



Mise en garde

La bibliothèque du Cégep de l'Abitibi-Témiscamingue et de l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT) a obtenu l'autorisation de l'auteur de ce document afin de diffuser, dans un but non lucratif, une copie de son œuvre dans [Depositum](#), site d'archives numériques, gratuit et accessible à tous. L'auteur conserve néanmoins ses droits de propriété intellectuelle, dont son droit d'auteur, sur cette œuvre.

Warning

The library of the Cégep de l'Abitibi-Témiscamingue and the Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT) obtained the permission of the author to use a copy of this document for nonprofit purposes in order to put it in the open archives [Depositum](#), which is free and accessible to all. The author retains ownership of the copyright on this document.

Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT)

Université de Montpellier (UM)

ÂGE D'ÉTABLISSEMENT ET EFFET DES INCENDIES SUR LA COMPOSITION DES
PEUPELEMENTS DE PIN BLANC ET DE PIN ROUGE AU PARC NATIONAL DE LA MAURICIE,
QUÉBEC, CANADA

Mémoire de recherche
présenté
comme exigence partielle
de la maîtrise en écologie et aménagement des écosystèmes forestiers en bi
diplomation avec l'Université de Montpellier

Par
Juliette Taupin

Juin 2025

REMERCIEMENTS

Je souhaite tout d'abord remercier le **Pr. Yves Bergeron** (Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, UQAT) ainsi que le **Pr. Adam Ali** (Université de Montpellier, UM) de m'avoir permis de réaliser ce projet, ainsi que pour leur encadrement et la disponibilité dont ils ont fait preuve.

Merci également à Parcs Canada pour les accès aux sites d'étude dans le parc national de la Mauricie, leur soutien pendant les travaux de terrain et les archives fournies pour les analyses.

Par ailleurs, je tiens à remercier la gentillesse et le soutien de **M. Dorian Gaboriau**, qui a pris le temps de répondre à mes questions ainsi que m'aider à collecter les données de l'étude, et corriger mes travaux.

Aussi, j'aimerais remercier **Mme Marion Blache**, pour son aide, ses conseils et le partage de ses connaissances.

Merci également au **Pr. Guillaume de Lafontaine** et **Mme Léa Blanchette** pour leur enseignement sur l'identification des charbons, et leur soutien tout au long de ce processus.

Je remercie aussi **M. Jean-Christophe Pomerleau** pour son aide dans les travaux de terrain, et **M. Alexandre Nolin** pour son implication dans mes analyses dendrochronologiques.

Finalement, sur une note plus personnelle, je tiens à remercier mon fiancé **M. Tom Iché-Puig** pour toute l'aide et le soutien qu'il m'a apporté tout au long de ce projet, ainsi que mes amies **Mme Mélanie Gilles** et **Mme Mathilde Chapuis** pour leurs conseils, et les bons moments passés ensemble.

AVANT-PROPOS

Les forêts tempérées de l'Est du Canada abritent une grande diversité d'espèces arborescentes, parmi lesquelles figure le pin blanc (*Pinus strobus* L.) et le pin rouge (*Pinus resinosa* Ait.). Cependant, divers facteurs biotiques et abiotiques ont entraîné un déclin significatif de ces deux essences au cours des derniers siècles, une tendance qui pourrait s'accroître avec les changements climatiques.

Les pinèdes blanches et rouges revêtent une importance économique, écologique et culturelle majeure. Ces deux espèces font actuellement l'objet de plans de conservation visant à restaurer les conditions naturelles favorables à leur maintien et à leur régénération. Toutefois, des incertitudes subsistent quant au régime des perturbations, notamment concernant l'intervalle de retour de feu favorable à l'établissement et la régénération de ces deux espèces, compliquant l'élaboration de plans de conservation et d'aménagement efficaces pour leur maintien dans le paysage. C'est dans ce contexte qu'a été initié ce projet de recherche, en collaboration avec le Parc national de la Mauricie (PNLM).

Ce projet s'inscrit dans le cadre de mon double diplôme entre l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT, Canada) et l'Université de Montpellier (UM, France), sous la direction des professeurs Yves Bergeron et Adam A. Ali. L'échantillonnage sur le terrain a été réalisé durant l'été 2023, avec le soutien de M. Dorian Gaboriau, chercheur postdoctoral à l'UQAT, et de M. Jean-Christophe Pomerleau. Les analyses, menées avec l'appui de mes directeurs et de Dorian, ont également bénéficié de la collaboration de M. Tom Iché-Puig. Enfin, la rédaction de mes travaux a été relue et enrichie grâce aux commentaires de mes superviseurs et encadrants.

TABLE DES MATIÈRES

ÂGE D' ÉTABLISSEMENT ET EFFET DES INCENDIES SUR LA COMPOSITION DES PEUPELEMENTS DE PIN BLANC ET DE PIN ROUGE AU PARC NATIONAL DE LA MAURICIE, QUÉBEC, CANADA	1
REMERCIEMENTS	II
AVANT-PROPOS	III
TABLE DES MATIÈRES.....	IV
LISTE DES FIGURES.....	VII
LISTE DES TABLEAUX.....	VIII
LISTE DES SIGLES ET DES ABRÉVIATIONS.....	IX
LISTE DES SYMBOLES ET DES UNITÉS	X
RÉSUMÉ	XI
1. INTRODUCTION	1
1.1 Contexte général.....	1
1.1.1 Importance de la forêt au Canada et au Québec	1
1.1.2 Enjeux de conservation	4
1.1.3 Incendies forestiers au Canada	5
1.2 Les pins blancs et pins rouges	7
1.2.1 Écologie.....	7
1.2.2 Intérêts des pinèdes	8
1.3 Déclin des pinèdes	10
1.3.1 Incendies forestiers et changements climatiques.....	10
1.3.2 Problématiques anthropiques	11
2. PROBLÉMATIQUE	13
3. MATÉRIEL ET MÉTHODES	14
3.1 Zone d'étude	14
3.2 Protocole d'échantillonnage.....	15
3.3 Protocole de laboratoire	17
3.3.1 Analyses dendrochronologiques.....	17
3.3.2 Analyses pédoanthracologiques	18
3.4 Compilation des données	18

3.5	Analyses statistiques	19
3.5.1	Âge des peuplements via la dendrochronologie.....	19
3.5.2	Composition des peuplements.....	20
3.5.3	Étude des charbons de sol	22
4.	RÉSULTATS	23
4.1	Composition des peuplements	23
4.2	Pédoanthracologie	30
4.3	Composition des peuplements avant/après feu	31
4.4	Analyses dendrochronologiques.....	36
4.5	Mise en relation des données issues de la dendrochronologie avec les dates de feu des archives historiques	38
5.	DISCUSSION	42
5.1	Validation des hypothèses.....	42
5.2	Limites du projet.....	44
5.3	Perspectives de l'étude	45
5.4	Retombées de l'étude	45
	CONCLUSION.....	47
	ANNEXE A – ZONES DE RÉPONSE AUX FEUX AU QUÉBEC (SOPFEU, 2023)	48
	ANNEXE B – AIRE DE RÉPARTITION GÉOGRAPHIQUE DES PINS ROUGES (GOUVERNEMENT DU CANADA, 2013B).....	49
	ANNEXE C – AIRE DE RÉPARTITION GÉOGRAPHIQUE DU PIN BLANC (GOUVERNEMENT DU CANADA, 2013A).....	50
	ANNEXE D – LOCALISATION DES POINTS D'ÉCHANTILLONNAGE DANS CHAQUE PEUPLEMENT	51
	ANNEXE E – SCHÉMA EXPLICATIF DE LA MÉTHODE DUNCAN (PAR RAPHAËL CHAVARDÈS).....	53
	ANNEXE F – POURCENTAGE DES ESSENCES D'ARBRES, PAR PEUPLEMENT	54
	ANNEXE G – POURCENTAGE DES ESSENCES DE GAULES PAR PEUPLEMENT	55

ANNEXE H – POURCENTAGE DES ESSENCES IDENTIFIÉES AVEC LES CHARBONS PAR PEUPLEMENT	56
ANNEXE I – ANNÉES D'ÉTABLISSEMENT DES ARBRES, PAR PEUPLEMENT ET PAR ESSENCE.....	57
LISTE DE RÉFÉRENCES.....	58

LISTE DES FIGURES

Figure 1 Localisation des zones de végétation, des domaines bioclimatiques et des régions écologiques au Québec.....	3
Figure 2 Localisation des neuf peuplements de pins blancs échantillonnés dans le Parc national de la Mauricie.....	16
Figure 3 Distance par rapport au centre de la placette (m) et diamètre à hauteur de poitrine (cm) des arbres et gaules, tous peuplements confondus.....	23
Figure 4 Fréquence des différentes essences d'arbres rencontrées par peuplement étudié dans le Parc national de la Mauricie.....	25
Figure 5 Fréquence des différentes essences de gaules rencontrées par peuplement étudié dans le Parc national de la Mauricie.....	28
Figure 6 Occurrence de charbons de sol trouvés par peuplement	31
Figure 7 Visualisation des cohortes de pins par peuplement, pins blancs et rouges confondus.....	38

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 Calcul de la surface terrière (m ² par hectare) pour chaque espèce et peuplement.....	24
Tableau 2 Calcul de la valeur d'importance (fréquence, présence par quadrat et surface terrière) pour les arbres dans les peuplements (en gras vert la valeur maximale et en vert la seconde valeur importante)	27
Tableau 3 Calcul de la valeur d'importance (fréquence, présence par quadrat et surface terrière) pour les gaules dans les peuplements (en gras vert la valeur maximale et en vert la seconde valeur importante)	30
Tableau 4 Nombre de charbons identifiés pour chaque peuplement, par essence..	31
Tableau 5 Composition avant/après feu des peuplements autour du lac Couronne	33
Tableau 6 Composition avant/après feu des peuplements autour des lacs Pool et Éclair	34
Tableau 7 Composition avant/après feu des peuplements autour du lac Rey	35
Tableau 8 Composition avant/après feu des peuplements autour du lac à Sam	36
Tableau 9 Comparaison entre les dates de feu issues des analyses dendrochronologiques et les archives historiques du PNLM pour les peuplements du lac Couronne	39
Tableau 10 Comparaison entre les dates de feu issues des analyses dendrochronologiques et les archives historiques du PNLM pour les peuplements des lacs Pool-Éclair	40
Tableau 11 Comparaison entre les dates de feu issues des analyses dendrochronologiques et les archives historiques du PNLM pour les peuplements du lac Rey	41

LISTE DES SIGLES ET DES ABRÉVIATIONS

FSC : Forest Stewardship Council

g : surface terrière par espèce

G : surface terrière totale à l'hectare

MRNF : ministère des ressources naturelles et des forêts

PCQM : point centered quarter method (quadrats centrés sur le point)

PIB : produit intérieur brut

PNLM : Parc national de la Mauricie

SEA : superposed epoch analysis (analyse d'époque superposée)

SFI : Sustainable Forestry Initiative

UM : Université de Montpellier

UQAT : Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue

LISTE DES SYMBOLES ET DES UNITÉS

% : pourcentage

< : inférieur

> : supérieur

¹⁴C : carbone 14

AD : anno domini (après Jésus-Christ)

AP : avant-présent

cm : centimètre

cm³ : centimètre cube

°C : degré Celsius

DHP : diamètre à hauteur de poitrine

dpi : dots per inch (point par pouce)

km : kilomètre

km² : kilomètre carré

mm : millimètre

RÉSUMÉ

Pour mieux comprendre les conditions d'établissement des pins blancs (*Pinus strobus* L.) et rouges (*Pinus resinosa* Aiton) en forêt tempérée nordique, cette étude vise à reconstituer la dynamique récente des feux et des peuplements dans le parc national de la Mauricie (PNLM), en s'appuyant sur neuf sites localisés autour de cinq lacs. L'objectif principal est d'évaluer l'âge d'établissement des peuplements de pin ainsi que les dates des événements de feu survenus au cours des deux derniers siècles.

La composition et la structure d'âge actuelles des peuplements ont été comparées aux résultats de l'analyse des charbons de bois enfouis dans les sols. Ces charbons ont permis de documenter la composition forestière antérieure aux incendies, et de la mettre en relation avec la végétation actuelle. En combinant des approches dendrochronologiques et pédoanthracologiques, l'étude a cherché à croiser les indices disponibles pour reconstituer la dynamique des feux et évaluer la cohérence entre les différentes méthodes.

L'analyse des archives du parc a révélé un allongement des intervalles de retour de feu depuis le début du XXe siècle, avec des périodes sans incendie dépassant parfois un siècle. La composition actuelle des peuplements montre que, bien que la régénération du pin blanc soit localement présente, elle reste limitée, notamment en raison de l'absence de gaules dans plusieurs sites. Le pin rouge, quant à lui, est quasiment absent dans tous les peuplements, tant au stade juvénile que mature. Ces résultats confirment l'effet de l'exclusion prolongée du feu sur la dynamique forestière. Dans le contexte actuel de changements climatiques et de suppression des incendies, un régime de perturbation plus favorable à la régénération des pins pourrait être nécessaire pour maintenir ces écosystèmes.

Mots-clés : Dendrochronologie, Écologie des feux, Changements climatiques, Pédo-anthracologie.

1. INTRODUCTION

1.1 Contexte général

1.1.1 Importance de la forêt au Canada et au Québec

Le territoire canadien est couvert par 362 millions d'hectares de forêts, ce qui représente 40% du Canada et 9% des forêts mondiales (Ressources Naturelles Canada, 2022a). Les forêts canadiennes représentent 24% des forêts boréales et 25% des forêts tempérées mondiales. Ces forêts jouent un rôle écologique crucial, notamment dans la séquestration du carbone dans les sols et les tourbières (Hugelius *et al.*, 2020).

La forêt boréale a aussi un fort intérêt économique, pour les industries du bois et du papier. Au Canada, l'activité forestière a principalement lieu en zone boréale, dans les provinces maritimes de l'Atlantique et du Pacifique, tandis que les provinces à l'intérieur des terres sont davantage épargnées (Gouvernement du Canada, 2023).

Plusieurs rapports, publiés en 2019, 2021 et 2023 par le ministère des Ressources Naturelles et des Forêts du Québec (MRNF) ont montré que le secteur forestier et les industries qui y sont liées ont des conséquences importantes sur l'économie du Québec. En effet, depuis 2014, la foresterie représente entre 1,5 et 2% du PIB provincial. De plus, ce secteur génère des retombées économiques dans plus de 900 municipalités québécoises, dont 152 en sont fortement dépendantes.

Au Québec, 906 000 km² des 1,7 million de km² (soit 53,29%) de la province sont couverts par des forêts. Elles représentent donc plus de la moitié du territoire québécois. Du nord au sud, les principales zones de végétation se composent de la zone arctique, la zone boréale, et la zone tempérée nordique (Figure 1). La zone tempérée nordique est située entre les latitudes 42°N et 48°N, et se compose de la forêt mixte au nord et de la forêt décidue au sud (Ministère des Ressources Naturelles et des Forêts, 2023). La forêt mixte est composée principalement de sapin baumier (*Abies balsamea* (L.) Mill) et de bouleau jaune (*Betula alleghaniensis* Britt.), avec des espèces tempérées en plus faible quantité telles que l'érables à sucre (*Acer saccharum* Marshall), et l'érable rouge (*Acer rubrum* L.). La forêt décidue, quant à elle,

est principalement composée d'espèces tempérées telles que le hêtre à grandes feuilles (*Fagus grandifolia* Ehrh.) et le pin blanc (*Pinus strobus* L.), et est dominée par les érablières rouges et à sucre (Morneau, 2021).

La zone étudiée (PNLM) se trouve dans la zone tempérée nordique, dans la sous-zone de l'érablière à bouleau jaune (Figure 1, Morneau, 2021).

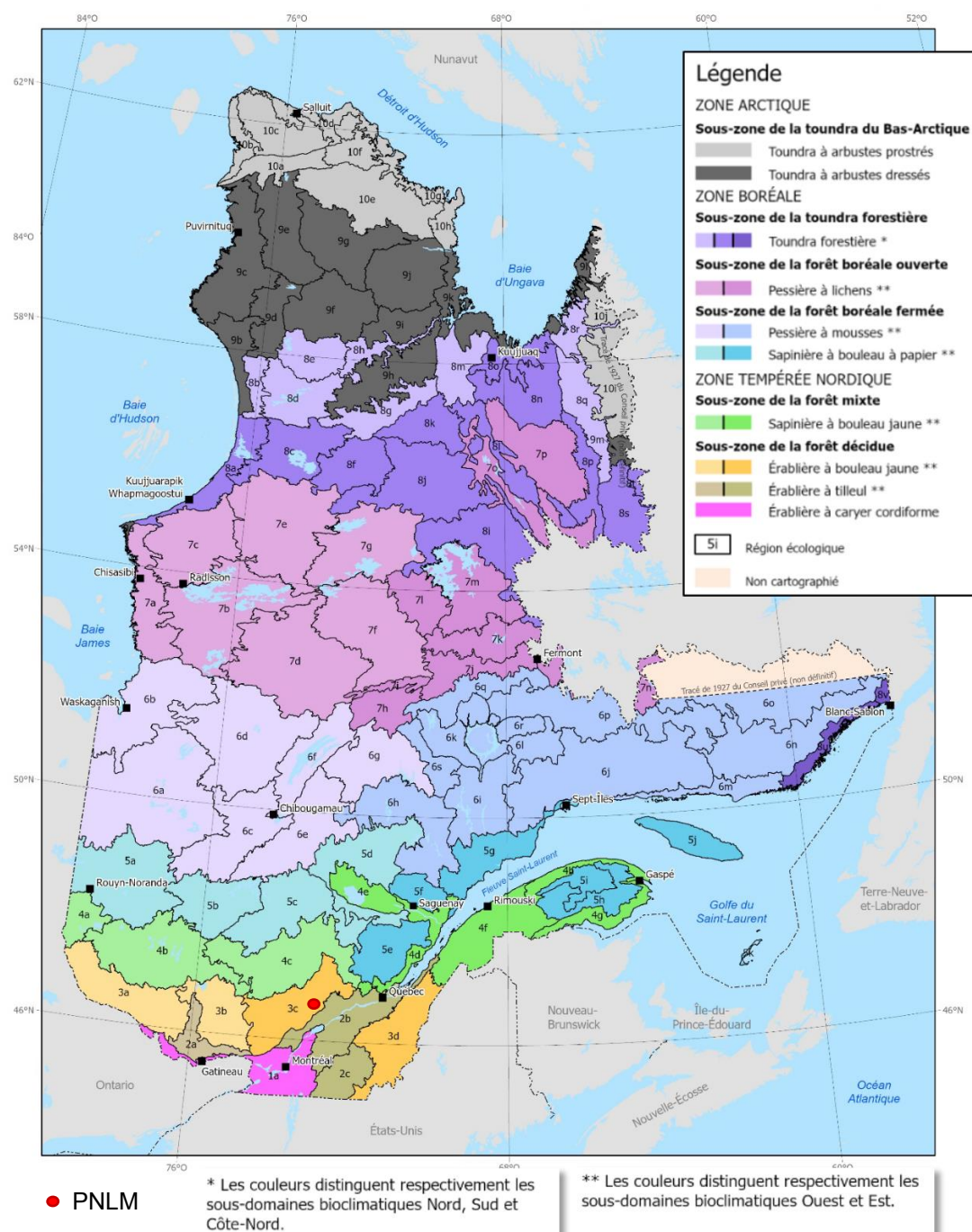


Figure 1
Localisation des zones de végétation, des domaines bioclimatiques et des régions écologiques au Québec
 Source : Morneau, 2021

1.1.2 Enjeux de conservation

La conservation des forêts est une priorité pour le Québec et le Canada, comme indiqué par la Loi sur l'aménagement durable du territoire forestier, en vigueur au Québec depuis le 1^{er} avril 2013. Elle a pour objectif d'établir un régime forestier visant à assurer la pérennité des forêts publiques par une gestion durable, écosystémique et régionalisée. Elle favorise une collaboration entre les parties prenantes, une responsabilisation des gestionnaires, et une protection renforcée du patrimoine forestier tout en soutenant l'économie régionale (Gouvernement du Québec, 2024).

