poulin et al., 2004). Une autre perturbation majeure est celle de l'extraction de la tourbe, qui est prélevée pour de multiples raisons

(Keys, 1992; Pellerin & Poulin, 2013; Rochefort, 2001; Rydin & Jeglum, 2013; Sjörs, 1980; Turetsky & St. Louis, 2006; Vitt, 2018). La tourbe sert de carburant en étant brûlée et est surtout utilisée en horticulture pour ses propriétés telles que la rétention de l'eau (Sjörs, 1980). Pour leur part, les activités d'hydro-électricité ont perturbé de grandes surfaces de tourbières. En effet, 1270 km² soit environ 35 % des pertes en tourbières au Québec sont causées par l'ennoyage et la déviation de cours d'eau à la suite de la construction de barrages (Pellerin & Poulin, 2013). Enfin, les tourbières ont aussi été modifiées pour le pâturage, la culture de canneberges, les routes et chemins ainsi que le développement commercial et résidentiel (Pellerin & Poulin, 2013; Poulin et al., 2004; Sjörs, 1980). De tels changements dans ces écosystèmes pourraient compromettre les services écosystémiques qu'offrent les tourbières (Zedler & Kercher, 2005).

La littérature décrit bien la conversion des tourbières par le drainage et l'extraction de la tourbe ainsi que leurs impacts. En revanche, un bon nombre d'autres activités humaines dégradent ces milieux, telles que le passage de véhicules tout-terrain. Cependant, ces perturbations causant la dégradation superficielle des tourbières sont peu étudiées, et notamment en Minganie où ces activités sont en pleine croissance. Ces perturbations sont abordées plus longuement dans la section qui suit.

1.3.2 Perturbations linéaires : les véhicules tout-terrain

Certaines perturbations se produisant à petite échelle spatiale peuvent entraîner la dégradation du milieu. C'est le cas pour les perturbations linéaires telles que les emprises de lignes électriques ainsi que les sentiers de Cerf de Virginie (Dube, 2011; Pellerin et al., 2006). Les sentiers de véhicules tout-terrain représentent aussi un exemple de perturbations linéaires (Ross, 1991). Ce type de perturbation est courant dans les tourbières proches des zones résidentielles et urbaines. Les tourbières facilement accessibles par la route sont davantage perturbées par les VTT que celles éloignées et elles sont utilisées en partie pour le loisir et pour la récolte de subsistance par des individus (Mullet, 2014;

Slaughter et al., 1990). En Alaska, Slaughter et ses collaborateurs (1990) ont dénoté que les véhicules hors route sont désormais omniprésents, soit depuis que des véhicules commerciaux plus petits sont disponibles, et ce dès les années 1960. Cette utilisation accrue a suscité des inquiétudes quant aux effets cumulatifs de ces véhicules sur la végétation, les sols, la qualité de l'eau ainsi que les conditions hydrographiques.

Dans leur Guide d'intervention en matière de conservation des habitats littoraux, le Comité ZIP Côte-Nord du Golfe dénote qu'au Cap Ferré, près de Havre-Saint-Pierre, la principale source de perturbation provient du sentier de véhicule tout-terrain traversant la tourbière (Pérot & Provost, 2008). Ce sentier date d'il y a plusieurs décennies. Les passages dégradent l'habitat de façon importante : où la tourbe est mise à nue, la présence d'eau dans les dépressions incite les usagers à créer de nouveaux sentiers de contournement, perturbant l'habitat sur une plus grande surface.

Les perturbations causées par les VTT sont visibles et observables, mais leurs impacts sur l'intégrité des tourbières restent plutôt méconnus. Toutefois, les impacts de l'utilisation intensive des VTT et autres perturbations linéaires (la randonnée pédestre (Crisfield et al., 2012), motoneige (Greller et al., 1974; Morton & Mullet, 2020) et les lignes sismiques – corridors étroits utilisés pour l'exploration pétrolière et gazière (Davidson et al., 2020)) ont été étudiés au sein d'autres écosystèmes ayant une structure végétale semblable à celle des tourbières telles que les dunes (Anders & Leatherman, 1987), les milieux côtiers (Hannaford & Resh, 1999; Wilshire et al., 1978), la toundra (Greller et al., 1974; Racine & Johnson, 1988; Rickard & Brown, 1974; Slaughter et al., 1990) et la toundra alpine (Chrisfield et al., 2012).

i) Impacts des sentiers sur la végétation des tourbières et sur d'autres sites comparables

Il a été observé que la couverture végétale totale sur les sentiers est considérablement inférieure à la couverture totale de la végétation des sites de référence (site situé en dehors de la perturbation)

tant dans les tourbières qu'en toundra alpine (Crisfield et al., 2012; Ross, 1991). Selon une étude menée par Ross (1991) sur des tourbières à l'est du Canada, les sites perturbés présentaient, en moyenne, 76,1 % de sols non végétalisés et les sites de référence n'avaient que 2,5 % de sols dénudés. En ce sens, Corson et Campbell (2013) suggèrent que les perturbations linéaires, parfois désignées comme « moins sévères » puissent néanmoins éliminer la sphaigne de surface et laisser la tourbe à nue, tout en limitant les possibilités de recolonisation par la sphaigne. Certaines études démontrent une diminution de la richesse spécifique, jusqu'à environ 50 % des espèces – Gremmen et al., 2003; Ross, 1991 – bien que ce ne soit pas toujours le cas (Monz, 2002).

Cependant, les impacts des VTT sur la végétation ne se limitent pas au retrait du couvert végétal. Les passages de VTT réduisent le taux de croissance des plantes et les populations d'espèces indigènes. En effet, Hannaford & Resh (1999) mentionnent que la croissance de la biomasse était significativement plus faible après le passage de véhicules sur la Salicorne de Virginie (*Salicornia depressa*) dans la baie de San Francisco. Selon le type de véhicule, les résultats ont indiqué que même une utilisation limitée peut avoir un impact immédiat sur la salicorne. De plus, les impacts des VTT sont associés à une augmentation des espèces végétales pionnières (Ouren et al., 2007). Les sentiers de VTT ont un impact sur la composition des espèces végétales en agissant comme agent de dispersion des graines (Gelbard & Harrison, 2003) en provoquant des changements dans le sol et la fonction hydrologique qui favorisent les annuelles et autres plantes de succession précoce (Lovich & Bainbridge, 1999; Prose et al., 1987). Aussi, des changements dans la composition des espèces végétales peuvent survenir à la suite de la propagation d'espèces envahissantes par des sentiers de VTT qui agissent comme des conduits pour les perturbations d'origine humaine qui favorisent l'invasion par des espèces exotiques (Greenberg et al., 1997).

Enfin, les passages de VTT peuvent modifier le milieu en créant une microtopographie, particulièrement des dépressions laissées par les traces de roues, ce qui peut affecter le couvert végétal. Par exemple, dans le cas d'une étude menée par Taylor et Raney (2013), les dépressions laissées par les VTT, où l'eau s'est installée dû à la position de la nappe phréatique, se sont avérées être avantageuses pour l'installation d'une espèce végétale, soit *Drosera filiformis*, dont la niche écologique concorde avec cette nouvelle microtopographie. Cette modification du terrain a aussi un effet sur les nutriments. En contexte de toundra et de piétinement en zone alpine, le piétinement résultant de la randonnée, de l'équitation et l'utilisation de VTT, influencé par le couvert végétal réduit, modifie le cycle des nutriments et la température du sol (Crisfield et al., 2012; Edwards & Cresser, 1992).

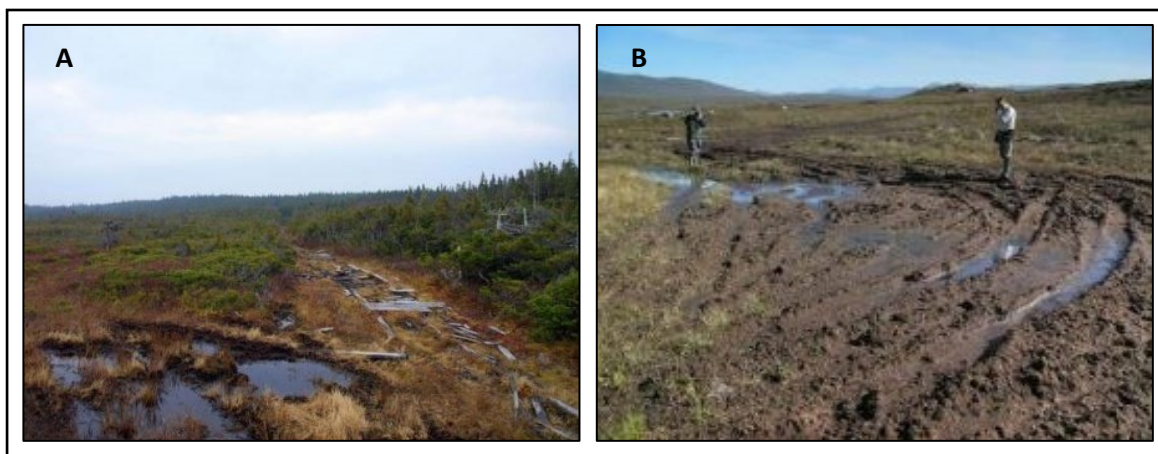


Figure 2. Tourbières dégradées par le passage de véhicules tout-terrain. Photos : (A) Canada (Cap Ferré, Qc) (A. Pérot, 2008); (B) Royaume-Uni (Lindsay et al., 2016).

ii) Impacts physiques des sentiers sur les tourbières et sur d'autres sites comparables

Les impacts physiques de la circulation de VTT sur l'environnement sont multiples. Entre autres, le sol se compacte suite à la création de sentiers perturbant ainsi sa structure (Ahlstrand & Racine, 1993; Ouren et al., 2007). La compaction du sol affecte un certain nombre de propriétés physiques,

chimiques et biologiques du sol telles que l'hydrologie, l'augmentation de la résistance du sol et l'élimination de la couche de litière (Ouren et al., 2007). Ces impacts peuvent réduire la croissance de la végétation (Webb, 1982). Un sol compacté présente une diminution de sa porosité. Par le fait même, cela entraîne une augmentation de la densité apparente (Gomez et al., 2002). Cette compaction restreint la pénétration des racines des plantes ainsi que leur accès à l'eau et aux nutriments (Gomez et al., 2002).

Racine et Johnson (1988) ont étudié l'impact des véhicules tout-terrain sur la toundra. Ils ont échantillonné trois types de toundras : sèche (*dry*), humide (*moist*) et très humide (*wet*). Dans la toundra très humide, un seul passage peut créer une grosse dépression dans le sol. Ainsi, un tiers des sites montrait un niveau de perturbation élevé. Les sentiers étaient souvent constitués de plusieurs pistes en fonction de l'humidité (Gremmen et al., 2003) et du trafic sur le site, un phénomène aussi observé par Pérot & Provost (2008) se produisant dans une tourbière près du Cap Ferré en Minganie, où la création de pistes de contournement élargissait, par le fait même, le rayon de perturbation. La principale forme de modification observée est les ornières et dépressions causées par les passages (Figure 2) (Lindsay et al., 2016; Mason, 2010; Pérot & Provost, 2008; van Vierssen Trip & Wiersma, 2015). En effet, l'ampleur de l'effet de l'utilisation des VTT est influencée par les caractéristiques du sentier, y compris la courbure et le pourcentage de pente, liés à l'orniérage créé par les roues des véhicules et la réduction de la couverture du sol. Les courbes des sentiers, suivies des collines (montées et descentes) et de segments rectilignes de sentiers, sont sensibles à la création d'ornières (Meadows et al., 2008).

iii) Impacts des sentiers sur l'hydrologie et sur la qualité de l'eau

Les changements dans la structure du sol et les propriétés physiques produits par l'utilisation des VTT peuvent entraîner une dégradation significative de la fonction hydrologique. La compression et

l'affaissement de la tourbe sur le sentier auraient un effet sur le niveau de la nappe phréatique qui se trouverait plus près de la surface dans le sentier qu'à l'extérieur de ce dernier (Strack et al., 2018). La combinaison potentielle de compactage et de perte en matière organique serait en cause d'une importante augmentation de la densité apparente ainsi que d'une réduction de la profondeur de la nappe phréatique (Davidson et al., 2020). Ces changements dans la structure du sol pourraient également modifier l'hydrologie locale jusqu'à affecter la nappe phréatique au-delà du sentier.

