



**Impact de la sévérité des feux sur la dynamique du carbone et de l'azote des sols en
plantation forestière boréale**

par David Simard

**Mémoire présenté à l'Université du Québec à Chicoutimi en vue de l'obtention du
grade de Maîtrise ès sciences (M. Sc.) en ressources renouvelables (ressources
biologiques)**

Québec, Canada

© David Simard, 2026

RÉSUMÉ

Les feux de forêt jouent un rôle important dans le cycle du renouvellement de la forêt boréale. Toutefois, les feux causent des perturbations importantes, produisant une grande quantité de gaz à effet de serre et provoquant des modifications dans la structure et les cycles biogéochimiques des sols. La sévérité des feux fait référence au degré d'altération ou de consommation de la matière organique (végétation et sol) engendré par le passage d'un incendie. Au Canada, l'année 2023 constitue une année record en termes de superficie brûlée, avec environ 17 millions d'hectares de forêts brûlés à différents niveaux de sévérité. Les sols de la forêt boréale stockent environ 85 % de son carbone et jouent un rôle important dans les enjeux des changements climatiques reliés à la préservation des stocks terrestres. De plus, la fréquence des feux augmente avec les changements climatiques et certains effets de leur sévérité sur le sol sont peu documentés. L'objectif de cette étude est de déterminer les effets de la sévérité des feux sur les stocks et la dynamique du carbone et de l'azote du sol de plantations en forêt boréale. Situé au nord de Chibougamau, le dispositif d'étude comprenait six sites totalisant 34 parcelles. Ces dernières ont été affectées par les feux numéro 334 et 379 en juin 2023 (printemps) à des niveaux de sévérité allant de zéro (non brûlée) à trois (sévère) sur l'indice de brûlure composite (CBI – Composite Burn Index). Des échantillons de sol organique et minéral ont été prélevés en 2024 et en 2025 dans ces parcelles pour mesurer l'effet de la sévérité des feux sur 1) les stocks de carbone et d'azote organiques, ainsi que de carbone pyrogénique ; 2) la minéralisation du carbone, de l'azote et du phosphore, ainsi que la sensibilité à la température (Q_{10}) du carbone ; et 3) les proportions de carbone et d'azote organiques associées aux fractions organiques particulaire (MOP) et minérale (MOAM).

Les feux n'ont pas affecté significativement les stocks de carbone et d'azote organiques dans l'horizon organique (en moyenne $2,67 \text{ kg C m}^{-2}$ et $0,114 \text{ kg N m}^{-2}$) et l'horizon minéral (en moyenne $2,31 \text{ kg C m}^{-2}$ et $0,114 \text{ kg N m}^{-2}$), malgré une diminution significative de l'épaisseur de l'horizon organique avec l'augmentation de la sévérité des feux. Toutefois, une augmentation significative des stocks de carbone organique, d'azote organique et de carbone pyrogénique par unité de volume montre une densification de ces éléments dans l'horizon organique du sol. Aucun effet significatif de la sévérité des feux n'a été mesuré sur la minéralisation du carbone, de l'azote et du phosphore, ainsi que sur la sensibilité à la température (Q_{10}) du carbone, qui est en moyenne de 1,84 à 2,16 pour l'horizon organique et de 1,52 à 2,01 pour l'horizon minéral. De plus, les taux de minéralisation sont comparables pour les deux horizons de sol, avec une immobilisation de l'azote et du phosphore par la biomasse microbienne. Concernant le fractionnement de la matière organique dans l'horizon organique, la proportion de la masse associée à la MOP diminue avec l'augmentation du niveau de sévérité des feux, alors que la proportion de MOAM reste stable. Malgré la diminution de la MOP, les proportions de carbone et d'azote organiques qui lui sont associées sont restées stables, quel que soit le niveau de sévérité.

Ces résultats suggèrent qu'à la suite d'un feu, le sol subit principalement une densification structurelle causée par la dégradation des grosses particules composant la MOP. Cela expliquerait pourquoi, malgré la diminution de l'épaisseur de l'horizon organique, il y a une augmentation de la fraction du sol inférieure à 2 mm, sans que la composition des stocks et la minéralisation soient affectées significativement. De plus, nous pouvons supposer que les impacts de la sévérité sur un sol de jeune plantation n'affecteraient pas autant les stocks de carbone et d'azote organiques que ce qui est majoritairement observé dans la littérature. Il sera donc justifié de prolonger l'étude de ces plantations pour vérifier

les impacts de la sévérité à long terme sur les stocks de carbone et d'azote organiques, ainsi que sur l'évolution de la végétation.

Mots-clés : Sévérité – feu – carbone – azote – sol - boréal

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ.....	ii
TABLE DES MATIÈRES.....	iv
LISTE DES TABLEAUX	vii
LISTE DES FIGURES.....	viii
LISTE DES SIGLES ET DES ABRÉVIATIONS	xii
REMERCIEMENTS.....	xiv
AVANT-PROPOS	xv
CHAPITRE 1.....	1
INTRODUCTION.....	1
1.1 Les feux de forêt de 2023 et la forêt boréale canadienne	1
1.2 Dynamique des feux de forêt et mesure de la sévérité	3
1.3 Principe de stock et impact par le feu.....	5
1.3.1 Théorie sur les stocks de carbone et d'azote.....	5
1.3.2 Impact des feux sur les stocks	7
1.4 Sensibilité à la température et qualité de la matière organique.....	8
1.4.1 Sensibilité à la température	8
1.4.2 Impact des feux sur la qualité de la matière organique.....	9
1.5 Fractionnement de la matière organique et carbone pyrogénique	10
1.5.1 Fractionnement de la matière organique	10
1.5.2 Les résidus de combustion et le carbone pyrogénique	11
1.6 Objectifs et hypothèses de l'étude.....	12
CHAPITRE 2.....	14
MATÉRIELS ET MÉTHODES	14
2.1 Sites de l'étude.....	14

2.2 Dispositif expérimental	16
2.3 Échantillonnage du sol	18
2.4 Traitement préliminaire des échantillons	19
2.5 Détermination des stocks de carbone et d'azote organique	22
2.6 Sensibilité à la température et stabilité du carbone et de l'azote	24
2.6.1 Expérience et principe général	24
2.6.2 Mesure de la capacité au champ.....	24
2.6.3 Préparation du système d'incubation.....	25
2.6.4 Mesure du CO ₂ dans la chambre d'incubation.....	27
2.7 Fractionnement de la matière organique	32
2.7.1 Séparation de la MOP et de la MOAM.....	33
2.7.2 Mesure du carbone pyrogénique	37
2.8 Traitements statistiques	39
2.8.1 Organisation des données brutes.....	39
2.8.2 Modèle statistique	40
2.8.3 Tests statistiques	40
CHAPITRE 3.....	42
RÉSULTATS.....	42
3.1 Composition et épaisseur de l'horizon organique	42
3.2 Stocks de carbone et d'azote organiques.....	45
3.3 Stabilité et sensibilité à la température	50
3.3.1 Minéralisation du carbone	50
3.3.2 Minéralisation de l'azote et du phosphore	53
3.4 Fractionnement de la matière organique	55

CHAPITRE 4.....	62
DISCUSSION.....	62
4.1 Effets de la sévérité des feux sur la structure physique et les composantes de l'horizon organique.....	62
4.2 Effets sur les stocks de carbone et d'azote organiques	65
4.3 Effets sur la minéralisation et la sensibilité à la température.....	67
4.4 Effet sur les fractions de la matière organique et le carbone pyrogénique	71
4.5 Limites de l'étude	75
4.6 Retour sur les hypothèses.....	78
 CHAPITRE 5.....	 80
CONCLUSION	80
LISTE DE RÉFÉRENCES	85
ANNEXE I : DOCUMENT POUR LA MESURE DE LA SÉVÉRITÉ CBI.....	95
ANNEXE II : TABLEAU DES SITES ÉTUDIÉS	96
ANNEXE III : FIGURES DES RÉSULTATS SUPPLÉMENTAIRES	97

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Répartition des valeurs de CBI par niveau de sévérité des feux à l'échelle du CBI, allant de zéro pour le niveau "Témoin" jusqu'à 1,5 inclusivement pour le "Faible", de 1,5 à 2,5 (bornes exclues) pour "Modéré" et de 2,5 et plus (inclusivement) pour "Élevé" (Key et Benson 2006).....	18
Tableau 2. Fiche de mesure CBI utilisée pour déterminer le niveau de sévérité des feux des parcelles. Tirée de Key et Benson (2006).....	95
Tableau 3. Liste des plantations avec les sites, les parcelles, le niveau de sévérité des feux à l'échelle du CBI qui leur est associé et l'horizon du sol échantillonné sur chaque parcelle.....	96

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Exemple d'un site fortement brûlé et dépourvu de végétation au niveau de la canopée, avec des traces de brûlures sur les arbres et la surface du sol.	4
Figure 2. Localisation des plantations boréales à l'étude près de la ville de Chibougamau, dans la province de Québec. Les points rouges montrent l'emplacement de la plantation de 2001, avec le site 15 (S15) plus au nord et le site 16 (S16) plus au sud. Les points verts montrent l'emplacement de la plantation de 2010 avec les sites 1 à 6 (S1 à S6) allant du nord vers le sud.	15
Figure 3. Répartition des compartiments du sol après scarifiage en sillons. Le sillon (S) : sol minéral exposé ; Monticule (M) : mélange de végétation, de LFH et de sol minéral provenant du sillon ; Inter-sillon (IS) : zone non perturbée du sol. Adapté de Marty <i>et al.</i> (2024).	16
Figure 4. Dispositif expérimental regroupant le nombre de sites composant les plantations de 2001 (deux sites) et 2010 (quatre sites) et les niveaux de sévérité qui sont visés par l'étude, soit témoins (non brûlé), faible, modéré et élevé (créé sur Illustrae.co).	17
Figure 5. Représentation de l'étape de séchage à l'air des cylindres de sol de l'horizon organique dans des assiettes d'aluminium.	20
Figure 6. Représentation des composantes des cylindres de sol de l'horizon organique avec la fraction incluant la biomasse aérienne et la litière (gauche), la biomasse racinaire (milieu) et le bois mort (droite).	21
Figure 7. Représentation des échantillons de sol (gauche) dans des capsules en étains destinées à être analysées avec l'analyseur élémentaire CHNS (droite).	23
Figure 8. Exemple d'une chambre d'incubation avec une vue de l'extérieur (gauche), où on peut voir le pot Mason avec les contenants de sol humidifié et le septum sur le couvercle, et de l'intérieur (droite), où on peut voir les contenants de sol humidifié de haut.	26
Figure 9. Représentation de l'incubateur avec toutes les chambres d'incubation placées.	27
Figure 10. Représentation du système de mesure du CO ₂ avec l'analyseur de gaz infrarouge EGM-5 (gauche), la chambre d'incubation avec une seringue (milieu) et le système d'injection (droite).	28
Figure 11. Représentation des étapes de séparation de la MOP allant de la décantation des échantillons (gauche), à la filtration sur le système en Nalgene (milieu) et au rinçage à l'eau distillée (droite).	34
Figure 12. Représentation du deuxième cycle de séparation de la MOP avec la décantation (gauche) et le prélèvement (droite).	35
Figure 13. Représentation du séchage des échantillons de MOP et de MOAM dans une étuve, directement après les avoir transférés depuis le filtre avec de l'eau distillée, jusque dans la cupule en aluminium.	35
Figure 14. Représentation des étapes de séparation de la MOAM allant du tamisage humide avec le sable (gauche), à l'isolation de la MOAM dans un plat en aluminium (milieu-gauche), à la filtration sur le système en Nalgene (milieu-droite), jusqu'au séchage dans l'étuve (droite).	36
Figure 15. Variation de la masse par unité de volume moyenne (g cm ⁻³) des différentes composantes de l'horizon organique en fonction du niveau de sévérité des feux à l'échelle du CBI. Les composantes sont la fraction incluant la biomasse aérienne et la litière (vert), le bois mort (orange), la biomasse racinaire (beige) et les fractions du sol inférieures (brun) et supérieures (gris) à 2 mm. Les barres d'erreur représentent l'écart-type sur la moyenne et les lettres sont le résultat des tests post hoc de Tukey (HSD)	

lorsque l'ANOVA de la composante en fonction du niveau de sévérité des feux est significative ($p < 0,05$).....	42
Figure 16. Variation de l'épaisseur moyenne (cm) de l'horizon organique en fonction du niveau de sévérité des feux à l'échelle du CBI. Les barres d'erreur représentent l'écart-type sur la moyenne et les lettres sont le résultat des tests post hoc de Tukey (HSD) lorsque l'ANOVA de l'épaisseur en fonction du niveau de sévérité des feux est significative ($p < 0,05$).....	43
Figure 17. Variation de la masse volumique moyenne (g cm^{-3}) de l'horizon organique en fonction du niveau de sévérité des feux à l'échelle du CBI. Les barres d'erreur représentent l'écart-type sur la moyenne. La valeur de p résultant de l'ANOVA du niveau de sévérité des feux est de 0,1021.....	44
Figure 18. Variation de la masse surfacique (kg m^{-2}) de l'horizon organique en fonction du niveau de sévérité des feux à l'échelle du CBI. Les barres d'erreur représentent l'écart-type sur la moyenne. La valeur de p résultant de l'ANOVA du niveau de sévérité des feux est de 0,292.	45
Figure 19. Variation de la concentration (%) en carbone (gauche) et en azote (droite) organique de la fraction du sol inférieure à 2 mm de l'horizon organique en fonction du niveau de sévérité des feux à l'échelle du CBI. La dispersion des données est montrée par la position des points et la ligne centrale des boîtes montre la médiane. La valeur de p résultant de l'ANOVA du niveau de sévérité des feux pour le carbone est de 0,8165 et de 0,8187 pour l'azote.	46
Figure 20. Variation du ratio C/N moyen par site (point) de la fraction du sol inférieure à 2 mm de l'horizon organique en fonction du niveau de sévérité des feux à l'échelle du CBI. La dispersion des données est montrée par la position des points et la ligne centrale des boîtes montre la médiane. La valeur de p résultant de l'ANOVA du niveau de sévérité des feux est de 0,1995.	47
Figure 21. Variation des stocks (kg m^{-2}) de carbone (gauche) et d'azote (droite) organiques et de carbone pyrogénique (zone hachurée) de la fraction du sol inférieure à 2 mm, selon les différents niveaux de sévérité des feux à l'échelle du CBI pour l'horizon organique. Les barres d'erreur représentent l'écart-type sur la moyenne et les lettres sont le résultat des tests post hoc de Tukey (HSD). Le signe * montre une différence significative par rapport au niveau de sévérité "Témoin".	48
Figure 22. Variation du stock par unité de volume (kg m^{-3}) en carbone (gauche) et en azote (droite) organiques et en carbone pyrogénique (zone hachurée) de la fraction du sol inférieure à 2 mm selon différents niveaux de sévérité des feux à l'échelle du CBI pour l'horizon organique. Les barres d'erreur représentent l'écart-type sur la moyenne et les lettres sont le résultat des tests post hoc de Tukey (HSD) lorsque l'ANOVA du stock par unité de volume en relation avec le niveau de sévérité des feux est significative ($p < 0,05$).	49
Figure 23. Courbes des taux de respiration cumulés moyens du carbone ($\mu\text{g C-CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ C sol h}^{-1}$) en fonction de la température d'incubation ($^{\circ}\text{C}$) pour les horizons organique (gauche) et minéral (droite) et du niveau de sévérité des feux à l'échelle du CBI. Les barres d'erreur représentent l'écart-type sur la moyenne.....	50
Figure 24. Dispersion des valeurs de sensibilité à la température (Q_{10}) du carbone en fonction du niveau de sévérité des feux à l'échelle du CBI pour les horizons organique (gauche) et minéral (droite). La dispersion des données est montrée par la position des points et la ligne centrale des boîtes montre la médiane. La valeur de p résultant de l'ANOVA du niveau de sévérité des feux pour l'horizon organique est de 0,2897 et de 0,2491 pour l'horizon minéral.....	51
Figure 25. Dispersion des valeurs de respiration basale du carbone (B ; $\mu\text{g C-CO}_2 \text{ g C-sol}^{-1} \text{ h}^{-1}$) en fonction du niveau de sévérité des feux à l'échelle du CBI pour les horizons	

organique (gauche) et minéral (droite). La dispersion des données est montrée par la position des points et la ligne centrale des boîtes montre la médiane. La valeur de p résultant de l'ANOVA du niveau de sévérité des feux pour l'horizon organique est de 0,6323 et de 0,16 pour l'horizon minéral.	52
Figure 26. Relation entre la sensibilité à la température et la respiration basale du carbone (B ; $\mu\text{g C-CO}_2 \text{ g C-sol}^{-1} \text{ h}^{-1}$) pour les horizons organique (gauche) et minéral (droite) en fonction du niveau de sévérité des feux à l'échelle du CBI. Une valeur de Q_{10} plus élevée résulte en une valeur de B plus faible, montrant une plus grande récalcitrance du carbone dans l'horizon organique et une plus grande labilité dans l'horizon minéral.	53
Figure 27. Courbes des taux de minéralisation cumulés moyens de l'ammonium ($\mu\text{g NH}_4 \text{ g}^{-1} \text{ N sol h}^{-1}$) en fonction de la température d'incubation ($^{\circ}\text{C}$) pour les horizons organique (gauche) et minéral (droite) et du niveau de sévérité des feux à l'échelle du CBI. Les barres d'erreur représentent l'écart-type sur la moyenne.	54
Figure 28. Courbes des taux de minéralisation cumulés moyens des orthophosphates ($\mu\text{g PO}_4 \text{ g}^{-1} \text{ sol h}^{-1}$) en fonction de la température d'incubation ($^{\circ}\text{C}$) et du niveau de sévérité des feux à l'échelle du CBI pour l'horizon organique. Les barres d'erreur représentent l'écart-type sur la moyenne.	55
Figure 29. Variation de la concentration en carbone (gauche) et en azote (droite) de la matière organique particulaire (MOP ; brun) et de la matière organique associée aux minéraux (MOAM ; orange) dans l'horizon organique du sol en fonction du niveau de sévérité des feux à l'échelle du CBI. La dispersion des données est montrée par la grandeur des boîtes et des moustaches et la ligne centrale des boîtes montre la médiane. Les lettres sont le résultat des tests post hoc de Tukey (HSD) lorsqu'il y a des tendances (valeur de p entre 0,05 et 0,1).	56
Figure 30. Variation du ratio C/N de la matière organique particulaire (MOP ; brun), associée aux minéraux (MOAM ; orange) et de la matière pyrogénique (C pyro ; gris) dans l'horizon organique du sol en fonction du niveau de sévérité des feux à l'échelle du CBI. La dispersion des données est montrée par la grandeur des boîtes et des moustaches et la ligne centrale des boîtes montre la médiane. Les lettres sont le résultat des tests post hoc de Tukey (HSD) lorsque l'ANOVA est significative ($p < 0,05$) ou montre une tendance (valeur de p entre 0,05 et 0,1). Les lettres en majuscule sont utilisées pour séparer l'expérience du fractionnement de la matière organique de celles du carbone pyrogénique. Le signe * montre une différence significative avec le "Témoin".	57
Figure 31. Contribution de la matière organique associée aux minéraux (MOAM ; orange), la matière organique particulaire (MOP ; brun) et du sable à la masse volumique des horizons organique (a) et minéral (b) en fonction du niveau de sévérité des feux à l'échelle du CBI. La barre d'erreur représente l'écart-type sur la moyenne et les lettres sont le résultat des tests post hoc de Tukey (HSD). Le signe * montre une différence significative avec le "Témoin".	59
Figure 32. Variation de la proportion qu'occupe la matière organique particulaire (MOP ; brun), la matière organique associée aux minéraux (MOAM ; orange) et le carbone pyrogénique (zone hachurée) dans les stocks de carbone (gauche) et d'azote (droite) organiques totaux du sol pour les horizons organique (a) et minéral (b) en fonction du niveau de sévérité des feux à l'échelle du CBI. Les barres d'erreur représentent l'écart-type sur la moyenne. L'absence de barre d'erreur est expliquée par l'absence d'échantillon du même niveau de sévérité. La valeur de p du niveau de sévérité des feux est montrée pour chacune des fractions de la matière organique.	61
Figure 33. Résumé des tendances observées à partir des résultats du projet et des pistes d'explication sur comment les plantations étudiées ont été impactées par les feux en fonction du niveau de sévérité CBI (produit à partir de Illustrae.co).	81

- Figure 34. Variation de la concentration (%) en carbone (gauche) et en azote (droite) de la fraction du sol inférieure à 2 mm de l'horizon minéral en fonction du niveau de sévérité des feux à l'échelle du CBI. La dispersion des données est montrée par la position des points et la ligne centrale des boîtes montre la médiane. La valeur de p résultant de l'ANOVA du niveau de sévérité des feux pour le carbone est de 0,3895 et de 0,1574 pour l'azote. 97
- Figure 35. Variation du ratio C/N moyen par site (point) de la fraction du sol inférieure à 2 mm de l'horizon minéral en fonction du niveau de sévérité des feux à l'échelle du CBI. La dispersion des données est montrée par la position des points et la ligne centrale des boîtes montre la médiane. La valeur de p résultant de l'ANOVA du niveau de sévérité des feux est de 0,2667. 98
- Figure 36. Variation des stocks (kg m^{-2}) de carbone (gauche) et d'azote (droite) organiques et de carbone pyrogénique (zone hachurée) de la fraction du sol inférieure à 2 mm, selon les différents niveaux de sévérité des feux à l'échelle du CBI pour l'horizon minéral. Les barres d'erreur représentent l'écart-type sur la moyenne. La valeur de p résultant de l'ANOVA du niveau de sévérité des feux est montrée. 99
- Figure 37. Variation des stocks (kg m^{-2}) de carbone et d'azote organiques par rapport aux valeurs du niveau de sévérité CBI "Témoin". Une valeur positive montre un gain en carbone ou en azote organique et une valeur négative des pertes. Les barres d'erreur représentent l'écart-type sur la moyenne. La valeur de p résultant de l'ANOVA du niveau de sévérité des feux pour le carbone est de 0,0464 et de 0,0357 pour l'azote. 100
- Figure 38. Courbes des taux de respiration cumulés du carbone ($\mu\text{g C-CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ C sol h}^{-1}$) pour chaque site à l'étude (chiffre à droite du niveau de sévérité) en fonction de la température d'incubation ($^{\circ}\text{C}$) pour les horizons organique (gauche) et minéral (droite) et du niveau de sévérité des feux à l'échelle du CBI. 101
- Figure 39. Courbes des taux de minéralisation cumulés de l'ammonium ($\mu\text{g NH}_4 \text{ g}^{-1} \text{ N sol h}^{-1}$) pour chaque site à l'étude (chiffre à droite du niveau de sévérité) en fonction de la température d'incubation ($^{\circ}\text{C}$) pour les horizons organique (gauche) et minéral (droite) et du niveau de sévérité des feux à l'échelle du CBI. 101
- Figure 40. Courbes des taux de minéralisation cumulés des orthophosphates ($\mu\text{g PO}_4 \text{ g}^{-1} \text{ sol h}^{-1}$) pour chaque site à l'étude (chiffre à droite du niveau de sévérité) en fonction de la température d'incubation ($^{\circ}\text{C}$) et du niveau de sévérité des feux à l'échelle du CBI pour l'horizon organique (point). 102
- Figure 41. Variation de la concentration en carbone (gauche) et en azote (droite) de la matière organique particulaire (MOP ; brun) et de la matière organique associée aux minéraux (MOAM ; orange) dans l'horizon minéral du sol en fonction du niveau de sévérité des feux à l'échelle du CBI. La dispersion des données est montrée par la grandeur des boîtes et des moustaches et la ligne centrale des boîtes montre la médiane. La valeur de p résultant de l'ANOVA du niveau de sévérité des feux est montrée. 103
- Figure 42. Variation du ratio C/N de la matière organique particulaire (MOP ; brun), associée aux minéraux (MOAM ; orange) et de la matière pyrogénique (C pyro ; gris) dans l'horizon minéral du sol en fonction du niveau de sévérité des feux à l'échelle du CBI. La dispersion des données est montrée par la grandeur des boîtes et des moustaches et la ligne centrale des boîtes montre la médiane. La valeur de p résultant de l'ANOVA du niveau de sévérité des feux est montrée pour chaque fraction. 104

LISTE DES SIGLES ET DES ABRÉVIATIONS

Abréviations

α : Seuil de significativité
ANOVA : Analyse de la variance
BBOT : 2,5-Bis(5-tert-butyl-2-benzo-oxazol-2-yl) thiophene
CBI : Indice de brûlure composite (Composite Burn Index)
CTO-285 : Chemo-thermal oxidation at 285 °C
dNBR : Ratio de brûlure différentiel normalisé (Differenced Normalized Burn Ratio)
Ea : Énergie d'activation
GIEC : Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat
HAP : Hydrocarbure aromatique polycyclique
MLM : Modèle linéaire à effet mixte
MO : Matière organique
MOAM : Matière organique associée aux minéraux
MOP : Matière organique particulaire
N : Nord
NBR : Ratio de brûlure normalisé (Normalized Burn Ratio)
NIR : Proche infrarouge (Near infrared)
PVC : Polychlorure de vinyle
PyC : Carbone pyrogénique
Q₁₀ : Facteur de sensibilité à la température
R² : Coefficient de détermination
SWIR : Infrarouge à ondes courtes (Shortwave infrared)
T₀ : Temps zéro
UQAC : Université du Québec à Chicoutimi
O : Ouest

Symboles chimiques

C : Carbone
CaCl₂ : Dichlorure de calcium
CO₂ : Dioxyde de carbone
H₂SO₃ : Acide sulfureux
N : azote
N₂ : Diazote
N₂O : Protoxyde d'azote
NaI : Iodure de sodium
NH₃ : Ammoniac
NH₄⁺ : Ammonium
NO₂⁻ : Nitrite
NO₃⁻ : Nitrate
PO₄³⁻ : Phosphate

Unités de mesure

% : Pourcentage
°C : Degré Celsius
atm : Atmosphère
cm : Centimètre
µg : Microgramme
µL : Microlitre
µm : Micromètre
cm : Centimètre
g : Gramme
h : Heure
ha : Hectare
K : Kelvin
kg : Kilogramme
L : Litre
M : Molaire
m : Mètre
mg : Milligramme
min : Minute
mL : Millilitre
mm : Millimètre
mol : Mole
ppm : Partie par million
rpm : Révolutions par minute

REMERCIEMENTS

Arrivé à la fin de ce projet de maîtrise, je tiens à remercier toutes les personnes qui m'ont mentoré, aidé et supporté tout au long de cette partie de mon parcours académique et sans qui je n'aurais pas été capable de me dépasser autant. En arrivant à l'UQAC en 2023, j'étais un peu perdu sur ce que je voulais accomplir à la suite de mon baccalauréat et c'est en effectuant le programme court en transition socio-écologique que j'ai rencontré mon directeur, Patrick Faubert. Dès mon premier cours d'écotoxicologie avec lui, j'ai su que ma place était dans les sciences de l'environnement. Par sa bonne humeur, son sens de l'humour et sa personnalité unique, je peux confirmer que je ne regrette pas mon choix de direction et qu'il fait partie des raisons pour lesquelles j'ai trouvé la motivation de démarrer ces études de deuxième cycle. Merci pour ta confiance, ta guidance et la fierté que tu m'as montrée. Sans ça, je ne crois pas que j'aurais la même confiance et le même sentiment d'appartenance que j'ai aujourd'hui. Ensuite, mon second directeur principal, Charles Marty. Ici, je dis second directeur, parce que tous les efforts, le temps, la patience et les beaux moments passés avec Charles le place sur un piédestal. Sans Charles, je n'aurais pas pu finir ces deux années aussi accompli et prêt à passer à la prochaine étape. Par sa bonne humeur, son savoir-faire et ses goûts raffinés en vin, bière et musique de qualité, je n'aurais pas pu être mieux accompagné tout au long de ces années. Merci pour ta passion contagieuse et tes apprentissages, tu as réussi à faire apprendre des statistiques à un chimiste ahah. Sans oublier mon codirecteur, Maxime Paré, qui m'a autant fait rire que challengé dans mes réflexions et mes apprentissages. Merci de m'avoir fait comprendre qu'un résultat non significatif n'est qu'une autre piste d'explication et de ne pas chercher des tendances où il n'y en a pas.

Je remercie l'infrastructure de recherche Carbone boréal pour le soutien financier qui a rendu possible la réalisation de cette maîtrise. Ce projet a aussi reçu un soutien financier du ministère des Ressources naturelles et des Forêts (MRNF) du Québec (Canada) par l'entremise du contrat de service de recherche forestière numéro 3323-2427-REX-2206-80 obtenu par Patrick Faubert. Cette étude fait aussi partie du projet CRSNG Alliance Micoua – Restauration de la forêt boréale affectée par des perturbations majeures : évaluation du rendement en matière ligneuse, carbone et bioproduits. Carbone boréal bénéficie aussi des contributions en nature du MRNF et du ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec.

Finalement, pour le côté professionnel, je remercie les stagiaires qui m'ont aidé pour toutes les sorties d'échantillonnage et les manipulations effectuées, soit Léa Lemans, Délali Yawa Andréa Magnon, Antoine Van Lede et Aura Bárcenas. En ce qui a trait aux personnes qui m'ont aidé autour du projet, je remercie mes amis de maîtrise, avec qui cette expérience n'aurait pas été aussi plaisante et motivante à vouloir revenir chaque matin pour les voir et profiter de ces années avec eux. Il y en a plusieurs, mais dans mes rencontres avec qui je suis le plus proche, je compte Karan Kumar Singh, Lydia Ouellet, Rébecca Gagnon et Rosalie Gagnon, ainsi qu'Anthony Pelletier (mon grand frère académique). Sans oublier ma douce moitié Élodie qui m'a supporté depuis le début de mes études et aidé à évoluer durant ces 10 années d'études postsecondaires. Finalement, ma famille et mes amis proches.

AVANT-PROPOS

Le mémoire présenté ici a été réalisé dans le cadre du programme de Maîtrise en ressources renouvelables de l'Université du Québec à Chicoutimi (UQAC). Le projet de recherche a été dirigé par M. Patrick Faubert (professeur à l'UQAC) et codirigé par M. Charles Marty (professeur - chercheur sous octroi à l'UQAC) et M. Maxime Paré (professeur à l'UQAC). Le projet avait pour but d'étudier les impacts de la sévérité des feux sur les stocks et la dynamique du carbone et de l'azote organique composant les sols de deux plantations d'épinette noire et de pin gris de l'infrastructure de recherche Carbone boréal. Il était constitué de trois volets étudiant les impacts sur les composantes et les stocks de carbone et d'azote organiques des horizons organique et minéral du Podzol, sur la minéralisation et la sensibilité à la température du carbone, de l'azote et du phosphore, ainsi que sur le fractionnement de la matière organique en matière organique particulaire (MOP) et associée aux minéraux (MOAM) avec les impacts sur le carbone pyrogénique qui compose cette matière.

