TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES FIGURES iii
LISTE DES TABLEAUX v
RÉSUMÉ vii
CHAPITRE 1 INTRODUCTION 1
1.1 Problématique 1
1.2 État des connaissances 5
CHAPITRE 2 MÉTHODOLOGIE 13
2.1 Objectifs et hypothèses 13
2.2 Description de la zone et des sites d'étude 15
2.3 Suivi expérimental 19
2.4 Analyses statistiques 20
CHAPITRE 3 RÉSULTATS 24
CHAPITRE 4 DISCUSSION 38
4.1 Le CO_2 38
4.2 La température et la disponibilité en eau (humidité relative de l'air et profondeur de la nappe phréatique) 39
4.3 L'effet des traitements 44
CHAPITRE 5 CONCLUSION 46
RÉFÉRENCES 48

LISTE DES FIGURES

Figure Page

3.1 Émissions de CO_2 selon la température et la profondeur de la nappe au site de Valrennes. Chaque combinaison de traitement sylvicole et de substrat dominant au sol a un symbole différent. Le spectre chromatique de droite est une seconde façon de représenter les émissions de CO_2, le rouge signifiant des émissions plus fortes que le bleu. 26

3.2 Profondeur de la nappe phréatique selon le traitement sur le site de Valrennes. La ligne segmentée démontre la valeur moyenne dans la forêt non perturbée (témoin) et les croix démontrent la moyenne de chaque colonne. 28

3.3 Logarithme naturel des émissions de CO_2 selon la température du sol et l'humidité de l'air au site de Selbaie. Chaque position a un symbole différent. Le spectre chromatique de droite est une seconde façon de représenter les émissions de CO_2, le rouge signifiant des émissions plus fortes que le bleu. 29

3.4 Température du sol à 10 cm de profondeur selon la position au site de Selbaie. Dessus et milieu sont sur l'andain. La ligne segmentée démontre la valeur moyenne enregistrée au site témoin de la forêt non perturbée. Les croix représentent la moyenne de chaque colonne. 30

3.5 Humidité relative de l'air selon la position au site de Selbaie. Dessus et milieu sont sur l'andain. La ligne segmentée démontre la moyenne des valeurs au site témoin de la forêt non perturbée. Les croix représentent la moyenne de chaque colonne. 31

3.6 Émission de CO_2 selon la position au site de Selbaie. Dessus et milieu sont sur l'andain. La ligne segmentée représente la moyenne des valeurs au site témoin de la forêt non perturbée. Les croix représentent la moyenne de chaque colonne. 32

3.7 Température du sol à 10 cm de profondeur selon le traitement sur le site de Joutel, en zone neutre. La ligne segmentée démontre la valeur moyenne au site témoin de la forêt non perturbée. Les croix représentent la moyenne de chaque colonne. 34

3.8 Émissions de CO_2 selon la température du sol dans la zone acide du site de Joutel. Les cercles vides démontrent les valeurs des parcelles végétalisées tandis que les triangles démontrent les valeurs des résidus miniers. Les cercles pleins démontrent les valeurs du site témoin. 35

3.9 Émissions de CO_2 selon la végétalisation ou non des résidus miniers dans la zone acide du site de Joutel. Les cercles représentent les valeurs extrêmes. La ligne segmentée représente la moyenne des émissions de CO_2 au site témoin de la forêt non perturbée. Les croix représentent la moyenne de chaque colonne....35

3.10 Température du sol dans la zone acide du site de Joutel selon le traitement. La ligne segmentée représente la moyenne des températures du sol à 10 cm de profondeur au site témoin de la forêt non perturbée. Les croix représentent la moyenne de chaque colonne. Les valeurs négatives ont été omises.....36

LISTE DES TABLEAUX

Tableau Page

2.1 Hypothèses concernant le changement en termes d'émissions de CO_2 des différents traitements dans différents sites comparés au témoin en forêt naturelle (inter-site) et des différents traitements à l'intérieur de chacun des sites étudiés (intra-site). 14

2.2 Les sites à l'étude et les traitements qui y ont été effectués. 15

2.3 Nombre de parcelles à l'étude réparties selon le traitement sylvicole et le substrat dominant présent. 16

2.4 Nombre de parcelles à l'étude réparties selon l'andain auquel elles sont associées et leur position dans celui-ci. 17

2.5 Nombre de parcelles à l'étude réparties selon la zone, acide ou neutre, et le traitement, végétalisé ou non-végétalisé, sur le parc à résidus miniers de Joutel. 18

2.6 Dates des prises de mesures pour différents sites. 20

3.1 Les deux meilleurs modèles pour expliquer les émissions de CO_2 au site de Valrennes et le meilleur pour Selbaie, basés sur le second degré du critère d'information d'Akaike (AICc). La différence entre les modèles et le meilleur (ΔAICc), ainsi que leur poids respectif (ω_i) et le nombre de paramètres estimés (K) sont inclus. Tous les autres modèles avaient une valeur de ΔAICc > 2 pour Valrennes et > 13 pour Selbaie. Les variables explicatives sont la température (°C), la profondeur de la nappe phréatique (cm) ou l'humidité relative de l'air (%) et le traitement sylvicole (CPRS, CPRS et scarifiage et CPRS et hersage) ou la position sur l'andain (sommet, pente, sol déblayé). 24

3.2 Émissions de CO_2 (μmol m^{-2} s^{-1}), température du sol à 10 cm de profondeur (°C) (5 cm pour les données de Pearson *et al.* (2012)), profondeur de la nappe phréatique (cm) et erreur standard pour chaque traitement dans chaque site selon une moyenne des valeurs pour chaque traitement. Les valeurs significatives ($p \leq 0,05$) sont notées d'un astérisque. Les valeurs transformées par un logarithme naturel sont dotées du sigle *ln* et par une racine carrée ^2r, elles ne sont pas transformées pour la forêt non-perturbée. 25

3.3 Valeurs de Q_{10} observées pour chaque traitement étudié où la température a un effet significatif sur les émissions de CO_2. Les valeurs non-significatives sont remplacées par les lettres NS. 32

3.4 Tableau représentant le pourcentage de recouvrement végétal vivant pour chaque parcelle sur le site de Joutel ainsi que les moyennes de chaque zone et pour chaque année. 37

RÉSUMÉ

Le CO_2 est un gaz à effet de serre et réduire ses émissions est une façon de combattre les changements climatiques. Les basses-terres de l'Abitibi et de la baie James sont une région où le manque de connaissances concernant l'impact de l'aménagement forestier sur les émissions de CO_2 du sol est reconnu. Le but de cette étude est de combler ce manque. Au cours de deux saisons de croissance, nous avons observé l'effet de la CPRS, suivie ou non de scarifiage ou de hersage, du déblaiement hivernal et de la mise en andains de la couche superficielle du sol et de la végétalisation d'un parc à résidus miniers sur les émissions de CO_2 du sol et les avons comparées à un témoin en forêt non-perturbée. Nous avons mesuré les flux de CO_2 ($\mu mol\ m^{-2}\ s^{-1}$) sur différents substrats en CPRS, à trois positions relatives à l'andain (sommet, pente, base) au site du déblaiement hivernal et sur des parcelles, végétalisées ou non, de tourbe au site minier, ainsi que sur la mousse en forêt non-perturbée. De plus, la température du sol et l'humidité de l'air furent mesurées pour servir de variables explicatives des émissions de CO_2. Ces émissions de CO_2 sont modulées principalement par la température et l'humidité. L'hypothèse générale était que les émissions de CO_2 allaient être modulées par le niveau de perturbation du milieu par leur impact sur la température et l'humidité. Relativement au témoin en forêt non-perturbée, les émissions de CO_2 furent plus basses partout sauf en CPRS suivie de hersage (0,57 $\mu mol\ m^{-2}\ s^{-1}$), en andains (3,18 au sommet et 3,78 $\mu mol\ m^{-2}\ s^{-1}$ dans la pente) et dans les sites non-végétalisés dans la portion acide du parc à résidus miniers (1,05 $\mu mol\ m^{-2}\ s\text{-}^{1}$). Cinq ans après leur application, tous les traitements en CPRS émettent moins de CO_2 que le témoin (0,52 $\mu mol\ m^{-2}\ s^{-1}$), sauf pour la CPRS suivie de hersage. Les andains émettent beaucoup (jusqu'à plus de 9 fois) plus de CO_2 à leur sommet (3,18 $\mu mol\ m^{-2}\ s^{-1}$) et dans leurs pentes (3,78 $\mu mol\ m^{-2}\ s^{-1}$) qu'à la base (0,41 $\mu mol\ m^{-2}\ s^{-1}$), où le sol est déblayé, même 3 ans après que le traitement eut été effectué. L'importation de tourbe sur résidus miniers n'augmente pas les émissions de CO_2 sur les résidus, ce qui pointe vers une séquestration minérale de carbone par les résidus. En conclusion, l'impact des préparations de terrain étudiées suivant une CPRS en forêt boréale sur le bilan de carbone est faible mais non-nul, lorsque comparé au témoin en forêt non-perturbée. Toutefois, la mise en andain suite à un déblaiement hivernal crée de fortes émissions de CO_2 provenant des andains. Ces émissions pourraient être réduites si la tourbe est exportée sur des résidus miniers à proximité à des fins de végétalisation mais de plus amples études sur cette approche doivent être menées pour établir un bilan plus complet des émissions de carbone qui seraient encourues par un tel processus.

Mots-clés : aménagement forestier, carbone, sylviculture, végétalisation, séquestration

CHAPITRE 1

INTRODUCTION

1.1 Problématique

L'être humain a un impact sur le climat global de la planète, et ce, principalement à cause du relâchement dans l'atmosphère de gaz à effet de serre, d'aérosols, des changements de couverture terrestre et des traînées de condensation (Hartmann *et al.*, 2013). Conséquemment, il est important d'accumuler des connaissances sur les émissions et la séquestration de carbone des différentes industries, incluant l'industrie forestière, afin d'être conscients des aspects sur lesquels il sera possible d'agir dans la lutte aux changements climatiques.

Le plus grand écosystème au Canada est la forêt boréale, représentant plus de la moitié du territoire (CBI, 2004-2005). L'industrie forestière y est très importante et compte près de 600.000 emplois (Canada, 2016). Les produits de cette industrie, comme les pâtes et papiers et le bois massif, représentent un stock de carbone important (jusqu'à en moyenne 24,74 t ha^{-1} sur un intervalle de 80 ans, Perez-Garcia *et al.* (2007)), tout comme les forêts (861 ± 66 Pg globalement, Pan *et al.* (2011)) et tourbières (de 530 à 694 Pg globalement, Yu *et al.* (2010)), et ont un impact sur le bilan de carbone canadien (Shrestha et Lal, 2006; Jandl *et al.*, 2007; Pan *et al.*, 2011; Mustamo *et al.*, 2016; Fellman *et al.*, 2017; Hadden et Grelle, 2017; Kløve *et al.*, 2017; Préfontaine et Jutras, 2017; Zhao *et al.*, 2017). En Suède, il a été déterminé que l'aménagement forestier peut augmenter la séquestration de carbone écosystémique (Hyvönen *et al.*, 2007). À propos de la forêt boréale, l'une des régions où le manque de connaissances se fait le plus ressentir est les basses-terres de l'Abitibi et de la baie James, où les valeurs de carbone

Rapport-Gratuit.com

stocké dans les tourbières sont très importantes, à 25 % du total au Québec (Garneau et van Bellen, 2016).

Au Québec, la forêt boréale continue représente 551.400 km^2, superficie partagée entre la sapinière à bouleau blanc (139.000 km^2) et la pessière à mousses (412.400 km^2) (MFFP, 2019). De ce nombre, 320.000 km^2 sont à l'intérieur d'unités d'aménagement forestier (UAF), environ 200.000 km^2 ont été sujets au calcul de possibilités forestières (CPF) de 2008 à 2013, et 2.000 km^2 sont soumis, chaque année, à des activités d'aménagement de l'industrie forestière (récolte, préparation de terrain, reboisement, dégagement de plantation, éclaircie pré-commerciale, etc.) (Bertrand et Levac, 2010). Le Québec privilégie l'aménagement écosystémique des forêts, lorsqu'il est question de la gestion des territoires forestiers, depuis la mise sur pied de la Loi sur l'aménagement durable du territoire forestier (Jetté *et al.*, 2013). Le but de cette législation est de diminuer les écarts entre la forêt aménagée et la forêt naturelle afin de conserver la biodiversité et de veiller à la pérennité des écosystèmes touchés (Jetté *et al.*, 2013).

Dû aux conditions froides, les forêts de conifères et les sous-bois de bryophytes et de plantes éricacées dominent le paysage boréal et forment une épaisse couche de matière organique sur le sol minéral s'accumulant, sous forme d'humus, et représen-tent la source première de nutriments pour la croissance des arbres (Basiliko *et al.*, 2009; Thiffault, 2016; Préfontaine et Jutras, 2017). Certaines régions où le drainage est lent, dont celles sujettes à la paludification, accumulent une couche organique plus épaisse encore mais ont une proportion de biomasse vivante plus faible que les forêts et sous-bois susmentionnés (Lavoie *et al.*, 2005). La forêt sujette à la paludification évolue donc en milieu humide boisé où les sphaignes remplacent les mousses hypnacées (Lavoie *et al.*, 2005; Fenton et Bergeron, 2006; Fenton *et al.*, 2010; Lafleur *et al.*, 2011; Fenton *et al.*, 2013).

Une conséquence de cette couche épaisse est que les forêts boréales stockeraient la plupart de leur carbone (60 %) dans le sol, alors que seulement 20 % serait contenu dans la biomasse, tandis que le 20 % restant serait partagé entre le bois mort et la litière (Pan *et al.*, 2011). À fins de comparaison, les forêts tropicales stockeraient 56 % de leur carbone dans la biomasse et 32 % dans les sols (Pan *et al.*, 2011). Donc, les travaux et opérations sylvicoles qui affectent le stock de carbone dans le sol en forêt boréale peuvent avoir un important effet sur leur bilan de carbone en déplaçant la matière organique et modifiant les conditions microclimatiques du milieu. Par contre, selon l'étude de Pearson *et al.* (2012), la remise en production (coupe à blanc et préparation de terrain) effectuée dans des tourbières drainées a eu un effet annuel négligeable sur les flux de dioxyde de carbone (dorénavant CO_2; les flux représentent le transfert de CO_2 entre l'atmosphère et le sol) à court terme mais il se peut néanmoins que la différence ne fut pas observée si le pic d'émissions de CO_2 survint avant la mise en place du suivi. Selon Jandl *et al.* (2007), toutefois, la coupe avec protection de la régénération et des sols (CPRS) augmenterait le taux de décom-position des sols, de même que le hersage (définition : « élimination de la broussaille et scarifiage du sol à l'aide d'une herse forestière »; MFFP, 2017) mais le scarifiage (« traitement sylvicole qui consiste à perturber la couche d'humus supérieure à trois centimètres et la basse végétation concurrente afin d'exposer et d'ameublir le sol minéral, et de le mélanger à la matière organique »; MFFP, 2017) diminuerait la quantité de carbone perdu vers l'atmosphère par rapport à un témoin, grâce aux changements apportés par ces opérations aux variables microclimatiques du milieu, selon Strömgren et Mjöfors (2012). Dans cette même étude, il a été noté que les andains de décapage provenant du déblaiement hivernal (« coupe et mise en andains de la broussaille en une seule opération »; MFFP, 2017) émettent moins de carbone qu'attendu, grâce aux conditions plus sèches du milieu. Pour leur part, Giasson *et al.* (2006) soutiennent que le scarifiage augmente la respiration nette du milieu en dimi-nuant la photosynthèse à l'intérieur de celui-ci (la respiration émet du carbone dans l'atmosphère alors que la photosynthèse lui en soutire). Dans l'étude de Li *et al.* (2003), une coupe forestière suivie du décapage

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

du sol forestier a conduit à une augmentation des températures du sol et à la diminution de son contenu en eau et en carbone (ce dernier résultant de l'enlèvement de matière organique et du contrôle de la végétation) lorsque ces données sont comparées à une coupe de récolte des troncs seulement. Des études démontrent autant que l'intervention sylvicole peut faire augmenter les émissions de CO_2 du sol (Marcotte *et al.*, 2008; Mustamo *et al.*, 2016) que de les faire diminuer (Jandl *et al.*, 2007; Hadden et Grelle, 2017; Kløve *et al.*, 2017) ou demeurer neutres (Pearson *et al.*, 2012), tout dépendant des conditions microclimatiques créées.

