



BIBLIOTHÈQUE

CÉGEP DE L'ABITIBI-TÉMISCAMINGUE
UNIVERSITÉ DU QUÉBEC EN ABITIBI-TÉMISCAMINGUE

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

INFLUENCE DU RÉGIME DE CRUES PRINTANIÈRES SUR LA STRUCTURE
ET LA COMPOSITION DES PEUPELEMENTS RIVERAINS DE FRÊNES NOIRS
(*FRAXINUS NIGRA* MARSH.) DU LAC DUPARQUET

mémoire
présenté
comme exigence partielle
de la maîtrise en écologie et aménagement des écosystèmes forestiers
Bidiplomation avec l'Université de Montpellier

Par
Lou Delayance

Avril 2024

REMERCIEMENTS

C'est avec beaucoup de satisfaction et de gratitude que je dépose ce mémoire qui n'est pas seulement le mien, mais également le fruit du travail de mon collègue Alexandre Florent Nolin, et de ma direction composée de Jacques Tardif et Yves Bergeron.

Je tiens à spécifier ma reconnaissance envers la qualité exemplaire du travail d'Alexandre Florent Nolin, qui m'a toujours soutenue dans mon cursus avec patience et gentillesse.

Je suis également reconnaissante envers Jacques Tardif pour sa confiance en mon engagement dans la continuité de ses recherches, et dont l'expertise a été précieuse tout au long de ce travail. J'ai également une pensée pour les chaleureux moments passés à ses côtés avec France Conciatori, qui m'ont fait retrouver une atmosphère accueillante et familière, y compris dans un contexte professionnel.

Je souhaite exprimer mes remerciements à Yves Bergeron pour sa réactivité et ses conseils précis, toujours pertinents. Sa confiance, son écoute et sa convivialité ont été des soutiens précieux tout au long de cette étude.

Je souhaite également exprimer ma gratitude envers le personnel de soutien à la recherche, dont l'implication remarquable a permis la mobilisation des ressources matérielles et humaines nécessaires à la réalisation de ce travail. Je tiens à saluer tout particulièrement la sympathie et la confiance de Danielle Charon et l'attitude toujours positive et disponible d'Yvan Poirier, qui ont grandement facilité nos travaux sur le terrain.

Je tiens à souligner l'aide des personnes qui ont soutenu la partie GIS (Système d'Information Géographique) de ce projet. Je souhaite ainsi adresser mes remerciements à Ingrid Cea et Pr Osvaldo Valeria dont l'expertise et les compétences techniques ont été essentielles pour la réalisation de cette étude.

Mes remerciements s'adressent également aux professeurs et personnels administratifs de l'Institut de Recherche sur les Forêts et notamment Pr Nicole Fenton qui m'a aidée dans la réalisation des analyses de végétation ainsi que Marie-Hélène Longpré et Danielle Laporte pour leur qualité humaine et professionnelles.

Enfin, je remercie chaleureusement Corentin Juanole pour sa collaboration sur le terrain, notre complicité et les précieux souvenirs partagés lors de nos explorations du lac Duparquet.

J'ai une pensée tendre pour Marie-Robin Myler, que je serrerais dans mes bras si je le pouvais et que je remercie pour son courage et ses nombreuses anecdotes qui font le ciment de l'histoire de la station de recherche.

À ma famille, mes ami.es, mes camarades de la station de recherche du lac Duparquet et toutes les belles personnes qui m'entourent dans la vie. Un remerciement spécial à mon papa qui a toujours suivi mon parcours avec beaucoup d'attention et qui s'est toujours montré dévoué et bienveillant à mon égard notamment concernant ce travail.

Le projet a été supporté par une bourse MITACS en collaboration avec l'Organisme de Bassin Versant de l'Abitibi-Jamésie et la compagnie Greenfirst (maintenant Chantiers Chibougamau). Il a aussi bénéficié d'un financement du réseau d'inondations intersectoriel du Québec et de la forêt d'enseignement et de recherche du lac Duparquet. Ces collaborations ont grandement enrichi ce projet.

AVANT PROPOS

L’Abitibi-Témiscamingue se situe au nord de l’aire de distribution de *F. nigra* où l’espèce occupe le plus souvent les milieux humides des plaines inondables et alluviales périodiquement inondées. Autour du lac Duparquet se trouvent une vingtaine de frênaies noires où l’âge des arbres atteint plus de 250 ans. Le plus vieux *F. nigra* vivant est daté de 1750 et les frênaies du lac Duparquet sont probablement les plus anciennes documentées au Québec et en Ontario. Ces peuplements constituent des avant-postes isolés à la limite nord de l’aire de distribution des frênes noirs et deviennent indispensables pour la migration et la survie de l’espèce dans un contexte où le réchauffement climatique pourrait déplacer l’aire de distribution actuelle vers le nord. La survie des frênes noirs dans leur aire de répartition est également un enjeu pour l’Union Internationale pour la Conservation de la Nature (IUCN) qui le classe depuis 2017 dans sa liste rouge des espèces en danger critique d’extinction. Le principal responsable est l’agrile du frêne (*Agrilus planipennis*), un coléoptère originaire d’Asie et introduit au début des années 1990 et à l’origine du déclin généralisé des frênes en Amérique du Nord. À ce jour, les frênaies noires de l’Abitibi sont des îlots de survies encore épargnées par l’épidémie.

Les changements climatiques et le développement des territoires avec, en outre, la construction de barrages ou l’aménagement des cours d’eau à des fins de villégiature, pourrait menacer la qualité des habitats de *F. nigra*. La réalisation de cette étude a été motivée par la nécessité de connaître la dynamique hydrologique naturelle qui permet l’existence et le maintien de ces peuplements dans un objectif de conservation de l’espèce dans la région. Ce projet vise à dresser le portrait de la diversité des associations végétales qui composent les frênaies noires du lac Duparquet et déterminer comment ces variations s’organisent le long du gradient d’inondation.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	ii
AVANT PROPOS.....	iv
TABLE DES MATIÈRES	v
LISTE DES FIGURES.....	vii
LISTE DES TABLEAUX.....	x
RÉSUMÉ	xiii
INTRODUCTION	1
1. MÉTHODOLOGIE.....	10
1.1 Aire d'étude	10
1.2 Identification et délimitation des peuplements	13
1.4 Variables environnementales et écologiques	17
1.5 Échantillonnage dendrohydrologique.....	18
1.6 Traitement des données et analyses statistiques de la végétation.....	20
1.6.1 Détermination des communautés végétales	20
1.6.2 Ordinations des communautés végétales et des contraintes environnementales.....	22
1.7 Analyses des diamètres.....	24
1.8 Traitement des données dendrochronologiques et fréquence d'occurrence des cernes de crues.....	25
2. RÉSULTATS	27
2.1 Description des peuplements	27
2.2 Structure des communautés végétales	31
2.2.1 Regroupement hiérarchique et distribution spatiale des groupements floristiques.....	31
2.2.2 Distribution des espèces.....	33

2.2.3	Ordination des communautés végétales	39
2.3	Structure d'âges et de diamètres de <i>Fraxinus nigra</i>	42
2.4	Fréquence d'occurrence des cernes de crues (FOC).....	45
3.	DISCUSSION	50
	CONCLUSION	60
	ANNEXE A – CARTOGRAPHIE DES FRÊNAIES POTENTIELLES (EN ROUGE) AUTOUR DU LAC DUPARQUET ET DE SES AFFLUENTS. ISSUES DES DONNÉES LIDAR. SOURCE : INSTITUT CONSEIL GÉOMATIQUE ICR - INGRID CEA (2021)	61
	ANNEXE B – EXEMPLE DE CARTOGRAPHIE (AVEC PROFILS D'ÉLÉVATION) EXPLOITÉE POUR LA RÉALISATION DU PROTOCOLE DE TERRAIN. ISSUES DES DONNÉES LIDAR. SOURCE : INSTITUT CONSEIL GÉOMATIQUE ICR - INGRID CEA (2021)	62
	ANNEXE C – TABLEAU COMPARATIF DE DÉSIGNATION DES PEUPELEMENTS	63
	ANNEXE D – CARTOGRAPHIE DE LA PARCELLISATION HISTORIQUE DES BERGES DU LAC DUPARQUET ET, EN ROUGE, LES PRINCIPALES FRÊNAIES IDENTIFIÉES PAR TARDIF ET BERGERON (1992)	64
	ANNEXE E – DISTRIBUTION DE LA DENSITÉ DE <i>FRAXINUS NIGRA</i> PAR HECTARE, PAR STADE DE DÉVELOPPEMENT (SEMIS, GAULIS) ET PAR CLASSE DE DIAMÈTRE À L'ÉCHELLE DE CHACUN DES 24 PEUPELEMENTS ÉCHANTILLONNÉS. LES CLASSES DE DIAMÈTRES SONT EXPRIMÉES EN CENTIMÈTRES	65
	LISTE DES RÉFÉRENCES	66

LISTE DES FIGURES

- Figure 1.1 Carte du lac Duparquet (à gauche) et emplacement de la zone d'étude par rapport à l'aire de distribution de *Fraxinus nigra* (à droite).11
- Figure 1.2 Schéma conceptuel d'un transect d'échantillonnage de la végétation des frênaies noires à transition (A) abrupte et (B) progressive avec la forêt boréale mixte. Les graphiques sont organisés des plaines alluviales hautes (gauche, limite de la forêt boréale mixte) vers les plaines alluviales basses (droite, berges du lac Duparquet). Les transitions abruptes et progressives sont aussi figurées sur les profils d'élévation (A) et (B). Les cercles noirs représentent les grandes placettes de 100 m² (mesure des arbres matures), les cercles verts, les sous-placettes de 50 m² (mesure des jeunes arbres), et les carrés rouges représentent les quadrats de 1 m² (mesure de la végétation de sous-bois). ZV : zone de végétation. 16
- Figure 2.3 Distribution altitudinale des placettes contenant au moins un semi, gaulis ou arbre mature de *Fraxinus nigra* (A, B) et des placettes contenant plus de 50 % de *Fraxinus nigra* mature dans la canopée. A) La largeur des classes correspond à un intervalle d'élévation de 0,25 m; B) La boîte représente la gamme d'élévation interquartile, les charnières inférieure et supérieure de la boîte correspondent aux 25^e et 75^e percentiles, la barre centrale la médiane et le losange rouge la moyenne. 95 % des individus échantillonnés se trouvent entre les moustaches. Les individus échantillonnés au-delà du 95^e percentile sont représentés par des points et considérés comme des valeurs aberrantes (outliers); C) Les points représentent les élévations des centres des placettes et les losanges la moyenne de ces valeurs par peuplement. Les peuplements sont classés de haut en bas par la médiane de l'élévation des placettes. La valeur *n* à droite correspond au nombre de placettes représenté pour chaque peuplement. 30

Figure 2.4 Espèces végétales ordonnées par dendrogramme selon la classification hiérarchique de Ward calculée à partir des distances de Jaccard ($n_{\text{sites}} = 207$; $n_{\text{espèces}} = 47$) et matrice de présence-absence. Les couleurs vert clair, vert foncé, et marron, représentent les groupements floristiques distincts déterminés. 32

Figure 2.5 Boîtes à moustaches des distributions altitudinales des plantes indicatrices de chacune des zones de végétation selon le calcul de leur valeur d'espèce indicatrice (INDVAL; C1 : *Onoclea sensibilis*, C2 : *Rhamnus alnifolia*, C3 : *A. filix-feminina*) et de *Matteuccia struthiopteris*. La boîte représente la gamme d'élévation interquartile, les charnières inférieure et supérieure de la boîte correspondent aux 25^e et 75^e percentiles, la barre centrale, la médiane et le losange rouge la moyenne. 95 % des individus échantillonnés se trouvent entre les moustaches. Les individus échantillonnés au-delà du 95^e percentile sont représentés par des points et considérés comme des valeurs aberrantes (outliers). La couleur de la boîte fait référence au groupe de végétation associé, excepté pour *M. struthiopteris* présente dans les trois groupements (gris). 38

Figure 2.6 Positionnement multidimensionnel non métrique (NMDS) des 207 sites échantillonnés en fonction de leur composition en espèces végétales (présence-absence; stress = 0,1872; $k = 2$). Les sites sont représentés par des points dont les couleurs correspondent à leur groupement floristique déterminé par regroupement hiérarchique. Les ellipses indiquent les intervalles de confiance à 95 % ajustés à l'ordination spatiale des sites. Les espèces sont représentées par des triangles gris, les espèces à l'indice d'espèce indicatrice (INDVAL) significatif ($p < 0,05$) sont indiquées en caractères gris. Les variables environnementales corrélées à la position des sites dans l'espace NMDS sont représentées par des flèches noires (perMANOVA; $p < 0,05$). Les isolignes représentent l'élévation des placettes. 41

Figure 2.7 Distribution de la densité de *Fraxinus nigra* par hectare, par stade de développement (Semis, Gaulis) et par classe de DHP à l'échelle du lac (A) et des trois

groupements floristiques (B = C1; C = C2 et D = C3). Les classes de diamètres sont exprimées en centimètres. 43

Figure 2.8 Relations linéaires entre les fréquences d'occurrence des cernes de crues de type F1, F2 et F12 enregistrées dans l'anatomie des cernes de *Fraxinus nigra* et le gradient d'élévation sur la période 1953–2022 (n arbres = 59). La couleur des points correspond au groupement floristique de la placette d'échantillonnage de l'arbre avec C1 en vert clair, C2 en vert foncé et C3 en marron. 46

Figure 2.9 Chronologies des cernes de crues sur la période 1900–2022. Les barres foncées et claires représentent respectivement les fréquences relatives annuelles d'occurrence des crues de type F2 et F1. La ligne en tirets correspond à l'évolution annuelle du nombre d'échantillons. 48

LISTE DES TABLEAUX

- Tableau 1.1 Formules employées pour les calculs de la densité par hectare des différents stades de développement de *Fraxinus nigra*. h = hauteur, DHP = Diamètre à Hauteur de Poitrine, D = densité de *Fraxinus nigra* à l'hectare, F = nombre de *Fraxinus nigra* échantillonnés dans l'unité d'échantillonnage..... 25
- Tableau 2.2 Caractéristiques environnementales des peuplements échantillonnés au lac Duparquet et ses affluents. Le type hydrographique décrit la géomorphologie de la berge accotant la frênaie avec D = Delta; L = Lac; R = Rivière. FERLD = Forêt d'Enseignement et de Recherche du Lac Duparquet. La profondeur maximale correspond à la longueur du transect le plus long réalisé dans le peuplement, depuis la berge jusqu'à la dernière placette. La gamme d'élévation indique l'élévation minimale et maximale des placettes réalisées dans le peuplement et comportant plus de 50 % de *Fraxinus nigra* matures dans la canopée. Le type de transition fait référence à la limite entre frênaie noire et forêt boréale avec N = Nette (sans ambiguïté) et P = Progressive. Pour des raisons d'accessibilité, tous les peuplements n'ont pas pu faire l'objet d'une prise de leur limite expliquant l'absence de données (*No data*). A = présence de perturbation anthropique. 28
- Tableau 2.3 Distribution (moyenne \pm écart-type) de l'élévation et de la distance à la rive des centres des placettes par groupement floristique et résultats des tests non paramétriques de Wilcoxon sur les moyennes d'élévation et de distance à la rive entre les trois groupements floristiques. n_1 et n_2 : nombre d'observations dans le premier et deuxième groupe, W : somme des rangs signés. Les valeurs de p ajustées inférieures au seuil de confiance ($p < 0,05$) sont indiquées en gras..... 31
- Tableau 2.4 Résultats de l'analyse d'espèces indicatrices (INDVAL) sur les données de présence-absence des espèces au sein des trois groupements floristiques C1, C2 et C3. Ici l'indice de spécificité correspond au taux d'occupation de l'espèce

précédemment présenté (sur une base 1). Spécificité = probabilité ($p < 0,05$) qu'un site appartienne au groupe de sites cible, étant donné que l'espèce a été trouvée; Fidélité = probabilité de trouver l'espèce lorsque le site appartient au groupe de sites cibles (Murtaugh 1996). Les acronymes des statuts hydriques correspondent dénominations suivantes : OBL = obligée des milieux humides, FACH = facultative des milieux humides, NI = non-indicatrice. Les espèces non référencées par Lachance et al. (2021) ou identifiées au genre sont indiquées par un tiret..... 36

Tableau 2.5 Taux d'occupation de l'ensemble des espèces regroupées par strate dans chacun des trois groupements floristiques. Les espèces sont classées par taux d'occupation et par stade de développement (semis, arbustes et gaules, arbres). Les acronymes des statuts hydriques correspondent dénominations suivantes : OBL = obligée des milieux humides, FACH = facultative des milieux humides, NI = non-indicatrice (Lachance et al. 2021; les espèces non référencées par les auteurs ou identifiées au genre sont indiquées par un tiret)..... 37

Tableau 2.6 Résultats de l'analyse de variance par permutation (perMANOVA) avec les distances de Jaccard utilisée pour tester les effets des variables environnementales et écologiques sur la composition en espèces de chaque site (999 permutations). Les variables significatives ($p < 0,05$) sont indiquées en gras. df = degré de liberté; SST = somme totale des carrés, R^2 = coefficient de détermination, F = statistique de Fisher, $\text{Pr}(> F) = p$ -value associée à la statistique F..... 40

Tableau 2.7 Densités de *Fraxinus nigra* en nombre de tiges par hectare, par stade de développement et classe de diamètres, à l'échelle des groupements floristiques C1, C2 et C3 et du lac Duparquet (C1+C2+C3)..... 44

Tableau 2.8 Diamètre à hauteur de poitrine des *Fraxinus nigra* matures à l'échelle des groupements floristiques C1, C2 et C3 et du lac Duparquet (C1+C2+C3)..... 44

Tableau 2.9	Fréquences d'occurrence moyenne (\pm écart-type) des cernes de crues de type F1, F2 et F12 dans les cernes de <i>Fraxinus nigra</i> regroupés par groupements floristiques sur les périodes 1900–2022 et 1953–2022.....	49
Tableau 2.10	Résultat des tests de comparaison de moyenne de Wilcoxon sur les fréquences d'occurrences des cernes de crues de type F1, F2 et F12 entre zones de végétation (C1, C2 et C3) au cours de la période 1900–2022. Les valeurs de p ajustées significatives ($p < 0,05$) sont indiquées en gras.	49

RÉSUMÉ

Les débits reconstitués pour le nord-ouest du Québec démontrent une augmentation de la fréquence et de la magnitude des crues printanières en lien avec l'augmentation des précipitations nivales depuis le début du XIX^e siècle. Autour du lac Duparquet, une migration des peuplements de frêne noir (*Fraxinus nigra* Marsh.) vers l'intérieur des terres en réponse à ces changements a été rapportée. Pour anticiper la réponse des frênaies noires du lac Duparquet face aux changements climatiques et hydrologiques à venir, cette étude décrit les conditions favorisant la présence de *F. nigra* et la structuration des peuplements en lien avec la dynamique des crues printanières depuis le début du XX^e siècle. L'étude se structure autour des objectifs suivants : i) déterminer la composition et l'organisation des communautés végétales associées à *F. nigra* le long du gradient d'élévation; ii) déterminer les facteurs limitant l'expansion des frênaies noires dans les basses et hautes plaines alluviales; et iii) déterminer les fréquences d'occurrence des crues printanières le long du gradient d'élévation des plaines alluviales et identifier les fréquences de retour des crues printanières associées à chaque groupement floristique. Vingt-quatre frênaies noires du lac Duparquet et de ses affluents ont été échantillonnées durant l'été 2022 en utilisant un échantillonnage par stratification verticale de la végétation le long de transects perpendiculaires à la rive, avec mesure de variables environnementales et écologiques. Une analyse par regroupement hiérarchique associée à une analyse d'espèces indicatrices a permis d'identifier des communautés végétales associées aux frênaies noires et notamment trois communautés distribuées le long des gradients d'élévation et de distance à la rive depuis la plaine alluviale basse (communauté i) frênaie à *Onoclea sensibilis* L.), moyenne (communauté ii) frênaie à *Rhamnus alnifolia* L'Her.), et haute (communauté iii) frênaie à *Athyrium filix-feminina* (Linn.) Roth). Les structures de diamètre révèlent que les zones des basses et hautes plaines alluviales sont moins denses en *F. nigra* et composées d'arbres plus jeunes. Les analyses des cernes de crues montrent une diminution significative de la fréquence d'occurrence des crues printanières de faible et forte intensité entre les groupements floristiques depuis les basses vers les hautes plaines inondables. Les fréquences moyennes d'occurrences des crues le long du gradient d'élévation participent donc à expliquer la structure des frênaies noires du lac Duparquet. Cette recherche fournit des paramètres écologiques de base, essentiels pour maintenir un équilibre dynamique dans les frênaies noires, notamment en cas de modifications des débits des cours d'eau, comme celles induites par des aménagements hydroélectriques ou de futurs changements climatiques.

Mots-clés: changements climatiques; inondation; forêt boréale; gradient écologique; cernes de crues

Keywords: climate change; flood; boreal forest; ecological gradient; flood ring

INTRODUCTION

Changements climatiques, anthropisation et régimes hydrologiques. Les émissions de gaz à effet de serre liées aux activités anthropiques et couplées aux fluctuations climatiques naturelles sont à l'origine du réchauffement de l'atmosphère terrestre observé depuis la fin du Petit Âge Glaciaire (1850–1870; Lamb 1982; Cook et al. 2013; Nasir et al. 2019). Les températures annuelles moyennes autour du globe ont augmenté de +1,1 °C depuis 1950 et les scénarios climatiques les plus pessimistes prévoient un dépassement du seuil des +2,0 °C avant 2050 (Lee et al. 2023).

Les changements climatiques actuels se manifestent également par une modification du cycle de l'eau (Polson et Hegerl 2017) notamment par l'augmentation des phénomènes de précipitations et sécheresses extrêmes (*i.e.*, concept d'intensification du cycle de l'eau; Bradley et al. 1987; Huntington 2006; Thackeray et al. 2018; Allan et al. 2020). À l'échelle du Canada, la température annuelle moyenne s'est réchauffée de +1,7 °C entre 1948 et 2016, avec une hausse plus rapide observée dans le nord du pays (+2,3 °C; Zhang et al. 2001; Vincent et al. 2018; Bush et Lemmen 2019).

Au Québec depuis 1950, le nombre annuel des journées chaudes (Nombres de journées aux températures maximales supérieures au 90^e percentile; Vincent et Mekis 2006) a augmenté avec une tendance plus marquée en hiver et couplée à une diminution des précipitations nivales (Vincent et Mekis 2006; Yagouti et al. 2008; Vincent et al. 2018; Wan et al. 2019). L'augmentation des températures moyennes hivernales et printanières entraîne également une fonte plus précoce de la neige au sol (Bush et Lemmen 2019), diminuant la surface et l'épaisseur moyenne des couvertures neigeuses (Brown 2010; Mekis et Vincent 2011; Brown et al. 2021).

Ces changements climatiques entraînent une modification des régimes hydrologiques et les débits instrumentaux reconstitués depuis la première moitié du XX^e siècle démontrent une augmentation de la fréquence et de la magnitude des crues dans le

nord-ouest du Québec (Bégin 2001; Burn et Whitfield 2016) et au sud de la Baie-James (Déry et al. 2016; Nolin et al. 2021a, 2021b). Les projections des régimes de crues montrent également cette tendance à l'échelle du Québec (Hirabayashi et al. 2013; Gaur et al. 2018), en revanche les projections régionales pour le sud de la Baie-James sont plus incertaines (CHEQ 2015; Nolin et al. 2023).

