



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

LE RÔLE DE LA BANDE RIVERAINE POUR LA PRÉSERVATION DE LA
DIVERSITÉ VÉGÉTALE, AVIAIRE ET MAMMALIENNE EN FORÊT BORÉALE

Mémoire
présenté
comme exigence partielle
de la maîtrise en écologie et aménagement des écosystèmes forestiers

Par
Élise Berthiaume

15 décembre 2025

REMERCIEMENTS

J'aimerais remercier mes collègues, amies et amis qui m'ont soutenu tout au long de mon parcours à la maîtrise. Une mention spéciale va à ma très chère amie et voisine Julie-Pascale Labrecque-Foy, qui a su alléger mes journées par son humour, son sourire absolument contagieux et sa douceur. J'aimerais remercier Annie-Claude Malenfant pour sa bienveillance, sa jovialité et sa douce amitié. Nos pauses café m'ont toujours apporté un réconfort et une motivation inestimable ! Merci à Marc-André Lemay, nouvelle ressource à l'IRF, voisin adoré et ami précieux. Merci à Sabrina Cloutier, Ariane Barrette, Aroniaina Mialintsoa Randriamananjara, et Hengyi Bai pour leur camaraderie, leur entraide et toute la joie qu'ils et elles m'ont apportées au quotidien. Merci à Audrey-Anne Amyot et Alissandre Lavoie qui m'ont soutenu, malgré la distance. Enfin, j'aimerais remercier monoureuse, Page Levine, qui m'a éperdument écouté et encouragé. Ton soutien, ton amour et ta douceur m'ont aidé à passer à travers les moments difficiles et à célébrer les petites réussites. Je suis si chanceuse de vous avoir, tous et toutes, dans ma vie !

Ensuite, j'aimerais remercier tous les stagiaires, les étudiantes et les étudiants qui m'ont aidé à chaque étape de mon projet, du terrain, jusqu'au collage des carottes, en passant par l'entrée de mes données. Je souhaite remercier Ariane Barrette, Benjamin Leduc, Chloé Bouchard, Elise Gilles, Juan José Romero Garrido, Javier Giménez, Julianne Breton, Laurianne Lamontagne, Lilou Barascud, Liv Jessen, Maëva Mercure, Mélodie Doyon, Pauline Teyssendier, Amé Bergeron et Hengyi Bai. Votre aide m'a été indispensable et ce projet aurait été impossible sans vous. J'aimerais remercier Michel Guimond, qui a partagé ses sites d'échantillonnage avec moi, ainsi que plusieurs ressources éclairantes, en début de parcours. J'aimerais également remercier Marion Noualhaguet, Valentina Bùtto, Sabrina Cloutier et Mariano Feldman qui m'ont aidé avec mes analyses statistiques.

Je souhaite remercier Hélène Lavoie, la secrétaire de direction et Dany Charron, la directrice du campus d'Amos et Marc-André Gemme, agent de liaison à l'Institut de recherche sur les forêts, ressources indispensables et piliers de la vie étudiante au campus d'Amos. Merci pour tout !

J'aimerais remercier Pierre Drapeau et Sonia Légaré, qui m'ont aidé à peaufiner mon projet de recherche, par des réflexions essentielles, et Yves Bergeron et Kaysandra Waldron, qui ont révisé mon mémoire. Un grand merci à Bruno Drolet pour son aide précieuse avec la gestion des enregistreurs acoustiques, la transcription des enregistrements et l'interprétation de mes résultats. J'aimerais également remercier Hervé Daniel et Adeline Bulot, qui m'ont chaleureusement accueilli dans leur laboratoire, pour mon stage à Angers, en France. Nos échanges m'ont permis d'enrichir mes résultats et mon interprétation de ceux-ci. Merci pour votre temps et votre énergie !

J'aimerais également remercier la Réserve Écologique de Kettles-de-Berry, qui a accordé la permission à plusieurs de mes collègues et moi d'échantillonner la réserve, un site témoin incroyable. J'aimerais aussi remercier Benoit Croteau, Iris Lochon, Glenn Polson et Marie-Pier Lemieux, de Territoire et Environnement Abitibiwinni, pour leur accueil chaleureux dans leur équipe, dans le cadre de mon engagement communautaire et le contrat qui s'est ensuivi !

J'aimerais remercier la MRC Abitibi, qui ont financé mon projet et soutiennent la recherche en écologie forestière et aquatique dans la région. Mon projet a également été financé par une bourse du Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada (CRSNG), pour laquelle je suis très reconnaissante. Un grand merci au Centre d'Étude sur les Forêts (CEF), pour leur financement et l'organisation de multiples colloques enrichissants qui donnent l'opportunité aux étudiants et étudiantes gradué(e)s d'apprendre, de connecter avec d'autres chercheurs et chercheuses et de présenter leurs travaux. J'aimerais remercier la Fondation UQAT, pour la bourse qu'elle m'a accordée, puis l'UQAT, pour leur programme de bourse de mobilité à l'international, qui a facilité mon stage à Angers. Merci à Smart Forest Canada, qui a financé l'acquisition d'équipement utilisé dans le cadre de mon projet (Pappas *et al.*, 2022).

Enfin, je tiens à remercier Miguel Montoro Girona et Guillaume Grosbois, mes directeurs de recherche, pour leur soutien continu, leur patience et leur expertise.

Guillaume, ton calme, ton empathie et ta gentillesse exceptionnelle ont su apaiser mes angoisses. Miguel, ta sensibilité et ton énergie m'ont permis de persévérer et m'ont motivé. Votre direction m'a permis de m'épanouir comme scientifique, et de croire un peu plus en mes compétences. La science gagne de votre humanité !

ÉPIGRAPHE

« vous pourrez les apercevoir à la cambrure du sol
près d'une eau limpide
là où les bandes de vie
s'amenuisent
contemplant leurs propres naufrages »

Extrait de *Vous pourrez entendre les échos*

- Pénélope Ouellet

AVANT-PROPOS

Le mémoire est divisé en trois sections distinctes. La première section consiste en une mise en contexte sur la problématique d'étude, qui met la table pour les sections subséquentes. Ici, les thèmes abordés sont, dans les grandes lignes : l'importance de l'exploitation de la forêt boréale québécoise, la singularité des milieux riverains, la législation relative à la bande riveraine, leurs différentes fonctions, et les lacunes qui persistent dans nos connaissances. Enfin, les objectifs et les hypothèses du projet de maîtrise sont établis. Rédigée en anglais, la deuxième partie du mémoire consiste en l'article scientifique « *Do Riparian Buffers Conserve Biodiversity? Insights from Plant, Bird and Mammal Indicators in the Eastern Canadian Boreal Forest* » qui a été soumis dans la Revue scientifique *Forest Ecology and Management* en septembre 2025, puis révisé en décembre 2025. L'article a été écrit par la candidate à la maîtrise, puis révisé, co-écrit et encadré par les coauteurs Miguel Montoro Girona, Guillaume Grosbois, Adeline Bulot et Hervé Daniel. La collecte de données et l'analyse des résultats de l'article ont été effectuées par l'étudiante, supervisée par sa direction et sa co-direction de recherche. L'étude a été conceptualisée par Miguel Montoro Girona et Guillaume Grosbois et financée par la municipalité régionale de comté (MRC) d'Abitibi et le Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada (CRSNG). Par la suite, la troisième section du mémoire présente les conclusions générales du projet, sous une perspective régionale, les implications pour l'aménagement écosystémique des milieux forestiers riverains et les perspectives de l'étude. Enfin, les appendices présentent les accomplissements divers et les travaux supplémentaires réalisés par la candidate au cours de sa maîtrise.

RÉSUMÉ

La bande riveraine est une lisière boisée retenue aux abords des milieux aquatiques et humides lors des coupes forestières. Dans un paysage forestier rajeuni par un aménagement équié et de courtes révolutions forestières, ces bandes riveraines pourraient contenir une proportion croissante des forêts matures et vieilles. Elles pourraient donc offrir des habitats clés aux espèces forestières en conservant les attributs de ces forêts vieilles et matures. Cependant, le rôle de la bande riveraine dans le maintien à long terme de la biodiversité est mal compris. L'objectif de cette étude est d'évaluer le rôle de la bande riveraine de 20 m pour la préservation de la diversité végétale, aviaire et mammifère en forêt boréale, 15 à 20 ans après une coupe. Plus spécifiquement, nous visons à évaluer la diversité des plantes, des oiseaux et des mammifères dans des bandes riveraines, à déterminer les variables environnementales qui définissent les assemblages et à identifier les espèces indicatrices. À cet effet, nous avons échantillonné 40 sites dans la forêt boréale de l'est du Canada, dont la moitié étaient des bandes riveraines créées par coupe avec protection de la régénération et des sols, il y a 15 à 20 ans, et l'autre moitié des environnements riverains non perturbés, dits témoins. Les plantes ont été recensées à l'aide d'inventaires par transects alors que les oiseaux et les mammifères ont été recensés à l'aide d'enregistreurs acoustiques et de pièges photographiques, respectivement. Nos résultats ont révélé que les bandes riveraines étaient plus diversifiées que les témoins. Toutefois, ces deux milieux abritaient des communautés végétales et aviaires significativement différentes ! Les témoins étaient définis par des plantes tolérantes à l'ombre et hydrophytes, ainsi que par des oiseaux associés à la forêt, tandis que les bandes riveraines étaient définies par des plantes intolérantes à l'ombre et des oiseaux associés aux milieux ouverts. Enfin, les communautés végétales étaient modulées par la profondeur de la matière organique, la densité du peuplement et la richesse de la canopée, tandis que les assemblages aviaires et mammaliens étaient définis par l'abondance en bois mort. Ces résultats suggèrent que les bandes riveraines de 20 mètres ne préservent pas les assemblages aviaires et floristiques, 15 à 20 ans après l'exploitation forestière, soulignant la nécessité de mieux considérer les écosystèmes riverains et forestiers dans les normes québécoises d'aménagement forestier.

Mots-clés : Biodiversité, Conservation, Aménagement forestier, Interactions Eau-Forêt

ABSTRACT

Riparian buffers are strips of residual uncut forest left along water bodies and wetlands during logging operations. In landscapes dominated by even-aged management, these riparian buffers may represent a growing proportion of mature forests. Riparian buffers could thus offer key habitats to forest dwelling species by maintaining old-growth forest attributes. However, the role of riparian buffers in long-term maintenance of unmanaged forest biodiversity is poorly understood. This study evaluated plant, bird and mammal diversity in 20-meters wide riparian buffers, 15 to 20 years after a clearcut and determined which environmental variables defined species assemblages. We surveyed 40 sites in the eastern Canadian boreal forest, half of which were 15-to-20-year-old riparian buffers, and the other half riparian environments in undisturbed forests, our controls. We surveyed plants using transects, and birds and mammals using acoustic recording units and camera traps, respectively. Our findings revealed that riparian buffers were more diverse than controls. However, controls were defined by shade-tolerant and hydrophytic plants, as well as undisturbed forest associated birds, whereas riparian buffers were defined by shade-intolerant plants, and early successional birds. Lastly, plant assemblages were defined by organic matter depth, stand density and tree richness, and bird and mammal assemblages were defined by dead wood abundance. Our findings suggest that 20 m riparian buffers may be unable to preserve unmanaged forest avian and floristic species assemblages, 15 to 20 years after harvesting, emphasizing the need to consider alternatives to narrow fixed-width buffers, and to better integrate riparian ecosystems in in forest management guidelines.

Keywords: Biodiversity, Conservation, Forest management, Freshwater and forest interactions

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	I
ÉPIGRAPHE.....	IV
AVANT-PROPOS	V
RÉSUMÉ	VI
ABSTRACT	VII
TABLE DES MATIÈRES.....	VIII
LISTE DES FIGURES.....	XI
LISTE DES TABLEAUX.....	XII
INTRODUCTION	1
Mise en contexte.....	1
La zone riveraine.....	4
L'aménagement forestier écosystémique.....	5
La bande riveraine : Définition légale et fonctions.....	6
Lacunes dans nos connaissances.....	14
Objectifs	16
Hypothèses	16
1. DO RIPARIAN BUFFERS CONSERVE BIODIVERSITY? INSIGHTS FROM PLANT, BIRD AND MAMMAL INDICATORS IN THE EASTERN CANADIAN BOREAL FOREST	18
1.1 Introduction	19
1.2 Materials and methods	23
1.2.1 Study area	23
1.2.2 Experimental design	24
1.2.3 Sampling plan.....	25
Stand characteristics.....	26
Plant survey.....	26
Bird survey.....	27
Mammal survey	28
1.2.4 Data analysis.....	29
Diversity analysis and occupancy models	29

Species assemblage analysis	30
1.3 Results	31
1.3.1 Diversity and occupancy in riparian buffers.....	31
1.3.2 Species assemblages in riparian buffers	34
Plants	34
Birds	38
Mammals	38
1.4 Discussion.....	39
1.4.1 Diversity in riparian buffers	39
Plants	39
Birds	40
Mammals	40
1.4.2 Species assemblages and indicators in riparian buffers.....	41
Plants	41
Birds	43
Mammals	45
1.5 Forest management & conservation implications.....	46
CONCLUSION GÉNÉRALE	49
Contribution scientifique	49
Implications pour l'aménagement forestier	52
Implications pour la conservation de la biodiversité	56
Originalité de l'étude	60
Limitations de l'étude.....	61
Perspectives de recherches	62
ANNEXE A – Design expérimental de l'étude	64
ANNEXE B – Covariables des modèles d'occupation	65
ANNEXE C – Noms scientifiques des espèces sur la figure 6.....	66
APPENDICE A – Présentation de l'affiche : « Connecter la biodiversité : Le rôle des bandes riveraines en forêt boréale » au <i>Carrefour forêts 2023</i> , avril 2023.	68
APPENDICE B – Présentation au 2 ^e <i>Colloque annuel</i> du Groupe de Recherche en Écologie de la Mrc Abitibi (GREMA), juin 2023.	69

APPENDICE C – Participation au concours <i>Ma thèse en 180 s</i> et obtention du prix Coup de cœur du public à la maîtrise, mars 2024.....	70
APPENDICE D – Présentation de l’affiche « La bande riveraine est-elle un bon outil pour préserver la biodiversité ? » et obtention du prix de la meilleure affiche au <i>17e Colloque du Centre d’Étude de la Forêt</i> (CEF), mai 2024.	71
APPENDICE E – Publication d’un article vulgarisé dans le <i>Couvert Boréal</i> : « La bande riveraine est-elle un bon outil pour préserver la biodiversité à long terme en forêt boréale ? », mai 2024.....	72
APPENDICE F – Présentation de l’affiche « The role of riparian buffers for biodiversity in boreal forests: Does one size fit all? », au <i>26e Congrès de l’International Union of Forest Research Organizations</i> (iufro), juin 2024.	73
APPENDICE G – Entrevue à l’émission <i>Ça vaut le retour</i> de Radio-Canada : « Couvert boréal : Préserver la biodiversité grâce à la bande riveraine », juillet 2024	74
APPENDICE H – Stage à l’Institut Agro au campus d’Angers, en France, au sein de l’Unité mixte de recherche BAGAP (biodiversité, agroécologie et aménagement du paysage), novembre 2024.	75
APPENDICE I – Présentation orale : « La diversité dans les bandes riveraines à long terme : Plus d’espèces, et pas les mêmes ? », au <i>18e Colloque du Centre d’Étude de la Forêt</i> (CEF), mai 2025.....	76
APPENDICE J – Participation au projet <i>Réécrire la forêt boréale</i> , une collaboration littéraire entre l’UQAT et l’UQAM, lecture publique du texte « Extraits d’un esker », mai 2025.....	77
LISTE DE RÉFÉRENCES.....	78

LISTE DES FIGURES

Figure 1 Vue aérienne d'une bande riveraine. La Motte. 2023	4
Figure 2 Chablis dans une bande riveraine. MRC d'Abitibi. 2023.....	9
Figure 3 Location of study sites in the Abitibi Regional County Municipality, Québec, Canada.....	24
Figure 4 Sampling design, consisting of 4 surveys: a) stand characteristics, b) plant survey, c) bird survey and d) mammal survey.....	25
Figure 5 Diversity indices ANOVAs comparing riparian buffers to controls.....	32
Figure 6 Plant, bird and mammal species assemblages' ordination	36
Figure 7 Deux espèces indicatrices. À gauche : <i>Bazzania trilobata</i> , indicatrice des témoins, À droite : <i>Cladonia stellaris</i> , indicatrice des bandes riveraines. MRC Abitibi. 2023.	51
Figure 8 Vue aérienne d'une coupe partielle sur la Côte-Nord du Québec. 2023	56
Figure 9 Vue aérienne d'agglomérations de coupes dans le secteur de Joutel, Amos et Lebel-sur-Quévillon en Abitibi	57
Figure 10 Milieu riverain naturel, situé dans la réserve écologie des Kettles-de-Berry, en Abitibi. 2023.	59

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 Indicator species analysis revealed a total of 32 indicator plant species, which were associated to treatment, stand type and/or substrate.	37
--	----

INTRODUCTION

Mise en contexte. Près d'un tiers du biome boréal est situé au Canada (Brandt *et al.*, 2013 ; Gauthier *et al.*, 2023). Le biome boréal est caractérisé par des forêts d'arbres résilients au froid et d'une densité et d'une diversité importante de lacs, de cours d'eau et de milieux humides qui font de celui-ci, le biome le plus riche en eau douce au monde (Brandt, 2009 ; Gauthier *et al.*, 2008, 2023). Au total, plus de 2 millions de lacs sont situés dans le biome boréal, au Canada (Schindler et Lee, 2010). Au Québec, depuis le début de l'exploitation forestière, 70 % de la forêt boréale qui a le potentiel d'être coupée l'a déjà été au moins une fois (Burton *et al.*, 2003). En 2020, près de 200 000 hectares de forêt ont été récoltés au Québec, contribuant à environ 23 % de l'approvisionnement en bois du Canada (National Forestry Database, 2023). Il est d'ailleurs estimé que 1,5 % du produit intérieur brut québécois et 56 000 emplois seraient attribuables au secteur forestier (Ministère des Ressources Naturelles et Forêts, 2022).

Alors que l'exploitation forestière génère revenus et emplois, les coupes forestières menacent l'intégrité des milieux aquatiques adjacents en modulant les propriétés physicochimiques de l'eau, la santé de la chaîne trophique et le fonctionnement de ces écosystèmes (Grosbois *et al.*, 2023). En effet, à la suite de la récolte des arbres d'un bassin versant, la quantité d'eau perdue par évapotranspiration diminue, ce qui peut augmenter le niveau de la nappe phréatique (Laudon *et al.*, 2009 ; Wei *et al.*, 2022). Une grande quantité d'eau s'écoule alors vers les plans d'eau, augmentant le débit des cours d'eau et le lessivage vers les milieux aquatiques, qui sont enrichis en nutriments (Boggs *et al.*, 2016 ; Kreutzweiser *et al.*, 2008 ; Prepas *et al.*, 2001) et en carbone organique (Laudon *et al.*, 2009). Un apport supplémentaire en sédiments peut également être mesuré, résultant des activités forestières secondaires telles que la construction de routes (Croke et Hairsine, 2006 ; Kreutzweiser *et al.*, 2009 ; Waters, 1995). Cet apport en sédiments augmente la turbidité de l'eau, ce qui limite l'accès à la lumière pour les organismes autotrophes (Waters, 1995). L'ensemble de ces changements modulent la composition en organismes hétérotrophes et autotrophes

aquatiques et par conséquent, la productivité primaire et secondaire des écosystèmes aquatiques (Jyväsjärvi *et al.*, 2020).

Les coupes forestières ont également des impacts sur la forêt elle-même et les espèces qui y résident (Girona *et al.*, 2023a). Au Canada, la coupe totale est le traitement sylvicole principal, employé sur environ 83 % de la superficie coupée (Girona *et al.*, 2023c). Au Québec, la coupe totale est substituée par la coupe avec protection de la régénération et des sols (CPRS), dans laquelle toutes les tiges de diamètre commercial (≥ 9 cm) sont récoltées (Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, 2020), mais le passage de la machinerie sur les sols forestiers est restreint, afin d'éviter les perturbations du sol et de préserver la régénération préétablie. Plusieurs décennies d'un aménagement forestier équin, couplé à de courtes révolutions forestières (Girona *et al.*, 2023b), ont poussé la forêt boréale québécoise hors de sa plage de variabilité naturelle (Cyr *et al.*, 2009 ; Grondin *et al.*, 2018). Dans la forêt boréale de l'est du Québec, par exemple, la forêt de >120 ans représente 78 % du paysage forestier naturel, mais constitue seulement 28 % du paysage aménagé (Boucher *et al.*, 2015). La raréfaction des forêts qui dépassent l'âge des révolutions forestières est accompagnée d'une simplification de la structure interne des peuplements (Bouchard et Pothier, 2011 ; Martin *et al.*, 2020) et d'une perte de résilience aux perturbations naturelles (Côté *et al.*, 2013 ; Boucher *et al.*, 2017 ; Splawinski *et al.*, 2019). Des changements majeurs au niveau de la configuration de la forêt sont aussi dénotés (Claveau *et al.*, 2007 ; Madoui, 2014), la forêt résiduelle étant fragmentée en petites parcelles par l'exploitation forestière (Boucher *et al.*, 2015). Les modifications de la structure d'âge, de la structure interne et de la configuration de la forêt boréale engendrées par l'exploitation forestière sont associées à une baisse de l'abondance des espèces associées aux forêts matures et vieilles (Fisher et Wilkinson, 2005), un enjeu majeur pour la biodiversité de la forêt boréale (Martin *et al.*, 2023).

Afin de mitiger les impacts des coupes forestières sur les milieux hydriques au Québec, le *Règlement sur l'aménagement durable des forêts du domaine de l'état* (Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, 2023) prescrit la rétention d'une

lisière boisée de 20 mètres aux abords des milieux aquatiques et humides lors des coupes forestières. Cette lisière boisée, nommée bande riveraine, est l'un des seuls outils sylvicoles établis afin de protéger l'intégrité des milieux hydriques, humides et riverains lors des coupes forestières. La bande riveraine a aussi pour objectif d'agir en tant que corridor forestier, reliant les forêts résiduelles entre elles (Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, 2023). Enfin, la bande riveraine est fréquemment décrite dans la littérature scientifique comme un refuge écologique, qui soutient une grande diversité faunique et floristique (Naiman et Décamps, 1997 ; Graziano *et al.*, 2022 ; Larsen-Gray et Loehle, 2022 ; Thompson *et al.*, 2022).

Le rôle de la bande riveraine pour le maintien à long terme de la biodiversité boréale est toutefois incertain. Suivant une coupe, plusieurs études dénotent une modification significative du milieu riverain. Le microclimat frais et humide caractéristique du milieu riverain est modifié (Moore *et al.*, 2005 ; Oldén *et al.*, 2019) et les arbres résiduels sont hautement vulnérables aux chablis (Mascarúa López *et al.*, 2006). Avec ces changements viennent des modifications dans la composition des communautés biologiques y résidant : végétale (Elliott et Vose, 2016 ; Newaz *et al.*, 2019), aviaire (Beauchesne *et al.*, 1991 ; Darveau *et al.*, 1995) et mammalienne (Darveau *et al.*, 2001), et une perte de la biodiversité unique à l'écotone riverain (Vesely et McComb, 2002 ; Stoffyn-Egli et Willison, 2011) et à la forêt mature fermée (Beauchesne *et al.*, 1991 ; Darveau *et al.*, 1995 ; Newaz *et al.*, 2019). Figurant parmi les quelques parcelles de forêt résiduelle mature laissée intactes par l'aménagement forestier (Lee et Barker, 2005), l'acquisition de connaissances sur la capacité de la bande riveraine à préserver la biodiversité riveraine et forestière est essentielle. C'est à cet effet que cette étude vise à évaluer le rôle de la bande riveraine pour la préservation de la biodiversité de la forêt boréale. Comprendre les conséquences des coupes sur l'écosystème boréal et le milieu riverain est nécessaire afin de diriger adéquatement les activités forestières à venir. La bande riveraine de 20 mètres est-elle suffisante pour préserver à long terme la biodiversité riveraine en forêt boréale ?



Figure 1

Vue aérienne d'une bande riveraine. La Motte. 2023

Source : Ruben Leroy et Martín Alcalá Pajares. Drone GREMA-SmartForests.

La zone riveraine. La zone riveraine est définie comme la portion terrestre adjacente à un plan d'eau, avec lequel elle interagit (Voller et Harrison, 2014). Le milieu aquatique et le milieu riverain sont intimement liés l'un à l'autre (Hjältén et al., 2016 ; Tolkkinen et al., 2020), s'enrichissant mutuellement, par des processus d'échanges de nutriments tels que la chute de la canopée ou l'émergence des insectes (Baxter et al., 2005 ; Bartels et al., 2012). Ces échanges permettent d'augmenter la productivité et la biodiversité du milieu riverain (Marczak et al., 2010 ; Tiegs et al., 2019 ; Tolkkinen et al., 2020). La zone riveraine est caractérisée par un microclimat qui lui est propre (Naiman et al., 2005), se distinguant des forêts avoisinantes par une humidité relative élevée et par des températures fraîches et stables (Moore et al., 2005 ; Olson et al., 2007). Ce milieu est aussi caractérisé par un sol humide, résultat de sa proximité à l'eau, du niveau élevé de la nappe phréatique et de sa position dans le bassin versant (Annala et al., 2022). Cette disponibilité élevée en eau pourrait faire du milieu riverain un refuge hydrologique pour la végétation en contexte de changements climatiques (Zhang et al., 2023). Une diversité d'espèces floristiques et fauniques semble d'ailleurs dépendre du microclimat des zones riveraines, pour une des étapes de leur

cycle de vie, ou à titre d'habitat essentiel (Marczak et al., 2010 ; Graziano et al., 2022 ; Larsen-Gray et Loehle, 2022). Les zones riveraines sont également caractérisées par une grande hétérogénéité spatiale et temporelle qui découle des conditions hydrologiques locales, soit le déversement des eaux souterraines ou la fréquence des inondations (Biswas et Mallik, 2010 ; Kuglerová et al., 2014a, 2014b). L'hétérogénéité des zones riveraines forme une diversité d'habitats distincts qui leur permettent de soutenir une grande diversité biologique (Naiman et al., 2005). La diversité unique des espèces retrouvées en zone riveraine est largement documentée (Hagan et al., 2006 ; Larue et al., 1995 ; Sabo et al., 2005 ; Pielech, 2021). Les zones riveraines naturelles pourraient effectivement figurer parmi les milieux terrestres les plus diversifiés, dynamiques et complexes sur terre (Naiman et Décamps, 1997). Plusieurs espèces de différents taxons sont tributaires des milieux riverains : insectes émergents, amphibiens, reptiles, oiseaux, et mammifères (Stoffyn-Egli et Willison, 2011). En plus de la biodiversité qu'elle soutient, la zone riveraine offre une multitude services écosystémiques : la filtration de l'eau du bassin versant, la stabilisation des rives et la régulation de la température des milieux aquatiques (Jyväsjarvi et al., 2020 ; Graziano et al., 2022).

L'aménagement forestier écosystémique. Depuis 2013, l'aménagement forestier écosystémique (AFE) est à la base des normes d'aménagement forestier québécois, dans la *loi sur l'aménagement durable du territoire forestier*. L'aménagement forestier écosystémique (AFE) est défini comme une « *approche d'aménagement qui vise à maintenir des écosystèmes sains et résilients en misant sur une diminution des écarts entre les paysages naturels et ceux qui sont aménagés afin d'assurer, à long terme, le maintien des multiples fonctions de l'écosystème et, par conséquent, de conserver les bénéfices sociaux et économiques que l'on en retire* » (Gauthier et al., 2008 ; Grenon et al., 2010 ; Gauthier et al., 2023). À l'échelle du peuplement, l'AFE tente de reproduire la dynamique de la forêt naturelle, en maintenant ses attributs structurels, biotiques et ses legs (Harvey et al., 2002). À l'échelle du paysage, l'AFE tâche plutôt de conserver les tendances structurelles et compositionnelles des forêts dans les limites de leur variation historique régionale (Bergeron et al., 1999 ; Harvey et al.,

2002 ; Fenton *et al.*, 2009). Pour ce faire, l'AFE propose une sylviculture inspirée des régimes de perturbations naturelles. Dans la forêt boréale canadienne, les feux, les épidémies d'insectes et les chablis sont les perturbations les plus importantes (Alcalá-Pajares *et al.*, 2025 ; Burton *et al.*, 2006 ; Gauthier *et al.*, 2008 ; Shorohova *et al.*, 2023). Ces perturbations jouent un rôle essentiel dans l'écosystème boréal, contribuant au renouvellement des peuplements, au cyclage biochimique des éléments et au maintien de la productivité forestière. Elles créent également de la variabilité dans la composition en espèces, le stade de succession des forêts et la structure interne des peuplements (Aakala *et al.*, 2023 ; Brandt *et al.*, 2013). Dans le contexte d'un aménagement forestier inspiré par les perturbations naturelles, la CPRS est utilisée pour répliquer les feux, alors que la coupe partielle se rapproche plutôt des épidémies et des chablis (Fenton *et al.*, 2009 ; Kneeshaw *et al.*, 2011 ; Lavoie *et al.*, 2026 ; Martin *et al.*, 2022).

Le maintien de la diversité prend une place importante dans l'AFE autant en termes de richesse spécifique et de diversité génétique qu'en termes de diversité fonctionnelle, qui permet aux écosystèmes de faire face aux perturbations et au stress (Gauthier *et al.*, 2008 ; Walker, 1992). Malgré tout, les milieux riverains, aquatiques et humides ne sont pas considérés par les dispositions légales relatives à l'aménagement forestier, hormis la rétention d'une bande riveraine à largeur fixe de 20 mètres (Grosbois *et al.*, 2023). Par ailleurs, le milieu aquatique et le milieu forestier adjacent sont généralement considérés comme deux milieux à part entière, alors qu'ils sont en interactions continues (Bartels *et al.*, 2012 ; Baxter *et al.*, 2005 ; Tolkinen *et al.*, 2020). Ils sont ainsi régis par des institutions environnementales distinctes et étudiés séparément (Grosbois *et al.*, 2023 ; Hjältén *et al.*, 2016). Cette séparation laisse place à un manque de connaissances sur les interactions aquatiques-terrestres et les conséquences des activités forestières sur les milieux aquatiques et riverains (Girona *et al.*, 2023a).