Concernant les propriétés chimiques de l'eau interstitielle, des contaminants tels que des hydrocarbures peuvent être introduits directement dans les milieux humides via les émissions et des déversements de carburant par le moteur des VTT, en particulier les moteurs à deux temps (Ouren et al., 2007). Les contaminants peuvent également être délogés du sol par le ruissellement produit par les canaux préférentiels créés par le passage des VTT (Ouren et al., 2007). La littérature décrit brièvement l'effet des perturbations linéaires sur les nutriments dans les sols et nullement les nutriments dans l'eau interstitielle. Après une perturbation, la disponibilité des nutriments peut changer, reliée aux nouvelles conditions plus aérobies ou plus humides. De plus, les rapports C:N peuvent être plus faibles et cette diminution serait liée aux débris ligneux laissés par la perturbation et à une augmentation de la décomposition (Dabros et al., 2018; Davidson et al., 2020).

1.4 Objectifs de recherche

Ce travail de recherche a comme objectif de déterminer les effets des sentiers de VTT sur les communautés végétales et sur les composantes physico-chimiques des tourbières ombrotrophes boréales en Minganie.

L'article scientifique du chapitre qui suit présente les résultats d'une étude menée à l'été 2021 et qui visait 1) à déterminer jusqu'à quelle distance le sentier de VTT exerce une influence sur la végétation, sur la chimie et sur les caractéristiques physiques des tourbières, et 2) à explorer si les caractéristiques des sentiers – largeur des sentiers, profondeur et nombre de sillons – sont reliées à l'ampleur de l'impact.

Chapitre 2. Impact of All-Terrain Vehicles on Boreal Peatlands

2.1 Avant-propos

Ce chapitre est le cœur de mon mémoire. Il s'agit d'un article écrit en anglais qui sera soumis à une revue scientifique révisée par les pairs. Cet article présente les résultats d'une étude concernant l'effet des véhicules tout-terrain sur les communautés végétales et les conditions environnementales des tourbières ombrotrophes boréales.

Ma directrice, Julie Talbot, et ma codirectrice, Stéphanie Pellerin, ont supervisé la réalisation du projet de recherche. J'ai organisé la campagne d'échantillonnage accompagné de ma directrice et codirectrice, et j'ai conduit l'échantillonnage en Minganie accompagnée de Julie Talbot. J'ai aussi réalisé les analyses de laboratoire accompagné de Dominic Bélanger du Groupe interuniversitaire de limnologie (GRIL). Le plan des analyses statistiques des données a été pensé par mes directrices, moi-même ainsi que Stéphane Daigle de l'Institut de recherche en biologie végétale (IRBV). J'ai réalisé les analyses ainsi que produit les figures et tableaux. Enfin, j'ai rédigé l'article sous la supervision de Julie Talbot et Stéphanie Pellerin, coauteures, qui ont révisé le manuscrit et contribué à son contenu.

2.2 Abstract

Peatlands provide many ecosystem services, including sequestering large amounts of carbon in their soil. The Minganie region of Quebec's North Shore has large expanses of bogs. They are characterized by low vegetation and dry conditions due to the open surfaces and exposure to wind. However, all-terrain vehicle (ATV) use is widespread. This study aimed to understand the effect of this linear disturbance (1) by determining the influence of ATV trails on the vegetation and physical characteristics of the peatlands and, (2) by evaluating the magnitude of the impact according to the characteristics of the trails (width, depth, and number of ruts). We established 18 sampling transects (30 m) perpendicular to nine trails distributed within a radius of 200 km from Havre Saint-Pierre. We found a localized and limited effect of ATV trails on vegetation and abiotic variables. Bare soil and higher peat density were observed at the trail location. In addition, lower vegetation cover was observed on the trails, as nearly a quarter of the species did not survive the ATV passes. Four indicator species associated with the off-trail plots (*K. angustifolia*, *R. groenlandicum*, *C. rangiferina*, and *S. fuscum*) appear to share common characteristics that make them less tolerant of ATV traffic (*i.e.*, erect form, woody stems, base-branched stems). Finally, we observed that some trails cover very wide areas, hence the global impact of ATV passage, while limited to the trails themselves, can be quite severe locally. Bypass trails following water intrusion on the original trail extend the radius of disturbance over a larger area. The disturbance is limited if the bogs are crossed in a limited area.

Keywords: Ombrotrophic peatlands, Bog, All-Terrain Vehicle, Linear Disturbance, Biogeochemistry, Vegetation, Hydrology, Anthropogenic Disturbance

2.3 Introduction

Peatlands are wetlands formed through the accumulation of partially decayed plant remains (Charman, 2009). These ecosystems provide several ecosystem services, such as climate regulation due to their high carbon storage capacity, in addition to hosting a wide variety of wildlife and plant species, which are sometimes endemic (Zedler & Kercher, 2005). As such, they are of important conservation value. However, they are subject to intense anthropogenic pressures like peat extraction, drainage, agriculture, and urban sprawl (Poulin et al. 2016), especially in densely inhabited regions. As a result, drastic changes are often observed in their floristic and faunal composition and physicochemical properties (Chimner et al., 2017; Poulin et al., 2004; United Nations Environment Programme, 2022). Although peatlands in more remote areas are less affected by human activities, linear disturbances such as seismic lines, roads, power lines, or all-terrain vehicle (ATV) trails are frequent features. The impacts of such features on peatlands are much less known than those of more intense human activities, such as drainage.

Off-road vehicle traffic can cause significant damages to ecosystems although the level of impacts depends on several factors including traffic intensity, the topography of the site as well as vegetation and soil types (Meadows et al., 2008). Physical disturbances associated with ATVs included soil compaction, erosion, and rutting especially on steep slopes and fragile and unsound soils such as those of peatlands (van Vierssen Trip & Wiersma, 2015). Soil compaction decreases soil porosity leading to an increase in bulk density (Ross, 1991), and it can further limit plant root growth and thus nutrient and water intake (Gomez et al., 2002). In very wet soil conditions, a single passage can create large depressions (Racine & Johnson, 1988), where water can settle due to the position of the water table close to the soil surface. Such microhabitats are favorable for the establishment of pioneer species such as the genus *Drosera* (Pellerin et al. 2006; Taylor & Raney, 2013). In wet soils, trails

often consist of multiple tracks, or the creation of bypass trails would expand the disturbance radius (Gremmen et al., 2003). In addition, peat compression on the trail affects the water table, which would be closer to the surface inside the trail than outside (Strack et al., 2018). The availability of nutrients may change after a disturbance, related to more aerobic or wetter conditions. In addition, C:N ratios are lower, and this decrease is related to woody debris left over from disturbance and increased decomposition (Dabros et al., 2018; Davidson et al., 2020).

Although some plants may take advantage of ATV disturbances (Taylor & Raney, 2013), vegetation cover is generally negatively affected by hiking trails (Crisfield et al., 2012) and ATV trails (Ross, 1991). One of the primary predictors of a species ability to withstand trampling is its morphology. Resistance is primarily a function of the erectness of plant, whereas resilience is primarily a function of woodiness and whether or not perennating buds are located above the ground surface (Cole, 1995). Matted and caespitose graminoids are resilient, whereas shrubs are non-resilient because they are erect and woody (Cole, 1995). ATV also fosters plant compositional turnover from trampling intolerant species to trampling tolerant species (Cole, 1995). Overall, species richness is lower on ATV trails than off the trail (Ross, 1991).

In northeastern Québec, ATVs are increasingly used for recreation (pleasure rides) and subsistence harvesting (e.g., wild berry picking and trapping sites) (Slaughter et al., 1990; Mullet, 2014). Because peatlands are widespread in the area, the increasing use of these vehicles has raised concerns about their cumulative effects on these ecosystems. This study aims to determine if ATV trails have an impact by attempting to (1) determine the spatial extent of the impact of trails on peatland vegetation, soils, and hydrological characteristics; (2) explore if trail characteristics influence the magnitude of the impact.

2.4 Materials and Methods

2.4.1 Study Area

The North Shore of the St. Lawrence Estuary has large expanses of peatlands found in two geomorphological contexts. Near the coast, less than 16 meters above sea level, peatlands are located on silt-clay deposits associated with the Laurentian marine transgression. Further from the coast, peatlands lie on deltaic sandy terraces with induration (i.e., an impermeable ferruginous sand layer) formed by tributary rivers that emerged following the retreat of the Goldthwait Sea (Bernatchez, 2003; Payette et al., 2013). Peat accumulation began on the sandy deltaic terraces from 7500 yr BP and from 4200 yr BP on the silt-clay deposits (Magnan et al., 2014). The average peat thickness was about 2 m for the inventoried sites. The regional climate is maritime, with a mean annual temperature of 1.4°C and mean annual precipitations totaling 1095 mm, 27% of which falls as snow (1981-2010 data: Environment Canada).

The bogs in the region are plateau-shaped and dotted with pools of varying sizes and small lakes (Magnan & Garneau, 2014). They are found at the edge of the closed boreal forest within the moss spruce forest. Bogs are generally covered with *Sphagnum* mosses (*Sphagnum fuscum* (Schimp.) H. Klinggr, *Sphagnum rubellum* (Wilson) and shrubs (*Chamaedaphne calyculata* (L.) Moench, *Empetrum nigrum* (L.), *Rhododendron groenlandicum* (Oeder) Kron & Judd, *Rubus chamaemorus* (L.)). Lichen mats are also abundant (*Cladonia rangiferina* (L.) F.H. Wigg.), perhaps due to the relatively dry local conditions induced by the open surfaces and the exposure to wind (Foster, 1984).

Bogs with visible signs of ATV trails were first selected using satellite imagery (Google Earth, 2021). Then, only bogs that were easily accessible and located within a radius of 200 km from Havre Saint-Pierre (50°14'N, 63°36'W, Figure 3A), and with no other sign of human disturbance than the ATV trails, were selected and assessed in the field.

2.4.2 *Experimental Design*

Field sampling was carried out in mid-July 2021. We chose nine ATV trails located in eight bogs or peatland complexes and carried inventories and sampling along two 30 m transects at each trail (18 transects in total). Transects were parallel to each other (minimally spaced 50 m apart) and perpendicular to the trails (Figure 3B). On a single side of the trail in seemingly homogenous habitats regarding vegetation and microtopography, transects were located at least 100 m from the bog margins. We randomly chose one side of the trail when the habitat was homogeneous on both sides. Pools and lakes were avoided. Five 1 m² square plots were established and the first one was in the middle of the ATV trail. The second one was at the edge of the trail, but entirely outside the trail. The three last plots were located at 5 m, 15 m, and then 30 m (control plot) from the edge of the trail (Figure 3B).