Impacts des barrages sur les écosystèmes riverains. La variabilité hydrologique au Canada est également affectée par la densité et l'exploitation des ouvrages hydrauliques (Magilligan et Nislow 2001, 2005; Nislow et al. 2002). En 2020, 60 % de l'électricité produite au Canada provenait de barrages hydroélectriques ([Statistiques Canada 2022](#)). À l'échelle du Québec, 95 % de la production d'électricité est issue de plus de 6000 barrages hydroélectriques dont une centaine se trouvent en région Abitibi-Témiscamingue ([Hydro-Québec 2022](#); [MELCC 2022](#); [Régie de l'énergie du Canada 2022](#)).

Ces ouvrages hydrauliques modifient les régimes hydrologiques naturels des bassins versants au Québec notamment en hiver et au printemps (Lajoie et al. 2007). Dans les rivières non régulées, les conditions naturelles de sédimentation et les fluctuations de la géomorphologie des rivières favorisent l'hétérogénéité des habitats et le recrutement d'espèces riveraines aux niches écologiques variées (Kondolf et al. 1987; Resh et al. 1988; Poff 1997; Stive et al. 2002; Gordon et Meentemeyer 2006; Biswas et Mallik 2010). Les modifications des conditions hydrologiques naturelles peuvent donc altérer la composition et la productivité des communautés végétales riveraines (Anderson et Mitsch 2008; Rodríguez-González et al. 2010).

Impacts en amont. En amont des barrages de retenue, la dynamique spatio-temporelle des eaux est principalement gouvernée par les fluctuations naturelles, climatiques et hydrologiques du cours d'eau et par les manœuvres des barrages (Skalak et al. 2013; Liro 2014). Ces retenues constituent des obstacles à la circulation des sédiments et des organismes vivants (Fox et al. 2016; Schmutz et Moog 2018) et forment des zones

d'accumulation sédimentaire en amont (Petts 1980; Fencl et al. 2015; Su et al. 2017). L'installation d'un barrage est suivie d'une augmentation des débits d'étiage en amont (retenue, inondation permanente). La durée des crues printanières est amplifiée par la formation de réserves pour les besoins en énergie aux saisons où les débits sont moins importants, notamment en hiver (Fortier et al. 2011).

La régulation des rivières mène donc à une modification importante de la géomorphologie des berges et du lit du cours d'eau en amont des barrages (Evans et al. 2007; Egger et al. 2012; Liro 2016, 2017). Le remaniement sédimentaire du lit se traduit généralement par un élargissement avec la formation d'un delta à proximité du barrage (Skalak et al. 2013; Volke et al. 2015). Dans le cas des grands barrages, une extension des plaines d'inondations en périphérie et/ou des inondations plus fréquentes peuvent aussi être observées (Bao et al. 2015a; Bejarano et al. 2018; Liro 2019).

Ces nouvelles conditions hydrologiques et géomorphologiques apparentent les retenues en amont des barrages aux milieux lacustres et les communautés végétales riveraines y présentent des similarités structurelles avec les communautés de bord de lac (Ceschin et al. 2015). Dans le cas des barrages manœuvrés, la dynamique spatio-temporelle de ces peuplements riverains est soumise et dépendante des activités de stockage et décharge des réservoirs (Nilsson et Berggren 2000; Johnson 2002; Liro 2014).

Les barrages conditionnent la composition et la structure des communautés végétales (Garssen et al. 2015; Liro 2019). Dans ces milieux où la durée et la sévérité des crues ont été amplifiées, les espèces les moins adaptées migrent vers les plaines alluviales hautes ou disparaissent (Bao et al. 2015; Bejarano et al. 2018). La zone où la fluctuation des débits est diminuée est colonisée par des espèces plus tolérantes aux conditions d'immersion prolongée, le plus souvent pionnières ou annuelles. Ces nouvelles communautés sont généralement caractérisées par l'établissement d'espèces exotiques envahissantes (Yang et al. 2012; Zheng et al. 2021), et une richesse spécifique (nombre

d'espèces végétales) inférieure à celle des communautés naturelles (Zhang et al. 2013; Garssen et al. 2015; Chen et al. 2020).

Parfois des habitats humides diversifiés où la richesse spécifique est similaire ou plus élevée que celles des communautés naturelles peuvent se créer, particulièrement lorsque l'envasement atteint le seuil des barrages fixes. La disparition partielle de la végétation initiale permet l'installation de nouvelles espèces qui n'auraient pas ou peu trouvé de niche écologique dans la communauté précédente (Nilsson et al. 1997; Nilsson et Berggren 2000; Bombino et al. 2014; Garssen et al. 2015).

Impacts en aval. En aval, les barrages diminuent les débits moyens et uniformisent les régimes d'écoulement en diminuant la sévérité et la fréquence des crues et des étiages (Lytle et Poff 2004; Magilligan et Nislow 2005; Assani et al. 2006; Gordon et Meentemeyer 2006). Au printemps, la fermeture des barrages manœuvrés pour remplir les retenues participe également à la baisse de la sévérité des crues de dégel en aval (Magilligan et Nislow 2005).

Les barrages diminuent les apports sédimentaires en aval (Petts 1980; Fencl et al. 2015; Su et al. 2017) et participent à la dégradation de la qualité du substrat (Kondolf et al. 1987) en provoquant un excès d'érosion du lit et des berges (Buma et Day 1977; Yang et al. 2014). La régulation des débits entraîne également un réajustement géomorphologique du lit (Nabet 2013) qui peut s'accompagner d'un élargissement du lit (*i.e.*, érosion des berges), ou au contraire, d'une contraction de la largeur des berges (*i.e.*, incision sédimentaire; Rood et al. 1998; Gordon et Meentemeyer 2006).

Les résultats des études menées sur les peuplements forestiers riverains en aval de barrage pourraient s'appliquer aux conséquences observées sur la végétation de berges lacustres en cas de baisse du niveau d'étiage. Les espèces végétales dont les stratégies d'histoire de vie sont adaptées aux perturbations par les crues (période de reproduction tardive, stratégie d'allocation des ressources dans des organes adaptés aux conditions

d'immersion prolongées, etc.) seront désavantagées dans un milieu où la récurrence des inondations est réduite. Dès lors, des espèces plus compétitives et plus adaptées aux conditions nouvelles s'installent et vivent en compétition avec les précédentes cohortes (Lytle et Poff 2004). La baisse des débits d'étiage entraîne aussi un stress lié à la sécheresse.

Ces conditions induisent des conséquences physiologiques pouvant se traduire par une fermeture des stomates et une réduction des activités de transpiration et de photosynthèse (Rood et al. 2003). Chez le genre *Populus* par exemple, ces modifications physiologiques ont des conséquences morphologiques : une réduction de la croissance ainsi qu'un dépérissement du houppier ('descente de cime') pouvant diminuer les capacités de survie des arbres (Rood et al. 2003). Dans les zones riveraines asséchées par la régulation des niveaux d'eau, une mortalité plus importante est généralement constatée chez les espèces adaptées aux sols hydriques (Rood et al. 1998; Tai et al. 2018). En conséquence, les communautés végétales affectées par une baisse du niveau d'étiage et de la fréquence et sévérité des crues montrent une diminution de leur richesse spécifique (Nilsson et Jansson 1995; Jansson et al. 2000).

Les espèces hydrochores (dont le matériel reproductif est disséminé par l'action des courants) sont quant à elles affectées par la fragmentation du cours d'eau qui entrave la circulation des fruits, graines et/ou propagules, limitant leur installation et participant à la diminution de la diversité spécifique en aval (DeWine et Cooper 2007; Merritt et al. 2010).

Les communautés végétales riveraines constituent des habitats pour de nombreuses espèces aquatiques et terrestres (Tockner et Ward 1999) et sont également des zones tampons dont l'équilibre préserve les milieux plus profonds (Naiman et al. 1993; Kondolf et al. 1996). Le maintien de la variabilité naturelle des débits et du lit constitue donc un enjeu majeur pour la conservation de la biodiversité des espèces et des habitats des forêts riveraines.

Études paléohydrologiques et enjeux de conservation des frênaies noires au lac Duparquet, nord-ouest du Québec. La distribution des espèces forestières des peuplements riverains du lac Duparquet est principalement conditionnée par la topographie et les variations du niveau du lac (Tardif et Bergeron 1992; Denneler et al. 1999). L'exposition au vent joue également un rôle sur l'exposition aux vagues. Autour du lac Duparquet, les berges exposées aux vents dominants d'ouest sont les plus exposées à l'action des vagues (Denneler et al. 1999). Les zones préservées des remous présentent généralement des sols à granulométrie plus fine que sur les zones exposées aux vagues pouvant favoriser la germination (Vought et al. 1994) et l'établissement de *F. nigra* qui trouve son optimum sur des sols alluviaux argileux ou loameux (Sims et al. 1990; Wright et Rauscher 1990). Les frênaies noires riveraines du lac Duparquet sont typiques des plaines d'inondation (Tardif et Bergeron 1992; Denneler et al. 1999) dont les parties les plus basses sont inondées périodiquement par les crues printanières (Tardif et Bergeron 1999).

Les feuillus à bois poreux (tels que *F. nigra*) présentent une plasticité particulière des vaisseaux conducteurs permettant la lecture des conditions hydrologiques passées marquées par des cernes de crues (Astrade et Bégin 1997; Tardif et al. 2010; Kames et al. 2016; Tardif et al. 2021a, 2021b, 2023; Nolin et al. 2021a, 2021b, 2022). Pour le lac Duparquet, les études dendrochronologiques ont montré une augmentation de la sévérité des crues (niveaux d'eau plus élevés) et des débâcles printanières depuis la fin du XIX^e siècle (Tardif et Bergeron 1997b). Les crues printanières les plus sévères ayant eu lieu dans les 150 dernières années (étude réalisée sur les 250 dernières années; Nolin et al. 2021a). La montée progressive du niveau des eaux de crues printanières couplée à la réduction des régimes d'incendie (Bergeron et Archambault 1993) a entraîné la migration vers les terres de la frange forestière riveraine et notamment des peuplements de *F. nigra* (Tardif et Bergeron 1999; Denneler et al. 2008).

Les variations constatées dans le régime hydrologique du lac Duparquet, ne semblent pas affecter les peuplements de *F. nigra*, en raison de l'écologie spécifique de l'espèce adaptée aux conditions d'immersion prolongée. La dormance de ses graines, par exemple, peut s'étendre sur une période de deux à huit ans, nécessitant une phase froide et humide prolongée pour la germination (Wright et Rauscher 1990). De plus, son affinité pour les terrains humides, sa tolérance aux inondations printanières, ainsi que sa capacité de reproduction végétative (Sims et al. 1990; Wright et Rauscher 1990) permet à l'espèce de se maintenir malgré des conditions hydrologiques changeantes. D'ailleurs l'équilibre des classes d'âges dans les frênaies noires du lac Duparquet et la présence d'arbres âgés de plus de 250 ans renseignent sur la pérennité de ces peuplements (Tardif et Bergeron 1999).

Cependant, on observe dans les plaines alluviales basses plus fréquemment immergées que l'eau, les courants ainsi que les débris limitent la germination des graines et augmentent la mortalité des jeunes pousses durant les premières années, favorisant ainsi la reproduction végétative de *F. nigra* (Tardif et al. 1994; Tardif et Bergeron 1999). Ces zones montrent également une densité de tiges plus faible (Tardif et Bergeron 1992) avec des arbres plus jeunes en moyenne que dans les zones moins touchées par les crues (Tardif et Bergeron 1999). Les frênaies noires du lac Duparquet restent donc sensibles aux variations hydrologiques soudains et pérennes comme une déconnexion de leurs racines avec la nappe alluviale ou au contraire, une immersion permanente. Sur les berges du lac Duparquet, la disparition de frênaies noires à la suite d'une immersion permanente des racines liée à la construction de barrages par le castor fut observée (J.C. Tardif, Comm. Pers. 2023).

Il faut tenir compte également de la récente augmentation régionale des populations de castors (possiblement aussi autour du lac Duparquet; J.C. Tardif comm. pers.) qui représente une menace additionnelle aux risques de submersion permanente des frênaies (Catling et al. 2022). *Fraxinus nigra* apparaît comme une espèce appréciée par

le castor, ce qui entraîne des dommages physiques aux arbres et augmente le taux de mortalité des peuplements (Barnes et Dibble 1988).

Enfin, dans le secteur de Duparquet, *F. nigra* est particulièrement surveillé en raison de la propagation inquiétante de l'agrile du frêne en Amérique du Nord (*Agrilus planipennis* Fairmaire, coléoptère invasif originaire d'Asie, Muirhead et al. 2006; Iverson et al. 2016; Costanza et al. 2017). Selon Klooster et al. (2014), le taux de mortalité du genre *Fraxinus* causé par le coléoptère s'approche des 100 % (sans différence entre espèces de frênes, âge, ou milieux de croissance). *Fraxinus nigra* présente 51% de son aire de distribution au Canada et les peuplements établis autour du lac Duparquet se trouvent près de la limite nordique de distribution de l'espèce. Toutefois, l'agrile du frêne n'a pas à ce jour encore été recensé autour du lac Duparquet, mais a été recensé à environ 200 km au sud dans la région du Témiscamingue (COSEPAC 2018; GBIF secrétariat 2022). Depuis 2017, *F. nigra* est d'ailleurs considérée comme espèce en danger critique d'extinction par l'UICN (Jerome et al. 2017).

Le maintien des peuplements en lisière nordique de l'aire de répartition constitue donc un enjeu majeur dans la conservation de l'espèce (Wiens et Graham 2005) surtout dans un contexte où les changements climatiques pourraient entraîner la migration de *F. nigra* vers le nord; ces peuplements constituent des avant-postes essentiels pour la migration. À ce titre, les frênaies noires dans la zone de conservation de la forêt d'enseignement et de recherche du lac Duparquet (FERLD) ont donc été protégées, ainsi que celles autour du lac Duparquet, à titre d'écosystèmes forestiers exceptionnels du Québec et/ou de forêts rares (MRF 2008, 2016; MRC Abitibi-Ouest 2019).

Objectifs et hypothèses. L'objectif de cette étude est de définir les zones d'établissement de *F. nigra* ainsi que les caractéristiques structurelles internes des peuplements autour du lac Duparquet. Ce travail vise à mettre en lien les variations hydrologiques passées du lac Duparquet - évaluées à partir de l'étude

dendrochronologique des cernes de crues de *F. nigra* - avec l'état actuel des frênaies noires afin de mieux anticiper les réponses des peuplements face aux changements hydrologiques anticipés dans le futur. Trois hypothèses sont proposées : i) les communautés végétales compagnes à *F. nigra* varient selon le gradient d'élévation et de distance au rivage; ii) l'expansion des frênaies noires est limitée dans les plaines alluviales basses par la présence des hautes eaux du lac et dans les plaines alluviales hautes par la compétition avec les espèces forestières adaptées aux conditions plus sèches de la forêt boréale mixte; et iii) les fréquences d'occurrence des crues printanières sont corrélées avec l'élévation et participent à expliquer les caractéristiques structurelles internes (composition spécifique des communautés végétales et structures de diamètres) des frênaies noires.

1. MÉTHODOLOGIE

1.1 Aire d'étude

Cette étude a été réalisée au pourtour du lac Duparquet (48°28'N; 79°16'W), lequel est situé dans le bassin versant de la rivière Abitibi au nord-ouest du Québec (Figure 1.1). Les sols de la région sont typiques de la ceinture d'argile issue des dépôts lacustres des deux lacs proglaciaires Barlow et Ojibway dont le drainage date de la dernière période glaciaire, il y a environ 8000 ans (Vincent et Hardy 2011; Daubois et al. 2015). Le lac Duparquet couvre une superficie de 50 km² et est principalement alimenté par les rivières Magusi, Kanasuta, Mouilleuse, d'Alembert et Lanaudière, dont aucune des cinq n'est régulée par des barrages (MELCC 2022). Les eaux du lac Duparquet s'écoulent par la rivière Duparquet qui se jette dans le lac Abitibi situé approximativement à 15 km au nord, puis dans la rivière Abitibi. Le lac Abitibi est un lac régulé depuis 1922 pour la production hydroélectrique par le barrage *Twin Falls*, localisé à Iroquois Falls en Ontario (Macfarlane et Kitay 2016; MELCC 2022). La rivière Abitibi s'écoule ensuite vers la Baie-James incluse dans la mer d'Hudson. La présence d'un rapide abrupt (le 'Rapide Danseur') à 5 km en aval de l'exutoire du lac Duparquet, préserve le lac et ses écosystèmes de l'influence du barrage de Twin Falls en aval.

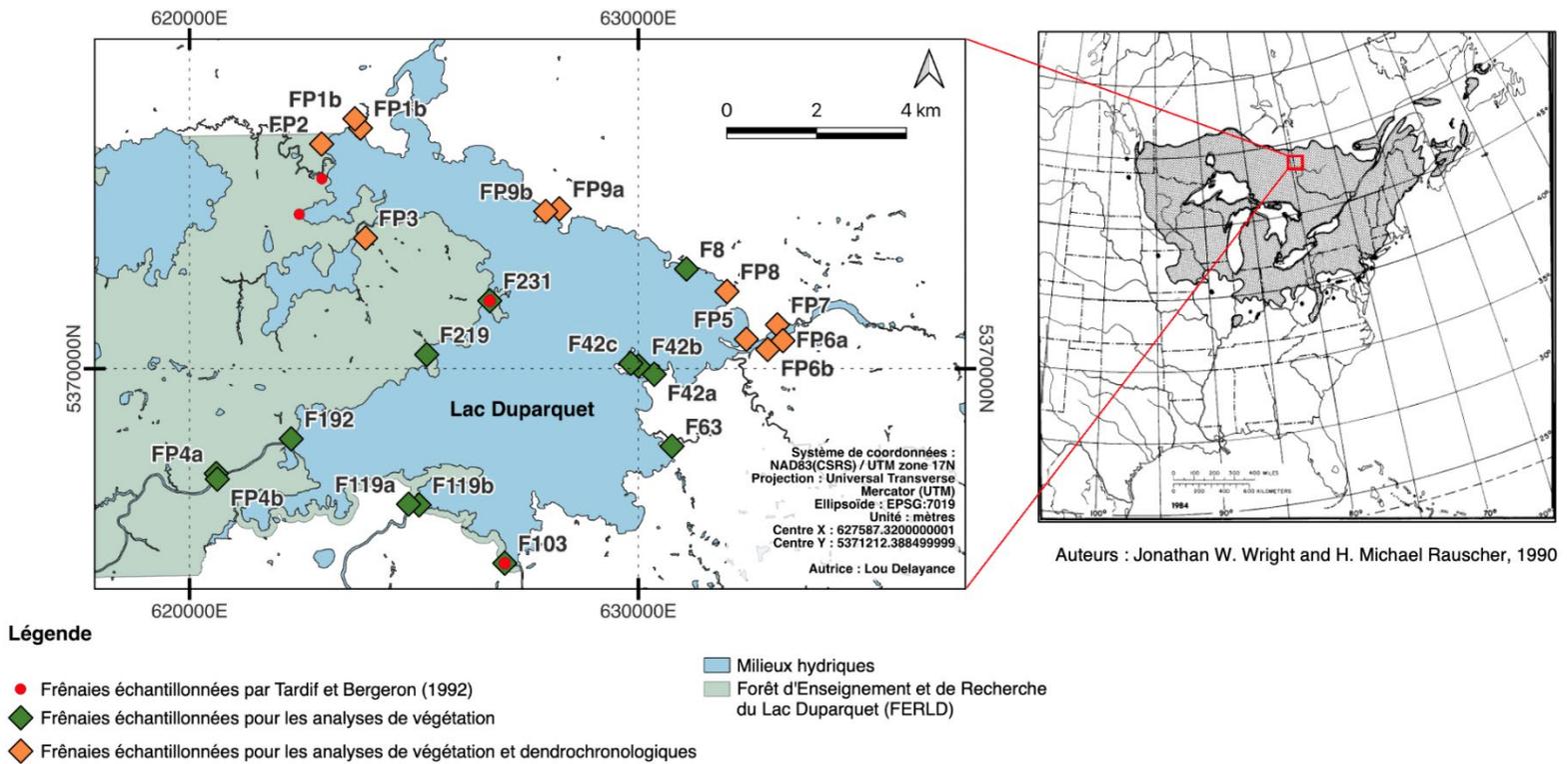


Figure 1.1
 Carte du lac Duparquet (à gauche) et emplacement de la zone d'étude par rapport à l'aire de distribution de *Fraxinus nigra* (à droite).

La région du lac Duparquet est caractérisée par un climat subboréal (Rowe 1972). Entre 1981 et 2010, les normales de la station météorologique de Mont Brun (48°25'N; 78°44'W), située à environ 40 km au sud-est du lac Duparquet, indiquent des moyennes annuelles de températures de 1,0 °C et un total annuel de précipitations de 704,9 mm. Les chutes de neige représentent 280,6 cm, soit 39,8 % des précipitations annuelles ([Canadian Climate Normals 2022](#)). La fonte des neiges au printemps est à l'origine des principaux pics de débits qui engendrent des inondations printanières (Nolin et al. 2022). Plusieurs indicateurs paléohydrologiques et les données instrumentales de la rivière Harricana, située à environ 85 km à l'est du lac Duparquet, indiquent que les inondations printanières se produisent généralement entre la mi-avril et la mi-mai et peuvent se prolonger jusqu'au mois de juillet (Tardif et Bergeron 1997; Denneker et al. 2008; Nolin et al. 2021a, 2022). Les dates de dégel observées au lac Duparquet, entre 1968 et 2021, indiquent par ailleurs que le lac se libère de son couvert de glace entre le 12 avril et le 24 mai, et durant les premières semaines du mois de mai (moyenne 1968–2021 = 9 mai, Mongrain 2014).

Situé à la limite sud de la forêt boréale mixte du Québec, le lac Duparquet se trouve dans la région écoforestière de la sapinière à bouleau blanc (Rowe 1972; Morneau et al. 2021). La région se situe près de la limite nordique de l'aire de distribution de *F. nigra* (Little et Viereck 1971; Wright et Rauscher 1990). Par ailleurs le lac Duparquet abrite les frênaies noires les plus anciennes répertoriées au Québec et en Ontario, où les arbres peuvent atteindre plus de 250 ans (Tardif et Bergeron 1999). Autour du lac Duparquet, *F. nigra* domine les plaines de dépôts alluvionnaires fins, en association avec le peuplier baumier (*Populus balsamifera* L.) et dans une moindre mesure avec l'orme d'Amérique (*Ulmus americana* L.). Différentes espèces sont aussi trouvées en bordure des frênaies noires, entre autres des saules (*Salix* spp.) à proximité des rives, le sapin baumier (*Abies balsamea* (L.) Mill.), le bouleau à papier (*Betula papyrifera* Marsh.) et le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides* Michx.) en bordure de forêt boréale (Tardif et Bergeron 1992; Bergeron et Archambault 1993). *Fraxinus nigra* est

également codominant dans certaines plaines d'inondation avec le cèdre blanc (*Thuja occidentalis* L.) et peut occuper des dépôts de till glaciaire (Denneker et al. 1999).