Le maintien de l'écologie des écosystèmes forestiers est assuré par des pratiques sylvicoles encadrées, se voulant plus durables, la création de parcs nationaux, la reforestation et la mise en place de certifications écologiques. Ces certifications, telles que le Forest Stewardship Council (FSC) et le Sustainable Forestry Initiative (SFI), assurent non seulement la protection des écosystèmes, mais permettent aussi aux industries forestières de maintenir leur accès aux marchés internationaux pour l'économie du bois, de plus en plus exigeants en matière de pratiques d'aménagement forestier durable (Ministère des Ressources Naturelles et des Forêts, 2023 ; Ressources Naturelles Canada, 2015a; Ressources Naturelles Canada, 2015b).

La conservation des forêts repose sur des objectifs clés visant à maintenir la biodiversité, à lutter contre les changements climatiques, et à assurer la pérennité de la dynamique naturelle des écosystèmes forestiers. Les stratégies de conservation comprennent l'établissement d'aires protégées, l'adoption de pratiques sylvicoles durables, et l'intégration d'approches écosystémiques dans la gestion des forêts. Ces initiatives cherchent également à préserver les services écosystémiques essentiels, tels que la qualité de l'eau, le stockage du carbone, et la protection des sols (Ressources Naturelles Canada, 2015). Un autre aspect fondamental de la conservation des forêts est la collaboration avec les communautés locales et autochtones, permettant de conjuguer savoirs traditionnels et scientifiques pour une gestion harmonieuse des écosystèmes. Ces efforts s'inscrivent dans des engagements à long terme, tels que l'objectif de protéger 30 % des terres et des eaux au Canada d'ici 2030, tout en répondant aux besoins économiques, sociaux et

environnementaux des générations actuelles et futures (Ressources naturelles Canada, 2022).

Le brûlage dirigé constitue l'une des pratiques employées pour la conservation des forêts. Il s'agit d'un feu intentionnellement allumé et contrôlé, suivant un protocole tenant compte des conditions météorologiques, du type de végétation et des caractéristiques topographiques et édaphiques (Agence Parcs Canada, 2023a ; de Coignac, 1988), pour éviter que le feu ne devienne incontrôlable. Cette stratégie est essentielle pour la préservation de la biodiversité des forêts au Québec, car elle recycle les éléments nutritifs, favorise l'installation de nouvelles générations de plantes, et ouvre des espaces pour la faune. Le brûlage dirigé favorise également la diversification des habitats en créant une mosaïque de conditions écologiques. Cette diversité de microhabitats permet à différentes espèces de faune et de flore de cohabiter, augmentant ainsi la résilience de l'écosystème face aux perturbations (Ritter *et al.*, 2023). Des recherches sont en cours pour étudier l'impact à long terme des brûlages dirigés sur la structure des forêts et la composition des sols. Ces études permettront de perfectionner les techniques de gestion et d'assurer la pérennité des forêts dans un contexte de changement climatique croissant (Agence Parcs Canada, 2023a ; Gagnon, 2024).

1.1.3 Incendies forestiers au Canada

Les incendies forestiers sont des perturbations majeures qui affectent les écosystèmes forestiers canadiens. Les feux de surface sont généralement de faible à moyenne intensité. Ils éliminent la litière et les débris au sol sans atteindre la cime des arbres. Ils peuvent être bénéfiques pour la régénération des peuplements, en éliminant les individus faibles ou malades, sans endommager les autres arbres, et créant une trouée au sol pour l'implantation d'une plantule (Paysen *et al.*, 2000). Les feux de cime, quant à eux, atteignent la cime des arbres depuis le sol et s'y propagent. Ils sont de forte intensité et deviennent vite incontrôlables si non maîtrisés peu de temps après leur déclenchement. Ces feux sont souvent à plus fort impact, pouvant brûler de vastes zones forestières et menacer des infrastructures et des habitats (Hanes *et al.*, 2019 ; Xanthopoulos et Athanasiou, 2020).

La superficie des forêts brûlées canadiennes est en moyenne de 2,5 millions d'hectares (soit 0,68% de la couverture forestière totale) par an au cours des 25 dernières années. Cette superficie fluctue en fonction des conditions climatiques annuelles, et des capacités de gestion des feux (Ressources Naturelles Canada, 2022b). En 2023, plus de 17 millions d'hectares de forêt (17 197 201 ha, soit 4,70 % de la couverture forestière totale) ont été ravagés par les incendies au Canada, un chiffre dépassant de plus de six fois la moyenne annuelle des 25 dernières années (Base de données nationale sur les forêts, 2025 ; Jones *et al.*, 2024).

Au Québec, les feux ont principalement lieu en forêt boréale, composée majoritairement de conifères, bien que cette répartition des feux ne soit pas homogène à travers le territoire (Boulanger *et al.*, 2025). Un allongement du cycle de feu s'est produit entre la période historique (XVII^e-XIX^e siècle) et la période récente (XX^e siècle) (Chavardès *et al.*, 2022 ; Nappi, 2013 ; Parks *et al.*, 2025). Au cours du XX^e siècle, les conditions climatiques au Québec ont été particulièrement sèches entre les années 1920 et 1960; le climat est ensuite devenu plus humide entre les années 1960 et 1980 (Girardin et Wotton, 2009). Ce changement climatique, associé à une politique de réduction des feux mise en place à la même période, a conduit à une diminution de la fréquence des feux (Danneymolle *et al.*, 2021). Les écosystèmes forestiers dépendants du feu ont été affectés par ces changements dans la dynamique des incendies et du climat, car les conditions nécessaires à leur régénération sont devenues moins favorables. C'est pourquoi la gestion des forêts non productrices tend désormais à intégrer les rôles écologiques du feu, en reproduisant certains de ses effets bénéfiques (comme la création de clairières ou la stimulation de la régénération de certaines essences), tout en veillant à limiter les risques écologiques, économiques et sociaux associés aux incendies non contrôlés (Ressources Naturelles Canada, 2021, 2022b).

Au Québec, la stratégie de gestion des feux est divisée en trois zones de réponse : dans la zone de protection intensive (au sud de la limite nordique de la province, c'est-à-dire la frontière définie par le gouvernement du Québec au-delà de laquelle l'aménagement forestier industriel n'est plus autorisé en raison des conditions

écologiques plus fragiles et du faible rendement forestier (52 °N)), les feux sont toujours combattus pour protéger la population, les infrastructures, et la ressource ligneuse. En zone nordique (au nord du 52 °parallèle), les feux ne sont éteints que s'ils menacent des communautés ou des infrastructures. Ils sont généralement surveillés par imageries satellitaires et patrouilles aériennes. Une zone tampon existe au sud de la zone nordique, dans laquelle les feux ne sont combattus que s'ils menacent de se diriger vers la zone de protection intensive (SOPFEU, 2023, Annexe A –).

1.2 Les pins blancs et pins rouges

1.2.1 Écologie

L'aire de répartition géographique du pin rouge (*Pinus resinosa* Ait.) s'étend du sud-est du Manitoba jusqu'à Terre-Neuve-et-Labrador (Canada), incluant le sud de l'Ontario et le Québec, où il se trouve principalement sur des sols sableux bien drainés (Annexe B –). Cette espèce est adaptée aux climats continentaux frais, avec des hivers rigoureux et des étés modérément chauds (Gouvernement du Canada, 2013b).

L'aire de répartition géographique du pin blanc (*Pinus strobus* L.) est similaire à celle du pin rouge, cependant elle s'étend plus au sud le long de la côte atlantique, jusqu'au nord de la Géorgie, aux États-Unis (Annexe C –). Le pin blanc, quant à lui, s'adapte à une gamme plus large de types de sols, y compris les sols argileux et rocheux, et tolère des climats plus humides et tempérés (Gouvernement du Canada, 2013a).

Dans la forêt tempérée mixte se trouve le sous-domaine bioclimatique de l'érablière à bouleau jaune, qui abrite des forêts pures et mixtes de pins blancs et de pins rouges (Grondin *et al.*, 2007 ; Morneau, 2021). Ces forêts sont caractérisées par leur diversité d'âges et de structures, souvent façonnée par les régimes des feux (Engstrom et Mann, 1991 ; Puettmann *et al.*, 2015). En effet, l'écologie de ces deux espèces est étroitement liée aux feux de surface et de cime (Bergeron et Brisson, 1990 ; Ressources Naturelles Canada, 2013 ; Rudolph, 1990).

Les feux de surface créent un environnement qui est favorable aux pins. D'une part, l'écorce épaisse des pins blancs et rouges, et leur absence de branches basses, les

protègent des feux de faible et moyenne intensité, et de la transformation de ceux-ci en feux de cime (Dan VlasIU *et al.*, 2001). Par ailleurs, la matière organique au sol brûlée par les feux peu intenses et mettant au jour la couche minérale permet d'éliminer les espèces compétitrices et de favoriser la régénération des pins. Ces pins tolèrent très peu l'ombre, c'est pourquoi les trouées créées par les feux leur sont favorables durant la phase de croissance. Les graines de pins peuvent ainsi germer, et s'établir en plantules dont la croissance est facilitée par la faible compétition des autres espèces. (Flannigan, 1993 ; McRae *et al.*, 1994 ; Weyenberg *et al.*, 2004). Des feux de surface survenant tous les 20 à 40 ans favorisent l'établissement et la régénération des pinèdes blanches (Dan VlasIU *et al.*, 2001). Le bois des pins rouges contient davantage de résines qui les rendent plus sensibles aux feux; ils sont donc favorisés par des intervalles de feux de surface de 30 à 40 ans (Bergeron et Brisson, 1990).

Les peuplements de pins blancs et rouges parviennent à se régénérer efficacement dans les zones soumises à des feux de cime très peu fréquents, grâce à leur capacité à résister aux incendies, à leur grande hauteur sans branches basses, et à leur mécanisme de régénération post-feu (Flannigan et Bergeron, 1998 ; Quinby, 1991 ; Uprety *et al.*, 2014). Ils se retrouvent dans des forêts présentant des cycles de feux de cime de 150 à 200 ans (Bergeron et Brisson, 1990 ; Dan VlasIU *et al.*, 2001).

1.2.2 Intérêts des pinèdes

Les pinèdes blanches et rouges représentent une grande source de biodiversité, car elles fournissent un habitat et une source d'alimentation à de nombreux organismes (Anand *et al.*, 2013 ; Tomback et Achuff, 2010). Ces écosystèmes, abritant une grande variété d'espèces animales et végétales, jouent un rôle majeur dans le maintien de la diversité des forêts nord-américaines. Parmi les espèces animales, on retrouve le pic à dos noir (*Picoides arcticus* (Swainson, 1832) et la paruline des pins (*Setophaga pinus* L.), deux espèces d'oiseaux qui utilisent les pins pour leur nidification et leur alimentation. Les zones humides adjacentes aux pinèdes sont également cruciales pour la survie de la tortue des bois (*Glyptemys insculpta* Le Conte), une espèce en péril qui utilise ces zones pour se nourrir et se reproduire. Les pinèdes blanches et

rouges fournissent également un microhabitat unique pour diverses espèces végétales, telles que certaines plantes mycorhiziennes ainsi que les éricacées qui prospèrent dans les sols acides souvent associés aux forêts de pins, et les fougères qui bénéficient de la lumière tamisée sous le couvert des arbres (Latremouille, *et al.*, 2008 ; Rudolph, 1990 ; Tomback et Achuff, 2010).

Outre leur valeur écologique, les pinèdes ont un fort intérêt culturel et spirituel pour les Peuples autochtones (Latremouille, *et al.*, 2008 ; Uprety *et al.*, 2012, 2017). Ces forêts sont ancrées dans les traditions et les pratiques culturelles et médicinales qu'ils utilisent et se transmettent depuis des siècles. Les cônes, les racines, les aiguilles et l'écorce des pins blancs sont utilisés pour leurs propriétés médicinales (Uprety *et al.*, 2013). Le bois de pin, en raison de sa légèreté et de sa robustesse, est traditionnellement utilisé dans la construction d'habitations et de canots, ces derniers étant renforcés par la résine, qui accroît leur imperméabilité et leur longévité (Anand *et al.*, 2013 ; Uprety *et al.*, 2012, 2013). En plus de leurs rôles dans les pratiques culturelles, les pinèdes blanches et rouges présentent un intérêt récréatif pour la population. Le parc national de la Mauricie, par exemple, offre un cadre exceptionnel pour diverses activités récréatives, telles que la randonnée, le camping, l'observation de la faune et de la flore, tout en servant de plateforme éducative pour sensibiliser le grand public à l'importance de la conservation des forêts et des espèces qui en dépendent (Agence Parcs Canada, 2023b).

Finalement, depuis la révolution industrielle au XIX^e siècle, les pins blancs et rouges ont été intensivement exploités en raison de la valeur de leur bois, qui présente de nombreux intérêts économiques (Anand *et al.*, 2013 ; Brisson et Bouchard, 2003). Le pin blanc, en particulier, était prisé pour la construction de mâts de bateaux, notamment en raison de sa grande hauteur et de sa rectitude. Le pin rouge était utilisé pour la construction de charpente et de meuble en raison de sa résistance naturelle. L'industrie papetière a également utilisé les pins pour la fabrication de pâte à papier, en raison de ses fibres longues et résistantes. Aujourd'hui, bien que l'exploitation des forêts de pins soit régulée, ces essences sont toujours récoltées pour leur bois de

grande qualité, utilisé dans la menuiserie et la construction résidentielle (Alvarez *et al.*, 2011 ; Danneyrolles *et al.*, 2016 ; Lessard *et al.*, 2018).

1.3 Déclin des pinèdes

1.3.1 Incendies forestiers et changements climatiques

Bien que le climat boréal puisse offrir aux pins des conditions favorables à leur établissement, cette région est largement dominée par les feux de cime. Ce type d'incendie s'inscrit dans un régime de feu, c'est-à-dire l'ensemble des caractéristiques des feux qui affectent un écosystème, incluant leur fréquence, leur intensité, leur étendue et leur comportement. En zone boréale, le régime de feu est marqué par des incendies intenses et récurrents qui brûlent la canopée, créant des conditions peu favorables à l'établissement des pins blancs et rouges. Par conséquent, ces espèces sont situées principalement à la limite sud de la zone boréale où les feux sont moins sévères, bien qu'elles soient faiblement présentes en forêt boréale mixte (Flannigan et Bergeron, 1998).

Le modèle proposé par Frelich et Reich (1999) classe le pin blanc et le pin rouge parmi les espèces à faible effet de voisinage, c'est-à-dire qu'elles ne prospèrent que lorsque les conditions environnementales favorisent leur régénération par le feu. En effet, ces deux espèces dépendent des feux de surface pour réduire la compétition avec d'autres essences plus tolérantes à l'ombre, telles que le sapin baumier. Cependant, en absence de feux de surface pendant une trop longue période, ou face à la prédominance de feux de cime, la régénération des pins blancs et rouges est compromise, menaçant leur résilience dans l'écotone tempéré boréal (Frelich et Reich, 1999).

Les changements climatiques d'abord survenus au Néoglaciale (4000 à 3000 ans AP; Bussièrès *et al.*, 2023), et depuis la fin du Petit Âge Glaciaire (vers 1850 AD) ont entraîné une transformation des régimes de feux dans l'Est du Canada, notamment au Québec, où les conditions ne sont plus aussi favorables aux pins blancs et rouges. Durant le Néoglaciale, un refroidissement progressif a entraîné une augmentation de l'humidité et une réduction de la fréquence des incendies qui, bien que plus rares

étaient généralement plus sévères. Cela a favorisé l'établissement de forêts plus denses et limitant les conditions propices aux essences pionnières comme les pins blancs et rouges. Plus récemment, le Petit Âge Glaciaire a également été marqué par un climat plus froid et humide, freinant les feux de grande ampleur. Cependant, avec le réchauffement amorcé à la fin de cette période, les températures ont augmenté et l'humidité relative a diminué, entraînant un régime de feux plus intense et fréquent. Ces changements ont contribué à transformer la dynamique forestière, rendant les conditions moins favorables au maintien des pins blancs et rouges dans cette région (Boulanger *et al.*, 2013 ; Carcaillet *et al.*, 2001 ; Chavardès *et al.*, 2022). Néanmoins, il est possible que les changements climatiques futurs créent des conditions propices aux pins, avec une expansion plus au nord de leur aire de répartition actuelle (Le Goff et Bergeron, 2014).

Alors que la fréquence des feux a diminué au cours du XX^e siècle (Chavardès *et al.*, 2022 ; Danneyrolles *et al.*, 2021), cette tendance pourrait s'inverser dans les décennies à venir. Les projections suggèrent que d'ici 2061 à 2100, l'occurrence des feux pourrait augmenter de 34% par rapport aux deux derniers siècles, accentuant le risque de feux de cime (Girardin et Mudelsee, 2008 ; Keeley, 2008 ; Seidl *et al.*, 2017 ; Wotton *et al.*, 2010). Les changements climatiques actuels et à venir, et leurs conséquences sur des feux de cime plus fréquents et intenses posent un défi majeur pour le maintien des pinèdes dans leur aire géographique actuelle (Bergeron et Brisson, 1990).

1.3.2 *Problématiques anthropiques*

En plus des défis posés par les changements climatiques, les pinèdes sont confrontées depuis plusieurs siècles à des problématiques d'origine anthropique. Une gestion forestière mal adaptée à la reproduction naturelle des pins blancs et rouges a considérablement réduit l'étendue et la densité des forêts mixtes et pures de ces essences depuis la révolution industrielle (Anand *et al.*, 2013). Lors de la révolution industrielle, ces pinèdes ont été très fortement sollicitées pour leur bois. Cette surexploitation est l'une des causes principales de leur déclin récent dans l'Est du Canada (Frelich, 1995 ; Grenier *et al.*, 2011 ; Weyenberg *et al.*, 2004).

Depuis les années 1970, les avancées technologiques dans la détection des feux et la mise en place de politiques de réduction des incendies ont affecté négativement les pinèdes blanches et rouges réduisant leur couverture. Ces politiques, qui visent à protéger les forêts et les infrastructures humaines des feux destructeurs, ont souvent pour conséquence de réduire drastiquement voire d'éliminer les feux de surface, limitant ainsi la régénération des pinèdes blanches et rouges (McRae *et al.*, 1994 ; Weyenberg *et al.*, 2004).

Finalement, l'évolution des perturbations climatiques et anthropiques a conduit à une diminution de l'étendue et de la densité des forêts pures et mixtes de pins. Aujourd'hui, seulement 0,6% des pinèdes blanches et rouges en Amérique du Nord, demeurent intactes, c'est-à-dire qu'elles n'ont pas subi de perturbations anthropiques (Anand *et al.*, 2013).

2. PROBLÉMATIQUE

L'enjeu actuel de rétablissement des pinèdes blanches et rouges en zone tempérée nordique réside donc dans la restauration des paysages forestiers historiques, dominés par ces pinèdes, en prenant en compte non seulement les connaissances écologiques actuelles, mais aussi les données écologiques historiques. L'objectif principal de ce projet est de reconstituer la dynamique temporelle d'établissement des peuplements de pin blanc et de pin rouge, ainsi que la dynamique des feux associée, dans neuf peuplements situés dans le parc national de la Mauricie, au Québec, afin de mieux comprendre les dynamiques passées de ces peuplements.

Le projet s'articule autour de deux objectifs spécifiques. Le premier vise à reconstituer l'âge d'établissement de neuf peuplements de pins blancs et rouges en comptant les cernes de croissance sur les carottes de bois prélevées sur les pins. Le second objectif est d'identifier, sur une base anatomique, les fragments de charbon de bois retrouvés dans les sols des peuplements étudiés, afin de reconstituer la composition forestière avant incendie. Cette composition historique est ensuite comparée à la composition et à la structure actuelles des peuplements, évaluées à partir des inventaires réalisés sur le terrain, afin d'analyser son évolution future. Ces analyses permettent de mieux comprendre l'historique des feux ainsi que les dynamiques de régénération forestière.