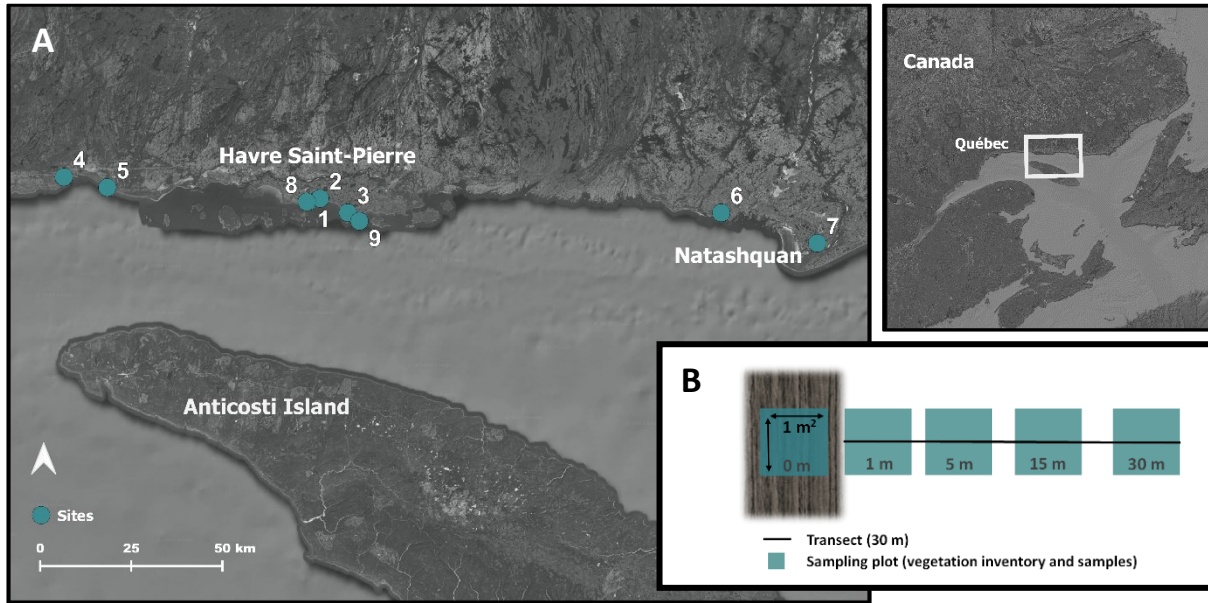


Figure 3. A. Map of the location of the 9 sampling sites situated in a radius of 200 km from the municipality of Havre-Saint-Pierre; B. Experimental design (not to scale). Sampling plot: 0 = in the middle of the ATV trail, 1 = at the edge of the trail, but entirely outside the trail, 2 = 5 m from the edge of the trail, 3 = 15 m from the edge of the trail, and 4 = 30 m from the edge of the trail.

2.4.3 Sample Collection and Analysis

In each trail, for each transect, we counted the number of ruts and measured their mean depth. We also measured the width of the trail and the disturbed area, which is the area on either side of the trail with visible remote bypass trails or other disturbances such as snowmobile trails. For the purposes of this study, an ATV was defined as any all-terrain motorized vehicle, approximately 1.4 m in overall width, designed to run on four wheels, with a seat designed to be straddled by the operator and steering control by handlebars.

In each 1 m² plot, we visually estimated the cover of all plant species, of each plant stratum (musical, herbaceous, and shrub), and of bare soil to the nearest percentage for cover less than 10% and then in intervals of 5%. We also used covering classes for 0.05% (meaning *few individuals*) and less than 0.001% (meaning *presence*). We also evaluated the average height of the herbaceous and

shrub strata. We included the tree species present (*Picea mariana* (Miller) BSP., *Larix laricina* (Du Roi) Koch.) in the shrub layer given their stunted form.

We extracted a peat sample (ca. 10cm³) at 0-10 cm, 10-20 cm, and 20-30 cm with a stainless-steel serrated knife and scissors. We measured the volume of the samples in the field to avoid errors due to compaction during transport. The samples were stored in plastic bags at 4°C until analyses in the laboratory, where they were dried in an oven at 55 °C for a minimum of 3 days and weighed to obtain their dry weight and their bulk density in g/cm³ ($\rho = M/V$; where ρ is density, M is mass, and V is volume). We evaluated the organic matter content of each sample by combusting the samples used for density in a furnace at 550 °C for 4 hours.

We measured peat thickness using metal rods manually inserted into the ground and we evaluated the water table level from a manually excavated well once the water table had stabilized. Water samples were collected from the well and stored in polyethylene containers at 4°C (at -20°C for orthophosphates) until analysis. Dissolved organic carbon (DOC) samples were filtered using a 0.45 µm PES membrane. Nitrates (NO₃⁻), nitrites (NO₂⁻), and ammonium (NH₄⁺) samples were filtered to 0.2 µm and acidified (1 M H₂SO₄). Electrical conductivity and pH samples were unfiltered and measured immediately with Accumet XL50 and Accumet AR10 meters. DOC samples were measured using the Laboratory TOC Analyser Sievers M5310 C – employing UV persulfate oxidation. NO₃⁻, NO₂⁻ and NH₄⁺ samples were measured using the Lachat instrument QuickChem – employing flow injection analyzer. Using semi-automated colorimetry, orthophosphates (PO₄³⁻) samples were measured with an Astoria 2 Pacific International analyzer.

2.4.4 Statistical Analysis

Trail Characteristics

The univariate relationships between the environmental variables and trail characteristics (i.e., trail width, rut depth, number of ruts, and disturbed area) of the five plots (distances to the trail) were tested using general linear model approaches. Linear mixed-effects models were performed in which the transect variable was treated as a random factor. Transformations were applied to the response variables when the data did not meet the requirements of normality and homogeneity of variance. The herbaceous cover and height were cube root-transformed ($x^{1/3}$). Peat bulk density (10-20 cm) was transformed using an inverse transformation ($1/x$). The variables NH_4^+ , $\text{NO}_3^-/\text{NO}_2^-$ and PO_4^{3-} were log-transformed ($\log_{10}(x)$). Because no transformation was useful in the case of the bare soil variable, its relationship with the trail characteristics was assessed with the help of a non-parametric Spearman correlation. We considered 0.05 as the critical threshold for the significance of p -values.

Distance From the Trails

The univariate relationships between the environmental variables and the distance to the trail were also tested using general linear model approaches. Because a dichotomy exists in the expression of the distance variable, we conducted the analyses according to two approaches where the distance variable is 1) numerical, *i.e.*, where the balance of values (quantitative ratio) is considered, and 2) categorical where the distance variable is in categorical format and the numerical balance between distances is ignored. In the latter situation, the general linear model becomes an ANOVA and makes it possible to compare distances as groups and use Tukey post-hoc comparison tests. The advantage of this dual approach is the possibility that one may be able to detect effects that the other may not, these two approaches are thus complementary. All general linear model analyses were performed with the transect variable treated as a random factor. The variables NH_4^+ , $\text{NO}_3^-/\text{NO}_2^-$, and PO_4^{3-} did

not meet the requirements of normality and homogeneity of variance and they were log-transformed and herbaceous coverage was cube root-transformed ($x^{1/3}$). Once again, given the non-normality of the bare soil variable despite transformation, a non-parametric Spearman correlation was done to assess its relationship with distance to the trail.

To study the relationship between environmental factors (including the trail characteristics) and the vegetation abundance matrix, a redundancy analysis (RDA) was performed using environmental data (trail characteristics, distance from the trails, water table level, bare soil percentage, peat density, and interstitial water chemistry). First, we discarded rare species (< 15% of coverage) from the matrix (9 species on a total of 37). Next, we performed a Hellinger transformation on the resulting abundance vegetation matrix as advised before computing the RDA to accurately preserve Euclidean distances among sites (Legendre & Gallagher, 2001). We tested the significance of the first two axes and the RDA by permutation (n=999). We did a second RDA to study the relationship between the environmental matrix in relation to the distance to the trail, also tested by permutation (n=999). To evaluate whether there was a difference in vegetation across plots along the transect, we performed a discriminant analysis with distance from the trail as the discriminating factor. This analysis predicts a classification for each species into a site. It attempts to classify species described as continuous variables into groups that are defined by sites as categorical variables.

Then, to determine whether some species are indicative of the distance from the trail, we performed an indicator species analysis with the five distances as clusters and the abundance vegetation matrix. This analysis examines the association between species patterns and site group combinations. The indicator's value index is the product of two components, called 'A' (specificity) and 'B' (fidelity) (Dufrêne & Legendre, 1997). Specificity is the degree to which a species is found only in each group of sites (1.000 indicates total specificity) and is determined by the mean abundance

of species across sites within a cluster divided by the sum of the mean abundance of species in all sites. Fidelity is the degree to which a species is present at all sites of a group (1.000 indicates total fidelity) and is calculated with the number of sites where the species is found in the cluster divided by the number of sites in the cluster (Legendre, 2013). The statistical significance of this relationship is tested using 9999 permutations. We kept the rare species and did not use the Hellinger transformation for the indicator species analyses to maintain the independence of each species.

All statistical analyses were performed using version 4.1.2 of the R-language for statistics (R Development Core Team, Vienna, Austria) except for the discriminant analysis which was done on JMP (version 16.2). The *lmer* function from the “lme4” package (version 1.1-30) was used to perform linear mixed-effects models, which were followed by Tukey tests supplied by the “multcomp” package (version 1.4-20). We used the “vegan” package (version 2.6-4) to perform the RDA and to normalize the vegetation coverage data with the Hellinger transformation. The “indicspecies” package (version 1.7.12) was used to perform the indicator species analysis with the *multipatt* function.

2.5 Results

2.5.1 Influence of Distance from Disturbance on Vegetation and Abiotic Environmental Variables

In the control plots, peat thickness was on average 2 m. The pH of pore water was 4.3 and the electrical conductivity was 52.97 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Table 1). The water table averaged 31.5 cm below the surface (Table 1). It was generally higher in the trails (19.6 cm below the surface) than in the control plot (Figure 5A). Total peat was on average composed of 95.4% organic matter. From the ground surface up to 10 cm below the surface, the peat bulk density was 0,074 g/cm^3 for the trail plot, and 0,053 g/cm^3 for the control plot (Figure 5B; Table 1). The water table within the trail was 11,9 cm shallower than in the control plot (19.6 cm < 31.5 cm). The pore water nutrients concentration and

DOC concentration were variables between sites and plots. These variables all have relatively large standard deviation values and spread extremum values.

Table 1. Site properties (control plot). Trails inventoried in July 2021 (n = 18). Peat bulk density and organic matter are those 10 cm below the surface (0-10 cm).

Sites properties	Means \pm standard deviation (minimum-maximum)
Water table level (cm)	31.5 \pm 13.6 (15.0-60.0)
DOC (mg/L)	30.6 \pm 6.8 (17.7-43.6)
NH ₄ ⁺ (ug/L)	194.4 \pm 165.8 (17.0-505.0)
NO ₂ ⁻ /NO ₃ ⁻ (ug/L)	17.5 \pm 13.5 (5.7-49.5)
PO ₄ ³⁻ (ug/L)	20.1 \pm 16.7 (4.6-70.7)
Electrical conductivity (μ S/cm)	53.0 \pm 22.9 (32.2-135.0)
pH	4.3 \pm 0.5 (4.1-6.3)
Peat organic matter (%)	95.4 \pm 5.6 (74.3-98.8)
Peat bulk density (g/cm ³)	0.05 \pm 0.02 (0.03-0.09)

Four abiotic variables were influenced by the distance to the trails (Table 2; Figure 4; Figure 5). The soil was covered by vegetation in the transect, while on the trail more than half of the soil was bare (p -value: < 0.001 , ρ : -0.6416 ; Figure 4). Below ground, the top ten centimeters of peat had higher bulk density on the trail and near the trail (1 m) than the control plot (Table 2, Figure 5). This difference in density probably influences the water table which was significantly higher (near the surface) on the trail (Figure 5). The dissolved organic carbon (DOC) concentration of the pore water was also higher near the trail (estimated value: -0.13874).

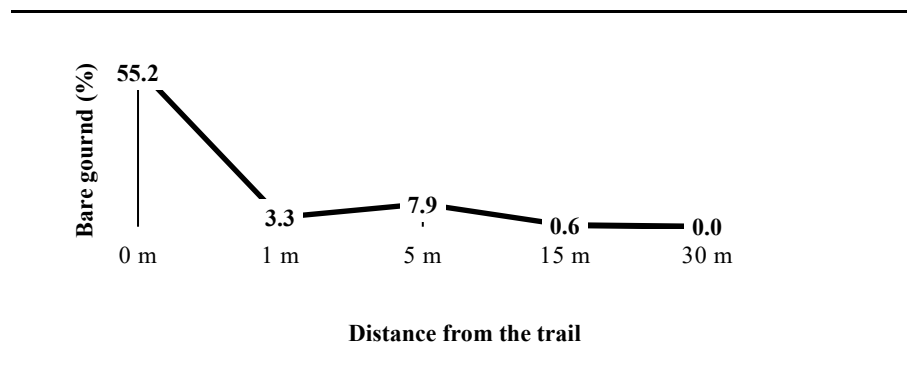


Figure 4. Bare ground cover according to the distance from the trail.