CHAPITRE 1

INTRODUCTION

1.1 Les feux de forêt de 2023 et la forêt boréale canadienne

L'année 2023 s'est distinguée par des anomalies thermiques majeures qui l'ont placée au deuxième rang des années les plus chaudes, selon l'Organisation météorologique mondiale (World Meteorological Organization 2025). Cette chaleur hors norme a alimenté une statistique dévastatrice : celle d'une saison de feux de forêt record en termes de superficie brûlée pour le Canada (Boulanger *et al.* 2025). En effet, la combinaison de conditions météorologiques extrêmes (fonte précoce des neiges, records de chaleur, période de sécheresse rapide et étendue) et d'une saison d'incendies prolongée a engendré des feux de forêt plus persistants et difficiles à contrôler (Jain *et al.* 2024). Les voiles de fumée générés par ces incendies ainsi que leurs répercussions sur la qualité de l'air ont été observés à travers l'ensemble de l'hémisphère nord (Wang *et al.* 2024). Au total, c'est une superficie d'environ 17 millions d'hectares (Mha) qui a été brûlée (Ressources naturelles Canada 2024), soit environ 2,4 fois le précédent maximum enregistré de 7 millions d'hectares en 1989 (Stocks *et al.* 2002). Toutefois, il convient de nuancer que les feux de forêt canadiens de 2023 n'ont pas été aussi intenses que ceux documentés sur le territoire avant le XX^e siècle. À cette époque, les superficies brûlées annuellement étaient en moyenne de deux à 10 fois plus importantes qu'aujourd'hui, selon la méta-analyse utilisant la dendrochronologie de Chavardès *et al.* (2022). Ce régime de perturbation rappelle aussi que le feu est l'un des principaux moteurs écologiques du renouvellement de la forêt boréale et qu'il est important dans son cycle de vie. Dans la forêt boréale canadienne, l'intervalle de retour des feux est en moyenne de 180 ans (de Groot *et al.* 2013), mais peut varier de 30 à plus de 500 ans, dépendant de la zone (Bouchard *et al.* 2008; Coops *et al.* 2018; Whitman *et al.* 2019).

La zone boréale canadienne couvre 552 Mha, dont 223 Mha qui supportent les forêts, 84 Mha les autres terres boisées (densité d'arbre trop faible pour être catégorisée comme forêt), 176 Mha les autres types de terres (terres non forestières et alpines) et 24 Mha qui sont couverts d'étendues d'eau (Brandt 2009; National Forest Inventory 2013). La forêt boréale canadienne représente 21-27 % de la forêt boréale globale et 8 % de la forêt mondiale (Brandt 2009). Cette zone offre de nombreux services écosystémiques allant de l'approvisionnement en ressources (bois, nourriture, eau douce) à la régulation des systèmes (climat, inondations, maladies, purification de l'eau), jusqu'aux services de support (formation des sols, cycle des nutriments) et culturels (spiritualité, éducation, activités récréatives). Par conséquent, l'économie et les habitants du territoire en dépendent grandement. En 2023, c'était 482 000 emplois directs et indirects et un apport au PIB de plus de 27 milliards de dollars qui étaient reliés au secteur forestier canadien (Ressources naturelles Canada 2024). Sur le plan environnemental, le biome boréal est aussi important à l'échelle globale, puisqu'il contient environ le tiers du carbone terrestre (Lorenz et Lal 2010a; Pan *et al.* 2011; IPCC 2014). Dans la zone boréale, le véritable réservoir de carbone ne se trouve pas dans les arbres, mais plutôt sous terre, où environ 85 % du carbone total est stocké au sein des sols, sous la forme de matière organique (Kasischke 2000; Malhi *et al.* 2002; Lorenz et Lal 2010a). Avec l'augmentation de la température globale de 1,1 °C par rapport à la période préindustrielle déclarée par le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) dans son rapport de synthèse de 2023, il faut s'attendre à une augmentation en fréquence et en intensité des feux, menaçant les stocks de carbone de la forêt boréale (Flannigan *et al.* 2000; Lorenz et Lal 2010b; IPCC 2023).

1.2 Dynamique des feux de forêt et mesure de la sévérité

Les perturbations générées par les incendies transforment le paysage forestier en réduisant le couvert végétal et en exposant les racines de surface et l'horizon minéral du sol (Figure 1). Au-delà de son rôle de support physique et de réservoir de nutriments, le sol subit d'importantes altérations lors du passage du feu. La combustion de la couche organique entraîne de fortes émissions de carbone atmosphérique ainsi que la volatilisation ou l'augmentation de la concentration de certains nutriments essentiels à la croissance de la végétation (azote, phosphore, etc. ; Certini (2005)). Pour se produire, un feu de forêt a besoin d'un comburant (l'oxygène de l'air), d'une source d'ignition (la foudre ou les activités humaines) et de combustibles. Dans la forêt boréale, ces combustibles sont principalement des matières végétales et de la matière organique du sol. Plus précisément, le sol est composé de la litière (feuilles, débris, végétaux), de racines et de matières organiques mortes qui, dans les bonnes conditions, peuvent devenir des sources de combustibles. Plusieurs facteurs contrôlent l'impact d'un incendie : la température atteinte, la durée d'exposition à la chaleur (Santín *et al.* 2016) et la disponibilité en oxygène (Bryant *et al.* 2005). Toutefois, les impacts sur le sol dépendent également de ses conditions avant feu, telles que son humidité, ses propriétés thermiques et la composition de sa matière organique (Santín et Doerr 2016; Zhang et Biswas 2017). La combinaison de ces paramètres influence le degré d'altération du sol, dont les modifications affectent principalement le carbone et l'azote (Kolka *et al.* 2014; Santín *et al.* 2016; Zhang et Biswas 2017; Miesel *et al.* 2018).



© Victor Danneyrolles, 2024

Figure 1. Exemple d'un site fortement brûlé et dépourvu de végétation au niveau de la canopée, avec des traces de brûlures sur les arbres et la surface du sol.

La sévérité des feux est définie comme le degré d'altération ou de consommation de la matière organique (végétation et sol) causé par le feu dans un environnement (Key et Benson 2006; Lentile *et al.* 2006). Celle-ci est mesurée de deux façons : 1) en calculant un ratio de brûlure différentiel normalisé (dNBR – *Differenced Normalized Burn Ratio*) et 2) en mesurant directement le niveau de sévérité sur le terrain par le biais de l'indice de brûlure composite (CBI – *Composite Burn Index*). La mesure du ratio de brûlure normalisé (NBR – *Normalized Burn Ratio*), par imagerie satellitaire, avant et après feu, permet de produire le dNBR et d'estimer le niveau de sévérité à l'aide d'une échelle de transformation (expliqué en détail dans la section 2.2). En ce qui a trait à l'utilisation du CBI, il s'agit d'une mesure qualitative de la sévérité effectuée directement sur le terrain en utilisant une grille d'analyse qui prend en considération les observations de l'état des arbres, des plantes du sous-étage et du sol en valeur quantitative de la sévérité (Key et Benson 2006). Ces deux mesures sont généralement bien corrélées et sont couramment utilisées en complémentarité par les chercheurs en écologie forestière pour établir le niveau de sévérité d'un lieu impacté par le

feu (Boucher *et al.* 2017; Guindon *et al.* 2020; Danneyrolles *et al.* 2024). En somme, considérant le rôle important du carbone et de l'azote dans les écosystèmes forestiers boréaux, il s'avère pertinent de comprendre l'influence de la sévérité des feux sur leurs stocks, leur minéralisation par les microorganismes et leur dynamique à même la matière organique du sol.

1.3 Principe de stock et impact par le feu

1.3.1 Théorie sur les stocks de carbone et d'azote

Le stock fait référence à la quantité d'un élément contenu dans un réservoir spécifique. Par exemple, pour le carbone, les principaux réservoirs planétaires sont les océans, les écosystèmes terrestres et l'atmosphère. Pour les écosystèmes terrestres, la forêt boréale contribue fortement aux réservoirs de carbone et d'azote. Concernant le carbone, le CO₂ (inorganique) de l'atmosphère est absorbé et transformé en carbone organique par les plantes via la photosynthèse (production primaire brute) (Schlesinger 1991a; Horwath 2007). Ce carbone est utilisé dans le développement de la structure des organismes (racines, feuilles, tiges, etc.) puis en partie retourné dans l'atmosphère par le processus de respiration. Ce carbone organique est alors intégré à la végétation, avant d'être transféré au sol sous la forme de débris végétaux pour former la litière et amorcer son cycle de décomposition. Les organismes décomposeurs dégradent ensuite la matière organique et respirent en partie ce carbone sous forme de CO₂ (condition aérobie) et de CH₄ (condition anaérobie) ; c'est ce qu'on appelle la respiration hétérotrophe. Ces organismes vont assimiler une partie du carbone pour leurs besoins physiologiques et restituer une partie sous forme de biomasse ou de métabolites secondaires (Schlesinger 1991a). Ce processus de décomposition permet la transformation de la litière en humus (humification) et assure le recyclage des nutriments, alimente l'activité biologique et stabilise la structure du sol. Par

ces mécanismes, le carbone s'accumule dans le sol, où il est stocké sous la forme de molécules organiques encore accessibles aux microorganismes, en molécules plus hydrophobes et peu réactives ou associées à des minéraux (Horwath 2007).

En ce qui a trait à l'azote, le principal réservoir est l'atmosphère, où il est retrouvé sous sa forme inorganique de diazote (N_2). Le N_2 est assimilé par des organismes fixateurs d'azote qui le réduisent en ammoniac (NH_3) et en ammonium (NH_4^+ ; Schlesinger (1991b)). Une partie de l'ammonium est immobilisée par les microorganismes pour couvrir leurs besoins (ex. : protéines, chlorophylle, etc.) et, s'il y en a suffisamment, ceux-ci l'oxyde en nitrite (NO_2^-) et par la suite en nitrate (NO_3^-). On appelle ce phénomène la nitrification. C'est sous la forme de NO_3^- et d' NH_4^+ que les végétaux vont assimiler l'azote et produire des acides aminés, des protéines, la chlorophylle, etc. (Schlesinger 1991b; Horwath 2007). Dans les écosystèmes froids et limités en azote, notamment la forêt boréale, les plantes prélèvent aussi leur azote sous la forme de petites molécules organiques (acides aminés, protéines, etc.), entre autres par le biais de symbioses avec des champignons mycorhiziens (Näsholm *et al.* 1998). Cette association symbiotique leur permet alors de contourner la compétition pour les nutriments en accédant directement à une source d'azote. En continuité, les nitrates peuvent aussi être dénitrifiés en conditions anoxiques et renvoyés vers l'atmosphère sous forme de N_2 et de N_2O (Schlesinger 1991b; Robertson et Groffman 2024).

Le carbone et l'azote, étant essentiels à la structure chimique du vivant et du sol, vont donc être interreliés dans leurs processus biogéochimiques. Au cours de la dégradation de la matière organique, certaines molécules carbonées et azotées finissent par se lier à des minéraux et deviennent de moins en moins disponibles aux microorganismes et aux végétaux, créant ainsi une séquestration de l'élément en profondeur dans le sol (Lützow *et*

al. 2006). Avec les basses températures, la saturation en eau, les molécules récalcitrantes et l'acidité du sol, la décomposition de la matière organique et la respiration sont plus lentes en forêt boréale (De Deyn *et al.* 2008). Le carbone et l'azote sont ainsi stockés dans des molécules organiques et s'accumulent au sein du sol. Ce stockage est important du point de vue du changement climatique, puisque le carbone oxydé en CO₂ devient un gaz à effet de serre dans l'atmosphère et que son accumulation due aux activités humaines cause en partie le réchauffement planétaire.

1.3.2 Impact des feux sur les stocks

La majorité des feux dans la forêt boréale sont des feux de cime provoqués par la foudre (Kasischke *et al.* 2002; Stocks *et al.* 2002). Autrement dit, le feu consomme majoritairement la biomasse des arbres et se déplace de l'un à l'autre par les branches et la végétation sous-jacente. Plus le feu consomme de matière et impacte le milieu, plus la sévérité augmente conséquemment (Boby *et al.* 2010; Walker *et al.* 2020). Donc, avec l'augmentation de cette sévérité, une partie du carbone et de l'azote qui composent les végétaux et la matière organique du sol s'oxydent et forment du CO₂ et des oxydes d'azote gazeux (NO_x et N₂O) (Dan Binkley et Fisher 2019). En résumé, plus la sévérité augmente, plus la matière organique est consommée par le feu et plus les stocks de carbone et d'azote organiques diminuent. En contrepartie, certains facteurs peuvent impacter la variation des stocks, et même les laisser inchangés au niveau du sol. La biomasse végétale peut se retrouver au sol sous la forme de litière à la suite d'intempéries ou de la fin de vie de l'organisme, amorçant ainsi sa décomposition et son incorporation dans le sol (Schlesinger 1991a; Horwath 2007; Weil et Brady 2017). Donc, naturellement, le carbone et l'azote qui composent cette biomasse prennent une place dans le sol. Cependant, lorsque cette biomasse et la matière organique du sol brûlent, leur combustion demeure souvent

incomplète. Une partie du carbone qui la compose est oxydée totalement en CO₂ et l'autre, issue de la combustion incomplète de la matière, est pyrolysée et produit de la matière pyrogénique (charbon, suie, etc.). Ces matières pyrogéniques, riches en carbone et en grande partie de nature récalcitrante, résistent souvent à l'oxydation biologique, favorisant leur incorporation dans le sol à long terme. Les matières pyrogéniques peuvent alors compenser une partie des pertes de matière organique et du carbone volatilisé (Kuhlbusch et Crutzen 1995; Alexis *et al.* 2007). Parallèlement, les propriétés physiques de l'humus, comme la densité, l'humidité et la profondeur, limitent la diffusion de la chaleur dans le sol et, par conséquent, sa combustion (Hungerford *et al.* 1993; Miyanishi et Johnson 2002).

1.4 Sensibilité à la température et qualité de la matière organique

1.4.1 Sensibilité à la température

Comme mentionné à la section 1.3.1, les organismes décomposeurs jouent un rôle important au niveau de la transformation de la matière organique et de la biodisponibilité des nutriments. La vitesse à laquelle la matière organique est minéralisée par ces organismes est principalement influencée par trois facteurs, soit l'humidité (Bunnell *et al.* 1977; Davidson et Janssens 2006), la température (Bunnell *et al.* 1977; Laganière *et al.* 2015) et la qualité de la matière organique (Fontaine *et al.* 2007; Laganière *et al.* 2013). Donc, dans des conditions optimales et d'humidité similaire, plus la température augmente, plus la vitesse à laquelle la matière est minéralisée devient importante. Suivant la loi d'Arrhenius (équation 1), qui décrit comment la vitesse d'une réaction chimique varie avec la température, la décomposition de la matière organique peut être modélisée :

$$k = A \cdot e^{-\frac{E_a}{R \cdot T}} \quad (1)$$

Où, le facteur k est un coefficient de vitesse défini comme un taux de minéralisation, alors que les variations de E_a permettent de décrire la stabilité de la matière organique face aux activités thermiques et biologiques. Dans cette équation, le paramètre A est un facteur pré-exponentiel représentant la fréquence réactionnelle entre le substrat organique et les enzymes, R est la constante des gaz parfaits ($8,31 \text{ J K}^{-1} \text{ mol}^{-1}$) et T est la température (Kelvin). L'équation de la loi d'Arrhenius montre que 1) plus l'énergie d'activation (E_a) de la réaction augmente, plus la valeur de k diminue ; et que 2) plus la température augmente, plus le facteur k augmente. Donc, par la mesure d'un taux de minéralisation à plusieurs températures, nous pouvons calculer un facteur de sensibilité à la température (Q_{10}) qui évalue de combien de fois la vitesse de réaction est augmentée pour un écart de 10°C . En jumelant cette valeur à la respiration basale (respiration à 0°C), comme dans Fierer *et al.* (2005) et Marty *et al.* (2019b), nous pouvons lier la relation entre les deux variables à la qualité de la matière organique et évaluer si le carbone est plus labile ou récalcitrant. Au niveau de l'azote, c'est un élément limitant dans le sol de la forêt boréale. Son taux de minéralisation peut alors montrer s'il est immobilisé ou rendu biodisponible par les décomposeurs. En parallèle, un feu de forêt a des impacts sur la composition du sol et, par conséquent, le taux de minéralisation. Il devient donc intéressant de comprendre comment la qualité de la matière organique peut être impactée par ces changements.

1.4.2 Impact des feux sur la qualité de la matière organique

Lors de l'occurrence d'un feu, la chaleur et la matière pyrogénique qu'il produit peuvent modifier certaines caractéristiques du sol. Que ce soit au niveau de la biomasse microbienne, de la disponibilité de certains nutriments ou de la composition en molécules organiques, les impacts du feu sur le sol peuvent exercer une influence sur la minéralisation de la matière organique (Dan Binkley et Fisher 2019; Ribeiro-Kumara *et al.* 2022). Dans

certains cas, le sol peut même aller jusqu'à être stérilisé. Conséquemment, une diminution de la biomasse microbienne devrait entraîner une baisse temporaire des taux de minéralisation (Holden *et al.* 2013; Holden *et al.* 2016). Ensuite, la combustion de la végétation et de la matière organique libère des nutriments qui faisaient initialement partie de ces matières (González-Pérez *et al.* 2004; Certini 2005; Dan Binkley et Fisher 2019). La matière pyrogénique produite par le feu est un élément qui peut se révéler bénéfique ou contraignant pour la productivité du sol, puisqu'elle applique un effet fertilisant à court et moyen terme (DeLuca *et al.* 2006) et qu'elle est composée en partie de molécules récalcitrantes et stables à long terme (Soucémariadin *et al.* 2015). Les charbons ont une structure poreuse et la capacité d'adsorber des nutriments, ce qui favorise l'activité microbienne et la rétention des nutriments et de l'eau (Brais *et al.* 2000). Ensuite, la composition en matière pyrogénique peut varier en fonction de la sévérité, transformant la matière organique en des composés plus faciles ou difficiles à dégrader (Soucémariadin *et al.* 2015). Donc, dépendamment du niveau de sévérité des feux, le taux de minéralisation et la sensibilité à la température peuvent varier en raison d'impacts sur les microorganismes et les caractéristiques physiques et chimiques du sol.

1.5 Fractionnement de la matière organique et carbone pyrogénique

1.5.1 Fractionnement de la matière organique

La matière organique du sol est couramment conceptualisée sous la forme de deux fractions très différentes en termes de rôles et de propriétés, soit la matière organique particulaire (MOP) et la matière organique associée aux minéraux (MOAM) (Cambardella et Elliott 1992; Benbi *et al.* 2014; Lavalée *et al.* 2019a). La MOP est formée de matières végétales et animales peu décomposées et forme la majorité de la litière et de l'humus en forêt boréale (Lavalée *et al.* 2019a). La MOAM provient majoritairement de la dégradation

de la matière organique avancée et liée à des surfaces minérales, comme les limons et les argiles (Six *et al.* 2002; Gregorich *et al.* 2006; Lavalée *et al.* 2019a). En général, la MOP se caractérise par une taille de particule plus grande ($> 20 - 63 \mu\text{m}$), une densité plus faible ($< 1,6 - 1,85 \text{ g cm}^{-3}$) et un ratio C/N plus élevé que la MOAM (Cambardella et Elliott 1992; Gregorich *et al.* 2006). La MOP est aussi plus sensible aux facteurs environnementaux et plus facile à minéraliser par les microorganismes (Benbi *et al.* 2014). Plus l'on descend en profondeur dans le sol, plus les proportions en MOP diminuent et les proportions en MOAM augmentent (Schrumpf *et al.* 2013; Lavalée *et al.* 2019a). En effet, la MOP s'accumule constamment dans l'horizon organique par l'apport de la litière, alors que la proportion en MOAM dans le sol dépend de la disponibilité des minéraux (Schrumpf *et al.* 2013; Lavalée *et al.* 2019a). La MOP occupe une place importante dans les stocks de carbone de l'horizon organique, où sa forte teneur en carbone influence grandement le stock organique total (Schrumpf *et al.* 2013; Lavalée *et al.* 2019a). Dans la forêt boréale, la composition du sol en ces deux fractions exerce une influence sur les formes de carbone et d'azote comprises dans les stocks et disponibles aux microorganismes pour la minéralisation. Si le sol est impacté par un feu, la MOP est alors préférentiellement affectée (Merino *et al.* 2021; Krichels *et al.* 2025), en raison de sa vulnérabilité et de sa localisation dans le sol, qui la place en contact direct avec la matière en combustion.

1.5.2 Les résidus de combustion et le carbone pyrogénique

L'autre élément qui prend une place importante dans les sols forestiers impactés par les feux est le carbone pyrogénique. La matière pyrogénique mentionnée dans les sections précédentes est composée de molécules qui vont se fragmenter et former des structures cycliques avec le feu, formant le charbon, la suie et les cendres (Knicker 2011), comme les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), les composés aromatiques condensés et

les hétérocycles azotés (Knicker 2010). Ces molécules riches en carbone sont mentionnées dans la littérature sous les appellations de carbone noir et de carbone pyrogénique (PyC). Dans la forêt boréale, les feux de forêt font partie du cycle du renouvellement des forêts avec un intervalle de retour de feu pouvant varier de 30 à plus de 500 ans (Bouchard *et al.* 2008; Coops *et al.* 2018; Whitman *et al.* 2019). Alors, le carbone pyrogénique occupe une place importante dans les stocks à long terme et peut impacter leur composition et la minéralisation de la matière organique. Il peut occuper de 12 % à 46 % du stock de carbone organique total et se retrouve majoritairement dans l'horizon organique des sols boréaux (Soucémarianadin *et al.* 2014). Cela en fait une composante clé pour évaluer les impacts de la sévérité des feux sur les sols forestiers de la forêt boréale.

1.6 Objectifs et hypothèses de l'étude

L'objectif principal de cette étude est de déterminer les impacts de la sévérité des feux sur le carbone et l'azote du sol de plantations en forêt boréale. Nous avons étudié les impacts de la sévérité sur 1) les stocks de carbone et d'azote organiques, ainsi que de carbone pyrogénique, 2) la minéralisation du carbone, de l'azote et du phosphore et la sensibilité à la température (Q_{10}) du carbone et 3) les proportions de carbone et d'azote associées aux fractions organiques particulières (MOP), minérales (MOAM). Pour le premier sous-objectif, notre hypothèse est que les stocks de carbone et d'azote organiques diminuent significativement avec l'augmentation du niveau de sévérité pour l'horizon organique, en raison de la combustion d'une plus grande quantité de matière organique. De plus, le stock de carbone pyrogénique devrait augmenter avec la sévérité en raison d'une augmentation de matières organiques affectées par le feu. Pour la minéralisation et la sensibilité à la température, nous supposons que plus le niveau de sévérité augmente, plus la matière organique du sol comporte des composés avec une énergie d'activation élevée

(matière pyrogénique). Donc, suivant la loi d'Arrhenius, le taux de minéralisation devrait diminuer et la valeur du facteur de sensibilité à la température (Q_{10}) augmenter, conformément à une plus grande récalcitrance de la matière organique. L'horizon organique du sol devrait être plus affecté par cette tendance que l'horizon minéral, si l'horizon minéral est bel et bien protégé par la couche organique. Et pour les caractéristiques de la matière organique, nous supposons que plus la sévérité augmente, moins la matière organique de l'horizon organique du sol comporte de MOP, alors que la MOAM est stable et la proportion en carbone pyrogénique augmente. La MOP, étant plus sensible aux conditions environnementales, devrait diminuer significativement en proportion dans l'horizon organique.

CHAPITRE 2

MATÉRIELS ET MÉTHODES

2.1 Sites de l'étude

Les sites étudiés sont situés sur deux plantations de pin gris (PIG) et d'épinette noire (EPN) implantées en 2001 et 2010 par l'infrastructure de recherche Carbone boréal dans des landes à lichens (aussi appelées dénudés secs). Les landes de lichens sont des écosystèmes caractérisés par un couvert arborescent très faible (inférieur à 25 %) issus d'un échec de régénération forestière (Jayen 2024). Le développement de ces milieux est souvent déclenché par de faibles densités de semenciers après des perturbations sévères ou récurrentes et entretenu par le tapis de lichens qui s'y développe (Jayen 2024). Les peuplements à l'étude ont été touchés au début du mois de juin 2023 par des feux de cimes (incendies numéro 334 et 379). Ils sont situés dans la région administrative du Nord-du-Québec, plus précisément au nord de la ville de Chibougamau (50°34' N, 74°24' O et 50°15' N, 73°23' O ; Figure 2). Ils font partie de la zone boréale, dans le domaine bioclimatique de la pessière à mousses, dominée par des forêts de conifères où l'épinette noire est l'espèce dominante, accompagnée du pin gris et du sapin baumier (Augustin *et al.* 2022; Ministère des ressources naturelles et des forêts 2022). L'endroit est caractérisé par un climat continental, comprenant des températures annuelles moyennes allant de -2,5 °C à 0 °C, des précipitations totales annuelles d'environ 1000 mm et une saison de croissance qui s'étend de quatre à cinq mois (Bergeron *et al.* 1999; Couillard *et al.* 2019).

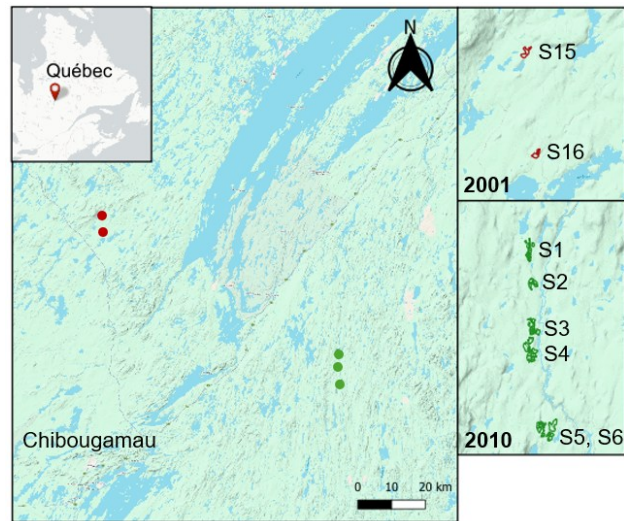


Figure 2. Localisation des plantations boréales à l'étude près de la ville de Chibougamau, dans la province de Québec. Les points rouges montrent l'emplacement de la plantation de 2001, avec le site 15 (S15) plus au nord et le site 16 (S16) plus au sud. Les points verts montrent l'emplacement de la plantation de 2010 avec les sites 1 à 6 (S1 à S6) allant du nord vers le sud.

Le sol qui compose ces sites est un Podzol humo-ferrique caractérisé par un horizon organique LFH et un horizon minéral composé des couches successives Ae, Bf et C (Soil Classification Working Group 1998; Moore 2021). Selon la plantation, le sol de chacun des sites a été scarifié en sillons ou, dans certains cas, par placeaux, en 2001 ou en 2010. Le scarifiage en sillons entraîne la formation de trois compartiments au sol, comme l'indique la Figure 3, tirée de Marty *et al.* (2024). Nous y retrouvons un sillon S (horizon minéral exposé), un monticule M (mélange de végétation, d'horizon organique et minéral) et un intersillon IS (zone sans impact). Quant au scarifiage par placeaux, il mène à la formation de zones circulaires exposant le sol minéral, sans perturber l'horizon organique environnant (Gravel *et al.* 2016).

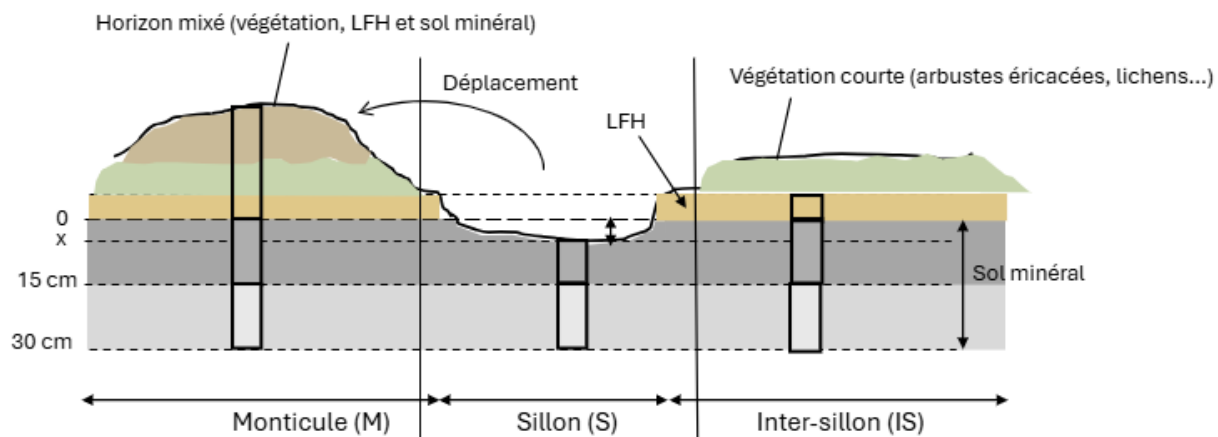


Figure 3. Répartition des compartiments du sol après scarifiage en sillons. Le sillon (S) : sol minéral exposé ; Monticule (M) : mélange de végétation, de LFH et de sol minéral provenant du sillon ; Inter-sillon (IS) : zone non perturbée du sol. Adapté de Marty *et al.* (2024).

2.2 Dispositif expérimental

Le dispositif expérimental était constitué de six sites scarifiés comprenant un minimum de quatre parcelles de 100 m² affectées à quatre niveaux de sévérité de feux : témoin non brûlé (témoin), faible, modéré et élevé (Figure 4). Dans ce contexte, une parcelle était définie comme une unité d'échantillonnage comportant un seul niveau de sévérité des feux et un site était un ensemble de parcelles à moins de 1 km de distance avec des caractéristiques topographiques similaires. Lorsque le nombre de niveaux de sévérité ne pouvait pas être respecté, les données ont été traitées comme mentionné dans la section 2.8.1. Le nombre de parcelles échantillonnées par niveau de sévérité des feux était de 6 témoins, 6 faibles, 11 modérés et 11 élevés, pour un total de 34 parcelles réparties au travers des deux plantations (Tableau 3, Annexe 2).