Hypothèses de travail. Nous supposons que i) suite aux changements climatiques et à la suppression des feux, l'intervalle de retour entre les feux s'est allongé au cours de la période reconstruite (Bergeron, 1998 ; Danneyrolles *et al.*, 2021); ii) la diminution des feux dans cette région a davantage affecté le pin rouge que le pin blanc, limitant davantage sa régénération. Par conséquent, peu de pins rouges seront identifiés dans les charbons de sol (Bergeron et Brisson, 1990 ; Chavardès *et al.*, 2022); iii) peu de régénération de pins devrait être observable dans les peuplements, en raison de l'absence de feux récents (Bergeron et Brisson, 1990).

3. MATÉRIEL ET MÉTHODES

3.1 Zone d'étude

La zone d'étude est située à la limite nord de l'aire de répartition géographique des pins blancs et rouges dans l'Est du Canada, dans la forêt tempérée nordique du Québec (Grondin *et al.*, 2007 ; Morneau, 2021). Le parc national de la Mauricie (PNLM), situé au nord de Shawinigan, à 200 km de Montréal et 190 km de la ville de Québec, se trouve dans le sud de la province du Québec. Créé en 1970 et couvrant une superficie de 596 km², le parc est géré par Parcs Canada, un organisme gouvernemental dédié à la création d'aires naturelles protégées, pour conserver les espèces et leurs habitats.

Le PNLM se situe dans le sous-domaine bioclimatique de l'érablière à bouleau jaune (**Figure 1**), où les espèces dominantes sont l'érable à sucre (*Acer saccharum* Marshall) et le bouleau jaune (*Betula alleghaniensis* Britton), associés principalement au sapin baumier (*Abies balsamea* (L.) Mill.) et à l'épinette rouge (*Picea rubens* Sarg.) (Morneau, 2021 ; Neil, 2013). Le climat de cette région est de type tempéré froid et continental, avec une température moyenne annuelle de 3,3°C entre 1991 et 2020, et des précipitations annuelles sous forme de pluie et de neige de 935,4 mm qui se répartissent tout au long de l'année, avec une plus grande importance entre les mois de juin et septembre (Gouvernement du Canada, 2024 ; Litynski, 1982 ; Neil, 2013).

Avant le XVIIIe siècle, le volume de pin blanc dans le PNLM était estimé à 12,5% du volume ligneux total. En 2010, cette proportion avait chuté à 2,0% (Ortuno, 2010). Pendant la période préindustrielle, les espèces les plus présentes étaient le sapin baumier, l'épinette rouge, l'épinette noire (*Picea mariana* (Mill.) BSP), le pin blanc, le pin rouge, le pin gri (*Pinus banksiana*), et le bouleau jaune (Barrette, 2004, 2007).

Depuis 1991, les aménagistes du PNLM réalisent des brûlages dirigés en période estivale afin de restaurer les paysages forestiers historiques, caractérisés par une plus grande abondance de pinèdes qu'aujourd'hui (Agence Parcs Canada, 2023a). Par ailleurs, le PNLM s'engage dans des initiatives d'éducation et de sensibilisation auprès du public, afin d'informer les visiteurs sur l'importance de la conservation et les

méthodes telles que les brûlages dirigés, tout en les impliquant activement dans la protection des écosystèmes du parc, en les incitant à respecter la biodiversité (Agence Parcs Canada, 2023b). Le PNLM aspire donc à restaurer les dynamiques historiques des paysages forestiers, contribuant ainsi à la pérennité des espèces historiquement abondantes notamment durant l'optimum climatique de l'Holocène (entre 7000 et 4000 ans avant aujourd'hui), comme le pin blanc et le pin rouge (Agence Parcs Canada, 2023a ; Cigana, 2024).

3.2 Protocole d'échantillonnage

Les neuf peuplements échantillonnés ont été choisis en fonction des sites lacustres ciblés pour l'extraction de carottes sédimentaires, dans le cadre de la thèse doctorale de Marion Blache. Les sédiments des lacs à Sam, Couronne, Rey, Pool et Éclair ont été récoltés en février 2022 (Figure 2, Annexe D –).

Chacun de ces lacs est situé à une distance variée de brûlages dirigés réalisés dans le parc : le lac à Sam est situé à plus de 2000 mètres d'un brûlage réalisé en 2015, le lac Couronne est situé à 300 mètres d'un brûlage dirigé réalisé en 2007, le lac Rey se trouve à 150 mètres d'un brûlage dirigé réalisé en 2022, et les lacs Pool et Éclair (traités ensemble) sont en bordure immédiate de brûlages dirigés datant de 2014 et 2015, selon les données fournies par le PNLM (Figure 2).

Les premiers incendies recensés dans le parc national de la Mauricie datent de 1826. Plusieurs feux ont été recensés durant les décennies 1880 et 1890 dans la région des lacs Pool et Éclair, tandis qu'un seul feu a été enregistré autour du lac Couronne en 1922. Par ailleurs, trois incendies ont affecté les peuplements autour du lac Rey en 1826, 1880 et 1923. En revanche, aucun n'a été répertorié autour du lac à Sam.

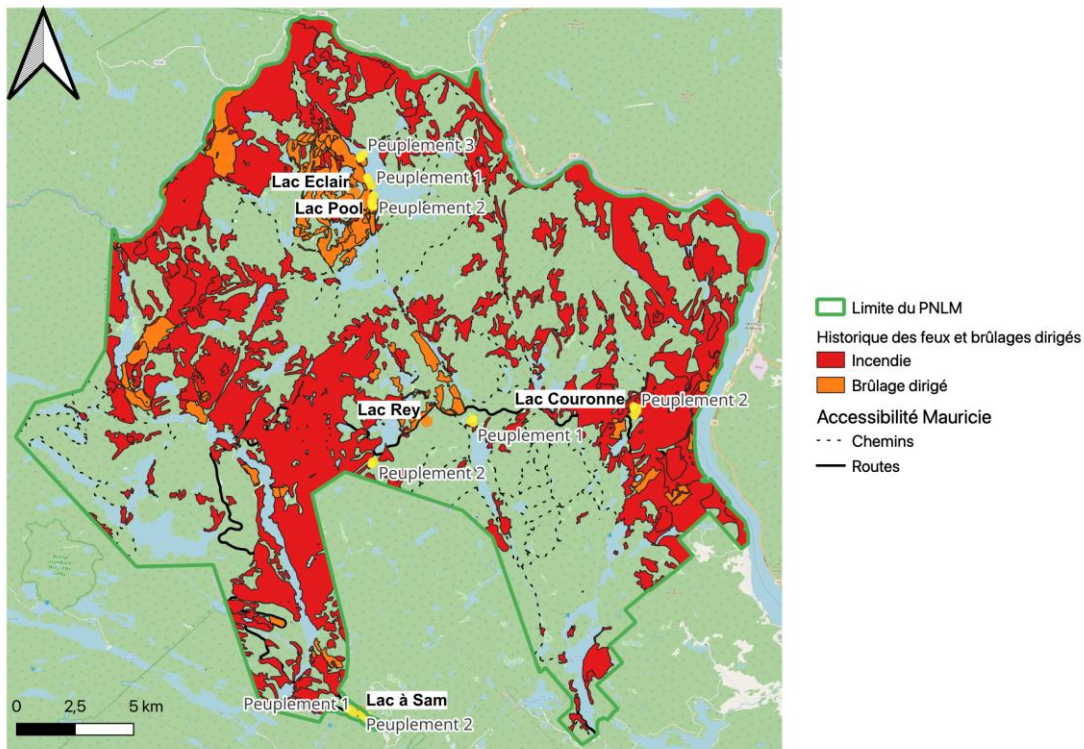


Figure 2
Localisation des neuf peuplements de pins blancs échantillonnés dans le Parc national de la Mauricie

Source de l'historique des feux et brûlages dirigés : archives du Parc national de la Mauricie

Les échantillons dendrochronologiques et pédologiques ont été récoltés dans les deux peuplements dominés par des pins les plus proches de chaque lac, identifiés grâce aux cartes écoforestières et aux archives détaillées fournies par le PNLN. Aucun peuplement dominé par le pin rouge n'ayant été identifié, les échantillons ont été prélevés dans des peuplements où les pins blancs étaient dominants.

Afin d'obtenir un échantillonnage représentatif de la composition forestière, un transect a été réalisé au sein de chaque peuplement étudié, couvrant l'ensemble du peuplement dans sa configuration naturelle (Annexe D –).

La méthode des quadrats centrés sur le point a été utilisée pour inventorier la composition arborescente, incluant toutes les espèces présentes dans chaque peuplement. Au total, 20 points espacés d'au moins 25 mètres ont été déterminés sur

le transect. Le diamètre à hauteur de poitrine (DHP) ainsi que la distance au point et l'essence des quatre arbres (> à 9 cm de diamètre) et quatre gaulis (> 1 cm et < à 9 cm de diamètre) les plus proches de chaque point ont été référencés (Bergeron et Dubuc, 1988 ; Brossier *et al.*, 2014).

À chaque point du transect, deux échantillons de sol ont été prélevés, dont la transition entre l'horizon organique et minéral, et l'horizon minéral lui-même. Chaque prélèvement a été réalisé à l'aide d'une sonde pédologique de 275 cm³ (de Lafontaine et Asselin, 2011).

Sur les deux pins vivants les plus proches de chaque point, des carottes de bois ont été prélevées. Le carottage des arbres a été réalisé à environ 30 cm au-dessus du sol. Dans le cas où le bois présentait une carie, le carottage a été effectué à 1 mètre de hauteur (Neil, 2013).

3.3 *Protocole de laboratoire*

3.3.1 Analyses dendrochronologiques

Les carottes de bois ont été collées en respectant le sens du bois, afin d'assurer la lisibilité des cernes de croissance. Elles ont ensuite été sablées au laboratoire de dendrochronologie de la Forêt d'Enseignement et de Recherche du Lac Duparquet (FERLD), de l'UQAT. Le sablage a été réalisé avec une série de papiers abrasifs de grain de plus en plus fin, allant de 120 à 220. Pour chaque échantillon, les cernes de croissance ont été comptés à l'aide d'une loupe binoculaire avec un agrandissement de x10. (Brossier *et al.*, 2014). Lorsqu'une carotte de bois ne contenait pas le cœur de l'arbre, la méthode Duncan a été appliquée (Duncan, 1989). Cette technique permet d'estimer le nombre d'années manquantes en se basant sur les mesures des derniers cernes lisibles, en extrapolant ces données pour atteindre le centre de l'arbre (Annexe E –).

Même lorsque le cœur est atteint, certains cernes internes très proches du centre restent invisibles ou difficilement identifiables, en raison du resserrement des cernes et de la dégradation du bois. C'est pourquoi une deuxième méthode, fondée sur des équations propres à chaque essence, a été systématiquement utilisée en

complément. Développée à partir de données d'inventaire du ministère des Ressources naturelles et des Forêts du Québec, cette méthode propose d'ajouter un nombre fixe d'années pour compenser les cernes invisibles : trois années pour le pin blanc et cinq pour le pin rouge (Bolghari et Bertrand, 1984).

3.3.2 Analyses pédoanthracologiques

Chaque prélèvement de sol a été pesé avec une balance de précision, afin de quantifier la masse totale de matière récoltée. Le sol organo-minéral a ensuite été filtré dans un tamis de 2mm pour extraire les fragments de charbon, généralement issus des événements de feu d'origine locale. Les charbons obtenus dans chaque échantillon ont été pesés (Ohlson et Tryterud, 2000 ; Payette *et al.*, 2012).

Dix fragments de charbons de bois ont été sélectionnés aléatoirement dans chaque échantillon de sol, puis identifiés anatomiquement au microscope épiscopique avec des grossissements de x100, x200 et x500, permettant d'observer les caractéristiques anatomiques des bois brûlés. Les techniques d'observation de l'anatomie du bois brûlé (Hoadley, 1990; Marguerie *et al.*, 2010) ont été utilisées pour déterminer avec précision si les charbons correspondaient aux espèces de pin blanc et pin rouge. Les autres conifères et feuillus identifiés dans les fragments de charbons de bois ont été classés par groupe taxonomique, sans distinction de l'espèce.

3.4 Compilation des données

Toutes les données collectées au cours de l'étude ont été organisées et classées dans des tableaux Excel. Ces bases de données ont ensuite été utilisées pour effectuer les analyses statistiques à l'aide du logiciel R. Le package « readr » a été utilisé pour importer les données, tandis que le package « ggplot2 » a été utilisé pour la création de visualisations graphiques, notamment des histogrammes, facilitant ainsi l'interprétation des résultats et la mise en évidence des tendances dans les données.

Le tableau de données intitulé « carottes » regroupe les informations sur l'âge des arbres issues de chaque carotte prélevée dans les différents peuplements étudiés. Lorsque des carottes en double étaient disponibles pour un même arbre, la plus lisible

des deux a été sélectionnée pour garantir la précision des analyses dendrochronologiques.

Le tableau de données « quadrats » compile les données obtenues avec la méthode des PCQM pour chacun des points d'échantillonnage le long des transects. Ce tableau inclut des mesures du DHP, de la distance au point central de la placette, et l'observation des essences. Toutes ces données ont été compilées pour les arbres et les gaules.

Le tableau de données « sols » contient les mesures du poids des sols organiques avant le processus de tamisage, ainsi que les mesures de nombre et de poids de charbons extraits après tamisage.

Le tableau de données « charbons » présente le poids et l'espèce des dix charbons analysés pour chaque point d'échantillonnage. Ces fragments ont été identifiés et classifiés en fonction de leur espèce, fournissant des informations sur les types de végétation présents au moment des incendies.

Le tableau de données « archives » présente les dates des incendies historiques dans chaque peuplement, collectées à partir des archives fournies par le PNLM. Ces dates couvrent plusieurs siècles (1836 à 1929) pour certains des lacs étudiés.

3.5 Analyses statistiques

3.5.1 Âge des peuplements via la dendrochronologie

Dans le but de répondre à la première hypothèse, une analyse descriptive des structures d'âge des peuplements a été réalisée, permettant une observation visuelle des différentes cohortes d'âges et des tendances dans leur répartition. Une cohorte d'âge désigne un groupe d'arbres ayant germé ou s'étant régénérés durant une même période. Ainsi, les statistiques descriptives telles que la moyenne, la médiane, l'écart-type, les quartiles, ainsi que les valeurs minimales et maximales des datations des carottes de bois, ont été calculées pour chaque peuplement. Finalement, ces données ont été représentées par un graphique en nuage de points et un diagramme en violon, à l'aide du package ggplot2. Les élargissements de chaque violon ont permis

d'identifier des plages d'années correspondant aux pics de régénération, illustrant ainsi les cohortes d'âges dominantes dans les peuplements de pins.

3.5.2 Composition des peuplements

Afin d'étudier la composition des peuplements, en lien avec la deuxième hypothèse de cette étude, la surface terrière a été calculée à partir des données obtenues grâce à la méthode des quadrats centrés sur le point (Cottam et Curtis, 1956). Cette méthode permet d'utiliser directement la moyenne des distances, sans appliquer de correcteur, pour estimer l'aire moyenne des points. L'aire moyenne de chaque point est déterminée par la formule :

$$\text{Aire moyenne} = (\text{Distance moyenne})^2$$

À partir de cette valeur, il est possible de calculer l'aire moyenne par peuplement.

Cela permet ensuite de calculer le nombre d'arbres par hectare à l'aide de l'équation suivante :

$$\text{Nombre d'arbres à l'hectare} = \frac{10\,000}{\text{Aire moyenne}}$$

Les diamètres à hauteur de poitrine (DHP) mesurés ont permis de calculer le diamètre moyen des arbres et d'estimer la surface terrière moyenne par espèce ($g_{\text{espèce}}$, en m^2), selon la formule de l'aire d'un cercle :

$$g_{\text{espèce}} = \pi \times \left(\frac{\text{moyenne DHP par espèce}}{2} \right)^2$$

Enfin, pour obtenir la surface terrière totale à l'hectare (G), les surfaces terrières moyenne par espèces ont été rapportées à l'hectare en utilisant le nombre d'arbres à l'hectare de l'espèce :

$$G_{\text{totale}} = \sum (g_{\text{espèce}} \times \text{nombre d'arbre à l'ha de l'espèce})$$

Parmi les 720 quadrats étudiés, seulement 13 présentaient une absence totale d'arbres, indiquant qu'aucun arbre n'avait été détecté à moins de 11 mètres dans une direction donnée. Ces absences auraient généré des valeurs manquantes qui, sans correction, n'auraient pas été intégrées au calcul de la moyenne. Or, l'absence d'arbres dans une direction constitue une information pertinente qu'il est essentiel de prendre en compte.

Pour remédier à cela, toutes les valeurs manquantes ont été remplacées par 11 mètres, correspondant à la limite de détection des arbres. Bien que cette méthode puisse entraîner une légère surestimation de la surface terrière, elle permet d'obtenir une estimation plus représentative de la réalité. Les arbres fictifs ainsi ajoutés ont été assignés à un DHP équivalent à la moyenne du peuplement, assurant la cohérence des calculs. Pour calculer la valeur d'importance d'une essence dans un peuplement, il faut d'abord calculer la densité relative, la fréquence relative et la dominance relative de cette essence (Missa *et al.*, 2022).

Tout d'abord, la densité relative (DR) a été calculée. Elle mesure l'abondance relative d'une espèce en termes de nombre d'individus par rapport à tous les individus du peuplement. Cela permet d'évaluer combien cette espèce contribue à la communauté totale.

$$DR = \frac{\text{Nombre d'individus de l'espèce}}{\text{Nombre total d'individus dans le peuplement}} \times 100$$

La fréquence relative (FR), quant à elle, représente la proportion de quadrats où une espèce est présente par rapport au nombre total de quadrats. Cela donne une idée de la distribution spatiale de l'espèce dans le peuplement.

$$FR = \frac{\text{Nombre de quadrats contenant l'espèce}}{\text{Nombre total de quadrats}} \times 100$$

Aussi, la surface terrière de chaque espèce ($G_{\text{espèce}}$), à l'hectare, a été calculée à l'aide de la surface terrière moyenne par espèce et du nombre d'arbres à l'hectare.

$$G_{\text{espèce}} = g \times \text{nombre d'arbres à l'hectare}$$

Cette mesure permet ensuite de mesurer la dominance relative (DoR) d'une espèce. Elle mesure la proportion de la surface terrière pour une espèce donnée par hectare par rapport à la surface terrière totale par hectare du peuplement.

$$DoR = \frac{G_{\text{espèce}}}{G_{\text{totale}}} \times 100$$

Enfin, ces calculs permettent de déterminer la valeur d'importance (VI) d'une essence dans un peuplement. Cette valeur vise à refléter l'importance réelle de l'espèce au sein du peuplement. Elle est obtenue en additionnant les proportions relatives des différentes mesures, puis en divisant cette somme par trois :

$$VI = (DR + FR + DoR)/3$$

Par la suite, deux histogrammes ont été réalisés avec ggplot2, l'un pour illustrer la composition végétale des arbres, et l'autre des gaules, dans chacun des peuplements.

3.5.3 Étude des charbons de sol

Dans le but d'étudier la deuxième hypothèse, les données de charbons provenant des horizons organo-minéraux ont été présentées à l'aide d'un diagramme en pourcentage de chaque type de charbon identifié. Ce diagramme présente les données combinées pour tous les peuplements. Ensuite, des diagrammes individuels pour chaque peuplement ont été créés, permettant une description plus locale des charbons récoltés.

4. RÉSULTATS

4.1 Composition des peuplements

Les arbres des PCQM étaient distants de 0 à 11 mètres par rapport au point d'échantillonnage, avec une distance moyenne de 2,87 mètres (Figure 3, (A)). Les distances des gaules au point central de la placette variaient de 0 à 5 mètres, avec une distance moyenne de 2,03 mètres, tous peuplements confondus (Figure 3, (B)). Les DHP des arbres variaient entre 9 à 90 cm, avec une moyenne de 40,88 cm pour les pins blancs et rouges, et une moyenne de 17,93 cm pour les autres essences (Figure 3, (C)). Le DHP moyen des gaules est de 5,33 cm pour les pins, et un diamètre de 4,75 cm pour les gaules des autres essences (Figure 3, (D)).