La bande riveraine : Définition légale et fonctions. Entré en vigueur en 1988, puis modifié en 1996 (Bertrand et Potvin, 2003), le *Règlement sur les normes d'intervention dans les forêts du domaine public* (RNI) introduit la notion de bande riveraine dans les

dispositions légales relatives à l'aménagement forestier au Québec. En 2018, le *Règlement sur l'aménagement durable des forêts du domaine de l'état* (RADF) remplace le RNI. L'article 27 du RADF stipule:

Une lisière boisée d'une largeur d'au moins 20 m doit être conservée en bordure d'une tourbière ouverte avec mare, d'un marais, d'un marécage arbustif riverain, d'un lac ou d'un cours d'eau permanent. La lisière boisée doit être reliée à de la forêt résiduelle¹. (Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, 2023)

Le RADF souligne deux objectifs pour cette bande riveraine : préserver l'intégrité des milieux aquatiques, humides et riverains et permettre les déplacements de la faune par la création d'un réseau de corridors. À ces fonctions s'ajoute, dans la littérature scientifique, la création d'un refuge écologique pour la faune affectée par les coupes, dans une optique du maintien de la biodiversité (Graziano *et al.*, 2022 ; Larsen-Gray et Loehle, 2022 ; Naiman et Décamps, 1997 ; Thompson *et al.*, 2022).

a) Préserver l'intégrité des milieux aquatiques, humides et riverains. La bande riveraine pourrait contribuer à la préservation des milieux aquatiques de plusieurs façons : en retenant les nutriments et les sédiments lessivés du bassin versant, en stabilisant les rives, en régulant la température de l'eau et en contribuant aux apports en débris ligneux et en matière organique (Castelle *et al.*, 1994 ; Broadmeadow et Nisbet, 2004 ; Graziano *et al.*, 2022 ; Kuglerová *et al.*, 2023). L'efficacité de la bande riveraine à atteindre ces objectifs semble toutefois varier selon la largeur de la bande riveraine prescrite, la composition en essences forestières, les caractéristiques locales de la rive (pente et humidité du sol) et les caractéristiques du bassin versant (Kuglerová *et al.*, 2023 ; Luke *et al.*, 2007). L'étude de Jyväskylä et collaborateurs (2020) rapporte, par exemple, que des bandes riveraines de <15 m ne parvenaient pas à réguler la température des cours d'eau adjacents. Des taux de décomposition plus élevés sont aussi dénotés dans les bandes riveraines de <15 m, mais seulement

¹ Ici, la lisière boisée fait référence à la bande riveraine. Il est important de noter qu'en concordance avec l'article 28 du RADF un maximum de 40 % de la surface terrière de la lisière boisée peut être récoltée si la bande riveraine répond à certains critères de pente, de peuplement et de densité. Dans la zone d'étude, les récoltes à même la bande riveraine sont rares.

dans les sites les plus au sud, expliqué comme le résultat d'une augmentation du lessivage des nutriments couplé aux effets du climat local. Une autre étude suggère plutôt que la largeur de la bande riveraine (20, 100 et 200 m) aurait peu d'importance sur la qualité de l'eau, celle-ci étant plutôt modulée par les conditions météorologiques et les conditions hydrologiques, notamment la taille du bassin versant par rapport à la taille du lac (Prepas *et al.*, 2001 ; Buttle, 2002).

Les coupes forestières menacent aussi l'intégrité des milieux riverains forestiers par l'entremise des effets de lisière (Harper *et al.*, 2005 ; Lamb et Mallik, 2003 ; Pinksen *et al.*, 2021). La proximité aux lisières forestières peut modifier le microclimat riverain; l'importance de ces modifications dépend de la largeur de la bande riveraine et de l'amplitude des effets de lisières (Braithwaite et Mallik, 2012 ; Moore *et al.*, 2005 ; Oldén *et al.*, 2019). Les coupes forestières augmentent également la vulnérabilité aux chablis des forêts résiduelles, en altérant les caractéristiques du peuplement, et en créant des bordures forestières composées d'arbres non acclimatés à l'exposition au vent (Heinonen *et al.*, 2009). Les bandes riveraines et les séparateurs de coupe sont particulièrement susceptibles à la mortalité par chablis (Guimond *et al.*, 2024), du fait de leur ratio périmètre/aire élevé. Cette mortalité serait accompagnée d'une diminution de la densité du peuplement résiduel et du couvert de la canopée, puis d'une augmentation de l'abondance en bois mort (Mascarúa López *et al.*, 2006). D'une part, cette augmentation en bois mort pourrait créer de nouvelles niches écologiques et favoriser la présence d'espèces qui dépendent du bois mort (Fauteux *et al.*, 2012 ; Lain *et al.*, 2008 ; Löfroth *et al.*, 2023 ; Vaillancourt, 2008). D'autre part, les chablis peuvent empêcher la bande riveraine de remplir ses fonctions, telles que la régulation de la température de l'eau et le contrôle des apports en sédiments (Guimond *et al.*, 2024 ; Kuglerová *et al.*, 2023), tout en limitant sa capacité à constituer un habitat résiduel adéquat pour les espèces associées au milieu forestier riverain.



Figure 2
Chablis dans une bande riveraine. MRC d'Abitibi. 2023.
 Source : Élise Berthiaume

b) Maintenir la biodiversité. La perte d'habitat d'origine anthropique est un moteur important de l'extinction d'espèces et de la perte de biodiversité à plusieurs échelles spatiales et temporelles (Reid et Miller, 1989). Les coupes forestières représentent une perte temporaire en habitat pour les espèces associées aux forêts matures et vieilles, tout en étant un gain temporaire en habitat pour les espèces associées aux jeunes forêts (St-Laurent *et al.*, 2009). Dans un paysage forestier rajeuni par des décennies d'un aménagement forestier équin, reposant sur de courtes révolutions forestières, la bande riveraine pourrait représenter une proportion grandissante de l'habitat résiduel de forêt mature (Lee et Barker, 2005). Celle-ci pourrait donc être critique pour la pérennité locale de certaines espèces. Dans la littérature scientifique, la bande riveraine est souvent décrite comme refuge pour la faune et la flore, suivant une coupe (Naiman et Décamps, 1997 ; Graziano *et al.*, 2022 ; Larsen-Gray et Loehle, 2022 ; Thompson *et al.*, 2022), mais son rôle à long terme et dans différents milieux

reste incertain. On pense notamment à l'esker, un milieu présentant une biodiversité unique (Grosbois *et al.*, 2025 ; Hasan *et al.*, 2023). Afin de quantifier adéquatement le rôle de la bande riveraine pour la préservation de la biodiversité, plusieurs mesures sont nécessaires, d'où l'intérêt d'intégrer les réponses d'organismes de différents taxons et niveaux trophiques (Aubin *et al.*, 2013), et ce dans différents milieux.

Diversité floristique. Les plantes sont des producteurs primaires qui jouent un rôle essentiel dans la plupart des écosystèmes terrestres au monde. Grâce à leur sensibilité aux conditions du sol, à la disponibilité en eau et à l'accès à la lumière, les plantes permettent d'inférer des conditions environnementales d'un milieu donné (Luke *et al.*, 2007 ; Blasi *et al.*, 2010 ; Newaz *et al.*, 2019).

La flore riveraine du sous-bois boréal est généralement très productive, composée d'une variété d'espèces de différents groupes fonctionnels allant de plantes généralistes, à des spécialistes d'habitat riverain, à des espèces de début de succession associées aux milieux très productifs (Biswas et Mallik, 2010 ; MacDonald *et al.*, 2014). Les zones riveraines des ruisseaux présentent d'ailleurs une plus grande richesse en espèces herbacées que les zones forestières adjacentes, avec une proportion accrue en espèces hydrophytes et rudérales (Hagan *et al.*, 2006).

Plusieurs études proposent que les communautés végétales de la forêt boréale soient hautement résistantes et résilientes aux perturbations, de sorte qu'une coupe à proximité de la zone riveraine n'entraîne pas de modifications significatives de la diversité ou de la composition en espèces végétales (Lamb et Mallik, 2003 ; Dynesius *et al.*, 2009 ; Mallik *et al.*, 2013 ; MacDonald *et al.*, 2014). Toutefois, à court terme après une coupe, une augmentation de la diversité végétale peut être observée en bande riveraine, expliquée comme le résultat de la survie d'espèces généralistes et rudérales déjà présentes et de l'établissement d'espèces rudérales natives et exotiques envahissantes (Newaz *et al.*, 2019 ; Noualhaguet *et al.*, 2025). Outre l'augmentation à court terme de la biodiversité, les bandes riveraines présentent une composition végétale différente de celle des zones riveraines naturelles. Newaz et collaborateurs (2019) ont démontré l'élimination locale d'espèces de fin de succession

qui, 23 ans après une coupe, étaient toujours absentes du milieu riverain. Elliot et Vose (2016) rapportent un changement significatif de la composition végétale dans des bandes riveraines étroites (10 m), mais pas dans les bandes riveraines plus larges (30 m). D'une part, ces changements compositionnels pourraient être attribuables à la création d'une lisière, qui engendre un gradient microclimatique (Hagan *et al.*, 2006 ; Hoppenreijns *et al.*, 2022). D'autre part, l'ouverture de la canopée à proximité et les perturbations du sol occasionnés par les coupes pourraient moduler la composition végétale riveraine (Pellerin *et al.*, 2021 ; Hoppenreijns *et al.*, 2022 ; Luke *et al.*, 2007). Somme toute, les effets des coupes forestières sur la végétation riveraine boréale sont peu étudiés par rapport à l'échelle à laquelle la sylviculture est pratiquée (Hoppenreijns *et al.*, 2022). L'efficacité des bandes riveraines de 20 mètres pour le maintien de la diversité végétale à long terme reste à déterminer.

Diversité aviaire. La grande diversité spécifique et fonctionnelle des oiseaux (Koskimies, 1989) permet d'inférer d'un éventail de processus écosystémiques (Venier et Pearce, 2004). En effet, les oiseaux sont intimement liés à leur habitat, de sorte qu'il est possible de prédire l'occurrence de certaines espèces basée sur les caractéristiques du paysage d'une région donnée (Hasan *et al.*, 2020 ; Wesolowski et Fuller, 2012). Les oiseaux forestiers peuvent être étudiés pour évaluer la durabilité de l'exploitation forestière, puisque plusieurs espèces sont sensibles aux changements de la structure de la végétation, du couvert et de l'âge des peuplements (Venier et Pearce, 2004 ; Drapeau et Imbeau, 2006 ; Versluijs *et al.*, 2017 ; Drolet, 1999).

Plusieurs études ont été entreprises afin de comparer la diversité aviaire de la zone riveraine naturelle à celle de la bande riveraine. Beauchesne et collaborateurs (1991) ont démontré que la diversité aviaire des bandes riveraines de 20 m, des bandes riveraines plus larges et des zones riveraines naturelles étaient comparable quelques années suivant une coupe dans la forêt Montmorency. L'étude note pourtant l'absence de quelques espèces associées à la forêt dans les lisières de 20 mètres (Beauchesne *et al.*, 1991). Darveau et collaborateurs (1995) ont démontré que, 3 ans suivant une coupe, certaines espèces inféodées aux forêts matures, telles que le roitelet à couronne dorée (*Regulus satrapa*) et la grive de Swainson (*Catharus ustulatus*)

étaient absentes des bandes riveraines de 20 mètres, mais ne rapportent aucune différence significative en composition. 3 à 8 ans après la coupe, Shirley et Smith (Shirley et Smith, 2005) décrivent plutôt que les espèces associées à la forêt étaient deux fois plus nombreuses dans des témoins que dans des bandes riveraines étroites [20-25 m] et que les espèces associées aux milieux ouverts étaient environs quatre fois plus nombreuses dans les bandes riveraines que les témoins. À court terme, il semble que même si les bandes riveraines de 20 mètres parviennent à maintenir une diversité comparable à celle précédant la coupe, la composition des communautés aviaire est modifiée. Ces modifications pourraient être attribuables à la perte d'habitat forestier mature et à la fragmentation (Drolet, 1999 ; St-Laurent *et al.*, 2009), mais aussi à la création d'une lisière entre les forêts résiduelles et la coupe. En effet, les lisières forestières sont associées à un assemblage d'espèces qui diffère de ceux associés au milieu forestier (Pinksen *et al.*, 2021) et au milieu riverain (Ries et Sisk, 2010). Imbeau (2003) suggère que les espèces aviaires typiquement retrouvées en lisières forestières, dans un paysage fragmenté, sont des espèces qui requièrent une forêt jeune, dans ses premiers stades de succession, plutôt que des spécialistes de la lisière. Les oiseaux qui évitent les lisières requièrent quant à eux des forêts matures fermées. Finalement, les espèces qui utilisent lisières et forêts confondues seraient généralistes (Imbeau *et al.*, 2003). Lorsqu'un milieu riverain forestier est transformé en bande riveraine, il semble possible que les espèces aviaires associées aux jeunes forêts augmentent en abondance tandis que les espèces associées aux forêts matures et vieilles, pour lesquelles la bande riveraine n'est pas propice, diminuent en abondance. Les changements du couvert forestier et de l'abondance en chicots dans le milieu riverain suivant une coupe (Mascarúa López *et al.*, 2006) pourraient également engendrer des changements significatifs dans les communautés aviaires (Drapeau *et al.*, 2009 ; Löfroth *et al.*, 2023). À long terme, l'efficacité des bandes riveraines pour maintenir la diversité aviaire reste à déterminer.

Diversité mammalienne. Les grands mammifères jouent un rôle important dans la chaîne alimentaire (Beschta et Ripple, 2012) et le cycle du carbone (Leroux *et al.*, 2020), influençant les écosystèmes riverains et boréaux par des processus « top-

down ». Les mammifères de grande taille ont généralement de vastes domaines vitaux, dus à leur grande mobilité, mais aussi à leurs besoins énergétiques élevés, qui nécessitent de grands déplacements (Jetz *et al.*, 2004 ; Kelt et Van Vuren, 2001). Ceux-ci répondent donc à la qualité d'habitat sur une grande étendue spatiale, étant particulièrement sensibles à la configuration du paysage (Brown *et al.*, 2020 ; Holbrook *et al.*, 2017 ; Jędrzejewski *et al.*, 2004), plutôt qu'aux conditions locales d'un site.

Au Québec, plusieurs mammifères sont fortement associés au milieu riverain, notamment le castor du Canada (*Castor canadensis*), la loutre de rivière (*Lontra canadensis*), le vison (*Neovison spp.*), la musaraigne (*Sorex spp.*), le condylure étoilé (*Condylura cristata*) et le rat musqué (*Ondatra*), qui se nourrissent de ressources alimentaires trouvées en milieu riverain (Arsenault *et al.*, 2025 ; Labrecque-Foy *et al.*, 2020 ; Stoffyn-Egli et Willison, 2011). L'orignal (*Alces alces*) est aussi associé aux milieux riverains et humides, dans lesquels il s'abrite des prédateurs et du stress thermique, en plus de se nourrir de plantes aquatiques qu'il y retrouve (Neumann *et al.*, 2024 ; Snaith et Beazley, 2004). La majorité des études canadiennes portant sur le rôle de la bande riveraine pour les mammifères, à la suite d'une coupe, s'attardent aux mammifères de petite taille (Beauchesne *et al.*, 1991 ; Darveau *et al.*, 2001 ; Forsey et Baggs, 2001). Ces études révèlent l'utilisation des bandes riveraines par des mustélidés comme voie de dispersion (Sullivan et Sullivan, 2021a) ou la capture de micromammifères associés aux forêts matures dans des bandes riveraines (Darveau *et al.*, 2001). Le rôle de la bande riveraine pour le maintien des grands mammifères à la suite d'une coupe reste toutefois incertain. Les coupes forestières semblent favoriser les orignaux et les ours noirs (*Ursus americanus*), pour lesquels la végétation de première succession est une ressource alimentaire importante (Brodeur, 2007 ; Mosnier *et al.*, 2008 ; Bjørneraas *et al.*, 2011). Au contraire, d'autres espèces associées à la forêt mature, comme le caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*), diminuent en abondance à la suite d'une coupe. Il semble que les mammifères associés à la forêt mature fermée sont négativement impactés par la coupe, ces changements étant en partie attribuables aux changements du stade de

succession de la forêt, mais aussi à la configuration spatiale du paysage (Brown *et al.*, 2020 ; Fisher et Wilkinson, 2005).

c) Favoriser la connectivité d'un territoire fragmenté. La perte d'habitat de forêt mature résultant de l'exploitation forestière est souvent accompagnée par la fragmentation de la forêt résiduelle. Alors que la perte d'habitat affecte la quantité d'habitats d'un paysage donné, la fragmentation modifie plutôt la configuration spatiale de l'habitat résiduel, entraînant la subdivision d'un habitat continu en petites parcelles d'habitats isolées les unes des autres par une « matrice » d'habitats dissemblables (Wilcove, 1986 ; Andrén, 1994). Les bandes riveraines, comme prescrit par le RADF (Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, 2023) doivent être relié à la forêt résiduelle, et ce afin de permettre le déplacement de la faune et de favoriser la connectivité du paysage (Hilty *et al.*, 2019). À cet effet, les bandes riveraines semblent agir à titre de corridor écologique pour quelques groupes taxonomiques, notamment les oiseaux (Machtans *et al.*, 1996 ; Shirley, 2006). Des études supplémentaires sont toutefois nécessaires afin d'établir clairement le rôle de la bande riveraine pour la connectivité du territoire.

Lacunes dans nos connaissances. À travers l'Amérique du Nord, la bande riveraine est utilisée de façon presque universelle, étant souvent le seul outil sylvicole visant à protéger l'intégrité des milieux riverains, humides et aquatiques des activités anthropiques. La bande riveraine de 20 mètres instaurée au Québec diffère pourtant de celle de ≥ 30 mètres requise en Ontario, par exemple (Buttle, 2002 ; O'Carroll et Gysbers, 2004). En effet, la largeur de bande riveraine prescrite varie largement entre les juridictions canadiennes, allant d'en moyenne 13,8 m ($\pm 3,2$) pour les cours d'eau intermittents jusqu'à 54,6 m ($\pm 11,4$) pour les lacs de grande taille (Blinn et Kilgore, 2001 ; Lee *et al.*, 2004 ; O'Carroll et Gysbers, 2004 ; Richardson *et al.*, 2012). En outre, plus de la moitié des juridictions nord-américaines reposent sur une approche « one-size-fits-all », la largeur de la bande riveraine étant déterminée à l'aide de deux facteurs décisifs ou moins (ex : type de plan d'eau, pente, taille du plan d'eau, présence de poissons) (Lee *et al.*, 2004 ; Lee et Barker, 2005). Cette approche est administrativement et opérationnellement simple (Richardson *et al.*, 2012 ; Graziano

et al., 2022), mais manque de considérer la topographie locale, le substrat, le type de peuplement et les caractéristiques du bassin versant et les conditions hydrologiques locales (Kuglerová *et al.*, 2014a). Au Québec, l'application systématique de la bande riveraine de 20 mètres, sans considération pour les caractéristiques du peuplement et du substrat, met en doute l'efficacité de celle-ci à remplir ses objectifs dans différents milieux, notamment l'esker, un écosystème unique sous pressions anthropiques multiples (prélèvement d'eau potable, gravières, récolte forestière et récréation) (Hasan *et al.*, 2023).

À l'échelle du Québec, il est estimé que les bandes riveraines de tous les lacs, les cours d'eau et les milieux humides pourraient représenter environ 10 % des forêts productives de la province (Bertrand, 2008). Même si la bande riveraine a d'abord l'objectif de préserver l'intégrité des milieux hydriques, elle représente sans équivoque une partie importante de la forêt laissée intacte par l'exploitation forestière. Au fur et à mesure que l'exploitation forestière convertit des peuplements vieux ou matures en peuplements jeunes, les bandes riveraines représentent une proportion grandissante des forêts matures à l'échelle du territoire, d'où leur rôle émergent de refuge écologique (Lee et Barker, 2005). Prescrite depuis trois décennies, la contribution de la bande riveraine de 20 mètres pour le maintien de la biodiversité demeure inconnue. Un manque de connaissances persiste aussi quand il est question de l'évolution de la bande riveraine et sa biodiversité dans le temps.

Objectifs. L'objectif général de l'étude est d'évaluer le rôle de la bande riveraine de 20 m pour la préservation de la diversité végétale, aviaire et mammifère en forêt boréale, dans des peuplements de pin gris (*Pinus banksiana*) et d'épinette noire (*Picea mariana*), sur des substrats sableux et argileux, 15 à 20 ans après une coupe forestière. Plus spécifiquement, l'étude visait à :

- (i) Évaluer la diversité et la composition des assemblages de plantes, d'oiseaux et de mammifères, 15 à 20 ans après une CPRS, dans des bandes riveraines de 20 mètres, en comparatif avec celles des zones riveraines non perturbées.
- (ii) Déterminer quelles variables environnementales influencent les assemblages de plantes, d'oiseaux et de mammifères en milieu riverain.
- (iii) Identifier les espèces végétales, aviaires et mammifères indicatrices des bandes riveraines et des zones riveraines non perturbées.

Hypothèses. Nous avons émis une hypothèse pour chaque objectif spécifique. Nous avons émis l'hypothèse que :

- (i) La diversité des plantes, des oiseaux et des mammifères sera plus élevée dans les bandes riveraines que dans les témoins, car l'exploitation forestière peut créer de nouvelles niches écologiques. Les assemblages floristiques, aviaires et mammifères des bandes riveraines seront significativement différents de ceux des témoins, car ces deux habitats diffèrent au niveau de leur structure de peuplement, leur densité, leur couvert et leur disponibilité en bois mort.
- (ii) Nos taxons répondront à différentes variables environnementales. Les plantes seront influencées par les conditions locales, telles que la disponibilité de la lumière, la profondeur de la matière organique ou la couverture des débris ligneux. Les oiseaux seront modulés par l'âge, la structure et la disponibilité du bois mort des peuplements. Les mammifères seront influencés par l'âge et la densité des peuplements.
- (iii) Les espèces indicatrices des bandes riveraines et des témoins seront associées à des habitats qui diffèrent. Les bandes riveraines seront associées à des espèces typiques des milieux ouverts ou en régénération,

alors que les témoins seront associés à des espèces caractéristiques des milieux forestiers matures et fermés.

1. DO RIPARIAN BUFFERS CONSERVE BIODIVERSITY? INSIGHTS FROM PLANT, BIRD AND MAMMAL INDICATORS IN THE EASTERN CANADIAN BOREAL FOREST

Ce chapitre a été soumis à la revue scientifique *Forest Ecology and Management* en septembre 2025 puis révisé en décembre 2025 après évaluation par les pairs. La version révisée de l'article, est présentée ci-dessous.

Élise Berthiaume^{ab}, Guillaume Grosbois^{ab}, Hervé Daniel^c, Adeline Bulot^c and Miguel Montoro Girona^{ad}

- a. Groupe de Recherche en Écologie de la MRC Abitibi (GREMA), Forest Research Institute, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, 341 Rue Principale Nord, Amos, Québec J9T 2L8, Canada
- b. Groupe de Recherche Interuniversitaire en Limnologie (GRIL), Université de Montréal, Montréal, Québec, Canada
- c. Institut Agro, École Supérieure des Agricultures, INRAE, BAGAP, Angers, France
- d. Grupo de Análisis y Planificación del Medio Natural, Universidad de Huelva, Huelva, Spain

1.1 Introduction

The boreal biome is characterized by vast coniferous forests and a great density and diversity of lakes, rivers, and wetlands, making it the most freshwater-rich biome in the world (Brandt, 2009 ; Gauthier *et al.*, 2008, 2023). Nearly one-third of this biome is found in Canada (Brandt *et al.*, 2013 ; Gauthier *et al.*, 2023), where over 2 million lakes are estimated to occur (Schindler et Lee, 2010). Additionally, approximately 40% of Canada's boreal forests are managed for wood production (Girona *et al.*, 2023c). Forest harvesting can have notable effects on freshwater quality (Guimond *et al.*, 2024), primarily through soil and nutrient leaching (Boggs *et al.*, 2016 ; Kreutzweiser *et al.*, 2008 ; Prepas *et al.*, 2001) and increased sediment inputs into aquatic ecosystems (Croke et Hairsine, 2006 ; Kreutzweiser *et al.*, 2008 ; Waters, 1995). These inputs affect aquatic food webs (Grosbois *et al.*, 2017, 2020) and may lead to toxic conditions such as cyanobacterial blooms (Grosbois *et al.*, 2024). During forestry operations, strips of forest can be preserved along water bodies and wetlands to reduce the negative impacts of forest harvesting on these ecosystems. These strips are known as "riparian buffers" and have been applied in many forest ecosystems across the world, since the 1960s, to minimize the impacts of anthropic activities on freshwater ecosystems (Kuglerová *et al.*, 2020 ; Lee *et al.*, 2004 ; Majumdar et Avishek, 2023 ; Richardson *et al.*, 2012). Indeed, riparian buffers have multiple functions including nutrients and sediments retention, bank stabilization, water temperature regulation, and woody debris and organic matter supply (Broadmeadow et Nisbet, 2004 ; Graziano *et al.*, 2022 ; Kuglerová *et al.*, 2023). Apart from these functions, it has been hypothesized that riparian buffers could contribute to the preservation of biodiversity (Larsen-Gray et Loehle, 2022 ; Marczak *et al.*, 2010), through two distinct mechanisms: by protecting riparian environments, which are recognized to be biodiversity hotspots, especially when it comes to plants (Sabo *et al.*, 2005), and by offering residual mature forest habitats in an increasingly disturbed landscape (Lee et Barker, 2005).

Riparian environments are often described as biodiversity hotspots, especially for plants (Hagan *et al.*, 2006 ; Pielech, 2021 ; Sabo *et al.*, 2005), because they are rich in nutrients (Bartels *et al.*, 2012 ; Baxter *et al.*, 2005), provide a humid and cool

microclimate (Annala *et al.*, 2022 ; Moore *et al.*, 2005 ; Olson *et al.*, 2007) and are spatially and temporally heterogeneous due to local hydrological conditions, such as groundwater discharge and flood frequency (Biswas et Mallik, 2010 ; Kuglerová *et al.*, 2014a, 2014b). Several studies have evaluated how plant diversity and species assemblages shift in riparian environments following the harvest of adjacent forests (Biswas et Mallik, 2010 ; Elliott et Vose, 2016 ; MacDonald *et al.*, 2014 ; Mallik *et al.*, 2013). For example, three to seven years after harvest, an increase in plant richness and diversity in riparian areas was reported, which was attributed to the establishment of native ruderal and invasive exotic species (Newaz *et al.*, 2019). Beyond this, riparian buffer strips often exhibit a plant composition distinct from that of undisturbed riparian environments (Elliott et Vose, 2016 ; Newaz *et al.*, 2019). These changes in plant composition could be driven by local shifts in edaphic conditions, such as soil moisture, which are commonly observed in edge environments, or by alterations in forest cover that affect light availability (Luke *et al.*, 2007 ; Blasi *et al.*, 2010 ; Newaz *et al.*, 2019)

Riparian buffers could also contribute to the conservation of old growth forest attributes. In eastern Canada, decades of even-aged forest management and short forest rotations (Bergeron *et al.*, 2004 ; Drapeau *et al.*, 2009 ; Girona *et al.*, 2023c) have led to rarefaction of old growth forests, the simplification of internal stand structure (Bouchard et Pothier, 2011 ; Girona *et al.*, 2023a ; Martin *et al.*, 2020), and loss of resilience to natural disturbances (Aakala *et al.*, 2023 ; Boucher *et al.*, 2017 ; Côté *et al.*, 2013 ; Splawinski *et al.*, 2019). Major changes in the spatial configuration of forests are also reported (Claveau *et al.*, 2007 ; Madoui, 2014 ; Svensson *et al.*, 2023) ; in managed areas, old forest patches (>120 years old) are 90% smaller than in unmanaged areas and significantly more fragmented (Boucher *et al.*, 2015). These changes are a major challenge for boreal forest biodiversity and sustainable forest management (Girona *et al.*, 2023a ; Martin *et al.*, 2023). In this context, riparian buffers may contribute to biodiversity preservation by maintaining mature forest area. In a landscape rejuvenated by even-aged management, riparian buffer strips could also represent a growing proportion of residual mature forests (Lee et Barker, 2005). As a result, riparian buffers could offer refuge and key habitats for forest dwelling species

(Graziano *et al.*, 2022 ; Larsen-Gray et Loehle, 2022 ; Thompson *et al.*, 2022 ; Naiman et Décamps, 1997), and play an important role in maintaining mature forest biodiversity. Additionally, riparian buffers appear to act as corridors for several taxonomic groups, such as birds and mammals (Machtans *et al.*, 1996 ; Phoebus *et al.*, 2017 ; Shirley, 2006 ; Sullivan et Sullivan, 2021a). In that sense, riparian buffers could contribute to biodiversity preservation through landscape connectivity, a key driver of biological diversity in both forest and aquatic ecosystems (Blackburn-Desbiens *et al.*, 2023 ; Hilty *et al.*, 2019).

Boreal forest birds are sensitive to landscape configuration, to changes in stand structure, cover and age, as well as to dead wood availability (Drapeau et Imbeau, 2006 ; Drolet, 1997 ; Venier et Pearce, 2004 ; Versluijs *et al.*, 2017). These species can thereby be used to assess how forest management practices influence habitat structure and ecological integrity of forested environments. Some studies have reported that 2 to 3 years after harvest of adjacent upland forest, some forest-dwelling bird species, such as the Golden-crowned Kinglet (*Regulus satrapa*), were absent from riparian buffers, even if they were present beforehand (Beauchesne *et al.*, 1991 ; Darveau *et al.*, 1995), whereas other species might utilize buffers to avoid crossing open environments (Machtans *et al.*, 1996 ; Shirley, 2006).

Some mammals may also respond to habitat quality over large spatial extent, being particularly sensitive to landscape configuration (Brown *et al.*, 2020 ; Holbrook *et al.*, 2017 ; Jędrzejewski *et al.*, 2004) rather than to local site conditions. Previous studies indicate that mustelids appear to use riparian buffer strips as a dispersal routes (Sullivan et Sullivan, 2021a), and that 20 m wide riparian buffers may provide refuge for some small forest-dwelling mammals (Darveau *et al.*, 2001). However, little is known about how bigger mammals utilize riparian buffers, though their presence is likely influenced by landscape configuration and successional stage of adjacent upland forests (Brown *et al.*, 2020 ; Fisher et Wilkinson, 2005).

Although short-term studies provide valuable insights for biodiversity, a significant knowledge gap remains regarding the long-term value of riparian buffers. This is

especially important, as riparian buffers and forest strips are vulnerable to windthrows (Alcalá-Pajares *et al.*, 2025 ; Girona *et al.*, 2019 ; Heinonen *et al.*, 2009 ; Kuglerová *et al.*, 2023 ; Mascarúa López *et al.*, 2006), which may impede riparian buffers' ability to act as freshwater protection tools (Guimond *et al.*, 2024) and modify available habitats by affecting stand density, deadwood availability, tree species composition and age structure (Lavoie *et al.*, 2012 ; Mascarúa López *et al.*, 2006 ; Ruel, 2000 ; Ulanova, 2000). As a result, the long-term role of riparian buffers in maintaining both riparian and mature forest biodiversity is uncertain and needs to be studied.

This study aimed (i) to evaluate plant, bird and mammal diversity, as well as species assemblages, in 20 meters-wide riparian buffers and in control sites (mature riparian forests > 150 meters from harvest operations and located within previously unmanaged forests), (ii) to ordinate species assemblages along environmental gradients, and (iii) to identify indicator species associated to riparian buffers or controls, 15 to 20 years after clearcutting in eastern Canadian boreal forests. We first hypothesized that plant, bird and mammal diversity would differ between 20 m wide riparian buffers and controls. We expected that plant, bird and mammal diversity indices would be greater in riparian buffers than in controls, as riparian buffers and their adjacent regenerating areas may offer a broader range of habitats than controls (Larsen-Gray et Loehle, 2022). We also expected that plant, bird and mammal species assemblages in riparian buffers and controls would be significantly different. We speculated that these differences may be explained by a loss of riparian plant species and forest associated birds and mammals, which may be present in controls, but absent from riparian buffers, and by the arrival of new species, which favour regenerating habitats, or use the buffer as a corridor. Lastly, we expected that plant assemblages would be most affected by local environmental variables whereas bird and mammal assemblages would be most affected by stand-scale variables such as age structure, density and dead wood availability.