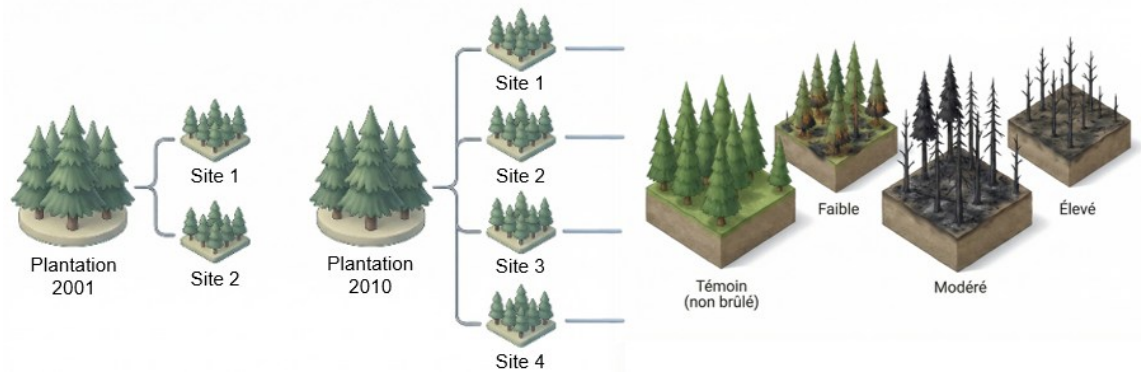


Figure 4. Dispositif expérimental regroupant le nombre de sites composant les plantations de 2001 (deux sites) et 2010 (quatre sites) et les niveaux de sévérité qui sont visés par l'étude, soit témoins (non brûlé), faible, modéré et élevé (créé sur Illustrae.co).

Dans un premier temps, les parcelles ont été choisies en utilisant l'indice satellitaire dNBR. Le NBR, calculé selon l'équation 2, met en évidence les zones brûlées par la mesure des longueurs d'onde associées au proche infrarouge (NIR – *Near infrared*) et à l'infrarouge à ondes courtes (SWIR – *Shortwave infrared*) sur des images satellitaires (ex. : celles de Sentinel 2 à une résolution de 20 m × 20 m). Plus la végétation est dense, plus sa valeur se rapproche de 1, puisque celle-ci possède une importante réflectance dans le NIR. Alors qu'au contraire, plus la zone est affectée par le feu, plus la valeur de NBR se rapproche de -1, en raison d'une réflectance des sols brûlés plus importante dans le SWIR.

$$\text{NBR} = \frac{\text{NIR} - \text{SWIR}}{\text{NIR} + \text{SWIR}} \quad (2)$$

Ce n'est qu'une fois sur le terrain que le niveau de sévérité a été établi en mesurant le CBI selon la charte du protocole de Key et Benson (2006). La valeur de CBI est obtenue en remplissant le Tableau 2 de l'Annexe I, où les observations qualitatives de la parcelle sont transformées en une valeur quantitative de la sévérité avec une échelle de valeur selon le

niveau d'altération du lieu. La moyenne des valeurs de CBI obtenues pour chaque section est la valeur utilisée pour établir le niveau de sévérité d'une parcelle. Pour cette étude, le CBI a été mesuré aux mois de juillet 2024 et 2025 et seules les sections D et E (en rapport avec la canopée) ont été remplies. Les sections A, B et C non remplies comparent l'état du substrat et de la végétation du sous-étage avant et après feu. Le manque d'informations visuelles des parcelles avant feu et la reprise de la végétation ont limité l'utilisation de ces sections, ce pourquoi elles ont été retirées de l'évaluation de la sévérité (voir l'Annexe II pour la liste des sites). Une fois que le CBI a été mesuré, les valeurs des sections D et E ont été compilées et le niveau de sévérité établi selon le Tableau 1, qui est adapté de la charte de Key et Benson (2006).

Tableau 1. Répartition des valeurs de CBI par niveau de sévérité des feux à l'échelle du CBI, allant de zéro pour le niveau "Témoin" jusqu'à 1,5 inclusivement pour le "Faible", de 1,5 à 2,5 (bornes exclues) pour "Modéré" et de 2,5 et plus (inclusivement) pour "Élevé" (Key et Benson 2006).

Niveau de sévérité	Valeur de CBI
Témoin	0
Faible	$\leq 1,5$
Modéré	$1,5 < \text{CBI} < 2,5$
Élevé	$2,5 \leq$

2.3 Échantillonnage du sol

Des échantillons des horizons organiques et minéraux du sol ont été prélevés sous la forme de cylindres lors des mois de juillet 2024 et 2025, en utilisant une sonde volumétrique bi-partite de 8 cm de diamètre interne et 15 cm de hauteur. Pour l'horizon organique, neuf

cylindres de sol ont été prélevés dans l'inter-sillon de chaque parcelle à environ deux mètres de distance du centre pour augmenter la représentativité des échantillons. Les cylindres ont ensuite été rassemblés pour former un échantillon composite pour chaque parcelle. Sur certaines parcelles, nous avons échantillonné deux fois au même endroit, puisque certains points d'échantillonnage comportaient trop de roche, ce qui compromettait la représentativité de l'échantillon. L'épaisseur de l'horizon a été mesurée en utilisant un ruban à mesurer. Cette mesure a servi à calculer le volume des cylindres de sol et à vérifier si l'épaisseur de l'horizon organique en centimètre (cm) pouvait varier en fonction de la sévérité des feux. Pour l'horizon minéral, un cylindre de 10 cm d'épaisseur a été prélevé dans le sillon pour neuf parcelles. Ce volet du projet avait une fin exploratoire pour évaluer le potentiel impact sur cet horizon du sol. Une fois prélevés, les échantillons de sol ont été conservés dans des sacs en plastique, jusqu'à leur arrivée dans les infrastructures de l'UQAC.

2.4 Traitement préliminaire des échantillons

Dans un premier temps, les cylindres de sol ont été disposés dans des assiettes d'aluminium, puis séchés à l'air libre pour une période allant de 7 à 14 jours (Figure 5).



©David Simard, 2024

Figure 5. Représentation de l'étape de séchage à l'air des cylindres de sol de l'horizon organique dans des assiettes d'aluminium.

Une fois séchés, les cylindres ont été séparés en différentes composantes. Pour l'horizon organique, les cylindres ont été séparés sous la forme de biomasse aérienne incluant la litière (végétations vivantes et mortes à la surface du sol), de biomasse racinaire (racines et rhizomes) et de bois mort (Figure 6).



©David Simard, 2024

Figure 6. Représentation des composantes des cylindres de sol de l'horizon organique avec la fraction incluant la biomasse aérienne et la litière (gauche), la biomasse racinaire (milieu) et le bois mort (droite).

De la même façon, les échantillons de l'horizon minéral ont été séparés en biomasse racinaire et en sol minéral. Pour les deux horizons, le sol a été tamisé à 2 mm avec un tamis et la fraction inférieure à 2 mm a été utilisée pour réaliser les expériences. Les fractions du sol incluant la biomasse aérienne et la litière et la biomasse racinaire ont été séchées dans une étuve à 60 °C pour une durée de 48 h et la masse des différentes composantes a été mesurée. Les masses de la fraction du sol inférieure à 2 mm ont été ajustées en base sèche en mesurant l'humidité résiduelle de celles-ci. L'humidité résiduelle a été déterminée en mesurant la différence de masse d'un échantillon de 1 g de sol avant et après séchage à 105 °C durant 24 h (Topp et Ferré 2002). L'équation 3 montre le calcul de l'humidité résiduelle et l'équation 4 la correction de la masse :

$$H_r = \frac{m_{in} - m_{fi}}{m_{in}} \quad (3)$$

$$m_{sec} = m_{in} - (m_{in} \times H_r) \quad (4)$$

Où H_r est l'humidité résiduelle ($\text{g}_{\text{eau}} \text{g}_{\text{sol}}^{-1}$), m_{in} la masse initiale avant séchage (g), m_{fi} la masse finale après séchage (g) et m_{sec} la masse en base sèche (g). La masse en base sèche de chaque composante a été transformée en masse par unité de volume (g cm^{-3}) pour vérifier l'impact des feux sur chacune de ces composantes dans l'horizon organique.

2.5 Détermination des stocks de carbone et d'azote organique

Une adaptation de la méthodologie de Skjemstad et Baldock (2008) a été utilisée pour mesurer les contenus en carbone et en azote organique afin de déterminer l'impact de la sévérité des feux sur leur stock. Pour débiter, les échantillons ont été broyés ($< 500 \mu\text{m}$) durant 72 h avec un broyeur à billes utilisant des barils de type Tumbler. L'humidité résiduelle a été mesurée à la suite du broyage en faisant sécher 500 mg d'échantillon à 105°C durant 24 h. Une fois les échantillons réduits en poudre, 3 mg de sol organique ou 50 mg de sol minéral ont été pesés dans des capsules en étain destinées à des analyses élémentaires. Un traitement à l'acide sulfureux (H_2SO_3) a été utilisé pour éliminer le carbone inorganique (carbonates) qui aurait pu interférer avec la mesure du carbone organique. Pour ce faire, les capsules ont été placées dans un support en aluminium, 20 μL d'eau déminéralisée ont été pipettés dans chacune des capsules pour faciliter le traitement à l'acide et 10 μL d'une solution de H_2SO_3 6 % ont été ajoutés pour provoquer l'oxydation des carbonates en CO_2 gazeux. La plaque d'aluminium contenant les capsules a été chauffée à 70°C sur une plaque chauffante en évitant de sécher les échantillons. L'étape d'acidification a été répétée une seconde fois et les échantillons ont été séchés à 70°C durant la nuit. Les capsules ont par la suite été refroidies à température ambiante et placées au complet dans de nouvelles capsules en étain, avant d'être refermées et analysées avec un analyseur élémentaire FlashSmart CHNS de la compagnie Thermo Scientific (Figure 7). La nouvelle

capsule protège l'échantillon de la fragilisation de la première capsule causée par le traitement à l'acide.



©David Simard, 2025

Figure 7. Représentation des échantillons de sol (gauche) dans des capsules en étains destinées à être analysées avec l'analyseur élémentaire CHNS (droite).

Les standards de calibration qui ont été utilisés sont le « BBOT » pour les échantillons de l'horizon organique et le standard de référence « sol » de la compagnie Thermo Scientific pour le sol minéral. Le « BBOT » est un standard commun pour l'analyse de produits riches en carbone et en azote, tandis que le standard « sol » est plus spécifique pour des sols qui en contiennent moins. Les pourcentages de carbone et d'azote totaux mesurés ont été utilisés pour déterminer le ratio C/N et calculer des stocks de carbone et d'azote organiques en kilogrammes (kg) de l'élément par m² avec l'équation 5 :

$$\text{SOC} = \rho \times \frac{\% \text{ C}}{100} \times E_p \quad (5)$$

Où SOC est le stock de carbone organique (kg m^{-2}), ρ est la masse par unité de volume du sol en base sèche (kg m^{-3}), %C est le pourcentage de carbone et E_p est l'épaisseur de l'horizon du sol (m).

2.6 Sensibilité à la température et stabilité du carbone et de l'azote

2.6.1 Expérience et principe général

Pour évaluer les effets de la sévérité des feux sur la stabilité du carbone et de l'azote dans le sol, nous avons procédé à la détermination du facteur de sensibilité à la température Q_{10} . Nous avons réalisé des incubations aérobiques en laboratoire et mesuré des taux de minéralisation pour le carbone, l'azote et le phosphore à trois températures différentes (15, 22 et 30 °C), sur une période de 21 jours. Le principe des incubations est qu'en réhydratant un échantillon de sol, les microorganismes recommencent à dégrader la matière organique, résultant en la minéralisation du carbone en CO_2 , de l'azote en majorité sous la forme d'ammonium (NH_4^+) et du phosphore en orthophosphate (PO_4^{3-}). Ainsi, en mesurant la variation de ces trois composantes dans un intervalle de temps connu et à trois températures différentes, nous pouvons calculer un taux de minéralisation pour chaque température. En comparant les taux de minéralisation de ces trois éléments à différentes températures, un facteur de sensibilité à la température (Q_{10}) peut être calculé. Les nitrates et les nitrites ont été analysés pour la minéralisation de l'azote, mais les concentrations étaient en dessous du seuil de détection de l'analyseur.

2.6.2 Mesure de la capacité au champ

Préalablement au début de cette expérience, la capacité au champ des échantillons de sol tamisé à 2 mm a été mesurée en se basant sur la méthode de Cassel et Nielsen (1986). La capacité au champ a été mesurée en ajoutant 30 mL de sol dans des tubes Falcon de

50 mL avec un trou percé à son extrémité. De l'eau du robinet a été ajoutée de façon à saturer le sol et le surplus d'eau a été éliminé en laissant le tout s'écouler durant 4 h. Le sol contenu dans les tubes a été transféré dans des coupelles en aluminium préalablement pesées. La masse initiale des échantillons a été mesurée et les sols ont été mis à sécher à 105 °C durant 24 h pour éliminer l'eau. La masse finale a ensuite été mesurée et la capacité au champ calculée selon l'équation 6 :

$$CC = \frac{m_{hum} - m_{sec}}{m_{sec}} \quad (6)$$

Où CC est la capacité au champ ($g_{eau} g_{sol}^{-1}$), m_{hum} est la masse de sol humide (g) et m_{sec} est la masse de sol sèche (g).

2.6.3 Préparation du système d'incubation

En ce qui a trait à l'expérience d'incubation et à la mesure du CO₂ respiré, ils sont basés sur les méthodologies de Hopkins (2008) et de Marty *et al.* (2019b). Des pots Mason de 500 mL avec un septum inséré dans leur couvercle ont été utilisés comme chambre d'incubation. Le pot Mason contenait quatre vials à scintillation de 20 mL en polyéthylène reliés ensemble avec des supports en broche métallique (Figure 8).



©David Simard, 2025

Figure 8. Exemple d'une chambre d'incubation avec une vue de l'extérieur (gauche), où on peut voir le pot Mason avec les contenants de sol humidifié et le septum sur le couvercle, et de l'intérieur (droite), où on peut voir les contenants de sol humidifié de haut.

Les chambres ont été préparées en triplicata avec trois blancs de méthode sans sol. Dans chacun des vials contenus dans un pot Mason, nous pouvions retrouver 2,5 g de sol organique ou 4,5 g de sol minéral tamisé à 2 mm. Un volume d'eau déminéralisée a été ajouté à chacun des échantillons pour que la capacité au champ soit de 40 %. Cette valeur de capacité au champ a été utilisée pour éviter qu'il y ait une accumulation d'eau dans les vials. Chaque tube a été pesé, refermé et entreposé deux jours dans l'obscurité pour laisser le processus de minéralisation débiter et se stabiliser. La masse d'une dizaine de tubes a été mesurée et la capacité au champ réajustée en ajoutant le volume d'eau moyen nécessaire pour retrouver la capacité au champ de 40 %. Ensuite, 10 mL d'eau distillée ont été ajoutés dans le fond des chambres d'incubation et chaque vial a été installé dans la chambre qui lui était associée. Les chambres ont ensuite été ventilées et refermées. L'étape de ventilation a servi à uniformiser le contenu en CO_2 présent dans les chambres au temps zéro (T_0) et à éviter les possibles contaminations créées par les activités de l'environnement de travail. Le temps de fermeture a été noté pour connaître la période précise dans laquelle

du CO₂ s'était accumulé. Les chambres ont été placées dans un incubateur Isotemp de Fisher Scientific à la température de l'expérience pour une période de 21 jours (Figure 9). Aux jours 3, 6, 11 et 21, des mesures de CO₂, le prélèvement d'un tube de sol et le réajustement de la capacité au champ ont été effectués.



©David Simard, 2025

Figure 9. Représentation de l'incubateur avec toutes les chambres d'incubation placées.

2.6.4 Mesure du CO₂ dans la chambre d'incubation

La mesure de la concentration en CO₂ dans les chambres d'incubation a été réalisée en utilisant un analyseur de gaz infrarouge (IRGA) EGM-5 de la compagnie PP Systems avec un kit d'injection allant avec l'instrument. Pour prélever l'échantillon d'air, une seringue de 25 mL en plastique avec une aiguille (0,45 mm x 10 mm) a été utilisée (Figure 10).



©David Simard, 2025

Figure 10. Représentation du système de mesure du CO₂ avec l'analyseur de gaz infrarouge EGM-5 (gauche), la chambre d'incubation avec une seringue (milieu) et le système d'injection (droite).

La seringue a été préalablement conditionnée avec 1 mL de l'air contenu dans la chambre d'incubation et celui-ci a été homogénéisé à cinq reprises en pompant avec la seringue. Ensuite, 10 mL d'air ont été prélevés et injectés dans l'analyseur pour connaître la quantité de CO₂ contenue dans un volume d'air. Le temps final d'incubation a été noté à l'instant de l'analyse pour prendre en compte le temps qui s'était écoulé entre le premier échantillon analysé et le dernier. L'IRGA a été calibré par le fabricant pour une étendue de concentration allant de 0 à 10 000 ppm. Une incertitude de 1 % de la valeur maximale de concentration, correspondant à ± 100 ppm, est certifiée pour l'ensemble des mesures. Chaque semaine, la calibration de l'IRGA a été vérifiée en utilisant un échantillon d'air prélevé dans une serre de l'UQAC où des sondes de CO₂ fournissaient une mesure précise du CO₂ dans l'air (≈ 700 ppm). Les données brutes volumétriques ont ensuite été transformées en utilisant une suite de formules mathématiques avec des facteurs prenant en compte les variables environnementales et les propriétés physiques du gaz analysé.

Dans un premier temps, la concentration en CO₂ attribuable à la respiration microbienne a été isolée en utilisant l'équation 7 :

$$\Delta C = C_{\text{éch}} - C_{\text{blanc moy}} \quad (7)$$

Où ΔC est la concentration en CO₂ isolée en partie par million ($\mu\text{mole}_{\text{CO}_2} \text{ mole}_{\text{d'air}}^{-1}$ ou ppm), $C_{\text{éch}}$ est la concentration dans l'espace de tête du pot et $C_{\text{blanc moy}}$ est la concentration moyenne dans les blancs de méthodes de la journée d'analyse. Dans un second temps, la valeur volumétrique a été convertie sur une base massique en utilisant la loi des gaz parfaits (Chang et Overby 2019). Cette étape a permis de prendre en compte le fait que la densité et le volume molaire du gaz varient significativement avec la température. Le facteur de correction qui a été utilisé est calculé selon l'équation 8 :

$$k_T = \frac{\left(\frac{M_{\text{CO}_2}}{M_{\text{air}}} \right)}{\left(\frac{P \times M_{\text{CO}_2}}{R \times T} \right)} \quad (8)$$

Où k_T est le facteur de correction en litre pour l'expansion thermique en fonction de la température, M_{CO_2} est la masse molaire du CO₂ (44,01 g mol⁻¹), M_{air} est la masse molaire de l'air (28,97 g mol⁻¹), P est la pression atmosphérique (1 atm), R est la constante des gaz parfaits (0,08206 L atm K⁻¹ mol⁻¹) et T la température (Kelvin). Les valeurs de k_T qui ont été utilisées sont 0,81 à 15 °C, 0,83 à 22 °C et 0,86 à 30 °C. Ensuite, les masses de carbone dans l'espace de tête du pot et dans le sol ont été calculées avec les équations 9 et 10 respectivement :

$$m_c = \frac{(\Delta C \times \frac{M_{CO_2}}{M_{air}})}{k_T} \times V_{hs} \quad (9)$$

$$m_{C\ sol} = \frac{\%C}{100} \times m_{sol} \quad (10)$$

Où m_c est la masse de carbone dans la chambre d'incubation ($\mu g\ C-CO_2$), V_{hs} est le volume de la chambre d'incubation (0,5 L), $m_{C\ sol}$ est la masse de carbone dans les échantillons de sol (g) et m_{sol} est la masse totale de sol en base sèche (g) dans une chambre d'incubation. Le taux de minéralisation du carbone organique a ensuite été calculé avec l'équation 11 :

$$Taux_{min\ C_{sol}} = \frac{m_c}{t \times m_{C\ sol}} \quad (11)$$

Où $Taux_{min\ C_{sol}}$ est le taux de minéralisation du carbone organique ($\mu g\ C-CO_2\ h^{-1}\ g\ C\ sol^{-1}$) et t est le temps d'incubation (h). En continuité, NH_4^+ et PO_4^{3-} ont été extraits selon la méthodologie de Houba *et al.* (2000). Les échantillons de sols contenus dans les vials et prélevés à toutes les périodes de mesure ont été extraits avec une solution de $CaCl_2$ 0,01 M à un ratio d'extraction de 10 : 1, soit 10 mL de solution pour 1 g d'échantillon. Les échantillons ont premièrement été transférés dans des tubes Falcon de 50 mL. Deuxièmement, 25 mL (pour le sol organique) ou 45 mL (pour le sol minéral) de la solution de $CaCl_2$ 0,01 M ont été ajoutés dans les tubes. Troisièmement, les tubes ont été agités à 180 rpm, durant 30 min, sur un agitateur réciproque à plateforme (Multi-Platform Shaker). Le lixiviat produit a été filtré sur un papier filtre Whatman grade 2 (particule $> 8\ \mu m$) spécifique pour la filtration de sols. Le filtrat a été récolté dans un tube Falcon de 15 mL jusqu'à atteindre la marque des 10 mL. Un blanc d'extraction a été réalisé en effectuant la méthode avec seulement la solution de $CaCl_2$ pour déceler de possibles contaminations.

Les tubes ont ensuite été congelés jusqu'au moment de l'analyse. Les analyses ont été réalisées en utilisant un analyseur séquentiel Gallery Plus de Thermo Scientific qui réalise des analyses photométriques et électrochimiques. La méthode colorimétrique au salicylate a été utilisée pour déterminer la concentration en ammonium dans l'extrait (Bower et Holm-Hansen 1980; Nelson 1983; Kempers et Zweers 1986). La méthode colorimétrique à l'acide ascorbique utilisée dans Murphy et Riley (1962) a été utilisée pour déterminer la concentration en orthophosphate dans l'extrait. Les concentrations ont été ajustées en soustrayant la valeur du blanc de méthode. Ensuite, les taux de minéralisation ont été calculés selon l'équation 12 pour l'azote et 13 pour le phosphore :

$$\text{Taux}_{\min} \text{ N}_{\text{sol}} = \frac{[c] \times V_{\text{ext}}}{m_{\text{sol}} \times \left(\frac{\%N}{100}\right) \times t} \quad (12)$$

$$\text{Taux}_{\min} \text{ P}_{\text{sol}} = \frac{[c] \times V_{\text{ext}}}{m_{\text{sol}} \times t} \quad (13)$$

Où $\text{Taux}_{\min}$ est le taux de minéralisation en azote ou en phosphore organique (μg de NH_4^+ g N $\text{sol}^{-1} \text{ h}^{-1}$ ou en μg de PO_4^{3-} g $\text{sol}^{-1} \text{ h}^{-1}$), $[c]$ est la concentration en ppm (mg L^{-1}), V_{ext} est le volume de la solution de CaCl_2 utilisée lors de l'extraction (L), m_{sol} est la masse de sol en base sèche extraite (g), $\%N$ est le pourcentage d'azote organique dans le sol et t est le temps (h). Les taux de minéralisation du carbone, de l'azote et du phosphore ont ensuite été transformés en taux de minéralisation cumulé en effectuant la somme des taux suivant l'équation 14 pour le carbone et 15 pour l'azote et le phosphore :

$$\text{Taux}_{\text{cumulé}} = \sum \text{Taux}_i \quad (14)$$

$$\text{Taux}_{\text{cumulé}} = \sum (\text{Taux}_i - \text{Taux}_{\text{jour 3}}) \quad (15)$$

Concernant l'équation 15, le taux de minéralisation du troisième jour d'incubation (premier prélèvement) a été soustrait des autres taux de minéralisation, afin d'établir un seuil de base et de mieux montrer ce qui se passe comme phénomène pour cette partie de l'expérience. Les triplicatas ont ensuite été regroupés sous forme de moyennes, avant de passer à l'estimation des paramètres B, k et du facteur de sensibilité à la température Q₁₀. En utilisant l'équation de la courbe exponentielle (équation 16), nous avons obtenu des valeurs de respiration basale (B) et du facteur de sensibilité à la température k.

$$\text{Taux}_{\text{cumulé}} = Be^{kT} \quad (16)$$

En utilisant le facteur k, la valeur du Q₁₀ a été calculée avec l'équation 17, permettant d'analyser s'il y avait des impacts de la sévérité sur la stabilité du carbone, de l'azote et du phosphore dans le sol.

$$Q_{10} = e^{10k} \quad (17)$$

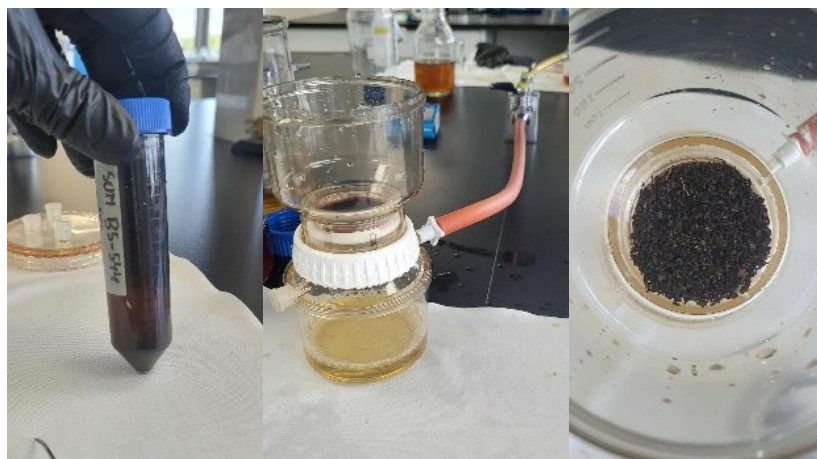
2.7 Fractionnement de la matière organique

Afin d'évaluer l'impact de la sévérité des feux sur le fractionnement de la matière organique, deux expériences ont été menées. Tout d'abord, la matière organique a été séparée en fractions particulaire (MOP) et associée aux minéraux (MOAM) selon la densité et la taille de particules, en suivant une approche adaptée des méthodologies de Cambardella et Elliott (1992) et Gregorich et Beare (2008). Dans un second temps, le contenu en carbone pyrogénique a été mesuré avec un analyseur élémentaire CHNS en utilisant une adaptation de la méthodologie de Gustafsson *et al.* (2001), proposée par Kerré

et al. (2016). Cette adaptation de la méthode par oxydation thermochimique (CTO – *Chemothermal Oxidation*) comprend l'utilisation d'une température de chauffage moins élevée afin d'isoler une plus large gamme de composés pyrogéniques, incluant les charbons et les cendres.

2.7.1 Séparation de la MOP et de la MOAM

En ce qui a trait à la séparation de la MOP et de la MOAM, 5 g de sol organique ou 10 g de sol minéral tamisé à 2 mm ont été ajoutés dans des tubes Falcon de 50 mL avec 12 billes de verre et 40 mL d'une solution d'iodure de sodium (NaI) ajustée à $1,6 \text{ g cm}^{-3}$ avec de l'eau déminéralisée. La densité de $1,6 \text{ g cm}^{-3}$ s'est montrée être la plus efficace pour séparer complètement la MOP et la MOAM d'un échantillon recombinaison, en comparant les ratios C/N des fractions et de l'échantillon complet à $1,6$, $1,7$ et $1,8 \text{ g cm}^{-3}$, en se basant sur les travaux de Lavalley *et al.* (2019a), Lavalley *et al.* (2019b) et Paré et Bedard-Haughn (2011). Les tubes de séparation ont été agités à l'horizontale à 180 rpm durant 6 h sur une plaque agitatrice réciproque. Ensuite, les échantillons ont été décantés à la noirceur durant deux jours. Une fois décantée, la majorité des MOPs (en surface) a été prélevée à l'aide d'une spatule, filtrée sur un système de filtration en Nalgene avec une membrane en nylon ($0,45 \mu\text{m}$) et rincée avec de l'eau déminéralisée pour éliminer les résidus de NaI (Figure 11).



©David Simard, 2025

Figure 11. Représentation des étapes de séparation de la MOP allant de la décantation des échantillons (gauche), à la filtration sur le système en Nalgene (milieu) et au rinçage à l'eau distillée (droite).

La MOP a ensuite été transférée avec de l'eau déminéralisée dans un contenant en aluminium préalablement pesé. L'échantillon a été séché dans une étuve à 60 °C, pour une période de 48 h. L'étape de décantation a été répétée et la MOP a été extraite et rincée à l'aide du système en Nalgene, mais cette fois avec un tube comportant un embout de pipette de 1 mL connecté au système à vide (Figure 12).



©David Simard, 2025

Figure 12. Représentation du deuxième cycle de séparation de la MOP avec la décantation (gauche) et le prélèvement (droite).

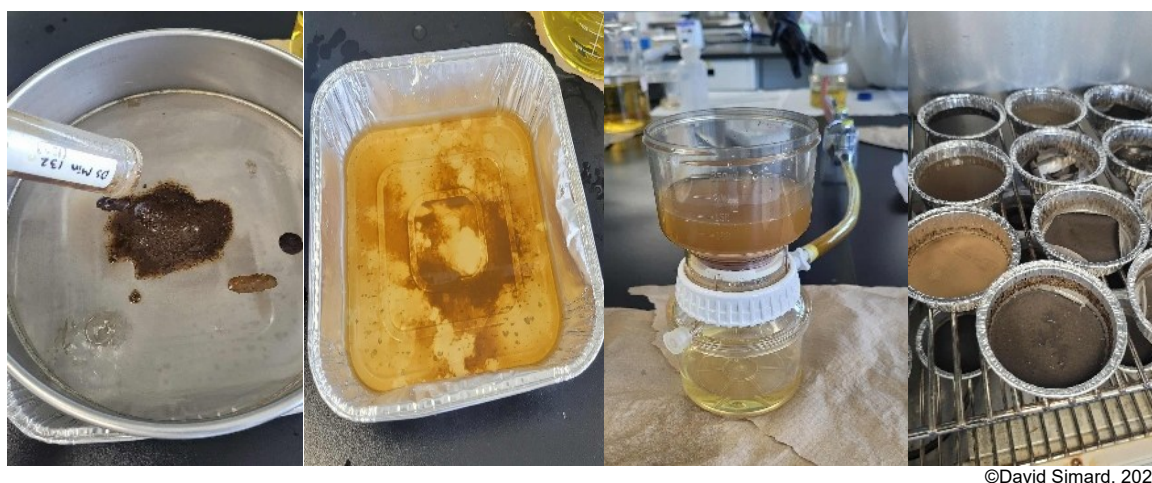
La MOP restante a été ajoutée au contenant correspondant à l'échantillon et le tout a été séché à sec une dernière fois (Figure 13). Les échantillons ont été refroidis à température ambiante et la masse mesurée.



©David Simard, 2025

Figure 13. Représentation du séchage des échantillons de MOP et de MOAM dans une étuve, directement après les avoir transférés depuis le filtre avec de l'eau distillée, jusque dans la cupule en aluminium.

Pour la MOAM, la fraction décantée, qui comprenait aussi du sable, a été tamisée humide sur un tamis de 53 μm , préalablement pesé, en rinçant abondamment avec de l'eau déminéralisée. La fraction toujours sur le tamis correspondait au sable et celle dans le lixiviat, à la MOAM. Le tamis a été séché durant 30 min à 105 °C et la masse mesurée pour connaître la proportion de sable dans l'échantillon. L'eau contenant la MOAM a été filtrée sur le système en Nalgene et la MOAM rincée avec de l'eau déminéralisée, avant d'être traitée comme la MOP pour connaître la proportion occupée par les deux fractions dans la masse de sol et le stock de carbone et d'azote (Figure 14).