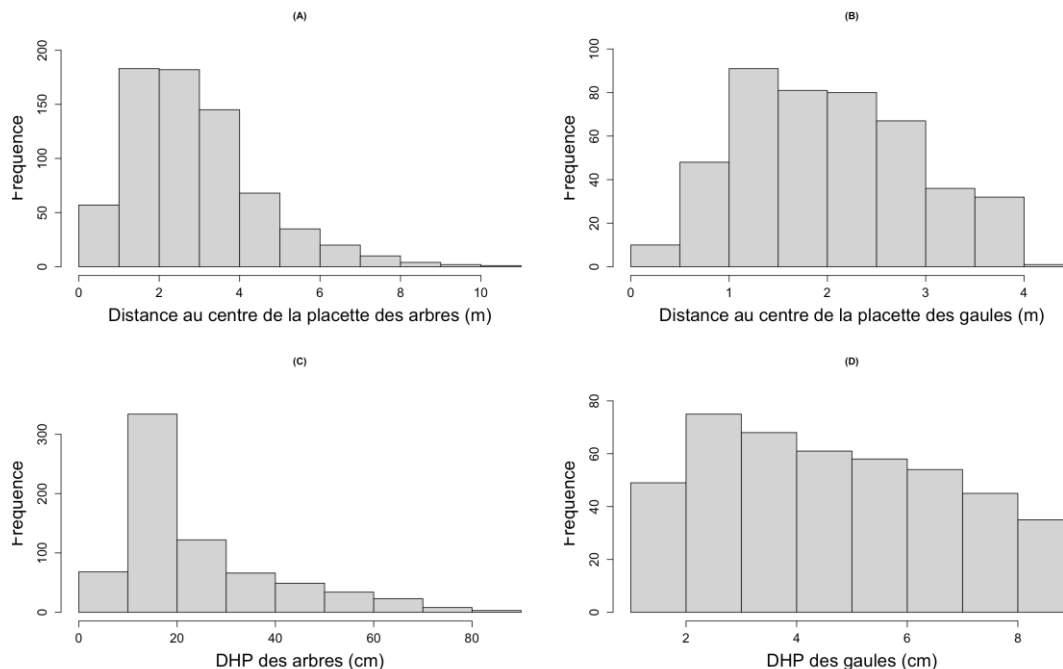


Figure 3
Distance par rapport au centre de la placette (m) et diamètre à hauteur de poitrine (cm) des arbres et gaules, tous peuplements confondus

Source : Juliette Taupin, 2025

Le tableau 1 présente la surface terrière (en m²/ha), calculée à partir des données précédentes, pour différentes espèces arborescentes pour chaque peuplement. Les espèces étudiées incluent le bouleau à papier (*Betula papyrifera* Marshall), le thuya occidental (*Thuja occidentalis* L.), l'épinette rouge, l'érable rouge, le pin blanc, le pin

rouge, le sapin baumier et le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides* Michx). Une colonne supplémentaire indique la surface terrière totale pour chaque site.

Les résultats montrent que certaines espèces dominaient largement la composition des peuplements selon les sites. Par exemple, le pin blanc présentait des valeurs élevées dans plusieurs zones, atteignant 73,5 m²/ha à Rey2, où la surface terrière totale est également la plus élevée (94,2 m²/ha). L'épinette rouge se distinguait également par sa présence notable dans des sites comme Couronne1 et 2, avec respectivement 15,2 m²/ha et 19,8 m²/ha. D'autres espèces, comme le thuya occidental et le sapin baumier, montraient des contributions plus marquées dans certains sites spécifiques, notamment Pool-Éclair2 pour le thuya occidental (13,1 m²/ha).

Les sites différaient également en termes de surface terrière totale. Couronne2 et Pool-Éclair3 se démarquaient avec des valeurs élevées de 77,3 m²/ha et 83,5 m²/ha, respectivement, traduisant une densité forestière importante. À l'inverse, les sites Sam1 et Sam2 avaient des valeurs nettement inférieures, avec des surfaces terrières totales de 29,5 m²/ha et 34,3 m²/ha, suggérant une couverture forestière plus clairsemée ou une dominance moins importante d'espèces arborescentes.

Tableau 1
Calcul de la surface terrière (m² par hectare) pour chaque espèce et peuplement

Source : Juliette Taupin, 2025

Peuplement	Bouleau à papier	Thuya occidental	Épinette rouge	Érable rouge	Pin blanc	Pin rouge	Sapin Baumier	Peuplier faux- tremble	Total
Couronne1	0,5	7,7	15,2	0,0	47,6	0,0	0,9	0,0	71,8
Couronne2	0,0	2,3	19,8	0,8	52,7	0,0	1,3	0,3	77,3
Pool-Eclair1	0,4	3,6	5,8	2,3	29,9	1,1	1,3	0,0	44,4
Pool-Eclair2	1,9	13,1	6,7	0,4	25,0	2,0	2,3	0,0	51,3
Pool-Eclair3	2,4	9,0	8,9	2,1	59,9	0,0	1,3	0,0	83,5
Rey1	0,0	0,0	12,0	0,0	33,2	0,0	1,8	0,0	47,0
Rey2	0,0	1,5	14,4	0,0	73,5	0,0	0,3	4,4	94,2
Sam1	0,4	0,8	8,1	1,6	14,8	0,0	3,8	0,0	29,5
Sam2	0,3	0,2	5,1	2,7	20,7	0,0	5,3	0,0	34,3

L'analyse de la composition arborescente entre les peuplements (Figure 4) révèle que l'épinette rouge était l'espèce la plus présente dans les peuplements étudiés, représentant 34,5% des arbres. Le pin blanc constituait 24,7% des arbres. Le sapin baumier et le thuya occidental occupaient respectivement 15,6% et 13% des peuplements. En revanche, l'érable rouge, le bouleau à papier et le peuplier faux-tremble étaient peu présents, chacun représentant moins de 5% des arbres. Le pin rouge était très rare avec une fréquence de 0,28%, tous peuplements confondus.

L'épinette rouge se trouvait en majorité dans quatre des neuf peuplements étudiés (Couronne 1, Rey 1 et 2, et Sam 1). Le thuya occidental, en revanche, était l'espèce la plus représentée dans les trois peuplements des lacs Pool et Éclair. Enfin, le peuplement Sam 2 était principalement composé de sapin baumier, tandis que Couronne 2 était dominé par le pin blanc (Figure 4, Annexe F –).

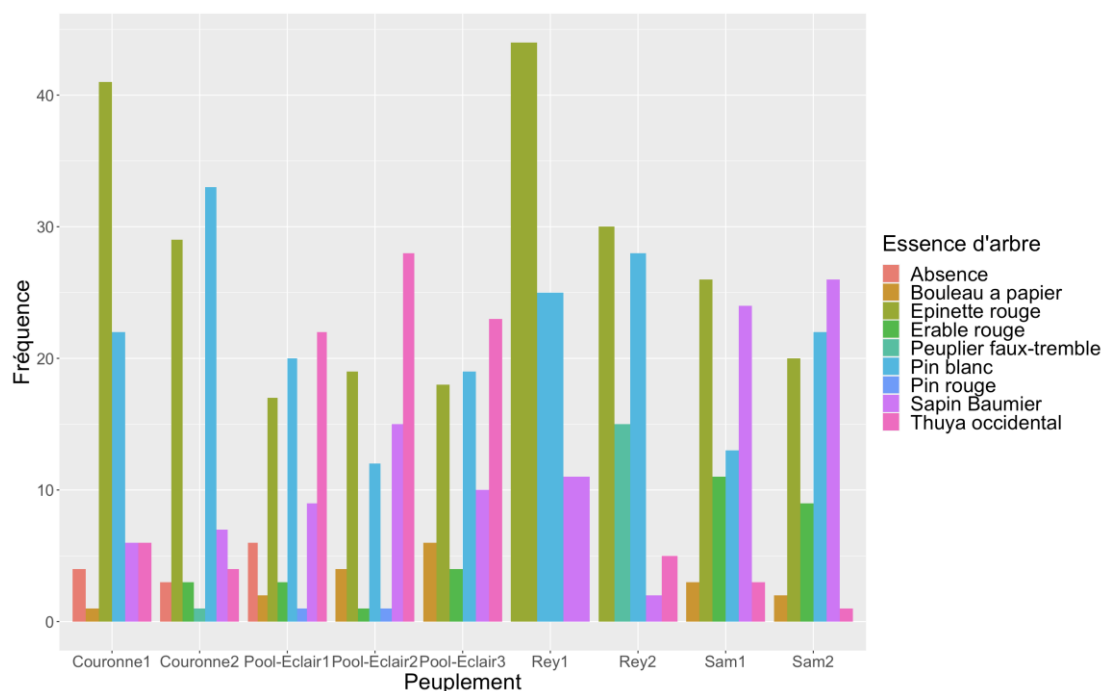


Figure 4
Fréquence des différentes essences d'arbres rencontrées par peuplement étudié dans le Parc national de la Mauricie
 Source : Juliette Taupin, 2025

Le tableau 2 présente la répartition des valeurs d'importance des différentes essences d'arbres dans les peuplements étudiés, calculées en tenant compte de la fréquence, de la présence par quadrat et de la surface terrière. Ces données mettent en lumière les spécificités écologiques de chaque peuplement et permettent de mieux comprendre la composition forestière des sites.

Le pin blanc se distinguait par sa prédominance dans sept des neuf peuplements, en particulier à Couronne2 (50,4%), Rey2 (49,2%) et Rey1 (46,4%). Dans certains des peuplements, sa valeur d'importance était proche de celle d'autres espèces, telles que l'épinette rouge à Couronne1, Rey1 et Sam1, ainsi que le thuya occidental, à Pool-Eclair2. Cette dominance est attribuée à sa surface terrière élevée, due à la présence d'arbres âgés, et de grande taille.

Le thuya occidental occupait une place significative dans les peuplements autour des lacs Pool et Éclair, avec des valeurs maximales enregistrées à Pool-Éclair2 (30,4%) et des proportions similaires à Pool-Éclair1 (20,3%) et Pool-Éclair3 (20,7%).

Concernant l'épinette rouge, elle atteignait des valeurs notables à Couronne1 (39,2%) et Rey1 (40,8%), ce qui souligne son importance dans ces peuplements. Cette essence se maintenait à une valeur d'importance élevée dans tous les peuplements.

L'érable rouge était une essence minoritaire dans l'ensemble des peuplements, mais elle se distinguait dans le secteur Sam1, où sa valeur d'importance atteignait 11,6%, ce qui témoigne de conditions favorables dans ce milieu.

Le peuplier faux-tremble, en revanche, était absent dans les peuplements, sauf à Couronne2 et Rey2, où il atteignait 14,9%, reflétant une présence plus marquée dans ce secteur.

Enfin, le sapin baumier était une essence bien implantée dans tous les peuplements, sans y être dominante. On le retrouvait principalement autour du lac à Sam (23,4% et 24,3%).

Tableau 2

Calcul de la valeur d'importance (fréquence, présence par quadrat et surface terrière) pour les arbres dans les peuplements (en gras vert la valeur maximale et en vert la seconde valeur importante)

Peuplement	Bouleau à papier	Thuya occidental	Épinette rouge	Érable rouge	Pin blanc	Pin rouge	Sapin Baumier	Peuplier faux-tremble
Couronne1	1,4%	9,0%	39,2%	0,0%	43,1%	0,0%	7,3%	0,0%
Couronne2	0,0%	4,7%	33,1%	3,6%	50,4%	0,0%	6,9%	1,2%
Pool-Eclair1	2,5%	20,3%	21,0%	5,0%	39,7%	1,9%	9,5%	0,0%
Pool-Eclair2	5,6%	30,4%	19,1%	1,3%	28,7%	2,4%	12,5%	0,0%
Pool-Eclair3	6,9%	20,7%	18,5%	4,5%	41,4%	0,0%	8,1%	0,0%
Rey1	0,0%	0,0%	40,8%	0,0%	46,4%	0,0%	12,8%	0,0%
Rey2	0,0%	5,2%	28,5%	0,0%	49,2%	0,0%	2,2%	14,9%
Sam1	3,7%	4,1%	29,1%	11,6%	28,0%	0,0%	23,4%	0,0%
Sam2	2,4%	1,2%	22,2%	10,9%	39,0%	0,0%	24,3%	0,0%

Source : Juliette Taupin, 2025

Concernant les gaules (Figure 5) dans les peuplements étudiés, aucun pin rouge n'a été trouvé. Le sapin baumier était en majorité, représentant 55,7% des gaules observées, suivis de l'épinette rouge avec 23,2%. L'érable formait 5,4% des gaules, tandis que le bouleau à papier et le pin blanc représentaient chacun moins de 2% des gaules. Le peuplier faux-tremble était très peu présent, ne représentant que 0,23 % des gaules.

L'absence de gaule dans un rayon de 5 mètres était prédominante dans 5 peuplements: Pool-Éclair 1-2-3, Couronne 2 et Rey 2. Les gaules de sapin baumier étaient principalement rencontrées dans les peuplements des lacs à Sam et Rey, et les deux derniers peuplements des lacs Pool et Éclair. L'épinette rouge, quant à elle, dominait en nombre de gaules dans les peuplements du lac Couronne. Dans le premier peuplement des lacs Pool et Éclair, le sapin baumier et le thuya occidental étaient présents en proportions égales (Figure 5, Annexe G –).

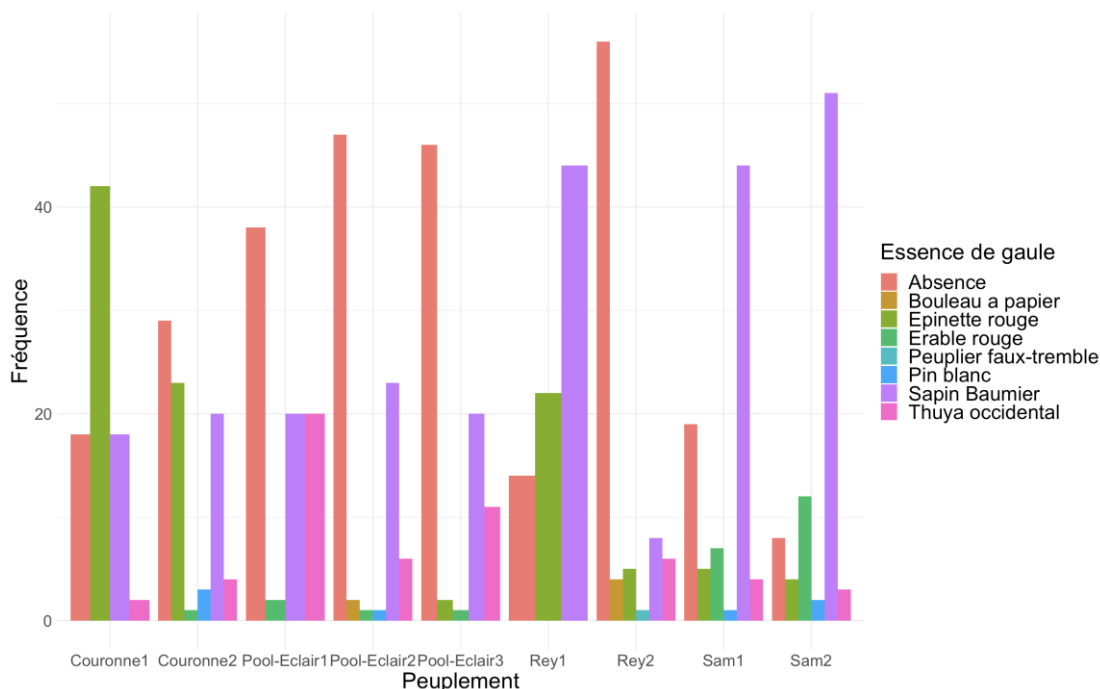


Figure 5
Fréquence des différentes essences de gaules rencontrées par peuplement
étudié dans le Parc national de la Mauricie

Source : Juliette Taupin, 2025

Le tableau 3 présente la valeur d'importance des différentes espèces de gaules rencontrées dans les peuplements, calculée en fonction de la fréquence et de la présence par quadrat.

Le sapin baumier se distinguait comme l'essence dominante dans la majorité des peuplements. Sa valeur d'importance se trouvait particulièrement élevée dans plusieurs peuplements, notamment à Pool-Éclair2 (64 %), Pool-Éclair3 (57 %), et Rey2 (62 %). Dans les peuplements du lac à Sam, le sapin baumier dominait également, avec une valeur constante de 64 % dans les deux sites. Autour du lac Couronne, il conservait également une présence significative, représentant 31 % des gaules à Couronne1 et 37 % à Couronne2.

L'épinette rouge présentait des valeurs d'importance élevées dans certains peuplements, notamment à Couronne1 (64 %) et Couronne2 (44 %). Elle occupait également une position significative à Rey1, où sa valeur atteint 38 %. En revanche,

son importance diminuait dans les peuplements des lacs Pool-Éclair et Sam, où elle n'excédait pas 8 %.

Le thuya occidental affichait des valeurs d'importance variables selon les peuplements. Il était particulièrement dominant à Pool-Éclair1, où il atteignait 48 %. Il conservait une présence notable à Pool-Éclair2 (20 %), Pool-Éclair3 (31 %), et Rey2 (27 %). Toutefois, dans les autres peuplements, comme ceux des lacs Couronne et Sam, sa valeur d'importance était faible, voire inexistante.

L'érable rouge présentait des valeurs d'importance relativement faibles dans la majorité des peuplements. Ses contributions les plus élevées étaient observées à Rey2 (22 %), Sam2 (20 %), et Sam1 (15 %). Dans les autres sites, sa valeur d'importance restait marginale, atteignant au maximum 8 %.

Le pin blanc était faiblement représenté parmi les gaules, dans tous les peuplements étudiés. Sa valeur d'importance atteignait 8 % à Couronne2, mais restait inférieure à 5 % dans la plupart des autres sites, comme à Pool-Éclair2 et Pool-Éclair3. Aucun pin blanc n'a été identifié à Pool-Éclair1, Rey1, ni Sam1.

Le bouleau à papier affichait des valeurs d'importance extrêmement faibles, voire nulles, dans la plupart des peuplements. Il atteignait un maximum de 14 % à Rey2 et de 8 % à Pool-Éclair2, mais était absent dans plusieurs sites, comme à Couronne1 et Pool-Éclair1.

De même, le peuplier faux-tremble était pratiquement absent parmi les gaules de tous les peuplements, avec des valeurs d'importance nulles dans presque tous les cas. On le retrouvait seulement à Rey2, avec une valeur d'importance de 5%.

Tableau 3

Calcul de la valeur d'importance (fréquence, présence par quadrat et surface terrière) pour les gaules dans les peuplements (en gras vert la valeur maximale et en vert la seconde valeur importante)

Source : Juliette Taupin, 2025

Peuplement	Bouleau à papier	Thuya occidental	Épinette rouge	Érable rouge	Pin blanc	Sapin baumier	Peuplier faux- tremble
Couronne1	0%	5%	64%	0%	0%	31%	0%
Couronne2	0%	9%	44%	3%	8%	37%	0%
Pool-Eclair1	0%	48%	0%	5%	0%	48%	0%
Pool-Eclair2	8%	20%	0%	4%	4%	64%	0%
Pool-Eclair3	0%	31%	8%	4%	0%	57%	0%
Rey1	0%	0%	38%	0%	0%	62%	0%
Rey2	14%	27%	22%	0%	0%	31%	5%
Sam1	0%	8%	10%	15%	2%	64%	0%
Sam2	0%	5%	7%	20%	4%	64%	0%

4.2 Pédoanthracologie

Les charbons ont été identifiés en fonction de leur groupe: feuillu ou résineux. Parmi ces derniers, les charbons de pin blanc ou de pin rouge ont été distingués spécifiquement des autres résineux.