Tout ceci pointe vers la conclusion que la CPRS suivie ou non de préparation de terrain et le décapage mènent à une augmentation plus ou moins drastique de la libé-ration de carbone dans les forêts boréales en paludification. C'est ce que ce projet de recherche visa à confirmer dans la région de l'Abitibi et de la baie James.

En plus de l'industrie forestière, l'industrie minière effectue des activités dans la forêt boréale. Ses installations, dont des parcs à résidus miniers, peuvent présenter plu-sieurs problèmes, dont les risques de poussières aéroportées, de faible fertilité du sol, ou d'acidification des eaux d'écoulement, qui peuvent être atténués par la végétalisation des résidus (Mendez et Maier, 2008). Les parcs à résidus miniers présentent plusieurs contraintes à l'établissement d'un couvert végétal. Celles-ci peuvent inclure des concentrations élevées en métaux, l'absence de matière organique et un pH acide, en plus d'une communauté microbienne peu diversifiée (Mendez et Maier, 2008). La couche superficielle du sol ou un autre amendement organique peut être appliqué sur les résidus miniers afin de fournir de meilleures conditions de croissance (Wong, 2003) et peut, dans certaines conditions, mener à une séquestration de carbone dans l'écosystème (Shrestha et Lal, 2006). Ceci risque toutefois de relâcher plus de carbone vers l'atmosphère, compte tenu que la tourbe sera déplacée dans un milieu plus chaud qu'en forêt non-perturbée (Tremblay *et al.*, 2018).

1.2 État des connaissances

L'atmosphère terrestre a beaucoup évolué, depuis sa formation. Durant l'Hadéen (de –4,54 Ga à –4,00 Ga), elle était probablement composée en majeure partie de CO_2, dû au volcanisme intense. Depuis la formation de l'atmosphère terrestre, le carbone atmosphérique varie en cycles, longs et courts, déterminés par les échanges entre l'atmosphère et différents réservoirs: les océans, les sols, la biosphère et les roches silicatées et carbonatées (Berner, 1998). L'apparition de formes de vie et de processus utilisant le CO_2 réduisit la concentration du gaz dans l'atmosphère au début du Dévonien (de –419 Ma à –359 Ma) (Berner, 1998).

Depuis le Dévonien, la concentration de carbone atmosphérique découle principalement des processus vivants (la photosynthèse et la respiration) et de certains processus physicochimiques, comme l'échange de CO_2 entre l'atmosphère et les océans (Saugier, 1999). Depuis près de 10.000 ans, le CO_2 a varié entre environ 200 et environ 280 ppm, selon les températures globales moyennes (Saugier, 1999). En 2011, cette concentration s'élevait à 390,5 ppm (Hartmann *et al.*, 2013) mais a récem-ment dépassé la barre des 400 ppm de manière permanente (Betts *et al.*, 2016). Cette augmentation récente est d'origine anthropique et découle principalement de l'utilisation de carburants fossiles, de la coupe forestière et de la production de ciment (Betts *et al.*, 2016).

Depuis le siècle dernier, plusieurs données environnementales ont changé. En voici une courte liste, tirée de Hartmann *et al.* (2013) :

- Les températures moyennes ont augmenté de 0,61 °C, plus récemment à un rythme de 0,05 °C par décennie, entre 1998 et 2012.

- L'humidité près du sol et dans la troposphère aurait augmenté, depuis les années 1970, de l'ordre de 0,1 %.
- La superficie de la banquise arctique aurait diminué d'environ 4 % par décennie, depuis 1979, tandis que celle antarctique aurait augmenté d'environ 1,5 % par décennie.
- La taille des glaciers aurait diminué de 275 Pg par an, entre 1993 et 2009.
- La couverture de neige en juin aurait diminué de 53 %, entre 1967 et 2012.
- Le niveau global moyen des mers aurait augmenté de 0,19 m, de 1901 à 2010.

L'augmentation des températures moyennes va continuer jusqu'à environ la moitié du XXIe siècle à un taux allant de 0,128 ± 0,043 à 0,162 ± 0,047 °C par décennie, selon les estimés (Hartmann *et al.*, 2013).

Les sols boréaux sont d'origine glaciaire et relativement jeunes (Vincent et Hardy, 1977). La paludification se développe généralement sur des sols à texture fine, découlant de dépôts glaciaires argileux, mais peut aussi se développer sur des dépôts plus grossiers dans certaines circonstances (Simard *et al.*, 2007). Au-dessus du sol, une épaisse couche organique vit, incluant les couches fibrique et humique et le sol superficiel (topsoil). La décomposition dans ces sols est lente, à cause de la température basse, de la courte saison de croissance et du mauvais drainage des sols à texture fine (Moore, 1986; Kirschbaum, 1995; Canada, 2018b).

Le vivant exécute des processus biologiques ayant un impact sur le carbone atmosphérique. Ces différents processus sont la photosynthèse, la respiration et la décomposition.

La photosynthèse est un processus effectué par les plantes, les algues et certaines bactéries (Blankenship, 1992). Elle consiste à utiliser l'énergie du rayonnement solaire

pour créer du glucose avec de l'eau et du CO_2. En participant à la croissance et au maintien des végétaux, la photosynthèse tire du carbone de l'atmosphère pour l'immobiliser dans la matière vivante. Lorsque ces plantes meurent, leur carbone sera stocké dans la litière puis dans le sol (De Deyn *et al.*, 2008).

La respiration, contrairement au processus précédent, est partagée par tous les types d'organismes vivants. Elle est souvent présentée en opposition à la photosynthèse car elle nécessite de l'oxygène et du sucre et donne du CO_2 et de l'eau. Comme l'ont démontré Laganière *et al.* (2012) et Minkkinen *et al.* (2007), la température est déterminante pour la respiration hétérotrophique de la biomasse microbienne (provenant des organismes non-photosynthétiques) du sol : son augmentation engendre un taux de respiration plus élevé (Mäkiranta *et al.*, 2009; Fellman *et al.*, 2017; Klimek *et al.*, 2017; Song *et al.*, 2018; Tremblay *et al.*, 2018). Toutefois, l'effet inverse a aussi été observé quant à la respiration autotrophique mais ceci peut probablement être attribué à la physiologie et aux stratégies d'allocation énergétique de différentes espèces d'arbres (Laganière *et al.*, 2012). Une canopée ouverte, laissant entrer plus de rayonnement solaire jusqu'au sol, fera augmenter la température et, par son effet sur l'activité microbienne, le taux de décomposition du sol, en l'absence d'autres facteurs limitants comme la disponibilité de l'eau (Singh et Gupta, 1977). La respiration autotrophique de l'épinette noire (*Picea mariana* (Mill.) Britton, Sterns & Poggenburg) ne contribue pas à la respiration du sol pour les peuplements récemment brûlés, jusqu'à de 35 à 40 % pour les peuplements de 20 ans d'âge et diminuent jusqu'à de 5 à 15 % pour les plus vieilles forêts (~150 ans) (Bond-Lamberty *et al.*, 2004). Les valeurs observées par O'connell *et al.* (2003) varient de 65 à 71 % durant l'été à de 89 à 92 % pendant l'hiver. Les variations entre études proviennent probablement de différences de températures moyennes dans les forêts de conifères ou d'incertitudes liées à la mesure de la respiration racinaire (O'connell *et al.*, 2003).

Le processus de décomposition est la transformation de matière organique complexe en molécules plus simples par la communauté microbienne. Plusieurs facteurs influencent la vitesse de dégradation de la matière organique, dont la température (Singh et Gupta, 1977; Moore, 1986; Kirschbaum, 1995), l'humidité (Singh et Gupta, 1977; Moore, 1986), le pH (Wardle, 1992), la composition chimique, la structure et la concentration en oxygène du sol (Singh et Gupta, 1977).

Les forêts plus fraîches (subalpines et nordiques) auraient un taux d'emmagasinement du carbone plus élevé à travers l'écosystème et un taux de décomposition du sol plus faible que ceux des forêts tropicales, à cause de l'activité microbienne plus faible, découlant des températures plus fraîches du sol (Singh et Gupta, 1977). Le taux de décomposition augmenterait rapidement, de 10 à 30 °C, avant d'atteindre un plateau et d'ensuite diminuer, suggérant donc une température du sol optimale aux alentours de 40 °C, signifiant donc un taux de libération du carbone plus élevé dans les milieux plus chauds jusqu'à ce que l'activité microbienne ne commence à souffrir de températures trop élevées (Moore, 1986). Pour les forêts boréales se situant au bas de cette gamme de températures, ceci pourrait signifier de plus hauts taux de décom-position avec une augmentation de la température. Kirschbaum (1995) note que l'accroissement de la température augmente le taux de décomposition plus fortement que celui de production primaire nette, signifiant donc un accroissement des émissions de carbone (source de CO_2) plus rapide que l'accroissement de l'utilisation du carbone atmosphérique par la croissance des plantes (puits de CO_2). Toutefois, de plus récentes études remettent en question l'importance qu'a la température sur le taux de décomposition, au profit de la disponibilité en eau, qui serait un facteur plus important, selon Andrieux *et al.* (2018).

Schlentner et van Cleve (1985) ont trouvé que la respiration du sol est modulée par le facteur le plus limitant entre la température et l'humidité. Dans leur modèle, la température a peu d'effet sur la respiration lorsque l'humidité moyenne dans les 15 premiers centimètres du sol est sous 75 % (par poids) mais joue un rôle important

lorsqu'elle est au-dessus de 100 % (Schlentner et van Cleve, 1985). Complémentairement, l'humidité a peu d'effet, lorsque la température est sous 5 °C, mais devient plus influente entre 10 °C et 20 °C (Schlentner et van Cleve, 1985). D'autres études tirent des conclusions similaires (Lafleur *et al.*, 2005; Minkkinen *et al.*, 2007; Mäkiranta *et al.*, 2009; Ye, 2016; Song *et al.*, 2018). Selon Moore (1986), l'activité des décomposeurs s'arrêterait lorsque la tension de l'humidité du sol est à 38 MPa (dénotant une faible disponibilité de l'eau) et augmenterait avec la disponibilité de l'eau. La relation entre la consommation d'oxygène des organismes et le potentiel hydrique est logarithmique, démontrant des basses valeurs de respiration dans des conditions sèches augmentant rapidement avec l'humidité jusqu'à atteindre un plateau lorsque l'humidité est abondante (Moore, 1986). Toutefois, Lafleur *et al.* (2011) ont observé que le substrat a un impact plus important sur le taux de décomposition que la différence de température amenée par les perturbations, bien que les températures dans cette étude différaient peu (en moyenne 0,85 °C). D'autre part, la réponse de la respiration à la température n'est pas linéaire mais suit une courbe premièrement exponentielle puis diminuant avec une augmentation de la température, d'après le modèle d'Arrhenius (Bond-Lamberty *et al.*, 2004). On appel-lera Q_{10} le taux de changement de la respiration lors d'un changement de température de 10 °C.

Le pH du sol a également un impact important sur la biomasse microbienne : lorsque le pH est bas, la biomasse est moindre, de par son influence sur l'incorporation de matière organique dans les tissus microbiens (Wardle, 1992), engendrant un moindre relâchement de carbone. Toutefois, l'activité microbienne ne serait pas significativement affectée avant que le pH ne descende jusqu'à 2 ou 3 (Wardle, 1992).

La structure du sol aussi affecte les microbes et animaux y vivant, en affectant la propagation de propagules, la croissance microbienne et fongique et le mouvement

des organismes du sol, ayant donc un impact sur le taux de décomposition du sol (Singh et Gupta, 1977). De plus, l'oxygénation du sol est importante pour la présence et l'activité des organismes aérobies (Singh et Gupta, 1977).

Ensuite, la qualité de la matière organique est un aspect important pour le taux de décomposition d'un sol. L'abondance de substances hydrosolubles influence grandement la décomposition dans les stades initiaux de la décomposition car ils approvisionnent les organismes décomposeurs en énergie et nutriments (Singh et Gupta, 1977). Ces substances déclinent rapidement à cause de leur utilisation par les organismes du sol et du lessivage du sol (Singh et Gupta, 1977). En plus de cela, l'augmentation de la quantité d'azote disponible dans le sol (par exemple en ayant une litière importante) influencera le taux de décomposition du sol positivement (avec un ratio C:N avantageux) et affectera aussi ce taux de manière plus marquante durant les premiers stades de la décomposition (Singh et Gupta, 1977) mais le ralentirait durant les derniers stades (Cotrufo *et al.*, 2013). La liaison de composés organiques avec des particules minérales du sol peut priver les organismes décomposeurs de ces dernières et ainsi ralentir le processus, ce sont des micro-agrégats (Hassink, 1997). Les particules fines du sol, comme l'argile ou le limon, tendent à mieux protéger les composés organiques que les sols plus grossiers, donc ces sols représentent un plus grand stock de carbone et un milieu où la respiration est diminuée, en général (Hassink, 1997). En dernier lieu, les substances polyphénoliques contenues dans certains tissus végétaux retardent la décomposition et la rendent difficile dans les sols (Singh et Gupta, 1977).

Les sols stockent plus de 5 fois plus de carbone que la végétation en forêt boréale (Hyvönen *et al.*, 2007). Gorham (1991) estime qu'environ 98,5 % du carbone séquestré dans les tourbières boréales est détenu dans la tourbe elle-même, le reste étant séparé entre la végétation ligneuse et non-ligneuse. L'étude des tourbières est donc d'une importance primaire lorsqu'il est question du carbone en milieu boréal. De plus, Gower *et al.* (1997) ont trouvé que la végétation de sous-bois et les bryophytes vivantes

contenaient moins de 1 %, chacunes, du carbone séquestré dans les peuple-ments d'épinette noire alors que, dans les vieux peuplements de pin gris, le sous-bois constitue jusqu'à 1 % du carbone total et les bryophytes de 5 à 7 %. Dans ces deux peuplements (épinette noire et pin gris), le plus grand puits de carbone est celui des tiges des plants, constituant de 8 (pour les peuplements d'épinette noire près de la limite méridionale de la forêt boréale) à 37 % (pour les peuplements de pin gris à la même latitude) du carbone total retrouvé dans l'écosystème étudié, le reste du carbone étant stocké dans le sol, le bois mort, la litière et les autres parties des arbres (Gower *et al.*, 1997). Toutefois, Bonan et Shugart (1989) affirment que de 80 à 90 % de la biomasse au-dessus du sol peut être contenue dans les mousses vivantes, dans des peuplements d'épinette noire froids et humides. Avec la hausse des températures moyennes prévues, une plus grande proportion de carbone sera stockée dans la végétation plutôt que le sol, à cause de la hausse du taux de respiration du sol et de la fréquence des feux (Gonsamo *et al.*, 2017).

Les sphagnacées et hypnacées contiennent les espèces les plus souvent présentes dans la couche vivante du sol des forêts boréales (Bonan et Shugart, 1989). La présence d'un tapis de mousse (majoritairement composé de *Hylocomium splendens*, *Pleuro-zium schreberi* (Brid.) Mitt. ou de *Sphagnum spp.*) favorise des températures basses dans le sol, diminuant ainsi le taux de décomposition à l'intérieur de celui-ci. Les nutriments et le carbone accaparés par les mousses sont donc inatteignables pour les plants voisins jusqu'à ce que la mousse ne meure et décompose (Bonan et Shugart, 1989).

Si les mousses préfèrent des forêts fermées, les lichens, eux, s'établissent préférable-ment dans des milieux ouverts, humides, sableux et pauvres, habituellement aux latitudes élevées (Bonan et Shugart, 1989). Dans certains milieux, le tapis de lichens peut compter pour environ 20 % de la biomasse d'un peuplement (Bonan et Shugart, 1989). Leur présence, comme celle des mousses, aide à garder la température du sol

Rapport-Gratuit.com

basse et son humidité élevée, diminuant du même coup le taux de décomposition du sol (Bonan et Shugart, 1989).

Les deux espèces principales étudiées dans ce projet sont *Sphagnum fuscum* et *P. schreberi*. *S. fuscum*, à cause de son allocation élevée de carbone vers les carbo-hydrates structuraux, tend à avoir un taux de décomposition plus bas en tant que substrat alors que les mousses hypnacées telles que *P. schreberi* ont des taux plus élevés (Turetsky *et al.*, 2008). Les traitements sylvicoles à l'étude sont la CPRS, suivie ou non d'une préparation de terrain (scarifiage ou hersage), le déblaiement mécanique (ou mise en andains) et la végétalisation d'un site minier avec de la tourbe. Selon Fenton *et al.* (2010), différents traitements (aucune récolte, récolte partielle et coupe à faible rétention) n'ont pas démontré d'effet sur la décomposition de *P. schreberi* mais *S. capillifolium* et *S. fuscum* ont présenté un taux de décomposition différent pour chaque traitement.