©David Simard, 2025

Figure 14. Représentation des étapes de séparation de la MOAM allant du tamisage humide avec le sable (gauche), à l'isolation de la MOAM dans un plat en aluminium (milieu-gauche), à la filtration sur le système en Nalgene (milieu-droite), jusqu'au séchage dans l'étuve (droite).

Les échantillons de MOP et de MOAM ont été broyés, traités au H_2SO_3 6 % et analysés pour leur contenu en carbone et en azote organique total de la même manière que les échantillons de la section 2.4. Le contenu en carbone et en azote organiques de la fraction associée au sable n'a pas été analysé puisque, lors de tests préliminaires avec

l'analyseur élémentaire CHNS, le signal obtenu était trop faible pour obtenir une lecture de concentration. La concentration en carbone et en azote organique dans le sable a alors été considérée comme négligeable. Les proportions de la masse en MOP et en MOAM dans un échantillon ont été calculées suivant l'équation 18 :

$$\% \text{ Frac} = \frac{m_{\text{Frac}}}{m_{\text{sol total}}} \times 100 \quad (18)$$

Où % Frac est le pourcentage de la fraction dans la masse totale, m_{Frac} est la masse de la fraction (g) et $m_{\text{sol total}}$ est la masse de sol en base sèche utilisée pour la séparation (g). Ensuite, la proportion qu'occupe la fraction dans les stocks de carbone et d'azote a été calculée selon l'équation 19 :

$$\% \text{ Stock}_{\text{Frac}} = \frac{\text{Stock}_{\text{Frac}}}{\text{Stock}_{\text{Frac tot}}} \quad (19)$$

Où % $\text{Stock}_{\text{Frac}}$ est le pourcentage que la fraction occupe dans le stock de carbone ou d'azote, $\text{Stock}_{\text{Frac}}$ est le stock de carbone ou d'azote de la MOP ou de la MOAM (kg m^{-2}) et $\text{Stock}_{\text{Frac tot}}$ est le stock de la MOP et de la MOAM qui ont été additionnés (kg m^{-2}).

2.7.2 Mesure du carbone pyrogénique

Pour la mesure du carbone pyrogénique contenu dans les échantillons de sol, 15 mg de sol organique ont été pesés dans des capsules en argent destinées à l'analyse élémentaire (Gustafsson *et al.* 2001). Pour le sol minéral, 2 g ont été pesés dans des nacelles en aluminium. Les échantillons ont été placés dans un four à moufle où ils ont été chauffés progressivement à 200 °C avec une rampe de température de 10 °C min⁻¹. Ensuite, la

température a été augmentée à 285 °C avec une rampe de 1 °C min⁻¹ et cette température a été maintenue pour une période de 18 h (Kerré *et al.* 2016). À la fin de cette période, les échantillons ont été refroidis jusqu'à température ambiante. Pour le sol minéral, la masse après chauffage a été mesurée pour réajuster la masse d'échantillon qui a été utilisée pour les analyses élémentaires en masse totale d'échantillon, comprenant la matière organique éliminée (équation 20).

$$m_{\text{tot}} = m_{\text{an}} \times \left(\frac{m_{\text{in}}}{m_{\text{fin}}} \right) \quad (20)$$

De cette façon, les masses initiales (m_{in}) et finales (m_{fin}) des échantillons minéraux ont permis de ramener la masse d'échantillon analysé (m_{an}) en masse d'échantillon total (m_{tot}) et d'avoir un %C associé à la matière pyrogénique dans un échantillon total. Ensuite, 60 mg de sol minéral ont été pesés dans des capsules en étain pour les analyses élémentaires. Une capsule en étain a été utilisée pour le sol minéral, puisque nous n'avions pas de capsule en argent assez grande pour contenir cette masse de sol. Les échantillons ont ensuite tous été traités au H₂SO₃ 6 % et analysés pour leur contenu en carbone, de la même manière que dans la section 2.5. Pour les échantillons de l'horizon organique, c'est la masse pesée avant le chauffage qui a été utilisée comme masse d'échantillon. Pour le sol minéral, la masse d'échantillon pesée dans les capsules a été ajustée comme mentionné précédemment. Ces masses ont toutes été rajustées en base sèche. Le %C obtenu correspondait alors au pourcentage de l'échantillon associé au carbone pyrogénique. Le stock de carbone pyrogénique a ensuite été calculé suivant l'équation 21 et sa proportion dans le stock total selon l'équation 22 :

$$SC_{pyro} = \rho \times \frac{\% C_{pyro}}{100} \times E_p \quad (21)$$

$$\%SC_{pyro} = \frac{SC_{pyro}}{SOC} \times 100 \quad (22)$$

Où SC_{pyro} est le stock de carbone pyrogénique ($kg\ m^{-2}$), ρ est la masse par unité de volume du sol en base sèche ($kg\ m^{-3}$), $\%C_{pyro}$ est le pourcentage en carbone pyrogénique, E_p est l'épaisseur de l'horizon du sol (m), $\%SC_{pyro}$ est le pourcentage qu'occupe le stock de carbone pyrogénique dans le stock de carbone organique total et SOC est le stock de carbone organique total ($kg\ m^{-2}$).

2.8 Traitements statistiques

2.8.1 Organisation des données brutes

Tous les sites ne comprenaient pas les 4 niveaux de sévérité. Certains sites situés à moins d'1 km ont donc été regroupés afin de constituer des blocs statistiques comprenant les 4 niveaux de sévérité. De cette façon, le jeu de données a été structuré pour respecter les conditions de base du dispositif expérimental pour que chaque site comporte au moins une parcelle pour chaque niveau de sévérité. Dans certains cas, les données d'une parcelle témoin ont été associées à deux sites adjacents afin de respecter cette contrainte méthodologique. Cet ajustement a été appliqué aux analyses statistiques des sections traitant des caractéristiques des cylindres de sol, des stocks de carbone et d'azote organiques, du fractionnement de la matière organique et du carbone pyrogénique. En revanche, pour la sensibilité à la température, les données ont été utilisées sans cet ajustement, car les mesures ont été faites sur un sous-échantillon de l'ensemble des parcelles. La taille réduite du nombre d'échantillons pour cette expérimentation s'explique par le fait que l'échantillonnage n'était pas finalisé au cours de la première année.

2.8.2 Modèle statistique

Des analyses statistiques ont été effectuées pour déterminer si la sévérité des feux avait des impacts significatifs sur la dynamique et la stabilité du carbone et de l'azote dans le sol des plantations. Des modèles linéaires à effets mixtes (MLMs) ont été utilisés pour prendre en considération l'effet de la structure hiérarchique et spatiale du dispositif expérimental. Les MLMs ont été ajustés pour tester les effets du niveau de sévérité des feux (quatre niveaux à l'échelle du CBI : témoin non brûlé, faible, modéré et élevé) sur les variables étudiées (composantes du sol, stocks organiques, Q_{10} , fractionnement de la matière organique et le carbone pyrogénique). De cette façon, chaque modèle comprenait la sévérité comme effet fixe. Sur un même plan, étant donné que les parcelles font partie de différents sites et que l'hétérogénéité environnementale de ceux-ci peut influencer les propriétés du sol, le facteur "site" a été inclus comme effet aléatoire. L'utilisation de ce facteur comme effet aléatoire prend alors en compte l'interdépendance des mesures provenant d'un même site et faisant partie de la même catégorie de sévérité. Tous les traitements et les analyses statistiques ont été réalisés en utilisant le logiciel R et les bibliothèques lme4, lmerTest, DHARMA, emmeans, multcomp et multcompView (R Core Team 2021).

2.8.3 Tests statistiques

Préalablement aux analyses, les modèles statistiques ont été validés en utilisant le package DHARMA de R (Hartig 2022). De cette façon, nous avons pu confirmer la normalité et l'homoscédasticité des résidus et vérifier la présence de potentielles valeurs influentes. Lorsque nécessaire, les données ont été transformées en logarithme pour respecter les postulats du modèle et certaines valeurs identifiées comme des valeurs influentes avec un impact sur la validité des résultats finaux ont été retirées (une seule quand c'était le cas).

Le seuil de significativité des modèles a été fixé à $\alpha = 0,05$ et lorsque l'ANOVA du modèle était significative pour le facteur sévérité, un test de Tukey (HSD) a été utilisé pour vérifier le contraste entre les niveaux de sévérité.

CHAPITRE 3

RÉSULTATS

3.1 Composition et épaisseur de l'horizon organique

Dans un premier temps, les impacts de la sévérité des feux ont été analysés sur la composition de l'horizon organique. Concernant la masse par unité de volume des différents constituants mesurés dans les cylindres, une diminution significative de la fraction incluant la biomasse aérienne et la litière et une augmentation significative de la fraction du sol inférieure à 2 mm ont été obtenues. Ces tendances sont montrées dans la Figure 15, où nous observons aussi que, pour les autres composantes du sol comme le bois mort, la biomasse racinaire et la fraction du sol supérieure à 2 mm, il n'y a pas de variation significative pour le niveau de sévérité des feux à l'échelle du CBI.

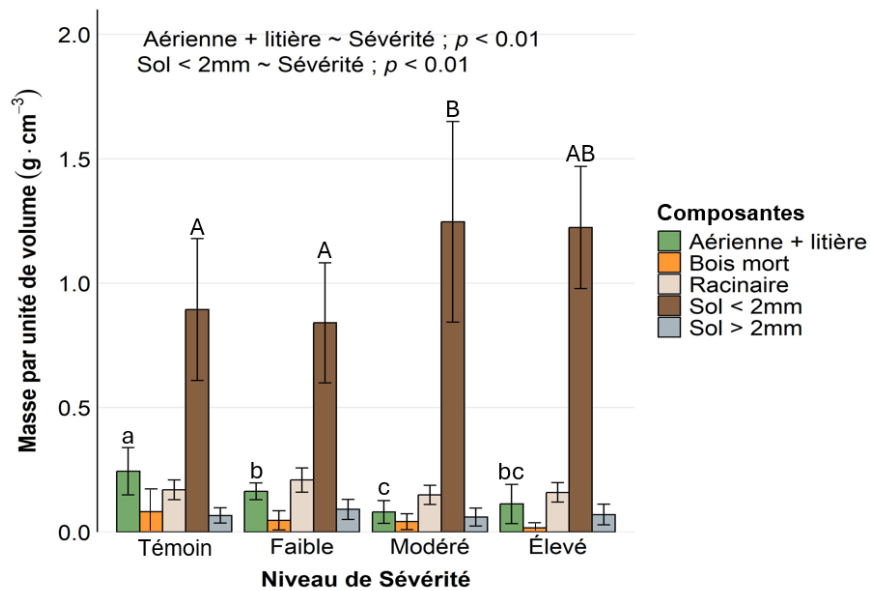


Figure 15. Variation de la masse par unité de volume moyenne (g cm⁻³) des différentes composantes de l'horizon organique en fonction du niveau de sévérité des feux à l'échelle du CBI. Les composantes sont la fraction incluant la biomasse aérienne et la litière (vert), le

bois mort (orange), la biomasse racinaire (beige) et les fractions du sol inférieures (brun) et supérieures (gris) à 2 mm. Les barres d'erreur représentent l'écart-type sur la moyenne et les lettres sont le résultat des tests post hoc de Tukey (HSD) lorsque l'ANOVA de la composante en fonction du niveau de sévérité des feux est significative ($p < 0,05$).

L'épaisseur moyenne de l'horizon organique variait de 5,79 à 7,34 cm (Figure 16). L'ANOVA montrait une diminution significative de celle-ci avec le niveau de sévérité des feux CBI. De plus, aucun effet significatif de la sévérité n'a été observé pour la masse volumique (Figure 17) et la masse surfacique (Figure 18) des cylindres de sol.

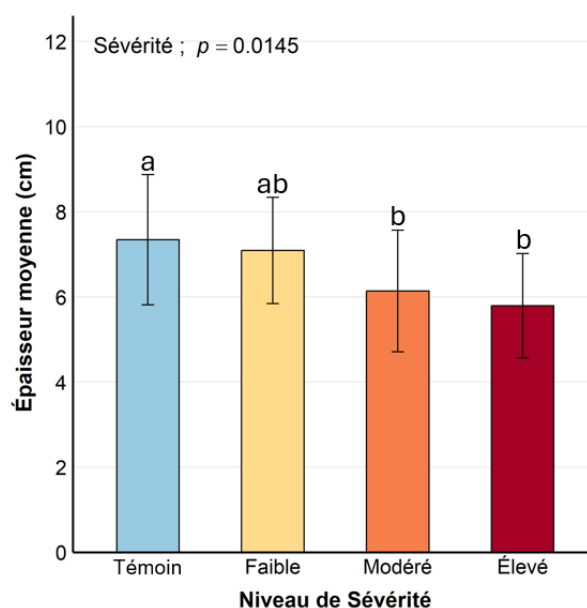


Figure 16. Variation de l'épaisseur moyenne (cm) de l'horizon organique en fonction du niveau de sévérité des feux à l'échelle du CBI. Les barres d'erreur représentent l'écart-type sur la moyenne et les lettres sont le résultat des tests post hoc de Tukey (HSD) lorsque l'ANOVA de l'épaisseur en fonction du niveau de sévérité des feux est significative ($p < 0,05$).

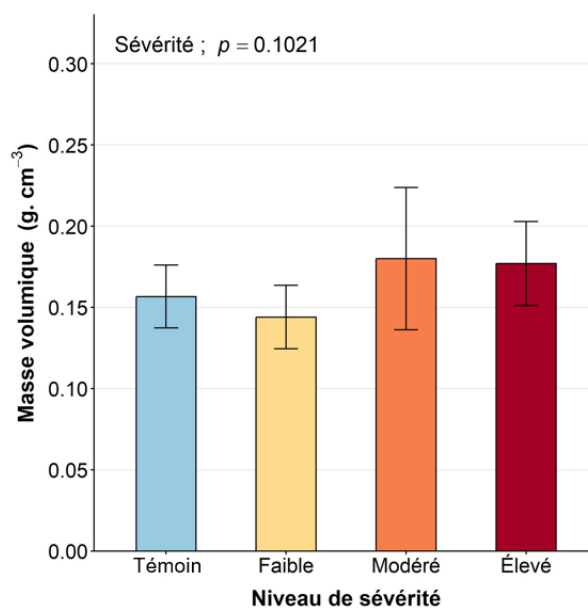


Figure 17. Variation de la masse volumique moyenne (g cm^{-3}) de l'horizon organique en fonction du niveau de sévérité des feux à l'échelle du CBI. Les barres d'erreur représentent l'écart-type sur la moyenne. La valeur de p résultant de l'ANOVA du niveau de sévérité des feux est de 0,1021.

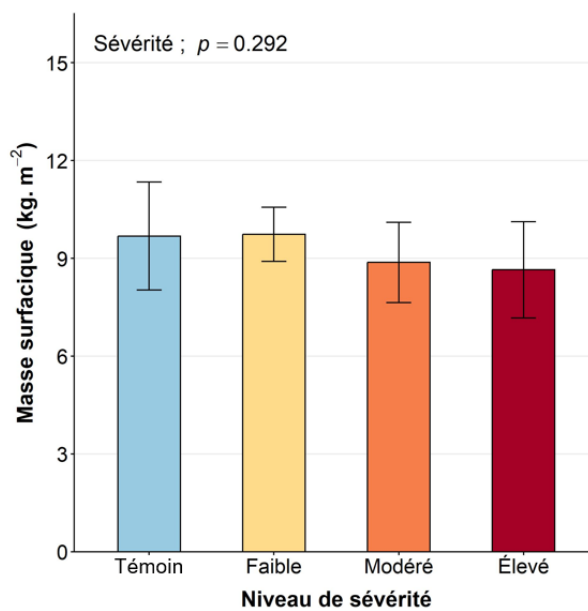


Figure 18. Variation de la masse surfacique (kg m^{-2}) de l'horizon organique en fonction du niveau de sévérité des feux à l'échelle du CBI. Les barres d'erreur représentent l'écart-type sur la moyenne. La valeur de p résultant de l'ANOVA du niveau de sévérité des feux est de 0,292.

Les impacts des feux, en fonction de l'augmentation du niveau de sévérité (CBI), ont été une augmentation de la masse par unité de volume de la fraction du sol inférieure à 2 mm, ainsi qu'une diminution de la fraction incluant la biomasse aérienne et la litière et de l'épaisseur de l'horizon organique. Après avoir analysé les impacts sur les composantes des cylindres de sol, il convient de vérifier les répercussions sur les stocks.

3.2 Stocks de carbone et d'azote organiques

Au niveau des stocks de carbone et d'azote organiques, aucune tendance significative n'a été observée pour le facteur sévérité sur les %C et N organiques (Figure 19), les ratios C/N (Figure 20) et les stocks de carbone organiques (Figure 21) des horizons organique et

minéral. Toutefois, il y a une tendance à l'augmentation (valeur de p entre 0,05 et 0,1) des stocks d'azote organiques pour l'horizon organique (Figure 21) avec le facteur sévérité, mais pas pour l'horizon minéral. Les moyennes de %C variaient de 41 à 43 % pour l'horizon organique (Figure 19) et de 2,0 à 3,5 % pour l'horizon minéral (Figure 34, annexe III). Le %N moyen variait de 1,7 à 1,8 % pour l'horizon organique (Figure 19) et de 0,102 à 0,138 % pour le minéral (Figure 34, annexe III).

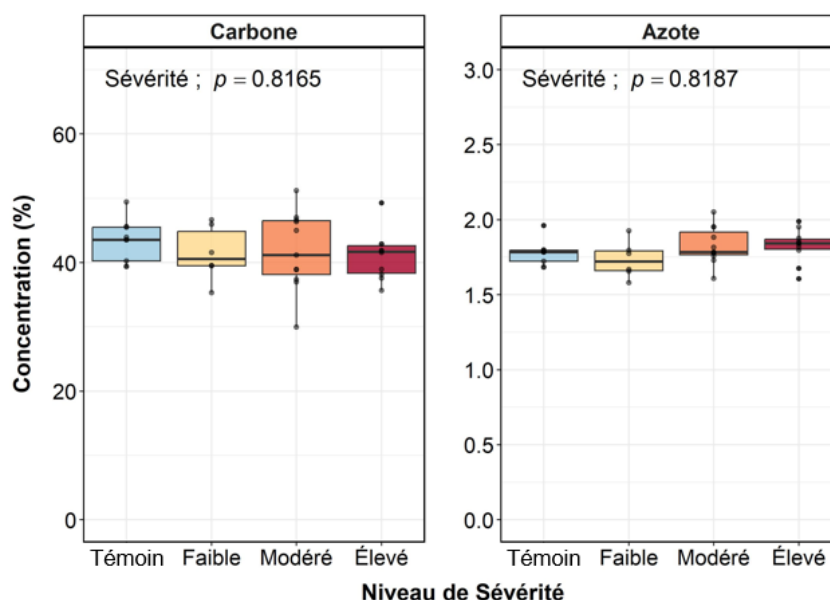


Figure 19. Variation de la concentration (%) en carbone (gauche) et en azote (droite) organique de la fraction du sol inférieure à 2 mm de l'horizon organique en fonction du niveau de sévérité des feux à l'échelle du CBI. La dispersion des données est montrée par la position des points et la ligne centrale des boîtes montre la médiane. La valeur de p résultant de l'ANOVA du niveau de sévérité des feux pour le carbone est de 0,8165 et de 0,8187 pour l'azote.

Quant au ratio C/N moyen, il variait de 22,5 à 24,4 pour l'horizon organique (Figure 20) et de 17,0 à 25,4 pour l'horizon minéral (Figure 35, annexe III). Pour les stocks de carbone

organiques, la moyenne variait entre 2,29 et 2,85 kg C m⁻² pour l'horizon organique (Figure 21) et entre 1,75 et 3,17 kg C m⁻² pour l'horizon minéral (Figure 36, annexe III). En continuité, la moyenne des stocks de carbone pyrogénique variait entre 0,470 et 0,695 kg C m⁻² pour l'horizon organique (Figure 21) et entre 0,129 et 0,318 kg C m⁻² pour l'horizon minéral (Figure 36, annexe III). Quant aux stocks d'azote organique moyens, ils étaient entre 0,096 et 0,126 kg N m⁻² pour l'horizon organique (Figure 21) et entre 0,086 et 0,129 kg N m⁻² pour l'horizon minéral (Figure 36, annexe III).

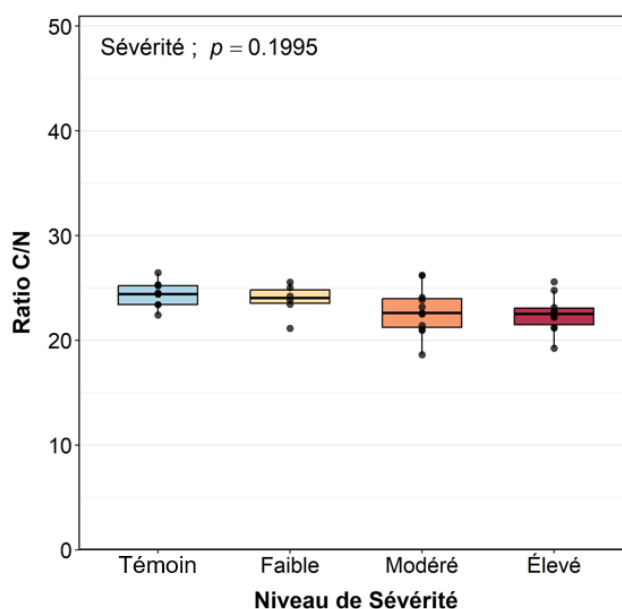


Figure 20. Variation du ratio C/N moyen par site (point) de la fraction du sol inférieure à 2 mm de l'horizon organique en fonction du niveau de sévérité des feux à l'échelle du CBI. La dispersion des données est montrée par la position des points et la ligne centrale des boîtes montre la médiane. La valeur de p résultant de l'ANOVA du niveau de sévérité des feux est de 0,1995.

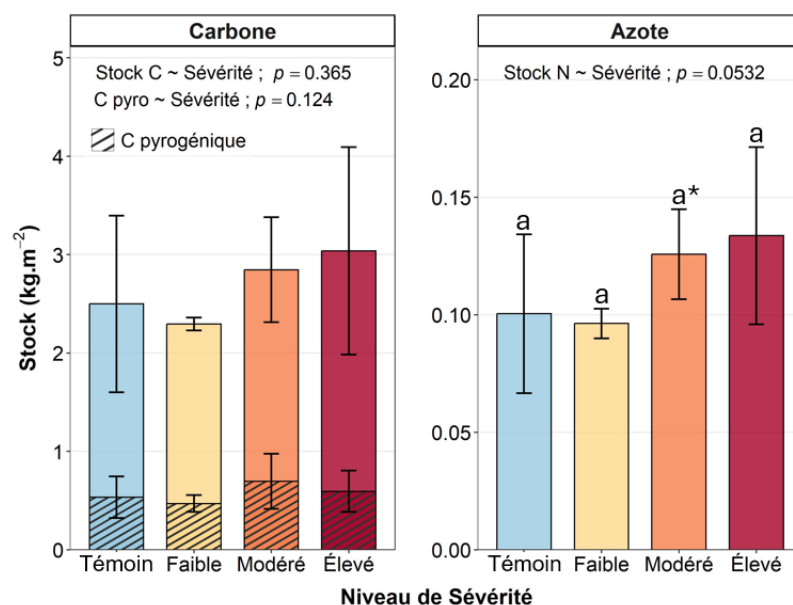


Figure 21. Variation des stocks (kg m⁻²) de carbone (gauche) et d'azote (droite) organiques et de carbone pyrogénique (zone hachurée) de la fraction du sol inférieure à 2 mm, selon les différents niveaux de sévérité des feux à l'échelle du CBI pour l'horizon organique. Les barres d'erreur représentent l'écart-type sur la moyenne et les lettres sont le résultat des tests post hoc de Tukey (HSD). Le signe * montre une différence significative par rapport au niveau de sévérité "Témoin".

En vérifiant la variation des stocks à partir du niveau de sévérité "Témoin" qui lui est associé, nous avons obtenu des changements significatifs où il y aurait plus de pertes au niveau de la sévérité "Faible", suivi de gains minimes à sévérité "Modéré" et plus de gains en carbone et en azote organiques au niveau de la sévérité "Élevé" (Figure 37, Annexe III). Cependant, il y a une forte variabilité sur la moyenne de ces variations de stock. De plus, les effets de la sévérité ont été vérifiés sur les stocks de carbone et d'azote organiques et en carbone pyrogénique par unité de volume. Une augmentation significative de ces stocks par unité de volume a été observée avec l'augmentation de la sévérité dans l'horizon organique du sol, montrant qu'il y a une augmentation ou une densification de ces éléments

dans celui-ci (Figure 22). Les stocks par unité de volume en carbone organique variaient entre 32,71 et 47,81 kg C m⁻³, alors qu'elles variaient entre 6,56 et 10,64 kg C m⁻³ pour le carbone pyrogénique. Pour l'azote organique, les stocks par unité de volume moyen variaient entre 1,34 et 2,14 kg N m⁻³. En résumé, les impacts de la sévérité des feux ont été observés surtout au niveau des stocks par unité de volume en carbone et en azote organiques.

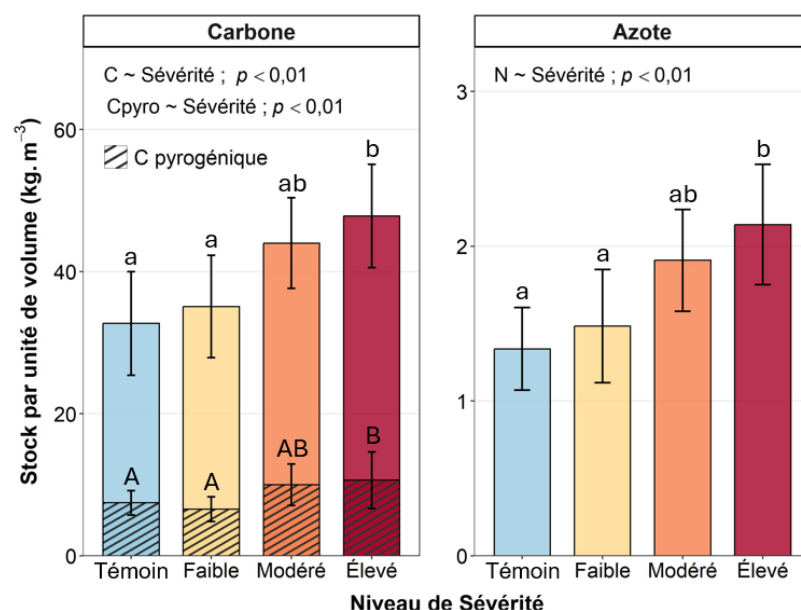


Figure 22. Variation du stock par unité de volume (kg m⁻³) en carbone (gauche) et en azote (droite) organiques et en carbone pyrogénique (zone hachurée) de la fraction du sol inférieure à 2 mm selon différents niveaux de sévérité des feux à l'échelle du CBI pour l'horizon organique. Les barres d'erreur représentent l'écart-type sur la moyenne et les lettres sont le résultat des tests post hoc de Tukey (HSD) lorsque l'ANOVA du stock par unité de volume en relation avec le niveau de sévérité des feux est significative ($p < 0,05$).

3.3 Stabilité et sensibilité à la température

3.3.1 Minéralisation du carbone

Les résultats des mesures de la minéralisation du carbone organique du sol en CO₂ lors des incubations sont présentés à la Figure 23. Nous y remarquons que le modèle exponentiel utilisé pour décrire le taux de respiration en fonction de la température concorde et qu'il n'y a pas de différences significatives entre les niveaux de sévérité des feux (Figure 38, Annexe III). De plus, les effets de la sévérité semblent plus importants pour l'horizon minéral que pour l'horizon organique, avec des taux de respiration plus variables d'un niveau de sévérité à l'autre, sans toutefois montrer de tendance claire. Les taux de respiration sont aussi en moyenne plus élevés dans l'horizon minéral que dans l'horizon organique, quelle que soit la température d'incubation.

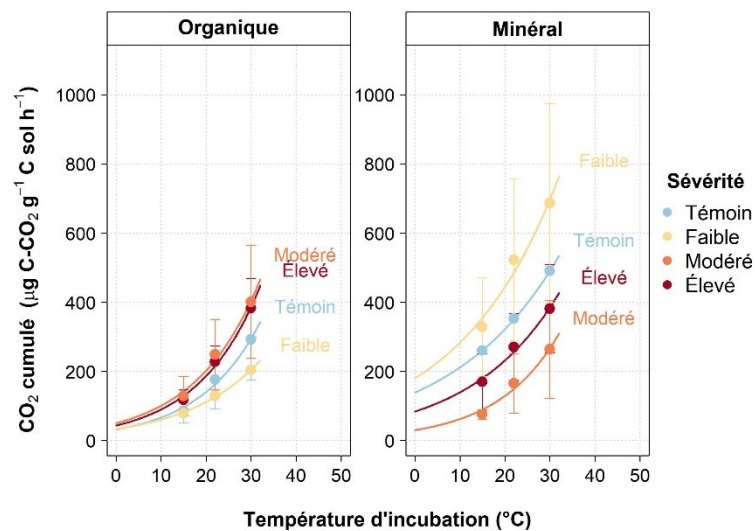


Figure 23. Courbes des taux de respiration cumulés moyens du carbone ($\mu\text{g C-CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ C sol h}^{-1}$) en fonction de la température d'incubation (°C) pour les horizons organique (gauche) et minéral (droite) et du niveau de sévérité des feux à l'échelle du CBI. Les barres d'erreur représentent l'écart-type sur la moyenne.

Les valeurs du facteur de sensibilité à la température (Q_{10} ; Figure 24) et de la respiration basale (B ; Figure 25) ont été calculées à partir des modèles exponentiels pour les horizons organique et minéral du sol. Les valeurs moyennes de Q_{10} variaient de 1,84 à 2,16 pour l'horizon organique et de 1,52 à 2,01 pour le minéral. Pour les valeurs moyennes de B, elles étaient entre 32,05 et 45,08 $\mu\text{g C-CO}_2 \text{ g C-sol}^{-1} \text{ h}^{-1}$ pour l'horizon organique et entre 31,06 et 180,36 $\mu\text{g C-CO}_2 \text{ g C-sol}^{-1} \text{ h}^{-1}$ pour le minéral. Nous y observons que les valeurs de Q_{10} semblent généralement un peu plus élevées pour l'horizon organique et qu'au contraire, les valeurs de B y sont plus faibles que pour le minéral. De plus, aucune tendance significative n'a été observée pour ces paramètres (Q_{10} et B), quel que soit le niveau de sévérité des feux CBI.