Les résultats montrent que la majorité des charbons identifiés dans chaque peuplement proviennent d'essences de résineux (69,8 %). Les charbons de pins blancs représentent la deuxième majorité, avec 10,1%, et se trouvent principalement dans le premier peuplement des lacs Pool et Éclair. Les charbons issus d'essences de feuillu, quant à eux, constituent 9,8% des échantillons identifiés et sont principalement retrouvés dans le peuplement Rey 2. Ceux issus de pins rouges sont minoritaires, avec seulement 0,6% des identifications, toutes dans le deuxième peuplement des lacs Pool et Éclair (Figure 6, Tableau 4, Annexe H –).

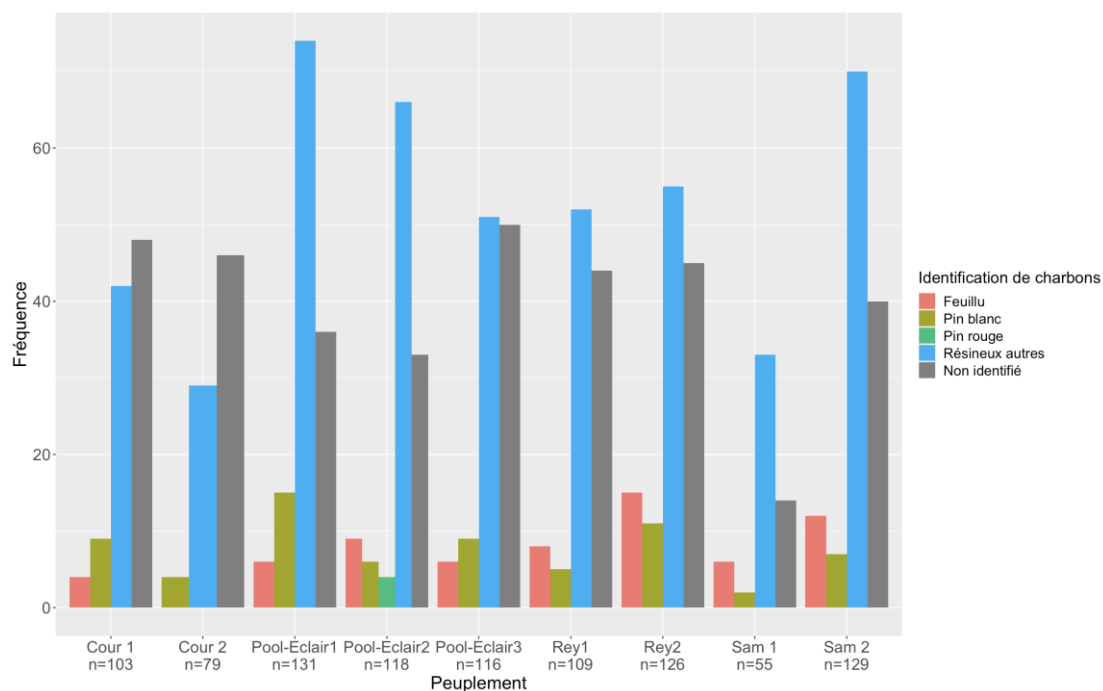


Figure 6
Occurrence de charbons de sol trouvés par peuplement
 Source : Juliette Taupin, 2025

Tableau 4
Nombre de charbons identifiés pour chaque peuplement, par essence

Peuplement	Résineux autres	Feuillu	Pin blanc	Pin rouge	Minéralisé	Non identifié
Pool-Éclair 1	75	6	14	0	2	34
Pool-Éclair 2	66	9	6	4	6	27
Pool-Éclair 3	51	6	9	0	12	38
Rey 1	52	8	5	0	11	33
Rey 2	55	15	11	0	8	37
Couronne 1	42	4	9	0	15	33
Couronne 2	29	0	4	0	7	39
Sam 1	33	6	2	0	2	12
Sam 2	70	12	7	0	3	37

Source : Juliette Taupin, 2025

4.3 Composition des peuplements avant/après feu

Les observations sur la composition actuelle des peuplements, combinées à l'analyse des charbons issus du dernier feu, offrent une perspective précieuse pour bien comprendre les dynamiques de succession forestières et les points de bascule pouvant être l'origine de changements dans les dynamiques de peuplements forestiers. Cette comparaison repose sur l'hypothèse que les charbons retrouvés dans les horizons organo-minéraux reflètent, dans une certaine mesure, la composition en essences du peuplement au moment du dernier feu. Cette hypothèse, couramment admise dans les études paléoécologiques repose sur le principe que les arbres dominants et abondants ont plus de chance de produire des charbons, notamment du fait de leur biomasse plus importante et de leur exposition aux flammes (Carcaillet *et al.*, 2002 ; Whitlock et Larsen, 2001). Cependant, la représentation des espèces dans les charbons étudiés peut être biaisée : entre autres les gros arbres, en raison de leur biomasse, peuvent être surreprésentés, et certaines essences produisent moins de charbons ou laissent des fragments plus difficiles à identifier (Umbanhowar Jr. et McGrath, 1998).

Dans le premier peuplement du lac Couronne, une augmentation notable de la proportion de pin blanc est observée, passant de 17% avant feu à 29% d'arbres dans le peuplement actuel (Tableau 5). Toutefois, l'absence de gaules de cette essence laisse présager une disparition progressive du pin blanc dans cette zone. Par ailleurs, l'épinette rouge représente 54% des arbres et 68% des gaules. Le sapin baumier, encore peu représenté parmi les arbres adultes, est bien représenté à travers les gaules (29%).

Concernant le second peuplement étudié autour du lac Couronne, il était majoritairement dominé par des résineux autres que les pins, représentant 88 % de la composition avant feu. Aujourd'hui, il est caractérisé par une forte présence de pin blanc, qui représente désormais 43% des arbres. Cependant, cette tendance semble transitoire: la régénération montre une faible proportion de gaules de pin blanc. Les gaules sont principalement composées d'épinette rouge (45%), suivie par le sapin

baumier, qui a connu une progression notable, passant de 9% des arbres à 39% des gaules.

Tableau 5

Composition avant/après feu des peuplements autour du lac Couronne

Lac Couronne	Identification de charbons	Peuplement actuel	
		Arbres	Gaules
Peuplement 1	Résineux autres : 76% Pin blanc : 17% Feuillu : 7 %	Épinette rouge : 54% Pin blanc : 29% Thuya occidental : 8% Sapin baumier, bouleau à papier	Épinette rouge : 68% Sapin baumier : 29% Thuya occidental : 3%
Peuplement 2	Résineux autres : 88% Pin blanc : 12%	Pin blanc : 43% Épinette rouge : 38% Sapin baumier : 9% Thuya occidental, érable rouge, peuplier faux-tremble	Épinette rouge : 45% Sapin baumier : 39% Thuya occidental : 8% Pin blanc, érable rouge

Source : Juliette Taupin, 2025

Dans les peuplements des lacs Pool et Éclair, la composition forestière a également été modifiée par le passage des feux (Tableau 6).

Dans le premier peuplement (Pool-Éclair1), initialement dominé par des résineux autres que les pins (78%), le pin blanc domine aujourd'hui la composition actuelle, représentant 27% des arbres. Le sapin baumier, peu présent parmi les arbres, joue un rôle majeur dans la régénération, représentant 48% des gaules.

Dans le second peuplement (Pool-Éclair2), les résineux dominants avant feu (78%) restent très présents. Le thuya occidental (35%), l'épinette rouge (24%) et le sapin baumier (19%) sont les essences principalement retrouvées parmi les arbres du peuplement. Les gaules montrent une forte dominance du sapin baumier (70%), ce qui suggère une transition progressive vers cette essence.

Enfin, dans le troisième peuplement (Pool-Éclair3), les résineux autres qui étaient majoritaires avant le feu, représentant 77% des charbons identifiés dans ce peuplement, sont aujourd'hui moins présents. Toutefois, aujourd'hui, le thuya

occidental a pris une place prépondérante dans le peuplement, représentant désormais 29%, suivis de près par le pin blanc avec 25%. Par ailleurs, le sapin baumier domine nettement la régénération, représentant 59% des gaules.

Tableau 6

Composition avant/après feu des peuplements autour des lacs Pool et Éclair

Lacs Pool et Éclair	Identification de charbons	Peuplement actuel	
		Arbres	Gaules
Peuplement 1	Résineux autres : 78% Pin blanc : 16% Feuillu : 6%	Thuya occidental : 30% Pin blanc : 27% Épinette rouge : 23% Sapin baumier, érable rouge, bouleau à papier, pin rouge	Sapin baumier : 48% Thuya occidental : 48% Érable rouge : 4%
Peuplement 2	Résineux autres : 78% Feuillu : 11% Pin blanc : 7% Pin rouge : 4%	Thuya occidental : 35% Épinette rouge : 24% Sapin baumier : 19% Pin blanc, bouleau à papier, érable rouge, pin rouge	Sapin baumier : 70% Thuya occidental : 18% Bouleau à papier : 6% Pin blanc, érable rouge
Peuplement 3	Résineux autres : 77% Pin blanc : 14% Feuillu : 9%	Thuya occidental : 29% Pin blanc : 24% Épinette rouge : 23% Sapin baumier, bouleau à papier, érable rouge	Sapin baumier : 59% Thuya occidental : 32% Épinette rouge : 6% Érable rouge

Source : Juliette Taupin, 2025

Les peuplements situés autour du lac Rey présentent aussi une évolution entre leur composition historique et actuelle (Tableau 7). Avant l'incendie, les résineux autres que les pins dominaient largement, représentant 80 % et 68 % des arbres dans les deux peuplements. L'épinette rouge est aujourd'hui en majorité dans ces peuplements, représentant 55% et 38% des arbres. Le pin blanc, initialement rare (8 % et 13 %), a connu une augmentation notable, atteignant 31% et 35% parmi les arbres actuels. Cependant, aucune régénération de pin blanc n'a été observée parmi les gaules.

La composition actuelle est marquée par une transition en faveur du sapin baumier, cette essence représente 67% et 33% des gaules et domine la régénération.

Tableau 7
Composition avant/après feu des peuplements autour du lac Rey

Lac Rey	Identification de charbons	Peuplement actuel	
		Arbres	Gaules
Peuplement 1	Résineux autres : 80% Feuillu : 12% Pin blanc : 8%	Épinette rouge : 55% Pin blanc : 31% Sapin baumier : 14%	Sapin baumier : 67% Épinette rouge : 33%
Peuplement 2	Résineux autres : 68% Feuillu : 19% Pin blanc : 13%	Épinette rouge : 38% Pin blanc : 35% Peuplier faux-tremble : 19% Thuya occidental, sapin baumier	Sapin baumier : 33% Thuya occidental : 25% Épinette rouge : 21% Bouleau à papier, peuplier faux-tremble

Source : Juliette Taupin, 2025

Dans les peuplements du lac à Sam, les résineux autres que les pins dominaient largement avant feu, représentant 80 % et 79 % des arbres, tandis que le pin blanc était rare (5 % et 8 %) (Tableau 8). Aujourd’hui, l’épinette rouge (33%) domine le premier peuplement étudié, tandis que le pin blanc atteint des fréquences de 16% et 28% parmi les arbres. Le sapin baumier est très présent dans les deux peuplements (30% et 33%), et domine le second peuplement.

Les gaules dans les peuplements du lac à Sam sont principalement composées de sapin baumier, avec 72% et 71% des gaules.

Tableau 8**Composition avant/après feu des peuplements autour du lac à Sam**

Source : Juliette Taupin, 2025

Lac à Sam	Identification de charbons	Peuplement actuel	
		Arbres	Gaules
Peuplement 1	Résineux autres : 80% Feuillu : 15% Pin blanc : 5%	Épinette rouge : 33% Sapin baumier : 30% Pin blanc : 16% Érable rouge, thuya occidental, bouleau à papier	Sapin baumier : 72% Érable rouge : 11% Épinette rouge : 8% Thuya occidental, pin blanc
Peuplement 2	Résineux autres : 79% Feuillu : 13% Pin blanc : 8%	Sapin baumier : 33% Pin blanc : 28% Épinette rouge : 25% Érable rouge, bouleau à papier, thuya occidental	Sapin baumier : 71% Érable rouge : 17% Épinette rouge : 6% Thuya occidental, pin blanc

4.4 Analyses dendrochronologiques

Les dates de datation des pins échantillonnés varient de 1793 à 1995, avec une forte concentration entre 1890 et 1990. L'année médiane de datation est 1935, qui correspond également à la moyenne temporelle des échantillons. Le premier quartile est situé en 1917, tandis que le troisième quartile se trouve en 1958, ce qui donne un écart-type de 41 ans. Quelques échantillons remontent également à la fin des années 1820 (Figure 7, Annexe I).

Les peuplements étudiés autour du lac Couronne montrent des périodes de recrutement des pins très proches, ce qui peut s'expliquer par leur proximité géographique. Le premier peuplement (Couronne1) en présente une entre 1924 et 1969, tandis que le second (Couronne2) en présente une entre 1928 et 1972.

Les peuplements autour des lacs Pool et Éclair présentent des périodes de recrutement des pins globalement similaires, bien que certaines variations puissent

les distinguer. Le premier peuplement (Pool-Éclair1) présente un recrutement des pins entre 1882 et 1922. Le deuxième peuplement (Pool-Éclair2), quant à lui, est marqué d'une période de recrutement entre 1901 et 1940. Finalement, une première période de recrutement des pins a été identifiée dans le dernier peuplement (Pool-Éclair3) entre 1894 et 1921, suivie d'une seconde entre 1923 et 1945. Il reste néanmoins possible que le creux observé autour de 1919–1925 ne soit qu'un artefact, et que le recrutement se soit en réalité poursuivi de façon plus ou moins continue à partir de 1894.

Les deux peuplements étudiés autour du lac Rey présentent des périodes de recrutement des pins qui se chevauchent. On observe tout d'abord un premier recrutement des pins entre 1930 et 1946, puis un second entre 1947 et 1965 dans le premier peuplement (Rey1). Deux périodes sont remarquées dans le second peuplement (Rey2), entre 1923 et 1937, puis entre 1939 et 1949. Là encore, la faible représentation apparente des individus durant l'intervalle 1935 - 1941 pourrait n'être qu'un effet aléatoire, masquant une continuité probable de l'installation des pins depuis le début des années 1920.

Les peuplements autour du lac à Sam se distinguent par une dynamique temporelle plus diversifiée que les autres sites. Dans le premier peuplement (Sam1), une première période de recrutement des pins blancs s'observe entre 1909 et 1944, suivie d'une seconde entre 1946 et 1976. Là aussi, la baisse apparente du nombre d'individus entre 1942 et 1948 pourrait simplement traduire une variabilité locale ou un biais d'échantillonnage, plutôt qu'un véritable arrêt du recrutement. Dans le second peuplement (Sam2), en revanche, la première observable se trouve entre les années 1883 et 1923, suivie d'une dernière entre 1955 et 1995.

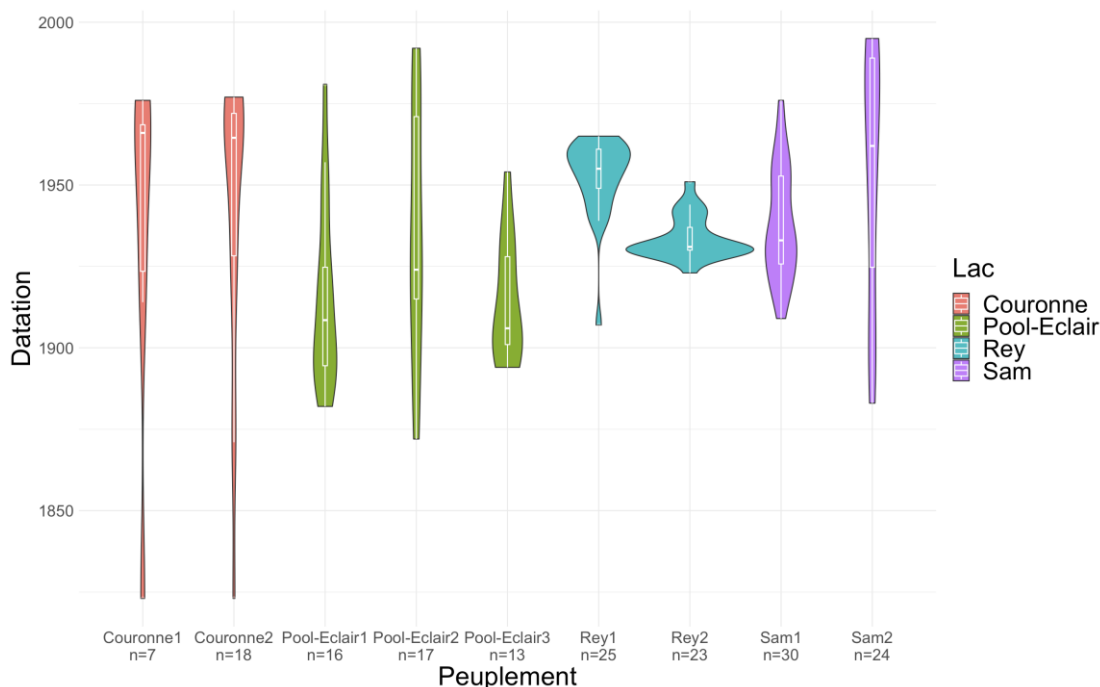


Figure 7
Visualisation des cohortes de pins par peuplement, pins blancs et rouges confondus

Source : Juliette Taupin, 2025

4.5 Mise en relation des données issues de la dendrochronologie avec les dates de feu des archives historiques

Les tableaux 9, 10 et 11 comparent les données issues de la dendrochronologie et les historiques de feux issus des archives du PNLM pour les peuplements des lacs Couronne, Pool et Éclair, et Rey. En revanche, aucune date de feu n'est disponible dans les archives pour les peuplements autour du lac à Sam, ce qui suggère une absence d'incendie depuis au moins le début du XXe siècle dans le sud du PNLM.

Concernant les deux peuplements situés autour du lac Couronne, les archives historiques indiquent qu'un incendie s'est produit en 1922. Toutefois, l'analyse dendrochronologique montre que le recrutement des pins s'est effectué sur une longue période, entre 1924 et 1969 dans le premier peuplement, et entre 1928 et 1972 pour le second (Tableau 9). Ce décalage est cohérent avec les caractéristiques écologiques d'établissement des pins blancs et rouges, dont la régénération peut nécessiter jusqu'à 40 ans après un feu (Dan Vlasia *et al.*, 2001).

Par ailleurs, aucun feu n'a été recensé dans cette région du parc depuis 1922, ce qui correspond à une absence de perturbation naturelle majeure par les feux depuis 103 ans.

Tableau 9
Comparaison entre les dates de feu issues des analyses
dendrochronologiques et les archives historiques du PNLM pour les
peuplements du lac Couronne

Lac Couronne	Dates de feu (archives)	Recrutement des pins	Intervalle
Peuplement 1	1922	1924 - 1969	Absence de feu depuis 103 ans
Peuplement 2		1928 - 1972	

Source : Juliette Taupin, 2025

Concernant les peuplements étudiés autour des lacs Pool et Éclair, aucune régénération de pin blanc n'a été observée dans les données d'archive, suite au feu de 1836 (Tableau 10).

Les incendies de 1880 et 1905 ont joué un rôle crucial dans la régénération du peuplement 1, avec un intervalle de régénération observé entre 1882 et 1922. Dans le peuplement 2, la régénération est principalement apparue entre 1901 et 1940, suite à l'incendie de 1880. Le troisième peuplement présente deux périodes de régénération : la première entre 1894 et 1921 probablement liées à l'incendie de 1890, et la seconde entre 1923 et 1945. Les incendies successifs dans cette région montrent des intervalles d'occurrence variables. Un écart de 44 ans est constaté entre le feu de 1836 et celui de 1880. Par ailleurs, aucun autre incendie n'a été enregistré dans le second peuplement étudié, ce qui représente une absence de feu depuis 145 ans.