1.2 Materials and methods

1.2.1 Study area

Our study area covers 7,948 km² in the Abitibi Regional County Municipality, Québec, Canada (Figure 3). This area is in the mixedwood forests of the balsam fir (*Abies balsamea*) - paper birch (*Betula papyrifera*) bioclimatic zones (Blouin et Berger, 2002). The climate is subhumid subpolar, with a mean annual temperature of 1.5 °C and total yearly precipitation of 920 mm (Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, 2010). The growing season lasts around 160 days (Blouin et Berger, 2002). The study area has a flat topography, with elevation ranging between 200 to 400 m. The region is dominated by glaciolacustrine deposits, organic deposits, as well as glacial and fluvio-glacial deposits, such as tills, moraines and eskers. Some of the largest eskers of Eastern Canada are found within our study area (Hasan *et al.*, 2023 ; Veillette *et al.*, 2004). These eskers are alluvial geological formations of gravel and sand, created by the retreat of glaciers, around 10,000 years ago at the end of the last ice age (Gourde-Bureau *et al.*, 2013), resulting in numerous kettle lakes. In the study area, black spruce (*Picea mariana*) and trembling aspen (*Populus tremuloides*) forests dominate clay plains whereas jack pine (*Pinus banksiana*) forests dominate on sandy well-drained soils of eskers and moraines. (Blouin et Berger, 2002). This forested landscape is rich in terms of hydrological features, with water bodies covering 4.3% of the landscape, and wetlands 18.5%. Forests otherwise cover 70% of the Abitibi Regional County Municipality's territory (MRC Abitibi, 2023). Predominantly coniferous, these forests are shaped by a fire cycle of 150-250 years, which reflects the dry climate (Bergeron *et al.*, 2004). Lastly, forest harvesting is socially and economically important in the study area; from 2015 to 2020, an average of 435 ha of forest were cut annually, of which a 100% were clearcuts (MRC Abitibi, 2020).

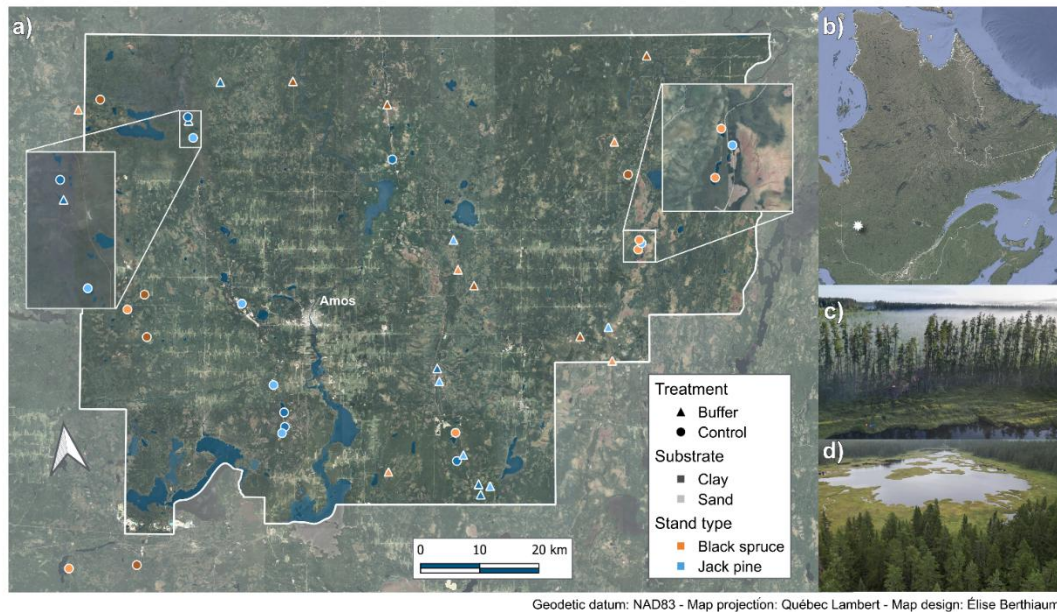


Figure 3
Location of study sites in the Abitibi Regional County Municipality, Québec, Canada: a) study sites, b) at a smaller scale, c) 20 meters wide riparian buffer, d) control site.

1.2.2 Experimental design

We selected a total of 40 riparian sites in May of 2023 using publicly available satellite imagery (Gouvernement du Québec, 2019) based on three criteria: stand characteristics, substrate type, and year of harvest. Selected sites were mature stands (≥ 70 years old), dominated by black spruce or jack pine ($> 50\%$ of cover). The sites were equally distributed on clay and sand substrates (esker, moraines and tills). Half of the sites were riparian buffer strips created by clearcuts, performed between 2003 and 2008. The other half of the sites were controls: undisturbed riparian areas, located in mature forests that had never been managed. These control sites were positioned at least 150 m from any forestry-related disturbance. For each stand type, substrate type and treatment (riparian buffer or control), we selected 5 replicas, for a total of 40 sites ($2 \text{ stand type} \times 2 \text{ substrates} \times 2 \text{ treatments} \times 5 \text{ replicas}$).

1.2.3 Sampling plan

In the summer and fall of 2023, we conducted 4 different surveys to assess forest stand characteristics, plant, bird, and mammal diversity (Figure 4).

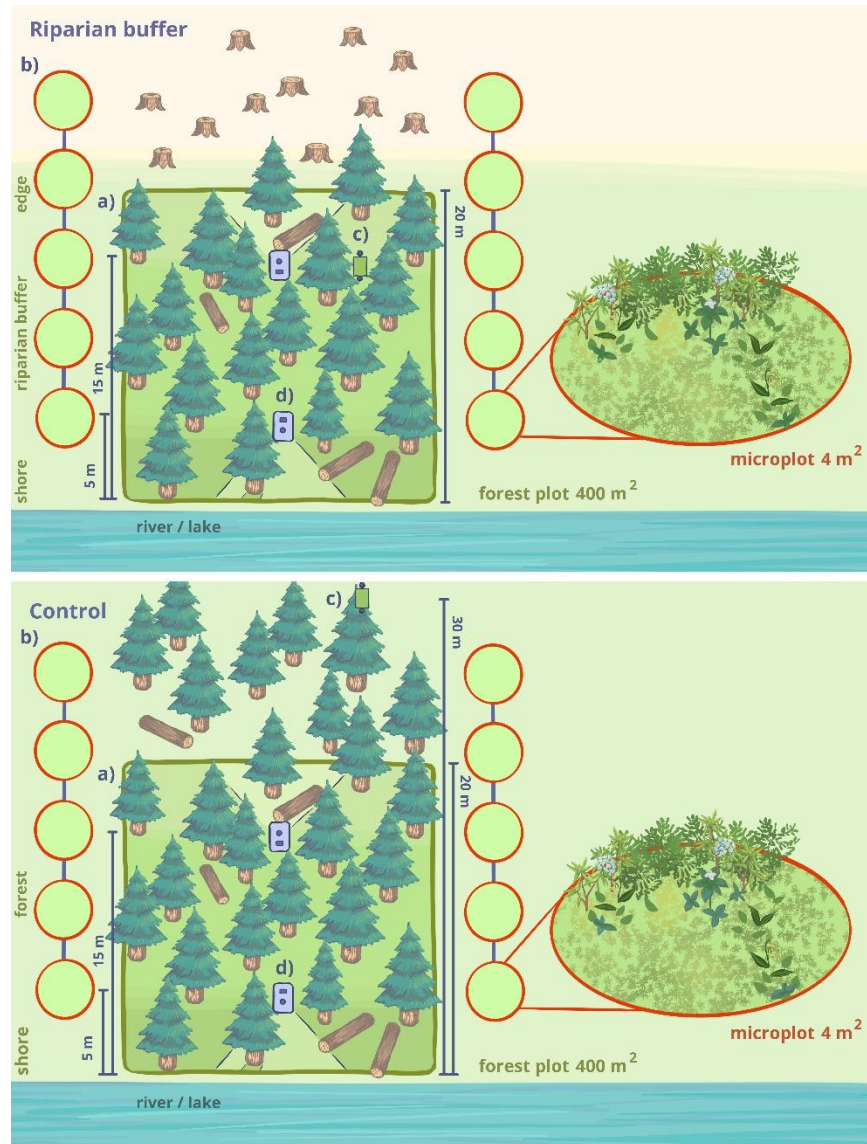


Figure 4

Sampling design, consisting of 4 surveys: a) stand characteristics in a 400 m² square plot, b) plant survey using two 20 m long transects composed of 5 microplots of 4 m², c) bird survey, using autonomous recording units installed 15 m from the shore in riparian buffers and 30 m from the shore in controls, d) mammal survey using camera traps, one pointing towards the shore and the other pointing towards the forest edge.

Stand characteristics

We measured stand characteristics within a 20 × 20 m square plot (400 m²) positioned perpendicular to the shoreline (Fig. 4 a). Within this plot, we measured diameter at breast height (DBH) of each tree that had a DBH ≥ 9 cm. We noted species, DBH, and state (alive or dead) for each tree. Finally, we selected 10 trees from different crown classes (dominant, co-dominant and suppressed) and extracted a tree-ring core at the root collar level, using an increment borer. We sanded these cores and counted the tree rings using a binocular microscope to determine tree age.

Plant survey

At each site, we undertook two 20-meters long transects, positioned perpendicular to the shoreline and parallel to the forest plot's boundaries, 5 m away from the 400 m² plot's boundary (Fig. 4 b). Each transect consisted of 5 circular microplots of 4 m² each. The first microplot's center was placed 5 m from the first mature tree (DBH ≥ 9 cm) on the shore and each subsequent microplot's center was placed 5 m from the previous one. In each microplot, we estimated the relative cover of each species and total cover for each stratum (forest floor, herbs, shrubs and trees) (Girona *et al.*, 2018 ; Kim *et al.*, 2025 ; Noualhaguet *et al.*, 2025 ; Saucier, 1994). Strata were defined as follow: the forest floor stratum was composed of bryophytes and lichens, the herb layer included all vascular herbaceous species, from pteridophytes to angiosperms, the shrub layer considered all shrubs and trees which were 4 m tall or less, whereas the tree layer included all trees > 4 m and having a DBH < 9 cm. Species were considered in the survey solely if their stem started within the microplot (Saucier, 1994). Several abiotic factors were also measured: organic matter depth (OMD), woody debris cover, and solar radiation. Solar radiation was measured as the percentage transmittance of photosynthetically active radiation (PAR; 400–700 nm) using a LI-191-line quantum sensor (LiCOR, Lincoln, Nebraska, USA) and a data logger at 1-m above the ground. Two measurements of solar radiation were performed and averaged for each microplot. At the start and end of each survey, we measured the incident PAR in fully open conditions to obtain a baseline (Girona *et al.*, 2018 ; Lieffers *et al.*, 1999 ; Paquette *et al.*, 2007). The PAR measured under the canopy, coupled with the baseline PAR, provides a ratio of light penetration through the canopy.

Bird survey

Birds were surveyed using Song Meter SM4 (Wildlife Acoustics, Maynard, Massachusetts, USA) autonomous recording units (ARUs). From June 5th to July 6th, 2023, we deployed a total of 16 ARUs. Since we had access to a limited amount of ARUs, we decided to focus our sampling on jack pine stands. Jack pine is the most common tree species found on eskers. Eskers are socially and economically essential in the region's economy and support unique biodiversity in the boreal forest (Gourde-Bureau *et al.*, 2013 ; Hasan *et al.*, 2023). We chose to limit our sampling to jack pine stands to ensure that there would be sufficient replication in each substrate (sand vs. clay) and treatment (riparian buffer vs. controls; see Annexe A). We therefore deployed a single ARU on 16 randomly selected jack pine dominated sites. We installed these recorders on mature trees within the forest plot, 15 meters from the shore in riparian buffers and 30 meters from the shore in controls to minimize the interference of water sounds (Fig. 4 c). The effective radius of these recording devices for passerine birds is around 50 meters (Yip *et al.*, 2017), meaning that the ARUs deployed in riparian buffers also recorded birdsongs from the adjacent regenerating patch, whereas ARUs deployed in controls were located more than 150 m from regenerating patches. Considering the effective radius of the recorders, we installed each ARU was at a minimal distance of 200 m to another device. As ARUs were positioned closer to the shore in riparian buffers than in controls, riparian buffer recordings may be subject to acoustic interference, due to the proximity of water. We programmed the ARUs to record every day from 1 h before and 4h after sunrise, and from 30 minutes before to 30 minutes after sunset (Van Wilgenburg *et al.*, 2025). Data were collected by 75% of ARUs. At the end of the sampling period, each ARU collected over 800 recordings from which we randomly selected 17 recording which were representative of the range of sampling dates and hours. The total sampling effort per site was of 79 minutes composed of 13 three minutes long and 4 ten minutes long recordings, for a total of 948 recording minutes across 12 sites. According to the Alberta Biodiversity Monitoring Institute (Bayne *et al.*, 2017), a minimum of 8 visits within a month is necessary to achieve high detectability and 95% confidence in species occupancy. We therefore used 17 visits per site over one month to insure the

high detectability of bird species and reliable occupancy data. These recordings were transcribed by expert ornithologists through the Wildtrax platform (University of Alberta, Canada). Individuals were tagged the first time they were heard in a particular recording using the “1SPT” option on Wildtrax. Individuals of the same species on the same recording were distinguished using a combination of timing, directionality, intensity, and song type, following the protocol established for the Boreal Bird Monitoring Program (Van Wilgenburg *et al.*, 2022). For example, individuals were distinguished when their calls overlapped, when they originated from different sides of the stereo field or through uneven delays between vocalizations. Differences in intonation, duration, and song structure further supported abundance estimates. When ≥ 7 individuals of the same species vocalized simultaneously, we used a standardized abundance code: “too many to tag”. This method leads to conservative (i.e. underestimated) but reproducible abundance estimates (Celis-Murillo *et al.*, 2009 ; Kalukapuge *et al.*, 2024 ; Sedláček *et al.*, 2015). The transcribed data was then filtered to include only bird species nesting in the study area and recordings from their nesting periods (Rousseu et Drolet, 2017).

Mammal survey

From June 6th to September 29th, 2023, we surveyed mammals using Bushnell Aggressor and Essential camera traps (Overland Park, Kansas, USA). These cameras have ultra-sensitive infrared motion detectors, which allow them to capture night-time images. We deployed 2 cameras on 32 sites, for a total of 64 cameras. These sites were selected through a stratified random sampling; for each combination of *treatment*, *stand type*, and *substrate*, we had 4 sites with 2 cameras each (see Annexe A). At the selected sites, within the forest plots, we set up the first camera trap 5 meters from the shore, pointing towards the shore and the second camera 15 meters from the shore, pointing towards the forest edge (Fig. 4 d). The cameras were programmed as follows: sensitivity was set to automatic; once movement was detected, two consecutive photos were taken; and the trigger interval was set to 30 seconds. We transcribed the collected data collected using the Timelapse software (Greenberg *et al.*, 2019). Approximately 60% of cameras collected sufficient data (≥ 1 identifiable observation, ≥ 100 sampling days from May 25th to September 29th 2023). The data

was summarized as presence-absence per species to avoid bias from repeated individual detections (Gilbert et al., 2021).

1.2.4 Data analysis

Each taxonomic group was analyzed separately, focusing on two main aspects: diversity and species assemblages. We also conducted occupancy modeling for mammals, to account for imperfect detection.

Diversity analysis and occupancy models

Plant species cover was calculated at the microplot level and then aggregated by site to avoid pseudoreplication. We used this aggregated cover in our analysis. Bird abundance of each species, at each site was defined as the highest number of distinct individuals in a single recording (Van Wilgenburg *et al.*, 2022). To present a complete picture of diversity, we chose to retain four complementary diversity metrics: Species richness, Shannon Diversity index, Simpson's Diversity index and Pielou's evenness. The combined use of these indices allowed us to distinguish the effects of species richness and evenness on overall diversity (Morris *et al.*, 2014 ; Supriatna, 2018). We calculated these indices at the microplot scale for plants and at the site scale for birds. For mammals, we chose to combine data from the shore and the forest edge. Since certain sites had one working camera and other sites had two working cameras, we included the number of cameras per site in our analysis, to account for sampling effort. Using mammal presence-absence data, we calculated species richness, at the shore and at the forest edge. We conducted an analysis of variance (ANOVA) to test for differences in biodiversity indices by *treatment* (riparian buffer vs. control), considering the following co-variables: *stand type* (black spruce vs. jack pine, except for birds), *substrate* (clay vs. sand), and *cameras per site* (one vs. two), for mammals. As ARUs in riparian buffers were positioned closer to the aquatic habitat than in controls, confounding noise such as running water, could potentially reduce species detectability. To evaluate this potential bias and the hypothesis that rivers are noisier than lakes, we also tested the effect of *waterbody type* (river vs. lake) on bird species richness, diversity (Shannon, Simpson), and evenness (Pielou), using ANOVAs. ANOVA's assumptions were met.

To account for imperfect detection of mammals, we used a single-species single-season occupancy framework to estimate occupancy probability (ψ) and detection probability (p), of Mooses (*Alces alces*), American black bears (*Ursus americanus*), American red squirrels (*Tamiasciurus hudsonicus*), Northern flying squirrels (*Glaucomys sabrinus*), and Snowshoe hares (*Lepus americanus*), our most frequently observed mammals, present at ≥ 10 sites. We conducted our occupancy analyses using standard likelihood-based models implemented the unmarked package (Kellner *et al.*, 2023). For each species, we assembled detection histories for 25 sites, coding detections as “1” and non-detections as “0” across 19 temporal replicates; stations with excessive missing data were truncated to retain consistent sampling effort. We modeled each species’ occupancy based on two or three *stand variables*, which were chosen according to the species’ ecology, (as presented in Annexe B), and on *treatment*. Detection models incorporated sampling effort, defined as the number of active cameras at each station (one or two). Prior to analysis, we examined numerical covariates to ensure the absence of problematic collinearity. Model fit was assessed using the MacKenzie–Bailey goodness-of-fit test with 5000 bootstrap iterations, and when overdispersion was detected, we adjusted model selection and inference using $\hat{c}$ (MacKenzie *et al.*, 2018). Alternative model structures were compared using small-sample corrected AIC, and multi-model inference with shrinkage was performed using the AICcmodavg package (Mazerolle, 2023) to obtain model-averaged parameter estimates and unconditional confidence intervals. Covariates were considered influential when their 95% unconditional confidence intervals did not overlap zero.

Species assemblage analysis

We calculated Bray-Curtis’ distance for plants and birds, and Jaccard Similarity for mammals. We conducted a Principal Coordinates Analysis (PCoA) and a Permutational multivariate analysis of variance (PERMANOVA, 999 permutations), for each group to assess if species assemblages varied significantly based on *treatment*, *stand type* and *substrate*. Distance matrices were also partitioned using the *betapart* package (Baselga, 2013), to test if significant differences in composition based on *treatment*, *stand type* and *substrate* were attributed to balanced variation in

abundances and/or abundance gradients. Additional PERMANOVAs assessed the influence of *transect variables* (light, organic matter depth, woody debris cover) on plant assemblages and the influence of *stand variables* (stand density, dead wood density, stand richness, mean age and standard deviation of age) on plant, bird and mammal species assemblages. We also included number of cameras per site as a co-variable for mammals, and *waterbody type* (river vs. lake) as a co-variable for birds. PERMANOVA's assumptions were met. Some of these PERMANOVAs were followed up by ANOVAs and Kruskal-Wallis tests (when data did not meet ANOVA's assumptions), to determine if there were significant differences in *transect variables* and *stand variables* based on *treatment*, *stand type* or *substrate*. Lastly, we used the *multipatt* function of R package *indicpecies* (De Cáceres et Legendre, 2009) to reveal plant and mammals' association to riparian buffers or controls, to black spruce or jack pine stands, or to clay or sand substrates (99999 permutations). Using the same method, we exclusively identified indicators of controls for birds. We did not identify indicators for riparian buffers, as the recorders' effective range captures bird songs past the buffers, resulting in indicators of disturbance, rather than birds specifically associated to the riparian buffer. Data analysis was conducted using R (R Core Team, 2024).

1.3 Results

1.3.1 Diversity and occupancy in riparian buffers

We found significant differences in plant, bird and mammal diversity, when comparing riparian buffers to controls (Figure 5).

For plants, at the forest edge (25 m from shore), we found that riparian buffers had significantly higher plant species richness than controls (16.7 ± 4.7 vs. 13.9 ± 3.5 species, $F(1, 35) = 4.1$, $p \leq 0.05$). Shannon index was also 14% higher in riparian buffers than in controls ($F(1, 34) = 6.8$, $p = 0.01$; Fig. 5 a) and Simpson's index was 6% higher in riparian buffers than in controls ($F(1, 32) = 8.7$, $p = 0.006$), whereas no significant differences were found for Pielou's evenness. At 20 meters from the shore, Shannon index was 9% higher in buffers compared to controls ($F(1, 33) = 4.2$, $p \leq$

0.05). *Stand type* and *substrate* had no significant impact on the indices, in any of the plant microplots.

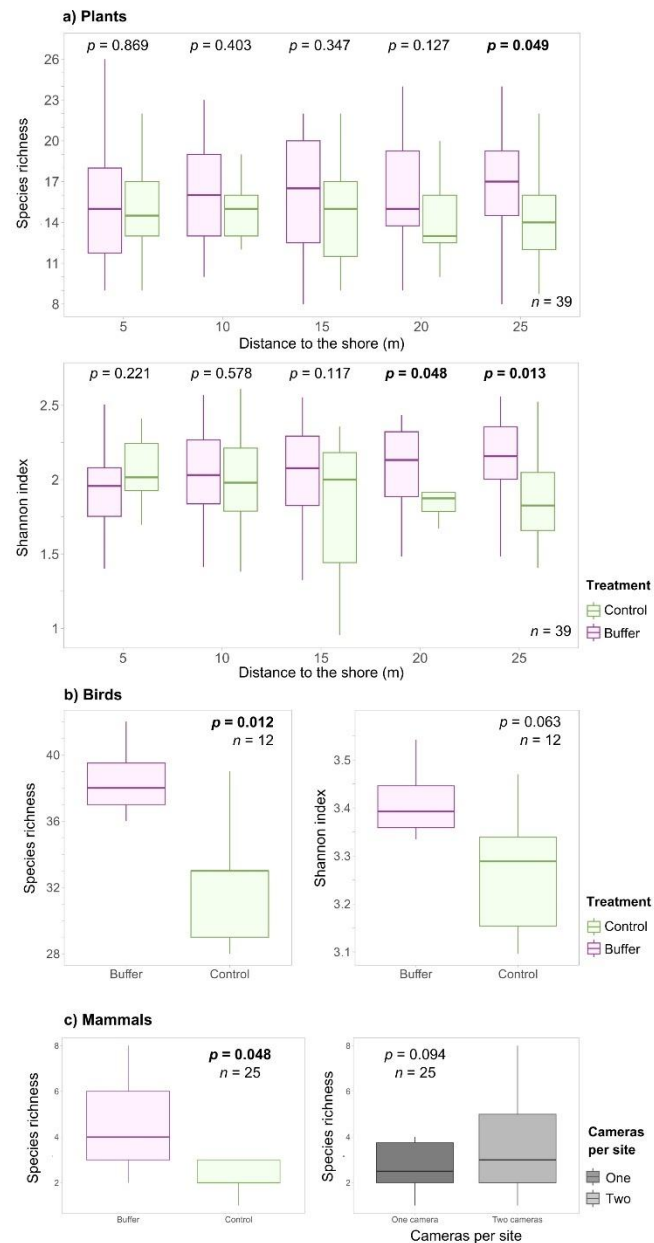


Figure 5

Diversity indices ANOVAs comparing riparian buffers to controls a) Plants: Species richness and Shannon diversity index along the transect, in buffers and controls, b) Bird: Species richness and Shannon diversity index in buffers and controls, c) Detected Mammal species richness in riparian buffers and controls, and based on numbers of cameras per site.

Likewise, diversity was higher in riparian buffers than in controls, for birds (Fig. 5 b). Indeed, riparian buffers were characterized by a higher bird species richness than controls ($F(1,9) = 9.7$, $p = 0.01$), having on average 6 more bird species than controls (38.4 ± 2.1 vs 32.4 ± 4.3 species). Shannon index, Simpson's index and Pielou's evenness were comparable in buffers and controls. *Waterbody type* had no significant impact on bird diversity indices.

We found that mammals' species richness was influenced by *treatment* (Fig. 5 c). Species richness was, on average, 63% higher in riparian buffers compared to controls ($F(1,18) = 4.5$, $p \leq 0.05$). The number of cameras per site did not have significant impact on detected species richness ($F(1,18) = 3.1$, $p = 0.09$).

Next, our occupancy models revealed that Moose naïve occupancy was 0.64 (16 of 25 sites with ≥ 1 detection), based on 39 detections from 461 observations. Our Moose models showed extreme underdispersion ($\hat{c} = 0.24$; $\chi^2 = 98.02$; $P = 0.40$), with multiple detection histories having near-zero expected frequencies, which resulted in failure to converge. As a result, we were unable to draw any reliable inference on covariate effects. American black bears' naïve occupancy was 0.48 (12 of 25 sites), based on 28 detections. The null model received the most support ($\Delta AICc = 0$; weight = 0.38), and goodness-of-fit tests indicated mild overdispersion ($\hat{c} = 1.61$; $P = 0.085$). After QAIC adjustment, none of the occupancy or detection covariates (mean stand age, stand density, tree richness, *treatment*, or cameras per site) showed any effect, with all model-averaged confidence intervals overlapping zero. Our occupancy models for American red squirrels were unreliable due to extreme overdispersion ($\hat{c} \approx 182$) caused by very sparse detection histories, which lead to convergence failure. This prevented any inference on occupancy, detection, or covariate effects. Models for Northern flying squirrels converged properly, and the goodness-of-fit test indicated slight underdispersion ($\hat{c} = 0.66$). None of the tested covariates (deadwood density, mean stand age, tree richness or *treatment*) showed any effect on occupancy or detection. All confidence intervals overlapped zero, and model-averaged estimates confirmed the absence of covariate influence. Our occupancy models for Snowshoe hares exhibited mild overdispersion ($\hat{c} = 1.25$) but performed well overall. We found

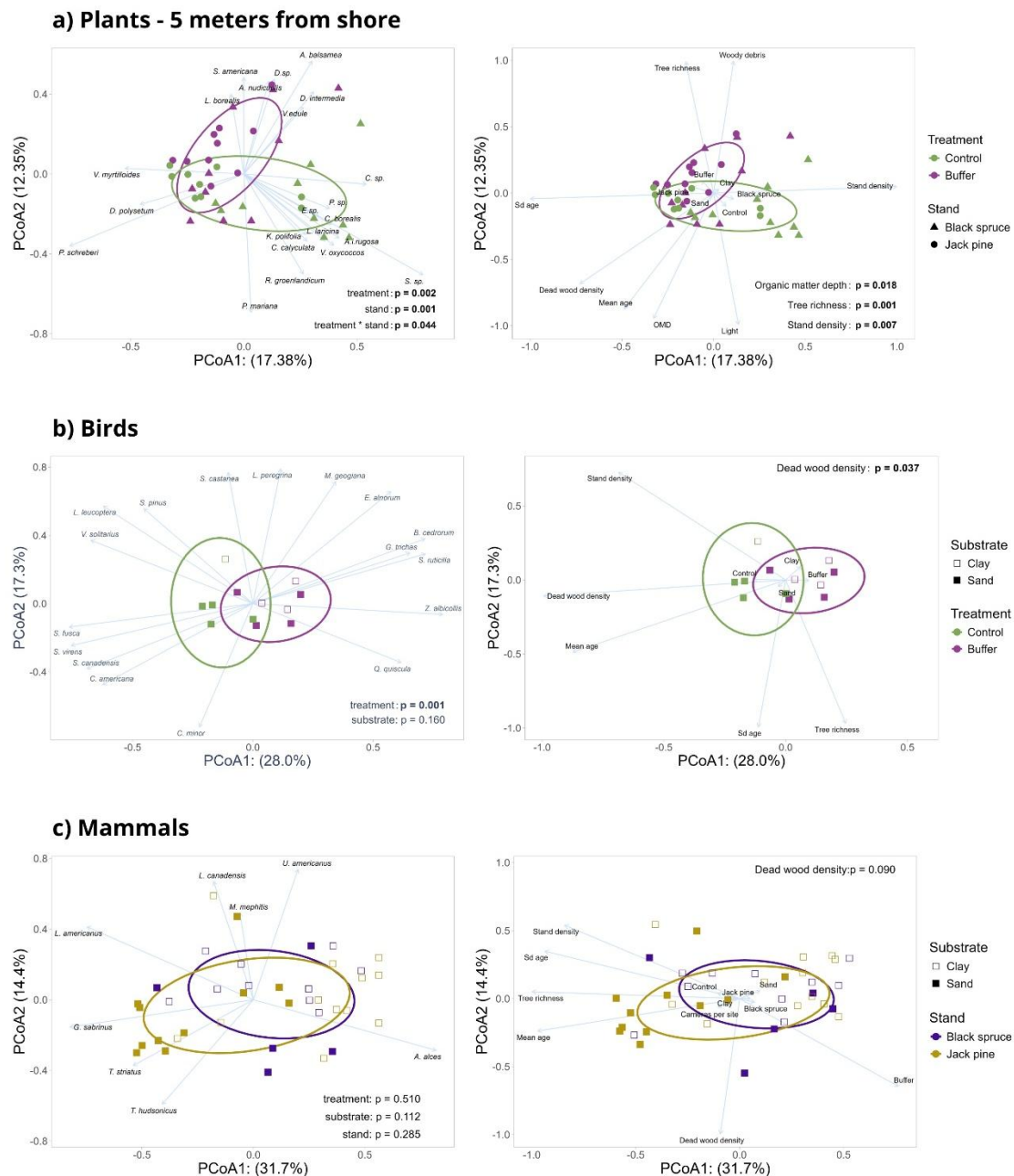
that neither site-level covariates (stand density, tree richness, *treatment*) nor cameras per site influenced occupancy or detection probability. After QAIC adjustment, all model-averaged confidence intervals overlapped zero, indicating no detectable effects of the variables on occupancy or detection of Snowshoe hares.