Table 2. *P*-value comparison of mixed model approaches. Responses variables according to the distance to the trail. Peat bulk density=Peat BD, Peat organic matter=Peat OM. Significant codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*'

Variables	Numeric	Categorical
<i>Significant</i>		
Muscinal coverage	< 0.001 ***	< 0.001 ***
Herbaceous coverage ($x^{1/3}$)	0.009 **	0.025*
Shrub coverage	0.043 *	< 0.001 ***
Total richness	0.117	0.002 **
Shrub richness	0.008 **	0.09
Water table level	0.002 **	0.003 **
Peat BD 0-10	0.008 **	0.009 **
DOC	0.009 **	0.064
Herbaceous height	0.038 *	0.225
<i>Not significant</i>		
Muscinal richness	0.701	0.102
Herbaceous richness	0.904	0.202
Peat BD 10-20	0.33	0.545
Peat BD 20-30	0.996	0.824
Shrub height	0.713	0.221
Peat OM 0-10	0.535	0.753
Peat OM 10-20	0.31	0.478
Peat OM 20-30	0.843	0.85
NH ₄ ⁻ ($\log_{10}(x)$)	0.913	0.059
NO ₃ ⁻ /NO ₂ ⁻ ($\log_{10}(x)$)	0.809	0.834
PO ₄ ³⁺ ($\log_{10}(x)$)	0.965	0.853
pH	0.126	0.544
Electrical conductivity	0.126	0.093

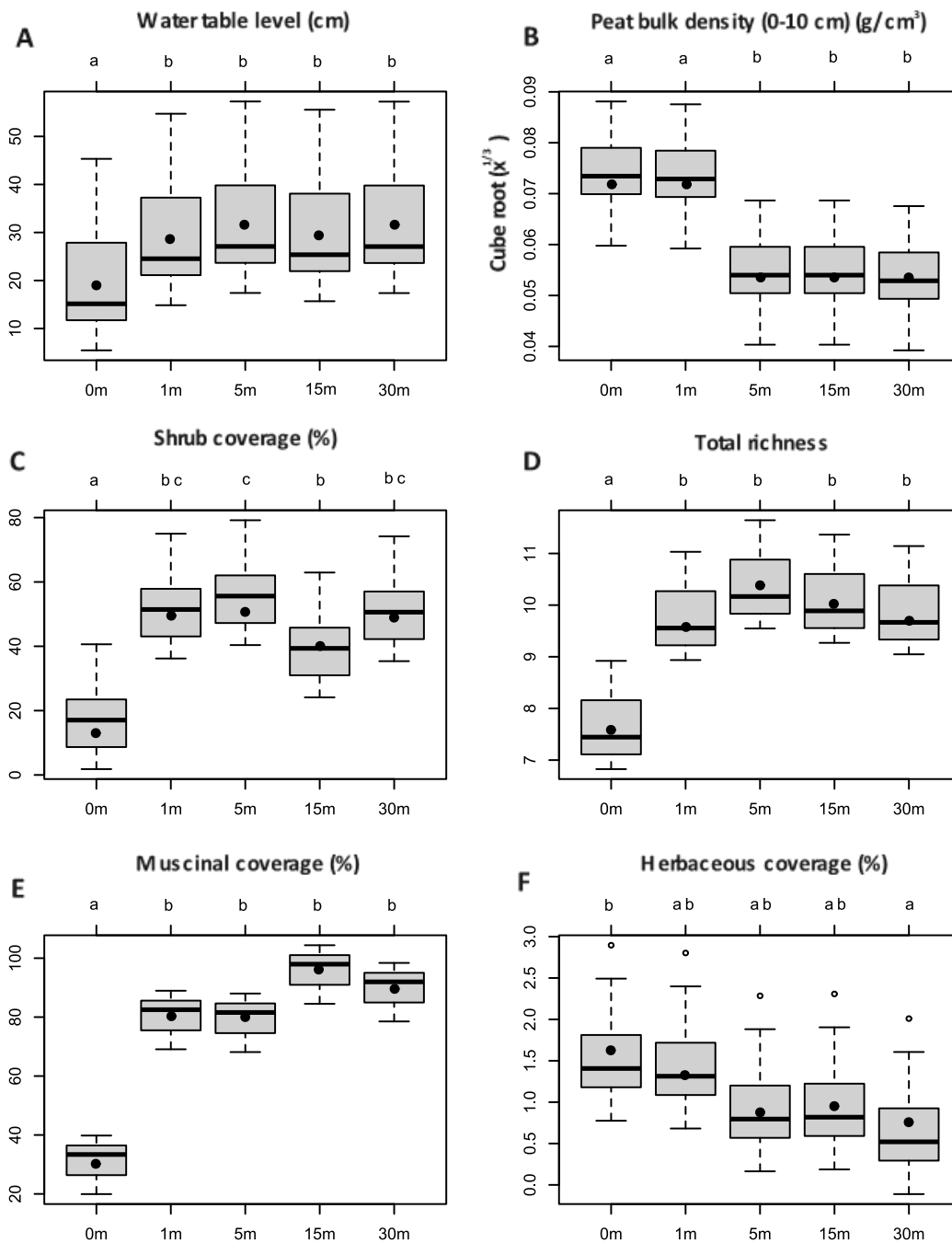


Figure 5. Boxplots of response variables according to the distance (m) to the trails, using only the categorical approach of general linear model. The line within the box indicates the median and the outline of the box indicates the 25th and 75th percentiles. The upper and lower whiskers represented the extreme data within the 1.5 range. Outliers are shown by little white dots. The mean is represented by big black dots. Significantly different plots by distance (p -value < 0.05) are marked by different letters determined by Tukey post-hoc test.

Vegetation composition and coverage change along the transect (Figure 5). The sites were covered with low vegetation (average 7.8 cm). While 36 species were found in total in the different plots (Annexe 1), there was a higher specific richness in off-trail plots, with 10 species on average, than in the trail plots (7 species). Herbaceous vegetation had higher coverage, while shrub species and mosses had lower coverage in the trail plots than in off-trail plots (Figure 5). On the trail plots, the coverage of herbaceous vegetation was 9% on average, while the coverage of shrubs was 17% and the coverage of moss was 31%. On the off-trail plots, herbaceous coverage was 6%, shrub coverage at 49% and moss cover at 87%. Six variables associated with vegetation were influenced by the distance to the trails (Table 2; Figure 5). Total richness (Figure 5D) and the cover of all vegetation strata differed along the distance to the trails (Table 2). While the herbaceous cover was higher on the trail than off the trail (Figure 5F), its height was slightly lower off the trail (estimated value: -0.1282). The cover of the moss and shrub strata and the total richness were lower in the trail than outside the trail (Figure 5E; Figure 5C). Indeed, the shrub richness was significantly higher on off-trail plots (estimated value: 0.03181) while herbaceous and moss richness were not significantly different.

Table 3. Specificity (A), fidelity (B), and IndVal values for the indicator species analysis made with de vegetation abundance data according to the distance to the trail. Only significant species are presented (p -values all between 0.003 and 0.0001). No species corresponds to the 0 m group.

Associated with 4 groups (1, 5, 15, and 30 m)	A	B	IndVal
<i>Kalmia angustifolia</i>	0.9470	0.9444	0.946
<i>Rhododendron groenlandicum</i>	0.9444	0.8611	0.902
<i>Cladonia rangiferina</i>	0.9849	0.7639	0.867
<i>Sphagnum fuscum</i>	0.9323	0.7500	0.836

Indicator species analysis reveals that *Kalmia angustifolia*, *Rhododendron groenlandicum*, *Cladonia rangiferina*, and *Sphagnum fuscum* were associated with the off-trail plots (Table 3), while no indicator species was found for the on-trail plot. Except for a few cases, all four species were exclusively located within the off-trail plot, rarely appearing in the trail plot, and displaying a strong preference for the area outside the trail.

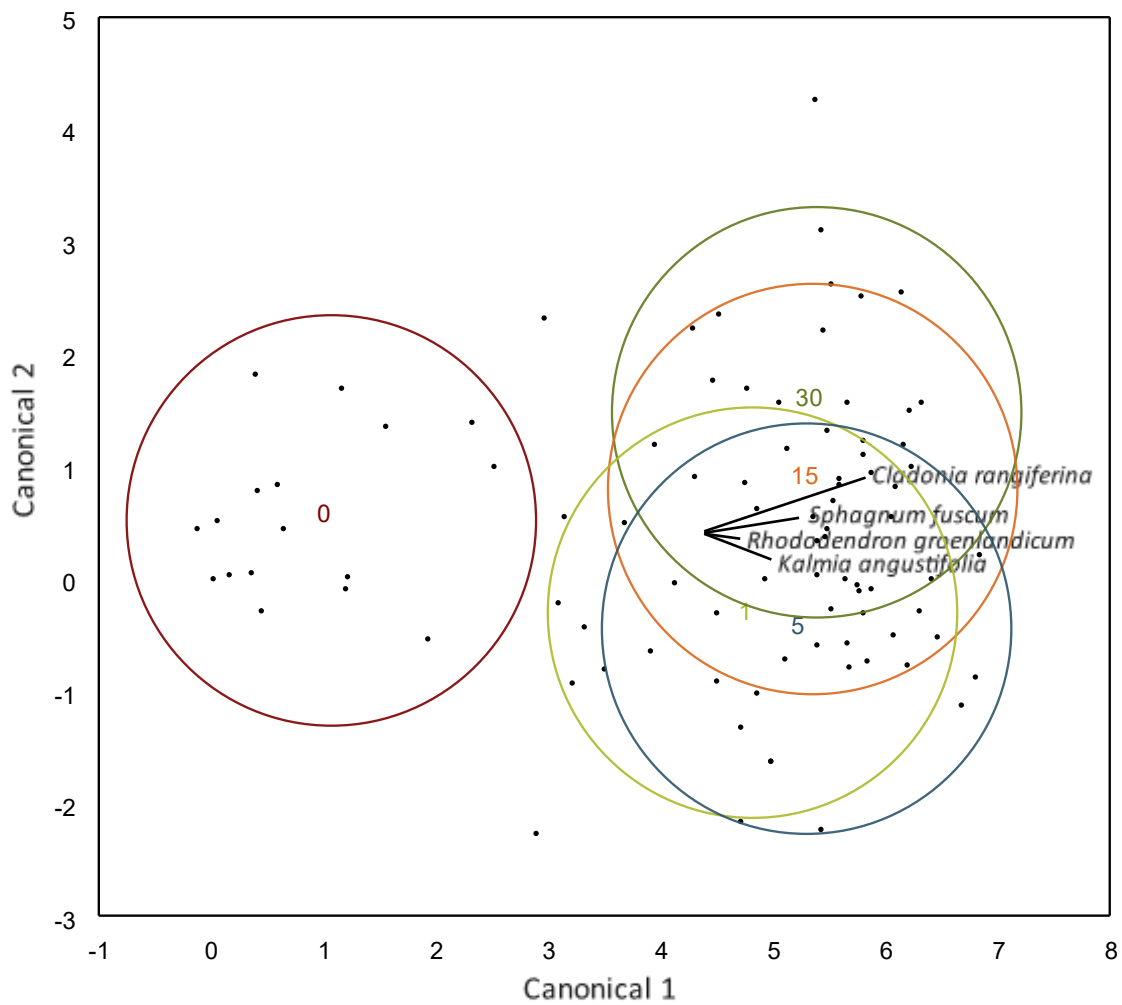


Figure 6. Discriminant analysis of vegetation matrix according to the distance from the trail. Only indicator species were kept on the graph.

Plots off the trail had distinct plant compositions from the plots on the trail (Figure 6). The discriminant analysis misclassified 28% of the plots based on the composition of species in the abundance matrix. The analysis associated on-trail plots very well (84%), while off-trail plots were more often misclassified at an average of about 68% of the time.