Les feux successifs dans cette région montrent des périodes d'intervalle de retour du feu. Entre le feu de 1836 et celui de 1880, un écart de 44 ans est observé. Aucun autre incendie n'a été enregistré dans le second peuplement étudié, ce qui signifie une absence de feu depuis 145 ans. Dans le premier peuplement, un incendie a eu lieu en 1905, soit 15 ans après le précédent, mais aucun autre retour de feu n'a été

noté depuis, entraînant une absence de feu de 120 ans. Enfin, le seul incendie répertorié dans le troisième peuplement, autour des lacs Pool et Éclair, s'est produit en 1890, ce qui marque une période sans feu de 135 ans jusqu'à aujourd'hui.

Tableau 10
Comparaison entre les dates de feu issues des analyses
dendrochronologiques et les archives historiques du PNLN pour les
peuplements des lacs Pool-Éclair

Lacs Pool-Éclair	Dates de feu (archives)	Recrutement des pins	Intervalle
Peuplement 1	1836 1880 1905	1882 - 1922	44 ans 25 ans Absence de feu depuis 120 ans
Peuplement 2	1836 1880	1901 - 1940	44 ans Absence de feu depuis 145 ans
Peuplement 3	1890	1894 - 1921 1923 - 1945	Absence de feu depuis 135 ans

Source : Juliette Taupin, 2025

Finalement, le tableau 11 présente les datations pour les peuplements du lac Rey. Les feux de 1836 et 1880 n'ont pas engendré de régénération notable dans le premier peuplement du lac Rey. Pourtant, des régénérations de pin ont bien été observées dans cette zone, entre 1930 et 1946, puis entre 1947 et 1965. Elles pourraient être attribuées à d'autres facteurs environnementaux ou anthropiques. C'est également possible que la faible densité apparente d'individus entre 1944 et 1949 reflète simplement une variabilité aléatoire, masquant un établissement en réalité plus ou moins continu depuis 1930.

Cependant, un deuxième incendie survenu en 1923, dans la zone du deuxième peuplement étudié, a contribué à plusieurs régénérations de pin, identifiées entre 1923 et 1937, puis entre 1939 et 1949.

Bien qu'il soit difficile d'identifier une tendance avec seulement deux dates de feu, l'écart de 44 ans entre les feux de 1836 et 1880, suivi d'une absence d'incendie pendant 145 ans, suggère un rallongement de l'intervalle de retour de feu dans la zone du premier peuplement au cours du XXe siècle.

Le seul incendie observé dans les archives du parc pour la zone du second peuplement date de 1923, suivi d'une absence de feu de 102 ans dans cette région.

Tableau 11

Comparaison entre les dates de feu issues des analyses dendrochronologiques et les archives historiques du PNLN pour les peuplements du lac Rey

Lac Rey	Dates de feu (archives)	Recrutement des pins	Intervalle
Peuplement 1	1836 1880	1930 - 1946 1947 – 1965	44 ans Absence de feu depuis 145 ans
Peuplement 2	1923	1923 - 1937 1939 - 1949	Absence de feu depuis 102 ans

Source : Juliette Taupin, 2025

5. DISCUSSION

5.1 Validation des hypothèses

Cette étude a permis de reconstituer l'âge d'établissement des peuplements de pins blancs et rouges au sein du Parc national de la Mauricie (PNLM), en combinant les analyses dendrochronologiques et les dates de feux issues des archives du parc. La comparaison de ces données a révélé une synchronicité partielle entre les périodes de régénération du pin blanc et les incendies passés. Toutefois, la variabilité observée entre les sites suggère que d'autres facteurs environnementaux ou anthropiques, tels que les épidémies d'insectes, les tempêtes de vent ou les coupes forestières historiques, ont également influencé l'établissement de certaines cohortes.

Les intervalles de feu observés dans les neuf peuplements étudiés ont révélé des dynamiques contrastées, reflétant à la fois des cycles historiques et des changements récents. Par exemple, autour du lac Couronne, aucun feu n'a été détecté depuis 103 ans, tandis que dans les peuplements autour des lacs Pool et Éclair, des cycles plus courts étaient encore observables au XIXe siècle, avec un intervalle de retour de feu moyen de 44 ans. Depuis, aucun feu n'y a été relevé depuis 120 à 145 ans. Dans le premier peuplement étudié autour du lac Rey, les intervalles de feu ont progressivement augmenté, passant de 44 ans à une absence totale d'incendie depuis 145 ans. Concernant le second peuplement, aucun feu n'y a été observé depuis 102 ans. Comme le soulignent (Blache *et al.*, En préparation), un régime dominé par des feux de surface de faible intensité, comme les brûlages dirigés mis en place depuis 1990 dans le PNLM, ne suffit pas au renouvellement de ces pins.

Ces observations soulignent l'absence prolongée de feu dans les pinèdes étudiées depuis plus d'un siècle, ou la trop faible intensité de ceux-ci. Or, cela perturbe les processus écologiques favorisant le renouvellement des peuplements de pin blanc et de pin rouge, dont la régénération est historiquement liée à ces perturbations. Ces résultats confirment notre première hypothèse : la disparition des incendies dans ces peuplements empêche le recrutement de nouvelles cohortes de pins, ce qui pourrait modifier leur dynamique à long terme. Cette observation est cohérente avec les

travaux de Bergeron (1998) et Danneyrolles et al. (2021), qui ont déjà mis en évidence l'impact des feux sur la structure des forêts boréales et tempérées.

En ce qui concerne la composition des peuplements, le pin blanc dominait en valeur d'importance, principalement en raison de sa surface terrière élevée, ce qui traduit la présence d'arbres centenaires de grands diamètres. Ces valeurs de surface terrière restent dans la norme, bien qu'elles se situent dans la fourchette supérieure de celles observées pour cette essence. En général, la surface terrière du pin blanc avoisine les 30 à 40 m²/ha, notamment dans les peuplements de faible densité avec des arbres de grande taille (Carleton *et al.*, 1996 ; Huot, 2023). Cependant, la présence de gaules de cette essence est limitée, voire totalement absente dans quatre peuplements. Cela indique un risque à long terme pour la persistance du pin blanc, dont le recrutement semble compromis.

Ainsi, ces résultats confirment partiellement l'hypothèse ii) : une faible régénération des pins blancs est effectivement constatée, avec l'absence de jeunes arbres dans plusieurs sites. Toutefois, les arbres matures demeurent dominants dans la majorité des peuplements, ce qui indique une stabilité dans la structure du peuplement à court terme (Bergeron et Brisson, 1990).

Enfin, le pin rouge présente une situation encore plus critique. Avec seulement 0,6 % des fragments identifiés dans les charbons de sol et 0,28 % des arbres recensés, il est quasiment absent des zones étudiées. De plus, aucune gaule de cette essence n'a été observée, ce qui confirme une absence quasi totale de régénération. Cette rareté suggère que le pin rouge était déjà marginal avant le dernier incendie, contrairement au pin blanc, qui a maintenu une présence suffisante pour assurer un certain renouvellement.

Ainsi, l'hypothèse iii) est vérifiée : la quasi-absence de pins rouges identifiés dans les charbons de sol et dans les peuplements actuels témoigne de leur rareté historique et actuelle. Le fait qu'aucun jeune individu n'ait été recensé dans nos sites confirme le déclin de cette essence, probablement en raison de conditions écologiques

défavorables et de la compétition avec d'autres espèces plus résilientes (Bergeron et Brisson, 1990 ; Blache *et al.*, En préparation ; Chavardès *et al.*, 2022).

5.2 Limites du projet

Cette étude présente certaines limitations qui ont influencé les résultats et leur interprétation. Tout d'abord, la très faible présence, voire l'absence totale, du pin rouge dans les peuplements étudiés a fortement influencé l'étude. Sa disparition dans le paysage actuel est probablement due à la dynamique de feu dans cette zone, qui n'a pas permis sa régénération (Bergeron et Brisson, 1990 ; Chavardès *et al.*, 2022).

Le manque d'informations sur le pin rouge a empêché une comparaison approfondie entre cette espèce avec le pin blanc, conduisant ainsi à une réorientation partielle de l'étude.

Par ailleurs, une analyse plus approfondie des charbons permettrait d'établir des comparaisons plus claires et détaillées sur les changements de composition forestière associés aux événements de feu. En effet, il ne s'agit pas d'une estimation exacte de l'abondance relative des essences avant feu, mais plutôt d'une approximation qualitative permettant d'identifier les espèces présentes et potentiellement dominantes à ce moment. Par conséquent, les variations observées entre la composition avant feu observée avec les charbons et la structure actuelle du peuplement ne doivent pas être comprises comme des mesures absolues de changement, mais comme des indications générales de tendances de succession post-feu. Les hausses ou baisses apparentes de certaines essences peuvent refléter des dynamiques écologiques réelles, mais aussi être partiellement influencées par les biais mentionnés ci-dessus.

De plus, la possibilité que les archives du PNLN soient incomplètes, notamment l'absence de données de feu pour le lac à Sam, constitue une autre limite notable, réduisant la capacité à établir des corrélations robustes entre les feux historiques et l'âge des peuplements.

5.3 Perspectives de l'étude

Pour approfondir les analyses, plusieurs pistes de recherche peuvent être envisagées. Les analyses dendrochronologiques pourraient être affinées, en numérisant à haute résolution (2400 dpi) les carottes de pin, et en marquant et mesurant les cernes de croissances à l'aide du logiciel CooRecorder. Une interdatation des carottes de bois à l'aide du logiciel CDendro pourrait renforcer la cohérence des datations et permettre d'identifier des événements communs entre plusieurs individus. De plus, réaliser une Superposed Epoch Analysis (SEA) permettrait d'analyser les réponses spécifiques de la croissance des arbres à des événements de feu, offrant une compréhension plus détaillée des interactions entre feux et croissance forestière.

Enfin, la datation des charbons issus des sols et sédiments lacustres pourra compléter les données existantes et affiner les corrélations entre les périodes de feu et les dynamiques des peuplements. En intégrant ces données complémentaires, il sera possible d'approfondir la compréhension des processus de régénération des pins et de leur évolution face aux changements climatiques et aux perturbations anthropiques. Ainsi, la mise en relation des données sur les régimes de feu apportées par les charbons lacustres et les données récentes de dendrochronologie pourrait permettre de mieux appréhender la manière de réintroduire les pins. Notamment, la comparaison entre l'intensité des feux passés et les périodes de recrutement des pins identifiées pourraient apporter des précisions intéressantes sur la relation entre les incendies et la régénération des pins, pour la gestion de ces peuplements.

5.4 Retombées de l'étude

Les résultats de cette étude mettent en évidence l'absence de gaules de pins blancs et rouges dans les peuplements étudiés, ainsi que l'absence de feu depuis plus d'un siècle. Cette situation suggère que, sans perturbation, la régénération naturelle de ces espèces pourrait être compromise à long terme.

Pour favoriser leur retour, différentes stratégies de gestion pourraient être envisagées (Blache *et al.*, En préparation). Laisser brûler les incendies naturels, lorsque les conditions le permettent, pourrait contribuer à recréer un environnement favorable à

la régénération des pins. Toutefois, un contrôle du feu afin de limiter son intensité et d'éviter des feux de cime trop réguliers pourrait être nécessaire pour éviter des effets non désirés sur les peuplements existants.

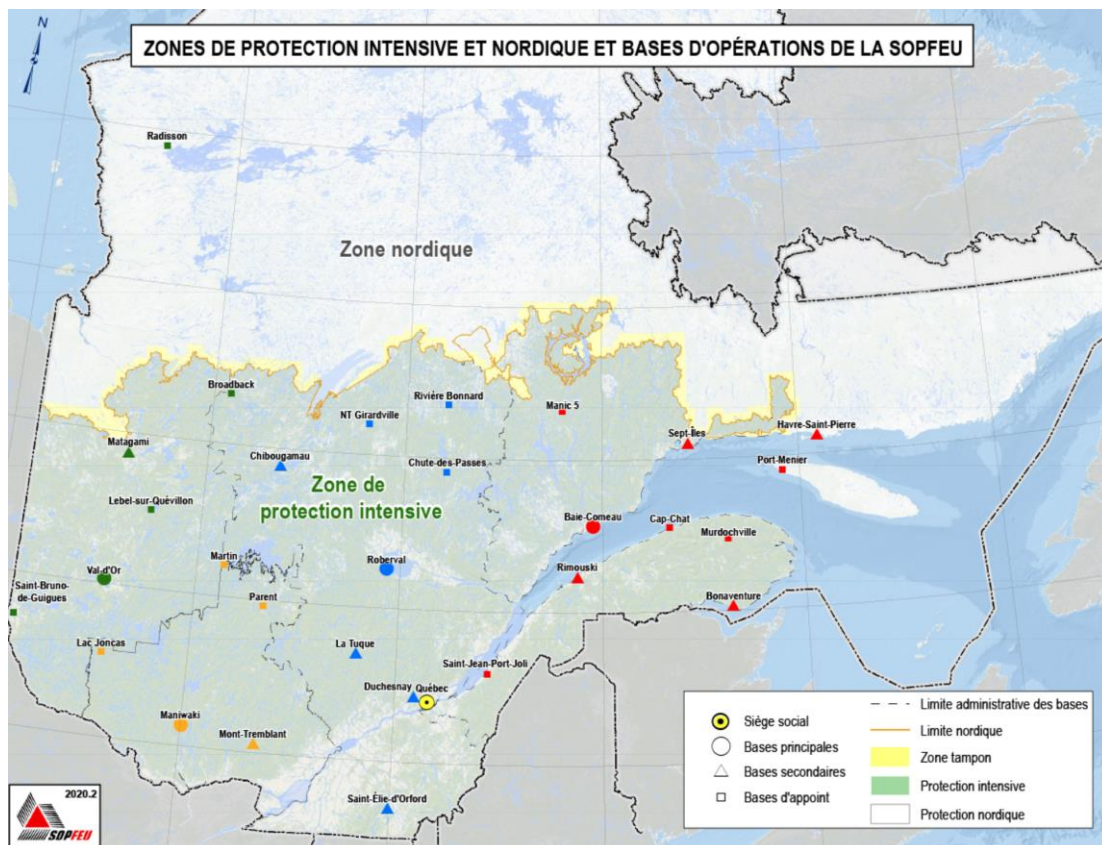
Une autre approche consisterait à réaliser des brûlages dirigés de forte intensité, mettant au jour la matière minérale, afin de permettre aux graines de pins de s'implanter. Ces interventions permettraient ainsi de restaurer des conditions propices au recrutement des pins blancs et rouges tout en assurant une gestion adaptée aux dynamiques écologiques locales. Aussi, la combinaison de brûlages dirigés plus intense avec les années semencières des pins permettrait une meilleure implantation des graines.

CONCLUSION

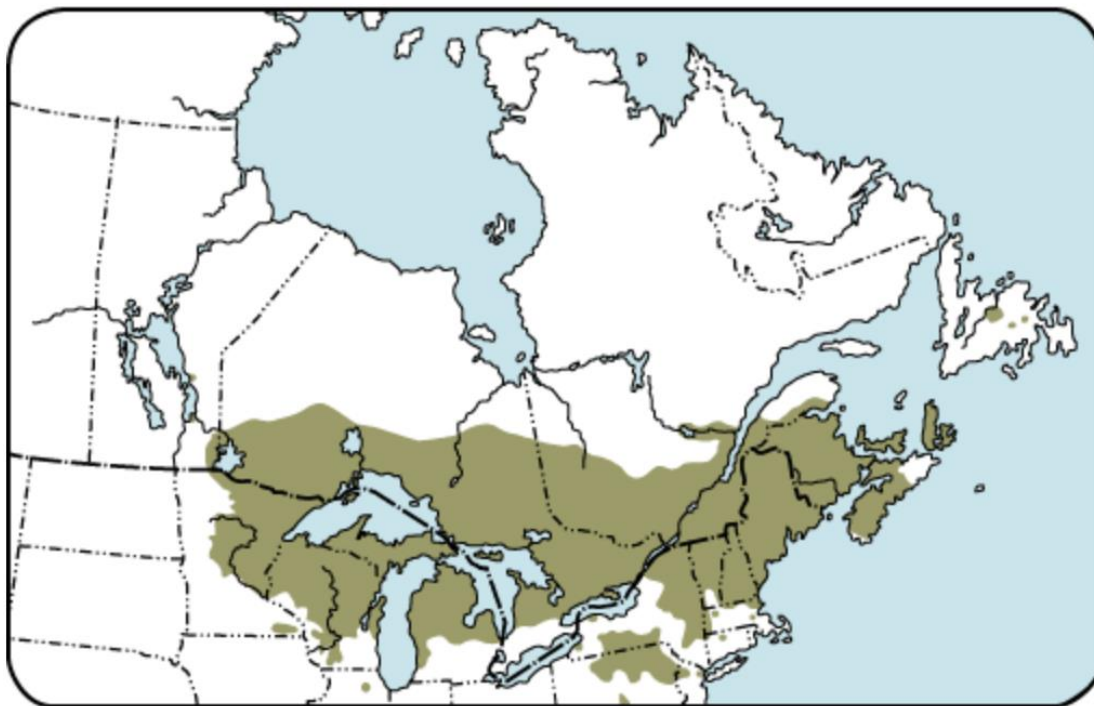
L'absence de feux depuis plus de 100 ans dans les peuplements de pins blancs et rouges du parc national de la Mauricie a conduit à un vieillissement des arbres sans permettre une régénération suffisante. Cette situation souligne l'importance d'une gestion forestière mieux adaptée pour préserver les peuplements de pins, notamment par la prise en compte de l'importance des feux de surface pour ces espèces.

Dans un contexte de conservation, il est crucial de comprendre et d'agir sur la dynamique future des pinèdes face aux changements climatiques et aux pratiques humaines, afin d'assurer une régénération des espèces de pins et de maintenir des écosystèmes forestiers résilients. La mise en place de stratégies de gestion forestière plus efficaces et adaptées à ces dynamiques écologiques semble essentielle pour soutenir, dans les années à venir, la conservation des pinèdes actuellement vieillissantes.