CHAPITRE 2

MÉTHODOLOGIE

2.1 Objectifs et hypothèses

L'objectif général de ce projet de recherche était de déterminer l'effet des modes de gestion de la couche organique de surface du sol, qui perturbent le milieu naturel, sur les flux de CO_2, mesurés grâce à des tubes insérés dans le sol. Plusieurs objectifs spécifiques en découlent : déterminer (1) l'effet des techniques de préparation du sol pour la remise en production forestière (CPRS, CPRS et scarifiage, CPRS et hersage), (2) l'effet du déblaiement mécanique hivernal et de la mise en andain, (3) l'effet d'un apport organique de tourbe sur parc à résidus miniers pour végétalisation et (4) l'effet des facteurs du milieu pour identifier les mécanismes qui contrôlent les flux de CO_2 (température du sol, profondeur de la nappe phréatique, humidité relative de l'air).

Pour le premier objectif spécifique, notre hypothèse était que toutes les perturbations du sol étudiées allaient faire augmenter les émissions de CO_2 lorsque comparées à un témoin en forêt naturelle non perturbée. Lorsque comparés à l'absence de préparation de terrain (CPRS simple), notre hypothèse était que le scarifiage émettrait moins de CO_2, en accord avec Strömgren et Mjöfors (2012), alors que le hersage en émettrait une plus grande quantité, comme dans l'étude de Jandl *et al.* (2007).

Notre hypothèse pour le déblaiement mécanique hivernal et de la mise en andains était que ces modes de gestion allaient libérer plus de CO_2 dans l'atmosphère que le témoin en forêt naturelle non-perturbée. Les andains, comparativement au sol déblayé,

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

devraient émettre plus de CO_2 à cause de l'augmentation des températures et la diminution de l'humidité dans le milieu, menant à une augmentation de la décomposition de la tourbe.

Pour l'apport de tourbe sur le parc à résidus miniers, notre hypothèse était que l'importation de matière organique pour la végétalisation allait faire en sorte que de plus fortes émissions de CO_2 seraient mesurées aux parcelles végétalisées qu'au témoin en forêt naturelle non-perturbée. L'hypothèse est que les résidus miniers ne recevant pas d'apport organique devraient émettre moins de CO_2 que ce témoin.

Notre hypothèse concernant l'effet des facteurs du milieu est que la température du sol, mesurée directement, et la disponibilité en eau, mesurée indirectement par la profondeur de la nappe phréatique et l'humidité relative de l'air, seront les plus grands déterminants des émissions de CO_2. Selon la littérature, en augmentant la température et en éloignant la nappe phréatique de la surface ou en diminuant l'humi-dité relative de l'air, les émissions de CO_2 devraient croître.

L'ensemble de nos hypothèses est rassemblé dans le tableau 2.1.

Tableau 2.1 Hypothèses concernant le changement en termes d'émissions de CO_2 des différents traitements dans différents sites comparés au témoin en forêt naturelle (inter-site) et des différents traitements à l'intérieur de chacun des sites étudiés (intra-site).

		Différence des émissions de CO_2	
Site	Traitement	Inter-site	Intra-site
Récolte forestière (Valrennes)	CPRS	+	(Témoin)
	CPRS + scarifiage	+	–
	CPRS + hersage	+	+
Déblaiement (Selbaie)	Sol	+	(Témoin)
	Andain	+	+
Résidus miniers (Joutel)	Résidus miniers	–	(Témoin)
	Apport de tourbe	+	+
Forêt naturelle	Aucun	(Témoin)	(Témoin)

2.2 Description de la zone et des sites d'étude

Quatre sites d'étude ont été choisis dans le cadre de ce projet, chacun représentant un mode de gestion de la couche organique différent (tableau 2.2). Les quatre sites sont situés dans la zone de végétation boréale, dans le domaine bioclimatique de la pessière à mousse (Saucier, 2003). Cette région est dominée par l'épinette noire (*P. mariana*) et les mousses hypnacées (*P. schreberi*) sauf dans les portions paludifiées et dominées par *S. fuscum* et *S. capillifolium*. Elle reçoit en moyenne 643,8 mm de pluie par an, 95,9 mm par mois en moyenne pour les mois de mai à octobre, et subit des températures moyennes annuelles de 0,0 °C, une moyenne de 11,0 °C pour les mois de mai à octobre (station Joutel, de 1981 à 2010) (Canada, 2018a).

Tableau 2.2 Les sites à l'étude et les traitements qui y ont été effectués.

Site	Traitement
Valrennes	CPRS CPRS + scarifiage CPRS + hersage
Selbaie	Andain Sol déblayé
Joutel	Apport de tourbe Résidus miniers
Forêt non perturbée	Aucun

Le premier site, Valrennes (49,4672° N, 78,5770° W), est un site forestier récolté en 2010, ayant subi différents traitements sylvicoles en 2011 et planté en 2012, en neuf blocs distincts. C'est un site composé de pentes douces (de 0,1 à 14,9 %) formées par des dépôts glaciaires argileux à une moyenne de 304 m d'élévation (Laamrani *et al.*, 2014). Les espèces d'arbres dominantes sont l'épinette noire (79 % de recouvrement) et le pin gris (16 % de recouvrement) alors que le sol est principalement recouvert de

S. spp., de *P. schreberi* et d'éricacées (Laamrani *et al.*, 2014). Les différents traitements sylvicoles sont (1) la CPRS, (2) la CPRS suivie de scarifiage et (3) la CPRS suivie de hersage. Chaque traitement sylvicole a été répété dans trois blocs, pour un total de neuf blocs. Ce site est suivi de façon intensive et 122 placettes permanentes réparties aléatoirement sont suivies dans chaque bloc depuis 2009, avant qu'il n'ait été récolté. Chaque placette consiste en 5 parcelles de 1 m^2 chacunes. Pour le projet de recherche présent, un total de 26 parcelles de 1 m^2 ont été choisies à l'intérieur de ce dispositif de 122 placettes préexistant, selon la disponibilité des combinaisons de substrat exposé (sol vivant (fibrique), sol mésique, sol humique et sol minéral) dominant ($\geq$ 50 % de recouvrement du substrat en question) et de traitement sylvicole, comme représenté au tableau 2.3. Les parcelles sélectionnées devaient avoir au moins 25 cm d'épaisseur de matière organique avant traitement sylvicole. Moins de parcelles en CPRS furent étudiées car il n'y en avait pas autant qui répondaient à nos critères de sélection (épaisseur de matière organique, recouvrement de substrat à la surface du sol et combinaison de substrat et traitement).

Tableau 2.3 Nombre de parcelles à l'étude réparties selon le traitement sylvicole et le substrat dominant présent.

Substrat / Traitement sylvicole	Vivant	Mésique	Humique	Minéral	Total
CPRS	1	1	1	0	3
Scarifiage	2	3	3	3	11
Hersage	3	3	3	3	12
Total	6	7	7	6	26

Le second site, Selbaie (49,7593° N, 79,0375° W), est un site forestier mal drainé principalement recouvert d'épinette noire ayant subi un feu léger en 1997 et, après accident de régénération, un déblaiement hivernal en 2013-2014. Le déblaiement consiste à décaper la matière organique, jusqu'au sol minéral, et à l'entasser en andains

afin de créer des microsites favorables à la plantation, sur le sol déblayé. Un total de trois andains fut étudié. Les prises de mesures de CO_2, de température du sol et d'humidité relative de l'air étaient soit (1) sur le dessus de l'andain, (2) dans l'une de ses pentes ou (3) sur le sol déblayé. Pour ce dernier, la mesure de la profondeur de la nappe phréatique fut effectuée en plus. Les mesures de (1) et (2) se font donc sur de la matière organique alors que celles de (3) se font sur sol minéral. Un total de 26 parcelles fut étudié, réparties comme dans le tableau 2.4. Ces parcelles furent sélec-tionnées en choisissant trois andains aléatoirement sur le site du déblaiement et en prenant en compte toutes les parcelles présentes en relation avec ces andains. Les nombres de mesures varient entre les différents andains selon la disponibilité du substrat. Par exemple, le dessus et les pentes de l'andain 3 étaient couverts de débris ligneux donc moins de mesures y ont été faites.

Tableau 2.4 Nombre de parcelles à l'étude réparties selon l'andain auquel elles sont associées et leur position dans celui-ci.

Andain \ Position	Dessus	Pente	Sol	Total
Andain 1	3	6	3	12
Andain 2	3	3	3	9
Andain 3	0	1	4	5
Total	6	10	10	26

Le site de Joutel (49,4846° N, 78,3774° W) est le parc à résidus miniers de la mine aurifère d'Agnico-Eagle, active de 1974 à 1994. Notre étude se situe dans la portion plus récente du parc à résidus, accumulée de 1986 à 1994. Deux zones différentes ont été choisies : la première étant à pH neutre (6) et la seconde acide (3). Ces valeurs ont été obtenues avec du papier pH (niveau de confiance : ± 0,5) en contact avec de l'eau accumulée temporairement en surface sur le terrain au printemps 2016. Ces zones ont été sélectionnées car elles étaient humides et la nappe phréatique se situait près de la surface. Quatre parcelles expérimentales (9 m^2 chacune) et quatre parcelles témoins

(9 m^2 chacune) ont été mises en place dans chaque zone, successivement, à 1 m de distance l'une de l'autre, pour un total de 16 parcelles (tableau 2.2.4).

Tableau 2.5 Nombre de parcelles à l'étude réparties selon la zone, acide ou neutre, et le traitement, végétalisé ou non-végétalisé, sur le parc à résidus miniers de Joutel.

Traitement / Zone	Acide	Neutre	Total
Végétalisé	4	4	8
Non-végétalisé	4	4	8
Total	8	8	16

Pour les parcelles de végétalisation du parc à résidus miniers du site Joutel, de la tourbe fut récoltée pour couvrir les parcelles de 9 m^2 sur une épaisseur d'environ 10 cm (90 dm^3). Le 13 mai 2016, elle fut sélectionnée dans un andain non-étudié de Selbaie en évitant les débris ligneux massifs et les roches à l'aide d'une pelle mécanique pour ensuite la transporter par camion vers le site de Joutel. Sur le site, elle fut déversée en deux piles sur des bâches textiles en attendant d'être importées sur les résidus miniers. Afin de contenir la tourbe dans les parcelles expérimentales, des bordures de bois de 3 m de côté et de 15 cm de hauteur furent construites sur le terrain et ancrées dans le sol à l'aide de piquets de bois. La tourbe fut apportée dans les parcelles à l'aide d'une brouette et épandue à la main de manière à maximiser son homogénéité. De la sphaigne fibrique, représentant la couche superficielle, fut épandue sur le dessus de la tourbe humique (environ 24 dm^3 par parcelle) afin d'aug-menter les chances de colonisation du milieu par la sphaigne (Campeau et Rochefort, 1996). Les parcelles témoins ne reçurent pas de bordures ni de tourbe mais un tube de mesure de CO_2 et un de profondeur de la nappe phréatique.

Finalement, le quatrième site est une forêt non-perturbée près du site de Selbaie appelée Témoin (49,5605° N, 78,9826° W) où il y a une parcelle dominée par la sphaigne et une par *Pleurozium schreberi*. Un tube de CO_2 fut implanté au centre de chaque

parcelle. Ces parcelles sont à proximité (< 3 m) l'une de l'autre et, donc, un seul tube de mesure de la profondeur de la nappe phréatique a été installé près de celles-ci.

2.3 Suivi expérimental

Afin de déterminer les émissions de CO_2, le LI-6400 de Li-Cor a été utilisé avec une chambre pour le sol, un module spécialisé pour mesurer les émissions de CO_2 du sol. Les mesures furent prises tel que dans le tableau 2.6. Les jours pluvieux ou venteux devaient être évités pour une prise de données plus stable. L'instrument donne automatiquement la moyenne de trois efflux consécutifs. Ces efflux sont habituellement pris en environ une minute mais ce temps peut s'allonger si les lectures de l'appareil sont instables. L'instrument prenait en même temps en note l'humidité relative de l'air.

Un tube de mesure de CO_2 (tube de polychlorure de vinyle (mieux connue sous l'abréviation anglaise de « polyvinyl chloride » : PVC), 3 '' de diamètre, 15 cm de hauteur) est installé sur chaque parcelle (un total de 26 à travers tous les sites), enfoncé d'environ 5 cm dans le sol, ainsi qu'un tube de mesure de la profondeur de la nappe phréatique. Afin de ne pas perturber le dispositif préalablement en place, le tube de mesure de CO_2 a été installé à l'intérieur d'un rayon de 1 m de la parcelle choisie, sur le substrat pour lequel la parcelle a été sélectionnée. Les tubes de mesure de la profondeur de la nappe phréatique sont des tubes de PVC de 1 m de long percés transversalement à intervalles de 10 cm afin de permettre à l'eau de circuler libre-ment. Avec une tarière manuelle, les trous dans le sol ont été creusés jusqu'à 1 m de profondeur ou jusqu'à ce qu'il devienne trop difficile de creuser plus profondément.

La température du sol fut prise en même temps que les mesures de CO_2 avec un thermomètre numérique, à 10 cm de profondeur à partir de la surface, à l'intérieur d'un rayon de 30 cm autour tube de CO_2, sur le même substrat que celui dominant dans la parcelle d'intérêt. La profondeur de la nappe phréatique fut mesurée à l'aide d'un mètre en bois muni d'un détecteur d'eau lors de chaque mesure de CO_2.

Tableau 2.6 Dates des prises de mesures pour différents sites.

Date (2016)	Site	Date (2017)	Site
3 août	Témoin	6 juin	Témoin
3 août	Selbaie	6 juin	Selbaie
4 août	Joutel	7 juin	Joutel
8 août	Valrennes	8 juin	Valrennes
9 août	Valrennes	9 juin	Valrennes
10 août	Valrennes	14 juin	Valrennes
		21 juin	Valrennes
		21 juin	Joutel
		17 juillet	Selbaie
		18 juillet	Témoin
		18 juillet	Selbaie
		19 août	Selbaie

2.4 Analyses statistiques

Chacun des sites suivant a été traité indépendamment pendant les analyses afin de grouper ensemble les traitements sylvicoles comparables. Chaque site correspond donc à un type différent d'intervention : Valrennes représente la récolte forestière, Selbaie la remise en production après accident de régénération et Joutel la végétalisation d'un parc à résidus miniers présentant ou non des problèmes d'acidité.

Le site de Valrennes présente un dispositif niché et inégal, étant constitué de plusieurs combinaisons de traitements et de substrats dans un nombre différent de parcelles. Les parcelles présentent trois traitements sylvicoles (CPRS, CPRS + scarifiage, CPRS + hersage) qui, chacun, a été mené dans trois blocs, pour un total de 9 blocs. Nous avons inclus la température, l'humidité, la profondeur de la nappe phréatique et le traitement sylvicole pour expliquer les émissions de CO_2 dans une sélection de modèle de régression linéaire par critère d'information d'Akaike. Les effets aléatoires du bloc, de l'année et du jour où la mesure a été prise furent jugés non-pertinents par ANOVA ($\chi^2 \approx 0{,}95$) et ne furent donc pas inclus dans la sélection de modèle. L'hétéroscédasticité des valeurs d'émission de CO_2 fut corrigée avec une transformation radicale (racine carrée). Nous avons comparé 16 modèles probables et un modèle nul pouvant expliquer les émissions de CO_2. Ces modèles ont pris en compte la température du sol, la profondeur de la nappe phréatique, le substrat dominant en surface et le traitement comme étant des variables probables d'affecter les émissions de CO_2 du sol de manière biologique. Ils furent classés selon le critère d'information d'Akaike de second ordre (AICc) et le poids d'Akaike (ω_i) avec les logiciels R et R Studio. Les modèles prirent en compte la température du sol à 10 cm de profondeur (°C), l'humidité relative de l'air (%), la profondeur de la nappe phréatique (cm) et le traitement sylvicole (CPRS, CPRS et scarifiage et CPRS et hersage). Le modèle nul ne contient qu'une valeur constante (1) comme variable explicative. Pour voir si les variables microclimatiques ont été influencées par les traitements, nous avons analysé la température et la nappe phréatique selon le type de traitement sylvicole par analyse de variance (ANOVA) et test des étendues de Tukey.