The environmental variables of the first RDA axis explain 24.53 % of the variation in the position of the plots (Figure 7). Axis 1 explains 16.35% ($p_{RDA1} = 0.001$) of the variation between distance to trail and abiotic environmental variables. It represents a gradient of the distance from the trail where bare ground is associated with the plots in the trail and where the water table level is deeper outside of the trail. The off-trail plots cluster together, while the on-trail plots are isolated on their side.

The distinction between on-trail plots and off-trail plots is also visible in the second RDA (Figure 8), where on-trail plots form a dense diagonal cloud between the two axes and have similar characteristics, *i.e.*, no soil cover, fewer species in terms of diversity and cover, similar species, denser peat, and a water table closer to the surface. The RDA shows no clear difference between the off-trail plots. All environmental variables explain 43.35% of the vegetation community composition across sites. There is a general gradient of the distance from the trails among both axes. Composition primarily followed a gradient of water table level from the off-trail plot to the in-trail plot along the first axis (19.6% of the variance explained ($p_{RDA1} = 0.001$)). Obliquely opposed to the distance variable, the water table reflects this variable in addition to influencing the vegetation. Axis 2 (explaining 9.5%; $p_{RDA2} = 0.001$) represents a gradient of the distance from the trail where bare ground is associated with the plots in the trail. Along this gradient, *Cladonia rangiferina* was more frequent far away from the in-trail plots.

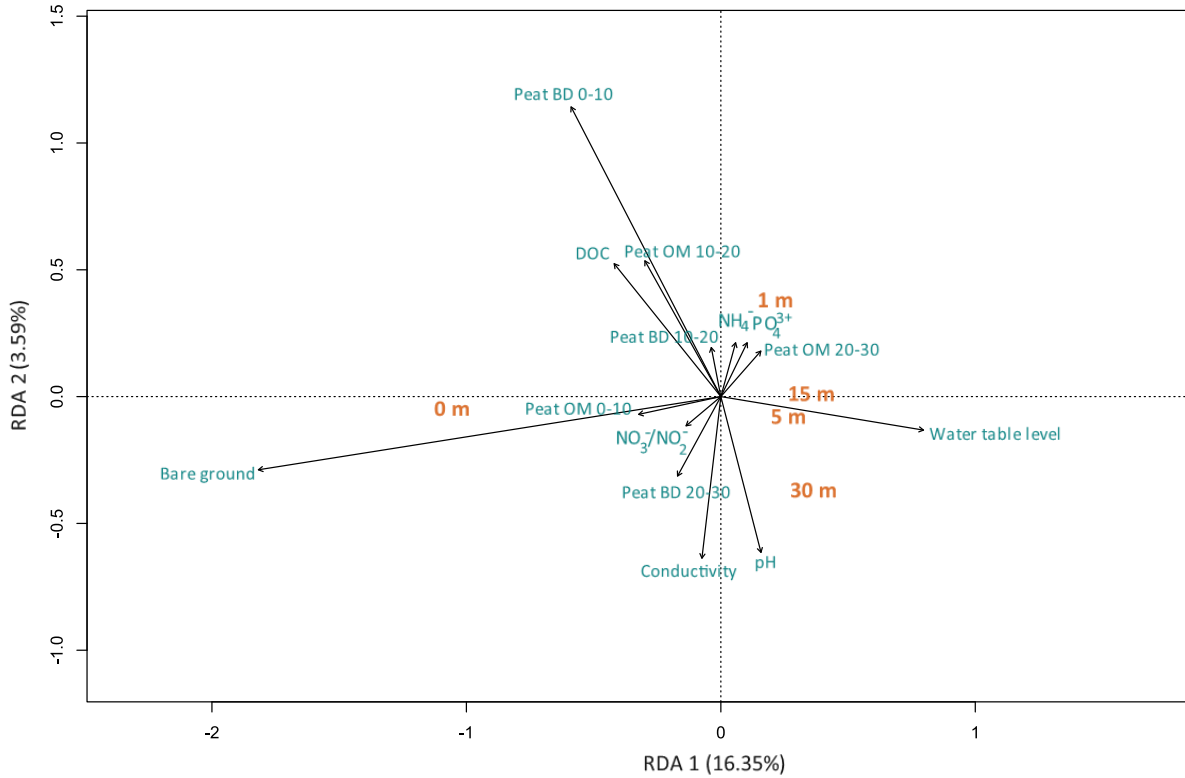


Figure 7. Redundancy analysis plot of the environmental matrix in relation to the distance to the trail ($p_{RDA}=0.002$). The trail characteristics are not in the analysis. Peat bulk density=Peat BD, Peat organic matter=Peat OM.

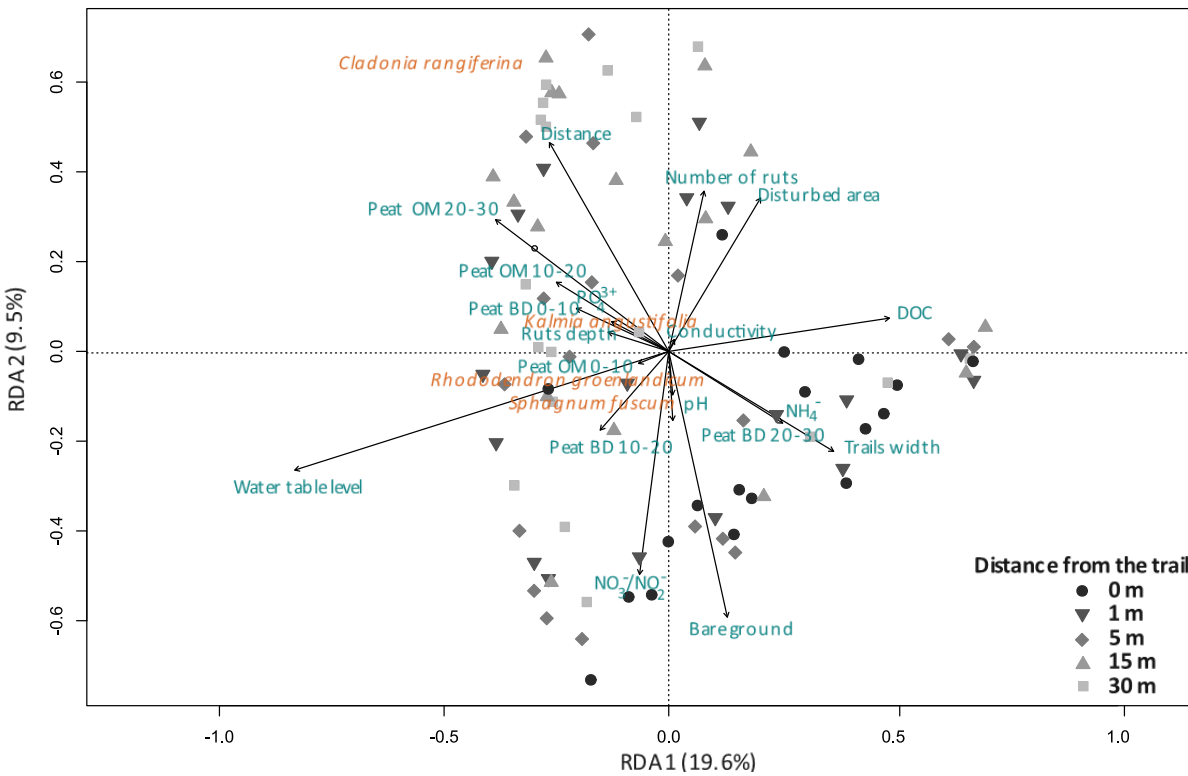


Figure 8. Redundancy analysis plot of the species in relation with the environmental matrix ($p_{RDA}=0.001$). Only indicator species were kept on the graph. Plots are represented with geometric shapes from dark to light grey. Peat bulk density=Peat BD, Peat organic matter=Peat OM.

2.5.2 Trails Characteristics and Their Relationships With Vegetation and Abiotic Variables

The characteristics of the studied ATV trails were quite variable (Table 4). Their width ranged from the size of an average ATV (1.4 m) to 9.4 m. The path depths (ruts) ranged from a minimum of 6.5 cm to a maximum of 35 cm. Some sites had large disturbed areas (380 m), while others had only localized disturbances (1.7 m).

Table 4. Characteristics of ATV trails inventoried in July 2021 (n = 18).

Trails characteristics	Means \pm standard deviation (minimum-maximum)
Trail width (m)	3.7 \pm 2.1 (1.4-9.4)
Ruts depth (cm)	18.7 \pm 7.1 (6.5-35)
Number of ruts	6.3 \pm 5.4 (1-18)
Disturbed area (m)	69.7 \pm 103 (1.7-380)

Trail characteristics influence only a limited number of plant, soil, and water variables (Table 5). For vegetation, only herbaceous species were significantly higher according to trail width. Trail width also influenced a higher peat bulk density at 20-30 cm below the soil surface while peat organic matter at 10-20 cm below the soil surface was influenced by the width of the disturbed area (Table 5). Dissolved organic carbon higher concentration in pore water was also significantly related to the disturbed area. Furthermore, pore water was influenced by the number of ruts. Where there were many ruts, electrical conductivity was higher, and NH₄⁻ and NO₃⁻/NO₂⁻ had lower concentrations.

Table 5. Impact of off-road ATV trail characteristics on plant, soil, and water tested with linear mixed-effects models. *P*-values of the models are indicated. Peat bulk density=Peat BD, Peat organic matter=Peat OM. Significant codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*'

Variables	Trails width	Ruts depth	Number of ruts	Disturbed area
Muscinal coverage	0.768	0.836	0.986	0.061
Herbaceous coverage ($x^{1/3}$)	0.062	0.784	0.752	0.955
Shrub coverage	0.228	0.49	0.698	0.936
Total richness	0.549	0.81	0.578	0.238
Muscinal richness	0.841	0.914	0.845	0.697
Herbaceous richness	0.055	0.693	0.539	0.259
Shrub richness	0.967	0.984	0.157	0.491
Shrub height	0.306	0.497	0.64	0.394
Herbaceous height ($x^{1/3}$)	0.048 *	0.388	0.908	0.455
Peat BD 0-10	0.888	0.651	0.433	0.858
Peat BD 10-20 ($1/x$)	0.524	0.98	0.92	0.653
Peat BD 20-30	0.044 *	0.915	0.224	0.464
Peat OM 0-10	0.829	0.459	0.157	0.375
Peat OM 10-20	0.354	0.835	0.122	0.038 *
Peat OM 20-30	0.381	0.218	0.777	0.383
Water table level	0.335	0.923	0.485	0.174
DOC	0.758	0.789	0.681	0.023 *
NH ₄ ⁻ ($\log_{10}(x)$)	0.964	0.123	0.047 *	0.328
NO ₃ ⁻ /NO ₂ ⁻ ($\log_{10}(x)$)	0.608	0.785	0.007 **	0.73
PO ₄ ³⁺ ($\log_{10}(x)$)	0.227	0.829	0.068	0.147
pH	0.627	0.827	0.502	0.088
Electrical conductivity	0.341	0.993	0.045 *	0.094

2.6 Discussion

While the recreational use of ATVs in peatlands of the North Shore of the St. Lawrence Estuary is widespread, our results show that their ecological impacts on vegetation and abiotic variables are limited and mostly confined to the trails. The main consequence of ATVs is the presence of extensive bare soil on the trails. While the water table changes along the transect, nutrients in the water do not appear to be affected by the disturbance. However, trail characteristics seemed to affect some variables, such as pore water quality, according to the number of ruts.

2.6.1 *Impacts on Abiotic Variables*

We found that peat was denser in the trail plots and, to a lesser extent, at the trail edge (1 m) than in plots located further away. Such effects have also been observed on seismic lines on peatlands (Strack et al. 2018) and hiking trails on alpine plant communities (Crisfield et al. 2012), but in those cases the effect was limited to the trail. Soil compaction usually induces a decrease in soil porosity (Boelter, 1964) which could in turn affect the water table. In our study, the effect of ATV uses on the water table was also restricted to the trails as observed in other peatlands following soil compaction (Davidson et al., 2020; Strack et al., 2018; Crisfield et al., 2012). Most abiotic variables that we measured were not affected by the ATV trails (pore water nutrients, pH, electrical conductivity, peat organic matter content, and bulk density deeper than 10 cm below the surface) disturbance, except for some trail features that affected variables such as the herbaceous height and the peat quality.