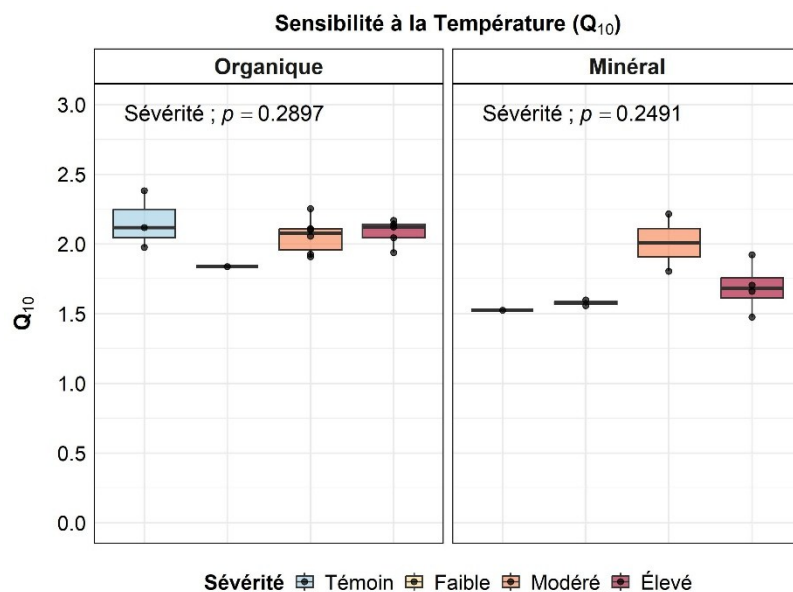


Figure 24. Dispersion des valeurs de sensibilité à la température (Q_{10}) du carbone en fonction du niveau de sévérité des feux à l'échelle du CBI pour les horizons organique (gauche) et minéral (droite). La dispersion des données est montrée par la position des points et la ligne centrale des boîtes montre la médiane. La valeur de p résultant de l'ANOVA

du niveau de sévérité des feux pour l'horizon organique est de 0,2897 et de 0,2491 pour l'horizon minéral.

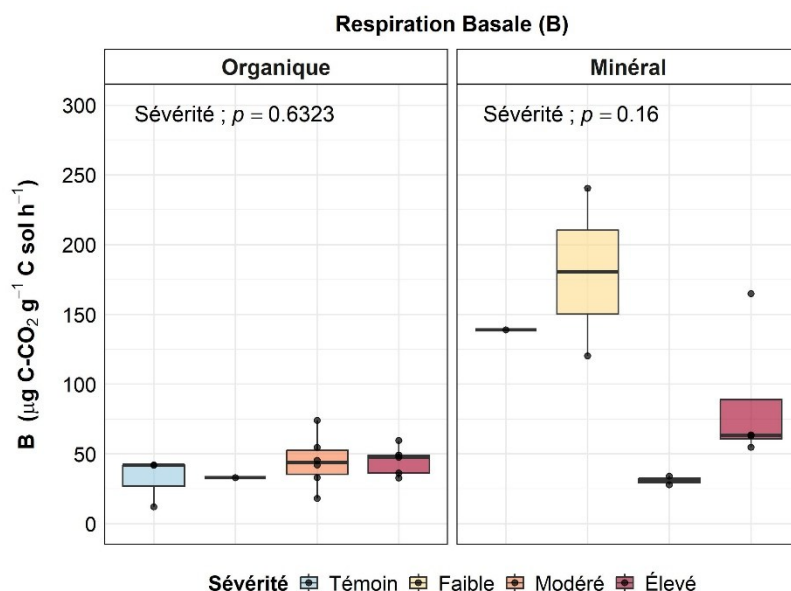


Figure 25. Dispersion des valeurs de respiration basale du carbone (B ; $\mu\text{g C-CO}_2 \text{ g C-sol}^{-1} \text{ h}^{-1}$) en fonction du niveau de sévérité des feux à l'échelle du CBI pour les horizons organique (gauche) et minéral (droite). La dispersion des données est montrée par la position des points et la ligne centrale des boîtes montre la médiane. La valeur de p résultant de l'ANOVA du niveau de sévérité des feux pour l'horizon organique est de 0,6323 et de 0,16 pour l'horizon minéral.

La relation entre les facteurs Q_{10} et B est illustrée à la Figure 26. Nous y observons une relation linéaire négative où la pente est environ deux fois plus grande pour l'horizon organique que pour l'horizon minéral et la valeur d'ordonnée à l'origine est un peu plus élevée pour l'horizon organique (2,2 contre 1,9). Le coefficient de détermination (R^2) est en revanche plus élevé pour l'horizon minéral. La Figure 26 illustre que plus la valeur de

respiration basale est élevée, plus la sensibilité à la température estimée devrait diminuer, et ce peu importe l'horizon de sol.

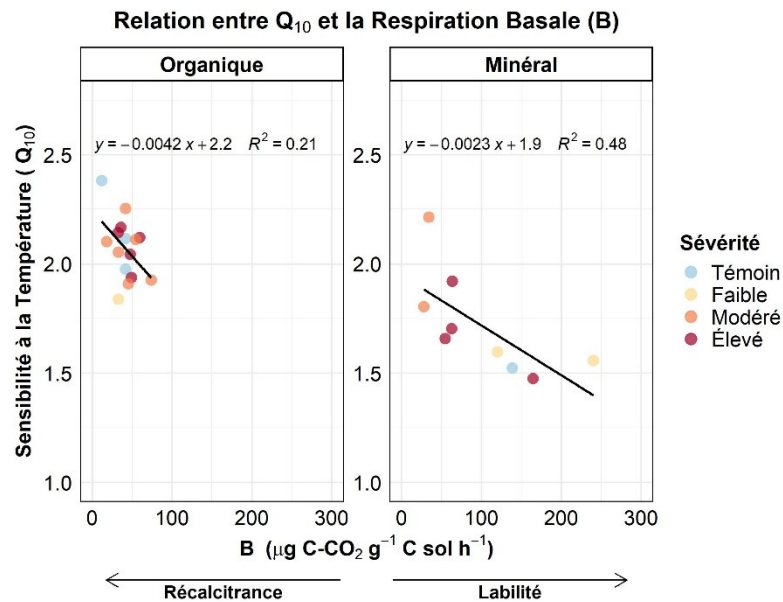


Figure 26. Relation entre la sensibilité à la température et la respiration basale du carbone (B ; $\mu\text{g C-CO}_2 \text{ g C-sol}^{-1} \text{ h}^{-1}$) pour les horizons organique (gauche) et minéral (droite) en fonction du niveau de sévérité des feux à l'échelle du CBI. Une valeur de Q_{10} plus élevée résulte en une valeur de B plus faible, montrant une plus grande récalcitrance du carbone dans l'horizon organique et une plus grande labilité dans l'horizon minéral.

3.3.2 Minéralisation de l'azote et du phosphore

Pour les minéralisations de l'azote en ammonium et du phosphore en phosphate, nous remarquons que les taux de minéralisation des Figures 27 et 28 sont négatifs et que les deux éléments sont plutôt consommés par les microorganismes que rendus biodisponibles pour d'autres organismes. Les taux de minéralisation sont semblables et très variables d'un niveau de sévérité à l'autre, et ce, pour les horizons organique (Figure 39, Annexe III) et

minéral (Figure 40, Annexe III). Pour le phosphore, il n'y a pas de résultats pour l'horizon minéral, puisque les concentrations analysées étaient sous le seuil de détection.

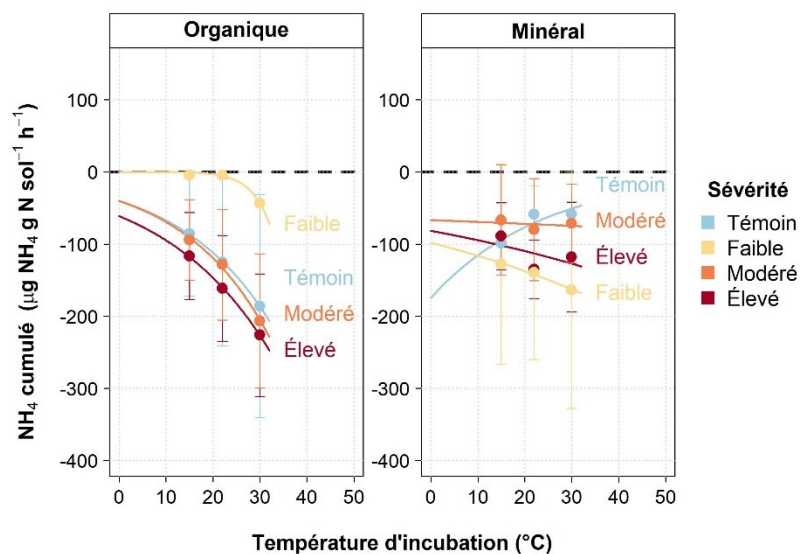


Figure 27. Courbes des taux de minéralisation cumulés moyens de l'ammonium ($\mu\text{g NH}_4 \text{ g}^{-1} \text{ N sol h}^{-1}$) en fonction de la température d'incubation ($^{\circ}\text{C}$) pour les horizons organique (gauche) et minéral (droite) et du niveau de sévérité des feux à l'échelle du CBI. Les barres d'erreur représentent l'écart-type sur la moyenne.

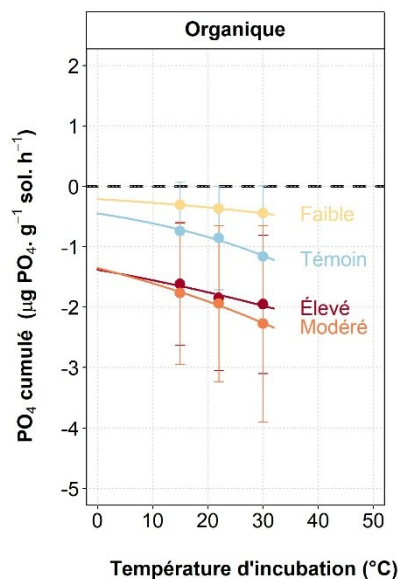


Figure 28. Courbes des taux de minéralisation cumulés moyens des orthophosphates ($\mu\text{g PO}_4 \text{ g}^{-1} \text{ sol h}^{-1}$) en fonction de la température d'incubation ($^{\circ}\text{C}$) et du niveau de sévérité des feux à l'échelle du CBI pour l'horizon organique. Les barres d'erreur représentent l'écart-type sur la moyenne.

3.4 Fractionnement de la matière organique

Les résultats du fractionnement de la matière organique montraient que la MOP et la MOAM de l'horizon organique contenaient un plus grand pourcentage de carbone et d'azote organiques que les fractions de l'horizon minéral (Figure 29). Aucune tendance significative n'a été observée pour les deux horizons du sol. Toutefois, les %C et %N de la MOP de l'horizon organique montraient une tendance à l'augmentation avec des valeurs plus élevées pour le niveau de sévérité "Élevé" que pour le "Témoin" (Figure 29). Pour le %C de la MOP, le niveau de sévérité "Élevé" a une tendance à être plus élevé que le "Témoin". Pour le %N de la MOP, l'ANOVA montre qu'il y a une tendance à l'augmentation avec la sévérité (CBI). Pour l'horizon minéral, les %C et %N organiques ne variaient pas significativement (Figure 41, Annexe III). Les résultats de l'horizon organique montraient

des %C plus élevés dans la MOP (~ 42 %C) que dans la MOAM (~ 21 %C) et des %N plus élevés dans la MOAM (~ 1,2 %N) que dans la MOP (~ 0,6 %N). Pour l'horizon minéral, la même tendance est observée pour les %C de la MOP (~ 30 %C) et de la MOAM (~ 2 %C). Toutefois, les %N sont majoritairement plus élevés dans la MOP (~ 0,2 %N) que dans la MOAM (~ 0,1 %N).

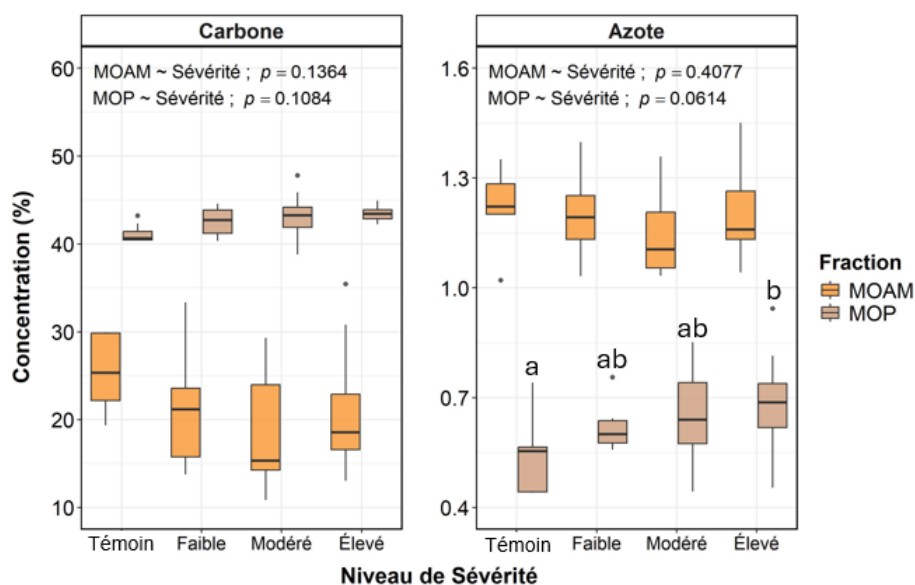


Figure 29. Variation de la concentration en carbone (gauche) et en azote (droite) de la matière organique particulaire (MOP ; brun) et de la matière organique associée aux minéraux (MOAM ; orange) dans l'horizon organique du sol en fonction du niveau de sévérité des feux à l'échelle du CBI. La dispersion des données est montrée par la grandeur des boîtes et des moustaches et la ligne centrale des boîtes montre la médiane. Les lettres sont le résultat des tests post hoc de Tukey (HSD) lorsqu'il y a des tendances (valeur de p entre 0,05 et 0,1).

Les résultats des ANOVAs qui concernent les ratios C/N des fractions de la matière organique de l'horizon organique montraient une diminution significative pour la MOP et une tendance à la diminution pour la MOAM (Figure 30). Il y avait aussi des variations significatives pour les ratios C/N de la matière pyrogénique (C pyro), toutefois, elles semblaient créées par une forte variabilité entre les niveaux de sévérité CBI. Pour l'horizon organique, ces ratios C/N allaient de 65,2 à 78,4 pour la MOP, de 15,8 à 20,6 pour la MOAM et de 14,6 à 17,3 pour la matière pyrogénique. Quant à l'horizon minéral, les ratios de la MOP étaient plus élevés que l'horizon organique, la MOAM était semblable et la matière pyrogénique était plus faible, sans vraiment pouvoir établir de tendance en raison du manque de résultats des niveaux de sévérité "Témoin" et "Faible" (Figure 42, Annexe III). Pour l'horizon minéral, ces ratios C/N allaient de 85,9 à 306,7 pour la MOP, de 16,4 à 18,5 pour la MOAM et de 2,4 à 5,2 pour la matière pyrogénique.

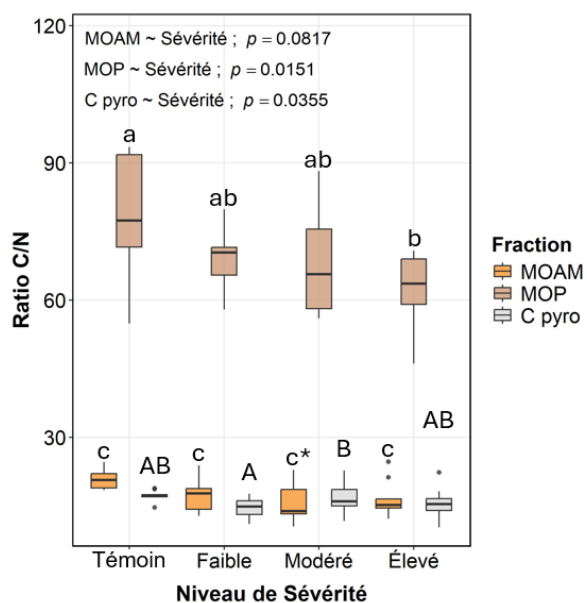


Figure 30. Variation du ratio C/N de la matière organique particulaire (MOP ; brun), associée aux minéraux (MOAM ; orange) et de la matière pyrogénique (C pyro ; gris) dans l'horizon organique du sol en fonction du niveau de sévérité des feux à l'échelle du CBI. La dispersion

des données est montrée par la grandeur des boîtes et des moustaches et la ligne centrale des boîtes montre la médiane. Les lettres sont le résultat des tests post hoc de Tukey (HSD) lorsque l'ANOVA est significative ($p < 0,05$) ou montre une tendance (valeur de p entre 0,05 et 0,1). Les lettres en majuscule sont utilisées pour séparer l'expérience du fractionnement de la matière organique de celles du carbone pyrogénique. Le signe * montre une différence significative avec le "Témoin".

D'autre part, les résultats de la proportion qu'occupent la MOAM, la MOP et le sable dans la masse de sol montraient que la MOP et le sable composaient majoritairement le sol de l'horizon organique (Figure 31a), alors que c'était le sable et la MOAM qui composaient en majorité le sol de l'horizon minéral (Figure 31b). Les ANOVA de l'horizon organique ont montré qu'il y avait une diminution significative de la proportion de MOP et une augmentation de la proportion de sable, alors qu'il n'y avait pas de différences significatives pour la MOAM. Les proportions moyennes de la masse pour la MOP de l'horizon organique variaient entre 58,19 et 71,91 %. Pour la MOAM, elle variait de 3,44 à 4,31 % et le sable de 24,57 à 37,50 %. Pour l'horizon minéral, la proportion moyenne de la masse en MOP variait de 0,32 à 1,24 %, en MOAM de 19,93 à 23,65 % et en sable de 75,80 à 78,83 %.

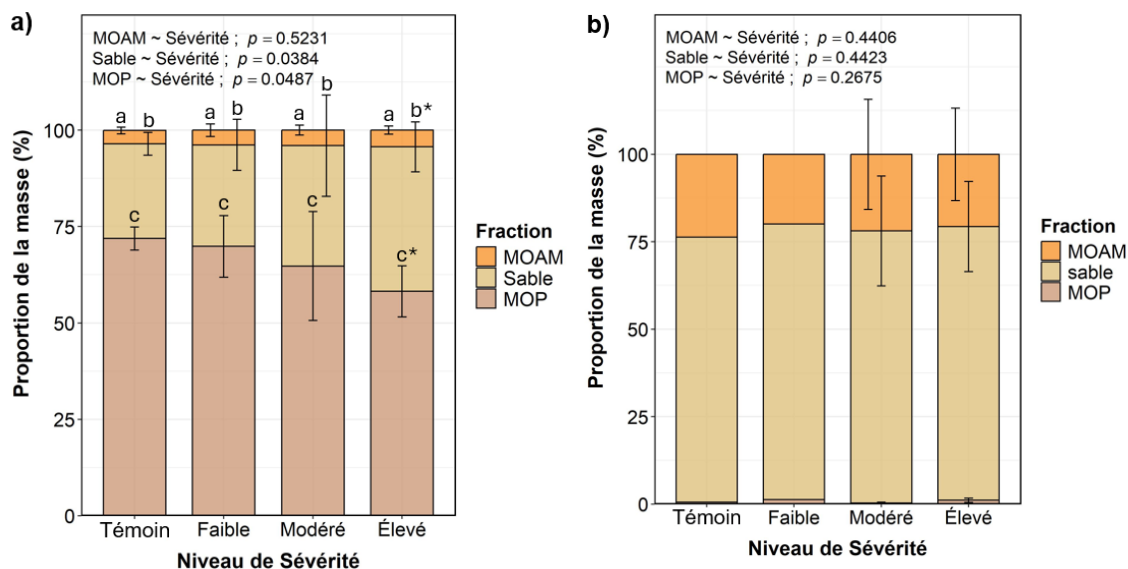
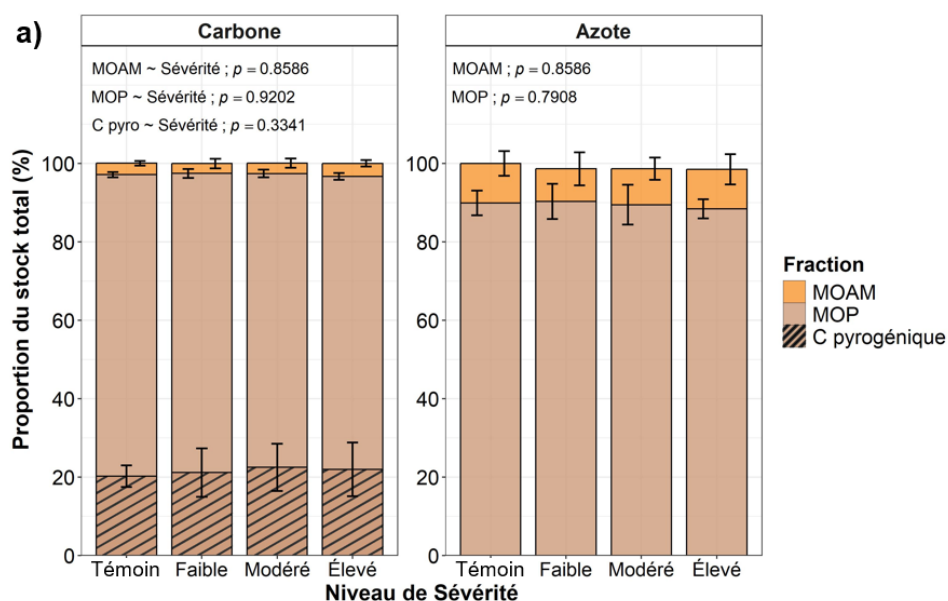


Figure 31. Contribution de la matière organique associée aux minéraux (MOAM ; orange), la matière organique particulaire (MOP ; brun) et du sable à la masse volumique des horizons organique (a) et minéral (b) en fonction du niveau de sévérité des feux à l'échelle du CBI. La barre d'erreur représente l'écart-type sur la moyenne et les lettres sont le résultat des tests post hoc de Tukey (HSD). Le signe * montre une différence significative avec le "Témoin".

Concernant la proportion qu'occupaient la MOP, la MOAM et le carbone pyrogénique dans les stocks de carbone et d'azote organiques totaux, le carbone et l'azote étaient majoritairement associés à la MOP dans l'horizon organique (Figure 32a), alors que dans l'horizon minéral, c'est plutôt à la MOAM (Figure 32b). Les ANOVA n'ont montré aucun effet significatif de la sévérité des feux pour les proportions de la MOP, de la MOAM et du carbone pyrogénique dans les deux horizons du sol. Les proportions moyennes du stock de carbone organique occupées par la MOP variaient de 96,70 à 97,43 % dans l'horizon organique et de 15,43 à 47,19 % dans l'horizon minéral. Pour la proportion moyenne du stock d'azote organique de la MOP, c'était plutôt de 88,42 à 90,31 % pour l'horizon organique et de 2,04

à 17,61 % pour l'horizon minéral. La proportion moyenne du stock de carbone organique de la MOAM variait de 2,53 à 3,32 % pour l'horizon organique et de 52,08 à 84,57 % pour l'horizon minéral. Pour la proportion moyenne du stock d'azote organique de la MOAM, elle variait de 8,33 à 10,11 % pour l'horizon organique, alors que c'était plutôt de 82,39 à 97,96 % pour l'horizon minéral. Quant au carbone pyrogénique, la proportion moyenne qu'il occupait dans le stock de carbone organique total variait de 20,07 à 22,47 % dans l'horizon organique et de 6,91 à 10,37 % dans l'horizon minéral.



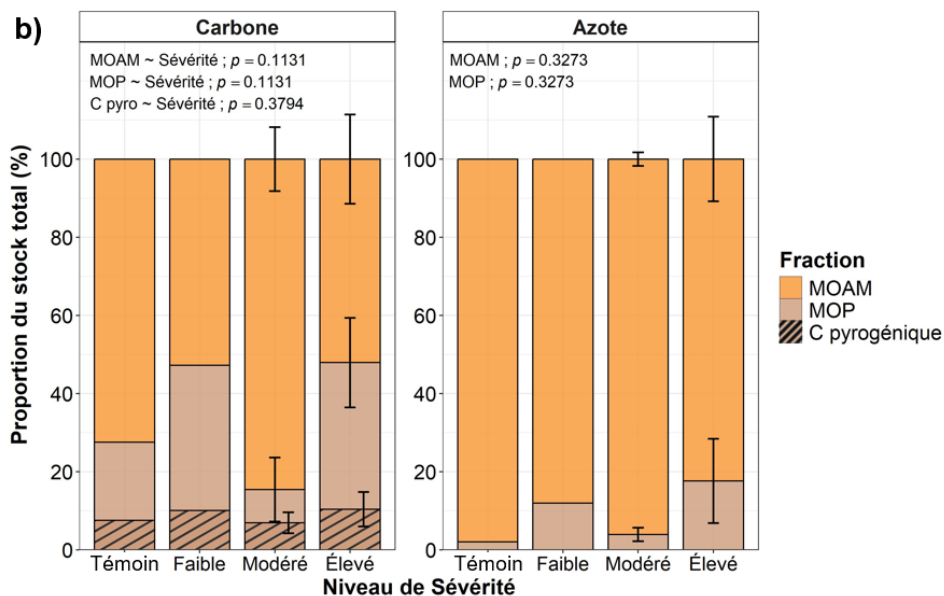


Figure 32. Variation de la proportion qu'occupe la matière organique particulaire (MOP ; brun), la matière organique associée aux minéraux (MOAM ; orange) et le carbone pyrogénique (zone hachurée) dans les stocks de carbone (gauche) et d'azote (droite) organiques totaux du sol pour les horizons organique (a) et minéral (b) en fonction du niveau de sévérité des feux à l'échelle du CBI. Les barres d'erreur représentent l'écart-type sur la moyenne. L'absence de barre d'erreur est expliquée par l'absence d'échantillon du même niveau de sévérité. La valeur de p du niveau de sévérité des feux est montrée pour chacune des fractions de la matière organique.

CHAPITRE 4

DISCUSSION

4.1 Effets de la sévérité des feux sur la structure physique et les composantes de l'horizon organique

L'objectif principal de cette étude était de vérifier quels sont les impacts de la sévérité des feux sur les stocks et la dynamique du carbone et de l'azote du sol de plantations en forêt boréale. Le premier élément traité concerne l'impact de la sévérité des feux sur les caractéristiques physiques de l'horizon organique : la masse de ses composantes, son épaisseur, sa masse volumique et sa masse surfacique. L'impact sur ces paramètres montre les effets de la sévérité sur la structure physique et les composantes de l'horizon organique.

Lorsqu'il y a un feu de forêt, la dynamique des interactions entre la biomasse végétale, le sol et l'atmosphère est altérée. La biomasse végétale est le principal carburant qui alimente le feu et qui, par le fait même, lui permet de se déplacer dans la forêt (Clarke *et al.* 2020; Loudermilk *et al.* 2022). De cette façon, des variations dans les flux de matières sont produites entre ces trois compartiments, allant de la production de matière particulaire émise vers l'atmosphère (fumées, cendres volantes) à des résidus de végétation partiellement brûlés allant au sol (Bodí *et al.* 2014). En effet, la biomasse végétale n'est pas complètement brûlée et elle peut représenter un flux de matière significatif vers le sol. Les effets nets de la sévérité des feux sur la masse par unité de volume de la fraction inférieure à 2 mm du sol peuvent varier, allant d'une diminution si du sol est brûlé, à une augmentation causée par ces résidus de végétaux partiellement brûlés (Certini 2005; Knicker 2007).

Les résultats montrent que les deux composantes des cylindres de sol qui sont les plus affectées avec l'augmentation de la sévérité des feux sont la fraction incluant la biomasse aérienne et la litière, avec une diminution significative, et la fraction du sol inférieure à 2 mm, avec une augmentation de la masse par unité de volume moyenne (Figure 15). Pour la fraction incluant la biomasse aérienne et la litière, la tendance observée concorde avec l'augmentation de la valeur de sévérité du CBI, qui tient compte de l'état de la végétation après feu. En effet, bien que ce soient des feux de cimes qui ont affecté les plantations étudiées, la structure des landes à lichens et l'espacement entre les arbres auraient pu favoriser des impacts en surface de l'horizon organique (Stocks *et al.* 2004; Groot *et al.* 2009). La propagation du feu se serait alors concentrée au niveau de la végétation au sol, où le combustible était le plus continu.

De plus, la masse par unité de volume de la fraction incluant la biomasse aérienne et la litière dans les cylindres de sol de l'horizon organique est stable entre les niveaux de sévérité "Témoin" et "Faible", suivie d'une augmentation à sévérité "Modéré". Ce qui pourrait montrer un apport en débris de combustion sur la surface du sol provenant des végétaux affectés par le feu (aiguille, branche, écorce, charbon). L'augmentation de la masse par unité de volume de la fraction du sol inférieure à 2 mm dans les cylindres de sol de l'horizon organique indique que la fraction incluant la biomasse aérienne et la litière est plus facilement consommée que la matière organique du sol. Cette augmentation pourrait provenir de l'incorporation d'une matière végétale décomposée par le feu avec une taille inférieure à 2 mm. De plus, le bois mort et la biomasse racinaire ne varient pas significativement en fonction de la sévérité. Ceci suggère que sur nos sites, le feu n'a affecté le sol qu'en surface, sans être capable de pénétrer l'épaisse couche de matière organique de l'horizon organique, expliquant ainsi pourquoi il y a toujours du bois mort et des racines dans les échantillons de sévérité "Modéré" et "Élevé". Au printemps, les sols de la région

où se situent les sites d'étude sont généralement très humides en raison de la fonte de la neige. Donc le contenu en humidité, plus élevé au moment de l'année où les feux ont eu lieu (début juin), pourrait aussi être une source d'explication des tendances observées (Mansuy *et al.* 2014). Toutefois, il faut prendre en considération que pour la biomasse racinaire, le fait d'avoir échantillonné les cylindres d'un à deux ans après le feu peut impacter la mesure en raison de la régénération des plantes qui se reproduisent par rhizome. La perte de racine aurait donc pu être partiellement remplacée par cette croissance, expliquant l'absence de tendance après feu.

Le feu peut aussi provoquer la diminution de l'épaisseur de l'horizon organique en brûlant des composantes du sol ou en modifiant sa structure physique (porosité, tailles de particules, humidité, etc.). Nos résultats montrent que l'épaisseur de l'horizon organique diminue significativement avec le niveau de sévérité des feux CBI (Figure 16). Cette diminution, causée par le feu, est aussi observée dans Poirier *et al.* (2014) et Soucémarianadin *et al.* (2015), qui sont situées dans la même région de la forêt boréale que notre étude. Les valeurs d'épaisseur de l'horizon organique sont comparables avec l'étude de Smith *et al.* (2000), qui a aussi été réalisée dans la même région et dont la valeur moyenne pour une zone affectée récemment par un feu (6 - 11 ans) était de 7,9 cm. La diminution du couvert végétal enlève une barrière physique qui protège le sol de l'impact des gouttes d'eau et des vents, ce qui est susceptible d'entraîner une compaction de l'horizon ou un déplacement de la matière en surface (Larsen *et al.* 2009).