1.2 Identification et délimitation des peuplements

Une vingtaine de frênaies sur le pourtour du lac Duparquet ont été identifiées par Tardif et Bergeron (1992) et cinq des plus étendues d'entre elles ont fait l'objet d'études approfondies (Figure 1.1; Tardif et Bergeron 1992, 1999). Dans la présente étude, l'identification des frênaies noires s'est appuyée sur la télédétection à partir d'images satellitaires Sentinel 2 et calibrées avec la réponse multispectrale des peuplements identifiés par Tardif et Bergeron (1992). Ce travail réalisé par ICR Expert Conseil Géomatique a permis de localiser les surfaces avec une haute probabilité de présence de *F. nigra* sur les berges du lac Duparquet et de ses affluents (Nolin et al. 2024 (en préparation); ANNEXE A). Des cartographies de dix-huit zones d'occupation potentielles de *F. nigra* ont été produites et accompagnées de profils d'élévation LiDAR (en Meters Above Sea Level; m.a.s.l.) pour aider à la lecture des éléments topographiques sur le terrain. Les différents groupes d'essences périphériques aux zones potentielles à *F. nigra* et issus du dernier inventaire écoforestier régional ont aussi été décrits (ANNEXE B). La nomenclature utilisée pour nommer les frênaies dans ce travail reprend celle des cartographies produites par ICR Expert Conseil Géomatique et diffère de celles utilisées dans les précédents articles (ANNEXE C; ANNEXE D).

Parmi ces dix-huit cartographies des zones d'occupation potentielles de *F. nigra*, certaines sont composées de plusieurs peuplements distincts, séparés par des frontières forestières ou topographiques (FP1, FP4, FP6, FP9, F42, F119). Ces peuplements distincts ont donc été considérés individuellement et sont référencés de la manière suivante : FP4a, FP4b, FP6a, FP6b, FP9a, FP9b, F42a, F42b, F42c, F119a et F119b. L'échantillonnage comprend donc vingt-quatre frênaies noires dont trois d'entre elles (F8, F103, F231) appartiennent à l'échantillonnage réalisé par Tardif et Bergeron (1992; Figure 1.1).

Les limites terrestres supérieures de vingt peuplements sur vingt-quatre dans les plaines inondables hautes ont été tracées à l'aide d'un GNSS Trimble GEO 7X, puis corrigées avec le système d'augmentation spatial (SBAS; précision horizontale de 75 à 90 cm). Les quatre frênaies restantes présentaient des difficultés d'accès ou de sécurité (présence d'ours). La délimitation de la limite supérieure des peuplements a été définie lorsque le peuplement pur de *F. nigra* passait (1) sans ambiguïté à un assemblage d'arbres typiques de la forêt boréale (sites FP1a-b, FP2, FP3, FP4, FP6, FP7, FP8, FP9, F8, F42a-b-c, F192); dans ces cas, la limite a été établie derrière les derniers arbres matures de *F. nigra*; (2) à travers des zones intermédiaires d'espèces mixtes de forêt boréale et de *F. nigra* (sites F103, F119a-b, F219, F231), auquel cas un seuil arbitraire de 50 % d'arbres *F. nigra* matures dans la canopée a été utilisé. Les délimitations ont été lissées sur le logiciel ArcGIS (version 10.8.2) à l'aide d'une spline à tolérance contrôlée de 5 m afin d'éliminer tout changement soudain de direction dans les polygones qui résultait très probablement de la variabilité aléatoire de la réception du signal satellite et qui n'a pas pu être rectifié par SBAS.

La limite inférieure des peuplements de *F. nigra* (surface en eau du lac) a été déterminée à l'aide du contour du lac Duparquet disponible dans la géodatabase du réseau hydrographique du Québec (GRHQ; MERN, 2016; région UDH = 08AA, couche = RH_S "Entité surfacique du réseau hydrographique", champ TYPECE = 21). Le contour du lac GRHQ est disponible en libre accès et présente une résolution spatiale de ± 5 m à une échelle de 1:20 000. La profondeur maximale de chaque peuplement a été mesurée sur ArcGIS et correspond à la distance entre la limite inférieure du peuplement et la dernière placette du plus long transect.

1.3 Échantillonnage de la végétation

Vingt-quatre frênaies situées sur les berges du lac ou de ses affluents ont été échantillonnées entre le 14 juin et le 2 août 2022. Dans chaque peuplement, des unités d'échantillonnage ont été établies le long de transects perpendiculaires au rivage et à

partir de la ligne d'eau jusqu'à la limite supérieure du peuplement dans les plaines inondables hautes. En fonction des dimensions des frênaies noires, le nombre de transects a varié entre un et quatre pour tenir compte de la variabilité dans la composition en espèces et en classe d'âge. Les transects ont également été positionnés afin d'éviter les zones perturbées par les activités humaines (*ex.*, chalets).

Les emplacements des premières et dernières unités d'échantillonnage suivent les mêmes règles de positionnement que la délimitation des franges des peuplements (voir 1.2 Identification et délimitation des peuplements) soit (1) derrière le dernier arbre mature de *F. nigra* (Figure 1.2A) ou (2) dans la zone de transition présentant 50% ou moins d'arbres *F. nigra* matures dans la canopée (Figure 1.2B). Chaque unité d'échantillonnage a été géoréférencée à l'aide du Trimble GEO 7X et l'élévation (en m.a.s.l.) de chacune a été extraite des données LiDAR (Ingrid Cea, Institut Conseil Géomatique 2022). Au total, 207 unités d'échantillonnage ont été réalisées sur 59 transects dans 24 frênaies.

Afin de réaliser un recensement de l'ensemble des strates végétales, les unités d'échantillonnage ont été divisées de la manière suivante : une grande placette de 100 m² (rayon (r) = 5,64 m) comprenant en son centre une sous-placette de 50 m² (r = 3,99 m) et cinq quadrats de 1 m² dont un en position centrale et quatre en bordure de la grande placette (Figure 1.2).

Sur la grande placette, les arbres matures (diamètre à hauteur de poitrine (DHP) > 7 cm; seuil arbitraire) ont été identifiés et comptés, le DHP des *F. nigra* vivants et morts y a été mesuré à l'aide d'un ruban forestier. L'origine (sexuée ou asexuée) des *F. nigra* matures et leur état physiologique (vivant ou mort) ont été notés. Toutes les tiges provenant de la base ou du collet d'une souche furent considérées comme des rejets d'origine asexuée. Pour les tiges regroupées en bouquet de même que pour les arbres isolés, la présence ou non de traces de la tige d'origine (tige morte, souche pourrie,

etc.) est utilisée comme critère d'attribution de l'origine (Sigafos 1964; Tardif et Bergeron 1999).

La sous-placette située au centre de la grande placette a été choisie pour identifier et compter les jeunes plants de *F. nigra* d'origine sexuée et asexuée, les espèces arborescentes (hauteur > 1 m; 1 cm < DHP < 7 cm) et les espèces arbustives.

Sur les bords et au centre de la plus grande placette, les cinq quadrats ont été utilisés pour recenser la végétation de sous-bois et les semis des espèces arborescentes (données de présence/absence; hauteur < 1 m; Figure 1.2).

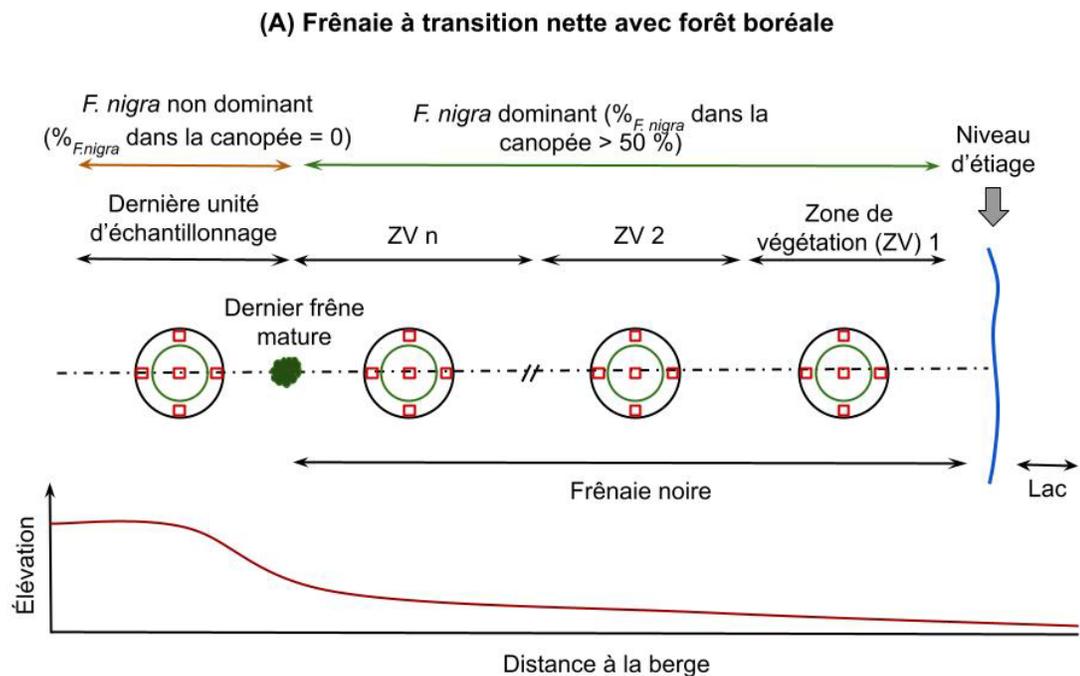


Figure 1.2

Schéma conceptuel d'un transect d'échantillonnage de la végétation des frênaies noires à transition (A) abrupte et (B) progressive avec la forêt boréale mixte. Les graphiques sont organisés des plaines alluviales hautes (gauche, limite de la forêt boréale mixte) vers les plaines alluviales basses (droite, berges du lac Duparquet). Les transitions abruptes et progressives sont aussi figurées sur les profils d'élévation (A) et (B). Les cercles noirs représentent les grandes placettes de 100 m² (mesure des arbres matures), les cercles verts, les sous-placettes de 50 m² (mesure des jeunes arbres), et les carrés rouges représentent les quadrats de 1 m² (mesure de la végétation de sous-bois). ZV : zone de végétation.

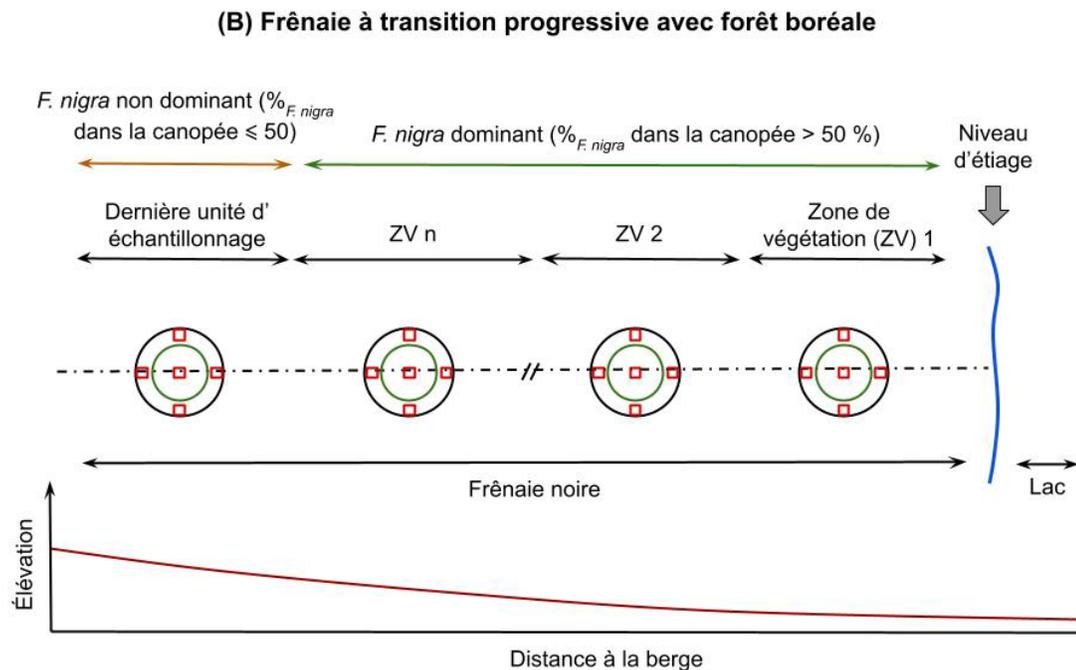


Figure 1.2 (suite)

1.4 Variables environnementales et écologiques

Tardif et Bergeron (1992) ont démontré que la topographie, le drainage, la durée des crues printanières et les gradients de pente et d'élévation étaient les principaux facteurs écologiques responsables de la différenciation des communautés végétales dans les frénaies noires du lac Duparquet. Dans ce travail les variables d'élévation (Elev) et de distance par rapport au niveau du lac (LDist) ont donc été sélectionnées afin d'expliquer la distribution des espèces dans les peuplements de *F. nigra* à l'échelle du lac Duparquet.

Des variables associées à la dynamique écologique de *F. nigra* ont également été considérées. Pour chaque unité d'échantillonnage le DHP moyen $DHP_{moyen} = \left(\frac{\sum_n^i DHP_{F. nigra}}{n_{F. nigra}} \right)$ exprimé en cm, le taux de *F. nigra* dans la population totale de gaulis (densité de régénération) $D_{Reg} = \left(\frac{n_{F. nigra}}{n_{Total\ de\ gaulis}} \right)$, et le ratio de *F. nigra* dans la

canopée $RFNI = \left(\frac{n_{F. nigra\ matures}}{n_{Total\ d'arbres\ matures}} \right)$ exprimé en pourcentage ont été extrait de nos comptages.

Les perturbations naturelles comme les cicatrices de glace, le marquage par le castor (variables « Glaces » et « Castor ») et l'origine végétative des arbres (variable « Rejet ») ont également été recensées pour tous les *F. nigra* matures des placettes de 100 m². Il est à noter que parmi les 207 unités d'échantillonnage, 20 comportaient un ou des traces laissés par le castor et 47 par les glaces.

1.5 Échantillonnage dendrohydrologique

La caractérisation des régimes de crues a été réalisée via un échantillonnage dendrohydrologique de *F. nigra* localisés dans neuf peuplements (FP1a, FP1b, FP2, FP3, FP5, FP6, FP7, FP8 et FP9; Figure 1.1). Dans chacun de ces peuplements, le transect le plus étendu réalisé lors de l'échantillonnage de la végétation a servi à l'échantillonnage dendrochronologique. Chaque unité d'échantillonnage du transect a été visitée et au moins trois *F. nigra* y ont été carottés avec une sonde de Pressler de diamètre 0.5 mm, en prélevant entre une et trois carottes à la base de l'arbre pour maximiser les chances d'obtenir le centre de l'arbre et de déterminer son âge. Au total 151 carottes ont été réalisées sur 65 arbres.

Les carottes prélevées à la base des arbres, entre 30 et 60 cm, permet (1) de déterminer l'âge des arbres, et surtout (2) les cernes de crue identifiables dans la portion de la tige qui est submergée lors de la formation des vaisseaux du bois initial tout en restant suffisamment haut pour viser le cœur du tronc (St. George et al. 2002; Copini et al. 2016; Tardif et al. 2023). Prélever les arbres à leur base, au plus proche du sol permet donc d'échantillonner les cernes de crues formés lors des bas et hauts niveaux d'inondations. Chaque arbre échantillonné a été géoréférencé l'aide du Trimble GEO 7X. L'élévation (en m.a.s.l.) de l'échantillon a été déterminée à partir de la somme de

l'élévation du sol au pied de l'arbre (issue des données LiDAR) et de la hauteur de prélèvement de la carotte.

Les échantillons dendrochronologiques dont la hauteur de prélèvement dépassait 60 cm ont été éliminés (25 échantillons sur 151) puis pour chaque *F. nigra*, l'échantillon à la hauteur de prélèvement la plus basse a été conservé pour arriver à un total de 65 échantillons pour 65 arbres et éviter la pseudoréplication dans les analyses statistiques.

La préparation des carottes a suivi les procédures dendrochronologiques standard (Cook et Kairiukstis 1990; Speer 2010) comprenant leur montage puis leur ponçage avec une série de papiers abrasifs de plus en plus fins jusqu'à 400 microns. Les carottes ont aussi été nettoyées à l'air sous pression pour décroiser les vaisseaux et faciliter la détermination des cernes de crues (Kames et al. 2016). Enfin, de la craie blanche a été appliquée pour augmenter le contraste entre les vaisseaux du bois initial et les autres cellules du bois. À l'aide d'une loupe binoculaire, chaque échantillon a été daté à l'aide des années repères développées pour la région du lac Duparquet (Tardif et Bergeron 1997a; Kames et al. 2016; Nolin et al. 2021a, 2021b).

Les cernes de crues ont ensuite été identifiés et classés en deux types : F2 (haute intensité), cernes de crues typiques caractérisés par une augmentation importante du nombre de vaisseaux et une diminution importante de leur surface; F1 (faible intensité), cernes de crues caractérisés par une plus faible augmentation du nombre de vaisseaux et/ou une plus faible diminution de leur surface n'affectant souvent pas la totalité des vaisseaux du bois initial (*e.g.*, uniquement la première bande de vaisseaux). Une troisième chronologie de cernes de crues F12 a été construite en sommant les valeurs de F1 et F2 (Nolin et al. 2021b, 2021c; Tardif et al. 2021a). Étant donné que la détermination visuelle et la classification des cernes de crue (notamment F1 faible intensité) sont complexes et peuvent varier légèrement d'un observateur à l'autre, les cernes de crues ont été déterminés et classés par deux observateurs indépendants sur chaque échantillon (observateurs : Alexandre F. Nolin et Lou Delayance; adapté

depuis Tardif et al. 2021a). Enfin, les années qui ne présentaient pas de cernes de crues F1 ou F2 ont été catégorisées F0 : absence de cerne de crue.

1.6 Traitement des données et analyses statistiques de la végétation

1.6.1 Détermination des communautés végétales

L'ensemble des analyses statistiques a été réalisé avec le logiciel R v. 4.3.0 (R Core Team 2022). Dans le but d'identifier et regrouper les placettes similaires selon leur cortège d'espèces, toutes les strates de la végétation ont été analysées conjointement (combinaison des placettes de 100, 50 et 1 m²) avec maintien de la présence des espèces selon la dimension des placettes (*F. nigra*-1 m², *F. nigra*-50 m² et *F. nigra*-100 m²). En raison des contraintes d'accès liées aux parcelles inondées, les relevés de la végétation ont été effectués sur une durée de deux mois (du 14 juin au 2 août). Il est donc envisageable que les variations saisonnières aient introduit un biais dans les pourcentages de recouvrement et dès lors, les analyses ont été conduites à partir des données de présence/absence. Les relevés de végétation effectués sur les quadrats de 1m² ont été combinés à l'échelle de la placette de telle manière que si une espèce apparaît dans 1 quadrat sur 5 alors elle est considérée comme présente dans la placette.

Les espèces rares (aberrantes ou exceptionnelles) présentes dans moins de 5 % des relevés (10 placettes sur 207) ont été retirées des analyses pour limiter l'influence des données aberrantes dans la détermination des cortèges floristiques. Ainsi, sur un total de 81 espèces identifiées, 38 ont servi aux analyses de végétation. Parmi ces espèces, celles présentes à différents stades de croissance (semis, gaules et/ou arbre mature; $n = 9$; *Abies balsamea*, *Acer spicatum*, *Alnus incana* subsp. *rugosa*, *Cornus stolonifera*, *Fraxinus nigra*, *Populus balsamifera*, *Populus tremuloides*, *Salix* spp. et *Viburnum trilobum*) ont été considérées comme des espèces distinctes.

La matrice de présence-absence des espèces ($n_{esp.} = 38 + 9 = 47$) pour chaque site a été convertie en matrice de dissimilarité de Jaccard (fonction *vegdist* du package *vegan*;

Oksanen et al. 2020) qui est un indice non pondéré (contrairement à l'indice de Bray-Curtis) expliquant son intérêt dans le traitement de données de présence-absence (Jaccard 1908; Jost et al. 2011). La matrice de Jaccard permet de mesurer la similitude des espèces végétales présentes entre différents sites, en mesurant la proportion d'espèces communes par rapport à l'ensemble total des espèces uniques (Jaccard 1908).

À partir de la matrice de dissimilarité de Jaccard, un regroupement hiérarchique de Ward a été réalisé (fonction *hclust* du package *stats*; R Core Team 2022). La méthode de regroupement hiérarchique de Ward (variance minimale de Ward; Brocard et al. 2018) consiste à fusionner deux par deux des sites ou groupes de sites (objets) de manière itérative en minimisant la variabilité entre ces deux objets (variabilité intra) tout en minimisant également la perte de variabilité entre les objets restants (inertie, variabilité inter). Le regroupement hiérarchique de Ward est souvent utilisé pour déterminer les assemblages d'espèces et performe bien avec les distances non euclidiennes (Brocard et al. 2018).

Après avoir obtenu les groupements floristiques présents au sein des frênaies et afin de caractériser ces communautés, les élévation et distance moyennes à la rive ont été calculées. Des tests non paramétriques de Kruskal-Wallis (fonction *kruskal_test* du package *rstatix*; Kassambara 2022) suivis de tests non paramétriques de Wilcoxon (fonction *pairwise.wilcox.test* du package *stats*; R Core Team 2022) ont permis de tester l'effet du groupement floristique sur ces variables de positionnement.

Les taux d'occupation relatifs des espèces de chacune des strates au sein des groupements ont été calculés. Le taux d'occupation d'une espèce dans un groupe (cluster) correspond au quotient du nombre d'unités d'échantillonnage où l'espèce est présente (n_{clust}) par le nombre total d'unités d'échantillonnage (tous clusters confondus; n_{total}), multiplié par 100 (*Taux d'occupation* (%) = $\frac{n_{\text{clust}}}{n_{\text{total}}} * 100$).

Les espèces indicatrices de chaque groupement floristique ont ensuite été identifiées via le calcul de leur « indice de valeur indicatrice » (INDVAL; fonction *multipatt* du package *indicspecies*; Borcard et al. 2018; De Cáceres et Legendre 2009). Pour chaque espèce, la fonction *multipatt* évalue trois indices : A, B et INDVAL. Dans le cas des données en présence-absence, l'indice de spécificité A correspond à la probabilité ($p < 0,05$) qu'un site appartienne au groupe de sites cible, étant donné que l'espèce a été trouvée; l'indice de fidélité B correspond à la probabilité de trouver l'espèce lorsque le site appartient au groupe de sites cibles (Murtaugh 1996); l'indice de valeur indicatrice INDVAL correspond quant à lui au produit des indices A et B (Dufrêne et Legendre 1997).

Chaque espèce indicatrice a aussi pu être associée à son statut hydrique tiré du rapport gouvernemental *d'Identification et de délimitation des milieux hydriques du Québec méridional* : OBL = obligée des milieux humides; FACH = facultative des milieux humides et NI = non-indicatrice (Lachance et al. 2021).

1.6.2 Ordinations des communautés végétales et des contraintes environnementales

Afin de représenter la complexité des interactions entre les paramètres mesurés et les groupements floristiques sur un nombre réduit de dimensions, une NMDS (Nonmetric Multidimensional Scaling) utilisant 12 départs aléatoires contraints à un maximum standard de 20 itérations été réalisée (fonction *metaMDS* du package *vegan*; Oksanen et al. 2020; Brocard et al. 2018). La NMDS cartographie les unités d'échantillonnage dans un espace d'ordination et produit un résultat comparable à une PCoA (Principal Coordinate Analysis) à l'exception que « la solution de la PCoA est unique », tandis que celle de la NMDS « est basée sur un algorithme itératif qui peut trouver différentes solutions en fonction de différents points de départ du calcul qui, dans la plupart des cas, est une configuration choisie au hasard » (Brocard et al. 2018, pp. 193-194). C'est une méthode qui est applicable sur différents types de distances (variant selon le type

de données) la rendant plus flexible que la PCoA qui ne s'applique qu'aux distances euclidiennes (Brocard et al. 2018).