2.6.2 *Impacts on Vegetation*

Similarly to the abiotic variables, the effect of ATVs on vegetation composition, coverage, and richness was highly restricted to the trail itself. The cover and height of herbaceous species were slightly higher on the trail than off the trail. As environmental variables such as water table level

may affect plant communities, these findings suggest that herbaceous species may be well suited to the new wetter conditions or favored by disturbed plot conditions, possibly through reduced plant competition (Courchesne et al., 2017; Rydin & Jeglum, 2013a). On another hand, those species have a high growth rate and recover rapidly after disturbance (Cole, 1995), some may even experience an overcompensatory response to damage (Ferraro & Oesterheld, 2002). However, bare soil was widespread on the trail. Our results show a reduction of 22% of the species richness on the trail, which is less than the 50% observed on trails elsewhere (Crisfield, 2012; Ross 1991). This indicates that species that were no longer present on the trails are somehow intolerant to compaction. Furthermore, indicator species associated with non-trail plots such as *K. angustifolia* and *R. groenlandicum* share common traits (e.g., erect form, woody stems, base-branched stems) that make them less likely to survive ATV trampling (Yorks et al., 1997). Lichen species such as *C. rangiferina* are also brittle when dry and may not survive trampling (Bayfield et al., 1981; Heggenes et al., 2017). Microtopography induced by ATV passage, and consequently water table level, may also influence the plant species distribution along the transect. For instance, the hummock moss species *S. fuscum* was not found in the trail where a depression is created by the ruts and where the water table level is higher. *S. fuscum* is indeed able to grow at a considerable distance from the water table (Lindholm, 1990).

2.6.3 *The Trail Itself as an Impact*

While the impact of ATV trails on peatlands seems relatively limited based on our results, the number of ruts, their depths, and the width of the trails vary. In response to our second objective on the extent of disturbance according to trail characteristics, some trails cover very wide areas, hence the overall impact of ATV passage, while limited to the trails themselves, can be quite severe locally. In wet bogs, a single pass can create a large depression in the ground and the presence of

water in the depressions encourages users to create new bypass tracks around the trail, expanding the radius of disturbance over a larger area (Gremmen et al., 2003, Racine & Johnson, 1988).

2.7 Conclusion

Overall, our results suggest that disturbance by ATVs uses may have negative impacts on plant communities and some environmental variables in peatlands. ATV use in the region is increasing. Thus, if use is localized, the disturbance is limited. Raising user awareness of the condition of peatlands could limit damage for sustainable trail use and ensure ecosystem services provided by peatlands such as cultural services of access to nature. Future research on boreal peatlands regeneration time after ATV use as a function of impact radius will provide additional insights for ATV user best practices and in terms of conservation.

Chapitre 3. Discussion générale

Les VTT sont largement utilisés à des fins récréatives dans les tourbières de la Côte-Nord de l'estuaire du Saint-Laurent. Les activités récréatives dans les tourbières de la Minganie sont présentes depuis longtemps et se sont multipliées depuis la démocratisation de véhicules plus petits dans les années 1960 (Slaughter et al., 1990) et ont gagné en popularité au cours des dernières décennies (Quessy, 2020). À l'échelle du paysage, la création de sentiers présente une mosaïque d'éléments de microtopographie importants. Alors que les espèces végétales se succèdent au travers d'un gradient de microtopographie lié à l'humidité et aux nutriments, les passages de VTT peuvent modifier le milieu et affecter le couvert végétal. Les sentiers ont une emprise variable sur la tourbière en fonction de leurs caractéristiques. Les résultats présentés dans cette étude confirment que les sentiers sont une perturbation en soi, mais qu'elle est souvent localisée.

3.1 Limites spatiales des perturbations linéaires

Les résultats de la recherche suggèrent que les impacts écologiques sur la végétation et les facteurs abiotiques se limitent aux sentiers. La principale conséquence des VTT est la très grande présence de sol à nu sur les sentiers qui présentent donc une faible couverture végétale. Alors que le niveau de la nappe phréatique est plus élevé dans le sentier qu'à l'extérieur, les nutriments présents dans l'eau ne semblent pas avoir été affectés par la création des sentiers.

Diverses perturbations linéaires ont été étudiées au sein des tourbières et d'autres écosystèmes ayant une structure végétale semblable à celle des tourbières tels que la toundra et la toundra alpine. Ces perturbations linéaires incluent la randonnée pédestre (Crisfield et al., 2012), la motoneige (Slaughter et al., 1990) ainsi que les lignes sismiques (Strack et al., 2018). Ces études abordent l'impact à petite et moyenne échelle et mentionnent que les changements liés à ces perturbations

restent localisés. Dans ce contexte, nos résultats corroborent que des phénomènes observés dans plusieurs milieux naturels sont transposables aux tourbières ombrotrophes de la Minganie.

3.2 Effets des sentiers sur *Rubus chamaemorus*

Les fruits de certaines espèces sont considérés comme un aliment de grande valeur et sont culturellement importants en Minganie tel que la chicouté (*R. chamaemorus*). Dans nos résultats, l'abondance de cette espèce semble être peu affectée en termes de recouvrement ($3\% < 5\%$). Puisque la chicouté se retrouve tant dans le sentier qu'à l'extérieur du sentier, de futures recherches sur la production de fruit pourraient être effectuées pour déterminer si les perturbations linéaires par les VTT affectent positivement ou négativement la production de ces petits fruits.

À lui seul, le plant n'est pas un indicateur de la présence ou l'absence de fruit. Le nombre de fruits et de fleurs de cette espèce n'ont pas été mesurés, seul son recouvrement a été pris en compte. Ainsi, le nombre de fruits par plant en sentier et hors sentier n'a pas été comparé. Pellerin et ses collaborateurs (2006) ont démontré que la perturbation, ici par le broutage des cerfs de Virginie, semble nuire à la floraison et à la production de fruits, car il y avait moins d'individus portant une fleur ou un fruit dans les tourbières broutées que dans les tourbières non broutées.

Conclusion générale

Ce projet a permis de mettre en lumière les limites spatiales d'une perturbation linéaire dans les tourbières de la Minganie. Il a abordé la perturbation créée par le passage des VTT en prenant en compte la spatialité des communautés végétales, du sol ainsi que de la biogéochimie de l'eau interstitielle. Si l'utilisation des VTT dans les tourbières est localisée, les perturbations sont limitées par le fait même.

Ce type de perturbation est courant dans les tourbières à proximité des zones résidentielles et urbaines. Les tourbières facilement atteignables par la route sont davantage perturbées par les VTT que celles éloignées. De plus, la multiplication des entrées de VTT aux abords des tourbières, élargissant la perturbation à cet emplacement, pourrait affecter l'accessibilité des ressources telles que la chicouté et encourir un usage non durable. Cette recherche soulève des questionnements quant à l'importance de considérer cette perturbation malgré son moindre impact local dans la gestion des tourbières. Nous avons démontré que les impacts se limitent aux sentiers, mais nous n'avons pas quantifié le recouvrement des sentiers au sein des tourbières. Une tourbière parcourue de sentiers dans son ensemble représenterait une tourbière entièrement perturbée. Un futur inventaire spatial de ce recouvrement permettrait de comprendre l'envergure de l'impact des VTT à une plus grande échelle.

Nous avons fait une étude de type instantanée (*snapshot*) dans laquelle la réplique est spatiale et où chaque observation représente une placette différente, inventoriée au même moment (Gotelli & Ellison, 2012). Ainsi, nous n'avons pas observé l'évolution de la perturbation dans le temps. De futures recherches sur le temps de régénération des tourbières boréales après la création des sentiers de VTT en fonction du rayon et de l'intensité des impacts fourniront des informations

supplémentaires pour de meilleures pratiques de la part des utilisateurs de VTT et en termes de conservation.

Finalement, la recherche a été menée dans plusieurs complexes de tourbières de la Côte-Nord du Québec sous un climat maritime. Cette étude suggère des résultats qui pourraient s'appliquer aux tourbières boréales avec des conditions locales relativement sèches induites par les surfaces ouvertes et l'exposition au vent. Il pourrait être pertinent de reproduire cette recherche dans différentes régions climatiques pour comparer la réponse de divers facteurs tels que le niveau de la nappe phréatique par rapport aux perturbations linéaires créées par le passage des VTT dans les tourbières.

Bibliographie

- Ahlstrand, G. M., & Racine, C. H. (1993). Response of an Alaska, U.S.A., Shrub-Tussock Community to Selected All-Terrain Vehicle Use. *Arctic and Alpine Research*, 25(2), Article 2. <https://doi.org/10.1080/00040851.1993.12002995>
- Anders, F. J., & Leatherman, S. P. (1987). Effects of off-road vehicles on coastal foredunes at Fire Island, New York, USA. *Environmental Management*, 11(1), 45-52. <https://doi.org/10.1007/BF01867178>
- Andersen, R. (2011). La chimie des tourbières du Québec : Une synthèse de 30 années de données. *B o t a n i q u e*, 1, Article 1.
- Bayfield, N. G., Urquhart, U. H., & Cooper, S. M. (1981). Susceptibility of Four Species of Cladonia to Disturbance by Trampling in the Cairngorm Mountains, Scotland. *Journal of Applied Ecology*, 18(1), 303-310. <https://doi.org/10.2307/2402497>
- Bernatchez, P. (2003). *Évolution littorale holocène et actuelle des complexes deltaïques de Betsiamites et de Manicouagan-Outardes : Synthèse, processus, causes et perspectives*. <https://corpus.ulaval.ca/jspui/handle/20.500.11794/33004>
- Boelter, D. H. (1964). Water Storage Characteristics of Several Peats in situ. *Soil Science Society of America Journal*, 28(3), 433-435. <https://doi.org/10.2136/sssaj1964.03615995002800030039x>
- Bouchard, A., & Jean, M. (2001). Chapitre 19. Historique d'un paysage de tourbières profondément transformé par l'homme. In *Écologie des tourbières du Québec-Labrador* (p. 389-398). Les Presses de l'Université Laval. <https://www.pulaval.com/produit/ecologie-des-tourbieres-du-quebec-labrador>
- Bridgham, & Richardson, C. J. (1993). Hydrology and nutrients gradients in North Carolina peatlands. *Wetlands*, 13(3), Article 3.