Le feu peut aussi briser des agrégats de sol et former de plus petites particules sans pour autant les brûler (Mataix-Solera *et al.* 2011). Dans cette optique, la tendance à l'augmentation de la fraction du sol inférieure à 2 mm, malgré la diminution de l'épaisseur de l'horizon organique, montre qu'il pourrait y avoir une transformation des propriétés

physiques et chimiques de la matière organique, en plus d'un apport provenant de la combustion incomplète de matières végétales, compensant les pertes. Cette hypothèse est supportée par nos observations de la masse volumique de l'horizon organique, qui ne varie pas significativement, mais tend à augmenter avec la sévérité des feux CBI.

Les valeurs de masse volumique pour les horizons organique et minéral du sol sont aussi comparables à Smith *et al.* (2000), Poirier *et al.* (2014) et Soucémarianadin *et al.* (2015) (seulement l'horizon organique), avec des valeurs moyennes autour de Chibougama allant de 0,06 à 0,11 g cm⁻³ pour l'horizon organique et de 1,03 à 1,17 g cm⁻³ pour l'horizon minéral. Il semble donc que la diminution de l'épaisseur soit contrebalancée par l'incorporation de matières avec une taille inférieure à 2 mm et une plus forte densité, si bien qu'aucune variation significative de la masse surfacique (Figure 17) des cylindres n'a été observée. Ceci suggère que les impacts du feu sur le sol sont surtout superficiels et qu'ils ne sont pas assez importants pour modifier l'ensemble de l'horizon organique. La mise en lumière de ces pistes d'explication permet de développer un peu plus sur les impacts de la sévérité sur les stocks de carbone et d'azote organiques du sol.

4.2 Effets sur les stocks de carbone et d'azote organiques

Concernant les stocks de carbone et d'azote organiques, nous avons formulé l'hypothèse que les stocks allaient diminuer avec le niveau de sévérité des feux CBI. Les feux de forêt entraînent généralement la combustion d'une partie de la couche organique du sol, alors c'est souvent une diminution des stocks de carbone et d'azote organiques, avec une augmentation en carbone pyrogénique qui sont observées après feu (Li *et al.* 2021).

Tout d'abord, les stocks de carbone organique mesurés dans l'horizon organique sont comparables à ceux rapportés par Smith *et al.* (2000), Poirier *et al.* (2014) et Soucémarianadin *et al.* (2015) pour des échantillons prélevés à la même profondeur et soumis à des traitements similaires. Ces stocks vont de 2,74 à 8,40 kg C m⁻², pour des sites à proximité de Chibougamau et échantillonnés de 6 à 11 ans après le passage d'un incendie. Les résultats pour l'azote sont aussi comparables à ceux de Smith *et al.* (2000) et Poirier *et al.* (2014), allant de 0,0907 à 0,14 kg N m⁻². Pour le carbone pyrogénique, les résultats sont du même ordre de grandeur que ceux de Soucémarianadin *et al.* (2015), allant de 0,239 à 1,234 kg C m⁻² avec une valeur de 0,469 kg C m⁻² pour Chibougamau. Bien que les résultats soient comparables, il n'y a pas d'effet de la sévérité du feu sur les concentrations en carbone et en azote organiques (Figure 19). Le ratio C/N qui y est associé ne varie pas significativement non plus (Figure 20), montrant que la matière organique n'est pas plus dégradée avec le niveau de sévérité CBI. Les stocks de carbone organique et de carbone pyrogénique ne sont pas significativement impactés non plus (Figure 21). Le sol ne contient donc pas moins de carbone organique et plus de carbone associé à de la matière pyrogénique. Toutefois, le stock d'azote organique de l'horizon organique tend à augmenter avec la sévérité (Figure 21). De plus, la variation des stocks par rapport au "Témoin" indique que ceux-ci sont différents et augmentent principalement à sévérité "Élevé" (Figure 37, Annexe III).

Les feux de forêt entraînent généralement la combustion d'une partie de la couche organique du sol, alors c'est souvent une diminution des stocks de carbone et d'azote organiques, avec une augmentation en carbone pyrogénique qui sont observées après feu (Li *et al.* 2021). En parallèle, les stocks par unité de volume de carbone et d'azote organique, ainsi que ceux de carbone pyrogénique augmentent significativement avec la sévérité des feux (Figure 22). Ces tendances suggèrent une compaction du sol et l'apport de matière

pyrogénique après feu, contrebalançant les pertes de matière organique par combustion. Cette tendance expliquerait pourquoi il n'y a pas de variation significative et de perte de C et de N au niveau des stocks par unité de surface, mais qu'il y a une augmentation des stocks par unité de volume en C et en N organiques, ainsi qu'en C pyrogénique.

4.3 Effets sur la minéralisation et la sensibilité à la température

En ce qui a trait aux effets de la sévérité des feux sur la minéralisation et la sensibilité à la température, l'hypothèse était qu'avec l'augmentation de la sévérité, les taux de minéralisation du carbone, de l'azote et du phosphore allaient diminuer et le facteur de sensibilité à la température (Q_{10}) augmenter, suivant le principe de la loi d'Arrhenius. À la suite d'un feu, les résidus de combustion sont en partie intégrés à la matière organique du sol sous la forme de matières pyrogéniques avec une énergie d'activation plus ou moins grande. En effet, dépendamment de la température et du temps d'exposition à la chaleur, la matière produite est plus ou moins difficile à dégrader (Soucémarianadin *et al.* 2015; Zeba *et al.* 2024). Il a été démontré qu'à court terme (jours suivant le feu), il pouvait y avoir une augmentation du taux de respiration causée par la minéralisation d'une matière pyrogénique moins complexe et riche en nutriments (Ludwig *et al.* 2018; Zeba *et al.* 2024). Toutefois, dans les années suivant le feu, la matière organique du sol comporte moins de nutriments en raison du lessivage et de plus de matières pyrogéniques hydrophobes et récalcitrantes, réduisant le taux de respiration à long terme (Ludwig *et al.* 2018; Agbeshie *et al.* 2022). La matière pyrogénique peut donc réduire la qualité de la matière organique pour les décomposeurs responsables de la minéralisation et de la biodisponibilité de l'azote à long terme.

Les résultats des incubations ont montré qu'il n'y avait pas de différence apparente en fonction du niveau de sévérité des feux CBI, pour la minéralisation du carbone (Figure 23), de l'azote (Figure 27) et du phosphore (Figure 28), pour les horizons organique et minéral. Les valeurs de Q_{10} généralement retrouvées pour la respiration du carbone de l'horizon organique en forêt boréale varient entre 1,5 et 3,3 (Marty *et al.* 2019b; Paré *et al.* 2022). Pour notre étude, les valeurs de Q_{10} (Figure 24) s'inscrivent dans cet intervalle, mais ne montrent aucune différence significative en fonction de l'augmentation de la sévérité. Cette tendance s'observe également pour la respiration basale (B ; Figure 25). En conditions contrôlées, les sols affectés par le feu sont donc minéralisés au même taux que les témoins non brûlés. Malgré la possible incorporation de carbone et d'azote organiques et de carbone pyrogénique illustrée précédemment, les impacts ne sont donc pas suffisants pour affecter les minéralisations du carbone, de l'azote et du phosphore de l'ensemble de l'horizon organique.

Il est toutefois intéressant de remarquer que les taux de minéralisation du carbone de l'horizon minéral sont similaires, voire plus élevés que ceux de l'horizon organique, montrant que dans des conditions semblables d'humidité et de température, la matière organique est accessible aux microorganismes et minéralisable. La plus grande variabilité des taux de minéralisation de l'horizon minéral (écarts-types élevés) peut s'expliquer par la composition des échantillons. En effet, l'horizon A éluvié (Ae) du Podzol était plus ou moins épais selon les parcelles. Sa composition chimique étant différente de l'horizon Bf sous-jacent (l'horizon Ae contient plus de silice et l'horizon Bf contient plus d'oxyde de fer et d'aluminium et de matière organique complexée), la réponse microbienne peut donc différer selon la composition des cylindres de 0 - 10 cm utilisés pour les échantillons de l'horizon minéral.

Ensuite, la relation linéaire négative entre les facteurs Q_{10} et B (Figure 26) indique que plus la respiration basale augmente, moins la minéralisation du carbone est sensible à l'augmentation de la température. Une tendance aussi observée dans Marty *et al.* (2019b) et Fierer *et al.* (2006) pour différents types de sol et conforme à la loi d'Arrhenius, indiquant que plus le Q_{10} est élevé, plus l'énergie nécessaire à minéraliser le carbone est élevée et qu'avec la diminution de B, la qualité du carbone diminue. Une valeur de B élevée traduit une énergie d'activation faible, peu sensible aux changements de température. Par conséquent, elle indique une forte labilité du substrat, ce qui en fait un bon indicateur de la qualité du carbone pour la minéralisation. De plus, la pente de l'horizon organique est deux fois plus élevée (0,0043 contre 0,0023) avec un Q_{10} à l'origine un peu plus grand que l'horizon minéral (2,2 contre 1,9). Les valeurs de coefficient de détermination (R^2) des horizons organique et minéral (0,27 contre 0,48) montrent que la respiration basale explique mieux la variation de la sensibilité à la température dans l'horizon minéral que dans l'organique et que d'autres facteurs participent aussi à leur variation. Ces résultats suggèrent que de petits changements dans la qualité du substrat provoquent des variations rapides de la sensibilité à la température, particulièrement dans l'horizon organique. Le Q_{10} à l'origine, légèrement supérieur dans l'horizon organique que dans l'horizon minéral, montre aussi que le carbone le plus récalcitrant de l'horizon organique est théoriquement plus sensible aux changements de température que celui de l'horizon minéral, peut-être en raison d'une moindre protection physique. L'horizon organique est en effet composé en majorité de MOP alors que l'horizon minéral est en majorité composé de MOAM (Figure 31a et b). La MOAM, par son association à des minéraux, est moins sensible à la température que la MOP (Benbi *et al.* 2014).

En général, nos valeurs de Q_{10} sont inférieures aux moyennes rapportées en forêt boréale non brûlée par Chen et Tian (2005), Laganière *et al.* (2012), D'Orangeville *et al.* (2013), Tremblay *et al.* (2018) et Li *et al.* (2020), allant de 2,3 à 5,2 pour les horizons organique et minéral. Le carbone de nos sites est probablement de moins bonne qualité (moins labile) naturellement (landes à lichens) ou en raison de l'historique de feux (intervalle de feu rapide), puisque les résultats sont semblables entre les différents niveaux de sévérité à l'échelle du CBI. Dans les landes à lichens, l'apport en litière fraîche est moins important qu'en forêt mature, réduisant ainsi l'apport en carbone et en azote dans les stocks du sol (Ouimet *et al.* 2018). De plus, l'intervalle de retour des feux sur nos sites étant court, environ 20 ans au moment de l'échantillonnage en comparaison à Poirier *et al.* (2014) et Soucémariadin *et al.* (2015), le sol n'a potentiellement pas eu le temps de récupérer entre les deux perturbations. Ainsi, le feu le plus récent (2023) pourrait n'avoir induit que des modifications limitées, conservant des caractéristiques physicochimiques similaires à celles héritées du feu précédent (Parro *et al.* 2019; Walker *et al.* 2025). Ces pistes d'explication pourraient expliquer pourquoi les résultats ne sont pas significativement différents entre les niveaux de sévérité des feux.

En continuité, les taux de minéralisation nette de l'azote et du phosphore étaient tous négatifs, reflétant une immobilisation microbienne de ceux-ci, laquelle augmentait avec l'augmentation de la température. Ce phénomène s'explique par les forts ratios C/N et C/P des sols à l'étude, largement supérieurs aux besoins physiologiques des micro-organismes (ratio C/N < 10) ; (Sturner *et al.* 2002; Plante *et al.* 2015). Pour atteindre leur équilibre stœchiométrique, ils conservent alors l'intégralité de l'azote pour leur propre développement au lieu de libérer de l'azote et du phosphore sous forme minérale (NH_4^+ et PO_4^{3-}). Nos ratios C/N s'élèvent à des valeurs proches de 20, confirmant cette carence et appuyant l'immobilisation observée. Cette dynamique de compétition, où la demande microbienne

surpasse la disponibilité dans la matière organique, est un mécanisme bien documenté et ne fait pas exception dans notre étude (Schimel et Bennett 2004; Fierer *et al.* 2005; Craine *et al.* 2007; Högberg *et al.* 2017; Houle et Moore 2019; Marty *et al.* 2019a).

En résumé, les impacts de la sévérité des feux n'ont pas significativement affecté la minéralisation du carbone, de l'azote et du phosphore et la sensibilité à la température du carbone. Toutefois, il est intéressant de relever que les taux de minéralisation de l'horizon minéral sont semblables et parfois plus élevés que ceux de l'horizon organique, montrant une plus grande labilité de son substrat. De plus, l'azote et le phosphore sont immobilisés par les microbes, montrant qu'un à deux ans après le feu, il n'y a pas d'effet fertilisant. Ces résultats supportent que les impacts de la sévérité des feux n'auraient pas été suffisamment importants pour affecter l'horizon organique du sol dans son ensemble.

4.4 Effet sur les fractions de la matière organique et le carbone pyrogénique

Pour le fractionnement de la matière organique et du carbone pyrogénique, l'hypothèse suggérée était qu'avec la sévérité des feux CBI, la matière organique particulaire (MOP) allait être détériorée, causant la diminution des stocks, alors que la matière organique associée aux minéraux (MOAM) allait rester stable. Pour le carbone pyrogénique, l'hypothèse était qu'il allait être présent en plus grande proportion dans le stock total de carbone organique, remplaçant une partie des pertes de carbone organique. En effet, lorsqu'un feu impacte la matière organique du sol, la MOP serait la première affectée par la chaleur, puisqu'elle est dérivée des matières végétales mortes peu décomposées, alors que la MOAM est protégée par son association avec des minéraux (von Lützow *et al.* 2007; Lavalée *et al.* 2019a). La MOP est plus facilement minéralisée et moins sensible à la température que la MOAM, ce qui en fait une composante plus vulnérable à la

décomposition (Benbi *et al.* 2014; Qin *et al.* 2024). D'un autre côté, la matière brûlée peut s'incorporer au sol avec des caractéristiques semblables à la MOP et à la MOAM (Soucémariadin *et al.* 2014). Il devient alors intéressant d'étudier les effets de la sévérité des feux sur ces composantes (MOP, MOAM et C pyrogénique), ainsi que sur la proportion qu'elles occupent dans le sol et dans les stocks de carbone et d'azote organiques.

Les résultats du fractionnement de la matière organique ont montré que c'est principalement la MOP qui est affectée par l'augmentation de la sévérité des feux CBI. Premièrement, nous avons observé des tendances à l'augmentation des concentrations en carbone et en azote entre les niveaux "Témoin" et "Élevé" de la MOP (Figure 29). La MOP est donc transformée de façon que le carbone et l'azote se concentrent avec un effet marqué à sévérité "Élevé". Roth *et al.* (2023) et Merino *et al.* (2021) ont observé que la production de molécules aromatiques et phénoliques augmentait avec la sévérité des feux, piégeant ainsi une partie de l'azote sous la forme d'hétérocycles (pyrrole par exemple). De plus, il a été mentionné dans la littérature que la matière organique pyrogénique pouvait être retrouvée autant dans la MOP que dans la MOAM (Soucémariadin *et al.* 2014; Lavalée *et al.* 2019b; Krichels *et al.* 2025). Donc, ces tendances pourraient être expliquées par la transformation de la matière organique et l'incorporation de matières pyrogéniques plus riches en carbone et en azote provenant possiblement de la végétation brûlée.

La diminution significative du ratio C/N de la MOP avec l'augmentation de la sévérité des feux suggère une dégradation de celle-ci. Cette tendance suppose aussi que des composantes plus riches en carbone, telles que la matière organique de la litière, ont été transformées par le feu en composés plus stables avec des ratios C/N plus faibles (Figure 30). De plus, une tendance à la diminution du ratio C/N de la MOAM avec la sévérité est observée, appuyant l'idée qu'une matière dégradée avec des caractéristiques semblables

intégrerait le sol. La diminution du ratio C/N de la matière organique du sol est souvent observée avec les impacts d'un feu (Certini 2005; Knicker 2007). Toutefois, il reste aussi souvent stable, dépendant des fractions de sols (Merino *et al.* 2021; Krichels *et al.* 2025). Pour la matière pyrogénique, le ratio C/N varie significativement, mais ne varie pas linéairement avec l'augmentation du niveau de sévérité. Donc, il serait possible qu'un autre facteur provenant de la méthodologie ou des caractéristiques de la matière pyrogénique provenant du dernier feu crée cette variation significative. Il est intéressant de voir que le ratio C/N de la matière pyrogénique est nettement plus faible que celui de la MOP, mais comparable à celui de la MOAM. Ce résultat suggère qu'il s'agit d'une matière organique déjà fortement dégradée, s'apparentant davantage à la MOAM qu'à une matière organique fraîche (MOP). Avec l'augmentation des stocks par unité de volume du carbone pyrogénique, l'incorporation d'une matière affectée plus ou moins dégradée par le feu (charbon, suie, etc.) pourrait expliquer l'augmentation apparente de la concentration en C et l'augmentation significative de la concentration en N organiques de la MOP et la diminution des ratios C/N observés.

Les résultats de la proportion de la masse de sol qu'occupent la MOP, la MOAM et le sable ont montré que la proportion en MOP diminue avec la sévérité au bénéfice du sable et que la MOAM reste stable dans l'horizon organique (Figure 31). Cette tendance a aussi été observée par Merino *et al.* (2021), où les impacts de la sévérité étaient majoritairement significatifs sur la MOP pour un niveau de sévérité "Élevé", sur un cambisol et un umbrisol. Dans la classification canadienne des sols, un cambisol et un umbrisol s'apparentent à deux types de brunisol. Ce sont des sols avec un horizon organique semblable au podzol, excepté qu'ils sont plus jeunes et que leur horizon minéral ne possède pas l'horizon d'éluviation (Ae) et d'accumulation podzoliques (Bf/Bh) (Soil Classification Working Group 1998). Ils peuvent toutefois en devenir un avec le temps.

En continuité, la proportion des stocks de carbone et d'azote organiques occupée par la MOP et la MOAM ne varie pas avec l'augmentation de la sévérité (Figure 32), malgré la diminution de la proportion de MOP dans la masse de sol. Ceci s'explique par l'enrichissement en carbone et en azote de la MOP avec l'augmentation de la sévérité, par le biais de sa transformation et de l'incorporation de matières pyrogéniques associées à la MOP. Ces processus seraient suffisamment importants pour compenser la perte de masse de la MOP et maintenir les stocks de carbone et d'azote organiques qui y sont associés. Il est aussi surprenant de constater que la proportion de carbone pyrogénique dans le stock total n'a pas significativement augmenté avec le niveau de sévérité des feux CBI. Ce résultat suggère qu'elle n'a pas intégré le sol après feu en aussi grande proportion que ce qui était attendu et appuyant l'hypothèse de densification de la matière organique. Avec l'augmentation de la sévérité, la proportion de la masse en MOP diminue, mais s'enrichit en carbone et en azote de façon à réduire son ratio C/N. Parallèlement, l'incorporation de matières pyrogéniques dans la MOP pourrait contribuer à maintenir les proportions de carbone et d'azote organiques, ainsi que de carbone pyrogénique dans les stocks.

L'ensemble de ces éléments indique que les impacts sur la MOP seraient surtout qualitatifs et que l'apport de matières pyrogéniques compenserait possiblement les faibles pertes liées à la combustion. Cette hypothèse permettrait d'expliquer pourquoi, malgré la transformation apparente de la MOP, les proportions en carbone dans les stocks sont inchangées. De plus, elle expliquerait pourquoi nous ne semblons pas observer de perte au niveau des stocks et d'augmentations dans les stocks par unité de volume, malgré la diminution de l'épaisseur de l'horizon organique et l'augmentation de la fraction du sol inférieure à 2 mm.

4.5 Limites de l'étude

Bien que les résultats de cette étude nous permettent d'expliquer plusieurs impacts sur les stocks de carbone et d'azote organiques des sols de plantations en zone boréale (densification de la matière organique, altération de la MOP, etc.), certaines limites méthodologiques créent de la variabilité dans nos résultats et empêchent de tirer certaines conclusions.

Le premier point concerne le nombre de sites et de parcelles par niveau de sévérité à l'échelle du CBI. En effet, un total de 6 sites comportant 34 parcelles au total pour l'horizon organique et 9 parcelles pour l'horizon minéral ont été utilisés. Les parcelles utilisées pour l'horizon minéral ne comportaient pas plusieurs répliques pour les niveaux de sévérité "Témoin" et "Faible", ne nous permettant pas de tirer des conclusions sur les impacts de la sévérité sur cet horizon. De plus, pour l'horizon organique, les sites 4, 5, 6 et 15 (tableau 3, Annexe II) ne comportaient pas de parcelle de sévérité "Témoin", car l'ensemble de ces zones avait été affecté par le feu. Nous n'avons donc pas eu d'autre choix que de regrouper certains sites pour qu'ils soient conformes à notre dispositif et d'attribuer des parcelles "Témoin" aux sites qui n'en avaient pas pour réaliser certains calculs. Si nous avions eu accès à plus de sites pour les niveaux de sévérité les plus limités (Témoin et Faible), les écarts-types pour certaines expérimentations auraient pu être moins grands et transformer des tendances en résultats significatifs. Par exemple, le site 2 (Tableau 3, Annexe II), n'ayant pas été affecté par le feu, a été utilisé pour prélever des échantillons "Témoin" supplémentaires, puisqu'il était typique des landes à lichens de la région.

L'âge des plantations, les différentes essences d'arbre, le type de scarifiage et le manque de connaissance quant au dernier feu peuvent aussi être considérés comme des limites de l'étude. L'âge des plantations implique une différence dans la quantité de biomasse végétale

et, en parallèle, une différence dans la quantité de combustible disponible lors du passage d'un incendie (Bernier *et al.* 2016; Thompson *et al.* 2017). La différence dans la quantité de carburant disponible peut alors créer une différence dans le degré d'impact au niveau du sol et créer de la variabilité entre les plantations. En continuité, les essences d'arbre, parfois différentes sur nos sites (épinette noire ou pins gris), peuvent aussi avoir un impact sur la composition de la matière organique et sa minéralisation, créant une certaine variabilité dans la composition en carbone et en azote (Côté *et al.* 2000; Laganière *et al.* 2009; Shu *et al.* 2026). Il aurait été intéressant d'ajouter ce facteur en amont dans le dispositif. Cependant, le nombre de parcelles pour étudier ce facteur était insuffisant. De plus, certaines parcelles étaient aussi scarifiées par placeaux, au lieu d'en sillons, compliquant le choix de l'endroit où échantillonner les cylindres de sol. Sur les zones scarifiées par placeaux, la zone non perturbée était plus difficile à identifier. Par conséquent, si la zone était fortement affectée par le feu, l'échantillon aurait pu être prélevé dans un endroit concordant moins avec la sévérité mesurée et la composition du sol voulue. En continuité, le manque d'information concernant l'historique des feux ayant impacté les sites à l'étude est une limite quant aux pistes d'explication des impacts observés. Avec cette information, il aurait été possible de développer un peu plus sur l'amplitude des impacts observés avec nos résultats et d'expliquer en partie le manque de différences significatives entre les parcelles non brûlées et celles qui le sont.

En ce qui a trait aux expérimentations en laboratoire, certaines limites méthodologiques peuvent être relevées. Premièrement, pour les expériences sur la minéralisation, nous ne disposons que de trois répliques pour la sévérité "Témoin" et d'un pour la sévérité "Faible". Un nombre de répliques aussi faible réduit le pouvoir statistique, limitant ainsi la capacité à relever des différences significatives entre les niveaux de sévérité CBI et l'évaluation robuste de l'effet des feux sur la minéralisation. Pour ce qui est des extractions d'azote et

de phosphore, le ratio d'extraction utilisé dans le sol de l'horizon minéral comportait trop de solvant d'extraction pour les quantités d'ammonium et d'orthophosphate présentes dans les échantillons. Donc, lors des analyses de ces éléments, les concentrations étaient sous les seuils de détection de l'analyseur séquentiel. Le ratio d'extraction aurait dû être réduit à 5 : 1 au lieu de 10 :1, pour avoir une meilleure chance de détecter ces éléments dans le sol de l'horizon minéral.

Deuxièmement, pour le fractionnement de la matière organique, l'utilisation de filtres pour séparer la matière organique de la solution d'iodure de sodium limitait la récupération de la totalité des matières organiques séparées. En effet, une partie des particules fines restait piégée dans les pores des filtres, empêchant leur récupération et provoquant probablement une sous-estimation des valeurs de masse de MOP et de MOAM. Des filtres de 0,45 µm étaient utilisés dans la méthodologie de Gregorich et Beare (2008) et il est mentionné qu'il peut y avoir différentes sources de pertes lors de la réalisation de l'expérience. Afin d'éviter ce problème, nous aurions pu utiliser une pompe pour contrôler la force du vacuum et éviter de fortement saturer les pores du filtre, ou trouver une autre façon d'éliminer la solution de NaI. En procédant au lavage de la fraction de sol séparée (MOP ou MOAM) par centrifugation à plusieurs reprises avec de l'eau distillée plutôt que par filtration, il aurait été possible d'éliminer le NaI adsorbé sans perdre d'échantillon, puisque cette méthode limite la rétention des particules fines dans les pores d'un filtre.

Finalement, les limites relevées montrent que les sols forestiers boréaux sont très hétérogènes, créant beaucoup de variabilité dans les résultats et un échantillonnage avec un nombre important de répliques par niveau de sévérité CBI est donc important pour réduire cette variabilité. De plus, beaucoup de variables ont été étudiées (C, N, Q₁₀, POM, MAOM, C pyrogénique, etc.). Il aurait pu être pertinent de réduire le nombre de variables étudiées

et d'augmenter la taille de l'échantillonnage en analysant la possibilité d'aller sur des plantations à proximité de celle étudiée. Toutefois, un échantillonnage supplémentaire est déjà prévu pour bonifier les données déjà acquises.

4.6 Retour sur les hypothèses

Les hypothèses posées au départ promouvaient l'idée que l'augmentation de la sévérité des feux CBI impacterait l'horizon organique du sol et les stocks de carbone et d'azote organiques de trois façons :

- Diminution des stocks de carbone et d'azote organiques.
- Diminution des taux de minéralisation du carbone, de l'azote et du phosphore et augmentation de la sensibilité à la température du carbone.
- Diminution de la matière organique particulaire (MOP) et maintien de celle associée aux minéraux (MOAM) avec une augmentation du carbone pyrogénique.

Cependant, certains phénomènes contraires aux hypothèses ont été observés avec l'augmentation de la sévérité des feux CBI :

- Augmentation de la fraction du sol inférieure à 2 mm et maintien de la masse volumique des cylindres, malgré la diminution de la fraction incluant biomasse aérienne et la litière, suggérant un transfert de masse de la végétation vers le sol.
- Maintien des stocks de carbone et d'azote organiques et de carbone pyrogénique, avec une augmentation des stocks par unité de volume.
- Maintien des taux de minéralisation et de la sensibilité à la température.
- Dégradation de la MOP avec une tendance à l'augmentation des concentrations en carbone et en azote organiques. Maintien des proportions en carbone et en azote organiques et en carbone pyrogénique dans le stock total.

Certaines tendances ne vont donc pas dans le sens des hypothèses fixées au départ. De ce fait, nos résultats permettent de poser une piste d'explication en deux points :

- L'apport de la matière pyrogénique compense les pertes de matières organiques, principalement dans la MOP de l'horizon organique, et le sol se compacte avec l'augmentation de la sévérité CBI. C'est pourquoi nous avons une augmentation de la fraction inférieure à 2 mm du sol, des augmentations des stocks par unité de volume en carbone et en azote organiques, ainsi qu'en carbone pyrogénique et un maintien des stocks totaux par unité de surface en carbone et en azote organiques, ainsi qu'en carbone pyrogénique.
- Les feux n'ont probablement affecté qu'une petite partie de l'horizon organique, la plus superficielle, ne créant pas un effet assez grand pour affecter significativement l'ensemble de l'horizon sur lequel les analyses ont été effectuées. Ceci explique probablement l'absence de diminutions significatives de la biomasse racinaire, de la fraction du sol supérieure à 2 mm, du bois mort, des taux de minéralisation et de la sensibilité à la température, du contenu en MOAM et des stocks de carbone et d'azote organiques.

À la suite de ces explications, nous avons pu voir que l'impact du feu dans les plantations était parfois différent de ce qui est observé dans la littérature (Certini 2005; Knicker 2007; Mataix-Solera *et al.* 2011; Zhang et Biswas 2017). La faible densité des arbres dans les plantations et leur jeune âge (13 - 22 ans au moment du feu) pourraient avoir fait diminuer les impacts du feu sur celles-ci. Il serait donc intéressant de prendre le type de forêt en compte dans les estimations des impacts liés au feu, puisque celui-ci diffère en matière d'impact sur le sol.

CHAPITRE 5

CONCLUSION

Au terme de cette recherche, les impacts de la sévérité des feux sur les stocks de carbone et d'azote organiques de plantations en forêt boréale se sont révélés différents des hypothèses posées au départ. Initialement, nous supposions que plus la sévérité des feux augmenterait, plus la matière organique du sol brûlerait, réduisant ainsi le contenu en carbone et en azote organique, en matière particulaire (MOP) et associée aux minéraux (MOAM), ainsi que les taux de minéralisation du carbone, de l'azote et du phosphore. Au contraire, nous prévoyions une augmentation de la sensibilité à la température (Q_{10}) du carbone et du contenu en carbone pyrogénique. Or, nos résultats n'ont pas supporté toutes ces hypothèses et ont montré certaines tendances qui sont moins souvent observées dans la littérature (Figure 33).