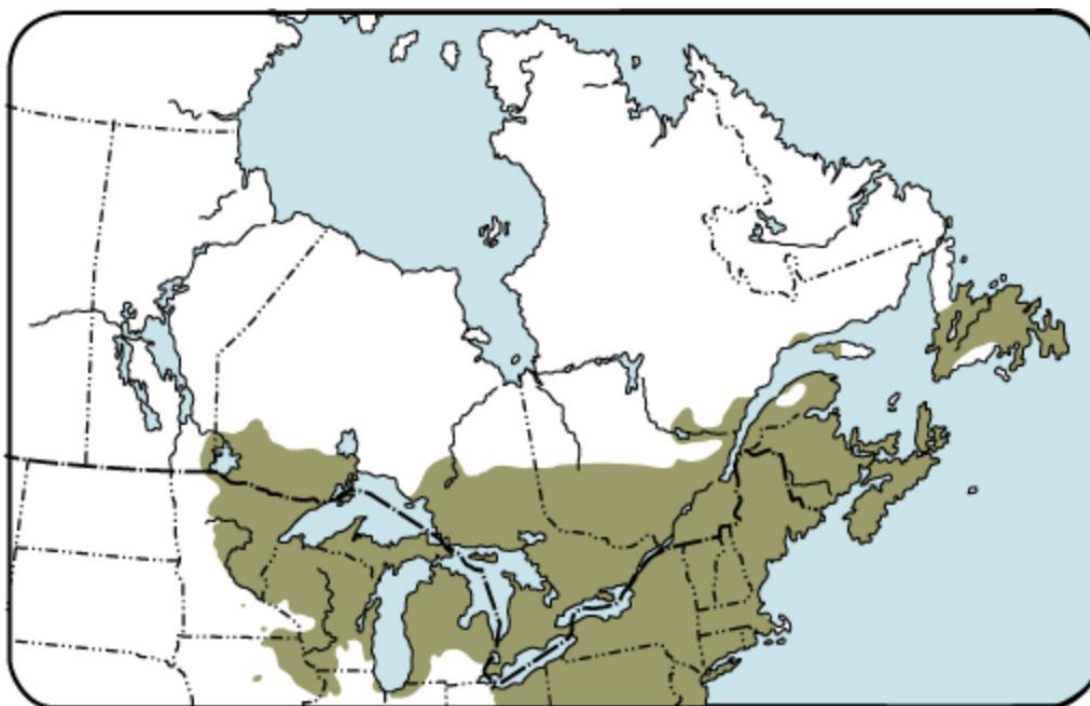
ANNEXE A – ZONES DE RÉPONSE AUX FEUX AU QUÉBEC (SOPFEU, 2023)



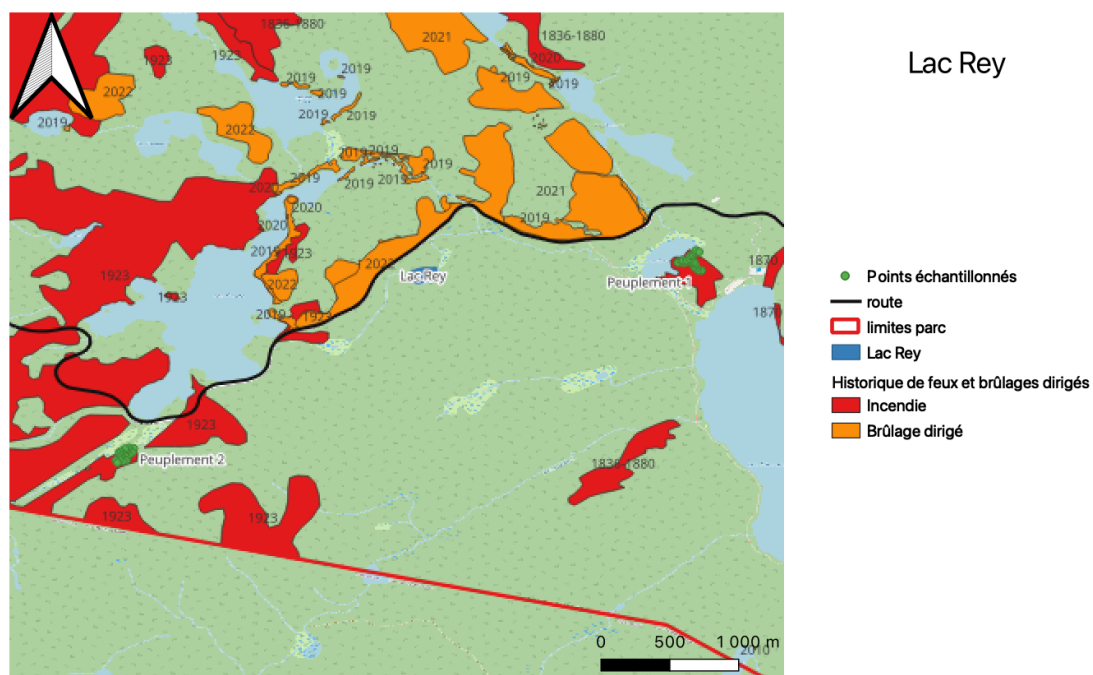
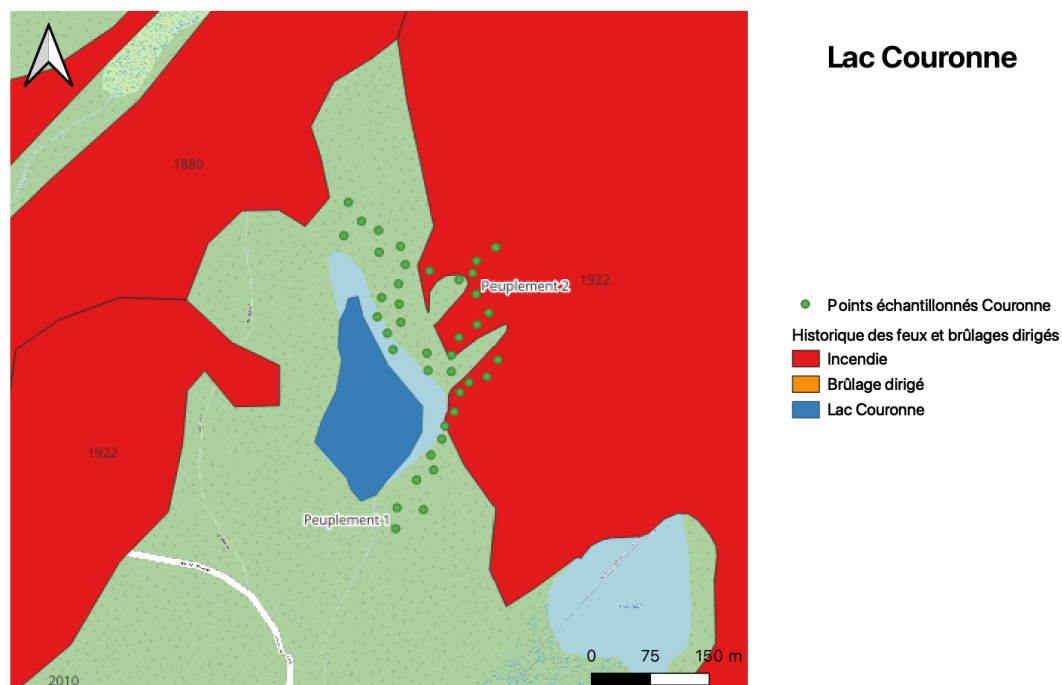
**ANNEXE B – AIRE DE RÉPARTITION GÉOGRAPHIQUE DES PINS ROUGES
(GOUVERNEMENT DU CANADA, 2013B)**

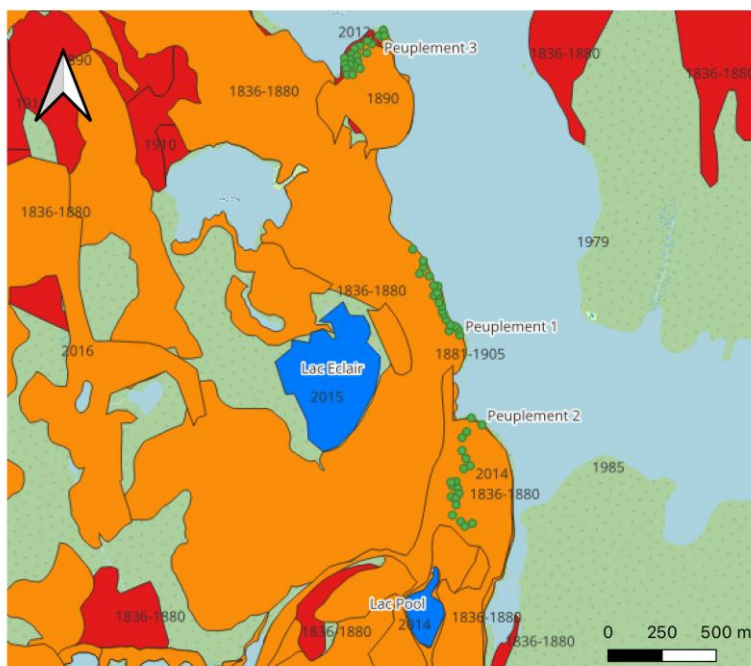
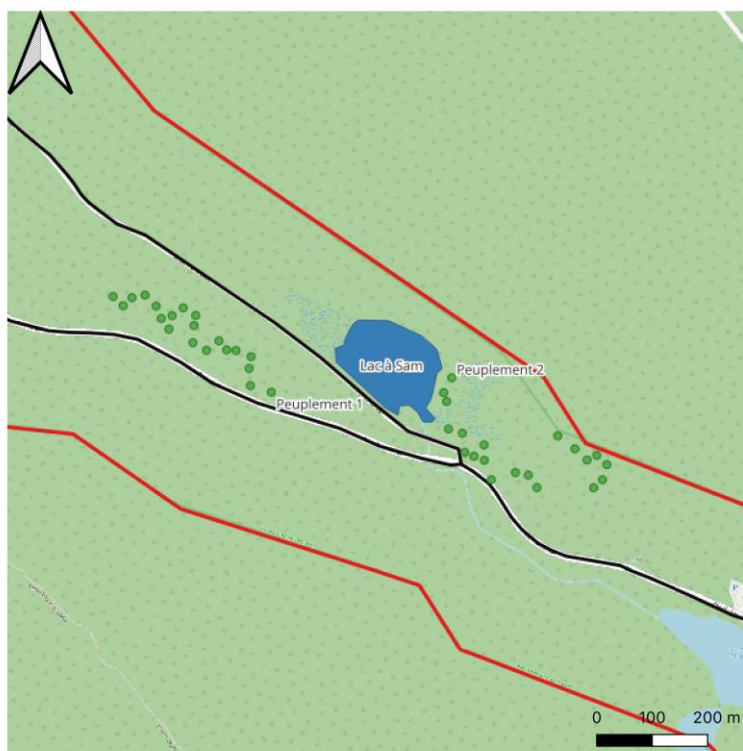


**ANNEXE C – AIRE DE RÉPARTITION GÉOGRAPHIQUE DU PIN BLANC
(GOUVERNEMENT DU CANADA, 2013A)**

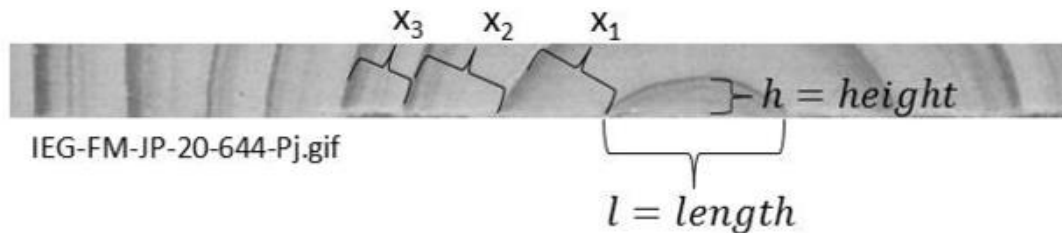


ANNEXE D – LOCALISATION DES POINTS D'ÉCHANTILLONNAGE DANS CHAQUE PEUPEMENT (JULIETTE TAUPIN, 2025)





ANNEXE E – SCHÉMA EXPLICATIF DE LA MÉTHODE DUNCAN (PAR RAPHAËL CHAVARDÈS)



$$\text{estimated number of missed rings} = \frac{(l^2) / (8h) + (\frac{h}{2})}{\bar{x}}$$

where, l = length of the incomplete ring = 9.87 mm
 h = height of the incomplete ring = 2.04 mm
 x_1 = width of complete ring 1 = 4.42 mm
 x_2 = width of complete ring 2 = 5.03 mm
 x_3 = width of complete ring 3 = 3.14 mm

**ANNEXE F – POURCENTAGE DES ESSENCES D'ARBRES, PAR PEUPLEMENT
(JULIETTE TAUPIN, 2025)**

	Bouleau a papier	Epinette rouge	Erable rouge
Couronne1	1.32	53.95	0.00
Couronne2	0.00	37.66	3.90
Pool-Eclair1	2.70	22.97	4.05
Pool-Eclair2	5.00	23.75	1.25
Pool-Eclair3	7.50	22.50	5.00
Rey1	0.00	55.00	0.00
Rey2	0.00	37.50	0.00
Sam1	3.75	32.50	13.75
Sam2	2.50	25.00	11.25

	Peuplier faux-tremble	Pin blanc	Pin rouge	Sapin	Baumier
Couronne1	0.00	28.95	0.00		7.89
Couronne2	1.30	42.86	0.00		9.09
Pool-Eclair1	0.00	27.03	1.35		12.16
Pool-Eclair2	0.00	15.00	1.25		18.75
Pool-Eclair3	0.00	23.75	0.00		12.50
Rey1	0.00	31.25	0.00		13.75
Rey2	18.75	35.00	0.00		2.50
Sam1	0.00	16.25	0.00		30.00
Sam2	0.00	27.50	0.00		32.50

	Thuya occidental
Couronne1	7.89
Couronne2	5.19
Pool-Eclair1	29.73
Pool-Eclair2	35.00
Pool-Eclair3	28.75
Rey1	0.00
Rey2	6.25
Sam1	3.75
Sam2	1.25

**ANNEXE G – POURCENTAGE DES ESSENCES DE GAULES PAR PEUPLEMENT
(JULIETTE TAUPIN, 2025)**

	Bouleau a papier	Epinette rouge	Erable rouge
Couronne1	0.00	67.74	0.00
Couronne2	0.00	45.10	1.96
Pool-Eclair1	0.00	0.00	4.76
Pool-Eclair2	6.06	0.00	3.03
Pool-Eclair3	0.00	5.88	2.94
Rey1	0.00	33.33	0.00
Rey2	16.67	20.83	0.00
Sam1	0.00	8.20	11.48
Sam2	0.00	5.56	16.67

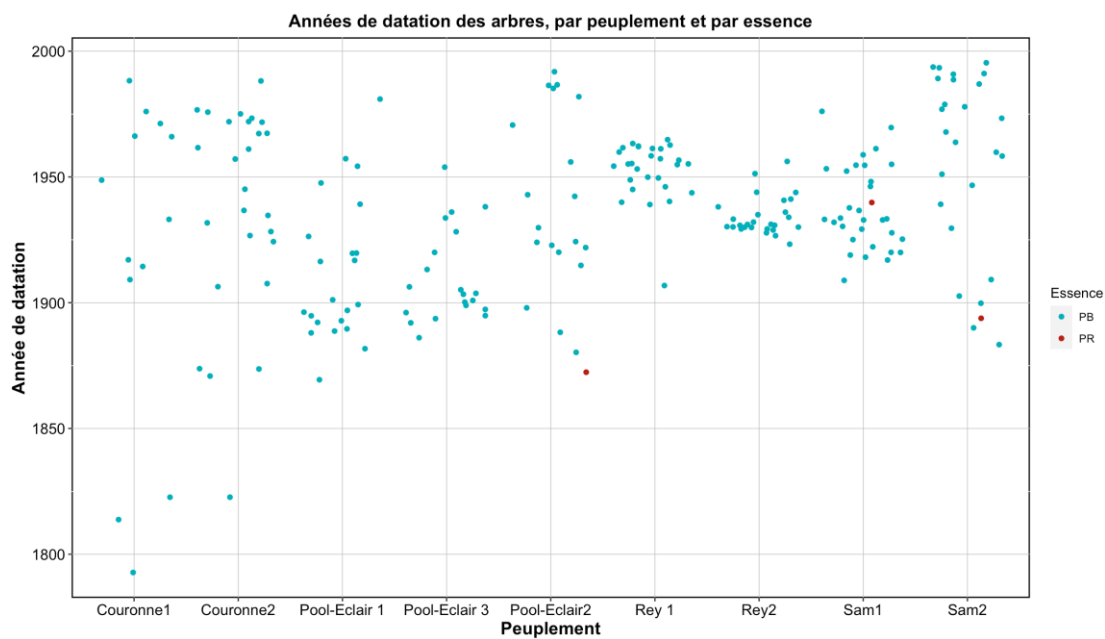
	Peuplier faux-tremble	Pin blanc	Sapin	Baumier
Couronne1	0.00	0.00		29.03
Couronne2	0.00	5.88		39.22
Pool-Eclair1	0.00	0.00		47.62
Pool-Eclair2	0.00	3.03		69.70
Pool-Eclair3	0.00	0.00		58.82
Rey1	0.00	0.00		66.67
Rey2	4.17	0.00		33.33
Sam1	0.00	1.64		72.13
Sam2	0.00	2.78		70.83

	Thuya occidental
Couronne1	3.23
Couronne2	7.84
Pool-Eclair1	47.62
Pool-Eclair2	18.18
Pool-Eclair3	32.35
Rey1	0.00
Rey2	25.00
Sam1	6.56
Sam2	4.17

**ANNEXE H – POURCENTAGE DES ESSENCES IDENTIFIÉES AVEC LES CHARBONS
PAR PEUPEMENT (JULIETTE TAUPIN, 2025)**

	Feuillu	Pin blanc	Pin rouge	Resineux
Cour 1	7.27	16.36	0.00	76.36
Cour 2	0.00	12.12	0.00	87.88
Pool-Eclair1	6.32	15.79	0.00	77.89
Pool-Eclair2	10.59	7.06	4.71	77.65
Pool-Eclair3	9.09	13.64	0.00	77.27
Rey1	12.31	7.69	0.00	80.00
Rey2	18.52	13.58	0.00	67.90
Sam 1	14.63	4.88	0.00	80.49
Sam 2	13.48	7.87	0.00	78.65

ANNEXE I – ANNÉES D'ÉTABLISSEMENT DES ARBRES, PAR PEUPLEMENT ET PAR ESSENCE (JULIETTE TAUPIN, 2025)



Chacune des couleurs représente une essence prélevée : le bleu correspond aux pins blancs, et le rouge aux pins rouges.

LISTE DE RÉFÉRENCES

- Agence Parcs Canada, G. du C. (2023a, 6 janvier). *Brûlages dirigés*. https://parcs.canada.ca/pn-np/qc/mauricie/nature/conservation/~/~link.aspx?_id=417DBD5D514041ECA9EDC42121178A92&_z=z
- Agence Parcs Canada, G. du C. (2023b, 16 janvier). *Activités éducatives au Parc national de la Mauricie - Activités éducatives*. <https://parcs.canada.ca/pn-np/qc/mauricie/activ/edu-learning>
- Anand, M., Leithead, M., Silva, L. C. R., Wagner, C., Ashiq, M. W., Cecile, J., Drobyshev, I., Bergeron, Y., Das, A. et Bulger, C. (2013). The scientific value of the largest remaining old-growth red pine forests in North America. *Biodiversity and Conservation*, 22(8), 1847-1861. <https://doi.org/10.1007/s10531-013-0497-1>
- Barrette, M. (2004). *Caractérisation Du Paysage Primitif De La Région Écologique Des Hautes Collines Du Bas-Saint-Maurice Pour Une Gestion Des Écosystèmes Du Parc National Du Canada De La Mauricie*.
- Barrette, M. (2007). Historical reconstitution of the preindustrial landscape of the ecological area of the high hills of the Lower-Saint-Maurice. *Canadian journal of forest research* =, v. 37(7), 1147-1160, 711300. <https://doi.org/10.1139/X06-306>
- Base de données nationale sur les forêts. (2025). 3 - *Landing Page Fires by area and number*. Tableau Software. https://public.tableau.com/views/3-LandingPageFiresbyareaandnumber/3_FR?:embed=y&:showVizHome=no&:host_url=https%3A%2F%2Fpublic.tableau.com%2F&:embed_code_version=3&:tabs=no&:toolbar=yes&:animate_transition=yes&:display_static_image=no&:display_spinner=no&:display_overlay=yes&:display_count=yes&:language=en-US&:loadOrderID=0
- Bergeron, Y. (1998). Les conséquences des changements climatiques sur la fréquence des feux et la composition forestière au sud-ouest de la forêt boréale québécoise. *Géographie physique et Quaternaire*, 52(2), 167-174. <https://doi.org/10.7202/004768ar>
- Bergeron, Y. et Brisson, J. (1990). Fire Regime in Red Pine Stands at the Northern Limit of the Species' Range. *Ecology*, 71(4), 1352-1364. <https://doi.org/10.2307/1938272>
- Bergeron, Y. et Dubuc, M. (1988). Succession in the Southern Part of the Canadian Boreal Forest. *Vegetatio*, 79(1/2), 51-63.
- Blache, M., Ali, A. A., Gaboriau, D. M., Joanin, S., Jean-Sepet, M., Girardin, M. P., Richard, P. J. H., Bergeron, Y. et Asselin, H. (En préparation). *Fire-controlled variations in abundance of white pine and red pine in Quebec's northern temperate forest during the Holocene: implications for fire management*.
- Bolghari, H. A. et Bertrand, V. (1984). *Tables préliminaires de production des principales*

essences résineuses plantées dans la partie centrale du Sud du Québec. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs. <https://mffp.gouv.qc.ca/nos-publications/essences-resineuses-partie-centrale-sud-quebec/>