Le site de Selbaie présente un dispositif niché et inégal, étant constitué de plusieurs combinaisons de traitements ayant un nombre différent de parcelles. Les parcelles présentent une position (dessus, pente, sol) dans un de trois andains. Toutes les positions ne sont pas représentées également sur tous les andains. La profondeur de la nappe phréatique fut mesurée au sol des andains seulement, car les tubes de mesure de

Rapport-Gratuit.com

la profondeur de la nappe phréatique auraient été trop courts pour la mesurer à partir de la pente ou du dessus des andains. Cette valeur fut aussi assignée aux parcelles de la pente et du dessus du même andain considérant que le profil du sol reste inchangé sous la pile de matière organique. Les effets aléatoires de l'andain, de l'année et du jour où la mesure a été prise furent jugés non-pertinents par ANOVA ($\chi^2 \approx 1$) et ne furent donc pas inclus dans la sélection de modèle. L'hétéroscédasticité des valeurs d'émission de CO_2 fut corrigée avec une transformation logarithmique naturelle. Nous avons comparé 15 modèles probables et un modèle nul pouvant expliquer les émissions de CO_2. Ces modèles ont pris en compte la température du sol, la profondeur de la nappe phréatique, l'humidité relative de l'air et la position relative à l'andain comme étant des variables probables d'affecter les émissions de CO_2 du sol. Ils furent classés selon le critère d'information d'Akaike de second ordre (AICc) et le poids d'Akaike (ω_i) avec les logiciels R et R Studio. Les modèles prirent en compte la température du sol à 10 cm de profondeur (°C), l'humidité relative de l'air (%), la profondeur de la nappe phréatique (cm) et la position de la parcelle (haut de l'andain, pente de l'andain et sol déblayé). Aucune interaction ne fut prise en compte car toutes les positions ne sont pas présentes dans tous les andains. Les modèles sélectionnés répondent à notre objectif de comparer les émissions de CO_2 sur les andains et au sol. Puis, la température et l'humidité furent analysées selon la position dans l'andain avec une ANOVA et un test de Tukey.

Le site de Joutel présente un dispositif égal. Il y a 4 parcelles végétalisées et 4 non-végétalisées dans chacune des deux zones du site (acide, neutre). Chacune des zones fut analysée indépendamment. Nous avons conduit deux régressions linéaires dans chaque zone pour voir l'effet sur les émissions de CO_2 de différents facteurs : (1) la température et l'humidité et (2) la végétalisation. En plus, l'humidité relative de l'air et la température du sol furent analysées selon le traitement grâce à une régression.

Finalement, les émissions de CO_2 du site Témoin furent analysées grâce à des régressions linéaires individuelles avec le substrat dominant, la température et l'humidité.

Le calcul des valeurs de Q_{10} a été effectué en utilisant les valeurs de pente (m) d'intercept (b) des meilleurs modèles pour les émissions de CO_2 des différents traitements à deux températures (T_1 et T_2).

$$Q_{10} = \left(\frac{(T_2 \times m + b)}{(T_1 \times m + b)}\right)^{\left(\frac{10}{T_1 - T_2}\right)}$$

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

CHAPITRE 3

RÉSULTATS

À Valrennes, les émissions de CO_2 ont varié de 0,03 à 1,2 µmol m^{-2} s^{-1}. Deux modèles pour expliquer ces émissions (tableau 3.1) furent conservés (Δ_i = 1,93). Ces modèles ont un poids respectif (ω_i) de 0,40 et 0,15, pour un poids total de 0,55. Les modèles prirent en compte la température du sol à 10 cm de profondeur, la profondeur de la nappe phréatique et le traitement sylvicole.

Tableau 3.1 Les deux meilleurs modèles pour expliquer les émissions de CO_2 au site de Valrennes et le meilleur pour Selbaie, basés sur le second degré du critère d'information d'Akaike (AICc). La différence entre les modèles et le meilleur (ΔAICc), ainsi que leur poids respectif (ω_i) et le nombre de paramètres estimés (K) sont inclus. Tous les autres modèles avaient une valeur de ΔAICc > 2 pour Valrennes et > 13 pour Selbaie. Les variables explicatives sont la température (°C), la profondeur de la nappe phréatique (cm) ou l'humidité relative de l'air (%) et le traitement sylvicole (CPRS, CPRS et scarifiage et CPRS et hersage) ou la position sur l'andain (sommet, pente, sol déblayé).

Modèles (Valrennes)	K	AICc	ΔAICc	ω_i
Température + profondeur nappe	3	-12,62	0,00	0,40
Température + profondeur nappe + traitement	4	-10,70	1,93	0,15
Modèle (Selbaie)				
Température + humidité + position	4	97,13	0,00	0,76

Le meilleur modèle expliquant la réponse des émissions de CO_2 à Valrennes (tableau 3.1) prend en considération la température du sol et la profondeur de la nappe phréatique. Plusieurs comparaisons peuvent être effectuées en regardant les valeurs du tableau 3.2. Même si toutes ne sont pas statistiquement significatives, on peut y déceler des tendances potentielles.

Tableau 3.2 Émissions de CO_2 (µmol m^{-2} s^{-1}), température du sol à 10 cm de profondeur (°C) (5 cm pour les données de Pearson *et al.* (2012)), profondeur de la nappe phréatique (cm) et erreur standard pour chaque traitement dans chaque site selon une moyenne des valeurs pour chaque traitement. Les valeurs significatives ($p \leq 0,05$) sont notées d'un astérisque. Les valeurs transformées par un logarithme naturel sont dotées du sigle *ln* et par une racine carrée ^{2}r, elles ne sont pas transformées pour la forêt non-perturbée.

Site	Traitement	Émissions de CO_2 moyennes (µmol m^{-2} s^{-1})	Intercept (µmol m^{-2} s^{-1})	Température Moyenne (°C)	Température Pente (µmol m^{-2} s^{-1} °C^{-1})	Profondeur nappe Moyenne (cm)	Profondeur nappe Pente (µmol m^{-2} s^{-1} cm^{-1})
Valrennes	CPRS	0,43 ± 0,26	1,36* ± 0,24 ^{2}r	15,30 ± 2,64	-0,04* ± 0,00	25,2 ± 25,0	-0,01* ± 0,00
	CPRS + scarifiage	0,38 ± 0,31		16,25 ± 2,01		36,1 ± 9,8	
	CPRS + hersage	0,57 ± 0,37		15,13 ± 2,56		22,1 ± 12,6	
Selbaie	Andain : dessus	3,18 ± 4,79	10,72* ± 1,52 *ln*	19,84 ± 4,27	-0,40* ± 0,05	ND	ND
	Andain : pente	3,78 ± 5,25		17,06 ± 4,04		ND	
	Sol déblayé	0,41 ± 0,49		15,80 ± 3,27		28,6 ± 17,9	
Joutel	Neutre : tourbe	0,27 ± 0,13	-3,05* ± 1,33 *ln*	16,95 ± 4,10	0,05 ± 0,03	48,5 ± 2,1	ND
	Neutre : témoin	0,25 ± 0,23		23,29 ± 6,96		28,0 ± 7,2	
	Acide : tourbe	0,49 ± 0,37	2,99 ± 1,60 *ln*	17,78 ± 3,77	-0,13* ± 0,04	ND	ND
	Acide : témoin	1,05 ± 1,53		21,27 ± 4,38		ND	
Forêt non-perturbée	(Aucun)	0,52 ± 0,48	0,83 ± 0,52	12,75 ± 6,23	-0,02 ± 0,04	43,5	ND
Pearson *et al.* (2012)	Scarifiage : non-préparé	1,6 ± 2,3		11,6 ± 9,5		31,3 ± 27,1	
	Scarifiage : préparé	0,53 ± 0,8		11,6 ± 9,0		10,2 ± 25,1	
	Mise en buttes : non-préparé	1,6 ± 2,1		11,6 ± 9,5		31,1 ± 24,5	
	Mise en buttes : buttes	0,89 ± 1,0		12,4 ± 10,2		46,7 ± 22,3	
	Mise en buttes : fossés	0,4 ± 0,7		11,7 ± 8,6		1,7 ± 21,4	
	Témoin	1,0 ± 1,4		11,5 ± 9,5		35,7 ± 24,5	

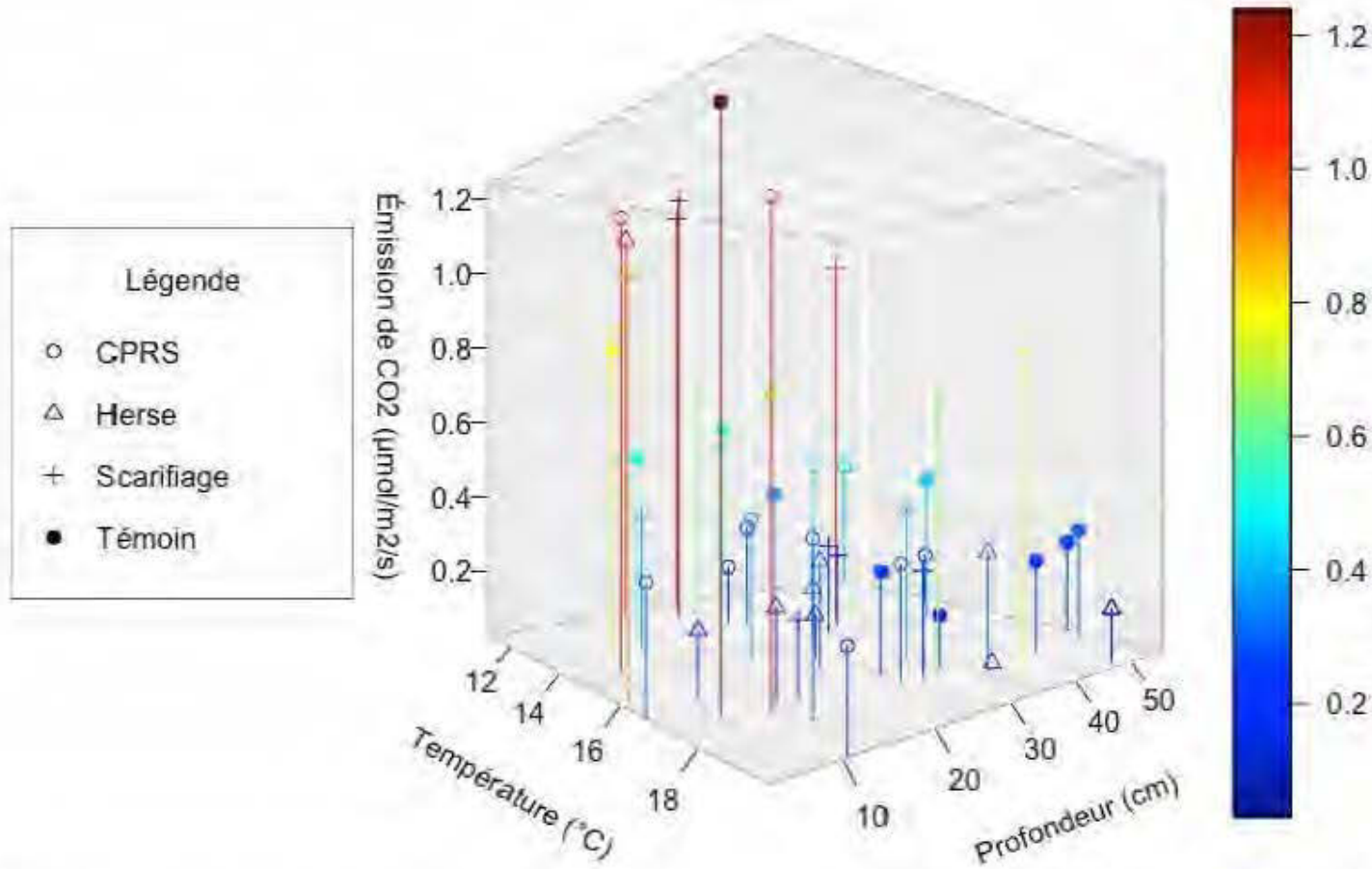

Figure 3.1 Émissions de CO_2 selon la température et la profondeur de la nappe au site de Valrennes. Chaque combinaison de traitement sylvicole et de substrat dominant au sol a un symbole différent. Le spectre chromatique de droite est une seconde façon de représenter les émissions de CO_2, le rouge signifiant des émissions plus fortes que le bleu.

On peut voir que le scarifiage est le traitement ayant émis le moins de CO_2 (0,38 ± 0,31 µmol m^{-2} s^{-1}, $p > 0,05$) et c'est aussi celui avec les températures du sol les plus élevées (en moyenne 16,25 ± 2,01 °C, $p > 0,05$) et la nappe la plus profonde (36,1 ± 9,8 cm, $p > 0,05$). De l'autre côté, le hersage est celui qui a émis le plus de CO_2 (0,57 ± 0,37 µmol m^{-2} s^{-1}, $p > 0,05$), qui a les températures du sol les moins élevées (15,13 ± 2,56 °C, $p > 0,05$) et qui a la nappe la moins profonde (22,1 ± 12,6 cm, $p > 0,05$). Lorsque comparé au témoin, le site de Valrennes a émis une quantité de CO_2 comparable à celle du témoin en forêt non-perturbée (moyenne de 0,48 ± 0,34 contre 0,52 ± 0,48 µmol m^{-2} s^{-1}, $p > 0,05$).

La figure 3.1 montre une représentation tridimensionnelle de la réponse des émissions de CO_2 vis-à-vis de la température du sol et de la profondeur de la nappe phréatique à Valrennes. Le taux d'émission de CO_2 a tendance à diminuer avec l'augmentation de la température du sol et de la profondeur de la nappe phréatique. Les différents traitements sylvicoles sont différenciés à l'aide d'un symbole différent. L'équation tridimensionnelle du modèle est :

$$z = 1{,}36 - 0{,}04\,x - 0{,}007\,y$$

où z représente l'émission de CO_2 (µmol m^{-2} s^{-1}), x la température du sol (°C) et y la profondeur de la nappe phréatique (cm). Tandis que la température n'a pas varié significativement selon le traitement sylvicole ($p > 0,05$), la profondeur de la nappe se trouve influencée par celui-ci ($p < 0,001$) (figure 3.2). Le scarifiage démontre une nappe phréatique plus profonde en moyenne que le hersage ($p < 0,001$), qui est plus près de la valeur moyenne observée en CPRS sans préparation de terrain subséquente. La plus forte valeur de Q_{10} (tableau 3.3) dans le site de Valrennes se trouve dans le traitement hersage et la plus faible en scarifiage ($p > 0,05$).

À Selbaie, le modèle choisi (tableau 3.1) prend en compte la température à 10 cm de profondeur, l'humidité relative de l'air et la position dans l'andain. Plusieurs

comparaisons peuvent être effectuées en regardant les valeurs du tableau 3.2. Même si elles ne sont pas toutes statistiquement significatives, on peut y déceler des

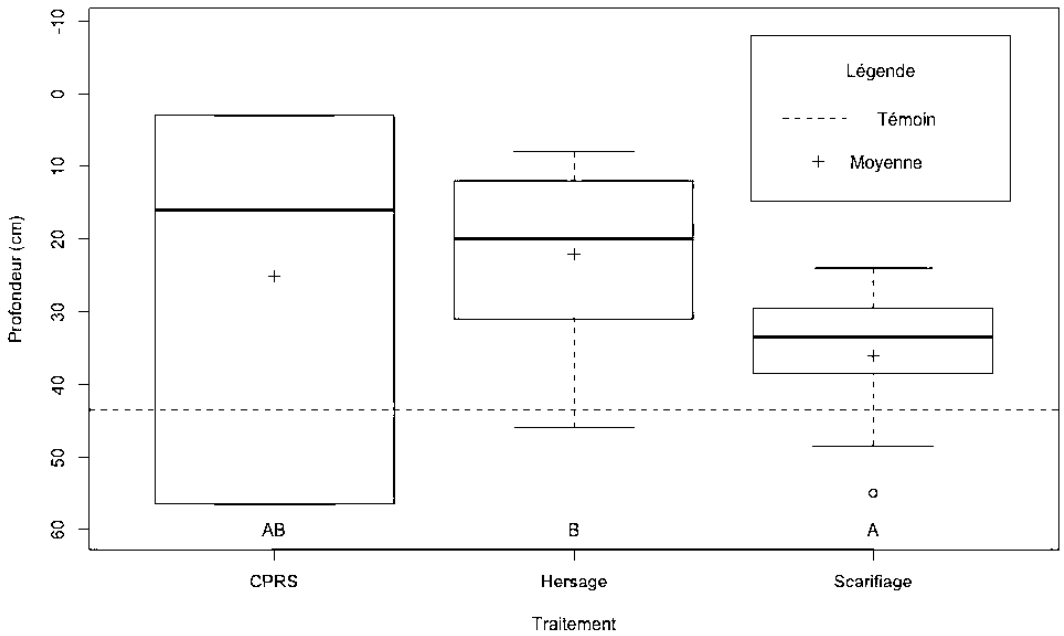

Figure 3.2 Profondeur de la nappe phréatique selon le traitement sur le site de Valrennes. La ligne segmentée démontre la valeur moyenne dans la forêt non perturbée (témoin) et les croix démontrent la moyenne de chaque colonne.

tendances potentielles. On peut observer dans le tableau 3.2 que la position avec le plus d'émissions de CO_2 est le milieu des andains (3,78 ± 5,25 µmol m^{-2} s^{-1}, $p > 0,05$) alors qu'elle n'est ni la plus chaude ni la plus sèche des positions. Elle présente des émissions similaires au dessus de l'andain (3,18 ± 4,79 µmol m^{-2} s^{-1}, $p > 0,05$). La position émettant le moins de CO_2 est le sol déblayé (0,41 ± 0,49 µmol m^{-2} s^{-1}, $p > 0,05$), qui est la partie la plus fraîche du site en moyenne (15,80 ± 3,27 °C, $p > 0,05$). Le dessus des andains est la partie la plus chaude (19,84 ± 4,27 °C, $p > 0,05$) mais elle émet en moyenne moins de CO_2 que le milieu de l'andain.