Le nombre optimal d'axes de la NMDS a été déterminé par comparaison des valeurs de stress par niveaux de dimensionnalités (fonction *dimcheckMDS* du package *goeveg*; Goral et Schellenberg 2021; McCune et al. 2002). Le stress correspond à une mesure quantitative de l'ajustement de l'ordination (Kruskal 1964), issue d'une fonction minimisant la dissimilarité entre les distances de classement (De Leeuw et Stoop 1984). La fonction *dimcheckMDS* produit un diagramme montrant l'évolution (diminution) du stress d'ordination avec l'augmentation du nombre de dimensions d'ordination (Clarke 1993). Clarke (1993) propose les intervalles suivants pour l'interprétation des valeurs de stress (S) : $S < 0,05$ = excellent; $S < 0,10$ = bon; $S < 0,20$ = utilisable; $S > 0,20$ = non acceptable. Pour limiter la déformation des deux premiers axes de la NMDS, deux dimensions k pour une valeur de stress S de ± 0.18 ont été sélectionnées (la variabilité étant due à la nature itérative de l'algorithme).

Les variables explicatives, soient l'élévation (Elev), la distance à la rive (LDist), le ratio de *F. nigra* dans la canopée (RFNI), la densité de régénération de *F. nigra* (DReg), le diamètre moyen de *F. nigra* (mean_DHP), la présence/absence de rejets (Rejet) dans la strate arbustive (50 m²), le nombre d'occurrences de stigmates laissés par les castors (Castor) et les glaces (Glace) ont été ajoutées à la NMDS sous forme de vecteurs (fonction *envfit* du package *vegan*; Oksanen et al. 2020). L'élévation a également été représentée par des isolignes sur le plan d'ordination grâce à la fonction *ordisurf* (package *vegan*; Oksanen et al. 2020). Finalement, une perMANOVA a permis de tester l'importance relative de chaque variable environnementale sur la composition végétale de chaque site (fonction *adonis2* du package *vegan*; $p < 0,05$; Oksanen et al. 2020). Les espèces aux INDVAL significatifs ($p < 0,05$) ont été représentées en fonction de leurs coordonnées moyennes pondérées sur l'ordination NDMS.

1.7 Analyses des diamètres

Une première caractérisation de la structure forestière de cinq frênaies noires a été réalisée par Tardif et Bergeron (1999). Afin d'actualiser ces données et pour mettre en relation l'évolution de la dynamique hydrologique avec la structure des frênaies dans un contexte des variations des crues printanières, des profils de densité de *F. nigra* ont été réalisés pour l'ensemble des peuplements (échelle du lac Duparquet), pour chaque groupement floristique, et chaque frênaie (ANNEXE E).

La densité moyenne de *F. nigra* par hectare a été calculée par stade de développement pour les semis ($h < 1$ m), gaulis ($h > 1$ m; DHP < 7 cm) et les arbres (DHP > 7 cm) originés sexuée et asexuée amalgamées. Les arbres ont été ordonnés par classes de diamètre de 5 cm allant de 7 à 62 cm.

Pour pouvoir comparer les valeurs de densité, les résultats ont été normalisés par l'aire des surfaces d'échantillonnage (100 m² pour les arbres, 50 m² pour les gaulis, 1 m², pour les semis; Tableau 1.1) en valeur de densité par hectare. Pour chacune de ces combinaisons (stade de développement / échelle spatiale) la formule suivante a été appliquée : $Densité (F.nigra/ha) = \frac{F \times 10\ 000}{n \times N \times A}$ avec F = Nombre de *F. nigra* échantillonnés dans N; N = Nombre de placettes échantillonnées; n = nombre d'unité d'échantillonnage dans une placette et A = Aire d'une placette (Tableau 1.1).

Une transformation logarithme décimal (\log_{10}) a été appliquée a posteriori sur les densités pour représenter graphiquement les profils de densités des diamètres et déterminer à l'échelle du lac et dans les différentes zones de végétation; les frênaies noires présentant des signes d'un état d'équilibre forestier (Oliver et Larson 1991). L'équilibre forestier est caractérisé par une structure des diamètres en forme de J inversé, où l'on observe une forte densité de jeunes individus accompagnée d'une diminution de l'abondance des tiges à mesure que le diamètre augmente (Oliver et Larson 1991). Pour compléter l'analyse des DHP des statistiques descriptives ont aussi

été calculées (moyennes, écarts-types, médiane et intervalles de confiance à 95 %) et un test non paramétrique de Kruskal-Wallis a permis de tester l'effet du groupement floristique sur les DHP moyens de *F. nigra* (fonction *kruskal_test* du package *rstatix*; Kassambara 2022).

Tableau 1.1

Formules employées pour les calculs de la densité par hectare des différents stades de développement de *Fraxinus nigra*. h = hauteur, DHP = diamètre à hauteur de poitrine, D = densité de *Fraxinus nigra* à l'hectare, F = nombre de *Fraxinus nigra* échantillonnés dans l'unité d'échantillonnage.

Stade de <i>Fraxinus nigra</i>	Critère(s) morphologique (s)	Aire des unités d'échantillonnage (A; m ²)	Nombre d'unité d'échantillonnage dans la placette (n)	Formule de la densité de <i>Fraxinus nigra</i> par hectare
Semis	h < 1 m	1	5	$D_{Semis} = \frac{F_{semis} \times 10\ 000}{5 \times N \times 1}$
Gaulis	h > 1 m; DHP < 7 cm	50	1	$D_{Gaulis} = \frac{F_{gaulis} \times 10\ 000}{1 \times N \times 50}$
Arbres matures	DHP > 7 cm	100	1	$D_{Arbres} = \frac{F_{arbre\ mature\ de\ classe\ X} \times 10\ 000}{1 \times N \times 100}$

1.8 Traitement des données dendrochronologiques et fréquence d'occurrence des cernes de crues

Les fréquences d'occurrences de cernes de crues (FOC) expriment le nombre de fois qu'une crue printanière a été enregistrée avec une faible intensité (F1) ou une haute intensité (F2) dans l'anatomie des cernes annuels, et peuvent donc fournir une représentation partielle de la fréquence et de la sévérité des crues printanières à l'échelle de l'arbre (e.g., dix F2 enregistrés en 100 ans) ou de l'année (e.g., dix F2 enregistrés sur 100 arbres en 1990). Il est important de noter que les FOC diffèrent des « fréquences de retour des crues » déterminées statistiquement à partir des données hydrologiques instrumentales comme la durée moyenne entre l'occurrence d'une inondation de même sévérité hydrologique (débit, hauteur, vitesse, etc.), et représentant la probabilité statistique d'occurrence d'un débit de crue donné (ex. crue

centennale $f = 1/100$, $P = 0,01$). Ici, les FOC représentent les fréquences d'enregistrement de cernes de crues d'intensités variables (F1, F2, F12) dans les arbres, et sont utilisées comme indicateurs indirects de l'occurrence des crues printanières dans les peuplements. La FOC a été obtenue en divisant le nombre de cernes de crues (n_F) par la longueur de la série dendrochronologique en années (L) et en les exprimant en pourcentage ($FOC = \frac{n_F}{L} \times 100$). Plusieurs FOC ont été calculées le long du gradient d'élévation et par communauté végétale.

Pour l'analyse le long du gradient d'élévation, la période sur laquelle le nombre de chronologies disponibles était maximal dans notre échantillonnage a été utilisée (1953–2022; $n_{chronologies} = 59$; fonction *common.interval* du package *dplR*; Bunn et al. 2022). À partir de la hauteur des échantillons dendrochronologiques et de l'élévation des *F. nigra* échantillonnés, des régressions linéaires entre élévation et fréquence d'occurrence des crues printanières ont été réalisées pour chaque chronologie de cernes de crue (F1, F2 et F12). Les coefficients de régression linéaire (pente) et de corrélation de Pearson ont été calculés (fonction *cor.test* du package *stats*; R Core Team 2022). Pour les zones de végétation, la période maximale a été utilisée en tenant compte de la diminution du nombre d'échantillons au cours du temps due à la variabilité dans les âges de *F. nigra* (1900–2022; $n_{F\ min} = 27$; $n_{F\ max} = 59$).

Pour l'analyse par zone de végétation, la période sélectionnée s'étend entre 1900 et 2022 avec un nombre d'échantillons dendrochronologiques variant entre 5 et 34 dépendamment de la période et des groupements floristiques. Les fréquences moyennes d'occurrence de cernes de crues de faible et forte intensité ont été comparées entre les groupements floristiques à l'aide de tests non paramétriques de Wilcoxon (fonction *pairwise.wilcox.test* du package *stats*; R Core Team 2022) précédés par des tests non paramétriques de Kruskal-Wallis (fonction *kruskal_test* du package *rstatix*; Kassambara 2023).

2. RÉSULTATS

2.1 Description des peuplements

Parmi les vingt-quatre peuplements échantillonnés, douze sont localisés au niveau des embouchures des affluents du lac, dix sur la plaine d'inondation du lac et trois se trouvent sur les rives des affluents (Figure 1.1). Onze peuplements de l'étude se trouvent dans la zone de conservation de la FERLD dans laquelle l'aménagement et la coupe sont interdits, bien que quatre frênaies (FP2, F192, FP8) soient affectées par la présence de bâtiments de villégiature, ainsi que de débroussaillage et d'abattage autour de ces bâtiments. Des chemins s'ajoutent également aux perturbations anthropiques (FP2, F231).

En termes de surface, les vingt frênaies ayant fait l'objet d'un géoréférencement de leurs limites ont une surface moyenne de 2,29 ha et une surface médiane de 1,77 ha. Les peuplements prennent la forme de croissants ou de bandes le long du rivage avec des profondeurs maximales variant entre 62 et 175 m et des linéaires de berge compris entre 86 et 572 m. La majorité des peuplements (18/24) montrent d'ailleurs une transition nette entre la frênaie et la forêt boréale adjacente (Tableau 2.2).

En moyenne 8,6 unités d'échantillonnage de 100 m² ont été réalisées au sein des peuplements avec un minimum de 4 (F42c) et un maximum de 16 (F231). Sur les 207 unités d'échantillonnage réalisées au total, 197 contenaient au moins un *F. nigra* au stade de semis, gaulis ou arbre mature et 157 contiennent plus de 50 % de *F. nigra* dans leur canopée.

À l'échelle du lac Duparquet, les frênes noirs se trouvent dans une gamme d'élévation comprise entre 266,20 et 269,72 m.a.s.l.. Cinquante pour cent des individus se trouvent entre 266,74 et 267,27 m.a.s.l. (25^e et 75^e percentiles) avec moins de 5 % des placettes contenant au moins un *F. nigra* à plus de 268,31 m (Figure 2.3). D'après les élévations des unités d'échantillonnages reportées sur la cartographie LiDAR, les frênaies

occupent des gammes d'élévation variables allant de 0,10 m.a.s.l. (FP6b) à 1,40 m.a.s.l. (FP8) pour une moyenne de 0,83 m (Tableau 2.2; Figure 2.3). Il est à noter cependant que ces estimations dépendent du nombre de placettes échantillonnées dans le peuplement et sont donc à considérer avec précaution.

Tableau 2.2

Caractéristiques environnementales des peuplements échantillonnés au lac Duparquet et ses affluents. Le type hydrographique décrit la géomorphologie de la berge accotant la frênaie avec D = Delta; L = Lac; R = Rivière. FERLD = Forêt d'Enseignement et de Recherche du Lac Duparquet. La profondeur maximale correspond à la longueur du transect le plus long réalisé dans le peuplement, depuis la berge jusqu'à la dernière placette. La gamme d'élévation indique l'élévation minimale et maximale des placettes réalisées dans le peuplement et comportant plus de 50 % de *Fraxinus nigra* matures dans la canopée. Le type de transition fait référence à la limite entre frênaie noire et forêt boréale avec N = Nette (sans ambiguïté) et P = Progressive. Pour des raisons d'accessibilité, tous les peuplements n'ont pas pu faire l'objet d'une prise de leur limite expliquant l'absence de données (*No data*). A = présence de perturbation anthropique.

Frênaie	Hydrographie	FERLD	Perturbations anthropiques	Surface (ha)	Profondeur max (m)	Linéaire de berge (m)	Nombre de placettes échantillonnées	Gamme d'élévation (m.a.s.l.)	Variation d'élévation (m.a.s.l.)	Type de transition
F42c	L			0,48	63	86	4	266,4 – 266,8	0,40	N
FP4b	R	X		0,57	53	156	7	266,7 – 267,3	0,60	N
FP1a	D			0,92	101	85	4	266,3 – 267,1	0,84	N
F42b	L			1,02	69	300	7	266,3 – 267,5	1,18	N
FP6b	D			1,08	97	111	3	266,6 – 266,7	0,10	N
FP9b	L			1,29	128	241	4	267,0 – 268,3	1,36	N
FP1b	D			1,32	62	315	11	266,6 – 267,6	1,04	P
F42a	L			1,51	122	260	10	266,3 – 267,5	1,17	N
F192	D	X	A	1,53	108	202	6	266,3 – 266,8	0,54	N
F8	D			1,74	109	244	11	266,4 – 267,4	1,01	N
FP3	R	X		1,79	112	330	11	266,5 – 267,2	0,70	N
F119b	D	X		1,88	144	106	5	266,3 – 267,5	1,14	P
F103	D	X		2,83	145	263	12	266,4 – 267,6	1,22	P

Tableau 2.2 (suite)

FP9a	L			3,02	82	274	10	266,8 – 267,3	0,53	N
F119a	D	X		3,06	158	295	8	266,9 – 267,5	0,59	P
F219	L	X		3,32	127	364	12	266,2 – 267,4	1,19	P
FP8	L		A	3,62	108	488	10	266,5 – 267,9	1,40	N
FP2	L	X	A	4,18	175	295	11	266,5 – 267,3	0,78	N
FP7	D			4,40	147	443	12	266,6 – 267,9	1,27	N
F63	D			6,25	155	572	14	266,5 – 267,3	0,82	N
FP4a	R	X		<i>No data</i>	<i>No data</i>	<i>No data</i>	5	267,1 – 267,2	0,14	N
FP5	D			<i>No data</i>	<i>No data</i>	<i>No data</i>	8	266,7 – 267,2	0,54	N
FP6a	D			<i>No data</i>	<i>No data</i>	<i>No data</i>	6	266,5 – 267,3	0,73	N
F231	L	X	A	<i>No data</i>	<i>No data</i>	<i>No data</i>	16	266,5 – 267,3	0,81	P

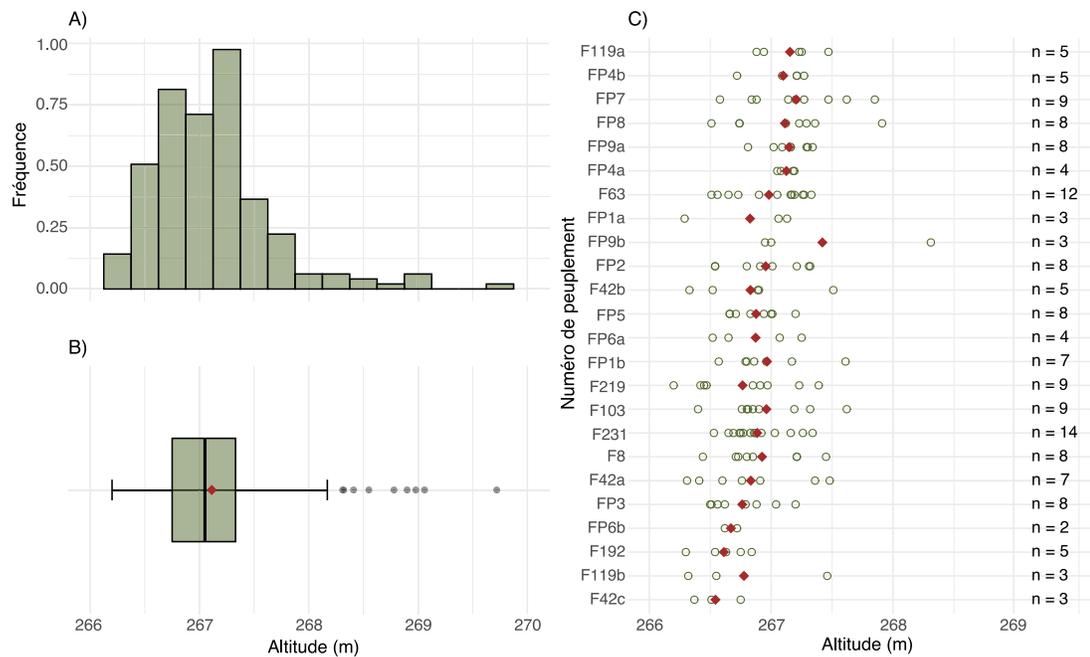


Figure 2.3

Distribution altitudinale des placettes contenant au moins un semi, gaulis ou arbre mature de *Fraxinus nigra* (A, B) et des placettes contenant plus de 50 % de *Fraxinus nigra* mature dans la canopée. A) La largeur des classes correspond à un intervalle d'élévation de 0,25 m; B) La boîte représente la gamme d'élévation interquartile, les charnières inférieure et supérieure de la boîte correspondent aux 25^e et 75^e percentiles, la barre centrale la médiane et le losange rouge la moyenne. 95 % des individus échantillonnés se trouvent entre les moustaches. Les individus échantillonnés au-delà du 95^e percentile sont représentés par des points et considérés comme des valeurs aberrantes (outliers); C) Les points représentent les élévations des centres des placettes et les losanges la moyenne de ces valeurs par peuplement. Les peuplements sont classés de haut en bas par la médiane de l'élévation des placettes. La valeur *n* à droite correspond au nombre de placettes représenté pour chaque peuplement.

2.2 Structure des communautés végétales

2.2.1 Regroupement hiérarchique et distribution spatiale des groupements floristiques

Le regroupement hiérarchique de Ward des sites basés sur les données de présence-absence des espèces des strates herbacées, arbustives et arborescentes a permis d'identifier trois principaux groupements floristiques (C1, C2 et C3) au sein des frênaies noires du lac Duparquet (Figure 2.4). Les élévations et distances moyennes à la rive sont significativement différentes pour chacun des groupements (Test de Kruskal-Wallis, $p_{\text{Élévation}} < 0,01$, $p_{\text{Distance}} < 0,01$; Test de Wilcoxon, $p < 0,01$; Tableau 2.3) et indiquent que le groupement C1 est le plus proche (Élévation $C_1 = 266,70$) et le moins élevé par rapport au lac (Distance à la rive $C_1 = 32,07$) et que le groupement C3 est le plus élevé (Élévation $C_3 = 268,01$) et le plus distant du lac (Distance à la rive $C_3 = 80,94$). Le groupement C2 ayant une position intermédiaire (Élévation $C_2 = 267,07$; Distance à la rive $C_2 = 47,55$; Tableau 2.3).

Tableau 2.3

Distribution (moyenne \pm écart-type) de l'élévation et de la distance à la rive des centres des placettes par groupement floristique et résultats des tests non paramétriques de Wilcoxon sur les moyennes d'élévation et de distance à la rive entre les trois groupements floristiques. n_1 et n_2 : nombre d'observations dans le premier et deuxième groupe, W : somme des rangs signés. Les valeurs de p ajustées inférieures au seuil de confiance ($p < 0,01$) sont indiquées en gras.

Variable	Groupe 1	Groupe 2	n_1	n_2	W	p	$p.adj$
Élévation (m.a.s.l.)	C1 (266,70 \pm 0,28)	C2 (267,07 \pm 0,32)	53	109	1099	< 0,01	< 0,01
	C1	C3 (268,01 \pm 0,72)	53	45	28	< 0,01	< 0,01
	C2	C3	109	45	371	< 0,01	< 0,01
Distance à la rive (m)	C1 (32,07 \pm 18,56)	C2 (47,55 \pm 28,85)	53	109	1967	< 0,01	< 0,01
	C1	C3 (80,94 \pm 31,14)	53	45	184	< 0,01	< 0,01
	C2	C3	109	45	1035	< 0,01	< 0,01



Figure 2.4

Espèces végétales ordonnées par dendrogramme selon la classification hiérarchique de Ward calculée à partir des distances de Jaccard (n sites = 207; n espèces = 47) et matrice de présence-absence. Les couleurs vert clair, vert foncé, et marron, représentent les groupements floristiques distincts déterminés.

2.2.2 Distribution des espèces

C1 – Frênaie à Onoclée sensible (*Onoclea sensibilis*). Les berges du lac sont occupées par le groupement floristique C1 ($n_{\text{sites}} = 53$) caractérisé par la présence de sept espèces inféodées (OBL, obligée des milieux humides) et indicatrices de milieux humides (FACH, facultatif des milieux humides) pour lesquelles les taux d'occupation et les indices de spécificité (INDVAL) indiquent des valeurs significatives ($p < 0,05$; Tableau 2.4). *Onoclea sensibilis* (Figure 2.5) occupe 90,57 % du groupement et présente l'INDVAL le plus élevé (0,688). Dans le sous-bois, le gaillet trifide (*Galium trifidum*) qui occupe 73,58 % des placettes et dans une moindre mesure la lysimaque terrestre (*Lysimachia terrestris*) qui en occupe 26,42 % (mais dont l'indice de spécificité est élevé $A_{L. terrestris} = 0,8044$; Tableau 2.4; Tableau 2.5), sont également des espèces indicatrices du groupement C1. Le cornouiller soyeux (*Cornus stolonifera*) à l'état de juvénile (sous-bois) et mature (strate arbustive; les espèces présentes dans plus d'un stade de développement (semis, gaulis ou arbre) dans l'échantillonnage ont été distinguées comme des espèces distinctes, leur taux d'occupation et indice de valeur indicatrice (si elles sont concernées) sont calculés indépendamment pour chaque stade) est également prédominants et indicateur de ce groupement avec des taux d'occupation respectifs de 56,60 et 67,92 % (Tableau 2.5) et des indices d'espèces indicatrices (INDVAL) de 0,656 et 0,680 ($p < 0,05$; Tableau 2.4). Le nerprun à feuilles d'aulne (*Rhamnus alnifolia*) et le houx verticillé (*Ilex verticillata*) sont des espèces relativement abondantes dans ce groupement sans toutefois présenter un INDVAL significatif (Tableau 2.5). Chez *F. nigra*, les stades de semis et gaulis n'apparaissent pas comme indicateurs de ce premier groupement floristique, mais présentent des taux d'occupation importants de 71,70 et 88,68 % respectivement. La canopée est dominée par *F. nigra* (espèce indicatrice du groupement; $\text{INDVAL}_{F. nigra (\text{arbre})} = 0,616$; $p < 0,05$; Tableau 2.4) avec un taux d'occupation de 100 %, suivi des saules trouvés dans 16,98 % de l'ensemble des placettes (Tableau 2.5).