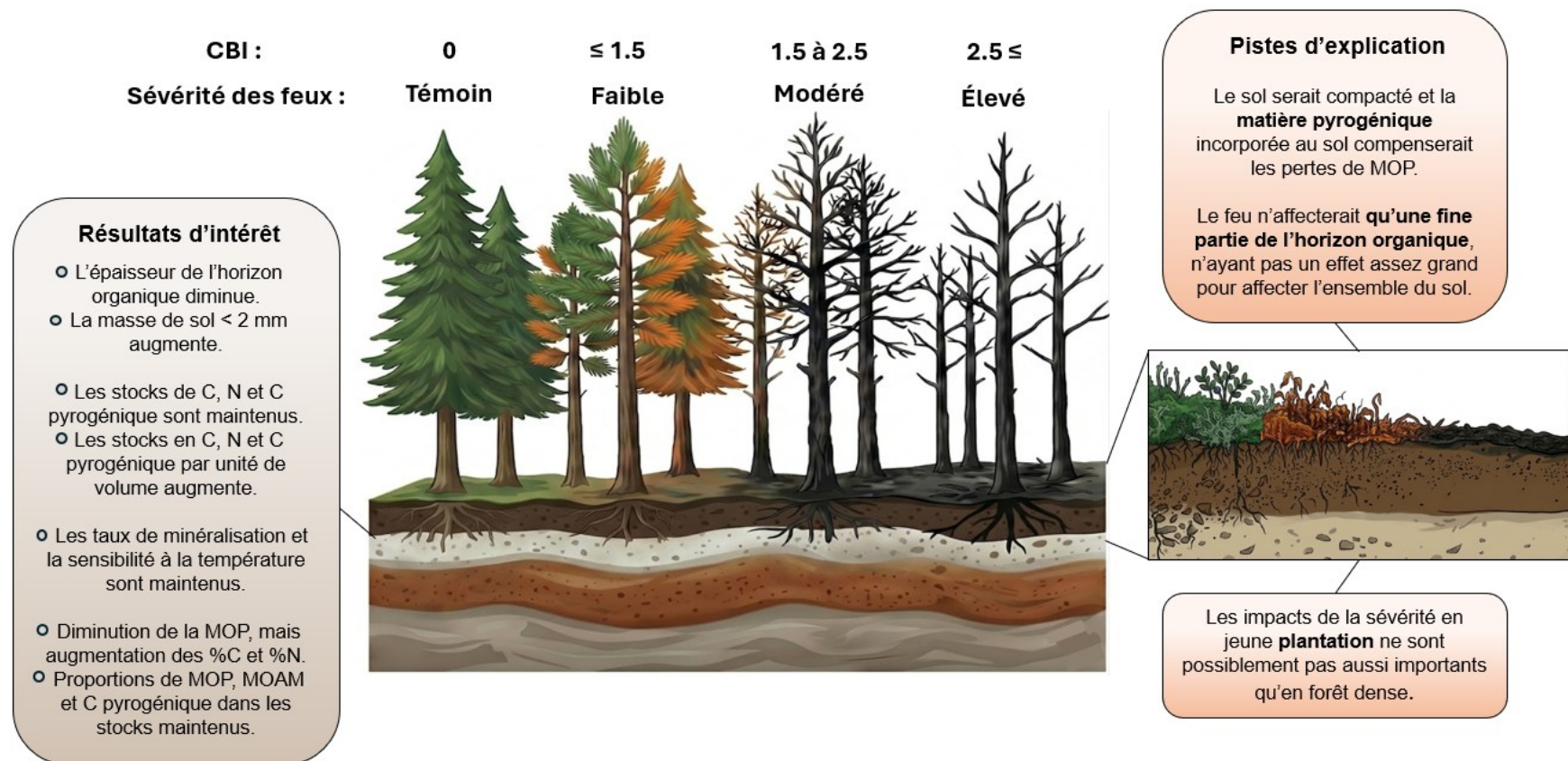


Figure 33. Résumé des tendances observées à partir des résultats du projet et des pistes d'explication sur comment les plantations étudiées ont été impactées par les feux en fonction du niveau de sévérité CBI (produit à partir de Illustrae.co).

Les stocks de C et d’N organiques et de C pyrogénique n’ont pas varié significativement, malgré une diminution de l’épaisseur de l’horizon organique, de la fraction incluant la biomasse aérienne et la litière et une augmentation de la fraction du sol inférieure à 2 mm. De plus, nous avons observé une augmentation des stocks par unité de volume en C et en N organiques, ainsi qu’en carbone pyrogénique. Suggérant que l’horizon organique a été compacté et que l’apport de la matière pyrogénique a compensé les pertes de matières organiques. En parallèle, une diminution de la proportion de la masse en MOP, de son ratio C/N et une augmentation de sa concentration en C et en N organiques ont été observées dans l’horizon organique. Ce serait donc surtout la MOP de l’horizon organique qui serait affectée par le feu, alors que l’horizon minéral n’aurait pas été impacté. En somme, il sera nécessaire d’augmenter le nombre d’échantillons au niveau des horizons organique et minéral pour confirmer ces tendances et vérifier s’il y a des impacts sur l’horizon minéral, dépendant de la sévérité des feux.

Pour les effets de la sévérité sur la minéralisation, nous n’avons relevé aucun effet significatif sur les taux de minéralisation et la sensibilité à la température dans les horizons organique et minéral. En revanche, les taux de minéralisation sont semblables et parfois plus élevés dans l’horizon minéral que dans l’horizon organique. Un résultat que nous n’attendions pas en raison de la forte proportion en MOAM, qui est supposément moins réactive que la MOP. En parallèle, l’azote et le phosphore sont plus immobilisés par les microorganismes que rendus biodisponibles, montrant la forte limitation de ces nutriments liée au fort ratio C/N de ces sols. Ces résultats suggèrent que les feux n’ont affecté qu’une petite partie de l’horizon organique, ne créant pas un effet assez grand pour affecter significativement l’ensemble du sol. Pour confirmer ces tendances, il serait pertinent d’augmenter le nombre d’échantillons (principalement pour les niveaux "Témoin" et "Faible" et pour l’horizon minéral), afin de comparer plus amplement les deux horizons du sol et

peut-être même comparer la minéralisation associée à la MOP et à la MOAM des deux horizons, afin de mieux comprendre la ressemblance observée entre ceux-ci.

Pour bien établir la portée de nos résultats, l'interprétation de ceux-ci doit être nuancée par certaines limites méthodologiques. Celles-ci concernent notamment le nombre de sites utilisés et de parcelles "Témoin" pour l'horizon organique et de répliques pour les sévérités "Témoin" et "Faible" de l'horizon minéral. À cela s'ajoute la présence d'épinettes noires ou de pins gris sur les parcelles, l'écart d'âge entre les deux plantations, ainsi que certaines contraintes expérimentales au laboratoire. Bien que ces facteurs ajoutent une variabilité dans nos résultats et apportent de la nuance dans nos conclusions, ils permettent de mettre en évidence des pistes d'amélioration et de continuité.

À la suite de ce projet, il sera nécessaire de suivre l'évolution des stocks de carbone et d'azote organiques, ainsi que de carbone pyrogénique, et de comparer ces résultats avec d'autres études réalisées en forêt dense et ainsi documenter les sols de plantation à court et long terme après feu (Bill *et al.* 2023; Gundale *et al.* 2024). L'horizon minéral du sol pourrait aussi être étudié plus rigoureusement au niveau des sévérités "Témoin" et "Faible", afin de vérifier si la sévérité crée aussi des variations significatives sur les stocks de carbone et d'azote de l'horizon minéral. Des collets en PVC ont déjà été installés sur certaines parcelles pour évaluer le taux de respiration et la sensibilité à la température du sol sur le terrain. Ainsi, nous pourrions suivre leur évolution et comparer certains résultats obtenus en laboratoire avec le terrain (Aaltonen *et al.* 2019; Ribeiro-Kumara *et al.* 2022).

Au-delà de l'intérêt académique, ces résultats nous ont permis de préciser les impacts de la sévérité des feux en plantations de forêt boréale. Pour une infrastructure de recherche,

comme Carbone boréal, cette étude a permis de mieux comprendre les impacts des feux qui ont affecté certaines plantations en 2023, ainsi que leur stock de carbone dans le sol.

LISTE DE RÉFÉRENCES

- Aaltonen H, Palviainen M, Zhou X, Köster E, Berninger F, Pumpanen J et Köster K. 2019. Temperature sensitivity of soil organic matter decomposition after forest fire in Canadian permafrost region. *Journal of Environmental Management*, 241 : 637-644.
- Agbeshie AA, Abugre S, Atta-Darkwa T et Awuah R. 2022. A review of the effects of forest fire on soil properties. *Journal of Forestry Research*, 33 : 1419-1441.
- Alexis MA, Rasse DP, Rumpel C, Bardoux G, Péchot N, Schmalzer P, Drake B et Mariotti A. 2007. Fire impact on C and N losses and charcoal production in a scrub oak ecosystem. *Biogeochemistry*, 82 : 201-216.
- Augustin F, Girardin MP, Terrier A, Grondin P, Lambert M-C, Leduc A et Bergeron Y. 2022. Projected changes in fire activity and severity feedback in the spruce–feather moss forest of western Quebec, Canada. *Trees, Forests and People*, 8 : 100229.
- Benbi DK, Boparai AK et Brar K. 2014. Decomposition of particulate organic matter is more sensitive to temperature than the mineral associated organic matter. *Soil Biology and Biochemistry*, 70 : 183-192.
- Bergeron J-F, Grondin P et Blouin J. 1999. Rapport de classification écologique du sous-domaine bioclimatique de la pessière à mousses de l'ouest. Ministère des ressources naturelles,, Direction des inventaires forestiers, Québec, 211 p.
- Bernier PY, Gauthier S, Jean P-O, Manka F, Boulanger Y, Beaudoin A et Guindon L. 2016. Mapping local effects of forest properties on fire risk across Canada. *Forests*, 7 : 157.
- Bill KE, Dieleman CM, Baltzer JL, Degré-Timmons GÉ, Mack MC, Day NJ, Cumming SG, Walker XJ et Turetsky MR. 2023. Post-fire recovery of soil organic layer carbon in canadian boreal forests. *Ecosystems*, 26 : 1623-1639.
- Boby LA, Schuur EAG, Mack MC, Verbyla D et Johnstone JF. 2010. Quantifying fire severity, carbon, and nitrogen emissions in Alaska's boreal forest. *Ecological Applications*, 20 : 1633-1647.
- Bodí MB, Martin DA, Balfour VN, Santín C, Doerr SH, Pereira P, Cerdà A et Mataix-Solera J. 2014. Wildland fire ash: Production, composition and eco-hydro-geomorphic effects. *Earth-Science Reviews*, 130 : 103-127.
- Bouchard M, Pothier D et Gauthier S. 2008. Fire return intervals and tree species succession in the North Shore region of eastern Quebec. *Canadian Journal of Forest Research*, 38 : 1621-1633.
- Boucher J, Beaudoin A, Hébert C, Guindon L et Baucé E. 2017. Assessing the potential of the differenced Normalized Burn Ratio (dNBR) for estimating burn severity in eastern Canadian boreal forests. *International Journal of Wildland Fire*, 26 : 32-45.
- Boulanger Y, Arseneault D, Bélisle AC, Bergeron Y, Boucher J, Boucher Y, Danneyrolles V, Erni S, Gachon P, Girardin MP, Grant E, Grondin P, Jetté J-P, Labadie G, Leblond M, Leduc A, Pascual J, St-Laurent M-H, Tremblay JA et Waldron K. 2025. La saison des feux de forêt 2023 au Québec: un aperçu des conditions extrêmes, des impacts, des leçons apprises et des considérations pour l'avenir. *Canadian Journal of Forest Research*, 55 : 1-23.
- Bower CE et Holm-Hansen T. 1980. A salicylate–hypochlorite method for determining ammonia in seawater. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37 : 794-798.

- Brais S, David P et Ouimet R. 2000. Impacts of wild fire severity and salvage harvesting on the nutrient balance of jack pine and black spruce boreal stands. *Forest Ecology and Management*, 137 : 231-243.
- Brandt JP. 2009. The extent of the North American boreal zone. *Environmental Reviews*, 17 : 101-161.
- Bryant R, Doerr SH et Helbig M. 2005. Effect of oxygen deprivation on soil hydrophobicity during heating. *International Journal of Wildland Fire*, 14 : 449-455.
- Bunnell FL, Tait DEN, Flanagan PW et Van Clever K. 1977. Microbial respiration and substrate weight loss—I: A general model of the influences of abiotic variables. *Soil Biology and Biochemistry*, 9 : 33-40.
- Cambardella CA et Elliott ET. 1992. Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Science Society of America Journal*, 56 : 777-783.
- Cassel DK et Nielsen DR. 1986. Field capacity and available water capacity. Dans : Norman AG éd. *Methods of soil analysis*. Academic Press, New York, p. 915-918.
- Certini G. 2005. Effects of fire on properties of forest soils: a review. *Oecologia*, 143 : 1-10.
- Chang R et Overby J. 2019. Les gaz. Dans : *Chimie générale*. Chenelière éducation, Montréal (Québec) Canada, p. 134-171.
- Chavardès RD, Danneyrolles V, Portier J, Girardin MP, Gaboriau DM, Gauthier S, Drobyshév I, Cyr D, Wallenius T et Bergeron Y. 2022. Converging and diverging burn rates in North American boreal forests from the Little Ice Age to the present. *International Journal of Wildland Fire*, 31 : 1184-1193.
- Chen H et Tian H-Q. 2005. Does a general temperature-dependent Q₁₀ model of soil respiration exist at biome and global scale? *Journal of Integrative Plant Biology*, 47 : 1288-1302.
- Clarke H, Penman T, Boer M, Cary G, Fontaine J, Price O et Bradstock R. 2020. The proximal drivers of large fires: A pyrogeographic study. *Frontiers in Earth Science*, 8 : 90.
- Coops NC, Hermosilla T, Wulder MA, White JC et Bolton DK. 2018. A thirty year, fine-scale, characterization of area burned in Canadian forests shows evidence of regionally increasing trends in the last decade. *PLOS ONE*, 13 : 19.
- Côté L, Brown S, Paré D, Fyles J et Bauhus J. 2000. Dynamics of carbon and nitrogen mineralization in relation to stand type, stand age and soil texture in the boreal mixedwood. *Soil Biology and Biochemistry*, 32 : 1079-1090.
- Couillard P-L, Payette S, Lavoie M et Laflamme J. 2019. La forêt boréale du Québec: influence du gradient longitudinal. *Le Naturaliste canadien*, 143 : 18-32.
- Craine JM, Morrow C et Fierer N. 2007. Microbial nitrogen limitation increases decomposition. *Ecology*, 88 : 2105-2113.
- D'Orangeville L, Côté B, Houle D et Whalen J. 2013. Reduced mineralizable carbon in a boreal forest soil after three years of artificial warming. *Canadian Journal of Soil Science*, 93 : 567-572.
- Dan Binkley et Fisher RF. 2019. Fire Influences. Dans : Binkley et Fisher éd. *Ecology and Management of Forest Soils*. John Wiley & Sons Ltd, Hoboken, NJ, p. 293-317.

- Dannehyrolles V, Smetanka C, Fournier R, Boucher J, Guindon L, Waldron K, Bourdon J-F, Bonfils D, Beaudoin M, Ibarzabal J, Rossi S et Boucher Y. 2024. Assessing spatial patterns of burn severity for guiding post-fire salvage logging in boreal forests of Eastern Canada. *Forest Ecology and Management*, 556 : 121756.
- Davidson EA et Janssens IA. 2006. Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. *Nature*, 440 : 165-173.
- De Deyn GB, Cornelissen JHC et Bardgett RD. 2008. Plant functional traits and soil carbon sequestration in contrasting biomes. *Ecology Letters*, 11 : 516-531.
- de Groot WJ, Cantin AS, Flannigan MD, Soja AJ, Gowman LM et Newbery A. 2013. A comparison of Canadian and Russian boreal forest fire regimes. *Forest Ecology and Management*, 294 : 23-34.
- DeLuca TH, MacKenzie MD, Gundale MJ et Holben WE. 2006. Wildfire-produced charcoal directly influences nitrogen cycling in ponderosa pine forests. *Soil Science Society of America Journal*, 70 : 448-453.
- Fierer N, Craine JM, McLauchlan K et Schimel JP. 2005. Litter quality and the temperature sensitivity of decomposition. *Ecology*, 86 : 320-326.
- Fierer N, Colman BP, Schimel JP et Jackson RB. 2006. Predicting the temperature dependence of microbial respiration in soil: A continental-scale analysis. *Global Biogeochemical Cycles*, 20 : 10.
- Flannigan MD, Stocks BJ et Wotton BM. 2000. Climate change and forest fires. *Science of The Total Environment*, 262 : 221-229.
- Fontaine S, Barot S, Barré P, Bdioui N, Mary B et Rumpel C. 2007. Stability of organic carbon in deep soil layers controlled by fresh carbon supply. *Nature*, 450 : 277 - 280.
- González-Pérez JA, González-Vila FJ, Almendros G et Knicker H. 2004. The effect of fire on soil organic matter—a review. *Environment International*, 30 : 855-870.
- Gravel J, Prévost M et Thiffault N. 2016. Fiche d'aide à la décision pour les traitements sylvicoles au Québec - Le scarifiage. Gouvernement du Québec, Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Québec (Canada), 9-15 p.
- Gregorich EG et Beare MH. 2008. Physically uncomplexed organic matter. Dans : Carter MR et Gregorich E éd. *Soil sampling and methods of analysis*. CRC Presse, Boca Raton, Florida, p. 607-616.
- Gregorich EG, Beare MH, McKim UF et Skjemstad JO. 2006. Chemical and biological characteristics of physically uncomplexed organic matter. *Soil Science Society of America Journal*, 70 : 975-985.
- Groot WJd, Pritchard JM et Lynham TJ. 2009. Forest floor fuel consumption and carbon emissions in Canadian boreal forest fires. *Canadian Journal of Forest Research*, 39 : 367-382.
- Guindon L, Gauthier S, Manka F, Parisien M-A, Whitman E, Bernier P, Beaudoin A, Villemaire P et Skakun R. 2020. Trends in wildfire burn severity across Canada, 1985 to 2015. *Canadian Journal of Forest Research*, 51 : 1230-1244.
- Gundale MJ, Axelsson EP, Buness V, Callebaut T, DeLuca TH, Hupperts SF, Ibáñez TS, Metcalfe DB, Nilsson M-C, Peichl M, Spitzer CM, Stangl ZR, Strengbom J, Sundqvist MK, Wardle DA et Lindahl BD. 2024. The biological controls of soil carbon accumulation following wildfire and harvest in boreal forests: A review. *Global change biology*, 30 : e17276.

Gustafsson Ö, Bucheli TD, Kukulska Z, Andersson M, Largeau C, Rouzaud J-N, Reddy CM et Eglinton TI. 2001. Evaluation of a protocol for the quantification of black carbon in sediments. *Global Biogeochemical Cycles*, 15 : 881-890.

Hartig F. 2022. DHARMA: residual diagnostics for hierarchical (multi-level / mixed) regression models. R package version 0.4.6.

Högberg P, Näsholm T, Franklin O, Franklin O et Högberg M. 2017. Tamm Review: On the nature of the nitrogen limitation to plant growth in Fennoscandian boreal forests. *Forest Ecology and Management*, 403 : 161-185.

Holden S, Rogers B, Treseder K et Randerson J. 2016. Fire severity influences the response of soil microbes to a boreal forest fire. *Environmental Research Letters*, 11 : 035004.

Holden SR, Gutierrez A et Treseder KK. 2013. Changes in soil fungal communities, extracellular enzyme activities, and litter decomposition across a fire chronosequence in alaskan boreal forests. *Ecosystems*, 16 : 34-46.

Hopkins DW. 2008. Carbon Mineralization. Dans : Carter MR et Gregorich E éd. *Soil sampling and methods of analysis*. CRC Presse, Boca Raton, Florida, p. 589-598.

Horwath W. 2007. Carbon cycling and formation of soil organic matter. Dans : Paul EA éd. *Soil Microbiology, Ecology and Biochemistry*. Academic Press, San Diego, p. 303-339.

Houba VJG, Temminghoff EJM, Gaikhorst GA et van Vark W. 2000. Soil analysis procedures using 0.01 M calcium chloride as extraction reagent. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 31 : 1299-1396.

Houle D et Moore J-D. 2019. Soil solution, foliar concentrations and tree growth response to 8 years of ammonium-nitrate additions in two boreal forests of Quebec, Canada. *Forest Ecology and Management*, 437 : 263-271.

Hungerford RD, Frandsen WH et Ryan KC. Ignition and burning characteristics of organic soils. Dans : Cerulean S et Engstrom RT, *Proceedings 19th Tall Timbers Fire Ecology Conference - Fire in wetlands: a management perspective*, Tallahassee, Floride, 3 au 6 novembre 1993. Tall Timbers Research Station, p. 78-91.

IPCC. 2014. *Climate change 2014: Synthesis report. Contribution of working groups I, II and III to the fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. IPCC, Geneva, Switzerland, 167 p.

IPCC. 2023. *Climate change 2023: Synthesis report. Contribution of working groups I, II and III to the sixth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. IPCC, Geneva, Switzerland, 184 p.

Jain P, Barber QE, Taylor SW, Whitman E, Castellanos Acuna D, Boulanger Y, Chavardès RD, Chen J, Englefield P, Flannigan M, Girardin MP, Hanes CC, Little J, Morrison K, Skakun RS, Thompson DK, Wang X et Parisien M-A. 2024. Drivers and impacts of the record-breaking 2023 wildfire season in Canada. *Nature communications*, 15 : 6764.

Jayen K. 2024. Manuel de détermination des possibilités forestières - 3.9.3 - Enjeux de productivité - Landes à lichens. Gouvernement du Québec, Bureau du forestier en chef, 2 p.

Kasischke ES. 2000. Boreal ecosystems in the global carbon cycle. Dans : Kasischke ES et Stocks BJ éd. *Fire, climate change, and carbon cycling in the boreal forest*. Springer, New York, NY, p. 19-30.

- Kasischke ES, Williams D et Barry D. 2002. Analysis of the patterns of large fires in the boreal forest region of Alaska. *International Journal of Wildland Fire*, 11 : 131-144.
- Kempers AJ et Zweers A. 1986. Ammonium determination in soil extracts by the salicylate method. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 17 : 715-723.
- Kerré B, Bravo CT, Leifeld J, Cornelissen G et Smolders E. 2016. Historical soil amendment with charcoal increases sequestration of non-charcoal carbon: a comparison among methods of black carbon quantification. *European Journal of Soil Science*, 67 : 324-331.
- Key CH et Benson NC. 2006. Landscape assessment (LA). Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, U.S department of agriculture, Fort Collins, CO, 55 p.
- Knicker H. 2007. How does fire affect the nature and stability of soil organic nitrogen and carbon? A review. *Biogeochemistry*, 85 : 91-118.
- Knicker H. 2010. "Black nitrogen" – an important fraction in determining the recalcitrance of charcoal. *Organic Geochemistry*, 41 : 947-950.
- Knicker H. 2011. Pyrogenic organic matter in soil: Its origin and occurrence, its chemistry and survival in soil environments. *Quaternary International*, 243 : 251-263.
- Kolka R, Sturtevant B, Townsend P, Miesel J, Wolter P, Fraver S et DeSutter T. 2014. Post-fire comparisons of forest floor and soil carbon, nitrogen, and mercury pools with fire severity indices. *Soil Science Society of America Journal*, 78 : 58-65.
- Krichels AH, Stephens EZ, Reid C, Barriga MFP, Ordoñez ME, McLaren JR, Kargul M, Larios L, Glassman SI et Homyak PM. 2025. Wildfire-induced losses of soil particulate and mineral-associated organic carbon persist for over 4 years in a chaparral ecosystem. *Global change biology*, 31 : e70404.
- Kuhlbusch TAJ et Crutzen PJ. 1995. Toward a global estimate of black carbon in residues of vegetation fires representing a sink of atmospheric CO₂ and a source of O₂. *Global Biogeochemical Cycles*, 9 : 491-501.
- Laganière J, Paré D et Bradley RL. 2009. Linking the abundance of aspen with soil faunal communities and rates of belowground processes within single stands of mixed aspen–black spruce. *Applied Soil Ecology*, 41 : 19-28.
- Laganière J, Paré D, Bergeron Y et Chen HYH. 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.
- Laganière J, Podrebarac F, Billings SA, Edwards KA et Ziegler SE. 2015. A warmer climate reduces the bioreactivity of isolated boreal forest soil horizons without increasing the temperature sensitivity of respiratory CO₂ loss. *Soil Biology and Biochemistry*, 84 : 177-188.
- Laganière J, Paré D, Bergeron Y, Chen HYH, Brassard BW et Cavard X. 2013. Stability of soil carbon stocks varies with forest composition in the canadian boreal biome. *Ecosystems*, 16 : 852-865.
- Larsen IJ, MacDonald LH, Brown E, Rough D, Welsh MJ, Pietraszek JH, Libohova Z, de Dios Benavides-Solorio J et Schaffrath K. 2009. Causes of post-fire runoff and erosion: Water repellency, cover, or soil sealing? *Soil Science Society of America Journal*, 73 : 1393-1407.

- Lavallee JM, Soong JL et Cotrufo MF. 2019a. Conceptualizing soil organic matter into particulate and mineral-associated forms to address global change in the 21st century. *Global change biology*, 26 : 261-273.
- Lavallee JM, Conant RT, Haddix ML, Follett RF, Bird MI et Paul EA. 2019b. Selective preservation of pyrogenic carbon across soil organic matter fractions and its influence on calculations of carbon mean residence times. *Geoderma*, 354 : 113866.
- Lentile LB, Holden ZA, Smith AMS, Falkowski MJ, Hudak AT, Morgan P, Lewis SA, Gessler PE et Benson NC. 2006. Remote sensing techniques to assess active fire characteristics and post-fire effects. *International Journal of Wildland Fire*, 15 : 319-345.
- Li J, Pei J, Pendall E, Fang C et Nie M. 2020. Spatial heterogeneity of temperature sensitivity of soil respiration: A global analysis of field observations. *Soil Biology and Biochemistry*, 141 : 107675.
- Li J, Pei J, Liu J, Wu J, Li B, Fang C et Nie M. 2021. Spatiotemporal variability of fire effects on soil carbon and nitrogen: A global meta-analysis. *Global change biology*, 27 : 4196-4206.
- Lorenz K et Lal R. 2010a. The natural dynamic of carbon in forest ecosystems. Dans : Springer éd. *Carbon Sequestration in Forest Ecosystems*. Springer, Dordrecht, Heidelberg, London, New York, p. 23-101.
- Lorenz K et Lal R. 2010b. Carbon dynamics and pools in major forest biomes of the world. Dans : Springer éd. *Carbon Sequestration in Forest Ecosystems*. Springer, Dordrecht, Heidelberg, London, New York, p. 159-205.
- Loudermilk E, O'Brien JJ, Goodrick S, Linn R, Skowronski N et Hiers J. 2022. Vegetation's influence on fire behavior goes beyond just being fuel. *Fire Ecology*, 18 : 1-10.
- Ludwig S, Alexander H, Kielland K, Mann P, Natali S et Ruess R. 2018. Fire severity effects on soil carbon and nutrients and microbial processes in a Siberian larch forest. *Global change biology*, 24 : 5841-5852.
- Lützw M, Kögel-Knabner I, Ekschmitt K, Matzner E, Guggenberger G, Marschner B et Fleiss H. 2006. Stabilization of organic matter in temperate soils: mechanisms and their relevance under different soil conditions – a review. *European Journal of Soil Science*, 57 : 426-445.
- Malhi Y, Baldocchi DD et Jarvis PG. 2002. The carbon balance of tropical, temperate and boreal forests. *Plant, Cell & Environment*, 22 : 715-740.
- Mansuy N, Boulanger Y, Terrier A, Gauthier S, Robitaille A et Bergeron Y. 2014. Spatial attributes of fire regime in eastern Canada: Influences of regional landscape physiography and climate. *Landscape Ecology*, 29 : 1157-1170.
- Marty C, Houle D, Courchesne F et Gagnon C. 2019a. Soil C:N ratio is the main driver of soil $\delta^{15}\text{N}$ in cold and N-limited eastern Canadian forests. *Catena*, 172 : 285-294.
- Marty C, Ouimet R, Fradette O, Paré M, Faubert P et Villeneuve C. 2024. Assessing soil carbon dynamics following mechanical site preparation in boreal lichen woodlands of Québec, Canada. *Forest Ecology and Management*, 553 : 121600.
- Marty C, Piquette J, Morin H, Bussi res D, Thiffault N, Houle D, Bradley RL, Simpson MJ, Ouimet R et Paré MC. 2019b. Nine years of in situ soil warming and topography impact the temperature sensitivity and basal respiration rate of the forest floor in a Canadian boreal forest. *PLOS ONE*, 14 : e0226909.

- Mataix-Solera J, Cerdà A, Arcenegui V, Jordán A et Zavala LM. 2011. Fire effects on soil aggregation: A review. *Earth-Science Reviews*, 109 : 44-60.
- Merino A, García-Oliva F, Fontúrbel MT et Vega JA. 2021. The high content of mineral-free organic matter in soils increases their vulnerability to wildfire in humid-temperate zones. *Geoderma*, 395 : 115043.
- Miesel J, Reiner A, Ewell C, Maestrini B et Dickinson M. 2018. Quantifying changes in total and pyrogenic carbon stocks across fire severity gradients using active wildfire incidents. *Frontiers in Earth Science*, 6 : 21.
- Ministère des ressources naturelles et des forêts. 2022. Zones de végétation et domaines bioclimatiques du Québec. Ministère des ressources naturelles et des forêts, Direction des inventaires forestiers, Québec, 8 p.
- Miyaniishi K et Johnson EA. 2002. Process and patterns of duff consumption in the mixedwood boreal forest. *Canadian Journal of Forest Research*, 32 : 1285-1295.
- Moore T. 2021. Soils of Quebec. Dans : Krzic M, *et al.* éd. *Digging into Canadian Soils : An Introduction to Soil Science*. Canadian Society of Soil Science, Pinawa, MB, p. 401-409.
- Murphy J et Riley JP. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta*, 27 : 31-36.
- Näsholm T, Ekblad A, Nordin A, Giesler R, Högborg M et Högborg P. 1998. Boreal forest plants take up organic nitrogen. *Nature*, 392 : 914-916.
- National Forest Inventory. 2013. Canada's National Forest Inventory, revised 2006 baseline. Natural Resources Canada, Victoria, BC.
- Nelson DW. 1983. Determination of ammonium in KCl extracts of soils by the salicylate method. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 14 : 1051-1062.
- Ouimet R, Boucher JF, Tremblay P et Lord D. 2018. Comparing soil profiles of adjacent forest stands with contrasting tree densities: lichen woodlands vs. black spruce-feathermoss stands in the continuous boreal forest. *Canadian Journal of Soil Science*, 98 : 458-468.
- Pan Y, Birdsey RA, Fang J, Houghton R, Kauppi PE, Kurz WA, Phillips OL, Shvidenko A, Lewis SL et Canadell JG. 2011. A large and persistent carbon sink in the world's forests. *science*, 333 : 988-993.
- Paré D, Laganière J, Larocque G et Boutin R. 2022. Effects of a warmer climate and forest composition on soil carbon cycling, soil organic matter stability and stocks in a humid boreal region. *SOIL*, 8 : 673-686.
- Paré MC et Bedard-Haughn A. 2011. Optimum liquid density in separation of the physically uncomplexed organic matter in Arctic soils. *Canadian Journal of Soil Science*, 91 : 65-68.
- Parro K, Köster K, Jöngiste K, Seglinš K, Sims A, Stanturf JA et Metslaid M. 2019. Impact of post-fire management on soil respiration, carbon and nitrogen content in a managed hemiboreal forest. *Journal of Environmental Management*, 233 : 371-377.
- Plante AF, Stone MM et McGill MB. 2015. The metabolic physiology of soil microorganisms. Dans : Paul EA éd. *Soil microbiology, ecology, and biochemistry*. Academic Press, Amsterdam, p. 245-271.