- Boulanger, Y., Arseneault, D., Bélisle, A. C., Bergeron, Y., Boucher, J., Boucher, Y., Danneyrolles, V., Erni, S., Gachon, P., Girardin, M. P., Grant, E., Grondin, P., Jetté, J.-P., Labadie, G., Leblond, M., Leduc, A., Puigdevall, J. P., St-Laurent, M.-H., Tremblay, J. A. et Waldron, K. (2025). The 2023 wildfire season in Québec: an overview of extreme conditions, impacts, lessons learned, and considerations for the future. *Canadian Journal of Forest Research*, 55, 1-21. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2023-0298>
- Boulanger, Y., Gauthier, S., Gray, D. R., Le Goff, H., Lefort, P. et Morissette, J. (2013). Fire regime zonation under current and future climate over eastern Canada. *Ecological Applications*, 23(4), 904-923. <https://doi.org/10.1890/12-0698.1>
- Brisson, J. et Bouchard, A. (2003). In the past two centuries, human activities have caused major changes in the tree species composition of southern Québec, Canada. *Écoscience*, 10(2), 236-246. <https://doi.org/10.1080/11956860.2003.11682771>
- Brossier, B., Oris, F., Finsinger, W., Asselin, H., Bergeron, Y. et Ali, A. (2014). Using tree-ring records to calibrate peak detection in fire reconstructions based on sedimentary charcoal records. *The Holocene*, 24, 635-645. <https://doi.org/10.1177/0959683614526902>
- Bussières, C., Laperrière, P.-Y. M., Grondin, P., Lavoie, M. et Lafontaine, G. de. (2023). Lire le passé forestier dans un bournier : histoire écologique et dynamique contemporaine d'une population marginale nordique d'érable rouge (*Acer rubrum*). *Écoscience*, world. <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/11956860.2023.2271728>
- Carcaillet, C., Almquist, H., Asnong, H., Bradshaw, R. H. W., Carri n, J. S., Gaillard, M.-J., Gajewski, K., Haas, J. N., Haberle, S. G., Hadorn, P., M ller, S. D., Richard, P. J. H., Richoz, I., R sch, M., Sánchez Go i, M. F., von Stedingk, H., Stevenson, A. C., Talon, B., Tardy, C., ... Willis, K. J. (2002). Holocene biomass burning and global dynamics of the carbon cycle. *Chemosphere*, 49(8), 845-863. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(02\)00385-5](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(02)00385-5)
- Carcaillet, C., Bergeron, Y., Richard, P. J. H., Fréchette, B., Gauthier, S. et Prairie, Y. T. (2001). Change of fire frequency in the eastern Canadian boreal forests during the Holocene: does vegetation composition or climate trigger the fire regime? *Journal of Ecology*, 89(6), 930-946. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2001.00614.x>
- Carleton, T. J., Maycock, P. F., Arnup, R. et Gordon, A. M. (1996). *In situ* regeneration of *Pinus strobus* and *P. resinosa* in the Great Lakes forest communities of Canada. *Journal of Vegetation Science*, 7(3), 431-444. <https://doi.org/10.2307/3236287>
- Chavardès, R. D., Danneyrolles, V., Portier, J., Girardin, M. P., Gaboriau, D. M., Gauthier, S.,

- Drobyshev, 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(12), 1184-1193. <https://doi.org/10.1071/WF22090>
- Cigana, J. (2024). *Origine holocène et trajectoire écologique de trois espèces tempérées à leur limite nordique de répartition dans l'écotone de la forêt mixte.*
- Cottam, G. et Curtis, J. T. (1956). The Use of Distance Measures in Phytosociological Sampling. *Ecology*, 37(3), 451-460. <https://doi.org/10.2307/1930167>
- Dan VlasIU, P., Nolet, P. et Doyon, F. Le pin blanc : revue de littérature. <https://isfort.uqo.ca/wp-content/uploads/2020/11/VlasIU-et-Nolet-et-al.-2001.-Le-pin-blanc-Revue-de-litterature.pdf> juillet 2001.
- Danneyrolles, V., Cyr, D., Girardin, M. P., Gauthier, S., Asselin, H. et Bergeron, Y. (2021). Influences of climate fluctuations on northeastern North America's burned areas largely outweigh those of European settlement since AD 1850. *Environmental Research Letters*, 16(11), 114007. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac2ce7>
- de Coignac, G. B. (1988). *Un peu de terminologie: le feu dans tous ses états.* <https://doi.org/hal-03555074>
- de Lafontaine, G. et Asselin, H. (2011). Soil charcoal stability over the Holocene across boreal northeastern North America. *Quaternary Research*, 76(2), 196-200. <https://doi.org/10.1016/j.yqres.2011.06.006>
- Duncan, R. (1989). An evaluation of errors in tree age estimates based on increment cores in Kahikatea (*Dacrycarpus dacrydioides*). *New Zealand Natural Sciences*, 16.
- Engstrom, F. B. et Mann, D. H. (1991). Fire ecology of red pine (*Pinusresinosa*) in northern Vermont, U.S.A. *Canadian Journal of Forest Research*, 21(6), 882-889. <https://doi.org/10.1139/x91-123>
- Flannigan, M. D. (1993). *Fire regime and the abundance of red pine.* <https://doi.org/10.1071/WF9930241>
- Flannigan, M. D. et Bergeron, Y. (1998). Possible role of disturbance in shaping the northern distribution of *Pinus resinosa*. *Journal of Vegetation Science*. <https://doi.org/10.2307/3237262>
- Frelich, L. (1995). Old forest in the lake states today and before European settlement. *Natural Areas Journal*. <https://www.semanticscholar.org/paper/Old-forest-in-the-lake-states-today-and-before-Frelich/cf9358ddb0f8041b4e599df84d3841f76f78c138>
- Frelich, L. E. et Reich, P. B. (1999). Minireviews: Neighborhood Effects, Disturbance Severity, and Community Stability in Forests. *Ecosystems*, 2(2), 151-166.

<https://doi.org/10.1007/s100219900066>

Gagnon, S. (2024). *Impact de la sévérité de brûlage sur la régénération naturelle de pin blanc et de pin rouge.*

Girardin, M. P. et Mudelsee, M. (2008). Past and Future Changes in Canadian Boreal Wildfire Activity. *Ecological Applications*, 18(2), 391-406. <https://doi.org/10.1890/07-0747.1>

Girardin, M. P. et Wotton, B. M. (2009). Summer Moisture and Wildfire Risks across Canada. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, 48(3), 517-533. <https://doi.org/10.1175/2008JAMC1996.1>

Gouvernement du Canada. (2024). *Données des stations pour le calcul des normales climatiques au Canada de 1981 à 2010 - Climat - Environnement et Changement climatique* Canada. https://climate.weather.gc.ca/climate_normals/results_1981_2010_f.html?searchType=stnProx&txtRadius=50&selCity=&optProxType=park&selPark=46%7C48%7C72%7C58%7Cparc+national+Mauricie&txtCentralLatDeg=&txtCentralLatMin=0&txtCentralLatSec=0&txtCentralLongDeg=&txtCentralLongMin=0&txtCentralLongSec=0&txtLatDecDeg=&txtLongDecDeg=&stnID=5256&dispBack=0

Gouvernement du Canada, N. R. C. (2013a, 31 décembre). *Eastern white pine.* <https://tidcf.nrcan.gc.ca/en/trees/factsheet/50>

Gouvernement du Canada, N. R. C. (2013b, 31 décembre). *Rep pine.* <https://tidcf.nrcan.gc.ca/en/trees/factsheet/49>

Gouvernement du Canada, S. (2023, 15 février). *Les solutions fondées sur la nature.* <https://www.canada.ca/fr/services/environnement/notre-environnement/solutions-climatiques-fondees-nature.html>

Gouvernement du Québec. (2024). *Loi et réglementation forestières.* <https://www.quebec.ca/agriculture-environnement-et-ressources-naturelles/forets/gestion-forets-publiques/loi-reglementations-forestieres>

Grenier, D., Bergeron, Y., Kneeshaw, D. et Gauthier, S. (2011). Fire frequency for the transitional mixedwood forest of Timiskaming, Quebec, Canada. *Canadian Journal of Forest Research*, 35. <https://doi.org/10.1139/x05-005>

Grondin, P., Noël, J. et Hotte, D. (2007). *Atlas des unités homogènes du Québec méridional selon la végétation et ses variables explicatives (hors série).* <https://mffp.gouv.qc.ca/documents/forets/connaissances/recherche/Atlas.pdf>

Hanes, C. C., Wang, X., Jain, P., Parisien, M.-A., Little, J. M. et Flannigan, M. D. (2019). Fire-regime changes in Canada over the last half century. *Canadian Journal of Forest Research*, 49(3), 256-269. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2018-0293>

- Hoadley, R. B. (1990). *Identifying Wood: Accurate Results with Simple Tools*. Taunton Press.
- Hugelius, G., Loisel, J., Chadburn, S., Jackson, R. B., Jones, M., MacDonald, G., Marushchak, M., Olefeldt, D., Packalen, M., Siewert, M. B., Treat, C., Turetsky, M., Voigt, C. et Yu, Z. (2020). Large stocks of peatland carbon and nitrogen are vulnerable to permafrost thaw. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 117(34), 20438-20446. <https://doi.org/10.1073/pnas.1916387117>
- Huot, P. M. (2023). *Historique d'aménagement du pin blanc au Québec : un pas vers la restauration*.
- Jones, M. W., Kelley, D. I., Burton, C. A., Di Giuseppe, F., Barbosa, M. L. F., Brambleby, E., Hartley, A. J., Lombardi, A., Mataveli, G., McNorton, J. R., Spuler, F. R., Wessel, J. B., Abatzoglou, J. T., Anderson, L. O., Andela, N., Archibald, S., Armenteras, D., Burke, E., Carmenta, R., ... Xanthopoulos, G. (2024). State of Wildfires 2023–2024. *Earth System Science Data*, 16(8), 3601-3685. <https://doi.org/10.5194/essd-16-3601-2024>
- Keeley, J. E. (2008). Fire. Dans S. E. Jørgensen et B. D. Fath (dir.), *Encyclopedia of Ecology* (p. 1557-1564). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-008045405-4.00496-1>
- Latremouille, C., Parker, W., McPherson, S., Pinto, F. et Fox, B. (2008). Ecology and management of eastern white pine in the Lake Abitibi (3E) and Lake Temagami (4E) ecoregions of Ontario. *Ontario Ministry of natural Resources*, 71 p.
- Le Goff, H. et Bergeron, Y. (2014). Évaluation de la vulnérabilité aux changements climatiques de trois projets d'aménagement forestier écosystémique au Québec. *The Forestry Chronicle*, 90(02), 228-243. <https://doi.org/10.5558/tfc2014-041>
- Litynski, J. (1982). Le climat de la région Mauricie-Bois-Francs. *Cahiers de géographie du Québec*, 26(67), 139-144. <https://doi.org/10.7202/021552ar>
- Marguerie, D., Bernard, V. et Bégin, Y. (2010). *Anthracologie et dendrologie*. [https://www.researchgate.net/publication/274309880 Anthracologie et dendrologie](https://www.researchgate.net/publication/274309880_Anthracologie_et_dendrologie)
- McRae, D. J., Lynham, T. J. et Frech, R. J. (1994). *Understory prescribed burning in red pine and white pine*. <http://cfs.nrcan.gc.ca/publications?id=24438>
- Ministère des Ressources Naturelles et des Forêts. (2023). *Chiffres-clés du Québec forestier - Édition 2023*. <https://mffp.gouv.qc.ca/wp-content/uploads/chiffres-cles.pdf>
- Morneau, C. (2021). *Classification écologique du territoire québécois*. https://mffp.gouv.qc.ca/documents/forets/inventaire/classification_ecologique_territoire_quebecois.pdf
- Nappi, A. (2013). Perturbations naturelles. Dans *Manuel de détermination des possibilités forestières 2013-2018* (Gouvernement du Québec, p. 29-39).

- Neil, M. (2013). *Croissance radiale de la pruche (Tsuga canadensis) e du pin blanc (Pinus strobus) dans la forêt tempérée du Québec en relation avec les perturbations Rforestières e le climat.*
- Ohlson, M. et Tryterud, E. (2000). Interpretation of the charcoal record in forest soils: forest fires and their production and deposition of macroscopic charcoal. *The Holocene*, 10(4), 519-525. <https://doi.org/10.1191/095968300667442551>
- Ortuno, E. M. (2010). *Modélisation de la distribution précoloniale du pin blanc en moyenne Mauricie à partir des archives d'arpentage.* <https://www.collectionscanada.gc.ca/obj/thesescanada/vol2/QQLA/TC-QQLA-26826.pdf>
- Parks, S. A., Guiterman, C. H., Margolis, E. Q., Lonergan, M., Whitman, E., Abatzoglou, J. T., Falk, D. A., Johnston, J. D., Daniels, L. D., Lafon, C. W., Loehman, R. A., Kipfmüller, K. F., Naficy, C. E., Parisien, M.-A., Portier, J., Stambaugh, M. C., Williams, A. P., Wion, A. P. et Yocom, L. L. (2025). A fire deficit persists across diverse North American forests despite recent increases in area burned. *Nature Communications*, 16(1), 1493. <https://doi.org/10.1038/s41467-025-56333-8>
- Payette, S., Delwaide, A., Schaffhauser, A. et Magnan, G. (2012). Calculating long-term fire frequency at the stand scale from charcoal data. *Ecosphere*, 3(7), art59. <https://doi.org/10.1890/ES12-00026.1>
- Paysen, T. E., Ansley, R. J., Brown, J. K., Gottfried, G. J., Haase, S. M., Harrington, M. G., Narog, M. G., Sackett, S. S. et Wilson, R. C. (2000). *Chapter 6: Fire in Western Shrubland, Woodland, and Grassland Ecosystems.*
- Puettmann, K. J., Wilson, S. M., Baker, S. C., Donoso, P. J., Drössler, L., Amente, G., Harvey, B. D., Knoke, T., Lu, Y., Nocentini, S., Putz, F. E., Yoshida, T. et Bauhus, J. (2015). Silvicultural alternatives to conventional even-aged forest management - what limits global adoption? *Forest Ecosystems*, 2(1), 8. <https://doi.org/10.1186/s40663-015-0031-x>
- Quinby, P. A. (1991). Self-replacement in old-growth white pine forests of Temagami, Ontario. *Forest Ecology and Management*, 41(1), 95-109. [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(91\)90121-B](https://doi.org/10.1016/0378-1127(91)90121-B)
- Ressources Naturelles Canada. (2013, 31 décembre). *Pin rouge.* <https://aimfc.rncan.gc.ca/fr/arbres/fiche/49>
- Ressources Naturelles Canada. (2015, 26 mai). *Conservation et protection des forêts du Canada.* Ressources naturelles Canada. <https://ressources-naturelles.canada.ca/nos-ressources-naturelles/forets/amenagement-forestier-durable/conservation-et-protection-des-forets-du-canada/17502>
- Ressources Naturelles Canada. (2021, 7 juillet). *Gestion des feux.* Ressources naturelles

- Canada. <https://ressources-naturelles.canada.ca/nos-ressources-naturelles/forets/feux-insectes-perturbations/feux-foret/gestion-feux/13158>
- Ressources Naturelles Canada. (2022a). *L'état des forêts au Canada - Rapport annuel 2022*. [https://ressources-naturelles.canada.ca/sites/nrcan/files/forest/sof2022/SoF_Annual_2022_FR_access_\(4\).pdf](https://ressources-naturelles.canada.ca/sites/nrcan/files/forest/sof2022/SoF_Annual_2022_FR_access_(4).pdf)
- Ressources naturelles Canada. (2022, 23 février). *Gérer pour la diversité : Comment la gestion durable des forêts permet de conserver et de protéger les valeurs forestières diverses du Canada*. Ressources naturelles Canada. <https://ressources-naturelles.canada.ca/nos-ressources-naturelles/forets/letat-forets-canada-rapport-annuel/gerer-pour-la-diversite-comment-la-gestion-durable-des-forets-permet-de-conserver-et/24149>
- Ressources Naturelles Canada. (2022b, 14 avril). *Feux de forêt*. Ressources naturelles Canada. <https://ressources-naturelles.canada.ca/nos-ressources-naturelles/forets/feux-insectes-perturbations/feux-foret/13144>
- Ritter, S., Morici, K. et Stevens-Rumann, C. (2023). Efficacy of prescribed fire as a fuel reduction treatment in the Colorado Front Range. *Canadian Journal of Forest Research*. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2022-0259>
- Rudolph, P. O. (1990). *Pinus resinosa* (red pine). *CABI Compendium*, *CABI Compendium*, 41700. <https://doi.org/10.1079/cabicompendium.41700>
- Seidl, R., Thom, D., Kautz, M., Martin-Benito, D., Peltoniemi, M., Vacchiano, G., Wild, J., Ascoli, D., Petr, M., Honkaniemi, J., Lexer, M. J., Trotsiuk, V., Mairota, P., Svoboda, M., Fabrika, M., Nagel, T. A. et Reyher, C. P. O. (2017). Forest disturbances under climate change. *Nature Climate Change*, 7(6), 395-402. <https://doi.org/10.1038/nclimate3303>
- SOPFEU. (2023, 14 juillet). *L'intervention de la SOPFEU dans les différentes zones de protection*. SOPFEU. <https://sopfeu.qc.ca/lintervention-de-la-sopfeu-dans-les-differentes-zones-de-protection/>
- Tomback, D. F. et Achuff, P. (2010). Blister rust and western forest biodiversity: ecology, values and outlook for white pines. *Forest Pathology*, 40(3-4), 186-225. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0329.2010.00655.x>
- Umbanhowar Jr., C. e. et McGrath, M. j. (1998). Experimental production and analysis of microscopic charcoal from wood, leaves and grasses. *Holocene*, 8(3), 341-346. <https://doi.org/10.1191/095968398666496051>
- Upreti, Y., Asselin, H. et Bergeron, Y. (2013). Cultural importance of white pine (*Pinus strobus* L.) to the Kitcisakik Algonquin community of western Quebec, Canada. *Canadian Journal of Forest Research*, 43(6), 544-551. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2012-0514>

- Upreti, Y., Asselin, H. et Bergeron, Y. (2017). Preserving Ecosystem Services on Indigenous Territory through Restoration and Management of a Cultural Keystone Species. *Forests*, 8(6), 194. <https://doi.org/10.3390/f8060194>
- Upreti, Y., Asselin, H., Bergeron, Y. et Mazerolle, M. J. (2014). White pine (*Pinus strobus* L.) regeneration dynamics at the species' northern limit of continuous distribution. *New Forests*, 45(1), 131-147. <https://doi.org/10.1007/s11056-013-9396-2>
- Upreti, Y., Asselin, H., Dhakal, A. et Julien, N. (2012). Traditional use of medicinal plants in the boreal forest of Canada: review and perspectives. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine*, 8(1), 7. <https://doi.org/10.1186/1746-4269-8-7>
- Weyenberg, S. A., Frelich, L. E. et Reich, P. B. (2004). Logging versus fire: how does disturbance type influence the abundance of *Pinus strobus* regeneration? *Silva Fennica*, 38(2). <https://www.silvafennica.fi/article/427>
- Whitlock, C. et Larsen, C. (2001). Charcoal as a Fire Proxy. Dans J. P. Smol, H. J. B. Birks, W. M. Last, R. S. Bradley et K. Alverson (dir.), *Tracking Environmental Change Using Lake Sediments: Terrestrial, Algal, and Siliceous Indicators* (p. 75-97). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/0-306-47668-1_5
- Wotton, B. M., Nock, C. A., Flannigan, M. D., Wotton, B. M., Nock, C. A. et Flannigan, M. D. (2010). Forest fire occurrence and climate change in Canada. *International Journal of Wildland Fire*, 19(3), 253-271. <https://doi.org/10.1071/WF09002>
- Xanthopoulos, G. et Athanasiou, M. (2020). Crown Fire. Dans S. L. Manzello (dir.), *Encyclopedia of Wildfires and Wildland-Urban Interface (WUI) Fires* (p. 183-197). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-52090-2_13