C2 – Frênaie à Nerprun à feuilles d’aulne (*Rhamnus alnifolia*). Le centre des frênaies, défini par le groupement floristique C2 ($n_{\text{sites}} = 109$) est caractérisé par la présence de huit espèces inféodées (OBL, obligée des milieux humides), indicatrices de milieux humides (FACH, facultatif des milieux humides) et non-indicatrices des milieux humides (NI) pour lesquelles les taux d’occupation et les indices de spécificité (INDVAL) indiquent des valeurs significatives ($p < 0,05$; Tableau 2.4). *Rhamnus alnifolia* (Figure 2.5) occupe 66,06 % des placettes du groupement et présente l’INDVAL le plus élevé (0,650). Dans le sous-bois, les autres espèces indicatrices sont le pigamon pubescent (*Thalictrum pubescens*), la viorne trilobée (*Viburnum trilobum*) et la maïanthème du Canada (*Maianthemum canadense*) qui occupent respectivement 71,56 %, 52,29 % et 51,36 % des placettes. *V. trilobum* à l’état mature (gaulis), présente dans 48,62 % des placettes est également indicatrice du groupement avec un indice de spécificité aussi élevé qu’à l’état juvénile ($A_{V. trilobum (juvénile)} = 0,7746$, $A_{V. trilobum (gaulis)} = 0,7738$; Tableau 2.4). Pour finir, le némopanthé mucroné (*Ilex mucronata*) caractérise également ce groupement avec un faible taux d’occupation de 14,68% en raison de son absence au sein des autres groupements ($A_{I. mucronata (gaulis)} = 1$; Tableau 2.4). La matteuccie fougère-à-l’autruche (*Matteuccia struthiopteris*) n’apparaît pas ici comme espèce indicatrice du second groupement floristique, mais y montre un taux d’occupation plus élevé que dans les groupes C1 et C3 (Taux d’occupation *M. struthiopteris* (C1) = 7,55 %, Taux d’occupation *M. struthiopteris* (C2) = 27,52 %, Taux d’occupation *M. struthiopteris* (C3) = 24,44 %; Tableau 2.5). Similairement au premier groupement floristique, *F. nigra* au stade mature occupe 99,08 % des placettes. Les gaulis et semis de *F. nigra* apparaissent comme indicateurs du groupement C2 avec des taux d’occupation de 95,41 et 72,48 % (Tableau 2.5). Dans la strate arbustive, *F. nigra* est accompagné du peuplier faux-tremble qui caractérise le groupement grâce à son indice de spécificité élevé ($A_{P. tremuloides (gaulis)} = 0,83$; Tableau 2.4). Notons que les gaulis de *Populus tremuloides* n’apparaissent pas comme espèce indicatrice ici, mais montre un taux d’occupation plus élevé en C2 que dans les autres groupements (Tableau 2.5).

C3 – Frênaie à Fougère femelle (*Athyrium filix-femina*). Le groupement floristique le plus distal à la berge (C3) est caractérisé par dix-neuf espèces indicatrices majoritairement non inféodées aux milieux humides (13/19; NI = non-indicatrice des milieux humides; Tableau 2.4) indiquant une dissimilarité importante de cette communauté avec les groupements C1 et C2. Le sous-bois est dominé par la fougère femelle (*Athyrium filix-femina*; Figure 2.5) présente dans 73,33% des placettes avec un indice de spécificité élevé ($A_{AFI} = 0,98764$), suivi de l'if du Canada (*Taxus canadensis*, $INDVAL_{T. canadensis} = 0,786$; Tableau 2.4). Le polypode du chêne (*Gymnocarpium dryopteris*) est une fougère spécifique du groupement floristique C3 avec 100% de ses occurrences dans ce groupement (indice de spécificité A), elle est présente dans 42,22% des sites (Tableau 2.5). Le groupement floristique C3 se distingue également par la diminution du taux d'occupation des *F. nigra* matures (Taux de présence *F. nigra* (arbre) = 64,44%) et la présence dans la canopée des espèces emblématiques de la forêt boréale mixte, le bouleau à papier ($INDVAL_{B. papyrifera} \text{ (arbre)} = 0,772$) et le sapin baumier, qui présente d'ailleurs l'indice de spécificité INDVAL le plus élevé ($INDVAL_{A. balsamea} \text{ (arbre)} = 0,926$). La diversification du couvert forestier se traduit également par la présence d'espèces indicatrices aux taux de présence faible, mais aux indices de spécificité élevés comme l'épinette (*Picea*), le peuplier baumier et le cèdre blanc. La strate arbustive est dominée par le sapin baumier (Taux d'occupation *A. balsamea* (gaulis) = 93,33%) et l'érable à épis (*Acer spicatum*, Taux d'occupation *A. spicatum* (gaulis) = 62,22%). Ce groupement reste cependant favorable à *F. nigra* qui y occupe 44,44% des placettes (Tableau 2.5).

Tableau 2.4

Résultats de l'analyse d'espèces indicatrices (INDVAL) sur les données de présence-absence des espèces au sein des trois groupements floristiques C1, C2 et C3. Ici l'indice de spécificité correspond au taux d'occupation de l'espèce précédemment présenté (sur une base 1). Spécificité = probabilité ($p < 0,05$) qu'un site appartienne au groupe de sites cible, étant donné que l'espèce a été trouvée; Fidélité = probabilité de trouver l'espèce lorsque le site appartient au groupe de sites cibles (Murtaugh 1996). Les acronymes des statuts hydriques correspondent dénominations suivantes : OBL = obligée des milieux humides, FACH = facultative des milieux humides, NI = non-indicatrice. Les espèces non référencées par Lachance et al. (2021) ou identifiées au genre sont indiquées par un tiret.

	Espèce (stade)	Statut hydrique	A (spécificité)	B (fidélité)	INDVAL	p-value
Group C1 n _{esp.} = 7 n _{sites} = 53	<i>Onoclea sensibilis</i>	FACH	0,52	0,91	0,688	0,001
	<i>Galium trifidum</i>	FACH	0,63	0,74	0,680	0,001
	<i>Cornus stolonifera</i> (gaulis)	FACH	0,63	0,68	0,656	0,001
	<i>Cornus stolonifera</i> (semis)	FACH	0,71	0,57	0,635	0,001
	<i>Fraxinus nigra</i> (arbre)	FACH	0,38	1,00	0,616	0,001
	<i>Ilex verticillata</i> (semis)	FACH	0,76	0,34	0,506	0,001
	<i>Lysimachia terrestris</i>	OBL	0,80	0,26	0,461	0,001
Group C2 n _{esp.} = 8 n _{sites} = 109	<i>Rhamnus alnifolia</i>	OBL	0,64	0,66	0,650	0,001
	<i>Thalictrum pubescens</i>	FACH	0,58	0,72	0,646	0,001
	<i>Viburnum trilobum</i>	FACH	0,77	0,52	0,636	0,001
	<i>Fraxinus nigra</i> (gaulis)	FACH	0,42	0,95	0,631	0,001
	<i>Viburnum trilobum</i> (gaulis)	FACH	0,77	0,49	0,613	0,001
	<i>Maianthemum canadense</i>	NI	0,52	0,51	0,516	0,005
	<i>Ilex mucronata</i> (gaulis)	FACH	1,00	0,15	0,383	0,001
<i>Populus tremuloides</i> (gaulis)	NI	0,83	0,09	0,276	0,026	
Group C3 n _{esp.} = 19 n _{sites} = 45	<i>Abies balsamea</i> (arbre)	NI	0,88	0,98	0,926	0,001
	<i>Abies balsamea</i> (gaulis)	NI	0,91	0,93	0,922	0,001
	<i>Athyrium filix-femina</i>	NI	0,99	0,73	0,851	0,001
	<i>Taxus canadensis</i>	NI	0,96	0,64	0,786	0,001
	<i>Acer spicatum</i> (arbre)	NI	0,97	0,62	0,777	0,001
	<i>Betula papyrifera</i> (arbre)	NI	0,96	0,62	0,772	0,001
	<i>Acer spicatum</i> (semis)	NI	0,98	0,58	0,754	0,001
	<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	NI	1,00	0,42	0,650	0,001
	<i>Cornus canadensis</i>	NI	0,89	0,47	0,646	0,001
	<i>Rubus pubescens</i>	FACH	0,56	0,73	0,640	0,001
	<i>Phegopteris connectilis</i>	NI	0,98	0,40	0,625	0,001
	<i>Sorbus americana</i> (gaulis)	-	1,00	0,33	0,577	0,001
	<i>Impatiens capensis</i>	FACH	0,82	0,38	0,556	0,001
	<i>Trientalis borealis</i>	NI	0,89	0,31	0,528	0,001

Tableau 2.4 (suite)

<i>Picea (arbre)</i>	NI	0,93	0,24	0,477	0,001
<i>Populus balsamifera (arbre)</i>	FACH	0,53	0,31	0,405	0,015
<i>Mitella nuda</i>	FACH	0,61	0,24	0,386	0,005
<i>Thuja occidentalis (arbre)</i>	-	0,71	0,18	0,355	0,004
<i>Prunus virginiana (gaulis)</i>	NI	0,63	0,20	0,354	0,010

Tableau 2.5

Taux d'occupation de l'ensemble des espèces regroupées par strate dans chacun des trois groupements floristiques. Les espèces sont classées par taux d'occupation et par stade de développement (semis, arbustes et gaules, arbres). Les acronymes des statuts hydriques correspondent dénominations suivantes : OBL = obligée des milieux humides, FACH = facultative des milieux humides, NI = non-indicatrice (Lachance et al. 2021; les espèces non référencées par les auteurs ou identifiées au genre sont indiquées par un tiret).

Espèce (stade)	Statut hydrique	Taux d'occupation (%)		
		C1	C2	C3
		n _{sites} = 53	n _{sites} = 109	n _{sites} = 45
<i>Onoclea sensibilis</i>	FACH	90,57	76,15	6,67
<i>Scutellaria lateriflora</i>	OBL	9,43	33,94	26,67
<i>Galium trifidum</i>	FACH	73,58	36,70	6,67
<i>Fraxinus nigra (semis)</i>	FACH	71,70	72,48	44,44
<i>Matteuccia struthiopteris</i>	FACH	7,55	27,52	24,44
<i>Cornus stolonifera (semis)</i>	FACH	56,60	18,35	4,44
<i>Maianthemum canadense</i>	NI	5,66	51,38	42,22
<i>Alnus incana subsp. rugosa (semis)</i>	FACH	47,17	42,20	15,56
<i>Ilex verticillata</i>	FACH	33,96	11,01	0
<i>Rubus pubescens</i>	FACH	3,77	54,13	73,33
<i>Rhamnus alnifolia</i>	OBL	28,3	66,06	8,89
<i>Lysimachia terrestris</i>	OBL	26,42	6,42	0
<i>Lysimachia ciliata</i>	FACH	18,87	22,02	2,22
<i>Eupatorium purpureum</i>	-	15,09	10,09	0
<i>Thalictrum pubescens</i>	FACH	13,21	71,56	37,78
<i>Lycopus uniflorus</i>	OBL	11,32	22,94	13,33
<i>Impatiens capensis</i>	FACH	1,89	6,42	37,78
<i>Viburnum trilobum (semis)</i>	FACH	1,89	52,29	13,33
<i>Cornus canadensis</i>	NI	0	5,5	46,67
<i>Trientalis borealis</i>	NI	0	3,67	31,11
<i>Taxus canadensis</i>	NI	0	2,75	64,44
<i>Mitella nuda</i>	FACH	0	15,6	24,44
<i>Athyrium filix-femina</i>	NI	0	0,92	73,33
<i>Acer spicatum (semis)</i>	NI	0	0,92	57,78
<i>Phegopteris connectilis</i>	NI	0	0,92	40
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	NI	0	0	42,22

Tableau 2.5 (suite)

Gaulis et strate arbustive	<i>Fraxinus nigra</i> (gaulis)	FACH	88,68	95,41	44,44
	<i>Viburnum trilobum</i>	FACH	7,55	48,62	6,67
	<i>Cornus stolonifera</i>	FACH	67,92	34,86	4,44
	<i>Alnus incana</i> subsp. <i>rugosa</i> (gaulis)	FACH	64,15	65,14	40,00
	<i>Salix</i> spp. (gaulis)	-	16,98	13,76	2,22
	<i>Ulmus americana</i> (gaulis)	FACH	1,89	9,17	4,44
	<i>Populus tremuloides</i> (gaulis)	NI	1,89	9,17	0
	<i>Populus balsamifera</i> (gaulis)	FACH	1,89	13,76	11,11
	<i>Prunus virginiana</i> (gaulis)	NI	1,89	10,09	20,00
	<i>Abies balsamea</i> (gaulis)	NI	0	9,17	93,33
	<i>Ilex mucronata</i>	FACH	0	14,68	0
	<i>Acer spicatum</i> (gaulis)	NI	0	1,83	62,22
	<i>Sorbus americana</i> (gaulis)	-	0	0	33,33
	Arbres	<i>Populus balsamifera</i>	FACH	9,43	18,35
<i>Salix</i> spp.		-	16,98	8,26	6,67
<i>Fraxinus nigra</i>		FACH	100,00	99,08	64,44
<i>Thuja occidentalis</i>		-	0	7,34	17,78
<i>Populus tremuloides</i>		NI	0	6,42	8,89
<i>Betula papyrifera</i>		NI	0	2,75	62,22
<i>Abies balsamea</i>		NI	0	13,76	97,78
<i>Picea</i> spp.		NI	0	1,83	24,44

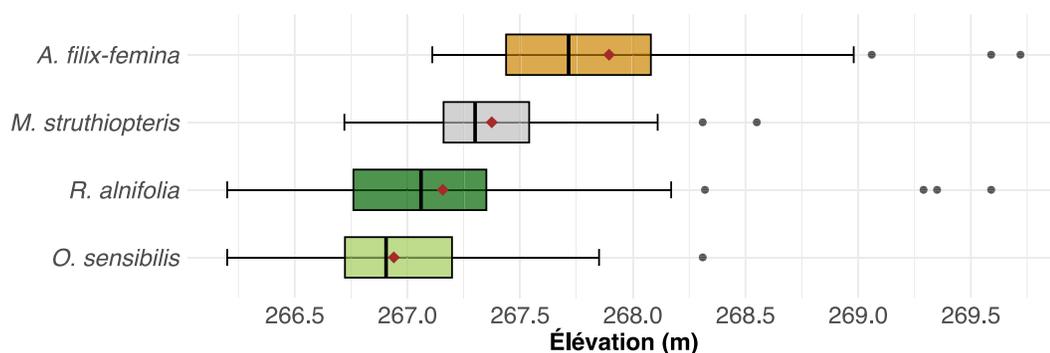


Figure 2.5

Boîtes à moustaches des distributions altitudinales des plantes indicatrices de chacune des zones de végétation selon le calcul de leur valeur d'espèce indicatrice (INDVAL; C1 : *Onoclea sensibilis*, C2 : *Rhamnus alnifolia*, C3 : *Athyrium filix-feminina*) et de *Matteuccia struthiopteris*. La boîte représente la gamme d'élévation interquartile, les charnières inférieure et supérieure de la boîte correspondent aux 25^e et 75^e percentiles, la barre centrale, la médiane et le losange rouge la moyenne. 95 % des individus échantillonnés se trouvent entre les moustaches. Les individus échantillonnés au-delà du 95^e percentile sont représentés par des points et considérés comme des valeurs aberrantes (outliers). La couleur de la boîte fait référence au groupe de végétation associé, excepté pour *M. struthiopteris* présente dans les trois groupements (gris).

2.2.3 Ordination des communautés végétales

La valeur de stress obtenue lors de l'analyse de l'ordination des communautés végétales (NMDS) a atteint un niveau accepté inférieur à 0,20 dès la deuxième dimension (stress = 0,187). Cette performance indique que l'ordination est une représentation adéquate de la structure des données. La distribution des groupements floristiques dans l'espace d'ordination s'organise le long du premier axe, lequel est significativement ($p < 0,05$) corrélé avec la distance à la rive et l'élévation (Tableau 2.6). La distribution des groupements floristiques dans l'espace d'ordination se déroule principalement le long du premier axe qui est significativement ($p < 0,05$) corrélé avec la distance par rapport à la rive et l'élévation (Tableau 2.6). Les isolignes d'élévation s'organisent de manière graduelle le long de l'axe NMDS 1, montrant la transition depuis les communautés des berges de lac à des élévations plus basses, vers les communautés de la forêt boréale situées à des élévations plus élevées (Figure 2.6). La répartition des sites dans l'espace l'ordination révèle que le groupement floristique C1 présente une dispersion réduite en termes d'altitude et de distance par rapport au lac indiquant une cohérence dans sa répartition géographique. Le groupement floristique C3 quant à lui semble avoir une dispersion plus importante que C1 et C2, ce qui pourrait indiquer une distribution plus étendue ou variée dans l'espace. Le ratio de *F. nigra* dans la canopée, présente une corrélation négative avec l'axe NMDS 1 ($p < 0,05$), suggérant que les sites situés à des élévations plus basses en bordure du lac (groupement floristique C1) ont tendance à afficher une proportion plus élevée de *F. nigra* dans leur canopée par rapport aux sites plus éloignés du lac. L'importance de ces trois variables (Distance à la rive, Élévation et Ratio de *F. nigra* dans la canopée) est confirmée par la longueur des flèches associées (Figure 2.6) et leur valeur de p (Tableau 2.6) soulignant leur influence sur la configuration des communautés végétales dans l'ordination. Le DHP moyen des *F. nigra* matures (DHP > 7 cm) présente une corrélation avec le deuxième axe du NMDS et semble ne pas être affecté par l'élévation ni par la distance par rapport à la rive. La variable de perturbations causées par les castors (Castor; 20 placettes sur 207)

présente également une corrélation positive avec une densité de régénération plus importante et une production de rejets plus fréquente chez *F. nigra*, caractérisant ainsi les groupements floristiques C1 et C2. L'occurrence d'embâcles glaciels (Glace; 47 placettes sur 207) n'a pas montré de corrélation avec la composition des communautés végétales ($p > 0,05$; Tableau 2.6).

Tableau 2.6

Résultats de l'analyse de variance par permutation (perMANOVA) avec les distances de Jaccard utilisée pour tester les effets des variables environnementales et écologiques sur la composition en espèces de chaque site (999 permutations). Les variables significatives ($p < 0,05$) sont indiquées en gras. df = degré de liberté; SST = somme totale des carrés, R^2 = coefficient de détermination, F = statistique de Fisher, $\text{Pr}(>F)$ = p -value associée à la statistique F.

Variables	df	SST	R^2	F	$\text{Pr}(>F)$
Distance par rapport à la rive (Distance)	1	3,125	6,263	14,501	0,001
Élévation (Élévation)	1	3,037	6,087	14,093	0,001
Proportion de <i>F. nigra</i> dans la canopée (Ratio <i>F. nigra</i>)	1	2,288	4,586	10,619	0,001
Densité de régénération (<i>F. nigra</i>)	1	0,652	1,306	3,024	0,001
DHP moyen (<i>F. nigra</i>)	1	0,392	0,785	1,817	0,033
Rejets	1	0,440	0,882	2,042	0,016
Glaces	1	0,342	0,685	1,586	0,074
Castor	1	0,616	1,235	2,860	0,002
Variance expliquée par le modèle (SSR)	-	-	21,829		
Variance non expliquée par le modèle (résidus, SSE)	181	39,005	78,171		
Total	189	49,897	1,000		

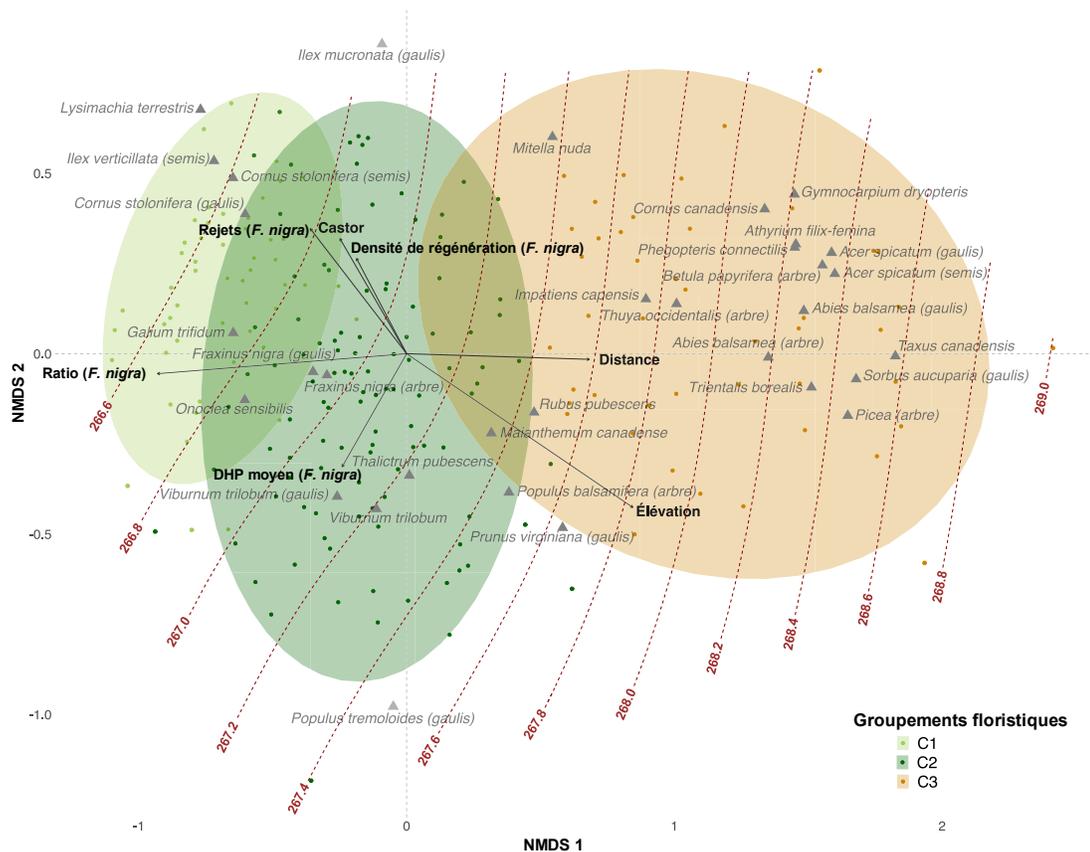


Figure 2.6
Positionnement multidimensionnel non métrique (NMDS) des 207 sites échantillonnés en fonction de leur composition en espèces végétales (présence-absence; stress = 0,1872; k = 2). Les sites sont représentés par des points dont les couleurs correspondent à leur groupement floristique déterminé par regroupement hiérarchique. Les ellipses indiquent les intervalles de confiance à 95 % ajustés à l'ordination spatiale des sites. Les espèces sont représentées par des triangles gris, les espèces à l'indice d'espèce indicatrice (INDVAL) significatif ($p < 0,05$) sont indiquées en caractères gris. Les variables environnementales corrélées à la position des sites dans l'espace NMDS sont représentées par des flèches noires (perMANOVA; $p < 0,05$). Les isolignes représentent l'élévation des placettes.

2.3 Structure d'âges et de diamètres de *Fraxinus nigra*

Les structures diamétrales, incluant les stades de développement et les diamètres à hauteur de poitrine (DHP), présentent des distributions caractérisées par une décroissance à l'échelle du lac et des groupements floristiques (Figure 2.6). Ces distributions suggèrent un état d'équilibre ou de climax forestier avec un nombre élevé de semis et gaulis et un nombre plus restreint de *F. nigra* matures (Figure 2.7). La densité à l'hectare moyenne de *F. nigra* (tous stades de développement confondus) à l'échelle du lac Duparquet est de 870 individus/ha, avec le stade de semis comme le plus abondant (7652 tiges/ha), suivi du stade de gaulis (2807 tiges/ha) et du stade d'arbre mature (77 individus/ha; Tableau 2.7). Le groupement floristique C2 présente la plus grande densité à l'hectare moyenne (1106 individus/ha tous stades confondus), suivi du groupement C1 (822 individus/ha) et C3 (335 individus/ha; Tableau 2.7). Le DHP moyen des arbres de *F. nigra* à l'échelle du lac est de $15,92 \pm 8,14$ cm et 95 % des individus ont un DHP compris entre 7,20 cm et 36,35 cm (Tableau 2.8). Le DHP moyen ne présente pas de variation significative entre les différents groupements floristiques (test de Kruskal-Wallis, $p = 0,123$; Tableau 2.8). Notons qu'un individu avec un DHP supérieur à 52 cm a été relevé dans le groupement C2, tandis que ni le groupement C3 ni le groupement C1 ne comptaient d'arbres avec un DHP supérieur à 32 cm et 52 cm, respectivement (Figure 2.7; Tableau 2.7).