- Poirier V, Paré D, Boiffin J et Munson AD. 2014. Combined influence of fire and salvage logging on carbon and nitrogen storage in boreal forest soil profiles. *Forest Ecology and Management*, 326 : 133-141.
- Qin S, Fang K, Song Y, Kang L, Wang S et Yang Y. 2024. Linkage between temperature sensitivity of SOM decomposition and microbial communities depends on soil fractions. *Global change biology*, 30 : e17456.
- R Core Team. 2021. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Ressources naturelles Canada. 2024. L'état des forêts au Canada : Rapport annuel 2024. Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Ottawa, 161 p.
- Ribeiro-Kumara C, Santín C, Doerr SH, Pumpanen J, Baxter G et Köster K. 2022. Short- to medium-term effects of crown and surface fires on soil respiration in a Canadian boreal forest. *Canadian Journal of Forest Research*, 52 : 591-604.
- Robertson G et Groffman P. 2024. Nitrogen transformations. Dans : Paul EA et Frey SD éds. *Soil Microbiology, Ecology and Biochemistry*. Elsevier, Oxford, UK, p. 407-438.
- Roth HK, McKenna AM, Simpson MJ, Chen H, Srikanthan N, Feghel TS, Nelson AR, Rhoades CC, Wilkins MJ et Borch T. 2023. Effects of burn severity on organic nitrogen and carbon chemistry in high-elevation forest soils. *Soil & Environmental Health*, 1 : 100023.
- Santín C et Doerr SH. 2016. Fire effects on soils: the human dimension. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 371 : 10.
- Santín C, Doerr SH, Merino A, Bryant R et Loader NJ. 2016. Forest floor chemical transformations in a boreal forest fire and their correlations with temperature and heating duration. *Geoderma*, 264 : 71-80.
- Schimel JP et Bennett J. 2004. Nitrogen mineralization: Challenges of a changing paradigm. *Ecology*, 85 : 591-602.
- Schlesinger WH. 1991a. The global carbon cycle. Dans : *Biogeochemistry: an analysis of the global change*. Academic Press, San Diego, p. 308-321.
- Schlesinger WH. 1991b. The global cycles of nitrogen and phosphorus. Dans : *Biogeochemistry: an analysis of the global change*. Academic Press, San Diego, p. 322-335.
- Schrumpf M, Kaiser K, Guggenberger G, Persson T, Kögel-Knabner I et Schulze ED. 2013. Storage and stability of organic carbon in soils as related to depth, occlusion within aggregates, and attachment to minerals. *Biogeosciences*, 10 : 1675-1691.
- Shu X, Chen D, Chen J, Zhou Z, Luo Y, Zhang Y, Tang H, Deng D et Xia L. 2026. Mixed forestation outperforms pure stands in soil carbon sequestration and stability. *Global change biology*, 32 : e70812.
- Six J, Conant RT, Paul EA et Paustian K. 2002. Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. *Plant and Soil*, 241 : 155-176.
- Skjemstad JO et Baldock JA. 2008. Total and Organic Carbon. Dans : Carter MR et Gregorich E éds. *Soil sampling and methods of analysis*. CRC Presse, Boca Raton, Florida, p. 225-238.

Smith CK, Coyea MR et Munson AD. 2000. Soil carbon, nitrogen, and phosphorus stocks and dynamics under disturbed black spruce forests. *Ecological Applications*, 10 : 775-788.

Soil Classification Working Group. 1998. The canadian system of soil classification. National research council of Canada, Agriculture and agri-food Canada, Ottawa, ON, 187 p.

Soucémariadin LN, Quideau SA et MacKenzie MD. 2014. Pyrogenic carbon stocks and storage mechanisms in podzolic soils of fire-affected Quebec black spruce forests. *Geoderma*, 217-218 : 118-128.

Soucémariadin LN, Quideau SA, MacKenzie MD, Munson AD, Boiffin J, Bernard GM et Wasylishen RE. 2015. Total and pyrogenic carbon stocks in black spruce forest floors from eastern Canada. *Organic Geochemistry*, 82 : 1-11.

Soucémariadin LN, Quideau SA, Wasylishen RE et Munson AD. 2015. Early-season fires in boreal black spruce forests produce pyrogenic carbon with low intrinsic recalcitrance. *Ecology*, 96 : 1575-1585.

Sterner RW, Elser JJ et Vitousek P. 2002. The stoichiometry of consumer-driven nutrient recycling. Dans : *Ecological Stoichiometry*. Princeton University Press, p. 231-261.

Stocks B, Mason J, Todd J, Bosch E, Wotton B, Amiro B, Flannigan M, Hirsch K, Logan K et Martell D. 2002. Large forest fires in Canada, 1959–1997. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 107 : FFR 5-1-FFR 5-12.

Stocks BJ, Alexander ME, Wotton BM, Stefner CN, Flannigan MD, Taylor SW, Lavoie N, Mason JA, Hartley GR, Maffey ME, Dalrymple GN, Blake TW, Cruz MG et Lanoville RA. 2004. Crown fire behaviour in a northern jack pine black spruce forest. *Canadian Journal of Forest Research*, 34 : 1548-1560.

Thompson DK, Parisien MA, Morin J, Millard K, Larsen CPS et Simpson BN. 2017. Fuel accumulation in a high-frequency boreal wildfire regime: from wetland to upland. *Canadian Journal of Forest Research*, 47 : 957-964.

Topp GC et Ferré P. 2002. Water content. Dans : J.H. Dane and G.C. Topp éd. *Methods of Soil Analysis Part 4, Physical Methods*. Soil Science Society of America, Madison, WI, p. 417-546.

Tremblay SL, 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.

von Lützow M, Kögel-Knabner I, Ekschmitt K, Flessa H, Guggenberger G, Matzner E et Marschner B. 2007. SOM fractionation methods: Relevance to functional pools and to stabilization mechanisms. *Soil Biology and Biochemistry*, 39 : 2183-2207.

Walker XJ, Mack MC, Black B, Dean J, Kemper LF, Potter S, Rogers BM et Truettner CM. 2025. Increasing wildfire frequency decreases carbon storage and leads to regeneration failure in Alaskan boreal forests. *Fire Ecology*, 21 : 57.

Walker XJ, Rogers BM, Veraverbeke S, Johnstone JF, Baltzer JL, Barrett K, Bourgeau-Chavez L, Day NJ, de Groot WJ, Dieleman CM, Goetz S, Hoy E, Jenkins LK, Kane ES, Parisien MA, Potter S, Schuur EAG, Turetsky M, Whitman E et Mack MC. 2020. Fuel availability not fire weather controls boreal wildfire severity and carbon emissions. *Nature Climate Change*, 10 : 1130-1136.

Wang Z, Wang Z, Zou Z, Chen X, Wu H, Wang W, Su H, Li F, Xu W, Liu Z et Zhu J. 2024. Severe global environmental issues caused by canada's record-breaking wildfires in 2023. *Advances in Atmospheric Sciences*, 41 : 565-571.

Weil RR et Brady NC. 2017. Soil organic matter. Dans : *The nature and properties of soils*. Pearson Education Limited, Harlow (Angleterre), p. 526-581.

Whitman E, Parisien M-A, Thompson DK et Flannigan MD. 2019. Short-interval wildfire and drought overwhelm boreal forest resilience. *Scientific Reports*, 9 : 18796.

World Meteorological Organization. 2025. *State of the Global Climate 2024*. WMO, Geneva, Switzerland, 42 p.

Zeba N, Berry TD, Fischer MS, Traxler MF et Whitman T. 2024. Soil carbon mineralization and microbial community dynamics in response to pyrogenic organic matter addition. *Soil Biology and Biochemistry*, 191 : 109328.

Zhang Y et Biswas A. 2017. The effects of forest fire on soil organic matter and nutrients in boreal forests of North America: A review. Dans : Rakshit A, *et al.* éds. *Adaptative Soil Management: From Theory to Practices*. Springer Nature, Singapore, p. 465-476.

ANNEXE I : DOCUMENT POUR LA MESURE DE LA SÉVÉRITÉ CBI

Tableau 2. Fiche de mesure CBI utilisée pour déterminer le niveau de sévérité des feux des parcelles. Tirée de Key et Benson (2006).

BURN SEVERITY --COMPOSITE BURN INDEX (BI)										
PD -Abridged		Examiners:				Fire Name:				
Registration Code		Project Code				Plot Number				
Field Date mmdyyyyy / /		Fire Date mm/yyyy /								
Plot Aspect		Plot % Slope				UTM Zone				
Plot Radius Overstory		UTM E plot center				GPS Datum				
Plot Radius Understory		UTM N plot center				GPS Error (m)				
Number of Plot Photos		Plot Photo IDs								
BI – Long Form		% Burned 20 m Plot =		%Burned 30 m Plot =		Fuel Photo Series =				
STRATA RATING FACTORS		BURN SEVERITY SCALE						ACTOR SCORES		
		No Effect	Low		Moderate		High			
		0.0	0.5	1.0	1.5	2.0	2.5			3.0
A. SUBSTRATES										
% Pre-Fire Cover: Litter =		Duff =		Soil/Rock =		Pre-Fire Depth (inches): Litter =		Duff = Fuel Bed =		
Litter/Light Fuel Consumed	Unchanged	--	50% litter	--	100% litter	>80% light fuel	98% Light Fuel			
Duff	Unchanged	--	Light char	--	50% loss deep char	--	Consumed			
Medium Fuel, 3-8 in.	Unchanged	--	20% consumed	--	40% consumed	--	>60% loss, deep ch			
Heavy Fuel, > 8 in.	Unchanged	--	10% loss	--	25% loss, deep char	--	>40% loss, deep ch			
Soil Cover/Color	Unchanged	--	10% change	--	40% change	--	>80% change			
B. HERBS, LOW SHRUBS AND TREES LESS THAN 1 METER:										
Pre-Fire Cover =		Enhanced Growth Factor =								
%Foliage Altered (blk-brn)	Unchanged	--	30%	--	80%	95%	100% + branch loss			
Frequency % Living	100%	--	90%	--	50%	< 20%N	None			
Colonizers	Unchanged	--	Low	--	Moderate	High-Low	Low to None			
Spp. Comp. -Rel. Abund.	Unchanged	--	Little change	--	Moderate change	--	High change			
C. TALL SHRUBS AND TREES 1 TO 5 METERS:										
Pre-Fire Cover =		Enhanced Growth Factor =								
% Foliage Altered (blk-brn)	0%	--	20%	--	60-90%	> 95%	Significant branch loss			
Frequency % Living	100%	--	90%	--	30%	< 15%	<1%			
% Change in Cover	Unchanged	--	15%	--	70%	90%	100%			
Spp. Comp. -Rel. Abund.	Unchanged	--	Little change	--	Moderate change	--	High Change			
D. INTERMEDIATE TREES (SUBCANOPY, POLE-SIZED TREES)										
Pre-Fire Cover =		Pre-Fire Number Living =		Pre-Fire Number Dead =						
% Green (Unaltered)	100%	--	80%	--	40%	< 10%	None			
% Black (Torch)	None	--	5-20%	--	80%	> 85%	100% + branch loss			
% Brown (Scorch/Girdle)	None	--	5-20%	--	40-80%	< 40 or > 80%	None due to torch			
% Canopy Mortality	None	--	15%	--	60%	80%	%100			
Char Height	None	--	1.5 m	--	2.8 m	--	> 5 m			
Post Fire: %Girdled=%		Felled =		%TreeMortality =						
E. BIG TREES (UPPER CANOPY, DOMINANT, CODOMNANT TREES)										
Pre-Fire % Cover =		Pre-Fire Number Living =		Pre-Fire Number Dead =						
% Green (Unaltered)	100%	--	95%	--	50%	< 10%	None			
% Black (Torch)	None	--	5-10%	--	50%	> 80%	100% + branch loss			
% Brown (Scorch/Girdle)	None	--	5-10%	--	30-70%	< 30 or > 70%	None due to torch			
% Canopy Mortality	None	--	10%	--	50%	70%	%100			
Char Height	None	--	1.8 m	--	4 m	--	> 7 m			
Post Fire: %Girdled =		%Felled =		%Tree Mortality						
Community Notes/Comments:		BI = Sum of Scores / N Rated:		Sum of Scores		N Rated		CBI		
		Understory (A+B+C)								
		Overstory(D+E)								
		Total Plot (A+B+C+D+E)								

% Estimators: **20 m Plot:** 314 m² 1% = 1x3 m 5% = 3x5 m 10% = 5x6 m *After, Key and Benson 1999, USGS NRMSC, Glacier Field Station*
30 m Plot: 704 m² 1% = 1x7 m (<2x4 m) 7% = 5x7 m 10% = 7x10 m Versiion 3.0 May 18, 2004

Strata and Factors are defined in FIREMON Landscape Assessment, Chapter 2, and on accompanying BI "cheat sheet". www.fire.org/firemon/lc.htm

ANNEXE II : TABLEAU DES SITES ÉTUDIÉS

Tableau 3. Liste des plantations avec les sites, les parcelles, le niveau de sévérité des feux à l'échelle du CBI qui leur est associé et l'horizon du sol échantillonné sur chaque parcelle.

Plantation	Site	Parcelle	CBI	Sévérité	Horizon échantillonné
2010	1	26	2,8	Élevée	O
		28	2,4	Modérée	O
		540	1,3	Faible	O
		33	2,1	Modérée	O
		34.1	0,0	Témoin	O
		34.2	1,7	Modérée	O
	2	43	0,0	Témoin	O
		50	0,0	Témoin	O
		51	0,0	Témoin	O
	3	52	2,5	Élevée	O
		53	1,8	Modérée	O
		545	0,0	Témoin	O
		542	1,1	Faible	O
		57	2,6	Élevée	O
	4	101	2,5	Élevée	O
		104	2,5	Élevée	O
		543	1,3	Faible	O + M
		109	2,8	Élevée	O + M
		110	2,2	Modérée	O + M
		545 (site 3)	0,0	Témoin	O
	5 et 6 (jumelés)	120	2,6	Élevée	O
		127	2,2	Modérée	O
		119	1,9	Modérée	O + M
		544	1,3	Faible	O
		73	2,1	Modérée	O
		132	2,0	Modérée	O + M
		116	3,0	Élevée	O + M
		555 (moyenne des témoins)	0,0	Témoin	O
2001	15	150	2,8	Élevée	O + M
		151	2,5	Élevée	O
		541	1,3	Faible	O
		152	1,8	Modérée	O
		777 (site 16)	0,0	Témoin	O + M
	16	142	2,7	Élevée	O + M
		145	2,3	Modérée	O
		146	1,0	Faible	O + M
		777	0,0	Témoin	O + M

O = Organique, M = Minéral.

ANNEXE III : FIGURES DES RÉSULTATS SUPPLÉMENTAIRES

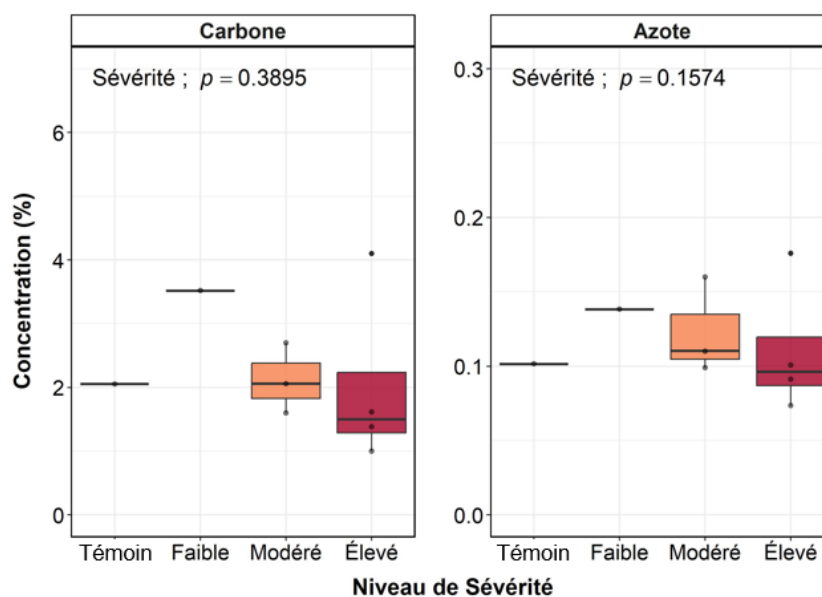


Figure 34. Variation de la concentration (%) en carbone (gauche) et en azote (droite) de la fraction du sol inférieure à 2 mm de l'horizon minéral en fonction du niveau de sévérité des feux à l'échelle du CBI. La dispersion des données est montrée par la position des points et la ligne centrale des boîtes montre la médiane. La valeur de p résultant de l'ANOVA du niveau de sévérité des feux pour le carbone est de 0,3895 et de 0,1574 pour l'azote.

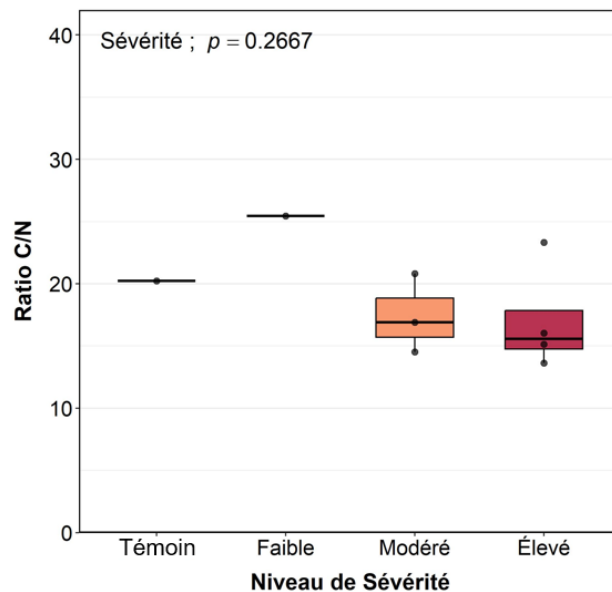


Figure 35. Variation du ratio C/N moyen par site (point) de la fraction du sol inférieure à 2 mm de l'horizon minéral en fonction du niveau de sévérité des feux à l'échelle du CBI. La dispersion des données est montrée par la position des points et la ligne centrale des boîtes montre la médiane. La valeur de p résultant de l'ANOVA du niveau de sévérité des feux est de 0,2667.

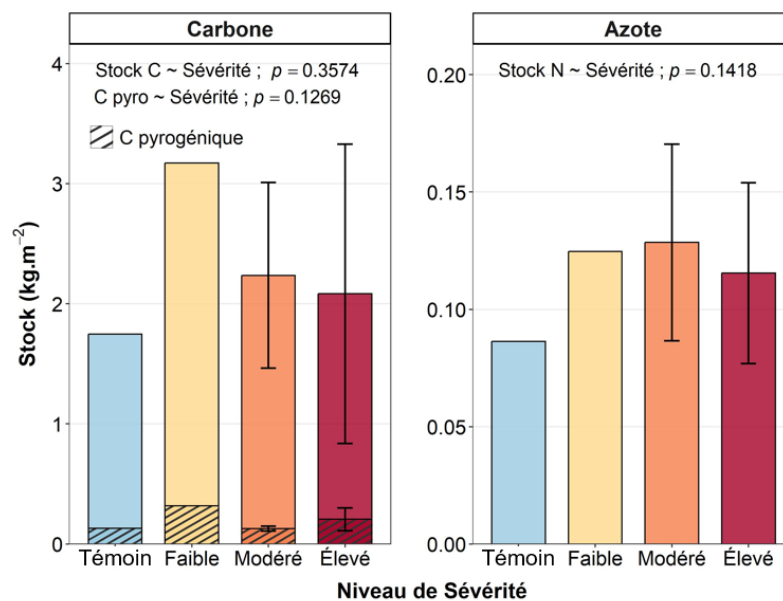


Figure 36. Variation des stocks (kg m⁻²) de carbone (gauche) et d'azote (droite) organiques et de carbone pyrogénique (zone hachurée) de la fraction du sol inférieure à 2 mm, selon les différents niveaux de sévérité des feux à l'échelle du CBI pour l'horizon minéral. Les barres d'erreur représentent l'écart-type sur la moyenne. La valeur de p résultant de l'ANOVA du niveau de sévérité des feux est montrée.

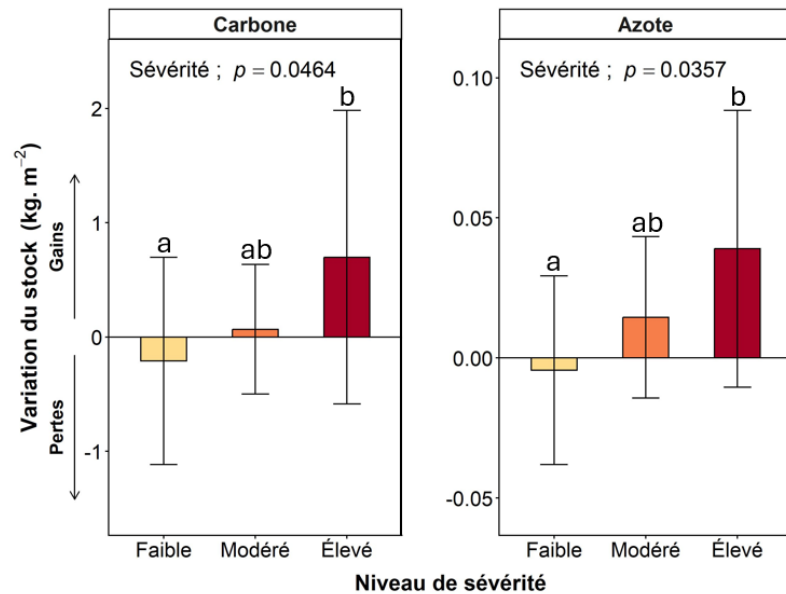


Figure 37. Variation des stocks (kg m⁻²) de carbone et d'azote organiques par rapport aux valeurs du niveau de sévérité CBI "Témoin". Une valeur positive montre un gain en carbone ou en azote organique et une valeur négative des pertes. Les barres d'erreur représentent l'écart-type sur la moyenne. La valeur de p résultant de l'ANOVA du niveau de sévérité des feux pour le carbone est de 0,0464 et de 0,0357 pour l'azote.

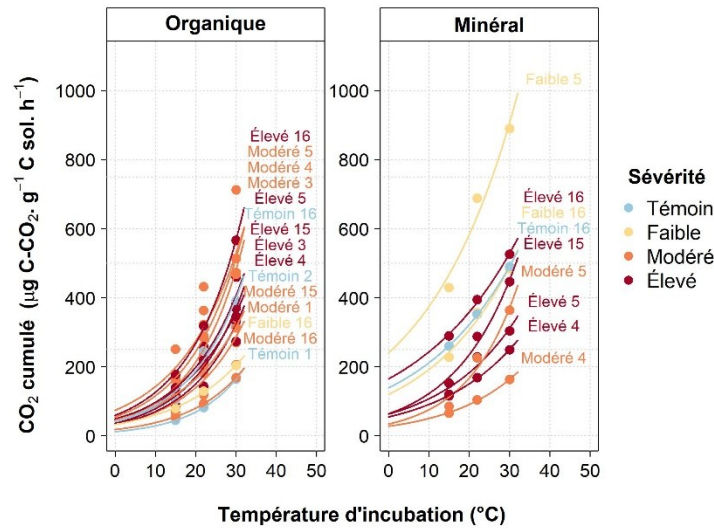


Figure 38. Courbes des taux de respiration cumulés du carbone ($\mu\text{g C-CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ C sol h}^{-1}$) pour chaque site à l'étude (chiffre à droite du niveau de sévérité) en fonction de la température d'incubation ($^{\circ}\text{C}$) pour les horizons organique (gauche) et minéral (droite) et du niveau de sévérité des feux à l'échelle du CBI.

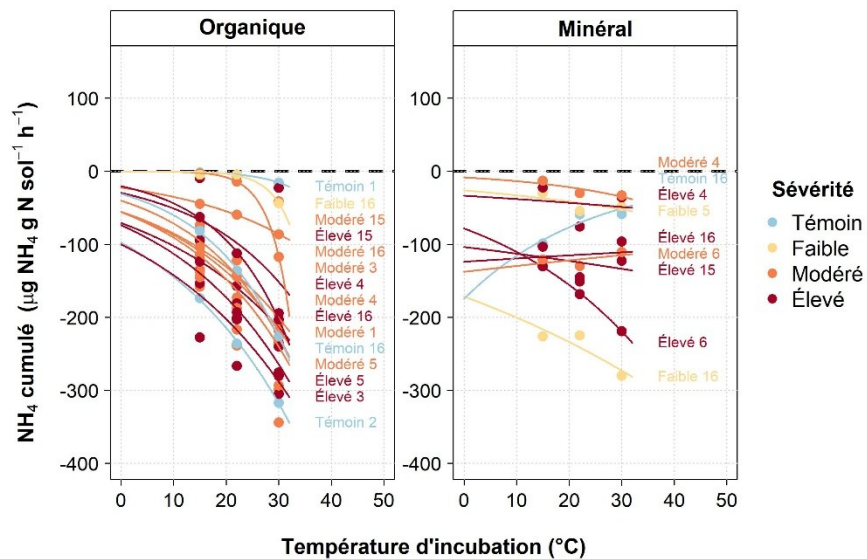


Figure 39. Courbes des taux de minéralisation cumulés de l'ammonium ($\mu\text{g NH}_4 \text{ g}^{-1} \text{ N sol h}^{-1}$) pour chaque site à l'étude (chiffre à droite du niveau de sévérité) en fonction de la

température d'incubation (°C) pour les horizons organique (gauche) et minéral (droite) et du niveau de sévérité des feux à l'échelle du CBI.

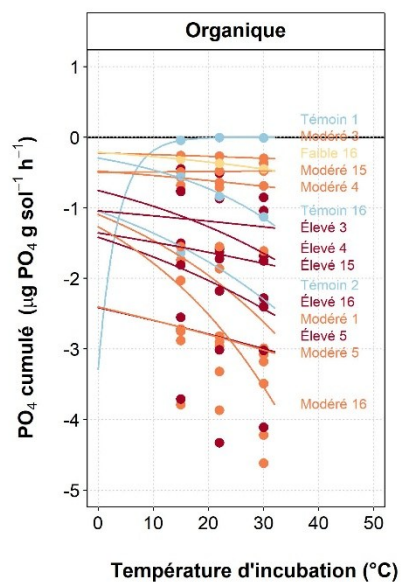


Figure 40. Courbes des taux de minéralisation cumulés des orthophosphates ($\mu\text{g PO}_4 \text{ g}^{-1} \text{ sol h}^{-1}$) pour chaque site à l'étude (chiffre à droite du niveau de sévérité) en fonction de la température d'incubation (°C) et du niveau de sévérité des feux à l'échelle du CBI pour l'horizon organique (point).

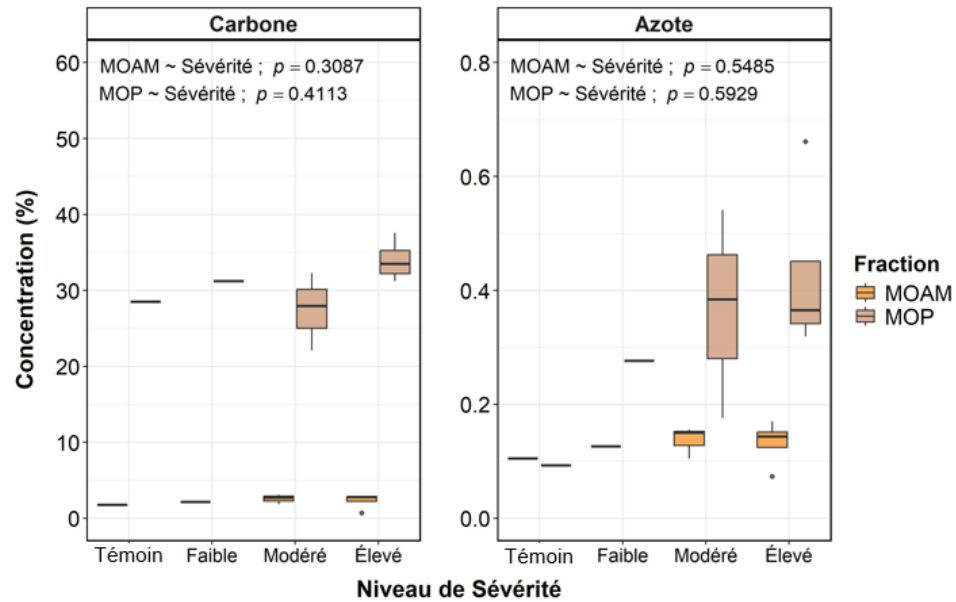


Figure 41. Variation de la concentration en carbone (gauche) et en azote (droite) de la matière organique particulaire (MOP ; brun) et de la matière organique associée aux minéraux (MOAM ; orange) dans l'horizon minéral du sol en fonction du niveau de sévérité des feux à l'échelle du CBI. La dispersion des données est montrée par la grandeur des boîtes et des moustaches et la ligne centrale des boîtes montre la médiane. La valeur de p résultant de l'ANOVA du niveau de sévérité des feux est montrée.

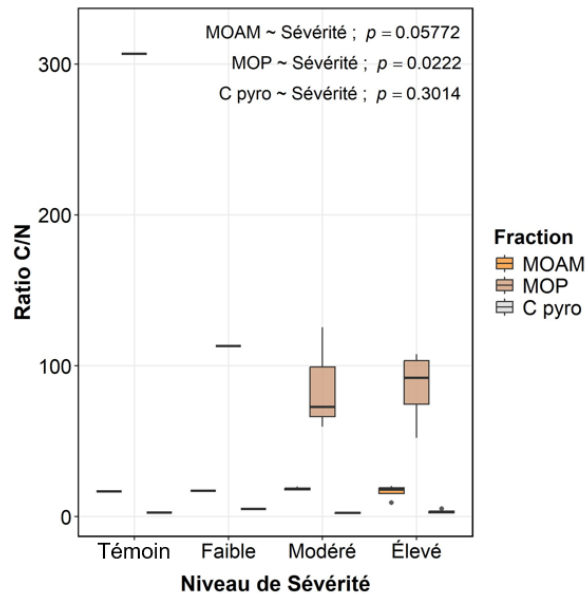


Figure 42. Variation du ratio C/N de la matière organique particulaire (MOP ; brun), associée aux minéraux (MOAM ; orange) et de la matière pyrogénique (C pyro ; gris) dans l'horizon minéral du sol en fonction du niveau de sévérité des feux à l'échelle du CBI. La dispersion des données est montrée par la grandeur des boîtes et des moustaches et la ligne centrale des boîtes montre la médiane. La valeur de p résultant de l'ANOVA du niveau de sévérité des feux est montrée pour chaque fraction.