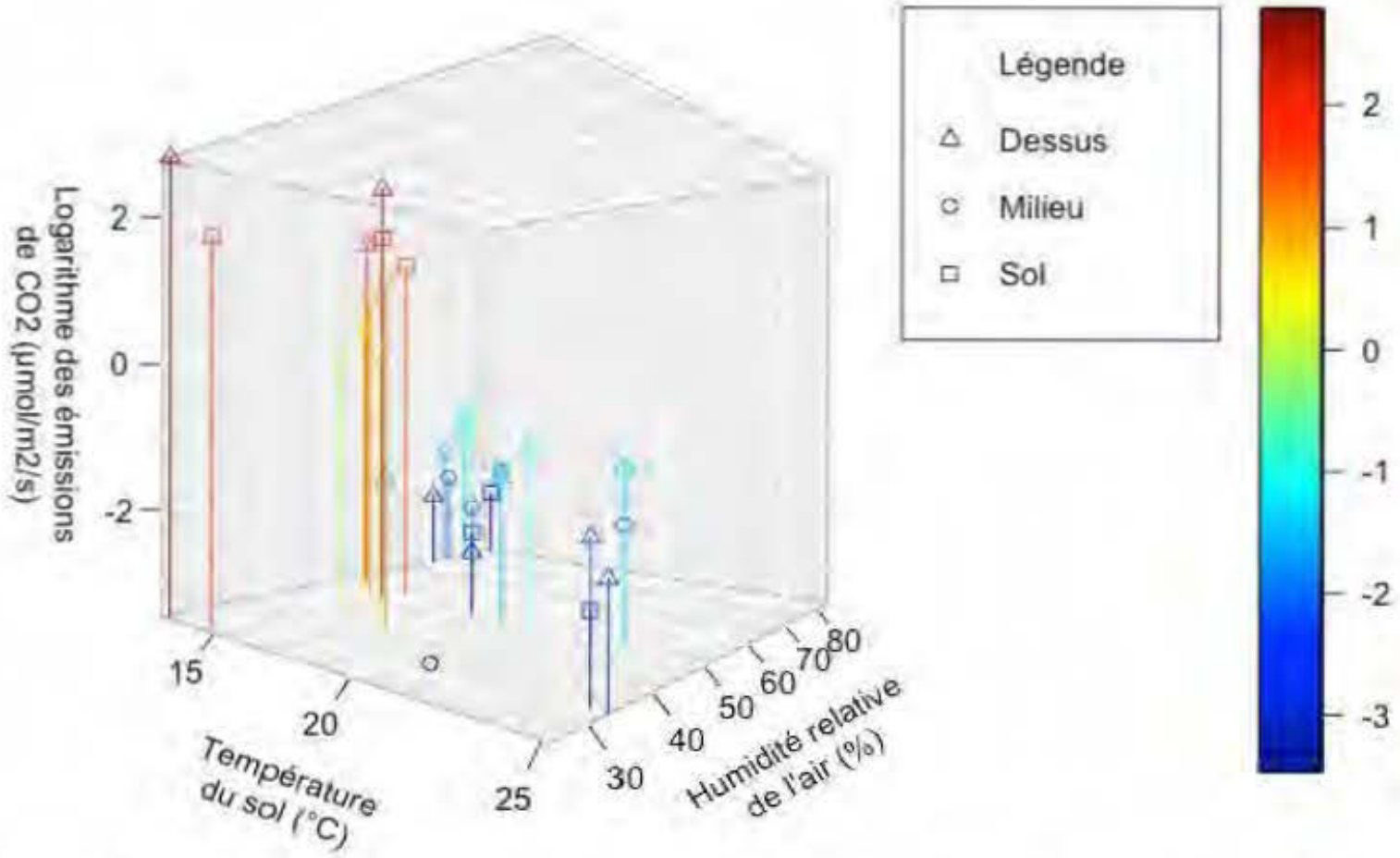

Figure 3.3 Logarithme naturel des émissions de CO_2 selon la température du sol et l'humidité de l'air au site de Selbaie. Chaque position a un symbole différent. Le spectre chromatique de droite est une seconde façon de représenter les émissions de CO_2, le rouge signifiant des émissions plus fortes que le bleu.

La figure 3.3 est une représentation tridimensionnelle de la réponse des émissions de CO_2 vis-à-vis de la température du sol et de l'humidité relative de l'air à Selbaie. En plus de cela, les trois positions des parcelles sur et autour des andains sont repré-sentées avec des symboles uniques. L'équation de régression linéaire sur laquelle la figure est basée est:

$$z = 17{,}35 - 0{,}45\,x - 0{,}15\,y$$

où z représente l'émission de CO_2 (µmol m^{-2} s^{-1}), x la température du sol (°C) et y la profondeur de la nappe phréatique (cm). La position dans l'andain semble avoir un impact faiblement significatif ($p = 0{,}1$; $\alpha = 0{,}05$) sur la température du sol (figure 3.4). Il y a bien une différence significative entre le dessus de l'andain et le sol déblayé ($p = 0{,}05$) quant à leurs émissions de CO_2. Les parcelles sur le dessus des andains sont significativement différentes de celles sur le sol déblayé, alors que celles du milieu ou de la pente des andains ne sont pas significativement différentes des

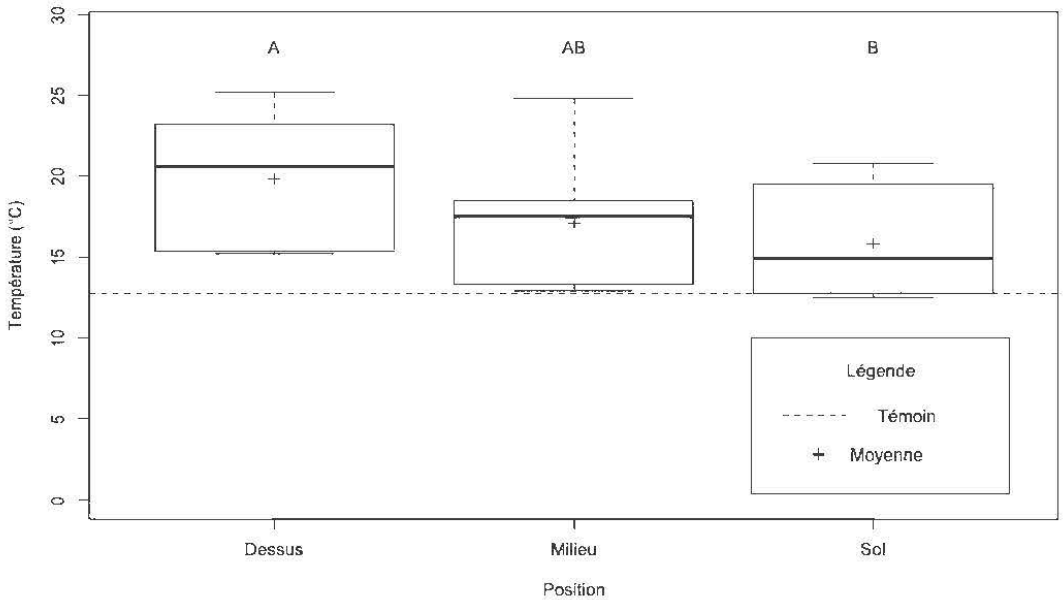

Figure 3.4 Température du sol à 10 cm de profondeur selon la position au site de Selbaie. Dessus et milieu sont sur l'andain. La ligne segmentée démontre la valeur moyenne enregistrée au site témoin de la forêt non perturbée. Les croix représentent la moyenne de chaque colonne.

autres ($p > 0,05$). La plus grande variabilité de la température se trouve sur les pentes des andains.

Le dessus et le milieu de l'andain ont tous deux une humidité relative de l'air plus basse ($p = 0,01$) que les mesures au sol déblayé (figure 3.5). La plus grande variabilité de l'humidité se trouve dans les parcelles au sol.

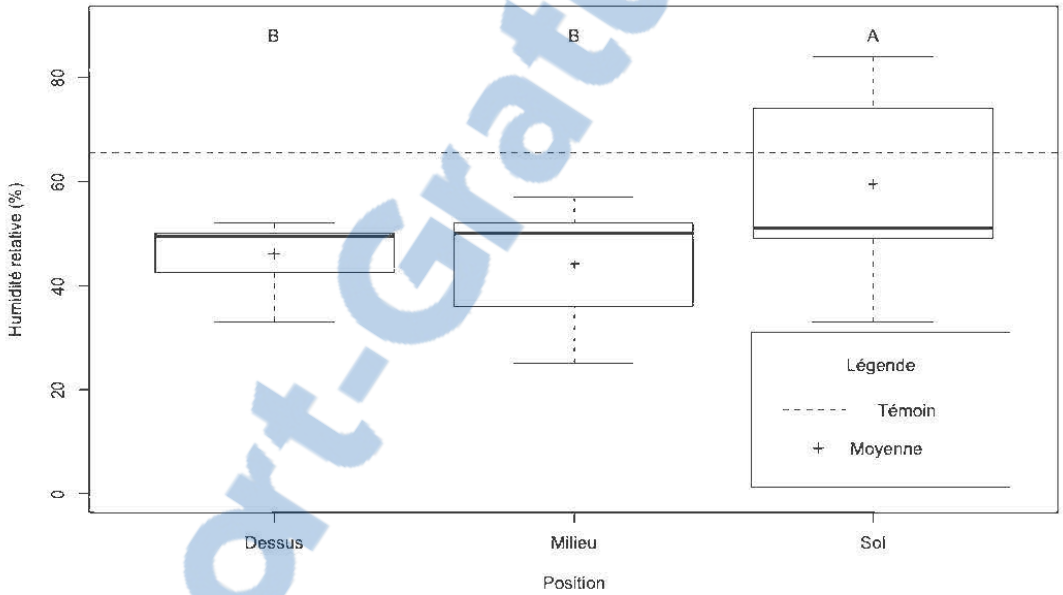

Figure 3.5 Humidité relative de l'air selon la position au site de Selbaie. Dessus et milieu sont sur l'andain. La ligne segmentée démontre la moyenne des valeurs au site témoin de la forêt non perturbée. Les croix représentent la moyenne de chaque colonne.

La figure 3.6 montre les différences d'émissions de CO_2 selon la position de la parcelle sur l'andain ou au sol. Les parcelles émettant le plus de CO_2 en moyenne se trouvent sur les andains, soit sur le dessus ou la pente de ceux-ci ($p \leq 0,05$). Aucune différence statistique entre milieu de l'andain et sol déblayé n'a été détectée. La plus grande variabilité est présente dans le milieu des andains. La valeur de Q_{10} (tableau 3.3) la plus

Rapport-Gratuit.com

élevée de cette étude se trouve au sol déblayé de Selbaie ($p > 0,05$) et la plus faible est sur la pente des andains à Selbaie ($p > 0,05$).

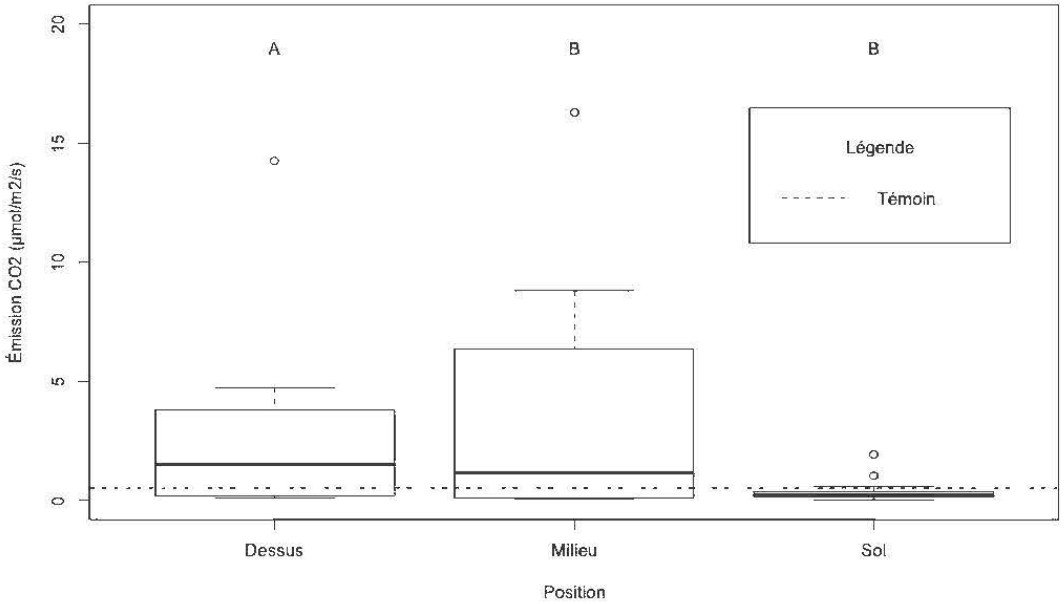

Figure 3.6 Émission de CO_2 selon la position au site de Selbaie. Dessus et milieu sont sur l'andain. La ligne segmentée représente la moyenne des valeurs au site témoin de la forêt non perturbée. Les croix représentent la moyenne de chaque colonne.

Tableau 3.3 Valeurs de Q_{10} observées pour chaque traitement étudié où la température a un effet significatif sur les émissions de CO_2. Les valeurs non-significatives sont remplacées par les lettres NS.

Site	Traitement	Q_{10} calculé
Valrennes	CPRS	0,51
	CPRS + scarifiage	0,27
	CPRS + hersage	0,53
Selbaie	Andain : dessus	0,29
	Andain : pente	0,12
	Sol déblayé	0,71
Joutel	Neutre : tourbe	NS
	Neutre : témoin	NS
	Acide : tourbe	0,58
	Acide : témoin	0,41
Forêt non-perturbée	(Aucun)	NS

Sur le site de Joutel, plusieurs comparaisons peuvent être effectuées en regardant les valeurs du tableau 3.2. Même si elles ne sont pas statistiquement significatives, on peut y déceler des tendances potentielles. Les parcelles ayant émis le plus de CO_2 d'après le tableau 3.2 sont les témoins en zone acide (1,05 ± 1,53 µmol m^{-2} s^{-1}, $p > 0,05$). Outre ceci, ces parcelles ont des valeurs modérées de température. Le témoin en zone neutre a émis le moins de CO_2 en moyenne (0,25 ± 0,23 µmol m^{-2} s^{-1}, $p > 0,05$) et avait les températures les plus élevées (23,29 ± 6,96 °C, $p > 0,05$). Les parcelles où les températures du sol étaient les plus basses étaient les parcelles végétalisées en zone neutre (16,96 ± 4,10 °C, $p > 0,05$). La nappe phréatique était plus haute sous la parcelle végétalisée (28,0 ± 7,2 cm) que témoin (48,5 ± 2,1 cm, $p > 0,05$), en zone neutre. Les valeurs d'émissions de CO_2 à Joutel ont varié d'un minimum –5,26 à un maximum de 4,52 µmol m^{-2} s^{-1}, ces deux extrêmes en zone acide. Pour la portion neutre du site de Joutel, la plage d'observations s'étend de 0,05 à 0,97 µmol m^{-2} s^{-1}. Les parcelles végétalisées au site neutre ont significativement réduit la température du sol à 10 cm de profondeur lorsque comparées aux parcelles non-végétalisées (figure 3.7, $p \leq 0,01$).