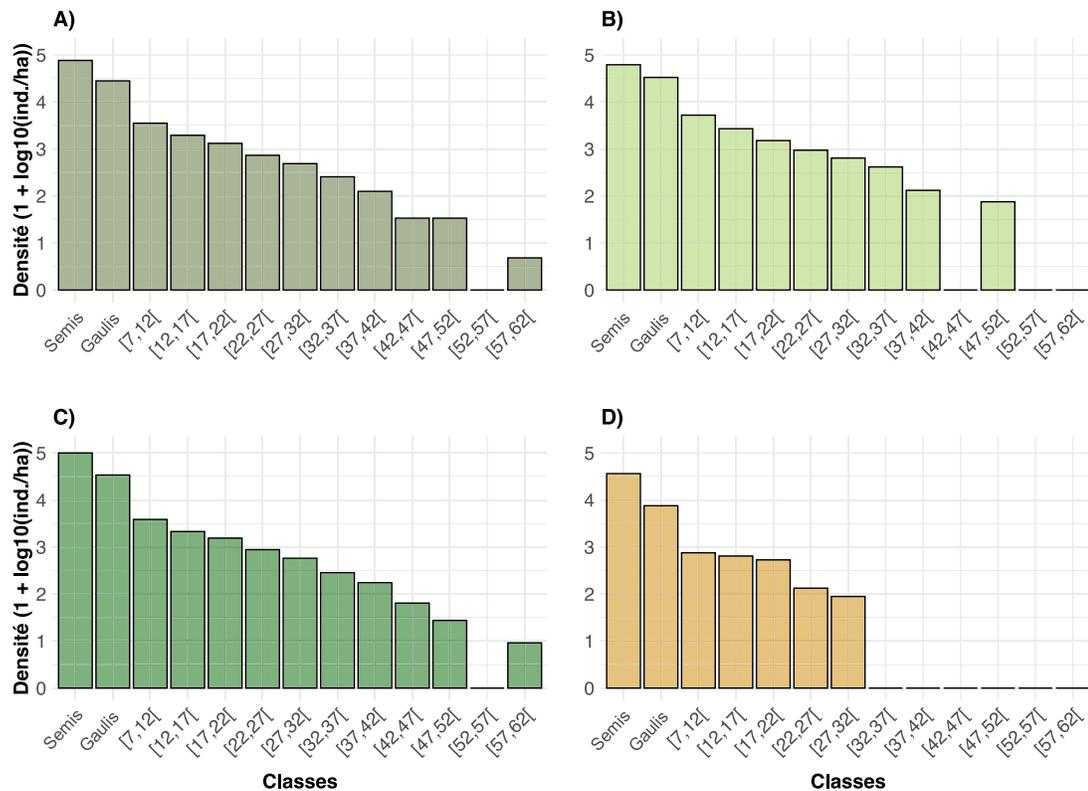


Figure 2.7

Distribution de la densité de *Fraxinus nigra* par hectare, par stade de développement (Semis, Gaulis) et par classe de DHP à l'échelle du lac (A) et des trois groupements floristiques (B = C1; C = C2 et D = C3). Les classes de diamètres sont exprimées en centimètres.

Tableau 2.7

Densités de *Fraxinus nigra* en nombre de tiges par hectare, par stade de développement et classe de diamètres, à l'échelle des groupements floristiques C1, C2 et C3 et du lac Duparquet (C1+C2+C3).

		Densité de tiges de <i>F. nigra</i> (tiges/ha)			
		C1 (n = 53)	C2 (n = 109)	C3 (n = 45)	Lac (n = 207)
Stades de développement et classes de diamètres de <i>F. nigra</i>	Semis	6 188,68	10 018,35	3 644,44	7 652,17
	Gaulis	3 328,30	3 401,83	755,56	2 807,73
	[7,12]	524,53	386,24	75,56	354,11
	[12,17]	269,81	213,76	64,44	195,65
	[17,22]	150,94	155,05	53,33	131,88
	[22,27]	94,34	88,07	13,33	73,43
	[27,32]	64,15	57,80	8,89	48,79
	[32,37]	41,51	28,44	0,00	25,60
	[37,42]	13,21	17,43	0,00	12,56
	[42,47]	0,00	6,42	0,00	3,38
	[47,52]	7,55	2,75	0,00	3,38
	[52,57]	0,00	0,00	0,00	0,00
	[57,62]	0,00	0,92	0,00	0,48
	Moyenne	821,77	1105,93	355,04	869,94
Moyenne arbres mâtures	106,00	86,99	19,60	77,21	

Tableau 2.8

Diamètre à hauteur de poitrine des *Fraxinus nigra* matures à l'échelle des groupements floristiques C1, C2 et C3 et du lac Duparquet (C1+C2+C3).

	C1 (n = 53)	C2 (n = 109)	C3 (n = 45)	Lac (n = 207)
Moyenne	15,47	16,28	14,99	15,92
Écart-type	8,02	8,40	5,57	8,14
Médiane	12,90	13,80	13,85	13,40
IC 2.5	7,10	7,20	7,53	7,20
IC 97.5	35,33	37,90	28,63	36,35

2.4 Fréquence d'occurrence des cernes de crues (FOC)

Les analyses d'occurrence des cernes de crues pour les *F. nigra* ont permis de calculer les fréquences de perturbation des crues printanières sur les 70 dernières années (1953–2022) dans les trois groupements floristiques et le long du gradient d'élévation. Les FOC de faible (F1), forte (F2), et faible + forte (F12) intensités, enregistrées par les *F. nigra* sont négativement et significativement corrélées avec l'élévation ($r_{F1} = -0,61$, $r_{F2} = -0,75$, $r_{F12} = -0,79$; Figure 2.7). Pour cette période, le *F. nigra* ayant été le moins fréquemment inondé a été celui situé à l'élévation la plus élevée avec trois cernes de crues enregistrés en 70 ans ($f_{F12} = f_{F1} = 0,04$; élévation = 268,30 m.a.s.l.). Au contraire, le *F. nigra* le plus fréquemment inondé, situé à l'élévation la plus basse, compte 54 cernes de crues enregistrés en 70 ans ($f_{F12} = 0,79$; élévation = 266,46 m.a.s.l.). La FOC de faible intensité dans les arbres de *F. nigra* varie entre $f_{F1} = 0,04$ (deux individus du groupement C2 et un individu du groupement C3) et $f_{F1} = 0,47$ (un individu du groupement C1) avec une moyenne de $f_{F1} = 0,24$, tous groupements floristiques confondus. Ces crues ont donc davantage perturbé les *F. nigra* des groupements floristiques des élévations basses ($f_{C1F1} = 0,28$) et moyennes ($f_{C2F1} = 0,26$) que ceux des élévations élevées ($f_{C3F1} = 0,13$). Les cernes de crues de forte intensité ont été moins fréquemment enregistrés que les cernes de crues de faible intensité avec une FOC moyenne de $f_{F2} = 0,15$, tous groupements floristiques confondus. La moyenne des FOC de type F2 diminue entre les groupements floristiques des élévations basses vers les élévations hautes ($f_{C1F2} = 0,23 < f_{C2F2} = 0,13 < f_{C3F2} = 0,05$; Tableau 2.9) avec une fréquence minimale de $f_{F2} = 0$ (quatre individus du groupement C3; Figure 2.7) et maximale de $f_{F2} = 0,36$ (un individu du groupement C1).

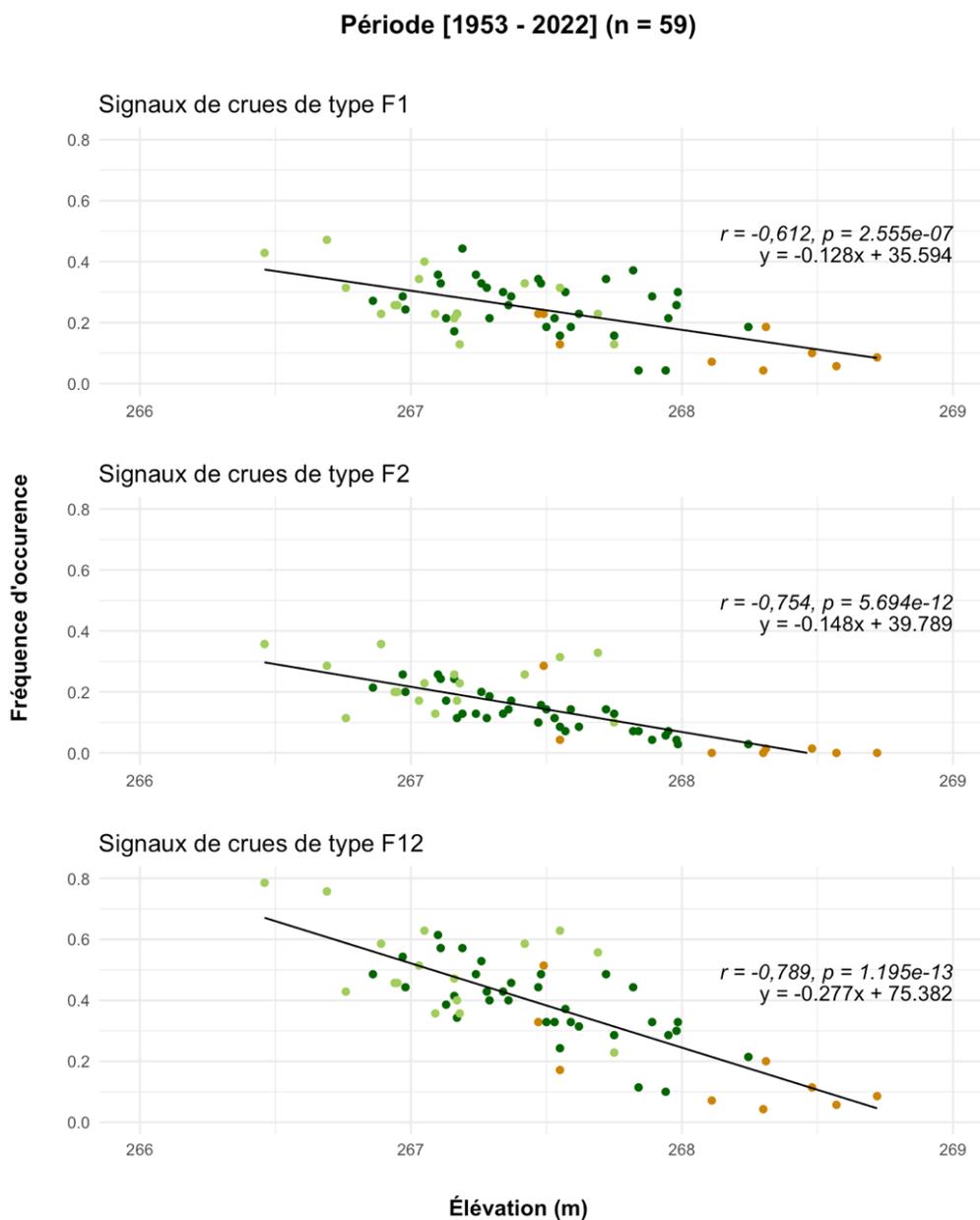


Figure 2.8

Relations linéaires entre les fréquences d'occurrence des cernes de crues de type F1, F2 et F12 enregistrées dans l'anatomie des cernes de *Fraxinus nigra* et le gradient d'élévation sur la période 1953–2022 (n arbres = 59). La couleur des points correspond au groupement floristique de la placette d'échantillonnage de l'arbre avec C1 en vert clair, C2 en vert foncé et C3 en marron.

L'étude chronologique de l'occurrence des cernes de crues de 1900 à 2022 montre que les groupements floristiques C1 et C2 ont été affectés par 105 crues dans les 123 années considérées, tandis que le groupement C3 en a enregistré 52 sur la même période (Figure 2.9). Des pics d'occurrence des crues ($F12 = 100\%$) ont été enregistrés dans la zone de végétation C1 en 1928, 1947, 1960, 1967, 1979, 1989, 1996, 2008, 2009, 2013, 2014, 2017, 2019 et 2022. Ces pics d'occurrence des crues ont été enregistrés en 1979, 1989, 2013, 2014 et 2019 dans la zone C2 et en 1960 dans la zone C3. Les années où des crues de forte intensité ont été observées dans plus de 90 % des arbres ont été identifiées, notamment pour les groupements C1 (1947, 1960, 1989, 1979, 2013, 2014 et 2019), C2 (1979, 2013 et 2019), et de manière plus limitée pour le C3 (1960, 1979, 1989 et 2019; Figure 2.8). Les fréquences de cernes de crues de faible intensité (F1) n'ont pas varié significativement entre les groupements C1 et C2 ($f_{F1C1} = 0,25$; $f_{F1C2} = 0,21$), tandis qu'elles variaient significativement entre C2 et C3 ($f_{F1C3} = 0,08$; Tableau 2.9; Tableau 2.10). De même, les fréquences d'occurrences des cernes de crues de forte intensité (F2) ne variaient pas significativement entre les groupements C1 et C2 ($f_{F2C1} = 0,19$; $f_{F2C2} = 0,11$), tandis qu'elles variaient significativement entre C2-C3 et C1-C3 ($f_{F2C3} = 0,03$; Tableau 2.9; Tableau 2.10). En considérant la combinaison des crues de faible et forte intensité (F12) sur cette même période, des fréquences significativement différentes ont été observées entre les trois groupements floristiques (Tableau 2.10).

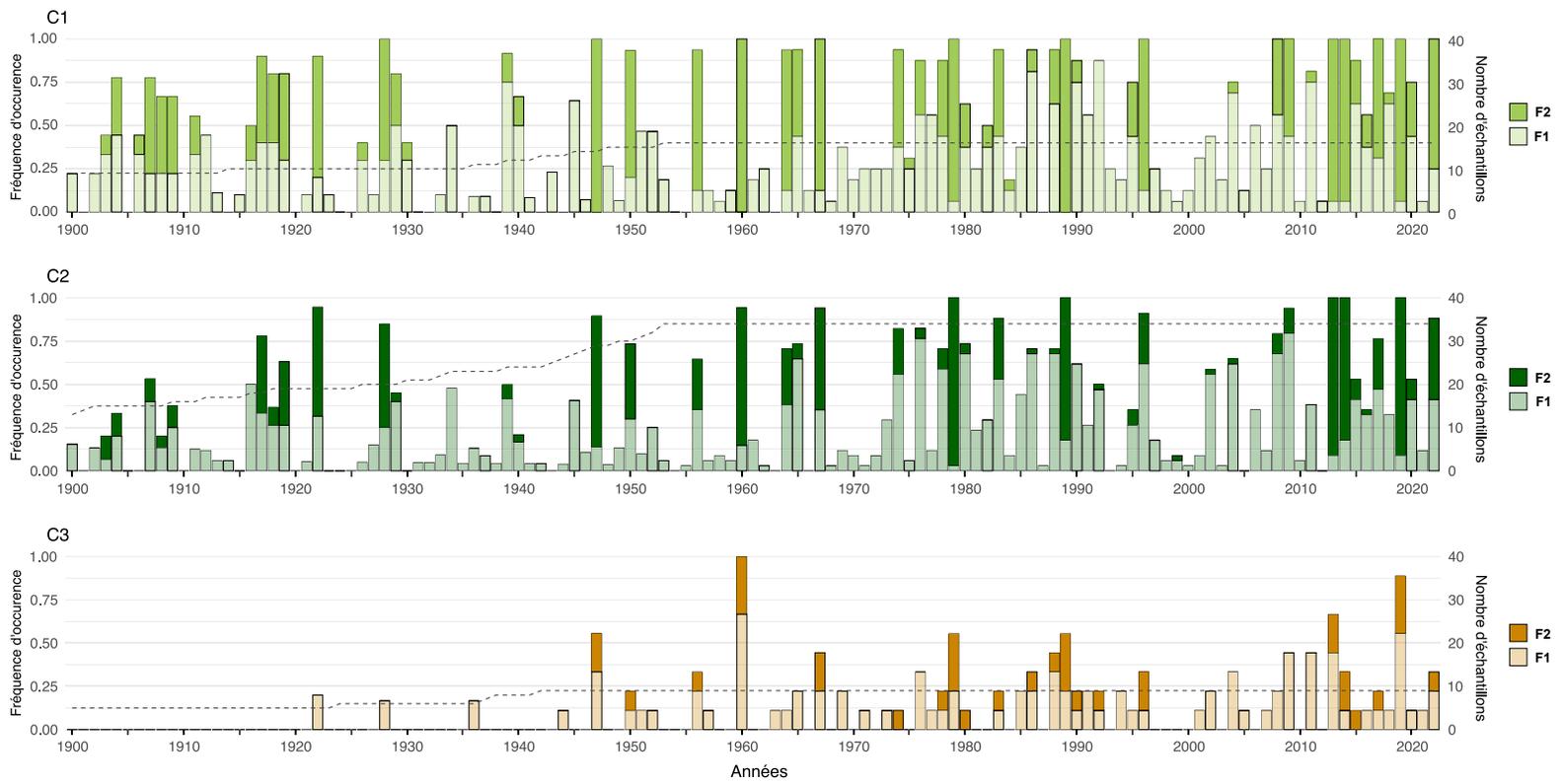


Figure 2.9
Chronologies des cernes de crues sur la période 1900–2022. Les barres foncées et claires représentent respectivement les fréquences relatives annuelles d’occurrence des crues de type F2 et F1. La ligne en tirets correspond à l’évolution annuelle du nombre d’échantillons.

Tableau 2.9

Fréquences d'occurrence moyenne (\pm écart-type) des cernes de crues de type F1, F2 et F12 dans les cernes de *Fraxinus nigra* regroupés par groupements floristiques sur les périodes 1900–2022 et 1953–2022.

		F1	F2	F12
1900–2022	C1	0,25 \pm 0,21	0,19 \pm 0,30	0,45 \pm 0,37
	C2	0,21 \pm 0,21	0,11 \pm 0,23	0,32 \pm 0,33
	C3	0,08 \pm 0,13	0,03 \pm 0,08	0,11 \pm 0,18
1953–2022	C1	0,28 \pm 0,10	0,23 \pm 0,08	0,52 \pm 0,15
	C2	0,26 \pm 0,09	0,13 \pm 0,07	0,39 \pm 0,12
	C3	0,13 \pm 0,07	0,05 \pm 0,09	0,18 \pm 0,16

Tableau 2.10

Résultat des tests de comparaison de moyenne de Wilcoxon sur les fréquences d'occurrences des cernes de crues de type F1, F2 et F12 entre zones de végétation (C1, C2 et C3) au cours de la période 1900–2022. Les valeurs de p ajustées significatives ($p < 0,05$) sont indiquées en gras.

Type de crue	Groupes comparés	p value	
		1900 - 2022	1953 - 2022
F1	C1 – C2	0,16	1,00
	C1 – C3	5,6e-13	2,5e-03
	C2 – C3	1,4e-09	3,2e-03
F2	C1 – C2	0,20	1,1e-03
	C1 – C3	3,7e-06	2,2e-03
	C2 – C3	2,6e-03	5,6e-03
F12	C1 – C2	7,5e-03	0,02
	C1 – C3	4,0e-15	1,2e-03
	C2 – C3	2,4e-09	3,7e-03

3. DISCUSSION

Groupements floristiques et influence de l'élévation et de la distance au rivage.

Les frênaies noires des plaines d'inondation du lac Duparquet présentent une structure spatiale des communautés végétales distribuées le long des gradients d'élévation et de pente selon l'organisation suivante : i) frênaie à *Cornus stolonifera* et *Onoclea sensibilis* colonisant les plaines alluviales basses avec des espèces majoritairement hygrophiles; ii) frênaie à *Viburnum trilobum* et *Rhamnus alnifolia* dans la zone intermédiaire avec des espèces hygrophiles et mésiques, et iii) frênaie à *Abies balsamea* et *Athyrium filix-femina* dans les plaines alluviales hautes avec des espèces majoritairement mésiques et typiques de la forêt boréale mixte, intolérantes aux conditions d'humidité extrêmes.

Notre étude utilise une approche statistique analogue à Tardif et Bergeron (1992) qui montraient également une corrélation entre la distribution des communautés végétales compagnes à *F. nigra* et les facteurs topographiques (élévation et distance à la rive) tout en identifiant les cinq groupements floristiques suivants : i) frênaie à *Alnus incana* subsp. *rugosa* et *Salix pedicellaris*; ii) frênaie à *Salix discolor* et *Onoclea sensibilis*; iii) frênaie à *Alnus incana* subsp. *rugosa* et *Onoclea sensibilis*; iv) frênaie à *Populus balsamifera*, *Matteuccia struthiopteris* et *Abies balsamea*, et v) frênaie à *Populus balsamifera* et *Matteuccia struthiopteris*. Les différents plans d'échantillonnage entre ces deux études (Présente étude : 207 unités d'échantillonnage; 59 transects; 24 frênaies; Tardif et Bergeron (1992) : 54 unités d'échantillonnage; 25 transects; 5 frênaies) semblent expliquer la variation dans le nombre de groupements floristiques identifiés. Notre échantillonnage étant plus dispersé il présente probablement une variabilité inter-sites plus importante réduisant la précision de notre classification.

Par rapport à ces précédents travaux, on constate une plus faible abondance relative des espèces arborescentes compagnes dans les zones basses, tels que *Salix* spp., *P. balsamea* et *A. incana* subsp. *rugosa* dans notre étude. Notons cependant que *A.*

balsamea caractérise des groupements dans les deux études en raison de sa constance importante dans les hautes plaines. Conformément aux conclusions de l'étude de Tardif et Bergeron (1992), *M. struthiopteris* montre une distribution dans les groupements intermédiaires et élevés des frênaies (C2 et C3) témoignant en effet de plus faibles niveaux de sévérité de crues dans ces zones élevées.

Notre étude, conformément à notre première hypothèse, démontre donc que la diversité structurelle et fonctionnelle des communautés végétales compagnes des frênaies noires à l'échelle du lac Duparquet est associée aux gradients d'élévation et de distance par rapport au lac.

Stabilité des peuplements. Les structures diamétrales (en 'J') à l'échelle du lac Duparquet et des trois groupements floristiques suggèrent que les peuplements sont en relatif équilibre (Oliver et Larson 1990; Hayward 1991). Une structure similaire avait été montrée en 1999 suggérant qu'aucune perturbation majeure n'a eu lieu à l'échelle du lac Duparquet depuis lors (Tardif et Bergeron 1999; Franklin et al. 2002).

Si l'équilibre forestier se maintient à l'échelle du lac et le long du gradient d'élévation, on constate cependant des effets de bordure ("Edge effect"; Harper et al. 2005) aux limites basses et hautes des peuplements. Ces effets de bordure se traduisent par un rajeunissement du peuplement corrélé à la diminution de la densité de *F. nigra*.