1.3.2 Species assemblages in riparian buffers

Plants

The first two axes of the PCoA explained about 30% of variance in plant assemblages at the shore, revealing differences between buffers and controls (Figure 6 a). In this ordination, dead wood density, organic matter depth, mean age of stand and sand sites correlated. Standard deviation of age opposed stand density, suggesting that even-aged stands were more dense than uneven ones. Lastly, a few species had a significant impact on sites ordination. *Vaccinium myrtilloides*, *Dicranum polysetum* and *Pleurozium schreberi* were found on jack pine sites, while *Sphagnum spp.*, *Alnus incana* *Rugosa*, *Vaccinium oxycoccos* and *Rhododendron groenlandicum* were more abundant in controls. Our PERMANOVAs further revealed that *treatment* (riparian buffer vs control) had a significant impact on plant composition 5 meters away from the shore ($pseudo-F = 2.7$, $R^2 = 0.06$, $p = 0.002$), which was explained both by balanced variation in abundances (analogous to species replacement; $pseudo-F = 2.5$, $R^2 = 0.06$, $p = 0.02$) and abundance gradients (analogous to nestedness; $pseudo-F = 6.2$, $R^2 = 0.15$, $p = 0.03$). Additionally *stand type* (black spruce vs jack pine) had a significant impact on plant assemblages 5 m ($pseudo-F = 3.6$, $R^2 = 0.08$, $p = 0.001$), 10 m ($pseudo-F = 2.5$, $R^2 = 0.06$, $p = 0.01$), 15 m ($pseudo-F = 1.9$, $R^2 = 0.05$, $p = 0.04$) and 25 m ($pseudo-F = 2.1$, $R^2 = 0.05$, $p = 0.03$) away from the shore. Finally, *substrate* (clay vs sand) had a significant impact on plant assemblages 10 meters away from the shore ($pseudo-F = 2.5$, $R^2 = 0.06$, $p = 0.02$). We tested interactions and found that *treatment * stand type* was significant at the shore ($pseudo-F = 1.9$, $R^2 = 0.04$, $p = 0.04$). A pairwise test further revealed that black spruce controls were significantly different, in terms of plant composition, from black spruce and jack pine buffers ($p = 0.02$ and $p = 0.006$, respectively), while jack pine controls were significantly different from black spruce controls ($p = 0.01$) but not from jack pine buffers ($p = 0.07$). Finally, no significant differences were found between black spruce and jack pine buffers ($p =$

0.14). Indicator species analyses revealed that 8 plant species were associated to buffers, 4 to controls, 12 to black spruce stands, 10 to jack pine stands, 6 to clay substrates and 3 to sand substrates (Tableau 1). We found that, at the shore (5 m), organic matter depth (OMD) had a significant impact on plant assemblages (*pseudo-F* = 2.4, $R^2 = 0.06$, $p = 0.02$), whereas woody debris cover had a significant impact ($F(1, 35) = 2.5$, $p = 0.02$), 10 m away from the shore. In response to these results, we tested if riparian buffers had a significantly different OMD when compared to controls, at the shore. We found that controls had a significantly thicker organic layer (45.5 ± 12.5 cm) compared to riparian buffers (35.8 ± 15.9 cm; $F(1,35) = 4.3$, $p \leq 0.05$). Secondly, our analysis using *stand variables* revealed that tree species richness significantly impacted plant species assemblages along the entire transect (5 m: *pseudo-F* = 3.6, $R^2 = 0.09$, $p = 0.001$; 10 m: *pseudo-F* = 3.8, $R^2 = 0.09$, $p = 0.004$; 15 m: *pseudo-F* = 4.6, $R^2 = 0.11$, $p = 0.001$; 20 m: *pseudo-F* = 3.5, $R^2 = 0.08$, $p = 0.002$; 25 m: *pseudo-F* = 1.8, $R^2 = 0.05$, $p \leq 0.05$). We tested to see if tree richness differed in riparian buffers vs. controls and found that it was significantly higher in buffers (3.3 ± 1.0 species) compared to controls (2.6 ± 0.9 species; $\chi^2(1) = 5.4$, $p = 0.02$). It was also revealed that stand density had a significant impact on plant assemblages 5 and 10 meters from the shore (*pseudo-F* = 2.5, $R^2 = 0.06$, $p = 0.007$ and *pseudo-F* = 2.2, $R^2 = 0.05$, $p = 0.02$).

**Figure 6****Plant, bird and mammal species assemblages' ordination**

On the left are the ordinations of plants, birds and mammals, with species names, and on the right are the same ordinations, but with environmental variables (*stand variables* and *transect variables*, for plants). We chose to present the plant results at 5 meters from the shore, as treatment, stand, and substrate had a greater influence on the ordination at this distance. Full names of species are available in Annexe C.

Tableau 1

Indicator species analysis revealed a total of 32 indicator plant species, which were associated to *treatment*, *stand type* and/or *substrate*.

From left to right, magenta represents riparian buffers, green is controls, violet is black spruce, yellow is jack pine, blue is clay and sand is in orange.

	<i>Treatment</i>		<i>Stand type</i>		<i>Substrate</i>	
Bryophytes & lichens:	buffer	control	black spruce	jack pine	clay	sand
<i>Bazzania trilobata</i>						
<i>Cladonia stellaris</i>						
<i>Polytrichum spp.</i>						
<i>Sphagnum spp.</i>						
	<i>Treatment</i>		<i>Stand type</i>		<i>Substrate</i>	
Herbaceous:	buffer	control	black spruce	jack pine	clay	sand
<i>Carex spp.</i>						
<i>Comandra livida</i>						
<i>Cypripedium acaule</i>						
<i>Dryopteris intermedia</i>						
<i>Equisetum spp.</i>						
<i>Equisetum sylvaticum</i>						
<i>Eurybia macrophylla</i>						
<i>Lycopodium annotinum</i>						
<i>Lycopodium obscurum</i>						
<i>Maianthemum canadense</i>						
<i>Petasites frigidus</i> var. <i>palmatus</i>						
<i>Pteridium aquilinum</i>						
<i>Thalictrum pubescens</i>						
	<i>Treatment</i>		<i>Stand type</i>		<i>Substrate</i>	
Shrubs:	buffer	control	black spruce	jack pine	clay	sand
<i>Abies balsamea</i>						
<i>Acer spicatum</i>						
<i>Amelanchier spp.</i>						
<i>Betula papyrifera</i>						
<i>Cassandra calyculata</i>						
<i>Diervilla lonicera</i>						
<i>Gaultheria procumbens</i>						
<i>Kalmia polyfolia</i>						
<i>Larix laricina</i>						
<i>Ledum groenlandicum</i>						
<i>Nemopanthus mucronatus</i>						
<i>Prunus pensylvanica</i>						
<i>Rosa acicularis</i>						
<i>Rubus pubescens</i>						
<i>Sorbus americana</i>						

Birds

The first two axis of our PCoA explained around 45% of variance in bird species assemblages, showing evident distinction based on *treatment* but none for *substrate* (Figure 6 b). Here, dead wood density and mean age of stands correlated to controls. Blue-headed Vireos (*Vireo solitarius*), Black-throated Green Warblers (*Setophaga virens*), Blackburnian Warblers (*Setophaga fusca*), Red-breasted Nuthatches (*Sitta canadensis*) and Brown Creepers (*Certhia americana*) were abundant in controls. These species opposed Common Yellowthroats (*Geothlypis trichas*), American Redstarts (*Setophaga ruticilla*), Alder Flycatchers (*Empidonax alnorum*), Swamp Sparrows (*Melospiza georgiana*) and Common Grackles (*Quiscalus quiscula*), which all found in riparian buffers. Subsequent PERMANOVAs confirmed that *treatment* significantly affected bird assemblages ($pseudo-F = 2.8$, $R^2 = 0.21$, $p = 0.001$). This effect was driven by balanced variation in abundances (i.e. species replacement, $pseudo-F = 2.8$, $R^2 = 0.21$, $p = 0.010$). *Substrate* and *waterbody type* had no significant impact on bird assemblages (*substrate*: $p = 0.16$; *waterbody type*: $p = 0.80$). PERMANOVAs revealed that dead wood density had a significant impact on bird assemblages ($pseudo-F = 2.0$, $R^2 = 0.17$, $p = 0.04$). Lastly, indicator species analysis revealed that the Golden-crowned Kinglet was the sole indicator of controls.

Mammals

The first two axis of our PCoA explained 45% of variance in mammal assemblages (Figure 6 c). The ordination did not reveal clear distinctions between sites based on *treatment*, *stand type* or *substrate*. In this PCoA, stand density, standard deviation of stand age, tree richness and mean age of stands varied along the first axis, opposing riparian buffers. Dead wood density varied on the second axis. We identified 8 species, which had a significant impact on the sites' ordination: the Northern flying squirrel, the Eastern chipmunk (*Tamias striatus*) and the American red squirrel, which seemed to correlate to mean age of stand and dead wood density, the Snowshoe hare, which varied close to stand density, and opposed Moose and riparian buffers, and the American black bear, the Stripped skunk (*Mephitis mephitis*) and the Canada lynx (*Lynx canadensis*) which varied along the second axis, opposed to dead wood density. PERMANOVAs further confirmed that *treatment*, *stand type*, *substrate* or

cameras per site had no effect on species assemblage. Our indicator species analysis did not find any indicators of *treatment*, *stand type* or *substrate*. Lastly, PERMANOVAs revealed that dead wood density had a close to significant influence on mammal assemblages ($pseudo-F = 2.0$, $R^2 = 0.08$, $p = 0.090$).

1.4 Discussion

Forest harvesting can lead to significant changes in the proportion of young versus late-successional forests (Gauthier *et al.*, 2023 ; Kuuluvainen et Gauthier, 2018), specifically the overrepresentation of young stands and the rarefaction of old growth and mature forests (Girona *et al.*, 2023a). These landscape-scale changes represent a threat to biodiversity (Drapeau *et al.*, 2000 ; Martin *et al.*, 2023). As Eastern Canada's boreal forests are driven out of their natural range by forest management (Bergeron et Fenton, 2012 ; Cyr *et al.*, 2009 ; Grondin *et al.*, 2018), riparian buffers may represent a growing proportion of the boreal forest's mature and old growth forests (Lee et Barker, 2005), providing refuge and residual habitats (Larsen-Gray et Loehle, 2022). However, it is uncertain how these disturbed environments contribute to maintaining riparian forest biodiversity, especially in the long term, in boreal landscapes. We reported that diversity was equivalent or greater in riparian buffers than in controls, across all taxa, in terms of indices. However, there were significant differences in species assemblages, highlighting the differences between riparian buffers and controls.

1.4.1 Diversity in riparian buffers

Plants

We found that plant richness and Shannon diversity was higher in riparian buffers than in controls, at the forest edge. These differences could be attributed to forest harvesting, which can increase light availability, reduce soil moisture, diminish nutrient availability (Kim *et al.*, 2025 ; Lapointe *et al.*, 2006 ; Tonteri *et al.*, 2016), and create opportunities for pioneer species to establish (Hart et Chen, 2008 ; Noualhaguet *et al.*, 2024 ; Wei *et al.*, 2019). In our riparian buffers, forest harvesting may have created favorable conditions for the establishment of ruderal and shade intolerant species at the forest edge, whilst existing generalists and ruderal species survived, thus resulting

in an increase in diversity (Harper *et al.*, 2005 ; MacDonald *et al.*, 2014 ; Newaz *et al.*, 2019). Close to the shore, we found that riparian buffers and controls presented similar diversity, attesting to the resilience of riparian communities. This aligns with several studies which report that forest harvesting did not significantly alter riparian plant diversity (Dynesius *et al.*, 2009 ; Lamb *et al.*, 2003 ; MacDonald *et al.*, 2014 ; Mallik *et al.*, 2013).

Birds

Riparian buffers and their adjacent regenerating areas, had greater bird species richness than controls, having a ~40% higher species richness than controls. We also found that *waterbody type* had no effects on detected bird diversity which leads us to believe that ARUs deployed in riparian buffers, closer to the shore than in controls, may not have been significantly affected by confounding sounds of water. Moreover, if detectability had been lower in riparian buffers due to water noise, we would expect lower bird abundances and fewer detections than in controls; instead, we observed the opposite pattern, supporting the interpretation that these differences reflect ecological rather than methodological effects. Our results are consistent with many studies (Darveau *et al.*, 1995 ; Pearson et Manuwal, 2001 ; Shirley et Smith, 2005), such as Pearson *et al.* (2015) who found that, in the Western Hemlock forest zone of Pacific Northwest USA, riparian buffers exhibited a 31-44% increase in species richness, changes which were more evident 10 years after harvest. In our buffers, forest harvesting likely resulted in more varied environmental conditions than controls, offering residual mature forest habitat as well as early successional conditions at the forest edge and in the regenerating area (Pearson *et al.*, 2015 ; Shirley et Smith, 2005). Accordingly, riparian buffers and their adjacent regenerating areas may offer suitable habitats for a wider range of species, thus explaining this increased species richness (Cooper *et al.*, 2020 ; Hekkala *et al.*, 2023 ; McMahon *et al.*, 2008 ; Pearson *et al.*, 2015).

Mammals

Whilst occupancy probabilities of American black bears, Northern flying squirrels and Snowshoe hares were similar in riparian buffers and in controls, observed mammal

species richness was 63% higher in riparian buffers. Given that detection probabilities did not differ between riparian buffers and controls for the species whose models converged, and number of cameras per site had no significant impact on observed species richness, we have no evidence that the observed richness difference is driven by detection bias. These results support the idea that the higher species richness detected in riparian buffers reflect a true ecological difference rather than a sampling artefact. Across the mammal community, it is however possible that movements were more concentrated within riparian buffers than in unaffected forests. Indeed, riparian buffers can act as corridors, which link intact forest patches to each other within managed landscapes (Hilty *et al.*, 2019 ; Machtans *et al.*, 1996 ; Zimbres *et al.*, 2017) and can be used as dispersal routes for small mammals (Darveau *et al.*, 2001 ; Sullivan et Sullivan, 2021a). This spatial concentration of mammals in riparian buffers could result in greater increase encounter rates with cameras and thereby greater observed richness in riparian buffers, without true differences in occupancy.

1.4.2 Species assemblages and indicators in riparian buffers

Plants

Forest harvesting in proximity to riparian areas can lead to direct and indirect changes in plant composition, that occur both immediately and on a longer time period (Hoppenreijns *et al.*, 2022). We found that riparian buffers had a significantly different plant species assemblages from controls, at the shore. These differences were caused both by species replacement, where individuals are substituted by individuals of different species, and by species nestedness, where some individuals are lost or gained from one site to the other without any substitution (Baselga, 2013). These findings imply that forest harvesting can have notable effects on plant assemblages, 15 meters into riparian buffers. Similarly, Oldén *et al.* (2019) reported that clearcuts induced changes in the riparian microclimate up to 15 meters into buffers; riparian buffers presented higher temperatures and lower humidity, with greater fluctuations of both parameters, which impacted plant species assemblages. Our ordination revealed that *Sphagnum spp.*, *Alnus incana*, *Rugosa*, *Vaccinium oxycoccos* and *Rhododendron groenlandicum* were abundant in controls. These species are often associated to moist, waterlogged or paludified soils, and may grow in cover with time since

disturbance (Fenton et Bergeron, 2006 ; Gilbert *et al.*, 2022 ; Hébert et Thiffault, 2011 ; Lachance *et al.*, 2021). Moreover, organic matter depth modulated plant composition and controls had a thicker organic layer than riparian buffers, at the shore. It seems that forest harvesting may have resulted in a thinner organic layer in buffers which impacted plant assemblages, as temperature and soil moisture have additive effects on soil organic matter decomposition (Wickland et Neff, 2008).

Additionally, tree richness and stand density had significant impacts on plant assemblages. The impacts of mixed canopies on understory composition are well documented (Chávez et Macdonald, 2012 ; Hart et Chen, 2006, 2008 ; Himes et Puettmann, 2020 ; Légaré *et al.*, 2001, 2002, 2005 ; Macdonald et Fenniak, 2007 ; Majasalmi et Rautiainen, 2020). North American boreal forests are characterized by few overstory species though they have widely different impacts on the understory environment (Hart et Chen, 2006), through light transmission and edaphic conditions (Cavard *et al.*, 2011 ; Légaré *et al.*, 2001). While our study sites were dominated by black spruce and jack pine, we also observed other coniferous species, as well as trembling aspen (*Populus tremuloides*) and paper birch (*Betula papyrifera*). The presence of these species in the canopy may have resulted in heterogenous understory conditions; in turn, this likely affected composition of understory communities (Cavard *et al.*, 2011 ; Légaré *et al.*, 2005 ; Macdonald et Fenniak, 2007). Lastly, according to Brunner and Forrester (2020), stand density has important impacts on plant assemblages, due to resource filtering, such as light availability (Brunner et Forrester, 2020).

Next, we identified that shade tolerant *Bazzania trilobata*, *Sphagnum spp.*, *Equisetum sylvaticum* and generalist *Gaultheria procumbens* were indicators of controls (Humbert *et al.*, 2007 ; Smirnova *et al.*, 2008). Within these indicators, *B. trilobata* stands out, as it is vulnerable to clearcuts (Noualhaguet *et al.*, 2024). Our analysis further revealed that *Cladonia stellaris* was an indicator of riparian buffers. This shade intolerant *Cladonia* lichen grows on dry sites (Ellenberg *et al.*, 1991 ; Humbert *et al.*, 2007 ; Petersson *et al.*, 2021), and is favoured by forest harvesting (Boudreault *et al.*, 2013 ; Lafleur *et al.*, 2016). *Eurybia macrophylla*, *Dryopteris intermedia*, *Lycopodium*

obscurem, *Petasites frigidus* var. *palmatus*, *Acer spicatum*, *Diervilla lonicera* and *Sorbus americana* were also indicators of riparian buffers. These all present an intermediate shade tolerance, favouring partly open environments over deep shade (Humbert *et al.*, 2007), and managed landscapes (Chalumeau *et al.*, 2024 ; Mallik *et al.*, 2013 ; Newaz *et al.*, 2019 ; Urli *et al.*, 2017). These indicator species emphasize the differences between buffers and controls, as riparian buffers' plant assemblages were characterized by species that prefer drier soils and greater light availability than those found in controls.

Lastly, black spruce and jack pine controls had significantly distinct plant species assemblages, at the shore, whereas black spruce and jack pine riparian buffers presented no significant differences in composition. This aligns with Jean *et al.* (2017), who found that < 20 years after a fire, bryophyte communities in deciduous and conifer forests were very similar. At a larger scale, there is growing evidence that anthropogenic activities can lead to biotic homogenization, or a loss in beta diversity (Daru *et al.*, 2021 ; Vellend *et al.*, 2007). Black spruce and jack pine forests have different life history traits (Marchand *et al.*, 2021), making them unique environments that naturally host distinct plant communities (Hart et Chen, 2006). When these forests are disturbed by forest harvesting, our results point to a floristic homogenization, which remains perceptible 15 to 20 years after the clearcut. Whether the plant assemblages in riparian buffers differentiate as more time passes, has yet to be established.

Birds

Birds are of particular interest when it comes to studying the impacts of forest management, as they have very specific habitat needs (Venier et Pearce, 2004). As hypothesized, bird species assemblages in riparian buffers and their adjacent regenerating areas were significantly different to the ones found in controls, changes which were attributed to species replacement, rather than nestedness. It is important to note that, for birds, our controls may represent large areas of untouched mature forest rather than “undisturbed riparian environments”, especially as boreal passerine birds, in our study area, are rarely, solely associated to riparian areas. As such, controls had greater abundances of Blue-headed Vireos, Black-throated green

Warblers, Blackburnian Warblers, Red-breasted Nuthatches and Brown Creepers, species which are strongly associated to mature forest habitats (Drapeau *et al.*, 2000 ; Imbeau *et al.*, 2003 ; Kirk *et al.*, 2020 ; Schieck et Song, 2006 ; Zlonis et Niemi, 2014). Riparian buffers did not retain many of the forest-associated bird species, which were found in controls. This is consistent with our hypothesis that changes in bird assemblage would be attributed to a loss of mature forest birds in riparian buffers. In our ordination, these species correlated to dead wood density, which was found to have a significant impact on overall species assemblages. Contrary to our expectations, riparian buffers did not exhibit higher deadwood densities than controls. In fact, our ordination indicated that controls had a greater deadwood density, which was surprising, as riparian buffers are vulnerable to windthrows (Guimond et al., 2024; Mascarúa López et al., 2006). It is important to note that our stand survey focused mainly on standing deadwood, which may explain this pattern. In our riparian buffers, we observed great amounts of downed deadwood, than in controls, observations which are consistent with Kuglerová *et al.* (2023) who report that riparian buffers provide high volumes of dead wood to streams and riparian areas on the short term, which may jeopardize recruitment on the long term. While standing dead wood is undeniably important to many bird species, such as cavity nesters and foragers (Drapeau *et al.*, 2009 ; Löfroth *et al.*, 2023), blowdown trees may be less valuable to birds (Cadieux et Drapeau, 2017 ; Drapeau *et al.*, 2009 ; Löfroth *et al.*, 2023). This may be one of the reasons that riparian buffers did not contribute to the long-term retention of the Red-breasted Nuthatch, a cavity nester, and the Brown Creeper, which builds its nest behind loosened flaps of barks on dead and decaying trees (Cadieux et Drapeau, 2017). However, even if Blue-headed Vireos, Black-throated green Warblers and Blackburnian Warblers were more common in sites where deadwood was more abundant, current knowledge does not indicate that these species use deadwood directly (Robert *et al.*, 2019). For these species, stands which had high abundance of deadwood, may offer other favorable habitat characteristics of large areas of mature forest.

On the other hand, the ARUs we deployed in riparian buffers captured birdsongs from within the riparian buffer and the adjacent regenerating area, undistinguishably, which was perceived in our results. Indeed, riparian buffers and adjacent regenerating areas had greater abundances of early-successional birds such as Common Yellowthroats, American Redstarts, Swamp Sparrows and Alder Flycatchers, and Common Grackles, which are open environments generalists, often found in urban and agricultural settings (Drapeau *et al.*, 2000 ; Imbeau *et al.*, 2003 ; Robert *et al.*, 2019). The Golden-crowned Kinglet was the sole indicator species associated to our controls. Interestingly, this forest associated species (Drapeau *et al.*, 2000 ; Imbeau *et al.*, 2003 ; Robert *et al.*, 2019 ; Zlonis et Niemi, 2014) is sensitive to disturbances (Burris et Haney, 2006 ; Lain *et al.*, 2008) and became nearly absent, in 20 m wide riparian buffers, 3 years after harvest (Darveau *et al.*, 1995). Further studies could focus on this species to better understand why riparian buffers provide unsuitable habitats compared to controls.

The species assemblages patterns we report on are consistent with Shirley et Smith (2005), who found that forest birds were twice as numerous in controls and that open-edge birds were 4 times more abundant in buffers and their adjacent clearcut areas, 3 to 8 years after harvest. Our results otherwise contradict Beauchesne (1991) and Darveau (1995) who found no significant differences in bird assemblages, in 20 meters buffers and controls, 1-3 years after a clearcut. It appears that differences in avian species assemblages may become detectable as time passes (Darveau *et al.*, 1995), perhaps due to site fidelity (Beauchesne *et al.*, 1991), a common trait in passerine birds (Newton, 2010 ; Schlossberg, 2009). Our findings show that riparian buffers can not support the same bird assemblages that are naturally found in undisturbed jack pine mature forests; whether it is exclusively due to changes in habitat attributes, such as standing wood availability, or can also be attributed to changes in forest cover and configuration (Drapeau *et al.*, 2000 ; Drolet, 1999) has yet to be determined.

Mammals

Mammals can have large home range size allowing them to respond to habitat quality over a large spatial extent (Jetz *et al.*, 2004 ; Kelt et Van Vuren, 2001), which makes

them sensitive to landscape configuration (Brown *et al.*, 2020 ; Holbrook *et al.*, 2017 ; Jędrzejewski *et al.*, 2004). In contrast to our hypothesis, we did not find significant differences in mammal species assemblages, between riparian buffers and controls. These results, combined with our single species occupancy models, which found that American black bears', Snowshoe hares' and Northern flying squirrels' occupancy did not vary in riparian buffers vs. controls, seem to support our belief that differences in observed species richness may be attributed to a concentration of movements in riparian buffers, and greater encounter rates with cameras, rather than differences in species assemblage's composition or occupancy. However, we cannot confirm this statement and riparian buffers' role as corridors needs to be examined further. Through our ordination, we found that detections of Northern flying squirrels were correlated with dead wood abundance and that detections of American red squirrels correlated with mean age of stand. Although both species have been recognized to use a wide range of habitats (Ritchie *et al.*, 2009 ; Sullivan et Sullivan, 2021b ; Trudeau *et al.*, 2012 ; Wheatley *et al.*, 2005), both species' densities have been shown to increase with higher snag density and greater basal area, both of which are characteristics of old forests (Holloway et Malcolm, 2006). Moose detections correlated with riparian buffers and opposed stand density. Interestingly, regenerating and low density stands both provide foraging opportunities for Moose, which has been shown to play an important role in Moose habitat selection, especially in summer (Bjørneraas *et al.*, 2011 ; Francis *et al.*, 2021 ; Leblond *et al.*, 2015). As our single species occupancy for Moose did not successfully converge, we are unable to confirm if these patterns are due to imperfect detection or differential occupancy in our two treatments.

1.5 Forest management & conservation implications

Although riparian buffers supported diversified assemblages of plants, birds and mammals, they were unable to support the same plant and bird assemblages that were found in controls. In other words, 20 meters wide riparian buffers did not preserve bird and plant assemblages, which had yet to "recover", 15 to 20 years after harvest. In this sense, we demonstrated that riparian buffers are not adequate forest

management tools to preserve the integrity of riparian plant assemblages or to provide adequate habitats to forest-associated birds.

Concerning plants, we found that controls were defined by shade-tolerant and hydrophytic plants, whereas buffers were defined by shade-intolerant plants, differences which were perceptible 15 meters past the forest edge. Following forest harvesting, significant changes occurred in the riparian environment, notably an increase in tree richness and the thinning of the organic matter layer, which resulted in disturbed riparian plant assemblages. This entails that riparian buffers do not preserve the integrity of riparian environments, one of the formal roles of riparian buffers, in Québec, Canada (Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, 2023). Our findings highlight the importance of preserving natural riparian areas, which are essential habitats to many species and for which disturbed riparian environments are not sufficient (Hoppenreijds *et al.*, 2022).

Furthermore, riparian buffers did not appear to provide suitable habitats for bird species which are associated to unmanaged mature forests, 15 to 20 years after harvest. We found that standing dead wood density defined overall species assemblages and that it was significantly greater in controls, than in buffers, perhaps due to windthrows (Kuglerová *et al.*, 2023). At the landscape scale, as proportions of early seral forests continue to increase at the detriment of mature and old growth forests (Bergeron et Fenton, 2012 ; Cyr *et al.*, 2009 ; Grondin *et al.*, 2018), it is unlikely that riparian buffers contribute to the conservation of unmanaged forest birds. Mature unmanaged forests provide many essential habitat attributes for birds such as standing dead wood, that riparian buffers may not adequately preserve. Landscape configuration may also play an important role in determining bird assemblages in riparian buffers and needs to be investigated further.

Lastly, while mammal species assemblages and occupancy were not significantly different in riparian buffers and controls, we hypothesized that increased species richness in riparian buffers, may be a result of landscape configuration. Riparian buffer's role in functional connectivity and as corridor has yet to be clearly established.

Many alternatives to fixed-width buffers exist and need to be tested. Further research is also needed to evaluate how variable-width buffers affect biodiversity, both at local and landscape scales (Larsen-Gray et Loehle, 2022 ; Marczak *et al.*, 2010 ; Pearson et Manuwal, 2001). Lastly, the use of partial harvest to create wider “feathered” forest edges (Harper *et al.*, 2003) could present a promising solution to consolidate forest exploitation and biodiversity conservation, through mitigating edge effects, though this has yet to be tested. Partial harvests are recognized to promote growth, guarantee natural regeneration, limit insect defoliation and maintain biodiversity (Girona *et al.*, 2017 ; Lavoie *et al.*, 2021). As forest management progressively brings landscapes out of their natural range of variability, adequate measures need to be taken to preserve both riparian and mature and old growth biodiversity.

CONCLUSION GÉNÉRALE

Contribution scientifique. Depuis les années 1960, la bande riveraine est utilisée à travers le monde afin de préserver la qualité de l'eau à la suite de l'exploitation forestière (Lee et al., 2004 ; Richardson et al., 2012). En Amérique du Nord, cette bande riveraine, d'une largeur fixe et arbitraire, est souvent le seul ou l'un des seuls outils sylvicoles visant à atténuer les impacts de l'exploitation forestière sur les écosystèmes aquatiques, les milieux humides et les milieux riverains (Buttle, 2002 ; Lee et al., 2004). Au Québec, les bandes riveraines de tous les lacs, les cours d'eau et les milieux humides pourraient représenter jusqu'à 10 % de la forêt productive de la province (Bertrand, 2008). Dans une forêt rajeunie par plusieurs décennies d'un aménagement forestier équien, reposant sur de courtes révolutions forestières (Bergeron *et al.*, 2004 ; Boucher *et al.*, 2015 ; Drapeau *et al.*, 2009 ; Girona *et al.*, 2023c ; Grondin *et al.*, 2018), la bande riveraine représenterait également une proportion grandissante de la forêt mature et vieille du Québec (Lee et Barker, 2005), d'où son rôle émergent de refuge écologique et l'idée selon laquelle elle pourrait contribuer au maintien de la diversité (Larsen-Gray et Loehle, 2022). Les bandes riveraines sont toutefois vulnérables aux chablis et aux effets de lisière, qui mettent en question l'atteinte de ses objectifs à long terme, autant au niveau de la préservation des milieux aquatiques et des milieux humides (Guimond *et al.*, 2024 ; Kuglerová *et al.*, 2023 ; Mascarúa López *et al.*, 2006), que de sa capacité à préserver la diversité du milieu forestier et riverain.

L'objectif de cette maîtrise était d'évaluer le rôle de la bande riveraine de 20 mètres pour la préservation de la diversité végétale, aviaire et mammifère en forêt boréale, dans des peuplements de pin gris et d'épinette noire, sur des substrats sableux et argileux, 15 à 20 ans après une coupe forestière.

Nos résultats ont démontré que les bandes riveraines peuvent abriter un ensemble diversifié de plantes, d'oiseaux et de mammifères. À l'échelle locale, les bandes riveraines présentaient une diversité supérieure ou équivalente à celle des zones riveraines non perturbées. Néanmoins, nous relevons de différences significatives au niveau des assemblages de plantes et d'oiseaux des deux milieux. En ce sens, les

bandes riveraines ne « préservent » pas la diversité aviaire et végétale des milieux riverains forestiers, qui doit encore se « rétablir », 15 à 20 ans après la coupe totale. Dans l'ensemble, les témoins étaient définis par des plantes hydrophytes et tolérantes à l'ombre, tandis que les bandes riveraines étaient définies par des plantes intolérantes à l'ombre. En outre, les bandes riveraines n'ont pas conservé plusieurs espèces aviaires associées aux forêts matures, qui étaient pourtant présentes dans les témoins.