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

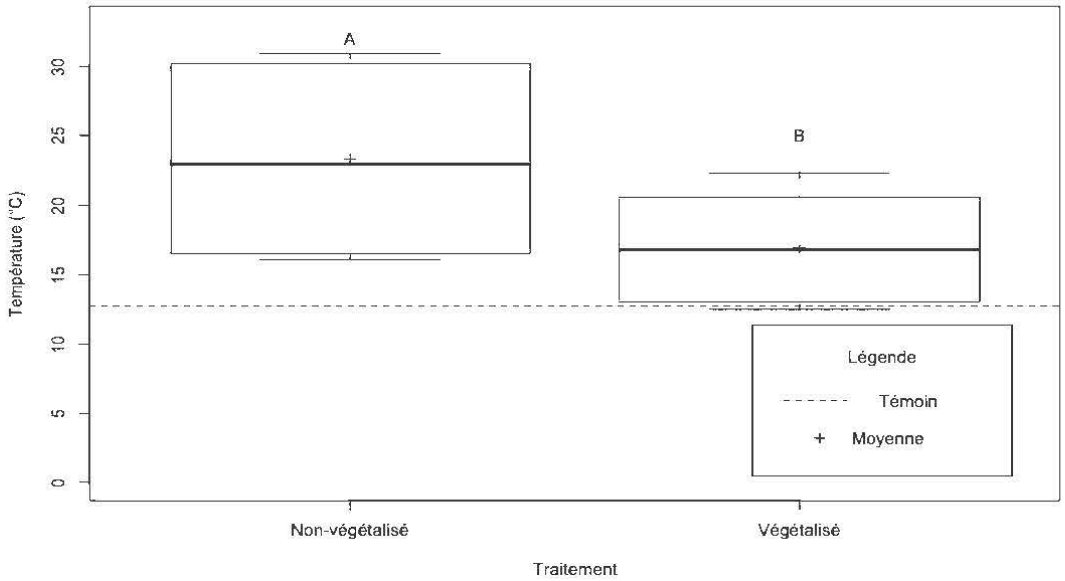

Figure 3.7 Température du sol à 10 cm de profondeur selon le traitement sur le site de Joutel, en zone neutre. La ligne segmentée démontre la valeur moyenne au site témoin de la forêt non perturbée. Les croix représentent la moyenne de chaque colonne.

Sur la zone acide du site, la température a exercé un effet significatif ($p = 0,05$) et négatif sur les émissions de CO_2 (figure 3.8). Cet effet se trouve être une diminution de 0,06 µmol de CO_2 par m^2 par seconde à chaque augmentation de température de 1 °C avec une origine à 1,95 µmol m^{-2} s^{-1}. Les valeurs négatives ont été omises dans la figure 3.8 (voir discussion). Les deux portions (neutre et acide), n'ont pas démontré d'influence de la végétalisation sur les émissions de CO_2 (figure 3.9, zone neutre non présentée) même si la végétalisation a eu un effet significatif sur la température du sol à 10 cm de profondeur (figure 3.10, zone neutre non présentée). La plus forte valeur de Q_{10} (tableau 3.3) à Joutel est dans la parcelle végétalisée en zone acide et la plus faible dans le témoin en zone acide ($p > 0,05$). La portion acide de Joutel a émis plus de CO_2 en moyenne que le témoin en forêt non-perturbée ($0,70 \pm 1,00$ µmol m^{-2} s^{-1}, $p > 0,05$).

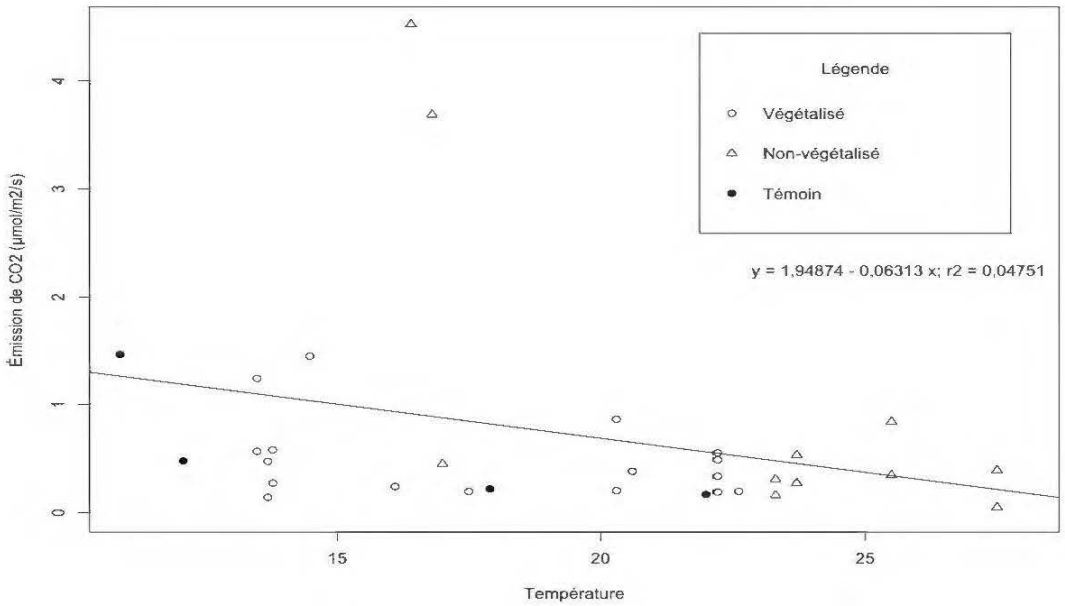

Figure 3.8 Émissions de CO_2 selon la température du sol dans la zone acide du site de Joutel. Les cercles vides démontrent les valeurs des parcelles végétalisées tandis que les triangles démontrent les valeurs des résidus miniers. Les cercles pleins démontrent les valeurs du site témoin.

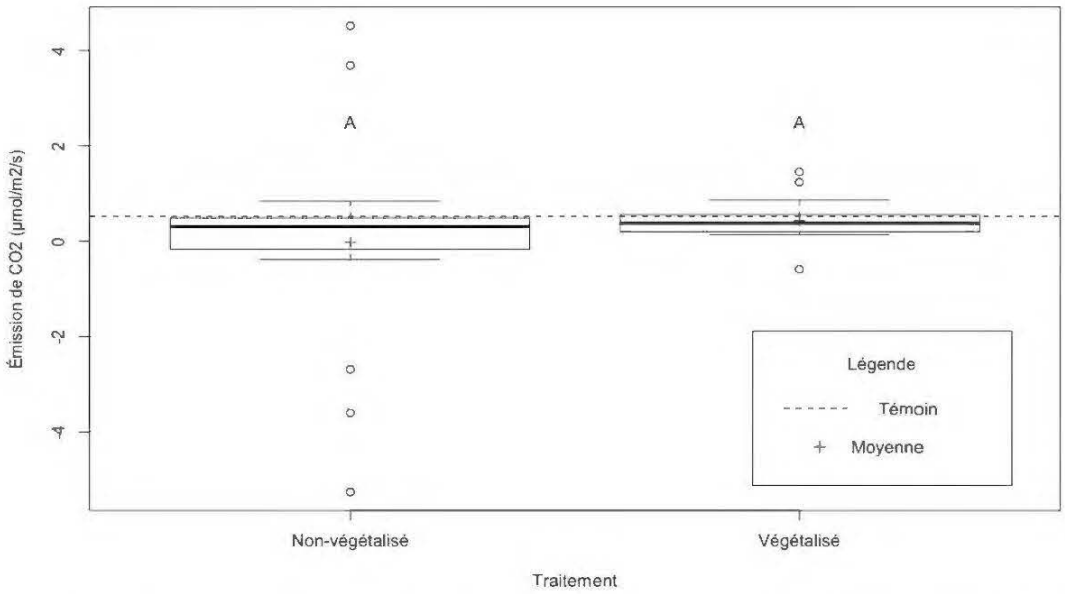

Figure 3.9 Émissions de CO_2 selon la végétalisation ou non des résidus miniers dans la zone acide du site de Joutel. Les cercles représentent les valeurs extrêmes. La ligne segmentée représente la moyenne des émissions de CO_2 au site témoin de la forêt non perturbée. Les croix représentent la moyenne de chaque colonne.

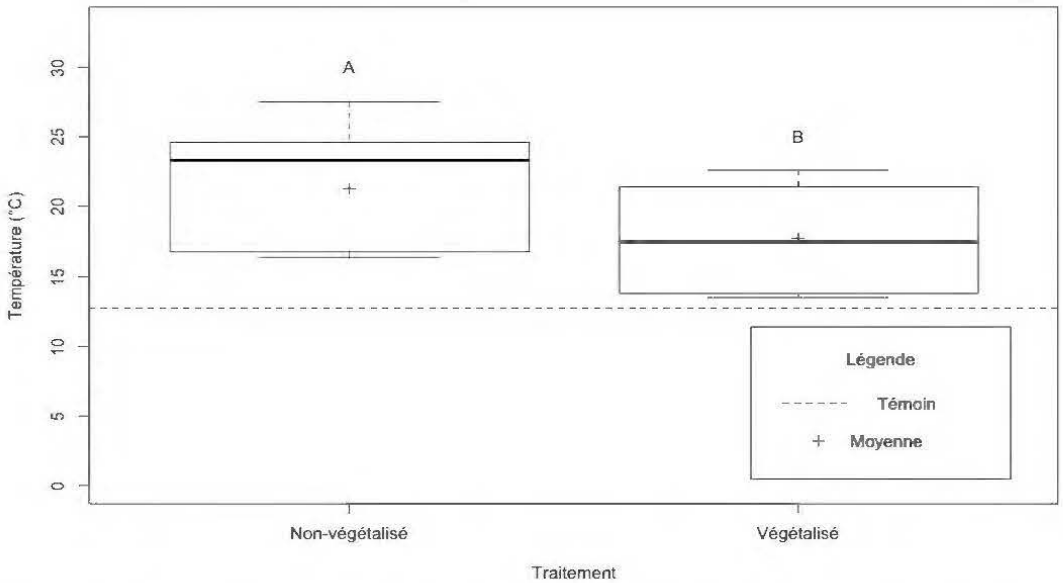

Figure 3.10 Température du sol dans la zone acide du site de Joutel selon le traitement. La ligne segmentée représente la moyenne des températures du sol à 10 cm de profondeur au site témoin de la forêt non perturbée. Les croix représentent la moyenne de chaque colonne. Les valeurs négatives ont été omises.

En deux saisons de croissance, le recouvrement végétal (initialement nul), a bondi à près de 50 % en moyenne dans la zone neutre du site de Joutel (tableau 3.4). La zone acide du site a aussi vu l'installation d'un couvert végétal mais est toujours loin derrière la portion neutre, à seulement 5 % de recouvrement. Toutes les parcelles sans apport de tourbe demeurèrent sans couvert végétal et ne sont dont pas présentées.

Tableau 3.4 Tableau représentant le pourcentage de recouvrement végétal vivant pour chaque parcelle sur le site de Joutel ainsi que les moyennes de chaque zone et pour chaque année.

			Recouvrement végétal (%)		
Année	Zone	Parcelle	Par parcelle	Moyenne par zone	Moyenne par année
2016	Acide	A1	0	0	0
		A2	0		
		A3	0		
		A4	0		
	Neutre	N1	0	0	
		N2	0		
		N3	0		
		N4	0		
2017	Acide	A1	7.0	5.0 ± 1,6	26.5 ± 9,8
		A2	2.5		
		A3	5.5		
		A4	5.0		
	Neutre	N1	51.5	48.0 ± 8,2	
		N2	34.0		
		N3	55.0		
		N4	51.5		

CHAPITRE 4

DISCUSSION

L'objectif premier de cette étude était de déterminer l'impact sur les émissions de CO_2 du sol et certaines conditions microclimatiques (température du sol, profondeur de la nappe phréatique, humidité relative de l'air) de différentes perturbations du milieu naturel en forêt boréale (CPRS, scarifiage, hersage, déblaiement, végétalisation d'un site minier).

4.1 Le CO_2

Les traitements sylvicoles étudiés lors de la présente étude n'ont pas affecté directement les niveaux d'émission de CO_2 de manière significative car le facteur « traitement » n'a pas été gardé durant la sélection des modèles, sauf pour le site de Selbaie avec la position des parcelles sur l'andain (tableau 3.1, figure 3.6). Les niveaux d'émissions observés sont similaires à Pumpanen *et al.* (2004) et Pearson *et al.* (2012) et plus bas qu'Ojanen *et al.* (2010). À Selbaie, la tourbe mise en andains peut expliquer les fortes émissions de CO_2 car l'andain donne des conditions d'aération, de température et d'humidité de l'air favorables pour les décomposeurs (Pumpanen *et al.*, 2004; Lavoie *et al.*, 2005).

Le pH semble avoir eu un effet sur les émissions de CO_2, comme il est possible de voir en comparant les moyennes d'émissions des deux portions du site minier de Joutel. Tel que mentionné dans l'introduction, un pH de 3 et moins aura un effet significatif sur l'incorporation de matière organique dans les tissus microbiens, menant à une moindre activité microbienne et, donc, à un taux de décomposition et de décomposition moindre

(Wardle, 1992). Toutefois, cette différence n'a pas été analysée statistiquement à cause de la faible précision des outils utilisés et du manque de suivi durant le projet. Il pourrait être intéressant de pallier à ces défauts pour une future recherche.

4.2 La température et la disponibilité en eau (humidité relative de l'air et profondeur de la nappe phréatique)

C'est la température qui influence le plus l'émission de CO_2, suivie de la disponibilité de l'eau, tel qu'indiqué par les modèles sélectionnés (tableau 3.1). Ces conclusions sont similaires à celles de Mäkiranta *et al.* (2009) et Ojanen *et al.* (2010). Les modèles pour chaque site prédisent une relation négative entre l'émission de CO_2 et la température (figures 3.1, 3.3, 3.8). Ceci peut être dû au simple fait que la présente étude ne couvre qu'une certaine gamme de températures et de disponibilité en eau dans chacun des sites et non le spectre complet de la variabilité possible. Plus encore, une mesure plus directe de l'humidité du sol, non de l'air ni de la profondeur de la nappe phréatique, pourrait résulter en des données plus probantes. Pour le site de Joutel, la température des parcelles non-végétalisées est plus élevée que partout ailleurs dans cette étude (figure 3.7, tableau 3.2) car aucune couverture végétale ou organique ne cache le sol du rayonnement solaire (Singh et Gupta, 1977). Cette forte température ne s'est pas, dans ce cas-ci, traduit en de fortes émissions de CO_2 car aucune matière organique n'était disponible sur la parcelle. Les parcelles témoins ont quant à elles eu des températures similaires à celles observées dans les sites de Selbaie et Valrennes, où le couvert végétal a été enlevé mais où le sol est demeuré organique, du moins en partie. Les milieux les plus chauds, hormis le site de Joutel, sont ceux en andain. Lorsque l'on compare les traitements et les sites entre eux, on peut observer une tendance, toutefois non-significative, à la hausse des émissions de CO_2 avec la hausse de la température du sol, comme pour plusieurs études (Lafleur *et al.*, 2005; Minkkinen *et al.*, 2007; Mäkiranta

et al., 2009; Laganière *et al.*, 2012; Song *et al.*, 2018). Néanmoins, ceci n'est que lorsque l'on compare les sites entre eux et non lorsque l'on observe un seul site.