Tardif et Bergeron (1999) ont soumis l'hypothèse que le rajeunissement de *F. nigra* dans les basses plaines pouvait s'expliquer par la tendance accrue de l'espèce à la reproduction végétative, la corrélation établie dans notre étude entre distance à la rive et présence de rejet vient corroborer cette observation. Nos résultats et observations sur le terrain suggèrent que le marquage par le castor pourrait être un des facteurs principaux de cette production de rejet chez *F. nigra*. Il semble d'ailleurs que la présence du castor se soit accrue sur les berges du lac Duparquet depuis la fin des années 1990 (Tardif et Bergeron 1992, 1999; J.C. Tardif, comm. pers. 2023), aussi,

toutes les frênaies échantillonnées pour cette étude présentaient des traces du passage du castor. Il est par ailleurs fréquent que le castor soit responsable d'une mortalité précoce des arbres venant à participer également au rajeunissement et à la diminution de la densité du couvert de *F. nigra* en bordure basse des peuplements (McGinley et Whitham 1985; Observations personnelles). Si la plus forte activité de fluctuation des niveaux d'eau dans les zones basses peut expliquer en partie la diminution de la densité du couvert forestier (Berthelot et al. 2014), ce phénomène pourrait être accentué par d'autres facteurs comme le lessivage des graines (Sigafos 1964; Yanoski 1982; Schneider et Sharitz 1986) et/ou le pourrissement des troncs, favorisés par les conditions d'immersion prolongée (Palik et al. 2011; Observations personnelles : nombreux arbres pourris au cœur lors de l'échantillonnage dendrochronologique).

Les embâcles glaciels ainsi que les débris flottants peuvent également constituer des perturbations majeures en lisière des peuplements riverains selon leur exposition au vent (Prowse et Culp 2003; Springer et Dech 2021 lac Duparquet : Tardif et al. 1994; Tardif et Bergeron 1997b; Denneler et al. 2008). De plus, l'augmentation de la sévérité des débâcles printanières reconstituée au lac Duparquet depuis la fin du Petit Âge Glaciaire (et intensifié par les conditions climatiques depuis le début du XX^e siècle; Tardif et Bergeron 1997b; Nolin et al. 2021a) pourrait expliquer le plus faible établissement des semis d'origine sexuée dans les zones les plus exposées aux crues (Tardif et al. 1994; Tardif et Bergeron 1999). Notons que les frênaies noires situées autour du lac Duparquet bénéficient de contextes géomorphologiques tels que les plaines de dépôt et les zones d'inondation, qui les préservent des vents et des vagues (Denneler et al. 1999). Cette configuration réduit la fréquence des cicatrices glaciaires au-delà de l'interface entre le lac et la frênaie et la profondeur des frênaies limite l'impact de ce facteur à l'échelle des peuplements. Cependant, les embâcles glaciels restent des facteurs de perturbation susceptibles d'accélérer la mortalité des arbres affaiblis par le pourrissement en lisière basse des frênaies noires, particulièrement lorsque cette lisière n'est pas protégée par une zone arbustive.

Dans les hautes plaines, la diminution de la densité de *F. nigra* notamment chez les plus jeunes individus témoigne de la transition du couvert forestier vers la sapinière à bouleau blanc et caractérise donc une zone de compétition interspécifique (Looney et al. 2016). Cette transition témoigne de la modification des conditions d'accès à l'eau en surface (inondations), marquant la limite de l'optimum écologique de *F. nigra* qui chevauche celui des espèces en contrefort (Looney et al. 2018) qui sont celles de la forêt boréale mixte plus adaptées aux sols mésiques (Nilsson 1987). L'élévation des terrains dans ces zones modifie les conditions d'accès aux eaux souterraines par déconnexion des racines de *F. nigra* avec la nappe alluviale, particulièrement en période d'étiage (car la nature homogène du sol permet d'exclure un facteur pédologique; Denneler et al. 1999). Cette plus faible connectivité hydrologique augmente le risque de cavitation par la sécheresse (Observé chez les feuillus à zone poreuse; Hacke et Sperry 2001; Christman et al. 2012) et peut expliquer le plus faible DHP moyen de la population de *F. nigra* observé dans les zones hautes (Tardif et Bergeron 1997; Dufour et Piégay 2008). Notons que la dynamique d'intensification des hauts débits printaniers observée depuis la fin du 20^e siècle (Nolin et al. 2021a) ne semble pas avoir favorisé l'expansion des frênaies noires dans les hautes plaines à l'échelle du lac Duparquet comme en témoignent les faibles densités de semis et de gaulis dans la frênaie à *A. balsamea* et *A. filix-feminina*. Ce constat relativise les conclusions de Denneler et al. (2008) qui observaient une migration vers les terres de *F. nigra* et prédisaient une pérennisation de cette tendance dans un contexte de réduction des fréquences de feux et d'augmentation des niveaux d'eau.

Ces résultats supportent notre seconde hypothèse soit que l'expansion des frênaies noires est limitée dans les plaines alluviales basses par la présence des hautes eaux du lacs et dans les plaines alluviales hautes par la compétition avec les espèces forestières adaptées aux conditions plus sèches de la forêt boréale mixte.

Influence des crues. Les chronologies réalisées à partir de notre échantillonnage dendrohydrologique sont cohérentes avec les chronologies développées pour le lac Duparquet (Tardif et Bergeron 1993; Kames et al. 2016; Nolin et al. 2021b). Nos analyses mettent en évidence la diminution des fréquences d'occurrence des crues printanières le long du gradient d'élévation et entre les groupements floristiques. Si ce phénomène a déjà été démontré en plaine d'inondation (Armstrong et al. 1994; Hughes 1997; Tardif et Bergeron 1992; Denneler et al. 1999; Tardif et al. 2021ab), notre étude permet d'associer la présence de chaque groupement floristique à des fréquences d'occurrence des crues printanières spécifiques au cours des 123 dernières années. Ainsi entre 1900 et 2022, la frênaie à *C. stolonifera* et *O. sensibilis* est associée à une récurrence des crues de forte intensité (F2) de 5,3 ans, la frênaie à *V. trilobum* et *R. alnifolia* à une récurrence de 9,1 ans et 33,3 ans pour la frênaie à *A. balsamea* et *A. filix-feminina*.

Notons que parmi les échantillons dendrochronologiques appartenant au groupement floristique de la frênaie à *A. balsamea* et *A. filix-feminina*, trois d'entre eux présentent des élévations et fréquences d'occurrence de crues correspondant plutôt au groupement de la frênaie à *V. trilobum* et *R. alnifolia*. Si ces trois échantillons appartiennent à la même placette d'échantillonnage (frênaie FP1b), ce résultat met en évidence la difficulté de l'application d'une analyse à grande échelle (classification hiérarchique de détermination des groupements floristiques) vers une lecture « stationnelle ». L'effet de la microtopographie pourrait également expliquer ces observations et les effets d'une bosse ou d'une cuvette peuvent avoir un impact important sur le recrutement des espèces. Aussi l'absence de limite discrète entre les groupements de végétation et la variabilité dans la distribution des espèces pourraient s'expliquer par les variations inter et intra-annuelles des régimes d'inondation, créant une dynamique qui contribue à la diversité des habitats et donc des espèces (Naiman et al. 1993; Naiman et Décamps 1997).

Les fréquences d'occurrence des crues dans les hautes plaines d'inondation semblent être compatibles avec le développement de *A. balsamea* qui semble bien s'adapter aux terrains mal drainés et affectés par les crues (phénomène observé également dans le sud du Québec : Saint-Laurent et al. 2019). La transition le long du gradient d'élévation entre frênaie noire et forêt boréale mixte est quant à elle principalement expliquée par la faible tolérance aux crues des espèces qui la composent, avec notamment une diminution des performances de croissance chez les semis de *B. papyrifera* (Tang et Kozlowski 1983) et des espèces résineuses (Levan et Riha 1986; Wolken et al. 2011).

La dynamique hydrologique et la structure des communautés végétales ainsi mise en évidence soutient notre troisième hypothèse de recherche, soit que les fluctuations de niveau lacustre participent à organiser la distribution spatiale des communautés riveraines des frênaies noires du lac Duparquet.

Influence des perturbations par le castor. Si aucune perturbation majeure n'a été constatée dans les frênaies noires à l'échelle du lac Duparquet, certains peuplements visités lors de l'échantillonnage en 2022 présentaient d'importants dommages dus à l'activité du castor. Par exemple, la frênaie FP3, située entre le lac Bayard et le lac Duparquet, se trouve partiellement submergée en raison de la construction d'un barrage de castor à l'embouchure du cours d'eau qui conduit au lac Duparquet. Cette retenue a entraîné la formation d'une large zone humide autour du bras de rivière. Dans la plaine inondable basse, cette frênaie (immergée en permanence sous environ 40 cm d'eau; Obs. pers.), nous avons constaté une importante mortalité de *F. nigra* avec de nombreux individus abattus (tombés au sol par les castors). Au-delà de la mortalité causée par le castor, on y observe un fort ratio de *F. nigra* vivants en descente de cime. La végétation y est caractéristique des milieux marécageux (*Comarum palustre* L., *Caltha palustris* L., *Equisetum fluviatile* L., *Iris versicolor* L. - des espèces qui ont été observées dans moins de 5 % de notre échantillonnage et ne faisant donc pas partie de notre analyse). Une autre retenue de castor a été repérée à l'arrière d'une frênaie échantillonnée par

Tardif et Bergeron en 1992 (frênaie F289), laquelle présentait en 2022 plus de la moitié de ses individus abattus par les castors. Dans ces deux peuplements, les souches laissées par le castor génèrent de nombreux rejets, cependant nous n'avons pas observé de rejets matures à partir des souches de castor indiquant potentiellement une augmentation des dommages associés au castor depuis les années 1990.

Compte tenu de l'augmentation récente de la population de castor dans la région du lac Duparquet (J.C. Tardif comm. pers. 2024) et de la rapide capacité de colonisation et de transformation du territoire par l'espèce (Johnston et Naiman 1990), nous soutenons l'importance de considérer sérieusement ce phénomène dans le cadre de la conservation des frênaies exceptionnelles du lac Duparquet.

Scénario d'augmentation de la fréquence et magnitude des crues printanières au lac Duparquet. Certains scénarios hydrologiques anticipent une tendance à l'augmentation de l'intensité et de la magnitude des crues printanières dans le nord du Québec (Gaur et al. 2018; Nolin et al. 2023). De telles conditions amèneraient les frênaies noires à subir des périodes d'immersion supérieures au seuil de tolérance de *F. nigra*, entraînant une hausse de la mortalité de la frange forestière dans les basses plaines d'inondation (analogue à frênaie FP3 localisée en amont d'un barrage de castor). Les communautés de sous-bois et notamment les espèces annuelles pourraient également souffrir de ces nouvelles conditions, favorisant peut-être leur déplacement vers l'intérieur des terres. Les habitats de *F. nigra* devraient se raréfier étant donné les contraintes topographiques limitant l'expansion des frênaies en zone de transition (18 peuplements parmi les 24 échantillonnés présentant une transition abrupte avec la forêt boréale mixte adjacente). Dans le cas des frênaies présentant une transition progressive vers la sapinière à bouleau blanc, il est envisageable d'observer un remplacement du couvert forestier par *F. nigra* dépendamment de la fréquence des crues de forte intensité dans ces zones (Denneker et al. 2008).

Scénario de diminution de la fréquence et magnitude des crues printanières au lac Duparquet. Malgré l'existence de scénarios divergents (voir paragraphe précédent), la majorité des modèles climatiques à l'échelle continentale et intercontinentale prédisent le basculement de l'hydrographie du sud de la zone boréale vers un système pluvieux avec des débits plus importants en hiver et une diminution de l'intensité des crues au printemps (Woo et al. 2008; Mudryk et al. 2018; Bush et Lemmen 2019; Nolin et al. 2023). Ces conditions entraîneraient une réduction de la fréquence d'inondation des hautes plaines alluviales, mais également une immersion plus fréquente et prolongée des basses plaines comparables à des débits en aval de barrage.

La réduction de la fréquence des crues dans les zones élevées des frênaies entraînerait une plus forte compétitivité de la forêt boréale mixte avec probablement une avancée de cette dernière vers le lac. Simultanément l'augmentation de l'occurrence et de la durée des crues dans les zones basses pourrait entraîner une mortalité accrue de *F. nigra* (de manière analogue au scénario d'augmentation de la magnitude et fréquence des crues printanières).

Les modèles de Jansson et al. (2019) en Europe du Nord soulignent spécifiquement la vulnérabilité des zones arbustives à l'interface entre les forêts riveraines et le plan d'eau. Ils notent également la sensibilité de *A. incana* à une diminution des niveaux d'eau en soulignant l'importance de cette espèce dans les forêts riveraines en raison de son rôle d'espèce clé de voûte (Jansson et al. 2019, citant Hieber et Gessner 2002). Enfin, quel que soit le scénario, les espèces aux plus grandes niches hydrologiques devraient être les moins affectées. Dans le cas des frênaies noires, les préoccupations de conservation devraient donc se tourner vers les espèces rares.

Limite de l'étude et suggestion pour le futur. La réalisation d'un suivi annuel de la végétation du sous-bois au sein de quadrats permanents, en conjonction avec les relevés annuels des niveaux d'inondation, pourrait fournir des informations sur la mobilité des

espèces végétales au fil du temps en réponse aux variations des niveaux d'eau. De plus, cela permettrait d'obtenir des indications sur la capacité de résilience des frênaies noires face à l'augmentation de la fréquence et de l'intensité des crues printanières. Il est recommandé d'effectuer un tel suivi de la végétation en utilisant des relevés quantitatifs (valeurs d'abondance plutôt que des données de présence-absence). Il convient de noter que, lors des analyses exploratoires de cette étude, nos données ont été traitées en prenant en compte les taux de recouvrement des espèces. Cependant nos mesures de recouvrements ne tenaient pas compte des différences de surfaces occupées par les espèces (*i.e.*, recouvrement d'un plant de *M. struthiopteris* > recouvrement d'un plant de *O. sensibilis*), et bien que cela n'influçait pas les résultats et les conclusions, cela introduisait un biais dans les analyses.

Il est à noter que l'élévation est ici une mesure relative étant donné que certaines placettes (FP3) ont été échantillonnées dans une retenue d'eau derrière un barrage de castor. Ainsi la relation entre élévation et composition spécifique doit être considérée à la lumière des conditions de niveaux d'eau (dans leur variation et temporalité). La chronologie des élévations maximales atteintes par chaque année de crue observée via l'étude de la disparition des signaux dans la tige de *F. nigra* (Tardif et al. en préparation) pourrait servir à une cartographie plus exhaustive de l'historique des crues au lac Duparquet. Finalement l'usage plus approfondi du LiDAR (données d'élévation) assorti à ces données pourrait servir à la réalisation d'une cartographie exhaustive de l'interaction entre niveaux d'eau et structure des frênaies noires pouvant appuyer la prise de décision dans le cadre de mesures de conservation.

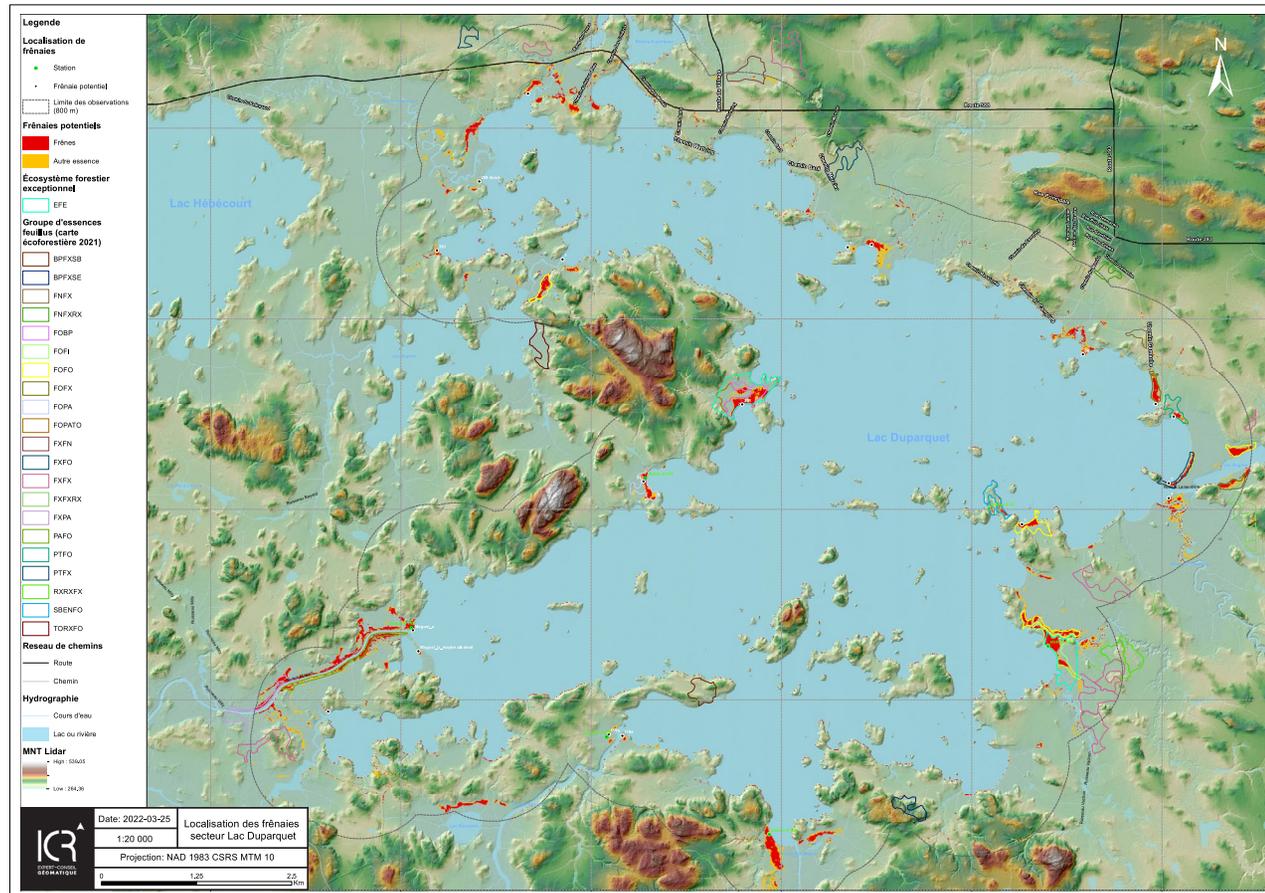
Jusqu'en septembre 2022, aucun symptôme d'infestation par l'agrile du frêne autour du lac Duparquet n'a été observé. Néanmoins, la proximité du lac avec un axe routier majeur et les occurrences signalées par la science participative ([iNaturalist 2024](#)), indiquant la présence du coléoptère dans la région du Témiscamingue (environ 200 km au sud, à North Bay), soulèvent la vulnérabilité de ces peuplements face à l'épidémie.

Nous recommandons donc de réaliser des dépistages fréquents afin d'anticiper et connaître la célérité de propagation du ravageur dans des zones particulièrement denses en *F. nigra* comme celle du lac Duparquet. Les densités de *F. nigra* vivant présentées dans cette étude et celle de Tardif et Bergeron (1999) peuvent servir de référence pour un peuplement sain dans l'étude de l'évolution de la mortalité liée à *A. planipennis*.

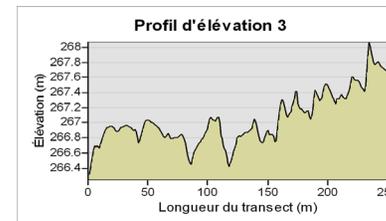
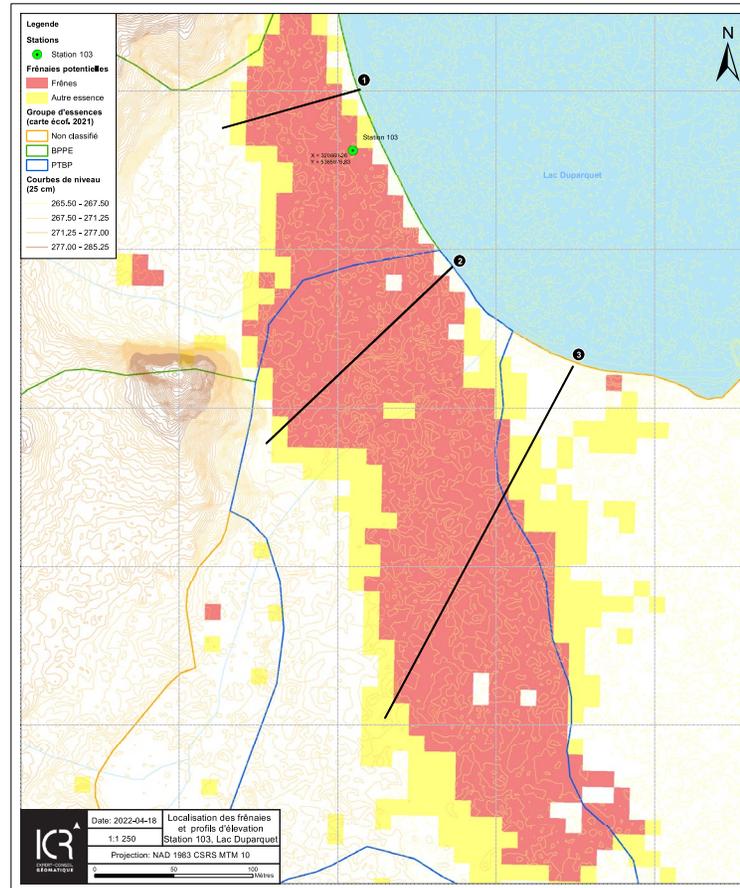
CONCLUSION

Ce travail visait à identifier les facteurs spatiaux (distance, élévation) et hydrologiques corrélés à la composition des communautés végétales des frênaies noires et aux structures de diamètre de *F. nigra*. L'identification préalable des communautés végétales et de leur distribution le long des gradients d'élévation et de distance par rapport au lac a servi à l'étude des crues printanières. Les résultats obtenus confirment nos hypothèses de recherche et démontrent que les fréquences de retour des crues printanières sont corrélées à l'élévation et que le recrutement de *F. nigra* et des communautés végétales compagnes en plaine d'inondation est conditionné par des intervalles de fréquences de retour des crues spécifiques. L'analyse des résultats révèle que les conditions naturelles de crues printanières sont essentielles à l'intégrité des frênaies noires du lac Duparquet et met en lumière l'importance de ces conclusions dans le contexte des changements climatiques. Il est important de noter que notre analyse englobe les résultats à l'échelle du lac Duparquet dans son ensemble, sans tenir compte des spécificités topographiques des frênaies. Une analyse distincte ou classifiée des peuplements pourrait conduire à des conclusions divergentes. Les implications pratiques de cette recherche offrent des perspectives intéressantes pour la mise en place de mesures de conservation pour *F. nigra* notamment dans le cadre des enjeux sociaux des inondations autour du lac Duparquet. Pour aller plus loin, il serait pertinent d'explorer la chronoséquence forestière des frênaies noires en lien avec l'évolution des crues printanières afin de combler les lacunes identifiées dans cette étude et d'approfondir notre compréhension de la plasticité des peuplements face aux changements hydrauliques. En résumé, cette recherche a permis de mettre en lumière le lien entre les dynamiques historiques des crues printanières et la structure des frênaies noires, elle souligne ainsi l'importance de poursuivre les efforts dans ce domaine pour préserver l'espèce dans le futur.