Ces patrons compositionnels furent confirmés par notre analyse d'espèces indicatrices. *Bazzania trilobata*, une hépatique tolérante à l'ombre et vulnérable aux coupes totales (Humbert *et al.*, 2007 ; Noualhaguet *et al.*, 2024 ; Smirnova *et al.*, 2008), a été identifiée comme indicatrice des témoins (Figure 7). *Cladonia stellaris* a plutôt été identifié comme indicatrice des bandes riveraines (Figure 7). Les lichens du genre *Cladonia* sont intolérants à l'ombre, associés aux sites secs (Ellenberg *et al.*, 1991 ; Humbert *et al.*, 2007 ; Petersson *et al.*, 2021), et favorisés par l'exploitation forestière (Boudreault *et al.*, 2013 ; Lafleur *et al.*, 2016). *Eurybia macrophylla*, *Dryopteris intermedia*, *Lycopodium obscurum*, *Petasites frigidus* var. *palmaris*, *Acer spicatum*, *Diervilla lonicera* et *Sorbus americana* étaient également indicateurs des bandes riveraines. Ces espèces ont une tolérance intermédiaire à l'ombre, préférant les environnements partiellement ouverts à l'ombre profonde (Humbert *et al.*, 2007), et les paysages aménagés (Chalumeau *et al.*, 2024 ; Mallik *et al.*, 2013 ; Newaz *et al.*, 2019 ; Urli *et al.*, 2017). Au niveau des oiseaux, notre analyse a identifié le roitelet à couronne doré (*Regulus satrapa*), comme unique indicateur des témoins. Cette espèce est fortement associée à la forêt (Drapeau *et al.*, 2000 ; Imbeau *et al.*, 2003 ; Lain *et al.*, 2008 ; Robert *et al.*, 2019) et sensible aux perturbations (Burris et Haney, 2006 ; Lain *et al.*, 2008). Dans une étude antérieure, elle est également devenue quasi absente de bandes riveraines de 20 m, trois ans après la récolte (Darveau *et al.*, 1995).



Figure 7

Deux espèces indicatrices. À gauche : *Bazzania trilobata*, indicatrice des témoins, À droite : *Cladonia stellaris*, indicatrice des bandes riveraines. MRC Abitibi. 2023.

Source : Élise Berthiaume.

Par la suite, nos résultats révèlent que les effets de la coupe sont toujours perceptibles dans la bande riveraine 15 à 20 ans après la coupe. Il serait intéressant de voir quand et si les assemblages riverains perturbés par la coupe reviennent à leur état naturel, au fil du temps, et si ce « rétablissement » s'effectue avant qu'une prochaine coupe soit entreprise. Chez les plantes, ce « rétablissement » consiste, en autres, à une différenciation. En effet, dans notre étude, les témoins dominés par l'épinette noire et ceux dominés par le pin gris présentaient des assemblages floristiques significativement distincts, à la rive. Au contraire, les bandes riveraines des deux types de peuplement ne présentaient pas de différence significative dans leur composition végétale. Ces résultats concordent avec ceux de Jean et al. (2017), qui ont constaté que < de 20 ans après un feu, les assemblages de bryophytes dans les forêts de feuillus et de conifères étaient très similaires. À plus grande échelle, les activités anthropiques peuvent entraîner une homogénéisation biotique ou une perte de diversité bêta (Daru *et al.*, 2021 ; Vellend *et al.*, 2007). Les peuplements d'épinette

noire et de pin gris sont des environnements uniques qui accueillent naturellement des communautés végétales distinctes (Hart et Chen, 2006 ; Marchand *et al.*, 2021). Lorsque ces forêts sont perturbées par la coupe forestière, nos résultats indiquent une homogénéisation floristique qui demeure perceptible, 15 à 20 ans après la coupe. Il reste à déterminer si les assemblages floristiques des bandes riveraines se différencient avec le temps.

Enfin, nos résultats, couplés à ceux d'études précédentes, révèlent que les effets des coupes forestières sur le milieu forestier riverain nécessitent d'être étudiés à long terme pour être perçus. Les études de Beauchesne (1991) et Darveau (1995) ne rapportent, par exemple, aucune différence significative de la composition aviaire entre les bandes riveraines de 20 mètres et les milieux riverains naturels, 1 à 3 ans après la coupe. Toutefois, 3 à 8 ans après la coupe, Shirley et Smith (2005) ont constaté que les oiseaux forestiers étaient en moyenne deux fois plus nombreux dans les témoins et que les oiseaux des associés aux milieux ouverts étaient quatre fois plus abondants dans les bandes riveraines. 15 à 20 ans après la coupe, nous relevons de changements significatifs dans les assemblages, qui s'apparentent à ceux décrits par Shirley et Smith (2005). Chez les oiseaux, ce décalage entre la coupe et ses effets pourraient être attribués à la fidélité aux sites de nidification (Beauchesne *et al.*, 1991), un trait d'histoire de vie commun chez certains oiseaux, qui reviennent aux mêmes sites, une année après l'autre (Newton, 2010 ; Schlossberg, 2009).

Implications pour l'aménagement forestier. L'AFE est à fondation des normes de l'aménagement forestier québécois, s'intégrant officiellement dans l'article 1 du premier chapitre de la *loi sur l'aménagement durable du territoire forestier*, il y a maintenant plus de dix ans (Gouvernement du Québec, 2010). Cette approche d'aménagement cherche à réduire les écarts entre le paysage forestier naturel et le paysage forestier aménagé, préconisant, entre autres, la préservation de biodiversité, un élément essentiel à la viabilité des écosystèmes (Gauthier *et al.*, 2008 ; Grenon *et al.*, 2010 ; Walker, 1992). Les connaissances ayant attiré au maintien de la diversité biologique en forêt boréale sont toutefois fragmentaires et incomplètes. À cet effet, l'AFE propose une approche prudente, nommée le *principe de précaution* : sans les

connaissances appropriées pour comprendre les fonctions qu'exercent les différents organismes, l'aménagement forestier devrait se tâcher de maintenir l'ensemble de la biodiversité (Gauthier, 2008). Malgré cela, plusieurs discordances persistent, entre les idéaux de l'AFE et l'aménagement forestier québécois. Alors que la biodiversité est établie comme importante, les milieux riverains, des « hotspots » de diversité (Larsen-Gray et Loehle, 2022 ; Naiman *et al.*, 2005 ; Naiman et Décamps, 1997 ; Stoffyn-Egli et Willison, 2011), ne sont pas considérés dans les dispositions légales québécoises, outre la rétention de la bande riveraine de 20 mètres.

La bande riveraine est avant tout un outil de conservation des milieux aquatiques, humides et riverains. À cet effet, plusieurs fonctions lui sont attribuées : la rétention des nutriments et des sédiments, la stabilisation des rives et la régulation de la température de l'eau (Broadmeadow et Nisbet, 2004 ; Castelle *et al.*, 1994 ; Graziano *et al.*, 2022 ; Kuglerová *et al.*, 2023). Bien que la préservation de la biodiversité ne soit pas un objectif formel de la bande riveraine, dans les dispositions légales du Québec, la préservation de l'intégrité du milieu riverain l'est (Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, 2023). L'intégrité écologique d'un milieu est définie par l'Office québécois de la langue française (2014) comme suit : « *Nous déterminons si l'état d'un écosystème s'approche de l'intégrité écologique en comparant sa structure, sa composition en espèces et les processus écologiques qui s'y déroulent à un référentiel constitué par un écosystème naturel intact [...]* » (voir aussi Andreasen *et al.*, 2001). Suivant cette définition, les différences dans les assemblages d'espèces floristiques et aviaires, dont nous relevons, témoignent du fait que la bande riveraine ne préserve pas l'intégrité du milieu forestier riverain. À la suite de la coupe, des modifications significatives de l'environnement riverain forestier s'opèrent, résultant en une communauté perturbée.

Nos résultats s'ajoutent ainsi à une littérature grandissante qui remet en question l'usage de la bande riveraine à largeur fixe (Buttle, 2002 ; Graziano *et al.*, 2022 ; Guimond *et al.*, 2024 ; Richardson *et al.*, 2012). Les bandes riveraines à largeur fixe sont simples à implémenter (Graziano *et al.*, 2022 ; Richardson *et al.*, 2012), mais ne répondent pas toujours à leurs objectifs. À cet effet, plusieurs alternatives ont été

proposées et nécessitent d'être testés. D'abord, des recherches supplémentaires sont nécessaires afin d'évaluer comment des bandes riveraines plus larges se comparent aux bandes riveraines de 20 mètres, autant au niveau de la préservation de la biodiversité riveraine et forestière, qu'au niveau de la protection de la qualité de l'eau (Larsen-Gray et Loehle, 2022 ; Marczak *et al.*, 2010 ; Pearson et Manuwal, 2001 ; Shirley et Smith, 2005).

Par la suite, à un site donné, la largeur de la bande riveraine pourrait être déterminée sur la base de plusieurs variables telles que la topographie locale, le substrat, le type de peuplement et les caractéristiques du bassin versant et les conditions hydrologiques locales (Kuglerová *et al.*, 2014a). Cette approche, dite « bande riveraine à largeur variable », résulterait en des sections de rétention plus importantes, hydrologiquement justifiées (Buttle, 2002 ; Kuglerová *et al.*, 2014a), qui pourraient contribuer à la préservation de la biodiversité riveraine et forestière, puis à des sections de faible rétention, conciliant l'exploitation forestière aux objectifs écologiques de la bande riveraine. Dans une perspective d'aménagement forestier inspiré par les perturbations naturelles (Gauthier *et al.*, 2008), la bande riveraine à rétention variable s'apparente d'ailleurs aux structures forestières créées par les perturbations naturelles. Lors de leur passage, les feux créent, par exemple, des motifs de mortalité hétérogènes (Bergeron et Fenton, 2012 ; Labrecque-Foy *et al.*, 2025), tandis que les coupes totales créent des patrons homogènes : des blocs de coupes de taille uniformes, puis des séparateurs de coupe et des bandes riveraines linéaires (Claveau *et al.*, 2007 ; Dragotescu et Kneeshaw, 2012). L'approche de bande riveraine à largeur variable présente toutefois plusieurs défis, dont l'acquisition de données spatiales d'une haute résolution, la détermination de quelles variables utiliser lors de la planification et la complexité d'implémentation. Au Québec, des données géospatiales à grande échelle sont toutefois déjà disponibles et accessibles (Gouvernement du Québec, 2019), ce qui faciliterait l'évaluation du potentiel et la mise en application de cette approche.

Enfin, l'utilisation de coupes partielles à la transition de la bande riveraine vers la coupe doit être étudiée (Guimond *et al.*, 2024). Dans une étude comparative des

bordures forestières créées par la coupe totale, à celles créées par les feux, Braithwaite et Mallik (2012) proposent l'utilisation d'une coupe sélective des arbres afin de créer des bordures plus larges et « dégradées », imitant l'héritage des feux de forêt. Ces bordures forestières « dégradées » pourraient atténuer les effets de lisière au sein de la bande riveraine, tout en consolider l'exploitation forestière et la conservation de la biodiversité riveraine (Girona *et al.*, 2017 ; Harper *et al.*, 2005, 2011). Effectivement, les coupes partielles permettent de conserver une fraction du couvert forestier et de maintenir une structure forestière qui se rapproche des conditions forestières naturelles en termes de classes d'âge, de composition et de microclimat. Les coupes partielles promeuvent également la régénération naturelle (Bose *et al.*, 2023 ; Girona *et al.*, 2018 ; Kim *et al.*, 2025), tout en augmentant la séquestration du carbone (Alcalá-Pajares *et al.*, 2026 ; Ameray *et al.*, 2024) et en minimisant les impacts des coupes sur le sol. D'ailleurs, à l'échelle du paysage, la coupe partielle favorise une mosaïque forestière plus hétérogène, qui permet d'éviter la création de grandes superficies entièrement déboisées. Cette hétérogénéité améliore la connectivité du paysage, répondant de sorte aux besoins des espèces fauniques qui utilisent les habitats riverains comme corridors (Machtans *et al.*, 1996 ; Shirley, 2006 ; Tewksbury *et al.*, 2002). En périphérie des bandes riveraines, la coupe partielle pourrait contribuer à préserver la fonction de filtration naturelle du milieu, en diminuant l'apport de sédiments et de nutriments liés au ruissellement de surface, tout en limitant les perturbations sur le milieu riverain (Hazlett *et al.*, 2007 ; Ilintsev *et al.*, 2020), préservant les habitats s'y trouvant.

L'ensemble de ces alternatives méritent d'être testées afin d'optimiser l'utilisation de la bande riveraine au Québec. Pour finir, les normes d'aménagement forestier québécoises devraient aller au-delà de la bande riveraine quand il vient à la protection de l'intégrité des milieux aquatiques, humides et riverains, en implémentant, par

exemple, une limitation de la surface coupée par bassin versant et une protection accrue des aires protégées à proximité du réseau hydrographique (Seto, 2005).



Figure 8

Vue aérienne d'une coupe partielle sur la Côte-Nord du Québec. 2023

Source : Ruben Leroy. Drone GREMA SmartForests

Implications pour la conservation de la biodiversité. L'exploitation forestière peut entraîner des changements importants dans la structure d'âge des forêts (Gauthier *et al.*, 2023 ; Kuuluvainen et Gauthier, 2018), plus précisément la surreprésentation des peuplements jeunes et en régénération, au détriment des forêts anciennes et matures, qui sont raréfiées (Girona *et al.*, 2023a). Dans la région de l'Abitibi-Témiscamingue, par exemple, la perte de couvert forestier mature est estimée à environ 41 % entre 1985 à 2005 (Favorel, 2016). Ces changements, à l'échelle du paysage, représentent une menace pour la biodiversité (Drapeau *et al.*, 2000 ; Martin *et al.*, 2023). C'est dans ce contexte qu'il semble particulièrement important d'établir si les parcelles forestières résiduelles retenues par l'aménagement forestier québécois, telles que les bandes riveraines, permettent le maintien de la biodiversité forestière.



Figure 9
Vue aérienne d'agglomérations de coupes dans le secteur de Joutel, Amos et
Lebel-sur-Quévillon en Abitibi

Source : Drapeau et Imbeau (2006)

Les oiseaux sont souvent étudiés afin d'estimer les impacts de l'aménagement forestier sur la diversité, car ils ont des besoins spécifiques en matière d'habitat (Venier et Pearce, 2004). Les passereaux boréaux, dans notre aire d'étude, sont rarement associés uniquement au milieu riverain de sorte que, pour les oiseaux, nos sites témoins pourraient représenter de vastes étendues de forêt mature intacte plutôt que des « zones riveraines non perturbées ». Les témoins étaient ainsi définis par divers oiseaux communément associés aux forêts vieilles et matures. Ensuite, dû à la grande portée de nos enregistreurs acoustiques, les appareils déployés au sein des bandes riveraines ont capté des chants en provenance de la bande riveraine et en provenance du parterre de coupe en régénération. Ces chants sont néanmoins indiscernables. L'influence du parterre de coupe est ainsi perceptible dans nos résultats. Les bandes riveraines (et les milieux en régénération adjacents) étaient effectivement caractérisés par des oiseaux associés aux jeunes forêts et aux milieux ouverts. Nos résultats ont toutefois démontré que les bandes riveraines ne retiennent pas l'ensemble des oiseaux de forêt mature et vieille. Dans l'ensemble, les

assemblages aviaires de nos sites étaient modulés par la densité en bois mort. Contrairement à nos attentes, les témoins présentaient une densité de bois mort plus élevée que les bandes riveraines (Guimond *et al.*, 2024 ; Mascarúa López *et al.*, 2006). Il est important de noter que notre inventaire forestier s'est concentré principalement sur le bois mort sur pied (chicots), mais que nous avons observé de grandes quantités de bois mort au sol dans les bandes riveraines. Ces observations s'alignent avec celles de Kuglerová *et al.* (2023) qui rapportent que les bandes riveraines fournissent de grands volumes de bois mort aux cours d'eau et aux milieux riverains à court terme, ce qui peut compromettre le recrutement du bois mort à long terme. Alors que les chicots sont reconnus comme des attributs d'habitat essentiels pour de nombreuses espèces d'oiseaux, telles que les utilisateurs de cavité (Cadieux et Drapeau, 2017 ; Drapeau *et al.*, 2009 ; Löfroth *et al.*, 2023), les arbres morts au sol n'ont pas nécessairement la même valeur pour ce taxon (Angers, 2009). La faible disponibilité en chicots pourrait être l'une des raisons pour lesquelles les bandes riveraines ne semblent pas être des milieux propices à long terme pour des espèces comme la sittelle à poitrine rousse (*Sitta canadensis*), une nicheuse de cavité, et le grimpereau brun (*Certhia americana*), qui construit son nid derrière des morceaux d'écorce détachés, sur des chicots (Cadieux et Drapeau, 2017). À l'échelle d'un paysage forestier de plus en plus perturbé, il est probable que les bandes riveraines ne contribuent pas significativement au maintien de la diversité associée aux forêts matures et vieilles. Des mesures de conservation supplémentaires sont donc nécessaires afin de conserver les attributs d'habitat des forêts matures et vieilles et de retenir les espèces aviaires qui y sont associées dans le paysage.

Par la suite, les milieux riverains sont souvent décrits comme des « hotspots » de biodiversité. Dans une méta-analyse utilisant des données collectées sur sept continents, et plusieurs taxons, Sabo *et al.* (2005) ont démontré que les habitats riverains n'abritent pas nécessairement un plus grand nombre d'espèces, mais soutiennent plutôt des assemblages d'espèces uniques qui contribuent significativement à la richesse régionale, soulignant l'importance de la protection du milieu riverain. Nos résultats pour les plantes nous indiquent que la bande riveraine

ne préserve pas les assemblages floristiques du milieu riverain. En effet, les assemblages floristiques de nos témoins, caractérisés par des espèces hydrophytes et tolérantes à l'ombre, étaient significativement différents de ceux de la bande riveraine, à proximité de la rive. Les assemblages floristiques de nos sites étaient, entre autres, modulés par la profondeur de la matière organique; la couche organique des bandes riveraines était significativement plus mince dans les bandes riveraines comparativement aux témoins, supposant que les conditions microclimatiques pourraient avoir changé à la rive (Moore *et al.*, 2005 ; Oldén *et al.*, 2019 ; Wickland et Neff, 2008). Les effets de la coupe étaient donc toujours perceptibles, 15 à 20 ans après celle-ci et ce à 15 m de profondeur de la bordure forestières. Nos résultats démontrent que la bande riveraine ne parvient pas à maintenir la diversité associée au milieu riverain, un attribut important de la biodiversité à l'échelle du paysage (Sabo *et al.*, 2005).



Figure 10
Milieu riverain naturel, situé dans la réserve écologie des Kettles-de-Berry, en
Abitibi. 2023.
Source : Élise Berthiaume

Ainsi, la bande riveraine de 20 mètres ne préserve ni la diversité du milieu riverain, ni celle du milieu forestier mature. Elle ne devrait pas être confondue avec un « outil de conservation de la biodiversité » et encore moins une « aire protégée ». Au contraire, les zones riveraines non perturbées pourraient être essentielles à la pérennité de plusieurs espèces végétales, et offrir des attributs d'habitats de forêt vieille et mature aux espèces aviaires y étant associées. L'ensemble de ces résultats soulignent l'importance de la création d'aires protégées en milieu riverain forestier.

Originalité de l'étude. En premier lieu, notre étude est la première à s'intéresser au rôle de la bande riveraine pour la biodiversité boréale, à long terme. La bande riveraine est particulièrement vulnérable aux chablis et aux effets de lisière (Alcalá-Pajares *et al.*, 2025 ; Braithwaite et Mallik, 2012 ; Guimond *et al.*, 2024 ; Mascarúa López *et al.*, 2006 ; Moore *et al.*, 2005 ; Oldén *et al.*, 2019), de sorte qu'un suivi à long terme semble nécessaire afin d'évaluer si cet outil est efficace au fil du temps (Guimond *et al.*, 2024). Notre étude vient, en quelque sorte, pallier ce manque.

En deuxième lieu, l'approche employée est intégratrice, incorporant trois groupes taxonomiques, qui figurent à différents rangs de la chaîne trophique et qui répondent aux perturbations dans une échelle croissante : les plantes répondent aux changements locaux du microclimat et de la lumière disponible (Luke *et al.*, 2007 ; Blasi *et al.*, 2010 ; Newaz *et al.*, 2019); les oiseaux répondent à une échelle intermédiaire, à la structure de la végétation, au couvert et à l'âge des peuplements (Venier et Pearce, 2004 ; Drapeau et Imbeau, 2006 ; Versluijs *et al.*, 2017 ; Drolet, 1999); puis les mammifères répondent aux changements à l'échelle du paysage, étant particulièrement sensibles à la configuration du territoire (Brown *et al.*, 2020 ; Holbrook *et al.*, 2017 ; Jędrzejewski *et al.*, 2004). Cette approche multi taxon nous a permis de quantifier adéquatement la complexité intrinsèque à la biodiversité riveraine et forestière (Aubin *et al.*, 2013), et de dresser un portrait d'ensemble de la biodiversité des bandes riveraines en forêt boréale québécoise.

En troisième lieu, notre étude a révélé que la bande riveraine, comme prescrit par le RADF (Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, 2023), ne répond pas à ses

objectifs. Effectivement, celle-ci ne préserve pas l'intégrité du milieu riverain, qui demeure perturbé, 15 à 20 ans après la coupe. De plus, la bande riveraine de 20 mètres ne parvient pas à préserver les assemblages riverains et forestiers, et risque de ne pas contribuer à la conservation de la biodiversité à l'échelle du paysage. Ces résultats ont plusieurs implications pour l'aménagement durable de la forêt boréale, et pour la préservation de la biodiversité riveraine et forestière, qui ont été abordées précédemment.

Enfin, notre étude contribue à combler le manque de connaissances sur les interactions eau-forêt, qui ne sont pas prises en compte dans la gestion actuelle des écosystèmes forestiers au Québec. Les écosystèmes aquatiques et terrestres sont interreliés par divers processus (Bartels *et al.*, 2012 ; Baxter *et al.*, 2005 ; Hjältén *et al.*, 2016 ; Tolkkinen *et al.*, 2020), qui se manifestent principalement dans la zone riveraine (Grosbois *et al.*, 2023). Les écosystèmes aquatiques et forestiers sont pourtant étudiés séparément et régis par des institutions distinctes (Grosbois *et al.*, 2023 ; Le conseil canadien des ministres de l'environnement, 2016). Ceci laisse place à une mécompréhension de la complexité de l'écosystème boréal qui s'infiltré dans les normes d'aménagement forestier. De plus, nos connaissances par rapport aux effets des perturbations anthropiques sur le milieu riverain sont encore limitées (Hoppenreijs *et al.*, 2022), d'où l'importance de notre étude.

Limitations de l'étude. Vu la durée et le contexte académique du projet de maîtrise, notre collecte de données fut limitée par le nombre d'enregistreurs et de pièges photographiques déployés. Nous avons eu accès et déployés un total de 16 enregistreurs acoustiques, sur 16 sites. Nous avons ainsi choisi de limiter notre échantillonnage aux peuplements de pins gris, puisque nos connaissances sur leur biodiversité sont limitées (Hasan *et al.*, 2023). D'ailleurs, 12 des 16 enregistreurs ont collecté suffisamment de données, résultant en un dispositif expérimental légèrement déséquilibré. Il serait intéressant dans une étude subséquente de déployer un plus grand nombre d'enregistreurs, de sorte à déterminer ce qu'il advient de la diversité aviaire des bandes riveraines dominées par l'épinette noire. Ensuite, bien que nous ayons déployé 64 pièges photographiques, sur 32 sites, seulement 59 caméras ont

été récupérées à la fin de la période d'échantillonnage, et 38 de celles-ci avaient collecté suffisamment de données (≥ 1 observation identifiable, ≥ 100 jours d'échantillonnage entre le 25 mai et le 29 septembre 2023), résultant en un dispositif expérimental légèrement déséquilibré. Il serait intéressant de recréer l'expérience avec plus de pièges photographiques. Il aurait aussi été intéressant de pousser l'analyse des données mammifères avec des modèles d'occupation multi-espèces qui viendraient solidifier les résultats tirés de nos analyses, en prenant compte de la détection imparfaite de notre dispositif, à l'échelle de la communauté (Guillera-Arroita *et al.*, 2019 ; MacKenzie *et al.*, 2018).

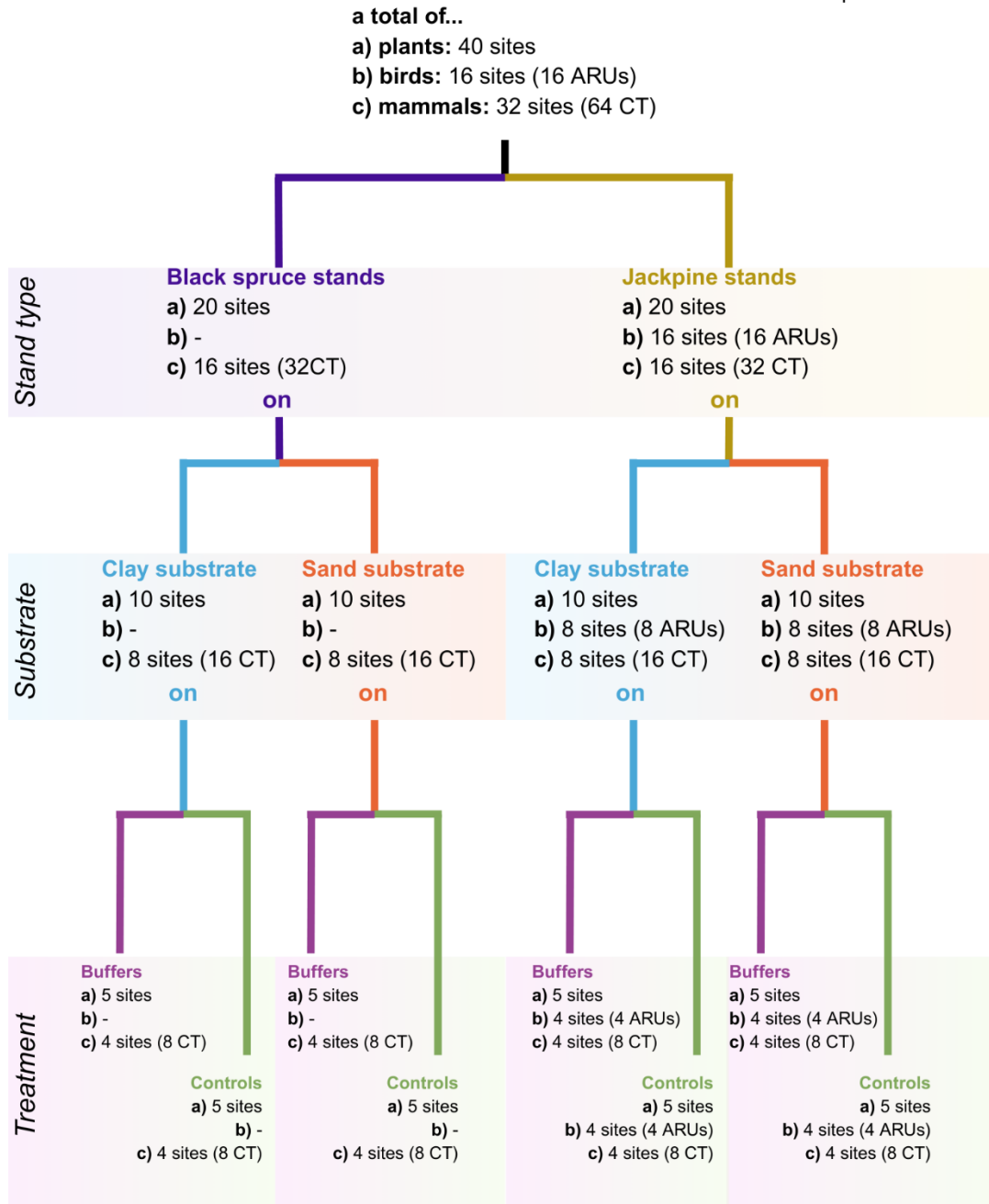
Enfin, cette étude aurait été enrichie par l'ajout d'analyses spatiales, une addition jugée irréaliste dans le cadre temporel de cette maîtrise. En effet, la bande riveraine est souvent décrite comme un corridor écologique (Darveau *et al.*, 2001 ; Machtans *et al.*, 1996 ; Shirley, 2006), qui contribue à la connectivité écologique du paysage forestier, un facteur clé pour la biodiversité (Deslauriers *et al.*, 2018 ; Hilty *et al.*, 2019 ; Saura *et al.*, 2011 ; Tewksbury *et al.*, 2002). Cette connectivité pourrait expliquer certains de nos résultats, notamment ceux des mammifères.

Perspectives de recherches. Bien que notre étude clarifie certaines incertitudes par rapport au rôle de la bande riveraine pour la biodiversité de la forêt boréale à long terme, des lacunes persistent dans nos connaissances et méritent d'être abordées. D'abord, l'évolution de la bande riveraine et de ses assemblages dans le temps, passé le 15 à 20 ans étudié ici, reste incertaine. Il serait intéressant d'établir si les communautés floristiques riveraines et aviaires forestières, caractéristiques des zones riveraines non perturbées, se rétablissent dans les bandes riveraines, au fil du temps, ou si celles-ci demeurent modifiées par la coupe. D'ailleurs, bien qu'aucune de nos bandes riveraines ait été partiellement coupée, la récolte de ≤ 40 % de la surface terrière de la bande riveraine est une pratique permise par le RADF (Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, 2023). Il est possible que cette récolte, à même la bande riveraine, ait un effet additif à celui de la coupe sur les assemblages qu'on y retrouve. Cela n'a toutefois jamais été étudié en forêt boréale québécoise. Ensuite, dans un paysage forestier de plus en plus fragmenté (Boucher *et al.*, 2015 ; Favorel,

2016 ; Madoui, 2014), il est possible que la bande riveraine joue un rôle pour la biodiversité par l'entremise de la connectivité (Hilty *et al.*, 2019). La contribution réelle de la bande riveraine pour la connectivité demeure cependant incertaine, autant en matière de connectivité structurelle que de connectivité fonctionnelle (Kindlmann et Burel, 2008). Pour finir, afin de compléter le portrait du rôle de la bande riveraine pour la biodiversité, d'autres groupes taxonomiques pourraient être étudiés. Nous suggérons qu'il serait intéressant d'approfondir nos connaissances sur le rôle à long terme de la bande riveraine pour la biodiversité des milieux aquatiques et humides, des milieux affectés par la coupe (Jyväsjärvi *et al.*, 2020), que la bande riveraine cherche à protéger. Enfin, l'étude des insectes en bande riveraine pourrait être révélatrice. En effet, une grande diversité d'arthropodes a un lien fort avec le bois mort, à toutes ses étapes de déperissement (Angers, 2009 ; Löfroth *et al.*, 2023). Plusieurs insectes sont notamment associés au bois mort au sol, un élément important en bande riveraine (Kuglerová *et al.*, 2023).