Les températures du sol observées lors de la présente étude sont plus élevées que celles observées par Pearson *et al.* (2012), Ojanen *et al.* (2010) et Laganière *et al.* (2012) pour chacun des traitements (tableau 3.2). Ces températures élevées peuvent être expliquées par la faible présence, sur une majorité des parcelles à l'étude, d'une couche végétale au-dessus du sol diminuant la radiation solaire comme la couche d'herbacées et d'éricacées dans l'étude de Pearson *et al.* (2012) (100 % de couverture pour les sites non-préparés dans cette étude) d'éricacées et de buissons pour Ojanen *et al.* (2010) et d'herbes et de buissons pour Laganière *et al.* (2012). En effet, la moyenne de recouvrement végétal (autre que les mousses et sphaignes) des placettes de cette étude est de 34 % pour Valrennes après CPRS et 26,5 % pour Joutel après végétalisation (tableau 3.4), ce qui fait augmenter la température du sol, lorsque comparée à une moyenne de recouvrement végétal plus élevée (Singh et Gupta, 1977).

Plusieurs études démontrent que la température et la disponibilité en eau agissent ensemble sur les émissions de CO_2 du sol et des organismes du sol (Schlentner et van Cleve, 1985; Lafleur *et al.*, 2005; Minkkinen *et al.*, 2007; Mäkiranta *et al.*, 2009; Ye, 2016; Song *et al.*, 2018). La température, en augmentant, fait augmenter les émissions de CO_2 des organismes hétérotrophiques, en l'absence d'autres facteurs limitants (Laganière *et al.*, 2012), tandis que la disponibilité en eau fait augmenter puis diminuer, au-delà d'un certain seuil, la respiration si aucun autre facteur n'est limitant (Schlentner et van Cleve, 1985). D'autres études tirent des conclusions similaires (Lafleur *et al.*, 2005; Minkkinen *et al.*, 2007; Mäkiranta *et al.*, 2009; Song *et al.*, 2018).

Selon Schlentner et van Cleve (1985), le seuil sous lequel la température est un facteur limitant pour la respiration est 5 °C. Lors de la présente étude, une seule mesure, dans la forêt témoin non-perturbée, a été faite d'une température sous ce seuil. Ceci suggère

que la disponibilité de l'eau est le facteur limitant pour la majorité des sites observés et non la température, bien qu'elle joue un rôle important pour prédire les émissions de CO_2 (Schlentner et van Cleve, 1985; Lafleur *et al.*, 2005; Minkkinen *et al.*, 2007; Mäkiranta *et al.*, 2009; Ye, 2016; Song *et al.*, 2018).

Il faut noter, aussi, que l'épaisseur de la couche organique peut jouer un rôle dans le taux d'émission de CO_2, les couches plus épaisses relâchant plus de carbone que celles plus minces de par le fait qu'elles sont plus susceptibles d'être près de la nappe phréatique, humides et en condition anaérobique (où la respiration est impossible), en plus de présenter des taux de croissance de la mousse et de décomposition plus faibles (Rayment et Jarvis, 2000). Bien qu'elle n'eût pas été mesurée lors de cette étude, l'épaisseur de la couche organique des andains de Selbaie est de plus d'un mètre, ce qui surpasse celle des sols à Valrennes et de la tourbe déplacée à Joutel sur résidus miniers. Ceci peut, en partie, expliquer les fortes émissions observées à Selbaie (Rayment et Jarvis, 2000; Pumpanen *et al.*, 2004; Lavoie *et al.*, 2005). Il est toutefois plus probable que les émissions des andains de ce site proviennent plutôt de la décomposition de la matière organique que de la croissance des mousses, considérant les valeurs microclimatiques observées. C'est un milieu où les mousses ne peuvent croître, ou sinon difficilement. Donc, les émissions de CO_2 proviennent plus probablement des organismes décomposeurs du sol que des végétaux.

Les différences de température entre les préparations de terrain étudiées sont minimes, au site de Valrennes (tableau 3.2), mais importantes à Selbaie (figure 3.4) et à Joutel (figures 3.7 et 3.10). À Selbaie, les températures moyennes, plus élevées dans les andains qu'au sol, découlent possiblement de son élévation au-dessus du sol (Rayment et Jarvis, 2000), de l'humidité plus basse y régnant (figure 3.5) (Raich et Potter, 1995; Pearson *et al.*, 2012; Song *et al.*, 2018) et, conséquemment, de l'activité microbienne dans l'andain. Ces facteurs peuvent expliquer les taux d'émissions plus importants en émanant (figure 3.6) (Moore, 1986; Minkkinen *et al.*, 2007; Mäkiranta *et al.*, 2009;

Rapport-Gratuit.com

Laganière *et al.*, 2012; Fellman *et al.*, 2017; Klimek *et al.*, 2017; Song *et al.*, 2018; Tremblay *et al.*, 2018). À Joutel, l'ajout de tourbe diminue la température à 10 cm de profondeur (figures 3.7 et 3.10) bien que les émissions de CO_2 ne soient pas différentes entre les parcelles végétalisées et témoins (figure 3.9). Ceci peut possiblement être expliqué par, d'un côté, l'augmentation de l'activité microbienne influencée par l'apport de matière organique et, de l'autre, sa diminution influencée par l'abaissement des températures au sein du substrat. Toutefois, les parcelles témoins démontrent plus de valeurs d'émissions extrêmes que celles végétalisées, ayant même plusieurs valeurs fortement positives et négatives. Les valeurs positives ne peuvent être attribuées à des communautés autotrophiques, puisqu'aucune végé-tation ne s'est établie dans les parcelles témoins (tableau 3.4). Ces valeurs pourraient s'expliquer par des communautés microbiennes, des processus géochimiques ou par l'inhibition des décomposeurs. Il est possible que certains composés dans les résidus miniers interagissent avec l'atmosphère et lui soutirent du CO_2 (Bea *et al.*, 2012; Harrison *et al.*, 2012).

La profondeur de la nappe phréatique (tableau 3.2, figures 3.1 et 3.3) se situe dans une fourchette de valeurs similaires à celle de Pearson *et al.* (2012) et d'Ojanen *et al.* (2010). La disponibilité de l'eau aux sites de Valrennes et Selbaie démontre aussi une relation linéaire négative avec les émissions de CO_2 du sol. Ceci est similaire à ce qui est démontré par Moore (1986), Moore et Knowles (1989) et par Hadden et Grelle (2017) mais contraire à d'autres études (Raich et Potter, 1995; Pearson *et al.*, 2012; Song *et al.*, 2018). Une hypothèse avancée expliquant cette tendance est que les sites mesurés se trouvent dans des milieux où l'eau est plus qu'abondante, dépassant les valeurs optimales, et, donc, une augmentation de la disponibilité en eau mène à une réduction des émissions de CO_2 des organismes présents. Il aurait été intéressant d'analyser cette relation de manière quadratique, comme l'ont fait Schlentner et van Cleve (1985), afin d'obtenir une courbe plus près de la distribution des données observées. Pour ce qui est de Valrennes, le traitement influence la profondeur de la

nappe phréatique (figure 3.2). Tous les traitements ont une nappe phréatique plus près de la surface que le témoin en forêt non-perturbée, ce qui est en accord avec Lavoie *et al.* (2005), disant que, suite à une récolte, la nappe remonte. Le scarifiage accroît la profondeur de la nappe significativement (figure 3.2; $p = 0,01$), lorsque comparé au hersage. Ceci peut être dû au fait que, après scarifiage, une partie de la biomasse végétale est intacte et continue de soutirer de l'eau à la nappe, alors que, après hersage, il ne reste plus de large couvert végétal vivant. La CPRS sans traitement sylvicole, quant à elle, démontre une large gamme de valeurs pour la profondeur de la nappe et n'est pas significativement différente de quelque traitement que ce soit. Il est probable que la végétation draine plus d'eau à certains endroits que d'autres de par sa vigueur ou son taux de croissance, ce qui expliquerait la gamme d'observations de la profondeur de la nappe. À Selbaie, les valeurs d'humidité sur l'andain sont plus faibles qu'au sol (figure 3.5), ce qui est en accord avec Lavoie *et al.* (2005) et avec le fait que l'on se distancie du sol plus humide et de la nappe phréatique.

À Joutel, la profondeur de la nappe phréatique, mesurée dans la zone neutre du site, a varié considérablement entre les témoins et les parcelles végétalisées (tableau 3.2). La différence de 20,5 cm ($p > 0,05$) entre ces deux moyennes peut être attribuée en partie à l'ajout de 10 cm de tourbe sur les résidus. Toutefois, même en soustrayant la hauteur de la tourbe ajoutée aux valeurs de profondeur de la nappe des parcelles végétalisées, il demeure une dizaine de centimètres de différence entre les parcelles végétalisées et non-végétalisées. Celle-ci peut être expliquée par la présence de la tourbe sur les résidus qui peut (1) absorber et retenir l'eau de pluie avant qu'elle ne s'écoule à travers les résidus jusqu'à la nappe ou (2) servir de milieu de croissance favorable aux végétaux, tirant l'eau de la nappe directement ou par gradient à travers les résidus.
Les valeurs de Q_{10} (tableau 3.3) sont toutes en-deçà de 1,00. Ceci signifie que le taux de respiration diminue lors de l'augmentation de la température (figure 3.8). Ces valeurs, sous 1,00, sont faibles lorsque comparées à celle présentée par Meyer *et al.* (2018) (de 1,2 à 2,8), Li *et al.* (2003) (entre 1,7 et 2,7), Giasson (2005) (2,20) et

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

Kirschbaum (1995) (de 2,9 à 9,3). Ceci peut être dû au fait que ces valeurs de Q_{10} proviennent d'observations d'émissions de CO_2 mélangeant la respiration avec la photosynthèse de plusieurs organismes. Il se peut aussi que les conditions microclimatiques de température et d'humidité ou la qualité du substrat ait eu une influence sur les émissions de CO_2.

4.3 L'effet des traitements

Au final, certains traitements ont influé sur la température et la disponibilité en eau des parcelles où poussent des végétaux et où vivent d'autres organismes (tableau 3.2, figures 3.4, 3.5, 3.7 et 3.10). Toutefois, les flux de CO_2 ne répondent pas directement aux traitements mais plutôt aux conditions microclimatiques différentes qu'ils créent. Plusieurs comparaisons peuvent être effectuées mais leur significativité statistique est faible. De nouvelles recherches se penchant plus spécifiquement sur ces compa-raisons pourraient renforcer la significativité statistique de celles-ci. Le traitement ayant eu le plus d'impact sur celles-ci est la mise en andain au site de Selbaie, où les parcelles du milieu des andains ont enregistré des émissions moyennes de plus de 9 fois celles du sol à la base de l'andain et 7 fois celles du témoin ($p > 0,05$; tableau 3.2). Ensuite, la CPRS, qu'elle soit suivie ou non d'une préparation de terrain de type scarifiage ou hersage, a fait diminuer les émissions de CO_2 observées selon le témoin ($p > 0,05$; tableau 3.2). Certaines observations démontrent que la perturbation d'un milieu augmente ses émissions de CO_2 (Lavoie *et al.*, 2005; Amiro *et al.*, 2006; Humphreys *et al.*, 2006). Lors de la présente étude, l'intensité de la perturbation et le taux d'émission de CO_2 ne correspondent pas tout à fait (tableau 3.2).

Ceci peut s'expliquer par les variations de température et de disponibilité en eau sus-mentionnées, par la disponibilité en matière organique et par la qualité du substrat. Il

semble alors que les conditions microclimatiques soient en moyenne moins favo-rables à la décomposition après de sévères perturbations du milieu. Les sites scarifiés comprennent, en partie, des parcelles où le sol minéral est exposé, diminuant donc la quantité de matière décomposable et abaissant la moyenne d'émissions pour ce traitement. Pour le hersage, la matière organique et le sol minéral auront été mélangés, ce qui pourrait faire augmenter le niveau d'émission de CO_2 dans ce traitement (Pumpanen *et al.*, 2004). De plus, les émissions de CO_2 déclinent après la première année suivant la perturbation (Pumpanen *et al.*, 2004). Il est donc probable que, après 6 ans, les émissions de CO_2 soient plus faibles sur les sites perturbés qu'en forêt non-perturbée. Pour la mise en andains de Selbaie, les émissions de CO_2 demeurent élevées même 3 ans après le traitement initial (tableau 3.2). De plus, il est probable que la respiration des racines dans le témoin en forêt non-perturbée est plus importante qu'ailleurs, ce qui ferait donc augmenter les émissions de CO_2 observées dans ce site.

Les parcelles sur résidus miniers ont émis peu de CO_2, particulièrement sur la portion neutre du site (tableau 3.2). Ceci pourrait s'expliquer par la faible quantité de matière organique importée sur le site. Il est possible, toutefois, que cette matière soit décomposée et que les produits de cette décomposition soient fixés dans les résidus par des processus géochimiques. C'est pourquoi les valeurs négatives ont été omises à certains endroits. Des études plus spécifiques pourraient être conduites pour élucider cet aspect.

CHAPITRE 5

CONCLUSION

Le but de la présente étude était d'observer et de comparer l'impact de différents traitements sylvicoles sur les émissions de CO_2 en forêt boréale dans les basses-terres de l'Abitibi et de la baie James. Lors de la présente étude, l'effet de la CPRS, suivie ou non de scarifiage ou de hersage, sur les émissions de CO_2 du sol de 6 à 8 ans après récolte et de 5 à 7 ans après les préparations de terrain a été faible mais non-nul. Les parcelles étudiées ont émis moins de CO_2 qu'un témoin en forêt non-perturbée. Par contre, la mise en andains suite à un déblaiement hivernal, 16 ans après un feu léger, a émis de fortes quantités de CO_2 3 ans après traitement, de l'ordre de 6 fois les taux en témoin non-perturbé. La végétalisation sur résidus miniers a été peu efficace pour implémenter un couvert végétal mais les émissions de CO_2 en découlant furent plus basses que celles d'un témoin en forêt non-perturbée. Toutes ces émissions sont le reflet des conditions régnant à l'intérieur de ces milieux respectifs : la température du sol, la disponibilité en eau et la quantité et la qualité de la matière organique jouant un rôle déterminant sur celles-ci. Relativement à un témoin en forêt non-perturbée, la CPRS, suivie ou non de scarifiage ou de hersage, et l'importation de tourbe sur résidus miniers à des fins de végétalisation ont un impact négligeable sur les émis-sions de CO_2. Toutefois, la mise en andain de la couche superficielle du sol par déblaiement hivernal crée des conditions idéales pour un fort accroissement des émissions de CO_2, ce qui est indésirable dans un contexte de changements climatiques et de diminutions des émissions de gaz à effet de serre. Une proposition pour réduire ces émissions consiste à utiliser la tourbe provenant des andains afin de végétaliser des parcs à résidus miniers à proximité, comme pour le site de Joutel dans cette étude. Cette technique de végétalisation a mené à des émissions de CO_2 moindres qu'en forêt non-perturbée pour des résidus miniers non-acides et équiva-lents pour des résidus acides. Dans les deux cas, sur résidus acides et neutres, les émissions provenant de la tourbe sont moindres

que lorsqu'elle est laissée sur place en andains. Néanmoins, de plus amples études sur cette technique devraient être menées afin d'obtenir un bilan plus complet de ses attributs. Les résultats de cette étude sont généralisables pour ces traitements sylvicoles dans la région et contribuent à combler le manque de connaissances dans la forêt des basses-terres de l'Abitibi et de la baie James. Afin d'améliorer la solidité des conclusions et de pouvoir mieux généraliser les résultats, il aurait pu y avoir des répétitions de sites similaires (plusieurs sites ayant subi une CPRS, un déblaiement mécanique, une végétalisation minière et d'autres à l'état naturel comme témoins) et dans le temps, cette étude ne se basant que sur de deux à trois mesures étalées sur deux saisons de croissance. De plus, observer une plus large gamme de température et de profondeur de la nappe phréatique pourrait améliorer la vue d'ensemble des résultats et aider à tirer de plus solides conclusions.

RÉFÉRENCES

Amiro, B. D., Orchansky, A. L., Barr, A. G., Black, T. A., Chambers, S. D., Chapin III, F. S., ... McCaughey, J. H. 2006. The Effect of Post-Fire Stand Age on the Boreal Forest Energy Balance. Agricultural and Forest Meteorology 140:41-50.

Andrieux, B., Beguin, J., Bergeron, Y., Grondin, P. et Paré, D. 2018. Drivers of postfire soil organic carbon accumulation in the boreal forest. Global Change Biology 24:4797-4815.

Basiliko, N., Khan, A., Prescott, C. E., Roy, R. et Grayston, S. J. 2009. Soil Greenhouse Gas and Nutrient Dynamics in Fertilized Western Canadian Plantation fFrests. Canadian Journal of Forest Research 39:1220-1235.