- Campbell, D. R., & Rochefort, L. (2001). Chapitre 4. La végétation : Gradients. In *Écologie des tourbières du Québec-Labrador* (p. 129-140). Les Presses de l'Université Laval.
<https://www.pulaval.com/produit/ecologie-des-tourbieres-du-quebec-labrador>
- Charman, D. J. (2009). Peat and Peatlands. In G. E. Likens (Éd.), *Encyclopedia of Inland Waters* (p. 541-548). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-012370626-3.00061-2>
- Chimner, R. A., Cooper, D. J., Wurster, F. C., & Rochefort, L. (2017). An overview of peatland restoration in North America : Where are we after 25 years? *Restoration Ecology*, 25(2), Article 2. <https://doi.org/10.1111/rec.12434>
- Cole, D. N. (1995). Experimental Trampling of Vegetation. II. Predictors of Resistance and Resilience. *Journal of Applied Ecology*, 32(1), Article 1. <https://doi.org/10.2307/2404430>
- Corson, A., & Campbell, D. (2013). Testing Protocols to Restore Disturbed Sphagnum-dominated Peatlands in the Hudson Bay Lowland. *Wetlands*, 33(2), Article 2.
<https://doi.org/10.1007/s13157-013-0383-3>
- Courchesne, M., Pellerin, S., Bachand, M., Côté, S., & Poulin, M. (2017). La flore des tourbières de l'île d'Anticosti lorsque soustraite au broutement par le cerf de Virginie. *Le Naturaliste canadien*, 141(2), 6-15. <https://doi.org/10.7202/1039731ar>
- Crisfield, V. E., Macdonald, S. E., & Gould, A. J. (2012). Effects of Recreational Traffic on Alpine Plant Communities in the Northern Canadian Rockies. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, 44(3), Article 3. <https://doi.org/10.1657/1938-4246-44.3.277>
- Dabros, A., Pyper, M., & Castilla, G. (2018). Seismic lines in the boreal and arctic ecosystems of North America : Environmental impacts, challenges, and opportunities. *Environmental Reviews*, 26(2), 214-229. <https://doi.org/10.1139/er-2017-0080>
- Damman, A. W. H. (1978). Distribution and Movement of Elements in Ombrotrophic Peat Bogs. *Oikos*, 30(3), Article 3. <https://doi.org/10.2307/3543344>

- Damman, & Dowhan, J. J. (1981). Vegetation and habitat conditions in Western Head Bog, a southern Nova Scotian plateau bog. *Canadian Journal of Botany*.
<https://doi.org/10.1139/b81-181>
- Davidson, N. (2014a). How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area. *Marine and Freshwater Research*, 65, 936-941.
<https://doi.org/10.1071/MF14173>
- Davidson, N. (2014b). How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area. *Marine and Freshwater Research*, 65, 936-941.
<https://doi.org/10.1071/MF14173>
- Davidson, S. J., Goud, E. M., Franklin, C., Nielsen, S. E., & Strack, M. (2020). Seismic Line Disturbance Alters Soil Physical and Chemical Properties Across Boreal Forest and Peatland Soils. *Frontiers in Earth Science*, 8.
<https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/feart.2020.00281>
- Dube, C. (2011). *Do power line rights-of-way facilitate the spread of non-peatland and invasive plants in bogs and fens?* 89, 13.
- Dufrêne, M., & Legendre, P. (1997). Species Assemblages and Indicator Species: the Need for a Flexible Asymmetrical Approach. *Ecological Monographs*, 67(3), 345-366.
[https://doi.org/10.1890/0012-9615\(1997\)067\[0345:SAAIST\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9615(1997)067[0345:SAAIST]2.0.CO;2)
- Edwards, A. C., & Cresser, M. S. (1992). Freezing and Its Effect on Chemical and Biological Properties of Soil. In B. A. Stewart (Éd.), *Advances in Soil Science : Volume 18* (p. 59-79). Springer. https://doi.org/10.1007/978-1-4612-2844-8_2
- Environnement Canada et Changement climatique. (s. d.). *Données des stations pour le calcul des normales climatiques au Canada de 1981 à 2010—Climat—Environnement et Changement climatique Canada*. Consulté 29 octobre 2022, à l'adresse
https://climat.meteo.gc.ca/climate_normals/results_1981_2010_f.html?searchType=stnProx&txtRadius=200&selCity=&optProxType=park&selPark=50%7C13%7C63%7C10%7Cparc+national+Archipel-de-

Mingan&txtCentralLatDeg=&txtCentralLatMin=0&txtCentralLatSec=0&txtCentralLong
Deg=&txtCentralLongMin=0&txtCentralLongSec=0&txtLatDecDeg=&txtLongDecDeg=
&stnID=5650&dispBack=0

Ferraro, D. O., & Oosterheld, M. (2002). Effect of defoliation on grass growth. A quantitative review. *Oikos*, 98(1), 125-133. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2002.980113.x>

Finlayson, C. M., & Milton, G. R. (2018). Peatlands. In C. M. Finlayson, G. R. Milton, R. C. Prentice, & N. C. Davidson (Éds.), *The Wetland Book : II: Distribution, Description, and Conservation* (p. 227-244). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-007-4001-3_202

Fluet-Chouinard, E., Stocker, B. D., Zhang, Z., Malhotra, A., Melton, J. R., Poulter, B., Kaplan, J. O., Goldewijk, K. K., Siebert, S., Minayeva, T., Hugelius, G., Joosten, H., Barthelmes, A., Prigent, C., Aires, F., Hoyt, A. M., Davidson, N., Finlayson, C. M., Lehner, B., ... McIntyre, P. B. (2023). Extensive global wetland loss over the past three centuries. *Nature*, 614(7947), Article 7947. <https://doi.org/10.1038/s41586-022-05572-6>

Foster, D. R. (1984). *Phytosociological description of the forest vegetation of southeastern Labrador*. 62, 899-906.

Frolking, S., Talbot, J., Jones, M., Treat, C., Kauffman, J., Tuittila, E.-S., & Roulet, N. (2011). Peatlands in the Earth's 21st century climate system. *Environmental Reviews*, 19, 371-396. <https://doi.org/10.1139/a11-014>

Garneau, M., & van Bellen, S. (2016). *Synthèse de la valeur et la répartition du stock de carbone terrestre au Québec* (p. 49). http://www.environnement.gouv.qc.ca/changementsclimatiques/Rapport_final.PDF

Gelbard, J., & Harrison, S. (2003). Roadless habitats as refuges for native grasslands : Interactions with soil, aspect, and grazing. *Ecological Applications*, 13, 404-415. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2003\)013\[0404:RHARFN\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2003)013[0404:RHARFN]2.0.CO;2)

- Gomez, A. G., Powers, R. F., Singer, M. J., & Horwath, W. R. (2002). N uptake and N status in ponderosa pine as affected by soil compaction and forest floor removal. *Plant and Soil*, 242(2), Article 2. <https://doi.org/10.1023/A:1016218316381>
- Gorham, E. (1991). Northern Peatlands : Role in the Carbon Cycle and Probable Responses to Climatic Warming. *Ecological Applications*, 1. <https://doi.org/10.2307/1941811>
- Gotelli, N. J., & Ellison, A. M. (2012). Chapter 6. Designing Successful Field Studies. In *A Primer of Ecological Statistics* (Second édition, p. 137-162). Sinauer Associates is an imprint of Oxford University Press.
- Greenberg, C. H., Crownover, S. H., & Gordon, D. R. (1997). Roadside Soils : A Corridor for Invasion of Xeric Shrub by Nonindigenous Plants. *Natural Areas Journal Volume 17 (2)*, 1997. <https://www.srs.fs.usda.gov/pubs/529>
- Greller, A., Goldstein, M., & Marcus, L. (1974). Snowmobile Impact on Three Alpine Tundra Plant Communities. *Environmental Conservation*, 1, 101-110. <https://doi.org/10.1017/S0376892900004227>
- Gremmen, N. J. M., Smith, V. R., & Tongeren, O. F. R. van. (2003). Impact of Trampling on the Vegetation of Subantarctic Marion Island. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, 35(4), Article 4. [https://doi.org/10.1657/1523-0430\(2003\)035\[0442:IOTOTV\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1657/1523-0430(2003)035[0442:IOTOTV]2.0.CO;2)
- Hannaford, M. J., & Resh, V. H. (1999). Impact of all-terrain vehicles (ATVs) on pickleweed (*Salicornia virginica* L.) in a San Francisco Bay wetland. *Wetlands Ecology and Management*, 7(4), Article 4. <https://doi.org/10.1023/A:1008482427472>
- Heggenes, J., Odland, A., Chevalier, T., Ahlberg, J., Berg, A., Larsson, H., & Bjerketvedt, D. K. (2017). Herbivore grazing—or trampling? Trampling effects by a large ungulate in cold high-latitude ecosystems. *Ecology and Evolution*, 7(16), 6423-6431. <https://doi.org/10.1002/ece3.3130>
- 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), Article 11. <https://doi.org/10.1038/ngeo331>

Keys, D. (1992). *Canadian peat harvesting and the environment*. North American Wetlands Conservation Council (Canada).

Legendre, P. (2013). Indicator Species : Computation. In S. A. Levin (Éd.), *Encyclopedia of Biodiversity (Second Edition)* (p. 264-268). Academic Press.
<https://doi.org/10.1016/B978-0-12-384719-5.00430-5>

Legendre, P., & Gallagher, E. D. (2001). Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia*, *129*(2), 271-280. <https://doi.org/10.1007/s004420100716>

Lindholm, T. (1990). Growth dynamics of the peat moss *Sphagnum fuscum* on hummocks on a raised bog in southern Finland. *Annales Botanici Fennici*, *27*(1), 67-78.

Lindsay, R., Richard, B., & Clough, J. (2016). *Tracks across peatlands*.

Loisel, J., Gallego-Sala, A. V., Amesbury, M. J., Magnan, G., Anshari, G., Beilman, D. W., Benavides, J. C., Blewett, J., Camill, P., Charman, D. J., Chawchai, S., Hedgpeth, A., Kleinen, T., Korhola, A., Large, D., Mansilla, C. A., Müller, J., van Bellen, S., West, J. B., ... Wu, J. (2021). Expert assessment of future vulnerability of the global peatland carbon sink. *Nature Climate Change*, *11*(1), Article 1. <https://doi.org/10.1038/s41558-020-00944-0>

Loisel, J., Gallego-Sala, A. V., Amesbury, M. J., Magnan, G., Anshari, G., Beilman, D. W., Benavides, J. C., Blewett, J., Camill, P., Charman, D. J., Chawchai, S., Hedgpeth, A., Kleinen, T., Korhola, A., Large, D., Mansilla, C. A., Müller, J., van Bellen, S., West, J. B., ... Wu, J. (Janvier 21). Expert assessment of future vulnerability of the global peatland carbon sink. *Nature Climate Change*, *11*(1), Article 1. <https://doi.org/10.1038/s41558-020-00944-0>

Loisel, J., Yu, Z., Beilman, D. W., Camill, P., Alm, J., Amesbury, M. J., Anderson, D., Andersson, S., Bochicchio, C., Barber, K., Belyea, L. R., Bunbury, J., Chambers, F. M., Charman, D. J., De Vleeschouwer, F., Fiałkiewicz-Kozielec, B., Finkelstein, S. A., Gałka, M., Garneau, M., ... Zhou, W. (2014). A database and synthesis of northern peatland soil

properties and Holocene carbon and nitrogen accumulation. *The Holocene*, 24(9), 1028-1042. <https://doi.org/10.1177/0959683614538073>

Lovich, J., & Bainbridge, D. (1999). Anthropogenic Degradation of the Southern California Desert Ecosystem and Prospects for Natural Recovery and Restoration. *Environmental management*, 24, 309-326. <https://doi.org/10.1007/s002679900235>

Magnan, G., & Garneau, M. (2014). Evaluating long-term regional climate variability in the maritime region of the St. Lawrence North Shore (eastern Canada) using a multi-site comparison of peat-based paleohydrological records. *Journal of Quaternary Science*, 29(3), Article 3. <https://doi.org/10.1002/jqs.2694>

Magnan, G., Garneau, M., & Payette, S. (2014). Holocene development of maritime ombrotrophic peatlands of the St. Lawrence North Shore in eastern Canada. *Quaternary Research*, 82(1), Article 1. <https://doi.org/10.1016/j.yqres.2014.04.016>

Maltby, E., & Proctor, M. C. F. (1996). *Peatlands : Their nature and role in the biosphere* (NEI-FI-326). Article NEI-FI-326. http://inis.iaea.org/Search/search.aspx?orig_q=RN:28074144

Mason, R. (2010). *An Evaluation of Restoration Techniques for a Small Scale All-Terrain-Vehicle Disturbance in the Lake Charlotte Peatland*. <https://DalSpace.library.dal.ca/handle/10222/13096>

Meadows, D., Foltz, R., & Geehan, N. (2008). Effects of all-terrain vehicles on forested lands and grasslands. *0823 1811-SDTDC. San Dimas, CA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, San Dimas Technology and Development Center. 110 p.* <https://www.srs.fs.usda.gov/pubs/34167>

Monz, C. A. (2002). The response of two arctic tundra plant communities to human trampling disturbance. *Journal of Environmental Management*, 64(2), Article 2. <https://doi.org/10.1006/jema.2001.0524>

Morton, J., & Mullet, T. (2020). *Snowmobile effects on height and live stem abundance of wetland shrubs in south-central Alaska*. <https://doi.org/10.1016/j.jort.2020.100347>