ANNEXE A – DESIGN EXPÉRIMENTAL DE L'ÉTUDE

ARUs: Acoustic recording units
CT: Camera traps



ANNEXE B – COVARIABLES DES MODÈLES D'OCCUPATION

Species	Covariates	Justification
Moose <i>(Alces alces)</i>	Stand density	Foraging opportunities play an important role in moose habitat selection, especially in summer (Björneraas <i>et al.</i> , 2011 ; Francis <i>et al.</i> , 2021). Low density stands offer browsing opportunities, whereas denser stands offer more cover and protection (Johnson et Rea, 2024 ; Leblond <i>et al.</i> , 2015). Furthermore, younger stands may offer high quality forage for moose (Björneraas <i>et al.</i> , 2011 ; Francis <i>et al.</i> , 2021 ; Michaud <i>et al.</i> , 2014).
	Mean stand age	
American black bear <i>(Ursus americanus)</i>	Stand density	Black bears favor habitats with considerable foraging opportunities as well as low horizontal visibility / high horizontal cover, which is often found in denser stands or uneven aged stands. Black bears may also avoid mature coniferous stands as they provide less foraging opportunities than mixed or deciduous forest (Bard et Cain, 2020 ; Brodeur <i>et al.</i> , 2008 ; Mosnier <i>et al.</i> , 2008)
	Tree richness	
	Standard deviation of stand age	
American red squirrel <i>(Tamiasciurus hudsonicus)</i>	Dead wood density	As American red squirrels mostly feed on conifer seeds, their abundance increases with densities of large conifer trees and snags, making this specie generally more abundant in old-growth and mature stands (Allard-Duchêne <i>et al.</i> , 2014 ; Holloway et Malcolm, 2006).
	Mean stand age	
	Tree richness	
Northern flying squirrel <i>(Glaucomys sabrinus)</i>	Dead wood density	Similarly to the American red squirrels, Northern flying squirrel abundances have been shown to increase with densities of large conifer trees and snags, and may favor old and mature stands (Holloway et Malcolm, 2006 ; Ritchie <i>et al.</i> , 2009 ; Weigl, 2007)
	Mean stand age	
	Tree richness	
Snowshoe hare <i>(Lepus americanus)</i>	Stand density	Snowshoe hares select stands based on vegetation cover which protects them from predation. They will generally avoid open areas and select habitats which have high horizontal cover such as denser stands and early mid-seral stands. (Holbrook <i>et al.</i> , 2017 ; Kelly et Hodges, 2020). This species uses both coniferous and deciduous stands, but prefer deciduous stands for browsing, whilst coniferous stands offer increased horizontal cover (Allard-Duchêne <i>et al.</i> , 2014).
	Tree richness	
	Mean stand age	

ANNEXE C – Noms scientifiques des espèces sur la figure 6

a. Plants

Label	Scientific name	Common name
<i>A. balsamea</i>	<i>Abies balsamea</i>	Balsam fir
<i>A. i.rugosa</i>	<i>Alnus incana</i> subsp. <i>rugosa</i>	Speckled alder
<i>A. nudicaulis</i>	<i>Aralia nudicaulis</i>	Wild sarsaparilla
<i>C. borealis</i>	<i>Clintonia borealis</i>	Yellow clintonia
<i>C. calyculata</i>	<i>Chamaedaphne calyculata</i>	Leatherleaf
<i>C. sp.</i>	<i>Carex</i> s.	Sedge
<i>D. intermedia</i>	<i>Dryopteris intermedia</i>	Evergreen wood fern
<i>D. polysetum</i>	<i>Dicranum polysetum</i>	Wavy-leaved broom moss
<i>D. sp.</i>	<i>Dicranum</i> spp.	Broom moss
<i>E. sp.</i>	<i>Equisetum</i> spp.	Horsetail
<i>K. polifolia</i>	<i>Kalmia polifolia</i>	Pale bog laurel
<i>L. borealis</i>	<i>Linnaea borealis</i>	Twinflower
<i>L. laricina</i>	<i>Larix laricina</i>	Tamarack
<i>P. mariana</i>	<i>Picea mariana</i>	Black spruce
<i>P. schreberi</i>	<i>Pleurozium schreberi</i>	Red-stemmed feather moss
<i>P. sp.</i>	<i>Polytrichum</i> spp.	Haircap moss
<i>R. groenlandicum</i>	<i>Rhododendron groenlandicum</i>	Labrador tea
<i>S. americana</i>	<i>Sorbus americana</i>	American mountain-ash
<i>S. sp.</i>	<i>Sphagnum</i> spp.	Peat moss
<i>V. edule</i>	<i>Viburnum edule</i>	Squashberry
<i>V. myrtilloides</i>	<i>Vaccinium myrtilloides</i>	Velvet-leaved blueberry
<i>V. oxycoccos</i>	<i>Vaccinium oxycoccos</i>	Small cranberry

b. Birds

Label	Scientific name	Common name
<i>B. cedrorum</i>	<i>Bombycilla cedrorum</i>	Cedar Waxwing
<i>C. americana</i>	<i>Certhia americana</i>	Brown Creeper
<i>C. minor</i>	<i>Chordeiles minor</i>	Common Nighthawk
<i>E. alnorum</i>	<i>Empidonax alnorum</i>	Alder Flycatcher
<i>G. trichas</i>	<i>Geothlypis trichas</i>	Common Yellowthroat
<i>L. leucoptera</i>	<i>Loxia leucoptera</i>	White-winged Crossbill
<i>L. peregrina</i>	<i>Leiothlypis peregrina</i>	Tennessee Warbler
<i>M. georgiana</i>	<i>Melospiza georgiana</i>	Swamp Sparrow
<i>Q. quiscula</i>	<i>Quiscalus quiscula</i>	Common Grackle
<i>S. canadensis</i>	<i>Sitta canadensis</i>	Red-breasted Nuthatch
<i>S. castanea</i>	<i>Setophaga castanea</i>	Bay-breasted Warbler
<i>S. fusca</i>	<i>Setophaga fusca</i>	Blackburnian Warbler
<i>S. pinus</i>	<i>Spinus pinus</i>	Pine Siskin
<i>S. ruticilla</i>	<i>Setophaga ruticilla</i>	American Redstart
<i>S. virens</i>	<i>Setophaga virens</i>	Black-throated Green Warbler
<i>V. solitarius</i>	<i>Vireo solitarius</i>	Blue-headed Vireo
<i>Z. albicollis</i>	<i>Zonotrichia albicollis</i>	White-throated Sparrow

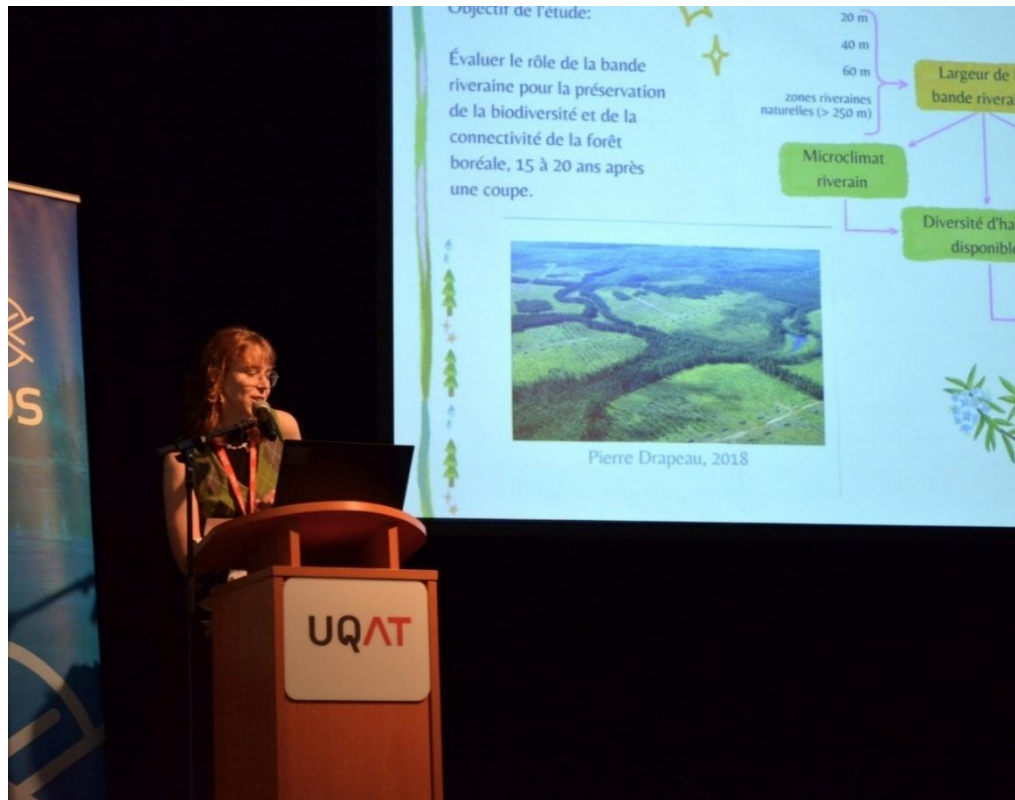
c. Mammals

Label	Scientific name	Common name
<i>A. alces</i>	<i>Alces alces</i>	Moose
<i>G. sabrinus</i>	<i>Glaucomys sabrinus</i>	Northern flying squirrel
<i>L. americanus</i>	<i>Lepus americanus</i>	Snowshoe hare
<i>L. canadensis</i>	<i>Lynx canadensis</i>	Canada lynx
<i>M. mephitis</i>	<i>Mephitis mephitis</i>	Stripped skunk
<i>T. hudsonicus</i>	<i>Tamiasciurus hudsonicus</i>	American red squirrel
<i>T. striatus</i>	<i>Tamias striatus</i>	Eastern chipmunk
<i>U. americanus</i>	<i>Ursus americanus</i>	American black bear

APPENDICE A – Présentation de l'affiche : « Connecter la biodiversité : le rôle des bandes riveraines en forêt boréale » au Carrefour forêts 2023, avril 2023.



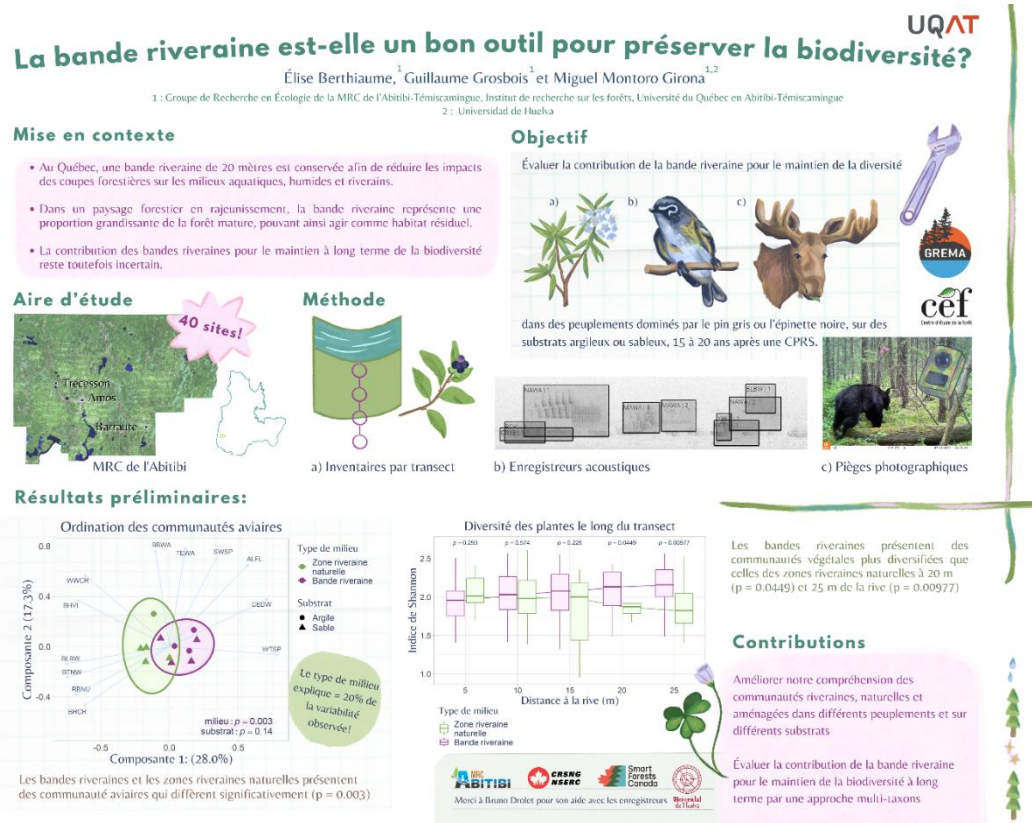
APPENDICE B – Présentation au 2^e colloque annuel du Groupe de Recherche en Écologie de la MRC Abitibi (GREMA), juin 2023.



APPENDICE C – Participation au concours *Ma Thèse en 180 s* et obtention du prix coup de cœur du public à la maîtrise, mars 2024.



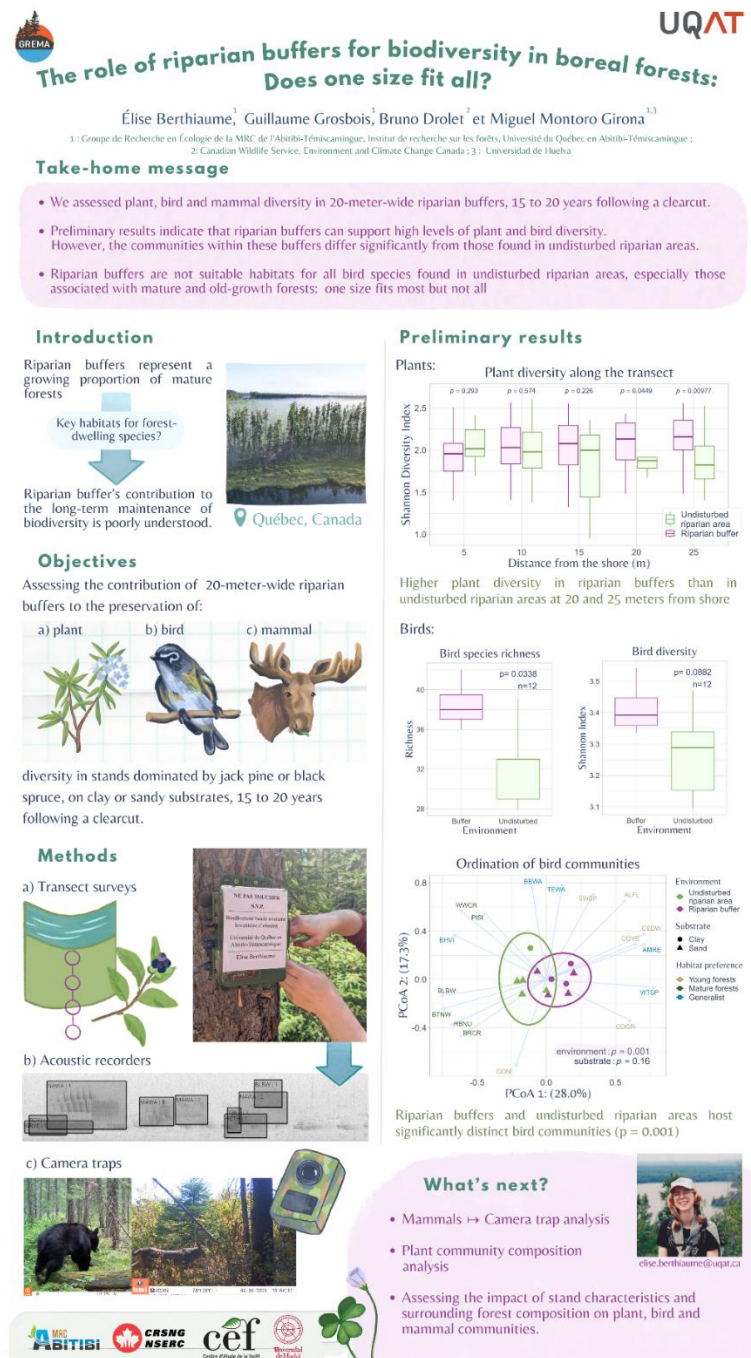
APPENDICE D – Présentation de l’affiche « La bande riveraine est-elle un bon outil pour préserver la biodiversité ? » et obtention du prix de la meilleure affiche au 17e Colloque du Centre d’Étude de la Forêt (CEF), mai 2024.



APPENDICE E – Publication d'un article vulgarisé dans le *Couvert Boréal* :
« La bande riveraine est-elle un bon outil pour préserver la biodiversité
à long terme en forêt boréale ? », mai 2024.



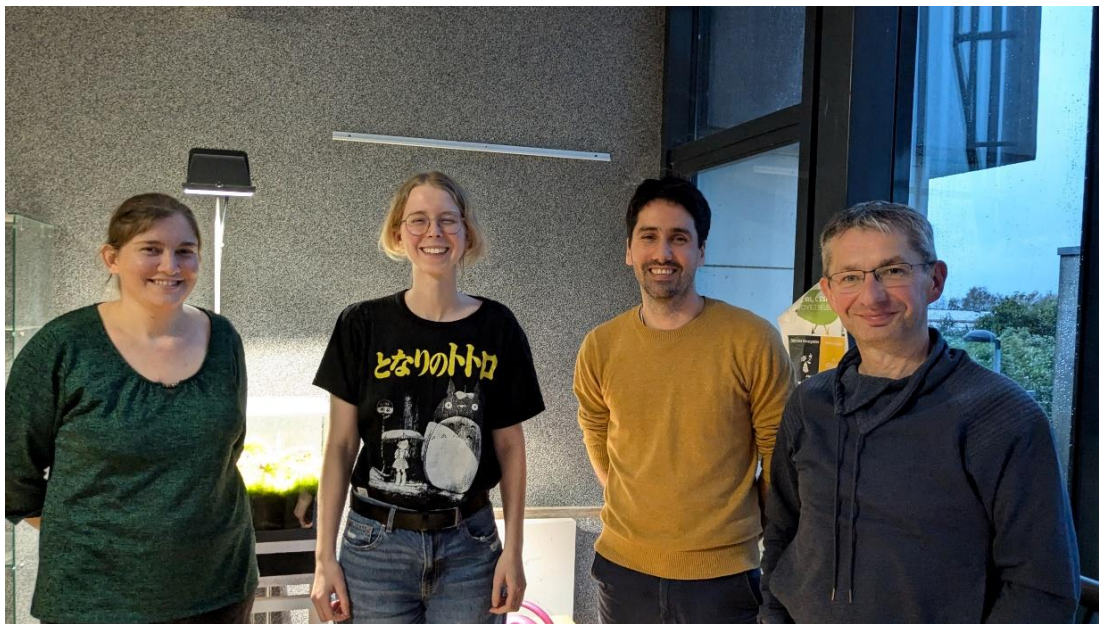
APPENDICE F – Présentation de l’affiche « The role of riparian buffers for biodiversity in boreal forests: Does one size fit all? », au 26e congrès de l’International Union of Forest Research Organizations (IUFRO), juin 2024.



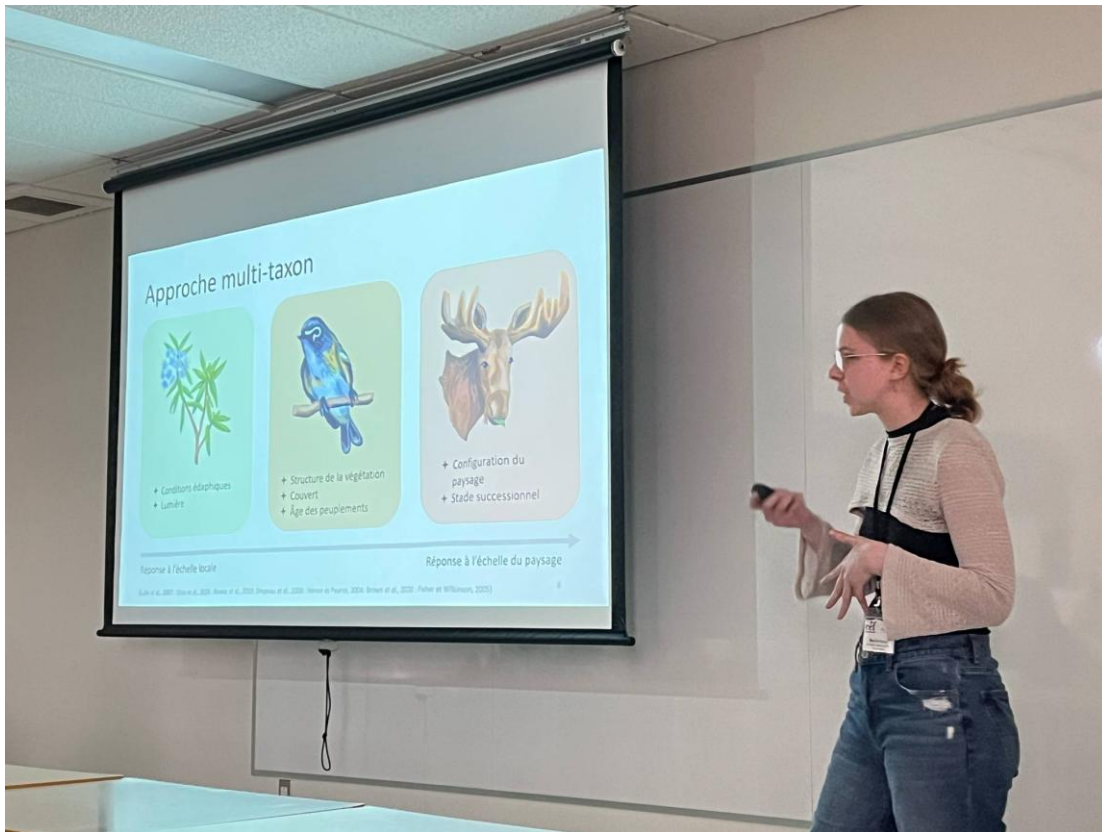
**APPENDICE G – Entrevue à l'émission *Ça vaut le retour* de Radio-Canada :
« Couvert boréal : Préserver la biodiversité grâce à la bande riveraine »,
juillet 2024**



APPENDICE H – Stage à l'Institut Agro au campus d'Angers, en France, au sein de l'Unité Mixte de Recherche BAGAP (biodiversité, agroécologie et aménagement du paysage), novembre 2024.



APPENDICE I – Présentation orale : « La diversité dans les bandes riveraines à long terme : plus d'espèces, et pas les mêmes ? », au 18e Colloque du Centre d'Étude de la Forêt (CEF), mai 2025.



APPENDICE J – Participation au projet *Réécrire la Forêt Boréale*, une collaboration littéraire entre l'UQAT et l'UQAM, lecture publique du texte « Extraits d'un esker », mai 2025.



LISTE DE RÉFÉRENCES

- Aakala, T., Remy, C. C., Arseneault, D., Morin, H., Girardin, M. P., Gennaretti, F., Navarro, L., Kuosmanen, N., Ali, A. A., Boucher, É., Stivrins, N., Seppä, H., Bergeron, Y. et Girona, M. M. (2023). Millennial-Scale Disturbance History of the Boreal Zone. Dans M. M. Girona, H. Morin, S. Gauthier et Y. Bergeron (dir.), *Boreal Forests in the Face of Climate Change* (vol. 74, p. 53-87). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-031-15988-6_2
- Alcalá-Pajares, M., DesRochers, A. et Girona, M. M. (2026). Impacts of partial cuts on aboveground carbon stocks in esker forests. *Forest Ecology and Management*, 601, 123355. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2025.123355>
- Alcalá-Pajares, M., Montoro Girona, M. et DesRochers, A. (2025). Windthrow mortality influenced by natural root grafting in boreal jack pine forests. *Trees*, 39(3). <https://doi.org/10.1007/s00468-025-02624-y>
- Allard-Duchêne, A., Pothier, D., Dupuch, A. et Fortin, D. (2014). Temporal changes in habitat use by snowshoe hares and red squirrels during post-fire and post-logging forest succession. *Forest Ecology and Management*, 313, 17-25. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.10.046>
- Ameray, A., Cavard, X., Cyr, D., Valeria, O., Girona, M. M. et Bergeron, Y. (2024). One century of carbon dynamics in the eastern Canadian boreal forest under various management strategies and climate change projections. *Ecological Modelling*, 498, 110894. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2024.110894>
- Andreasen, J. K., O'Neill, R. V., Noss, R. et Slosser, N. C. (2001). Considerations for the development of a terrestrial index of ecological integrity. *Ecological Indicators*, 1(1), 21-35. [https://doi.org/10.1016/s1470-160x\(01\)00007-3](https://doi.org/10.1016/s1470-160x(01)00007-3)
- Andrén, H. (1994). *Effects of Habitat Fragmentation on Birds and Mammals in Landscapes with Different Proportions of Suitable Habitat: A Review*, 76, 355-366. <https://doi.org/10.2307/3545823>
- Angers, V.-A. (2009). *L'enjeu écologique du bois mort*. Ministère des ressources naturelles et de la faune, Direction de l'environnement et de la protection des forêts.
- Annala, M. J., Lehosmaa, K., Ahonen, S. H. K., Karttunen, K., Markkola, A. M., Puumala, I. et Mykrä, H. (2022). Effect of riparian soil moisture on bacterial, fungal and plant communities and microbial decomposition rates in boreal stream-side forests. *Forest Ecology and Management*, 519, 120344. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120344>

- Arsenault, M., Grosbois, G., Labrecque-Foy, J.-P. et Girona, M. M. (2025). Diet and lake size are the main drivers of the territorial occupation dynamics of North American beaver. *Global Ecology and Conservation*, 62, e03723. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2025.e03723>
- Aubin, I., Venier, L., Pearce, J. et Moretti, M. (2013). Can a trait-based multi-taxa approach improve our assessment of forest management impact on biodiversity? *Biodiversity and Conservation*, 22(12), 2957-2975. <https://doi.org/10.1007/s10531-013-0565-6>
- Bard, S. M. et Cain, J. W. (2020). Investigation of bed and den site selection by American black bears (*Ursus americanus*) in a landscape impacted by forest restoration treatments and wildfires. *Forest Ecology and Management*, 460, 117904. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.117904>
- Bartels, P., Cucherousset, J., Steger, K., Eklöv, P., Tranvik, L. J. et Hillebrand, H. (2012). Reciprocal subsidies between freshwater and terrestrial ecosystems structure consumer resource dynamics. *Ecology*, 93(5), 1173-1182. <https://doi.org/10.1890/11-1210.1>
- Baselga, A. (2013). Separating the two components of abundance-based dissimilarity: balanced changes in abundance vs. abundance gradients. *Methods in Ecology and Evolution*, 4(6), 552-557. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12029>
- Baxter, C. V., Fausch, K. D. et Carl Saunders, W. (2005). Tangled webs: reciprocal flows of invertebrate prey link streams and riparian zones: Prey subsidies link stream and riparian food webs. *Freshwater Biology*, 50(2), 201-220. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2004.01328.x>
- Bayne, E. M., Knaggs, M. et Sólymos, Péter. (2017). *How to most effectively use autonomous recording units when data are processed by human listeners*. Alberta Biodiversity Monitoring Institute. <http://www.abmi.ca/home/publications/451-500/489>
- Beauchesne, P., Bélanger, L. et Huot, J. (1991). *Effets de la largeur de la bande riveraine de protection sur l'abondance et la diversité de la faune dans la sapinière boréale*. WorldCat.org.
- Bergeron, Y. et Fenton, N. J. (2012). Boreal forests of eastern Canada revisited: old growth, nonfire disturbances, forest succession, and biodiversity. *Botany*, 90(6), 509-523. <https://doi.org/10.1139/b2012-034>
- Bergeron, Y., Gauthier, S., Flannigan, M. et Kafka, V. (2004). Fire Regimes at the Transition Between Mixedwood and Coniferous Boreal Forest in Northwestern Quebec. *Ecology*, 85(7), 1916-1932. <https://doi.org/10.1890/02-0716>

- Bergeron, Y., Harvey, B., Leduc, A. et Gauthier, S. (1999). Forest management guidelines based on natural disturbance dynamics: Stand- and forest-level considerations. *The Forestry Chronicle*, 75(1), 49-54. <https://doi.org/10.5558/tfc75049-1>
- Bertrand, N. (2008). *Importance et caractéristiques des milieux forestiers riverains et humides au Québec*. Ministère des ressources naturelles et de la faune, Direction de l'environnement et de la protection des forêts.
- Bertrand, N. et Potvin, F. (2003). *Utilisation par la faune de la forêt résiduelle dans de grandes aires de coupe: synthèse d'une étude de trois ans réalisée au Saguenay - Lac-Saint-Jean*. Ministère des ressources naturelles : Société de la faune et des parcs du Québec.
- Beschta, R. L. et Ripple, W. J. (2012). The role of large predators in maintaining riparian plant communities and river morphology. *Geomorphology*, 157-158, 88-98. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2011.04.042>
- Biswas, S. R. et Mallik, A. U. (2010). Disturbance effects on species diversity and functional diversity in riparian and upland plant communities. *Ecology*, 91(1), 28-35. <https://doi.org/10.1890/08-0887.1>
- Bjørneraas, K., Solberg, E. J., Herfindal, I., Moorter, B. V., Rolandsen, C. M., Tremblay, J., Skarpe, C., Sæther, B., Eriksen, R. et Astrup, R. (2011). Moose Alces alces habitat use at multiple temporal scales in a human-altered landscape. *Wildlife Biology*, 17(1), 44-54. <https://doi.org/10.2981/10-073>
- Blackburn-Desbiens, P., Grosbois, G., Power, M., Culp, J. et Rautio, M. (2023). Integrating hydrological connectivity and zooplankton composition in Arctic ponds and lakes. *Freshwater Biology*, 68(12), 2131-2150. <https://doi.org/10.1111/fwb.14181>
- Blasi, C., Marchetti, M., Chiavetta, U., Aleffi, M., Audisio, P., Azzella, M. M., Brunialti, G., Capotorti, G., Del Vico, E., Lattanzi, E., Persiani, A. M., Ravera, S., Tilia, A. et Burrascano, S. (2010). Multi-taxon and forest structure sampling for identification of indicators and monitoring of old-growth forest. *Plant Biosystems - An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology*, 144(1), 160-170. <https://doi.org/10.1080/11263500903560538>
- Blinn, C. R. et Kilgore, M. A. (2001). Riparian management practices: a summary of state guidelines. *Journal of Forestry*, 99(8), 11-17.
- Blouin, J. et Berger, J.-P. (2002). *Guide de reconnaissance des types écologiques: région écologique 5a : plaine de l'Abitibi*. Direction des inventaires forestiers, Forêt Québec, Ministère des ressources naturelles.