Bea, S. A., Wilson, S. A., Mayer, K. U., Dipple, G. M., Power, I. M. et Gamazo, P. 2012. Reactive Transport Modeling of Natural Carbon Sequestration in Ultramafic Mine Tailings. Vadose Zone Journal 11.

Berner, R. A. 1998. The Carbon Cycle and Carbon Dioxide over Phanerozoic Time: The Role of Land Plants. Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences 353:75-82.

Bertrand, L. et Levac, P. 2010. Gestion durable de la forêt boréale: Vision globale et recherche de l'équilibre. Bureau du forestier en chef:204.

Betts, R. A., Jones, C. D., Knight, J. R., Keeling, R. F. et Kennedy, J. J. 2016. El Nino and a Record CO2 Rise. Nature Climate Change.

Blankenship, R. E. 1992. Origin and Early Evolution of Photosynthesis. Photosynthesis research 33:91-111.

Bonan, G. B. et Shugart, H. H. 1989. Environmental Factors and Ecological Processes in Boreal Forests. Annual review of ecology and systematics 20:1-28.

Bond-Lamberty, B., Wang, C. et Gower, S. T. 2004. Contribution of root respiration to soil surface CO2 flux in a boreal black spruce chronosequence. Tree Physiology 24:1387-1395.

Canada, G. d. 2018a. Données des stations pour le calcul des normales climatiques au Canada de 1981 à 2010. Récupéré de http://climat.meteo.gc.ca/climate_normals/results_1981_2010_f.html?searchTy

pe=stnProv&lstProvince=&txtCentralLatMin=0&txtCentralLatSec=0&txtCentralLongMin=0&txtCentralLongSec=0&stnID=6042&dispBack=0 2018.

Canada, G. d. 2018b. Normales climatiques canadiennes. Récupéré de http://climat.meteo.gc.ca/climate_normals/ 2018.

Canada, R. n. 2016. Forêts. Récupéré de https://www.rncan.gc.ca/forets.
CBI. 2004-2005. About Canada's Boreal.

Cotrufo, M. F., Wallenstein, M. D., Boot, C. M., Denef, K. et Paul, E. 2013. The Microbial Efficiency-Matrix Stabilization (MEMS) Framework Integrates Plant Litter Decomposition with Soil Organic Matter Stabilization: Do Labile Plant Inputs Form Stable Soil Organic Matter? Global Change Biology 19:988-995.

De Deyn, G. B., Cornelissen, J. H. C. et Bardgett, R. D. 2008. Plant Functional Traits and Soil Carbon Sequestration in Contrasting Biomes. Ecology letters 11:516-531.

Fellman, J. B., D'Amore, D. V., Hood, E. et Cunningham, P. 2017. Vulnerability of Wetland Soil Carbon Stocks to Climate Warming in the Perhumid Coastal Temperate Rainforest. Biogeochemistry 133:165-179.

Fenton, N. J. et Bergeron, Y. 2006. Facilitative succession in a boreal bryophyte community driven by changes in available moisture and light. Journal of Vegetation Science 17:65-76.

Fenton, N. J., Bergeron, Y. et Paré, D. 2010. Decomposition Rates of Bryophytes in Managed Boreal Forests: Influence of Bryophyte Species and Forest Harvesting. Plant and soil 336:499-508.

Fenton, N. J., Imbeau, L., Work, T., Jacobs, J., Bescond, H., Drapeau, P. et Bergeron, Y. 2013. Lessons learned from 12 years of ecological research on partial cuts in black spruce forests of northwestern Québec. The Forestry Chronicle 89:350-359.

Garneau, M. et van Bellen, S. 2016. Synthèse de la valeur et la répartition du stock de carbone terrestre au Québec. Rapport final remis au MDDELCC:60.

Giasson, M.-A. 2005. Flux de carbone à l'échelle de l'écosystème avant et après scarifiage au sein d'un parterre de coupe en forêt boréale dans l'est du Canada.

Giasson, M.-A., Coursolle, C. et Margolis, H. A. 2006. Ecosystem-Level CO2 Fluxes from a Boreal Cutover in Eastern Canada before and after Scarification. Agricultural and Forest Meteorology 140:23-40.

Gonsamo, A., Chen, J. M., Colombo, S. J., Ter-Mikaelian, M. T. et Chen, J. 2017. Global Change Induced Biomass Growth Offsets Carbon Released via Increased Forest Fire and Respiration of the Central Canadian Boreal Forest. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences 122:1275-1293.

Gorham, E. 1991. Northern Oeatlands: Role in the Carbon Cycle and Probable Responses to Climatic Warming. Ecological Applications 1:182-195.

Gower, S. T., Vogel, J. G., Norman, J. M., Kucharik, C. J., Steele, S. J. et Stow, T. K. 1997. Carbon Distribution and Aboveground Net Primary Production in Aspen, Jack Pine, and Black Spruce Stands in Saskatchewan and Manitoba, Canada. Journal of Geophysical Research 103:29,029-029,041.

Hadden, D. et Grelle, A. 2017. The Impact of Cultivation on CO2 and CH4 Fluxes over Organic Soils in Sweden. Agricultural and Forest Meteorology 243:1-8.

Harrison, A. L., Power, I. M. et Dipple, G. M. 2012. Accelerated Carbonation of Brucite in Mine Tailings for Carbon Sequestration. Environmental science & technology 47:126-134.

Hartmann, D. L., Tank, A. M. G. K., Rusticucci, M., Alexander, L. V., Brönnimann, S., Charabi, Y. A. R., ... Kaplan, A. 2013. Observations: Atmosphere and Surface. Climate Change 2013 the Physical Science Basis: Working Group I Contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press.

Hassink, J. 1997. The Capacity of Soils to Preserve Organic C and N by Their Association with Clay and Silt Particles. Plant and soil 191:77-87.

Humphreys, E. R., Black, T. A., Morgenstern, K., Cai, T., Drewitt, G. B., Nesic, Z. et Trofymow, J. A. 2006. Carbon Dioxide Fluxes in Coastal Douglas-Fir Stands at Different Stages of Development after Clearcut Harvesting. Agricultural and Forest Meteorology 140:6-22.

Hyvönen, R., Ågren, G. I., Linder, S., Persson, T., Cotrufo, M. F., Ekblad, A., ... Jarvis, P. G. 2007. The Likely Impact of Elevated CO2, Nitrogen Deposition, Increased Temperature and Management on Carbon Sequestration in Temperate and Boreal Forest Ecosystems: a Literature Review. New Phytologist 173:463-480.

Jandl, R., Lindner, M., Vesterdal, L., Bauwens, B., Baritz, R., Hagedorn, F., ... Byrne, K. A. 2007. How Strongly Can Forest Management Influence Soil Carbon Sequestration? Geoderma 137:253-268.

Jetté, J.-P., Leblanc, M., Bouchard, M. et Villeneuve, N. 2013. Intégration des enjeux écologiques dans les plans d'aménagement forestier intégré, partie I: Analyse des enjeux. Québec, gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles, Direction de l'aménagement et de l'environnement forestiers:150.

Kirschbaum, M. U. F. 1995. The Temperature Dependence of Soil Organic Matter Decomposition, and the Effect of Global Warming on Soil Organic C Storage. Soil Biology and Biochemistry 27:753-760.

Klimek, B., Chodak, M., Jaźwa, M., Azarbad, H. et Niklińska, M. 2017. Soil Physicochemical and Microbial Drivers of Boreal Forest Soils Temperature Sensitivity. Pedosphere.

Kløve, B., Berglund, K., Berglund, Ö., Weldon, S. et Maljanen, M. 2017. Future Options for Cultivated Nordic Peat Soils: Can Land Management and Rewetting Control Greenhouse Gas Emissions? Environmental Science & Policy 69:85-93.

Laamrani, A., Valeria, O., Bergeron, Y., Fenton, N., Cheng, L. Z. et Anyomi, K. 2014. Effects of topography and thickness of organic layer on productivity of black spruce boreal forests of the Canadian Clay Belt region. Forest Ecology and management 330:144-157.

Lafleur, B., Paré, D., Fenton, N. J. et Bergeron, Y. 2011. Growth and Nutrition of Black Spruce Seedlings in Response to Disruption of Pleurozium and Sphagnum Moss Carpets in Boreal Forested Peatlands. Plant and soil 345:141-153.

Lafleur, P. M., Moore, T. R., Roulet, N. T. et Frolking, S. 2005. Ecosystem Respiration in a Cool Temperate Bog Depends on Peat Temperature but Not Water Table. Ecosystems 8:619-629.

Laganière, J., Paré, D., Bergeron, Y. et Chen, H. Y. H. 2012. The Effect of Boreal Forest Composition on Soil Respiration Is Mediated through Variations in Soil Temperature and C Quality. Soil Biology and Biochemistry 53:18-27.

Lavoie, M., Paré, D., Fenton, N., Groot, A. et Taylor, K. 2005. Paludification and Management of Forested Peatlands in Canada: A Literature Review. Environmental reviews 13:21-50.

Rapport-Gratuit.com

Li, Q., Allen, H. L. et Wilson, C. A. 2003. Nitrogen Mineralization Dynamics Following the Establishment of a Loblolly Pine Plantation. Canadian Journal of Forest Research 33:364-374.

Mäkiranta, P., Laiho, R., Fritze, H., Hytönen, J., Laine, J. et Minkkinen, K. 2009. Indirect Regulation of Heterotrophic Peat Soil Respiration by Water Level via Microbial Community Structure and Temperature Sensitivity. Soil Biology and Biochemistry 41:695-703.

Marcotte, P., Roy, V., Plamondon, A. P. et Auger, I. 2008. Ten-Year Water Table Recovery after Clearcutting and Draining Boreal Forested Wetlands of Eastern Canada. Hydrological Processes: An International Journal 22:4163-4172.

Mendez, M. O. et Maier, R. M. 2008. Phytostabilization of Mine Tailings in Arid and Semiarid Environments: An Emerging Remediation Technology. Environmental Health Perspectives 116:278.

Meyer, N., Welp, G. et Amelung, W. 2018. The Temperature Sensitivity (Q10) of Soil Respiration: Controlling Factors and Spatial Prediction at Regional Scale Based on Environmental Soil Classes. Global Biogeochemical Cycles 32:306-323.

MFFP. 2017. Programme d'aide à la mise en valeur des forêts privées – Cahier de références techniques 2017-2018. Québec, Gouvernement du Québec, Direction de l'aménagement et de l'environnement forestiers:59.

MFFP. 2019. Zones de végétation et domaines bioclimatiques du Québec. Récupéré de https://mffp.gouv.qc.ca/forets/inventaire/inventaire-zones-carte.jsp.

Minkkinen, K., Laine, J., Shurpali, N. J., Mäkiranta, P., Alm, J. et Penttilä, T. 2007. Heterotrophic Soil Respiration in Forestry-Drained Peatlands.

Moore, A. M. 1986. Temperature and Moisture Dependence of Decomposition Rates of Hardwood and Coniferous Leaf Litter. Soil Biology and Biochemistry 18:427-435.

Moore, T. R. et Knowles, R. 1989. The Influence of Water Table Levels on Methane and Carbon Dioxide Emissions from Peatland Soils. Canadian Journal of Soil Science 69:33-38.

Mustamo, P., Maljanen, M., Hyvärinen, M., Ronkanen, A.-K. et Kløve, B. 2016. Respiration and Emissions of Methane and Nitrous Oxide from a Boreal Peatland Complex Comprising Different Land-Use Types.

O'connell, K. E., Gower, S. T. et Norman, J. M. 2003. Net ecosystem production of two contrasting boreal black spruce forest communities. Ecosystems 6:248-260.

Ojanen, P., Minkkinen, K., Alm, J. et Penttilä, T. 2010. Soil-Atmosphere CO2, CH4 and N2O Fluxes in Boreal Forestry-Drained Peatlands. Forest Ecology and management 260:411-421.

Pan, Y., Birdsey, R. A., Fang, J., Houghton, R., Kauppi, P. E., Kurz, W. A., ... Canadell, J. G. 2011. A Large and Persistent Carbon Sink in the World's Forests. Science 333:988-993.

Pearson, M., Saarinen, M., Minkkinen, K., Silvan, N. et Laine, J. 2012. Short-Term Impacts of Soil Preparation on Greenhouse Gas Fluxes: A Case Study in Nutrient-Poor, Clearcut Peatland Forest. Forest Ecology and management 283:10-26.

Perez-Garcia, J., Lippke, B., Comnick, J. et Manriquez, C. 2007. An assessment of carbon pools, storage, and wood products market substitution using life-cycle analysis results. Wood and Fiber Science 37:140-148.

Préfontaine, G. et Jutras, S. 2017. Variation in Stand Density, Black Spruce Individual Growth and Plant Community Following 20 Years of Drainage in Post-Harvest Boreal Peatlands. Forest Ecology and management 400:321-331.

Pumpanen, J., Westman, C. J. et Ilvesniemi, H. 2004. Soil CO2 Efflux from a Podzolic Forest Soil before and after Forest Clear-Cutting and Site Preparation.

Raich, J. W. et Potter, C. S. 1995. Global Patterns of Carbon Dioxide Emissions from Soils. Global Biogeochemical Cycles 9:23-36.

Rayment, M. B. et Jarvis, P. G. 2000. Temporal and Spatial Variation of Soil CO2 Efflux in a Canadian Boreal Forest. Soil Biology and Biochemistry 32:35-45.

Saucier, J.-P. 2003. Vegetation Zones and Bioclimatic Domains in Quebec. Ressources Naturelles Québec.

Saugier, B. 1999. Bilan carboné des écosystèmes forestiers. Atmosphère 3:0-2.

Schlentner, R. E. et van Cleve, K. 1985. Relationships between CO2 evolution from soil, substrate temperature, and substrate moisture in four mature forest types in interior Alaska. Canadian Journal of Forest Research 15:97-106.

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

Shrestha, R. K. et Lal, R. 2006. Ecosystem Carbon Budgeting and Soil Carbon Sequestration in Reclaimed Mine Soil. Environment International 32:781-796.

Simard, M., Lecomte, N., Bergeron, Y., Bernier, P. Y. et Paré, D. 2007. Forest productivity decline caused by successional paludification of boreal soils. Ecological Applications 17:1619-1637.

Singh, J. S. et Gupta, S. R. 1977. Plant Decomposition and Soil Respiration in Terrestrial Ecosystems. The Botanical Review 43:449-528.

Song, J., Liu, Z., Zhang, Y., Yan, T., Shen, Z. et Piao, S. 2018. Effects of Wildfire on Soil Respiration and Its Heterotrophic and Autotrophic Components in a Montane Coniferous Forest. Journal of Plant Ecology.

Strömgren, M. et Mjöfors, K. 2012. Soil-CO2 Flux after Patch Scarification, Harrowing and Stump Harvest in a Hemi-Boreal Forest. Scandinavian Journal of Forest Research 27:754-761.

Thiffault, N. 2016. Effets à court terme du décapage de la matière organique sur la croissance et la nutrition d'épinettes noires et de pins gris mis en terre en forêt boréale. The Forestry Chronicle 92:210-220.

Tremblay, S. L., D'Orangeville, L., Lambert, M.-C. et Houle, D. 2018. Transplanting Boreal Soils to a Warmer Region Increases Soil Heterotrophic Respiration as Well as Its Temperature Sensitivity. Soil Biology and Biochemistry 116:203-212.

Turetsky, M. R., Crow, S. E., Evans, R. J., Vitt, D. H. et Wieder, R. K. 2008. Trade-Offs in Resource Allocation among Moss Species Control Decomposition in Boreal Peatlands. Journal of ecology 96:1297-1305.

Vincent, J.-S. et Hardy, L. 1977. L'évolution et l'extension des lacs glaciaires Barlow et Ojibway en territoire québécois. Géographie physique et Quaternaire 31:357-372.

Wardle, D. A. 1992. A Comparative Assessment of Factors Which Influence Microbial Biomass Carbon and Nitrogen Levels in Soil. Biological reviews 67:321-358.

Wong, M. H. 2003. Ecological Restoration of Mine Degraded Soils, with Emphasis on Metal Contaminated Soils. Chemosphere 50:775-780.

Ye, X. 2016. Relationships between Environmental Factors and the Growth of Above-Ground Biomass in Boreal Forest. Tartu Ülikool.

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

Zhao, J., Peichl, M. et Nilsson, M. B. 2017. Long-Term Enhanced Winter Soil Frost Alters Growing Season CO2 Fluxes through Its Impact on Vegetation Development in a Boreal Peatland. Global Change Biology 23:3139-3153.