- Mullet, T. (2014). *Effects of Snowmobile Noise and Activity on a Boreal Ecosystem in Southcentral Alaska*.
- National Wetlands Working Group, Warner, B. G., & Rubec, C. D. A. (1997). *The Canadian wetland classification system*. Wetlands Research Branch, University of Waterloo.
<http://www.portofentry.com/Wetlands.pdf>
- Ouren, D. S., Haas, C., Melcher, C. P., Stewart, S. C., Ponds, P. D., Sexton, N. R., Burris, L., Fancher, T. S., & Bowen, Z. H. (2007). Environmental effects of off-highway vehicles on Bureau of Land Management lands : A literature synthesis, annotated bibliographies, extensive bibliographies, and internet resources. In *Environmental effects of off-highway vehicles on Bureau of Land Management lands : A literature synthesis, annotated bibliographies, extensive bibliographies, and internet resources* (USGS Numbered Series 2007-1353; Open-File Report, Vol. 2007-1353, Numéros 2007-1353, p. 241). U.S. Geological Survey. <https://doi.org/10.3133/ofr20071353>
- Payette, S. (2001). Chapitre 2. Principaux types de tourbières. In *Écologie des tourbières du Québec-Labrador* (p. 39-89). Les Presses de l'Université Laval.
<https://www.pulaval.com/produit/ecologie-des-tourbieres-du-quebec-labrador>
- Payette, S., Garneau, M., Delwaide, A., & Schaffhauser, A. (2013). Forest soil paludification and mid-Holocene retreat of jack pine in easternmost North America : Evidence for a climatic shift from fire-prone to peat-prone conditions. *The Holocene*, 23(4), Article 4.
<https://doi.org/10.1177/0959683612463099>
- Payette, S., & Rochefort, L. (2001). *Écologie des tourbières du Québec-Labrador*. Les Presses de l'Université Laval.
- Pellerin, S., Huot, J., & Côté, S. D. (2006). Long-term effects of deer browsing and trampling on the vegetation of peatlands. *Biological Conservation*, 128(3), 316-326.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.09.039>

- Pellerin, S., & Lavoie, C. (2003). Reconstructing the recent dynamics of mires using a multitechnique approach. *Journal of Ecology*, *91*(6), 1008-1021.
<https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.2003.00834.x>
- Pellerin, S., & Poulin, M. (2013a). *Analyse de la situation des milieux humides au Québec et recommandations à des fins de conservation et de gestion durable* (p. 104). Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs.
- Pellerin, S., & Poulin, M. (2013b). *Analyse de la situation des milieux humides au Québec et recommandations à des fins de conservation et de gestion durable* (p. 104). Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs.
- Pérot, A., & Provost, V. (2008). *Guide d'intervention en matière de protection et de mise en valeur des habitats littoraux d'intérêt dans la MRC de la Minganie* (p. vii + 127 p.). Comité ZIP Côte-Nord du Golfe.
- Poulin, M., Pellerin, S., Cimon-Morin, J., Lavallée, S., Courchesne, G., & Tendland, Y. (2016). Inefficacy of wetland legislation for conserving Quebec wetlands as revealed by mapping of recent disturbances. *Wetlands Ecology and Management*, *24*(6), 651-665.
<https://doi.org/10.1007/s11273-016-9494-y>
- Poulin, M., Rochefort, L., Pellerin, S., & Thibault, J. (2004). Threats and protection for peatlands in Eastern Canada. *Géocarrefour*, *79*(Vol. 79/4), Article Vol. 79/4.
<https://doi.org/10.4000/geocarrefour.875>
- Prose, D. V., Metzger, S. K., & Wilshire, H. G. (1987). Effects of Substrate Disturbance on Secondary Plant Succession; Mojave Desert, California. *Journal of Applied Ecology*, *24*(1), Article 1. <https://doi.org/10.2307/2403806>
- Quessy, G. (2020, septembre 6). *Des tourbières menacées par la cueillette abusive de chicouté*. Le Journal de Québec. <https://www.journaldequebec.com/2020/09/06/des-tourbieres-menacees-par-la-cueillette-abusive-de-chicoute>
- Quinty, F., & Rochefort, L. (2003). *Guide de restauration des tourbières* (2nd éd.).

- Racine, C. H., & Johnson A., L. (1988). *Effects of All-Terrain Vehicle Traffic on Tundra Terrain Near Anaktuvuk Pass, Alaska* (p. 18). US Army Corps of Engineers.
- Rickard, W. E., & Brown, J. (1974). Effects of Vehicles on Arctic Tundra. *Environmental Conservation*, 1(1), Article 1. <https://doi.org/10.1017/S0376892900003921>
- Rocheffort, L. (2001). Chapitre 23. Restauration écologique. In *Écologie des tourbières du Québec-Labrador* (p. 449-504). Les Presses de l'Université Laval.
<https://www.pulaval.com/produit/ecologie-des-tourbieres-du-quebec-labrador>
- Rocheffort, L., Bazoge, A., Garneau, M., Joly, M., Jutras, S., Pellerin, S., & Poisson, F. (2011). *Peatland Inventories and Conservation in Québec* (Analyse de la situation des milieux humides au Québec et recommandations à des fins de conservation et de gestion durable).
- Ross, J. B. (1991). *Impact assessment of ATVs on bogs and options for management*.
- Rydin, H., & Jeglum, J. K. (2013a). Chapitre 9. Nutrients, light, and temperature. In *The biology of peatlands, 2e* (p. 175-198). Oxford University Press.
- Rydin, H., & Jeglum, J. K. (2013b). Chapitre 13. Management, conservation and restauration of peatlands. In *The biology of peatlands, 2e* (p. 274-295). Oxford University Press.
- Rydin, H., Snoeijs, P., Diekmann, M., & Maarel, E. van der (Éds.). (1999). *Swedish plant geography*. Svenska Växtgeografiska Sällskapet.
- Sjörs, H. (1980). Peat on Earth : Multiple Use or Conservation? *Ambio*, 9(6), Article 6.
- Slaughter, C. W., Racine, C. H., Walker, D. A., Johnson, L. A., & Abele, G. (1990). Use of off-road vehicles and mitigation of effects in Alaska permafrost environments : A review. *Environmental Management*, 14(1), Article 1. <https://doi.org/10.1007/BF02394020>
- Strack, M., Softa, D., Bird, M., & Xu, B. (2018). Impact of winter roads on boreal peatland carbon exchange. *Global Change Biology*, 24(1), e201-e212.
<https://doi.org/10.1111/gcb.13844>

- Tahvanainen, T. (2004). Water chemistry of mires in relation to the poor-rich vegetation gradient and contrasting geochemical zones of the north-eastern fennoscandian Shield. *Folia Geobotanica*, 39(4), Article 4. <https://doi.org/10.1007/BF02803208>
- Tarnocai, C. (2009). The Impact of Climate Change on Canadian Peatlands. *Revue canadienne des ressources hydriques*, 24(4), Article 4.
- Taylor, B. R., & Raney, S. (2013). Correlation Between ATV Tracks and Density of a Rare Plant (*Drosera filiformis*) in a Nova Scotia Bog. *Rhodora*, 115(962), Article 962. <https://doi.org/10.3119/12-10>
- Turetsky, M. R., Amiro, B. D., Bosch, E., & Bhatti, J. S. (2004). Historical burn area in western Canadian peatlands and its relationship to fire weather indices. *Global Biogeochemical Cycles*, 18(4), Article 4. <https://doi.org/10.1029/2004GB002222>
- Turetsky, M. R., & St. Louis, V. L. (2006). Disturbance in Boreal Peatlands. In R. K. Wieder & D. H. Vitt (Éds.), *Boreal Peatland Ecosystems* (p. 359-379). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-540-31913-9_16
- United Nations Environment Programme. (2022, novembre 15). *Global Peatlands Assessment : The State of the World's Peatlands*. UNEP - UN Environment Programme. <http://www.unep.org/resources/global-peatlands-assessment-2022>
- van Vierssen Trip, N., & Wiersma, Y. F. (2015). A Comparison of All-Terrain Vehicle (ATV) Trail Impacts on Boreal Habitats Across Scales. *Natural Areas Journal*, 35, 266-278. <https://doi.org/10.3375/043.035.0207>
- Vitt, D., Crum, H., & Snider, J. (1975). The vertical zonation of Sphagnum species in hummock-hollow complexes in northern Michigan. *Michigan Botanist*, 14, 190-200.
- Vitt, D. H. (2006). Functional Characteristics and Indicators of Boreal Peatlands. In R. K. Wieder & D. H. Vitt (Éds.), *Boreal Peatland Ecosystems* (p. 9-24). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-540-31913-9_2

- Vitt, D. H. (2018). Peatlands of Continental North America. In C. M. Finlayson, G. R. Milton, R. C. Prentice, & N. C. Davidson (Éds.), *The Wetland Book : II: Distribution, Description, and Conservation* (p. 515-520). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-007-4001-3_105
- Webb, R. (1982). Off-road Motorcycle Effects on a Desert Soil. *Environmental Conservation*, 9, 197-208. <https://doi.org/10.1017/S0376892900020403>
- Wilshire, H. G., Nakata, J. K., Shipley, S., & Prestegard, K. (1978). Impacts of vehicles on natural terrain at seven sites in the San Francisco Bay area. *Environmental Geology*, 2(5), Article 5. <https://doi.org/10.1007/BF02430676>
- Yorks, T. P., West, N. E., Mueller, R. J., & Warren, S. D. (1997). Toleration of Traffic by Vegetation : Life Form Conclusions and Summary Extracts from a Comprehensive Data Base. *Environmental management*, 21, 121-131. <https://doi.org/10.1007/s002679900011>
- Yu, Z., Beilman, D. W., & Jones, M. C. (2009). Sensitivity of northern peatland carbon dynamics to Holocene climate change. *Carbon cycling in northern peatlands*, 184, 55-69.
- Zedler, J. B., & Kercher, S. (2005). Wetland Resources : Status, Trends, Ecosystem Services, and Restorability. *Annual Review of Environment and Resources*, 30(1), Article 1. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.30.050504.144248>

Annexes

Annexe 1: Coverage (%) of species present on sites, Minganie peat bogs, July 2021 (Off trail=control plots at 30 m)

Species	In-trail	Off-trail
<i>Andromeda polifolia</i> var. <i>latifolia</i>	< 1	2
<i>Carex</i> sp.	0	0
<i>Cetraria islandica</i> ssp. <i>crispiformis</i>	2	1
<i>Chamaedaphne calyculata</i>	6	16
<i>Cladonia boryi</i>	0	0
<i>Cladonia rangiferina</i>	2	42
<i>Dicranum undulatum</i>	3	1
<i>Drosera rotundifolia</i>	< 1	< 1
<i>Empetrum nigrum</i>	3	11
<i>Eriophorum vaginatum</i>	< 1	< 1
<i>Eriophorum virginicum</i>	1	1
<i>Kalmia angustifolia</i>	1	6
<i>Kalmia polifolia</i>	1	1
<i>Larix laricina</i>	0	< 1
<i>Leiomylia anomala</i>	< 1	2
<i>Maianthemum trifolium</i>	0	< 1
<i>Myrica gale</i>	1	0
<i>Picea mariana</i>	0	6
<i>Pleurozium schreberi</i>	< 1	2
<i>Polytrichum strictum</i>	1	1
<i>Ptilium crista-castrensis</i>	0	< 1
<i>Rhododendron groenlandicum</i>	1	5
<i>Rubus chamaemorus</i>	3	5
<i>Sarracenia purpurea</i>	0	< 1
<i>Sphagnum capillifolium</i>	0	< 1
<i>Sphagnum fuscum</i>	8	31
<i>Sphagnum lindbergii</i>	0	< 1

<i>Sphagnum medium</i>	1	2
<i>Sphagnum rubellum</i>	14	9
<i>Sphagnum tenellum</i>	0	< 1
<i>Trichophorum cespitosum</i>	7	4
<i>Vaccinium angustifolium</i>	< 1	< 1
<i>Vaccinium myrtilloides</i>	< 1	< 1
<i>Vaccinium oxycoccos</i>	1	< 1
<i>Vaccinium uliginosum</i>	< 1	< 1
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	1	1

Annexe 2. Photos des sites de recherche