- Boggs, J., Sun, G. et McNulty, S. (2016). Effects of Timber Harvest on Water Quantity and Quality in Small Watersheds in the Piedmont of North Carolina. *Journal of Forestry*, 114(1), 27-40. <https://doi.org/10.5849/jof.14-102>
- Bose, A. K., Alcalá-Pajares, M., Kern, C. C., Montoro-Girona, M. et Thiffault, N. (2023). Complex regeneration responses of eight tree species to partial harvest in mixedwood forests of northeastern North America. *Forest Ecology and Management*, 529, 120672. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120672>
- Bouchard, M. et Pothier, D. (2011). Long-term influence of fire and harvesting on boreal forest age structure and forest composition in eastern Québec. *Forest Ecology and Management*, 261(4), 811-820. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.11.020>
- Boucher, D., De Grandpré, L., Kneeshaw, D., St-Onge, B., Ruel, J.-C., Waldron, K. et Lussier, J.-M. (2015). Effects of 80 years of forest management on landscape structure and pattern in the eastern Canadian boreal forest. *Landscape Ecology*, 30(10), 1913-1929. <https://doi.org/10.1007/s10980-015-0220-6>
- Boucher, Y., Perrault-Hébert, M., Fournier, R., Drapeau, P. et Auger, I. (2017). Cumulative patterns of logging and fire (1940–2009): consequences on the structure of the eastern Canadian boreal forest. *Landscape Ecology*, 32(2), 361-375. <https://doi.org/10.1007/s10980-016-0448-9>
- Boudreault, C., Zouaoui, S., Drapeau, P., Bergeron, Y. et Stevenson, S. (2013). Canopy openings created by partial cutting increase growth rates and maintain the cover of three *Cladonia* species in the Canadian boreal forest. *Forest Ecology and Management*, 304, 473-481. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.05.043>
- Braithwaite, N. T. et Mallik, A. U. (2012). Edge effects of wildfire and riparian buffers along boreal forest streams: *Edge effects of wildfire and riparian buffers*. *Journal of Applied Ecology*, 49(1), 192-201. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.02076.x>
- Brandt, J. P. (2009). The extent of the North American boreal zone. *Environmental Reviews*, 17(NA), 101-161. <https://doi.org/10.1139/A09-004>
- Brandt, J. P., Flannigan, M. D., Maynard, D. G., Thompson, I. D. et Volney, W. J. A. (2013). An introduction to Canada's boreal zone: ecosystem processes, health, sustainability, and environmental issues. *Environmental Reviews*, 21(4), 207-226. <https://doi.org/10.1139/er-2013-0040>
- Broadmeadow, S. et Nisbet, T. R. (2004). The effects of riparian forest management on the freshwater environment: a literature review of best management

- practice. *Hydrology and Earth System Sciences*, 8(3), 286-305.
<https://doi.org/10.5194/hess-8-286-2004>
- Brodeur, V. (2007). *Influence de la coupe forestière sur la sélection de l'habitat par l'ours noir (Ursus americanus) en forêt boréale* [masters, Université du Québec à Rimouski]. <https://semaphore.uqar.ca/id/eprint/143/>
- Brodeur, V., Ouellet, J.-P., Courtois, R. et Fortin, D. (2008). Habitat selection by black bears in an intensively logged boreal forest. *Canadian Journal of Zoology*, 86(11), 1307-1316. <https://doi.org/10.1139/Z08-118>
- Brown, G. S., Pollock, L., DeWitt, P. D. et Dawson, N. (2020). Responses of terrestrial animals to forest characteristics and climate reveals ecological indicators for sustaining wildlife in managed forests. *Forest Ecology and Management*, 459, 117854. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117854>
- Brunner, A. et Forrester, D. I. (2020). Tree species mixture effects on stem growth vary with stand density – An analysis based on individual tree responses. *Forest Ecology and Management*, 473, 118334. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118334>
- Burris, J. M. et Haney, A. (2006). Bird Communities Before and After a Catastrophic Blowdown in a Great Lakes Pine Forest. *Bird Populations*, 7, 10-20.
- Burton, P. J., Messier, C., Adamowicz, W. L. et Kuuluvainen, T. (2006). Sustainable management of Canada's boreal forests: Progress and prospects. *Écoscience*, 13(2), 234-248. <https://doi.org/10.2980/i1195-6860-13-2-234.1>
- Burton, P., Messier, C., Weetman, G., Prepas, E. E., Adamowicz, L. et Tittler, R. (2003). The current state of boreal forestry and the drive for change. Dans *Towards Sustainable Management of the Boreal Forest* (p. 1-40). NRC Research Press.
- Buttle, J. M. (2002). Rethinking the donut: the case for hydrologically relevant buffer zones. *Hydrological Processes*, 16(15), 3093-3096. <https://doi.org/10.1002/hyp.5066>
- Cadieux, P. et Drapeau, P. (2017). Are old boreal forests a safe bet for the conservation of the avifauna associated with decayed wood in eastern Canada? *Forest Ecology and Management*, 385, 127-139. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.11.024>
- Castelle, A. J., Johnson, A. W. et Conolly, C. (1994). Wetland and Stream Buffer Size Requirements—A Review. *Journal of Environmental Quality*, 23(5), 878-882. <https://doi.org/10.2134/jeq1994.00472425002300050004x>

- Cavard, X., Macdonald, S. E., Bergeron, Y. et Chen, H. Y. H. (2011). Importance of mixedwoods for biodiversity conservation: Evidence for understory plants, songbirds, soil fauna, and ectomycorrhizae in northern forests. *Environmental Reviews*, 19(NA), 142-161. <https://doi.org/10.1139/a11-004>
- Celis-Murillo, A., Deppe, J. L. et Allen, M. F. (2009). Using soundscape recordings to estimate bird species abundance, richness, and composition. *Journal of Field Ornithology*, 80(1), 64-78. <https://doi.org/10.1111/j.1557-9263.2009.00206.x>
- Chalumeau, A., Bergeron, Y., Bouchard, M., Grondin, P., Lambert, M.-C. et Périé, C. (2024). Anticipated impacts in habitat of diagnostic species of potential natural vegetations due to climate change at the ecotone between temperate and boreal forests. *Climate Change Ecology*, 8, 100089. <https://doi.org/10.1016/j.ecochg.2024.100089>
- Chávez, V. et Macdonald, S. E. (2012). Partitioning vascular understory diversity in mixedwood boreal forests: The importance of mixed canopies for diversity conservation. *Forest Ecology and Management*, 271, 19-26. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.12.038>
- Claveau, Y., Kneeshaw, D. et Gauthier, S. (2007). *Nos pratiques s'inspirent-elles vraiment des feux?*
- Cooper, W. J., McShea, W. J., Forrester, T. et Luther, D. A. (2020). The value of local habitat heterogeneity and productivity when estimating avian species richness and species of concern. *Ecosphere*, 11(5), e03107. <https://doi.org/10.1002/ecs2.3107>
- Côté, D., Girard, F., Hébert, F., Bouchard, S., Gagnon, R. et Lord, D. (2013). Is the closed-crown boreal forest resilient after successive stand disturbances? A quantitative demonstration from a case study. *Journal of Vegetation Science*, 24(4), 664-674. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2012.01488.x>
- Croke, J. C. et Hairsine, P. B. (2006). Sediment delivery in managed forests: a review. *Environmental Reviews*, 14(1), 59-87. <https://doi.org/10.1139/a05-016>
- Cyr, D., Gauthier, S., Bergeron, Y. et Carcaillet, C. (2009). Forest management is driving the eastern North American boreal forest outside its natural range of variability. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7(10), 519-524. <https://doi.org/10.1890/080088>
- Daru, B. H., Davies, T. J., Willis, C. G., Meineke, E. K., Ronk, A., Zobel, M., Pärtel, M., Antonelli, A. et Davis, C. C. (2021). Widespread homogenization of plant communities in the Anthropocene. *Nature Communications*, 12(1), 6983. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-27186-8>

- Darveau, M., Beauchesne, P., Belanger, L., Huot, J. et Larue, P. (1995). Riparian Forest Strips as Habitat for Breeding Birds in Boreal Forest. *The Journal of Wildlife Management*, 59(1), 67. <https://doi.org/10.2307/3809117>
- Darveau, M., Labbé, P., Beauchesne, P., Bélanger, L. et Huot, J. (2001). The use of riparian forest strips by small mammals in a boreal balsam fir forest. *Forest Ecology and Management*, 143(1-3), 95-104. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00509-0](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00509-0)
- De Cáceres, M. D. et Legendre, P. (2009). Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference. *Ecology*, 90(12), 3566-3574. <https://doi.org/10.1890/08-1823.1>
- Deslauriers, M. R., Asgary, A., Nazarnia, N. et Jaeger, J. A. G. (2018). Implementing the connectivity of natural areas in cities as an indicator in the City Biodiversity Index (CBI). *Ecological Indicators*, 94, 99-113. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.02.028>
- Dragotescu, I. et Kneeshaw, D. (2012). A comparison of residual forest following fires and harvesting in boreal forests in Quebec, Canada. *Silva Fennica*, 46(3). <https://doi.org/10.14214/sf.47>
- Drapeau, P. et Imbeau, L. (2006). *Conséquences et risques potentiels inhérents à la récolte des forêts résiduelles laissées depuis 1988 au sein de grands parterres de coupe pour la faune associée aux forêts matures.*
- Drapeau, P., Leduc, A., Giroux, J.-F., Savard, J.-P. L., Bergeron, Y. et Vickery, W. L. (2000). Landscape-Scale Disturbances and Changes in Bird Communities of Boreal Mixed-Wood Forests. *Ecological Monographs*, 70(3), 423-444. [https://doi.org/10.1890/0012-9615\(2000\)070%255B0423:LSDACI%255D2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9615(2000)070%255B0423:LSDACI%255D2.0.CO;2)
- Drapeau, P., Nappi, A., Imbeau, L. et Saint-Germain, M. (2009). Standing deadwood for keystone bird species in the eastern boreal forest: Managing for snag dynamics. *The Forestry Chronicle*, 85(2), 227-234. <https://doi.org/10.5558/tfc85227-2>
- Drolet, B. (1997). *Variation des assemblages d'oiseaux chanteurs selon la structure du paysage de la sapinière boréale exploitée* [Mémoire, Université Laval]. <https://www.collectionscanada.gc.ca/obj/s4/f2/dsk3/ftp04/mq25298.pdf>
- Drolet, B. (1999). Effects of Landscape Structure on Nesting Songbird Distribution in a Harvested Boreal Forest. *The Condor*, 101(3), 699-704. <https://doi.org/10.2307/1370205>

- Dynesius, M., Hylander, K. et Nilsson, C. (2009). High resilience of bryophyte assemblages in streamside compared to upland forests. *Ecology*, 90(4), 1042-1054. <https://doi.org/10.1890/07-1822.1>
- Ellenberg, H., Weber, H., Düll, R., Wirth, V., Werner, W. et Paulissen, D. (1991). Zeigwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica*, 18, 248.
- Elliott, K. J. et Vose, J. M. (2016). Effects of riparian zone buffer widths on vegetation diversity in southern Appalachian headwater catchments. *Forest Ecology and Management*, 376, 9-23. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.05.046>
- Fauteux, D., Imbeau, L., Drapeau, P. et Mazerolle, M. J. (2012). Small mammal responses to coarse woody debris distribution at different spatial scales in managed and unmanaged boreal forests. *Forest Ecology and Management*, 266, 194-205. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.11.020>
- Favorel, D. (2016, février). *Analyse de la fragmentation et de la connectivité en forêt boréale aménagée au cours du temps* [Mémoire accepté]. Université du Québec à Montréal. <https://archipel.uqam.ca/8572/>
- Fenton, N. J. et Bergeron, Y. (2006). Facilitative succession in a boreal bryophyte community driven by changes in available moisture and light. *Journal of Vegetation Science*, 17(1), 65-76. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2006.tb02424.x>
- Fenton, N. J., Simard, M. et Bergeron, Y. (2009). Emulating natural disturbances: the role of silviculture in creating even-aged and complex structures in the black spruce boreal forest of eastern North America. *Journal of Forest Research*, 14(5), 258-267. <https://doi.org/10.1007/s10310-009-0134-8>
- Fisher, J. T. et Wilkinson, L. (2005). The response of mammals to forest fire and timber harvest in the North American boreal forest. *Mammal Review*, 35(1), 51-81. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2907.2005.00053.x>
- Forsey, E. S. et Baggs, E. M. (2001). Winter activity of mammals in riparian zones and adjacent forests prior to and following clear-cutting at Copper Lake, Newfoundland, Canada. *Forest Ecology and Management*, 145(3), 163-171. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00404-7](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00404-7)
- Francis, A. L., Procter, C., Kuzyk, G. et Fisher, J. T. (2021). Female Moose Prioritize Forage Over Mortality Risk in Harvested Landscapes. *The Journal of Wildlife Management*, 85(1), 156-168. <https://doi.org/10.1002/jwmg.21963>
- Gauthier, S., Kuuluvainen, T., Macdonald, S. E., Shorohova, E., Shvidenko, A., Bélisle, A.-C., Vaillancourt, M.-A., Leduc, A., Grosbois, G., Bergeron, Y., Morin, H. et Girona, M. M. (2023). Ecosystem Management of the Boreal Forest in the Era of Global Change. Dans M. M. Girona, H. Morin, S.

- Gauthier et Y. Bergeron (dir.), *Boreal Forests in the Face of Climate Change* (vol. 74, p. 3-49). Springer International Publishing.
https://doi.org/10.1007/978-3-031-15988-6_1
- Gauthier, S., Vaillancourt, M.-A. et Leduc, A. (dir.). (2008). *Aménagement écosystémique en forêt boréale*. Presses de l'Université du Québec.
- Gilbert, N. A., Anich, N. M., Worland, M. et Zuckerberg, B. (2022). Microclimate complexities at the trailing edge of the boreal forest. *Forest Ecology and Management*, 524, 120533. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120533>
- Girona, M. M., Aakala, T., Aquilué, N., Bélisle, A.-C., Chaste, E., Danneyrolles, V., Díaz-Yáñez, O., D'Orangeville, L., Grosbois, G., Hester, A., Kim, S., Kulha, N., Martin, M., Moussaoui, L., Pappas, C., Portier, J., Teitelbaum, S., Tremblay, J.-P., Svensson, J., ... Gauthier, S. (2023a). Challenges for the Sustainable Management of the Boreal Forest Under Climate Change. Dans M. M. Girona, H. Morin, S. Gauthier et Y. Bergeron (dir.), *Boreal Forests in the Face of Climate Change: Sustainable Management* (p. 773-837). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-031-15988-6_31
- Girona, M. M., Lussier, J.-M., Morin, H. et Thiffault, N. (2018). Conifer Regeneration After Experimental Shelterwood and Seed-Tree Treatments in Boreal Forests: Finding Silvicultural Alternatives. *Frontiers in Plant Science*, 9, 1145. <https://doi.org/10.3389/fpls.2018.01145>
- Girona, M. M., Morin, H., Gauthier, S. et Bergeron, Y. (dir.). (2023b). *Boreal Forests in the Face of Climate Change: Sustainable Management* (vol. 74). Springer International Publishing. <https://doi.org/10.1007/978-3-031-15988-6>
- Girona, M. M., Morin, H., Lussier, J.-M. et Ruel, J.-C. (2019). Post-cutting Mortality Following Experimental Silvicultural Treatments in Unmanaged Boreal Forest Stands. *Frontiers in Forests and Global Change*, 2, 4. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2019.00004>
- Girona, M. M., Moussaoui, L., Morin, H., Thiffault, N., Leduc, A., Raymond, P., Bosé, A., Bergeron, Y. et Lussier, J.-M. (2023c). Innovative Silviculture to Achieve Sustainable Forest Management in Boreal Forests: Lessons from Two Large-Scale Experiments. Dans M. M. Girona, H. Morin, S. Gauthier et Y. Bergeron (dir.), *Boreal Forests in the Face of Climate Change: Sustainable Management* (p. 417-440). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-031-15988-6_16
- Girona, M. M., Rossi, S., Lussier, J.-M., Walsh, D. et Morin, H. (2017). Understanding tree growth responses after partial cuttings: A new approach. *PLOS ONE*, 12(2), e0172653. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0172653>

- Gourde-Bureau, C., Pitre, O. et Derrien, G. (2013). *Portrait de l'esker aquifère Saint-Mathieu-Berry*. Société de l'eau souterraine Abitibi-Témiscamingue (SESAT).
- Gouvernement du Québec. *Loi sur l'aménagement durable du territoire forestier*. <https://www.legisquebec.gouv.qc.ca/fr/document/lc/A-18.1>
- Gouvernement du Québec. (2019). *Forêt ouverte*. <https://www.foretouverte.gouv.qc.ca/>
- Graziano, M. P., Deguire, A. K. et Surasinghe, T. D. (2022). Riparian Buffers as a Critical Landscape Feature: Insights for Riverscape Conservation and Policy Renovations. *Diversity*, 14(3), 172. <https://doi.org/10.3390/d14030172>
- Greenberg, S., Godin, T. et Whittington, J. (2019). Design patterns for wildlife-related camera trap image analysis. *Ecology and Evolution*, 9(24), 13706-13730. <https://doi.org/10.1002/ece3.5767>
- Grenon, F., Jetté, J.-P. et Leblanc, M. (2010). *Manuel de référence pour l'aménagement écosystémique des forêts au Québec*. Ministère des ressources naturelles et de la faune, Direction de l'environnement et de la protection des forêts.
- Grondin, P., Gauthier, S., Poirier, V., Tardif, P., Boucher, Y. et Bergeron, Y. (2018). Have some landscapes in the eastern Canadian boreal forest moved beyond their natural range of variability? *Forest Ecosystems*, 5(1), 30. <https://doi.org/10.1186/s40663-018-0148-9>
- Grosbois, G., Anjum Mou, T. et Girona, M. M. (2024). Cyanobacteria in winter: Seasonal dynamics of harmful algal blooms and their driving factors in boreal lakes. *Heliyon*, 10(24), e40687. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e40687>
- Grosbois, G., Del Giorgio, P. A. et Rautio, M. (2017). Zooplankton allochthony is spatially heterogeneous in a boreal lake. *Freshwater Biology*, 62(3), 474-490. <https://doi.org/10.1111/fwb.12879>
- Grosbois, G., Hasan, A., Noualhaguet, M. et Montoro Girona, M. (2025). Fish-mediated impacts highlight the conservation value of Esker kettle lakes. *Scientific Reports*, 15(1), 43563. <https://doi.org/10.1038/s41598-025-27496-7>
- Grosbois, G., Lau, D. C. P., Berggren, M., Girona, M. M., Goedkoop, W., Messier, C., Hjältén, J. et del Giorgio, P. (2023). Land and Freshwater Complex Interactions in Boreal Forests: A Neglected Topic in Forest Management. Dans M. M. Girona, H. Morin, S. Gauthier et Y. Bergeron (dir.), *Boreal Forests in the Face of Climate Change* (vol. 74, p. 719-745). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-031-15988-6_29

- Grosbois, G., Vachon, D., Del Giorgio, P. A. et Rautio, M. (2020). Efficiency of crustacean zooplankton in transferring allochthonous carbon in a boreal lake. *Ecology*, 101(6). <https://doi.org/10.1002/ecy.3013>
- Guillera-Arroita, G., Kéry, M. et Lahoz-Monfort, J. J. (2019). Inferring species richness using multispecies occupancy modeling: Estimation performance and interpretation. *Ecology and Evolution*, 9(2), 780-792. <https://doi.org/10.1002/ece3.4821>
- Guimond, M., Grosbois, G., Waldron, K. et Montoro Girona, M. (2024). Windthrow in riparian buffers affects the water quality of freshwater ecosystems in the eastern Canadian boreal forest. *Scientific Reports*, 14(1), 23027. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-74013-3>
- Hagan, J. M., Pealer, S. et Whitman, A. A. (2006). Do small headwater streams have a riparian zone defined by plant communities? *Canadian Journal of Forest Research*, 36(9), 2131-2140. <https://doi.org/10.1139/x06-114>
- Harper, K. A., Macdonald, S. E., Burton, P. J., Chen, J., Broszofski, K. D., Saunders, S. C., Euskirchen, E. S., Roberts, D., Jaiteh, M. S. et Esseen, P.-A. (2005). Edge Influence on Forest Structure and Composition in Fragmented Landscapes. *Conservation Biology*, 19(3), 768-782. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00045.x>
- Harper, K., Boudreault, C., DeGrandpré, L., Drapeau, P., Gauthier, S. et Bergeron, Y. (2003). Structure, composition, and diversity of old-growth black spruce boreal forest of the Clay Belt region in Quebec and Ontario. *Environmental Reviews*, 11(S1), S79-S98. <https://doi.org/10.1139/a03-013>
- Harper, K., Lesieur, D., Bergeron, Y. et Drapeau, P. (2011). Forest structure and composition at young fire and cut edges in black spruce boreal forest. *Canadian Journal of Forest Research*, 34, 289-302. <https://doi.org/10.1139/x03-279>
- Hart, S. A. et Chen, H. Y. H. (2006). Understory Vegetation Dynamics of North American Boreal Forests. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 25(4), 381-397. <https://doi.org/10.1080/07352680600819286>
- Hart, S. A. et Chen, H. Y. H. (2008). Fire, Logging, and Overstory Affect Understory Abundance, Diversity, and Composition in Boreal Forest. *Ecological Monographs*, 78(1), 123-140. <https://doi.org/10.1890/06-2140.1>
- Harvey, B. D., Leduc, A., Gauthier, S. et Bergeron, Y. (2002). Stand-landscape integration in natural disturbance-based management of the southern boreal forest. *Forest Ecology and Management*, 155(1-3), 369-385. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00573-4](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00573-4)

- Hasan, A., Girona, M. M., Grosbois, G., Saha, N. et Halim, M. A. (2020). Land Sparing Can Maintain Bird Diversity in Northeastern Bangladesh. *Sustainability*, 12(16), 6472. <https://doi.org/10.3390/su12166472>
- Hasan, A., Montoro Girona, M., Imbeau, L., Lento, J., Hof, A. R. et Grosbois, G. (2023). Indicator species reveal the physical and biological singularity of esker ecosystems. *Ecological Indicators*, 154, 110612. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110612>
- Hazlett, P. W., Gordon, A. M., Voroney, R. P. et Sibley, P. K. (2007). Impact of harvesting and logging slash on nitrogen and carbon dynamics in soils from upland spruce forests in northeastern Ontario. *Soil Biology and Biochemistry*, 39(1), 43-57. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2006.06.008>
- Hébert, F. et Thiffault, N. (2011). The Biology of Canadian Weeds. 146. *Rhododendron groenlandicum* (Oeder) Kron and Judd. *Canadian Journal of Plant Science*, 91(4), 725-738. <https://doi.org/10.4141/cjps2010-012>
- Heinonen, T., Pukkala, T., Ikonen, V.-P., Peltola, H., Venäläinen, A. et Dupont, S. (2009). Integrating the risk of wind damage into forest planning. *Forest Ecology and Management*, 258(7), 1567-1577. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.07.006>
- Hekkala, A.-M., Jönsson, M., Kärvelä, S., Strengbom, J. et Sjögren, J. (2023). Habitat heterogeneity is a good predictor of boreal forest biodiversity. *Ecological Indicators*, 148, 110069. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110069>
- Hilty, J. A., Keeley, A. T. H., Lidicker, W. Z., Merenlender, A. M. et Possingham, H. (2019). *Corridor ecology: linking landscapes for biodiversity conservation and climate adaptation* (Second edition). Island Press.
- Himes, A. et Puettmann, K. (2020). Tree species diversity and composition relationship to biomass, understory community, and crown architecture in intensively managed plantations of the coastal Pacific Northwest, USA. *Canadian Journal of Forest Research*, 50(1), 1-12. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2019-0236>
- Hjältén, J., Nilsson, C., Jørgensen, D. et Bell, D. (2016). Forest–Stream Links, Anthropogenic Stressors, and Climate Change: Implications for Restoration Planning. *BioScience*, 66(8), 646-654. <https://doi.org/10.1093/biosci/biw072>
- Holbrook, J. D., Squires, J. R., Olson, L. E., Lawrence, R. L. et Savage, S. L. (2017). Multiscale habitat relationships of snowshoe hares (*Lepus americanus*) in the mixed conifer landscape of the Northern Rockies, USA : Cross-scale effects of horizontal cover with implications for forest management. *Ecology and Evolution*, 7(1), 125-144. <https://doi.org/10.1002/ece3.2651>

- Holloway, G. L. et Malcolm, J. R. (2006). Sciurid Habitat Relationships in Forests Managed Under Selection and Shelterwood Silviculture in Ontario. *Journal of Wildlife Management*, 70(6), 1735-1745. [https://doi.org/10.2193/0022-541X\(2006\)70%255B1735:SHRIFM%255D2.0.CO;2](https://doi.org/10.2193/0022-541X(2006)70%255B1735:SHRIFM%255D2.0.CO;2)
- Hoppenreijts, J. H. T., Eckstein, R. L. et Lind, L. (2022). Pressures on Boreal Riparian Vegetation: A Literature Review. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 9, 806130. <https://doi.org/10.3389/fevo.2021.806130>
- Humbert, L., Gagnon, D., Kneeshaw, D. et Messier, C. (2007). A shade tolerance index for common understory species of northeastern North America. *Ecological Indicators*, 7(1), 195-207. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2005.12.002>
- Ilintsev, A., Bogdanov, A., Nakvasina, E., Amosova, I., Koptev, S. et Tretyakov, S. (2020). The natural recovery of disturbed soil, plant cover and trees after clear-cutting in the boreal forests, Russia. *iForest - Biogeosciences and Forestry*, 13(6), 531-540. <https://doi.org/10.3832/ifor3371-013>
- Imbeau, L., Drapeau, P. et Mönkkönen, M. (2003). Are Forest Birds Categorised as « Edge Species » Strictly Associated with Edges? *Ecography*, 26(4), 514-520.
- Jean, M., Alexander, H. D., Mack, M. C. et Johnstone, J. F. (2017). Patterns of bryophyte succession in a 160-year chronosequence in deciduous and coniferous forests of boreal Alaska. *Canadian Journal of Forest Research*, 47(8), 1021-1032. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2017-0013>
- Jędrzejewski, W., Niedziałkowska, M., Nowak, S. et Jędrzejewska, B. (2004). Habitat variables associated with wolf (*Canis lupus*) distribution and abundance in northern Poland. *Diversity and Distributions*, 10(3), 225-233. <https://doi.org/10.1111/j.1366-9516.2004.00073.x>
- Jetz, W., Carbone, C., Fulford, J. et Brown, J. H. (2004). The Scaling of Animal Space Use. *Science*, 306(5694), 266-268. <https://doi.org/10.1126/science.1102138>
- Johnson, C. J. et Rea, R. V. (2024). Response of moose to forest harvest and management: a literature review. *Canadian Journal of Forest Research*, 54(4), 366-388. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2023-0158>
- Jyväsjarvi, J., Koivunen, I. et Muotka, T. (2020). Does the buffer width matter: Testing the effectiveness of forest certificates in the protection of headwater stream ecosystems. *Forest Ecology and Management*, 478, 118532. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118532>

- Kalukapuge, T., Leston, L., Martínez-Lanfranco, J. A. et Bayne, E. (2024). Response of boreal songbird communities to the width of linear features created by the energy sector in Alberta, Canada. *Avian Conservation and Ecology*, 19(2), art14. <https://doi.org/10.5751/ACE-02730-190214>
- Kellner, K. F., Smith, A. D., Royle, J. A., Kéry, M., Belant, J. L. et Chandler, R. B. (2023). The unmarked R package: Twelve years of advances in occurrence and abundance modelling in ecology. *Methods in Ecology and Evolution*, 14(6), 1408-1415. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.14123>
- Kelly, A. J. et Hodges, K. E. (2020). Post-fire salvage logging reduces snowshoe hare and red squirrel densities in early seral stages. *Forest Ecology and Management*, 473, 118272. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118272>
- Kelt, D. A. et Van Vuren, D. H. (2001). The Ecology and Macroecology of Mammalian Home Range Area. *The American Naturalist*, 157(6), 637-645. <https://doi.org/10.1086/320621>
- Kim, S., Bergeron, Y., Raymond, P., Thiffault, N. et Girona, M. M. (2025). Natural regeneration 18 years after experimental silvicultural treatments in Canadian boreal forests. *Forest Ecology and Management*, 585, 122655. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2025.122655>
- Kindlmann, P. et Burel, F. (2008). Connectivity measures: a review. *Landscape Ecology*, s10980-008-9245-4. <https://doi.org/10.1007/s10980-008-9245-4>
- Kirk, D. A., Sólymos, P., Hall, J. et Hyslop, C. (2020). Predicting effects of selection cutting on avian diversity and abundance in shade-tolerant hardwood forests of central Ontario. *Forest Ecology and Management*, 476, 118430. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118430>
- Kneeshaw, D. D., Harvey, B. D., Reyes, G. P., Caron, M.-N. et Barlow, S. (2011). Spruce budworm, windthrow and partial cutting: Do different partial disturbances produce different forest structures? *Forest Ecology and Management*, 262(3), 482-490. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.04.014>
- Koskimies, P. (1989). *Birds as a tool in environmental monitoring*, 26(3), 153-166.
- Kreutzweiser, D., Capell, S., Good, K. et Holmes, S. (2009). Sediment deposition in streams adjacent to upland clearcuts and partially harvested riparian buffers in boreal forest catchments. *Forest Ecology and Management*, 258(7), 1578-1585. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.07.005>
- Kreutzweiser, D. P., Hazlett, P. W. et Gunn, J. M. (2008). Logging impacts on the biogeochemistry of boreal forest soils and nutrient export to aquatic systems: A review. *Environmental Reviews*, 16, 157-179.

- Kuglerová, L., Ågren, A., Jansson, R. et Laudon, H. (2014a). Towards optimizing riparian buffer zones: Ecological and biogeochemical implications for forest management. *Forest Ecology and Management*, 334, 74-84.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.08.033>
- Kuglerová, L., Jansson, R., Ågren, A., Laudon, H. et Malm-Renöfält, B. (2014b). Groundwater discharge creates hotspots of riparian plant species richness in a boreal forest stream network. *Ecology*, 95(3), 715-725.
<https://doi.org/10.1890/13-0363.1>
- Kuglerová, L., Jyväsjärvi, J., Ruffing, C., Muotka, T., Jonsson, A., Andersson, E. et Richardson, J. S. (2020). Cutting Edge: A Comparison of Contemporary Practices of Riparian Buffer Retention Around Small Streams in Canada, Finland, and Sweden. *Water Resources Research*, 56(9), e2019WR026381.
<https://doi.org/10.1029/2019WR026381>
- Kuglerová, L., Nilsson, G. et Hasselquist, E. M. (2023). Too much, too soon? Two Swedish case studies of short-term deadwood recruitment in riparian buffers. *Ambio*, 52(2), 440-452. <https://doi.org/10.1007/s13280-022-01793-1>
- Kuuluvainen, T. et Gauthier, S. (2018). Young and old forest in the boreal: critical stages of ecosystem dynamics and management under global change. *Forest Ecosystems*, 5(1), 26. <https://doi.org/10.1186/s40663-018-0142-2>
- Labrecque-Foy, J., Lemay, M., Gennaretti, F., Arseneault, D. et Montoro Girona, M. (2025). Keeping logs on the past: Log driving tells the story of fire regimes in pine forests of eastern Canada. *Ecosphere*, 16(12), e70473.
<https://doi.org/10.1002/ecs2.70473>
- Labrecque-Foy, J.-P., Morin, H. et Girona, M. M. (2020). Dynamics of Territorial Occupation by North American Beavers in Canadian Boreal Forests: A Novel Dendroecological Approach. *Forests*, 11(2), 221.
<https://doi.org/10.3390/f11020221>
- Lachance, D., Fortin, G. et Dufour Tremblay, G. (2021). *Identification et délimitation des milieux humides du Québec méridional - version décembre 2021*. ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction adjointe de la conservation des milieux humides.
<https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/rives/guide-identif-dellimit-milieux-humides.pdf>
- Lafleur, B., Zouaoui, S., Fenton, N. J., Drapeau, P. et Bergeron, Y. (2016). Short-term response of Cladonia lichen communities to logging and fire in boreal forests. *Forest Ecology and Management*, 372, 44-52.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.04.007>

- Lain, E. J., Haney, A., Burris, J. M. et Burton, J. (2008). Response of vegetation and birds to severe wind disturbance and salvage logging in a southern boreal forest. *Forest Ecology and Management*, 256(5), 863-871. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.05.018>
- Lamb, E. G. et Mallik, A., U. (2003). Plant species traits across a riparian-zone/forest ecotone. *Journal of Vegetation Science*, 14(6), 853-858. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2003.tb02218.x>
- Lamb, E. G., Mallik, A. U. et Mackereth, R. W. (2003). The early impact of adjacent clearcutting and forest fire on riparian zone vegetation in northwestern Ontario. *Forest Ecology and Management*, 177(1-3), 529-538. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00476-0](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00476-0)
- Lapointe, B., Bradley, R., Parsons, W. et Brais, S. (2006). Nutrient and light availability to white spruce seedlings in partial and clearcut harvested aspen stands. *Silva Fennica*, 40(3). <https://doi.org/10.14214/sf.330>
- Larsen-Gray, A. L. et Loehle, C. (2022). Relationship Between Riparian Buffers and Terrestrial Wildlife in the Eastern United States. *Journal of Forestry*, 120(3), 336-357. <https://doi.org/10.1093/jofore/fvab067>
- Larue, P., Bélanger, L. et Huot, J. (1995). Riparian edge effects on boreal balsam fir bird communities. *Canadian Journal of Forest Research*, 25(4), 555-566. <https://doi.org/10.1139/x95-063>
- Laudon, H., Hedtjärn, J., Schelker, J., Bishop, K., Sørensen, R. et Ågren, A. (2009). Response of Dissolved Organic Carbon following Forest Harvesting in a Boreal Forest. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 38(7), 381-386. <https://doi.org/10.1579/0044-7447-38.7.381>
- Lavoie, J., Bergeron, Y., Martin, M. et Montoro Girona, M. (2026). Spruce budworm outbreaks promote natural regeneration of Eastern white pine. *Forest Ecology and Management*, 601, 123320. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2025.123320>
- Lavoie, J., Montoro Girona, M., Grosbois, G. et Morin, H. (2021). Does the type of silvicultural practice influence spruce budworm defoliation of seedlings? *Ecosphere*, 12(4), e03506. <https://doi.org/10.1002/ecs2.3506>
- Lavoie, S., Ruel, J.-C., Bergeron, Y. et Harvey, B. D. (2012). Windthrow after group and dispersed tree retention in eastern Canada. *Forest Ecology and Management*, 269, 158-167. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.12.018>
- Le conseil canadien des ministres de l'environnement. (2016). Summary of integrated watershed management approaches across Canada.

- Leblond, M., Dussault, C. et St-Laurent, M.-H. (2015). Low-density spruce plantations increase foraging by moose in a northeastern temperate forest. *Forest Ecology and Management*, 347, 228-236. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.03.034>
- Lee, P. et Barker, T. (2005). Impact of riparian buffer guidelines on old growth in western boreal forests of Canada. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 78(3), 263-278. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpi024>
- Lee, P., Smyth, C. et Boutin, S. (2004). Quantitative review of riparian buffer width guidelines from Canada and the United States. *Journal of Environmental Management*, 70(2), 165-180. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2003.11.009>
- Légaré, S., Bergeron, Y., Leduc, A. et Paré, D. (2001). Comparison of the understory vegetation in boreal forest types of southwest Quebec. *Canadian Journal of Botany*, 79(9), 1019-1027. <https://doi.org/10.1139/cjb-79-9-1019>
- Légaré, S., Bergeron, Y. et Paré, D. (2002). Influence of Forest Composition on Understory Cover in Boreal Mixedwood Forests of Western Quebec. *Silva Fennica*, 36, 353-366. <https://doi.org/10.14214/sf.567>
- Légaré, S., Paré, D. et Bergeron, Y. (2005). Influence of Aspen on Forest Floor Properties in Black Spruce-dominated Stands. *Plant and Soil*, 275(1-2), 207-220. <https://doi.org/10.1007/s11104-005-1482-6>
- Leroux, S. J., Wiersma, Y. F. et Vander Wal, E. (2020). Herbivore Impacts on Carbon Cycling in Boreal Forests. *Trends in Ecology & Evolution*, 35(11), 1001-1010. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2020.07.009>
- Lieffers, V. J., Messier, C., Stadt, K. J., Gendron, F. et Comeau, P. G. (1999). Predicting and managing light in the understory of boreal forests. *Canadian Journal of Forest Research*, 29(6), 796-811. <https://doi.org/10.1139/x98-165>
- Löfroth, T., Birkemoe, T., Shorohova, E., Dynesius, M., Fenton, N. J., Drapeau, P. et Tremblay, J. A. (2023). Deadwood Biodiversity. Dans M. M. Girona, H. Morin, S. Gauthier et Y. Bergeron (dir.), *Boreal Forests in the Face of Climate Change* (vol. 74, p. 167-189). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-031-15988-6_6
- Luke, S. H., Luckai, N. J., Burke, J. M. et Prepas, E. E. (2007). Riparian areas in the Canadian boreal forest and linkages with water quality in streams. *Environmental Reviews*, 15(NA), 79-97. <https://doi.org/10.1139/A07-001>
- MacDonald, R. L., Chen, H. Y. H., Palik, B. P. et Prepas, E. E. (2014). Influence of harvesting on understory vegetation along a boreal riparian-upland gradient. *Forest Ecology and Management*, 312, 138-147. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.10.011>

- Macdonald, S. E. et Fenniak, T. E. (2007). Understory plant communities of boreal mixedwood forests in western Canada: Natural patterns and response to variable-retention harvesting. *Forest Ecology and Management*, 242(1), 34-48. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.01.029>
- Machtans, C. S., Villard, M. et Hannon, S. J. (1996). Use of Riparian Buffer Strips as Movement Corridors by Forest Birds. *Conservation Biology*, 10(5), 1366-1379. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1996.10051366.x>
- MacKenzie, D. I., Nichols, J. D., Royle, J. A., Pollock, K. H., Bailey, L. L. et Hines, J. E. (2018). *Occupancy estimation and modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence* (Second edition). Academic Press.
- Madoui, A. (2014). *Configuration spatiale des habitats résiduels et dynamique de la régénération suite aux feux et à la coupe dans la fessière à mousses de l'ouest du Québec* [Université du Québec à Montréal].
- Majasalmi, T. et Rautiainen, M. (2020). The impact of tree canopy structure on understory variation in a boreal forest. *Forest Ecology and Management*, 466, 118100. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118100>
- Majumdar, A. et Avishek, K. (2023). Riparian Zone Assessment and Management: an Integrated Review Using Geospatial Technology. *Water, Air, & Soil Pollution*, 234(5), 319. <https://doi.org/10.1007/s11270-023-06329-1>
- Mallik, A. U., Kreutzweiser, D. P., Spalvieri, C. M. et Mackereth, R. W. (2013). Understory plant community resilience to partial harvesting in riparian buffers of central Canadian boreal forests. *Forest Ecology and Management*, 289, 209-218. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.09.039>
- Marchand, W., Girardin, M. P., Hartmann, H., Lévesque, M., Gauthier, S. et Bergeron, Y. (2021). Contrasting life-history traits of black spruce and jack pine influence their physiological response to drought and growth recovery in northeastern boreal Canada. *Science of The Total Environment*, 794, 148514. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148514>
- Marczak, L. B., Sakamaki, T., Turvey, S. L., Deguise, I., Wood, S. L. R. et Richardson, J. S. (2010). Are forested buffers an effective conservation strategy for riparian fauna? An assessment using meta-analysis. *Ecological Applications*, 20(1), 126-134. <https://doi.org/10.1890/08-2064.1>
- Martin, M., Boucher, Y., Fenton, N. J., Marchand, P. et Morin, H. (2020). Forest management has reduced the structural diversity of residual boreal old-growth forest landscapes in Eastern Canada. *Forest Ecology and Management*, 458, 117765. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117765>

- Martin, M., Leduc, A., Fenton, N. J., Montoro Girona, M., Bergeron, Y. et Valeria, O. (2022). Irregular forest structures originating after fire: An opportunity to promote alternatives to even-aged management in boreal forests. *Journal of Applied Ecology*, 59(7), 1792-1803. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14186>
- Martin, M., Shorohova, E. et Fenton, N. J. (2023). Embracing the Complexity and the Richness of Boreal Old-Growth Forests: A Further Step Toward Their Ecosystem Management. Dans M. M. Girona, H. Morin, S. Gauthier et Y. Bergeron (dir.), *Boreal Forests in the Face of Climate Change* (vol. 74, p. 191-218). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-031-15988-6_7
- Mascarúa López, L. E., Harper, K. A. et Drapeau, P. (2006). Edge influence on forest structure in large forest remnants, cutblock separators, and riparian buffers in managed black spruce forests. *Écoscience*, 13(2), 226-233. <https://doi.org/10.2980/i1195-6860-13-2-226.1>
- Mazerolle, M. J. Model selection and multimodel inference using the AICcmodavg package. <https://cran.rstudio.com/web/packages/AICcmodavg/vignettes/AICcmodavg.pdf> 2023.
- McMahon, B. J., Purvis, G. et Whelan, J. (2008). The Influence of Habitat Heterogeneity on Bird Diversity in Irish Farmland. *Biology & Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy*, 108(1), 1-8. <https://doi.org/10.3318/BIOE.2008.108.1.1>
- Michaud, J.-S., Coops, N. C., Andrew, M. E., Wulder, M. A., Brown, G. S. et Rickbeil, G. J. M. (2014). Estimating moose (*Alces alces*) occurrence and abundance from remotely derived environmental indicators. *Remote Sensing of Environment*, 152, 190-201. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2014.06.005>
- Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. (2010). *Sommaire des normes climatiques 1981-2010*. <https://environnement.gouv.qc.ca/climat/normales/sommaire.asp?cle=7090120>
- Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs. (2020). *Bilan Quinquennal de l'Aménagement Durable des Forêts 2013-2018 - Superficies destinées à l'aménagement forestier*. https://mffp.gouv.qc.ca/documents/forets/amenagement/reddition-comptes/FT17_SuperficieAmenagement.pdf
- Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs. Guide d'application du Règlement sur l'aménagement durable des forêts du domaine de l'État. Gouvernement du Québec. <http://mffp.gouv.qc.ca/RADF/guide/> 2023.

- Ministère des Ressources Naturelles et Forêts. (2022). *Ressources et industries forestières - Portrait statistique 2021*.
- Moore, R., Spittlehouse, D. L. et Story, A. (2005). Riparian Microclimate and Stream Temperature Response to Forest Harvesting: A Review. *Journal of the American Water Resources Association*, 41(4), 813-834.
<https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2005.tb04465.x>
- Morris, E. K., Caruso, T., Buscot, F., Fischer, M., Hancock, C., Maier, T. S., Meiners, T., Müller, C., Obermaier, E., Prati, D., Socher, S. A., Sonnemann, I., Wäschke, N., Wubet, T., Wurst, S. et Rillig, M. C. (2014). Choosing and using diversity indices: insights for ecological applications from the German Biodiversity Exploratories. *Ecology and Evolution*, 4(18), 3514-3524.
<https://doi.org/10.1002/ece3.1155>
- Mosnier, A., Ouellet, J.-P. et Courtois, R. (2008). Black bear adaptation to low productivity in the boreal forest. *Écoscience*, 15(4), 485-497.
<https://doi.org/10.2980/15-4-3100>
- MRC Abitibi. Plan d'aménagement forestier intégré tactique 2020-2025. 2020.
- MRC Abitibi. Schéma d'aménagement et de développement révisé de la MRC d'Abitibi. <https://mrcabitibi.qc.ca/file-12179> 2023.
- Naiman, R. J. et Décamps, H. (1997). The Ecology of Interfaces: Riparian Zones. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 28(1), 621-658.
<https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.28.1.621>
- Naiman, R. J., Décamps, H. et McClain, M. E. (2005). *Riparia: ecology, conservation, and management of streamside communities*. Elsevier Academic.
- National Forestry Database. (2023). *Forestry Highlights*.
<http://nfdp.ccfm.org/en/highlights.php>
- Neumann, W., Hjältén, J., De Jager, N. R., Girona, M. M. et Hof, A. (2024). Balancing conflicting goals in ungulate management and forestry in the light of climate change in hemiboreal and boreal forests: insights from Europe and Northern America. *Environmental Reviews*. <https://doi.org/10.1139/er-2024-0068>
- Newaz, Md. S., Mallik, A. U. et Mackereth, R. W. (2019). Riparian vegetation recovery in a 23 year chronosequence of clear-cuts along boreal headwater streams. *Forest Ecology and Management*, 443, 69-83.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.04.010>
- Newton, I. (2010). *The Migration Ecology of Birds*. Elsevier Science & Technology.

- Noualhaguet, M., Hernández-Rodríguez, E. et Girona, M. M. (2025). Drivers of understory vegetation 18 years after novel experimental partial-harvest treatments in Canadian boreal forests. *Forest Ecology and Management*, 594, 122949. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2025.122949>
- Noualhaguet, M., Work, T. T., Nock, C. A., Macdonald, S. E., Aubin, I. et Fenton, N. J. (2024). Functional responses of understory plants to natural disturbance-based management in eastern and western Canada. *Ecological Applications*, 34(6), e3011. <https://doi.org/10.1002/eap.3011>
- O'Carroll, A. et Gysbers, J. (2004). *Where land and waters meet: an assessment of Canada's riparian forest management standards: a Global Forest Watch Canada report*. Global Forest Watch Canada.
- Office québécois de la langue française. (2014). *intégrité écologique*. Grand dictionnaire terminologique. <https://vitrinelinguistique.oqlf.gouv.qc.ca/fiche-gdt/fiche/26529734/integrite-ecologique>
- Oldén, A., Peura, M., Saine, S., Kotiaho, J. S. et Halme, P. (2019). The effect of buffer strip width and selective logging on riparian forest microclimate. *Forest Ecology and Management*, 453, 117623. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117623>
- Olson, D. H., Anderson, P. D., Frissell, C. A., Welsh, H. H. et Bradford, D. F. (2007). Biodiversity management approaches for stream–riparian areas: Perspectives for Pacific Northwest headwater forests, microclimates, and amphibians. *Forest Ecology and Management*, 246(1), 81-107. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.03.053>
- Pappas, C., Bélanger, N., Bergeron, Y., Blarquez, O., Chen, H. Y. H., Comeau, P. G., De Grandpré, L., Delagrange, S., DesRochers, A., Diochon, A., D'Orangeville, L., Drapeau, P., Duchesne, L., Filotas, E., Gennaretti, F., Houle, D., Lafleur, B., Langor, D., Lebel Desrosiers, S., ... Kneeshaw, D. (2022). Smartforests Canada: A Network of Monitoring Plots for Forest Management Under Environmental Change. Dans R. Tognetti, M. Smith et P. Panzacchi (dir.), *Climate-Smart Forestry in Mountain Regions* (vol. 40, p. 521-543). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-030-80767-2_16
- Paquette, A., Bouchard, A. et Cogliastro, A. (2007). A less restrictive technique for the estimation of understory light under variable weather conditions. *Forest Ecology and Management*, 242(2-3), 800-804. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.01.067>
- Pearson, S. F., Giovanini, J., Jones, J. E. et Kroll, A. J. (2015). Breeding Bird Community Continues to Colonize Riparian Buffers Ten Years after Harvest. *PLOS ONE*, 10(12), e0143241. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0143241>

- Pearson, S. F. et Manuwal, D. A. (2001). BREEDING BIRD RESPONSE TO RIPARIAN BUFFER WIDTH IN MANAGED PACIFIC NORTHWEST DOUGLAS-FIR FORESTS. *Ecological Applications*, 11(3), 840-853. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2001\)011%255B0840:BBRTRB%255D2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2001)011%255B0840:BBRTRB%255D2.0.CO;2)
- Pellerin, S., Loiselle, A., Beauvais, M.-P., Lafortune, N., Rivard, N. et Lavoie, C. (2021). Les communautés forestières du parc national du Mont-Saint-Bruno : unicité et effets de bordure. *Le Naturaliste canadien*, 145(1), 36-47. <https://doi.org/10.7202/1077992ar>
- Petersson, L., Nilsson, S., Holmström, E., Lindblad, M. et Felton, A. (2021). Forest floor bryophyte and lichen diversity in Scots pine and Norway spruce production forests. *Forest Ecology and Management*, 493, 119210. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119210>
- Phoebus, I., Segelbacher, G. et Stenhouse, G. B. (2017). Do large carnivores use riparian zones? Ecological implications for forest management. *Forest Ecology and Management*, 402, 157-165. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.07.037>
- Pielech, R. (2021). Plant species richness in riparian forests: Comparison to other forest ecosystems, longitudinal patterns, role of rare species and topographic factors. *Forest Ecology and Management*, 496, 119400. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119400>
- Pinksen, J., Moise, E. R. D., Sircom, J. et Bowden, J. J. (2021). Living on the edge: Effects of clear-cut created ecotones on nocturnal macromoth assemblages in the eastern boreal forest, Canada. *Forest Ecology and Management*, 494, 119309. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119309>
- Prepas, E. E., Pinel-Alloul, B., Planas, D., Méthot, G., Paquet, S. et Reedyk, S. (2001). Forest harvest impacts on water quality and aquatic biota on the Boreal Plain: introduction to the TROLS lake program. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58(2), 421-436. <https://doi.org/10.1139/f00-259>
- R Core Team. (2024). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org>
- Reid, W. et Miller, K. (1989). Keeping Options Alive: The Scientific Basis for Conserving Biodiversity. *XF2006297320*.
- Richardson, J. S., Naiman, R. J. et Bisson, P. A. (2012). How did fixed-width buffers become standard practice for protecting freshwaters and their riparian areas from forest harvest practices? *Freshwater Science*, 31(1), 232-238. <https://doi.org/10.1899/11-031.1>

- Ries, L. et Sisk, T. D. (2010). What is an edge species? The implications of sensitivity to habitat edges. *Oikos*, 119(10), 1636-1642.
- Ritchie, L. E., Betts, M. G., Forbes, G. et Vernes, K. (2009). Effects of landscape composition and configuration on northern flying squirrels in a forest mosaic. *Forest Ecology and Management*, 257(9), 1920-1929. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.01.028>
- Robert, M., Hachey, M.-H., Lepage, D. et Couturier, A. R. (2019). *Deuxième atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional*. Regroupement QuébecOiseaux.
- Rousseau, F. et Drolet, B. (2017). *La phénologie de nidification des oiseaux au Canada*. Environnement et Changement climatique Canada = Environment and Climate Change Canada.
- Ruel, J.-C. (2000). Factors influencing windthrow in balsam fir forests: from landscape studies to individual tree studies. *Forest Ecology and Management*, 135(1-3), 169-178. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00308-X](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00308-X)
- Sabo, J. L., Sponseller, R., Dixon, M., Gade, K., Harms, T., Heffernan, J., Jani, A., Katz, G., Soykan, C., Watts, J. et Welter, J. (2005). Riparian Zones Increase Regional Species Richness by Harboring Different, Not More, Species. *Ecology*, 86(1), 56-62. <https://doi.org/10.1890/04-0668>
- Saucier, J.-P. (1994). *Le Point d'observation écologique: normes techniques*. Ministère des ressources naturelles.
- Saura, S., Estreguil, C., Mouton, C. et Rodríguez-Freire, M. (2011). Network analysis to assess landscape connectivity trends: Application to European forests (1990–2000). *Ecological Indicators*, 11(2), 407-416. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.06.011>
- Schieck, J. et Song, S. J. (2006). Changes in bird communities throughout succession following fire and harvest in boreal forests of western North America: literature review and meta-analyses. *Canadian Journal of Forest Research*, 36(5), 1299-1318. <https://doi.org/10.1139/x06-017>
- Schindler, D. W. et Lee, P. G. (2010). Comprehensive conservation planning to protect biodiversity and ecosystem services in Canadian boreal regions under a warming climate and increasing exploitation. *Conservation planning within emerging global climate and economic realities*, 143(7), 1571-1586. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.04.003>
- Schlossberg, S. (2009). Site Fidelity of Shrubland and Forest Birds. *The Condor*, 111(2), 238-246. <https://doi.org/10.1525/cond.2009.080087>

- Sedláček, O., Vokurková, J., Ferenc, M., Djomo, E. N., Albrecht, T. et Hořák, D. (2015). A comparison of point counts with a new acoustic sampling method: a case study of a bird community from the montane forests of Mount Cameroon. *Ostrich*, 86(3), 213-220.
<https://doi.org/10.2989/00306525.2015.1049669>
- Seto, M. (2005). *Effets de l'exploitation forestière sur la qualité de l'eau en forêt boréale* [Mémoire, Université Laval]. https://central.bac-lac.gc.ca/.item?id=mr04813&op=pdf&app=Library&is_thesis=1&oclc_number=77525163
- Shirley, S. M. (2006). Movement of forest birds across river and clearcut edges of varying riparian buffer strip widths. *Forest Ecology and Management*, 223(1-3), 190-199. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.10.071>
- Shirley, S. M. et Smith, J. N. M. (2005). Bird community structure across riparian buffer strips of varying width in a coastal temperate forest. *Biological Conservation*, 125(4), 475-489. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.04.011>
- Shorohova, E., Aakala, T., Gauthier, S., Kneeshaw, D., Koivula, M., Ruel, J.-C. et Ulanova, N. (2023). Natural Disturbances from the Perspective of Forest Ecosystem-Based Management. Dans M. M. Girona, H. Morin, S. Gauthier et Y. Bergeron (dir.), *Boreal Forests in the Face of Climate Change: Sustainable Management* (p. 89-121). Springer International Publishing.
https://doi.org/10.1007/978-3-031-15988-6_3
- Smirnova, E., Bergeron, Y. et Brais, S. (2008). Influence of fire intensity on structure and composition of jack pine stands in the boreal forest of Quebec: Live trees, understory vegetation and dead wood dynamics. *Forest Ecology and Management*, 255(7), 2916-2927.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.01.071>
- Snaith, T. V. et Beazley, K. F. (2004). The distribution, status and habitat associations of moose in mainland Nova Scotia. *Proceedings of the Nova Scotian Institute of Science (NSIS)*, 42(2).
<https://doi.org/10.15273/pnsis.v42i2.3608>
- Splawinski, T. B., Cyr, D., Gauthier, S., Jetté, J.-P. et Bergeron, Y. (2019). Analyzing risk of regeneration failure in the managed boreal forest of northwestern Quebec. *Canadian Journal of Forest Research*, 49(6), 680-691.
<https://doi.org/10.1139/cjfr-2018-0278>
- St-Laurent, M.-H., Dussault, C., Ferron, J. et Gagnon, R. (2009). Dissecting habitat loss and fragmentation effects following logging in boreal forest: Conservation perspectives from landscape simulations. *Biological Conservation*, 142(10), 2240-2249.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.04.025>

- Stoffyn-Egli, P. et Willison, M. J. H. (2011). Including wildlife habitat in the definition of riparian areas: The beaver (*Castor canadensis*) as an umbrella species for riparian obligate animals. *Environmental Reviews*, 19, 479-493.
- Sullivan, T. P. et Sullivan, D. S. (2021a). Responses of mustelids and small mammal prey to combined retention on clearcuts: Woody debris, green trees, and riparian structures. *Forest Ecology and Management*, 496, 119431. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119431>
- Sullivan, T. P. et Sullivan, D. S. (2021b). Short-term responses of tree squirrels to different-sized forest patches on new clearcuts in a fragmented forest landscape. *Wildlife Research*, 48(4), 366-375. <https://doi.org/10.1071/WR20002>
- Supriatna, J. (2018). Biodiversity Indexes: Value and Evaluation Purposes. *E3S Web of Conferences*, 48, 01001. <https://doi.org/10.1051/e3sconf/20184801001>
- Svensson, J., Mikusiński, G., Bubnicki, J. W., Andersson, J. et Jonsson, B. G. (2023). Boreal Forest Landscape Restoration in the Face of Extensive Forest Fragmentation and Loss. Dans M. M. Girona, H. Morin, S. Gauthier et Y. Bergeron (dir.), *Boreal Forests in the Face of Climate Change* (vol. 74, p. 491-510). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-031-15988-6_19
- Tewksbury, J. J., Levey, D. J., Haddad, N. M., Sargent, S., Orrock, J. L., Weldon, A., Danielson, B. J., Brinkerhoff, J., Damschen, E. I. et Townsend, P. (2002). Corridors affect plants, animals, and their interactions in fragmented landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 99(20), 12923-12926. <https://doi.org/10.1073/pnas.202242699>
- Thompson, M. E., Halstead, B. J. et Donnelly, M. A. (2022). Riparian buffers provide refugia during secondary forest succession. *Diversity and Distributions*, 28(9), 2008-2019. <https://doi.org/10.1111/ddi.13601>
- Tiegs, S. D., Costello, D. M., Isken, M. W., Woodward, G., McIntyre, P. B., Gessner, M. O., Chauvet, E., Griffiths, N. A., Flecker, A. S., Acuña, V., Albariño, R., Allen, D. C., Alonso, C., Andino, P., Arango, C., Aroviita, J., Barbosa, M. V. M., Barmuta, L. A., Baxter, C. V., ... Zwart, J. A. (2019). Global patterns and drivers of ecosystem functioning in rivers and riparian zones. *Science Advances*, 5(1), eaav0486. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aav0486>
- Tolkkinen, M. J., Heino, J., Ahonen, S. H. K., Lehosmaa, K. et Mykrä, H. (2020). Streams and riparian forests depend on each other: A review with a special focus on microbes. *Forest Ecology and Management*, 462, 117962. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.117962>

- Tonteri, T., Salemaa, M., Rautio, P., Hallikainen, V., Korpela, L. et Merilä, P. (2016). Forest management regulates temporal change in the cover of boreal plant species. *Forest Ecology and Management*, 381, 115-124.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.09.015>
- Trudeau, C., Imbeau, L., Drapeau, P. et Mazerolle, M. J. (2012). Winter site occupancy patterns of the northern flying squirrel in boreal mixed-wood forests. *Mammalian Biology*, 77(4), 258-263.
<https://doi.org/10.1016/j.mambio.2012.02.006>
- Ulanova, N. G. (2000). The effects of windthrow on forests at different spatial scales: a review. *Forest Ecology and Management*, 135(1-3), 155-167.
[https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00307-8](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00307-8)
- Urli, M., Thiffault, N., Barrette, M., Bélanger, L., Leduc, A. et Chalifour, D. (2017). Key ecosystem attributes and productivity of boreal stands 20 years after the onset of silviculture scenarios of increasing intensity. *Forest Ecology and Management*, 389, 404-416. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.01.007>
- Vaillancourt, M.-Andrée. (2008). *Effets des régimes de perturbation par le chablis sur la biodiversité et les implications pour la récupération*. Ministère des ressources naturelles et de la faune.
- Van Wilgenburg, S. L., McManus, J. M. et Drolet, B. (2022, 17 mai). *Additional guidance for tagging acoustic data in the WildTrax platform*. Zenodo.
<https://doi.org/10.5281/ZENODO.11211449>
- Van Wilgenburg, S. L., Toms, J. D. et Docherty, T. (2025, 17 avril). *Recommendations for designing Autonomous Recording Unit (ARU) based monitoring studies for birds and amphibians*. Zenodo.
<https://doi.org/10.5281/ZENODO.15237153>
- Veillette, J. J., Maqsoud, A., Corta, H. et Bois, D. (2004). Hydrogéologie des eskers de la MRC d'Abitibi, Québec. *57th Canadian Geotechnical Conference*, 6-13.
- Vellend, M., Verheyen, K., Flinn, K. M., Jacquemyn, H., Kolb, A., Van Calster, H., Peterken, G., Graae, B. J., Bellemare, J., Honnay, O., Brunet, J., Wulf, M., Gerhardt, F. et Hermy, M. (2007). Homogenization of forest plant communities and weakening of species–environment relationships via agricultural land use. *Journal of Ecology*, 95(3), 565-573.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2007.01233.x>
- Venier, L. A. et Pearce, J. L. (2004). Birds as indicators of sustainable forest management. *The Forestry Chronicle*, 80(1), 61-66.
<https://doi.org/10.5558/tfc80061-1>

- Versluijs, M., Eggers, S., Hjältén, J., Löfroth, T. et Roberge, J.-M. (2017). Ecological restoration in boreal forest modifies the structure of bird assemblages. *Forest Ecology and Management*, 401, 75-88.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.06.055>
- Vesely, D. G. et McComb, W. C. (2002). Salamander Abundance and Amphibian Species Richness in Riparian Buffer Strips in the Oregon Coast Range. *Forest Science*, 48(2), 291-297.
<https://doi.org/10.1093/forestscience/48.2.291>
- Voller, J. et Harrison, S. (2014). *Conservation Biology Principles for Forested Landscapes*. UBC Press. <http://ebookcentral.proquest.com/lib/uqat-ebooks/detail.action?docID=3245702>
- Walker, B. H. (1992). Biodiversity and Ecological Redundancy. *Conservation Biology*, 6(1), 18-23.
- Waters, T. F. (1995). *Sediment in streams: sources, biological effects, and control*. American Fisheries Society.
- Wei, L., Fenton, N. J., Lafleur, B. et Bergeron, Y. (2019). The Combined Role of Retention Pattern and Post-Harvest Site Preparation in Regulating Plant Functional Diversity: A Case Study in Boreal Forest Ecosystems. *Forests*, 10(11), 1006. <https://doi.org/10.3390/f10111006>
- Wei, X., Giles-Hansen, K., Spencer, S. A., Ge, X., Onuchin, A., Li, Q., Burenina, T., Ilintsev, A. et Hou, Y. (2022). Forest harvesting and hydrology in boreal Forests: Under an increased and cumulative disturbance context. *Forest Ecology and Management*, 522, 120468.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120468>
- Weigl, P. D. (2007). The Northern Flying Squirrel (*Glaucomys sabrinus*): a Conservation Challenge. *Journal of Mammalogy*, 88(4), 897-907.
<https://doi.org/10.1644/06-MAMM-S-333RR.1>
- Wesołowski, T. et Fuller, R. J. (2012). Spatial variation and temporal shifts in habitat use by birds at the European scale. Dans R. J. Fuller (dir.), *Birds and Habitat* (1^{re} éd., p. 63-92). Cambridge University Press.
<https://doi.org/10.1017/CBO9781139021654.005>
- Wheatley, M., Fisher, J. T., Larsen, K., Litke, J. et Boutin, S. (2005). Using GIS to relate small mammal abundance and landscape structure at multiple spatial extents: the northern flying squirrel in Alberta, Canada. *Journal of Applied Ecology*, 42(3), 577-586. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01034.x>

- Wickland, K. P. et Neff, J. C. (2008). Decomposition of soil organic matter from boreal black spruce forest: environmental and chemical controls. *Biogeochemistry*, 87(1), 29-47. <https://doi.org/10.1007/s10533-007-9166-3>
- Wilcove, D. S. (1986). Habitat fragmentation in the temperate zone. *Conservation Biology*, 237-256.
- Yip, D. A., Leston, L., Bayne, E. M., Sólymos, P. et Grover, A. (2017). Experimentally derived detection distances from audio recordings and human observers enable integrated analysis of point count data. *Avian Conservation and Ecology*, 12(1). <https://doi.org/10.5751/ace-00997-120111>
- Zhang, X., Ci, X., Hu, J., Bai, Y., Thornhill, A. H., Conran, J. G. et Li, J. (2023). Riparian areas as a conservation priority under climate change. *Science of The Total Environment*, 858, 159879. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159879>
- Zimbres, B., Peres, C. A. et Machado, R. B. (2017). Terrestrial mammal responses to habitat structure and quality of remnant riparian forests in an Amazonian cattle-ranching landscape. *Biological Conservation*, 206, 283-292. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.11.033>
- Zlonis, E. J. et Niemi, G. J. (2014). Avian communities of managed and wilderness hemiboreal forests. *Forest Ecology and Management*, 328, 26-34. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.05.017>