**ANNEXE A – CARTOGRAPHIE DES FRÊNAIES POTENTIELLES (EN ROUGE) AUTOUR DU LAC
DUPARQUET ET DE SES AFFLUENTS. ISSUES DES DONNÉES LIDAR. SOURCE : INSTITUT CONSEIL
GÉOMATIQUE ICR - INGRID CEA (2021)**



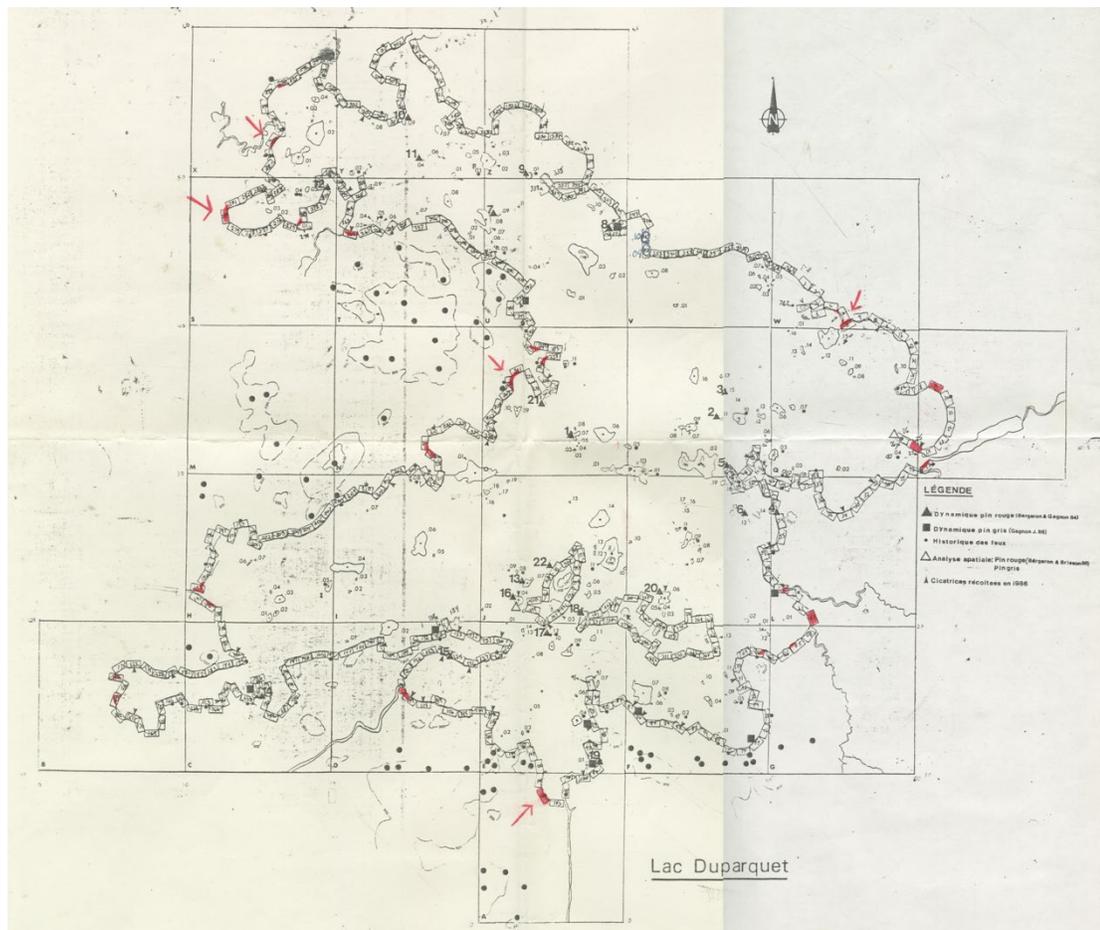
**ANNEXE B – EXEMPLE DE CARTOGRAPHIE (AVEC PROFILS D'ÉLÉVATION) EXPLOITÉE POUR LA
RÉALISATION DU PROTOCOLE DE TERRAIN. ISSUES DES DONNÉES LIDAR. SOURCE : INSTITUT
CONSEIL GÉOMATIQUE ICR - INGRID CEA (2021)**



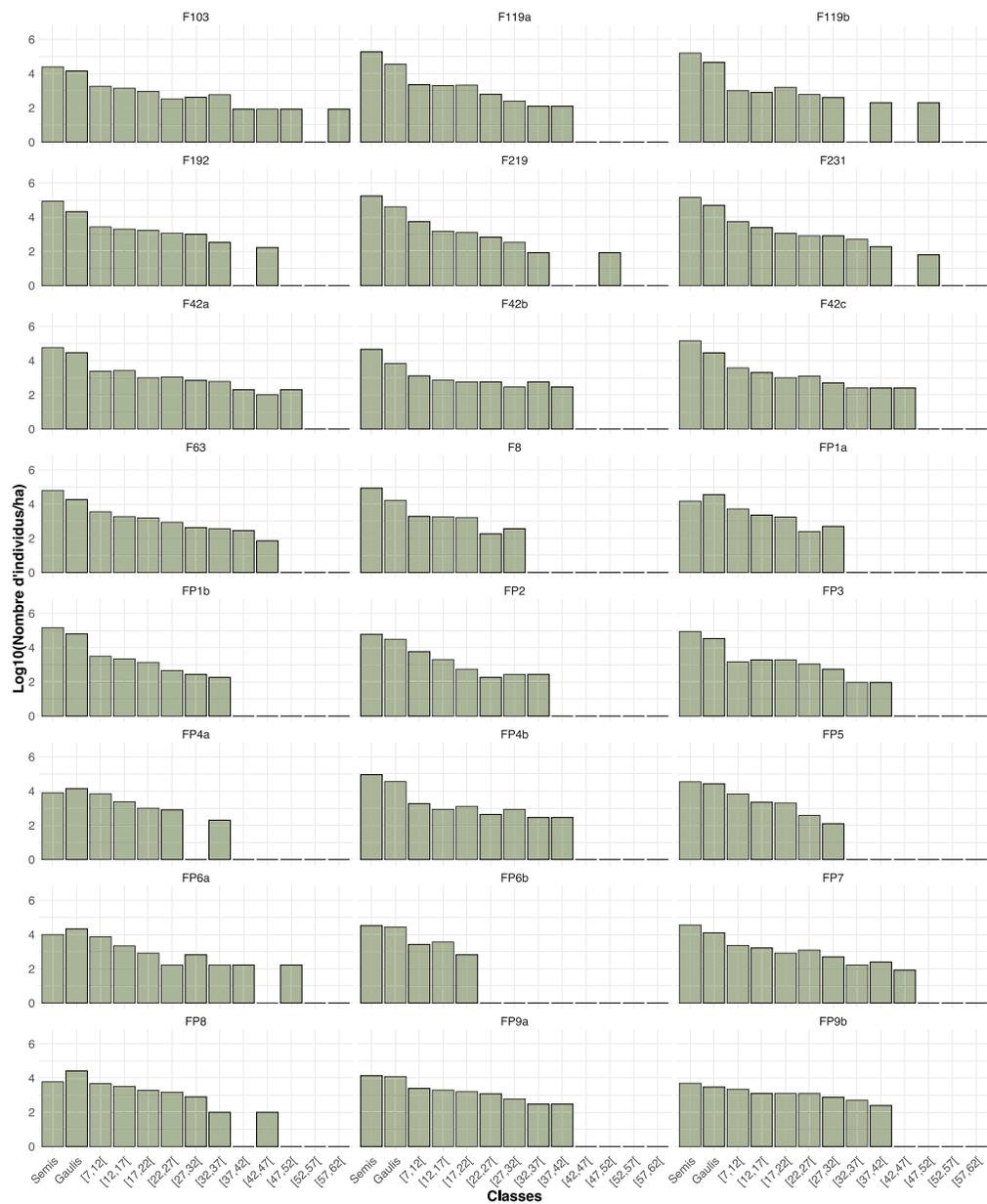
**ANNEXE C – TABLEAU COMPARATIF DE DÉSIGNATION DES
PEUPELEMENTS**

Référence Télé-détection 2021 (Ingrid Cea)	Numérotation par Tardif et Bergeron (1992)	Parcellisation historique du lac Duparquet
FP1a	-	298
FP1b	-	297
FP2	-	292 - 293
FP3	-	-
FP4a	-	-
FP4b	-	-
FP5	-	22 - 23 -24
FP6a	-	-
FP6b	-	-
FP7	-	-
FP8	1	13 - 14
FP9a	-	350
FP9b	-	345 - 348
F8	-	8
F42a	-	40 - 41
F42b	-	43
F42c	-	46
F63	-	62 - 63
F103	2	104 - 105
F119a	-	119
F119b	-	120
F192	-	192
F219	-	219 - 220
F231	3	230 - 231 - 232 - 237
F289 (non échantillonnée)	4	280 - 281

**ANNEXE D – CARTOGRAPHIE DE LA PARCELLISATION HISTORIQUE
DES BERGES DU LAC DUPARQUET ET, EN ROUGE, LES PRINCIPALES
FRÉNAIES IDENTIFIÉES PAR TARDIF ET BERGERON (1992)**



**ANNEXE E – DISTRIBUTION DE LA DENSITÉ DE *FRAXINUS NIGRA* PAR
HECTARE, PAR STADE DE DÉVELOPPEMENT (SEMIS, GAULIS) ET PAR
CLASSE DE DIAMÈTRE À L'ÉCHELLE DE CHACUN DES 24
PEUPELEMENTS ÉCHANTILLONNÉS. LES CLASSES DE DIAMÈTRES
SONT EXPRIMÉES EN CENTIMÈTRES**



LISTE DES RÉFÉRENCES

- Allan, R.P., Barlow, M., Byrne, M.P., Cherchi, A., Douville, H., Fowler, H.J., Gan, T.Y., Pendergrass, A.G., Rosenfeld, D., Swann, A.L.S., Wilcox, L.J., et Zolina, O. 2020. Advances in understanding large-scale responses of the water cycle to climate change. *Annals of the New York Academy of Sciences* **1472**(1): 49–75. doi:10.1111/nyas.14337.
- Anderson, C.J., et Mitsch, W.J. 2008. Tree basal growth response to flooding in a bottomland hardwood forest in central Ohio. *Journal of the American Water Resources Association* **44**(6): 1512–1520. doi:10.1111/j.1752-1688.2008.00255.x.
- Armstrong, W., Brändle, R., et Jackson, M. B. 1994. Mechanisms of flood tolerance in plants. *Acta Botanica Neerlandica* **43**(4): 307–358.
<https://doi.org/10.1111/j.1438-8677.1994.tb00756.x>.
- Assani, A.A., Stichelbout, É., Roy, A.G., et Petit, F. 2006. Comparison of impacts of dams on the annual maximum flow characteristics in three regulated hydrologic regimes in Québec (Canada). *Hydrological Processes* **20**(16): 3485–3501. doi:10.1002/hyp.6150.
- Astrade, L., et Bégin, Y. 1997. Tree-ring response of *Populus tremula* L. and *Quercus robur* L. to recent spring floods of the Saône River, France. *Écoscience* **4**(2): 232–239. doi:10.1080/11956860.1997.11682400.
- Bao, Y., Gao, P., et He, X. 2015. The water-level fluctuation zone of Three Gorges Reservoir — A unique geomorphological unit. *Earth-Science Reviews* **150**: 14–24. doi:10.1016/j.earscirev.2015.07.005.
- Barnes, W. J., et Dibble, E. 1988. The effects of beaver in riverbank forest succession. *Canadian Journal of Botany* **66**: 40–44.
<https://doi.org/10.1139/b88-005>.
- Bégin, Y. 2001. Tree-ring dating of extreme lake levels at the subarctic–boreal interface. *Quaternary Research* **55**(2): 133–139. doi:10.1006/qres.2000.2203.
- Bejarano, M.D., Jansson, R., et Nilsson, C. 2018. The effects of hydropeaking on riverine plants: a review. *Biological Reviews* **93**(1): 658–673.
doi:10.1111/brv.12362.
- Bergeron, Y., et Archambault, S. 1993. Decreasing frequency of forest fires in the southern boreal zone of Québec and its relation to global warming since the

- end of the “Little Ice Age.” *The Holocene* **3**(3): 255–259.
doi:10.1177/095968369300300307.
- Berthelot, J.-S., Saint-Laurent, D., Gervais-Beaulac, V., et Savoie, D. 2014. Assessing the effects of periodic flooding on the population structure and recruitment rates of riparian tree forests. *Water (Basel)* **6**(9): 2614–2633.
doi:10.3390/w6092614.
- 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. doi:10.1890/08-0887.1.
- Blom, C. W. P. M., Voeselek, L. A. C. J., Banga, M., Engelaar, W. M. H. G., Rijnders, J. H. G. M., Van de Steeg, H. M., et Visser, E. J. W. 1994. Physiological ecology of riverside species: adaptive responses of plants to submergence. *Annals of Botany* **74**(3) : 253–263.
<https://doi.org/10.1006/anbo.1994.1116>.
- Bombino, G., Boix-Fayos, C., Gurnell, A.M., Tamburino, V., Zema, D.A., et Zimbone, S.M. 2014. Check dam influence on vegetation species diversity in mountain torrents of the Mediterranean environment. *Ecohydrology* **7**(2): 678–691. doi:10.1002/eco.1389.
- Bradley, R.S., Diaz, H.F., Eischeid, J.K., Jones, P.D., Kelly, P.M., et Goodess, C.M. 1987. Precipitation fluctuations over Northern Hemisphere land areas since the mid-19th century. *Science* **237**(4811): 171–175.
doi:10.1126/science.237.4811.171.
- Borcard, D., Gillet, F., et Legendre, P. 2018. Numerical ecology with R. *In* 2nd edition. Springer International Publishing, Cham, Switzerland.
<https://doi.org/10.1007/978-3-319-71404-2>.
- Brown, R.D. 2010. Analysis of snow cover variability and change in Québec, 1948–2005. *Hydrological Processes* **24**(14): 1929–1954. doi:10.1002/hyp.7565.
- Brown, R.D., Smith, C., Derksen, C., et Mudryk, L. 2021. Canadian in situ snow cover trends for 1955–2017 including an assessment of the impact of automation. *Atmosphere-Ocean* **59**(2): 77–92.
doi:10.1080/07055900.2021.1911781.
- Buma, P.G., et Day, J.C. 1977. Channel morphology below reservoir storage projects. *Environmental Conservation* **4**(4): 279–284.
doi:10.1017/S0376892900026199.

- Bunn A., Korpela M., Biondi F., Campelo F., Mérian P., Qeadan F., Zang C. 2022. `_dplR`: Dendrochronology Program Library in R. R package version 1.7.4, <<https://CRAN.R-project.org/package=dplR>>.
- Burn, D.H., et Whitfield, P.H. 2016. Changes in floods and flood regimes in Canada. *Canadian Water Resources Journal / Revue canadienne des ressources hydriques* **41**(1–2): 139–150. doi:10.1080/07011784.2015.1026844.
- Bush, E., et Lemmen, D.S. 2019. Canada’s Changing Climate Report. Government of Canada, Ottawa, Ontario, Canada. Available from <https://changingclimate.ca/CCCR2019/> [accessed 23 January 2024].
- Casanova, M. T., et Brock, M. A. 2000. How do depth, duration and frequency of flooding influence the establishment of wetland plant communities? *Plant ecology* **147**: 237–250. <https://doi.org/10.1023/A:1009875226637>.
- Catling, P.K., Van Hemessen, W.D., Bettencourt, D.A., North, T.D. et Wallis, L.M. 2022. Recovery Strategy for the Black Ash (*Fraxinus nigra*) in Ontario. Ontario Recovery Strategy Series. Prepared for the Ministry of the Environment, Conservation and Parks, Peterborough, Ontario.
- Centre d’expertise hydrique du Québec (CEHQ). 2015. Atlas hydroclimatique du Québec méridional - Impact des changements climatiques sur les régimes de crue, d’étéage et d’hydraulicité à l’horizon 2050. Gouvernement du Québec, Québec, Québec.
- Ceschin, S., Tombolini, I., Abati, S., et Zuccarello, V. 2015. The effect of river damming on vegetation: is it always unfavourable? A case study from the River Tiber (Italy). *Environmental Monitoring Assessment* **187**(5): 301. doi:10.1007/s10661-015-4521-7.
- Chen, Z., Yuan, X., Roß-Nickoll, M., Hollert, H., et Schäffer, A. 2020. Moderate inundation stimulates plant community assembly in the drawdown zone of China’s Three Gorges Reservoir. *Environmental Sciences Europe* **32**(1): 79. doi:10.1186/s12302-020-00355-0.
- Christman, M. A., Sperry, J. S., et Smith, D. D. 2012. Rare pits, large vessels and extreme vulnerability to cavitation in a ring-porous tree species. *New Phytologist* **193**(3): 713-720. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2011.03984.x>.
- Clarke, K. R. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian journal of ecology* **18**(1): 117–143. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x>.

- Colmer, T. D., et Voeselek, L. A. C. J. 2009. Flooding tolerance: suites of plant traits in variable environments. *Functional Plant Biology* **36**(8) : 665–681. <https://doi.org/10.1071/FP09144>.
- Cook, E. R., et Kairiukstis, L. A. 1990. Methods of Dendrochronology - Applications in the Environmental Sciences. International Institute for Applied System Analysis. *In* Springer Netherlands. *Edited by* Cook, E. R., and Kairiukstis, L. A., Dordrecht. <https://doi.org/10.1007/978-94-015-7879-0>.
- Cook, J., Nuccitelli, D., Green, S.A., Richardson, M., Winkler, B., Painting, R., Way, R., Jacobs, P., et Skuce, A. 2013. Quantifying the consensus on anthropogenic global warming in the scientific literature. *Environmental Research Letters* **8**(2): 024024. doi:10.1088/1748-9326/8/2/024024.
- Copini, P., Den Ouden, J., Robert, E.M.R., Tardif, J.C., Loesberg, W.A., Goudzwaard, L., et Sass-Klaassen, U. 2016. Flood-ring formation and root development in response to experimental flooding of young *Quercus robur* trees. *Frontiers in Plant Science* **7**: 755. doi:10.3389/fpls.2016.00775.
- COSEPAC. 2018. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le frêne noir (*Fraxinus nigra*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Gouvernement du Canada, Ottawa, Ontario, Canada. xiv + 109 p. Available from <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/registre-public-especes-peril.html> [accessed 23 January 2024].
- Costanza, K.K.L., Livingston, W.H., Kashian, D.M., Slesak, R.A., Tardif, J.C., Dech, J.P., Diamond, A.K., Daigle, J.J., Ranco, D.J., Neptune, J.S., Benedict, L., Fraver, S.R., Reinikainen, M., et Siegert, N.W. 2017. The precarious state of a cultural keystone species: tribal and biological assessments of the role and future of black ash. *Journal of Forestry* **115**(5): 435–446. doi:10.5849/jof.2016-034R1.
- Daubois, V., Roy, M., Veillette, J.J., et Ménard, M. 2015. The drainage of Lake Ojibway in glaciolacustrine sediments of northern Ontario and Quebec, Canada: The drainage of Lake Ojibway, Canada. *Boreas* **44**(2): 305–318. doi:10.1111/bor.12101.
- De Cáceres, M., et Legendre, P. 2009. Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference. *Ecology* **90**: 3566–3574. doi:10.1890/08-1823.1
- De Leeuw, J., et Stoop, I. 1984. Upper bounds for Kruskal's stress. *Psychometrika* **49**(3): 391–402. doi:10.1007/BF02306028.

- Denneler, B., Asselin, H., Bergeron, Y., et Bégin, Y. 2008. Decreased fire frequency and increased water levels affect riparian forest dynamics in southwestern boreal Quebec, Canada. *Canadian Journal of Forest Research* **38**(5): 1083–1094. Canadian Science Publishing. doi:10.1139/X07-223.
- Denneler, B., Bergeron, Y., et Bégin, Y. 1999. An attempt to explain the distribution of the tree species composing the riparian forests of Lake Duparquet, southern boreal region of Quebec, Canada. *Canadian Journal of Botany* **77**(12): 1744–1755. doi:10.1139/b99-147.
- Déry, S.J., Stadnyk, T.A., MacDonald, M.K., et Gauli-Sharma, B. 2016. Recent trends and variability in river discharge across northern Canada. *Hydrology and Earth System Sciences* **20**(12): 4801–4818. doi:10.5194/hess-20-4801-2016.
- DeWine, J.M., et Cooper, D.J. 2007. Effects of river regulation on riparian box elder (*Acer Negundo*) forests in Canyons of the upper Colorado River Basin, USA. *Wetlands* **27**(2): 278–289. doi:10.1672/0277-5212(2007)27[278:EORROR]2.0.CO;2.
- Dufour, S., et Piégay, H. 2008. Geomorphological controls of *Fraxinus excelsior* growth and regeneration in floodplain forests. *Ecology* **89**(1): 205-215. <http://www.jstor.org/stable/27651523>.
- Dufrêne, M., et Legendre, P. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological monographs* **67**(3): 345–366. [https://doi.org/10.1890/0012-9615\(1997\)067\[0345:SAAI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9615(1997)067[0345:SAAI]2.0.CO;2).
- Egger, G., Politti, E., Woo, H., Cho, K.-H., Park, M., Cho, H., Benjankar, R., Lee, N.-J., et Lee, H. 2012. Dynamic vegetation model as a tool for ecological impact assessments of dam operation. *Journal of Hydro-environment Research* **6**(2): 151–161. doi:10.1016/j.jher.2012.01.007.
- Evans, J.E., Huxley, J.M., et Vincent, R.K. 2007. Upstream channel changes following dam construction and removal using a GIS/remote sensing approach. *Journal of the American Water Resources Association* **43**(3): 683–697. doi:10.1111/j.1752-1688.2007.00055.x.
- Fencl, J.S., Mather, M.E., Costigan, K.H., et Daniels, M.D. 2015. How big of an effect do small dams have? Using geomorphological footprints to quantify spatial impact of low-head dams and identify patterns of across-dam variation. *PLoS ONE* **10**(11): e0141210. doi:10.1371/journal.pone.0141210.

- Fortier, C., Assani, A.A., Mesfioui, M., et Roy, A.G. 2011. Comparison of the interannual and interdecadal variability of heavy flood characteristics upstream and downstream from dams in inversed hydrologic regime: Case study of Matawin River (Québec, Canada). *River Research and Applications* **27**(10): 1277–1289. doi:10.1002/rra.1423.
- Fox, G.A., Sheshukov, A., Cruse, R., Kolar, R.L., Guertault, L., Gesch, K.R., et Duttell, R.C. 2016. Reservoir sedimentation and upstream sediment sources: perspectives and future research needs on streambank and gully erosion. *Environmental Management* **57**(5): 945–955. doi:10.1007/s00267-016-0671-9.
- Franklin, J.F., Spies, T.A., Van Pelt, R., Carey, A.B., Thornburgh, D.A., Berg, D.R., Lindenmayer, D.B., Harmon, M.E., Keeton, W.S., Shaw, D.C., Bible, K., et Chen, J. 2002. Disturbances and structural development of natural forest ecosystems with silvicultural implications, using Douglas-fir forests as an example. *For. Ecol. Manage.* **155**(1–3): 399–423. doi:10.1016/s0378-1127(01)00575-8.
- Garssen, A.G., Baattrup-Pedersen, A., Voosenek, L.A.C.J., Verhoeven, J.T.A., et Soons, M.B. 2015. Riparian plant community responses to increased flooding: a meta-analysis. *Global Change Biology* **21**(8): 2881–2890. doi:10.1111/gcb.12921.
- Gaur, A., Gaur, A., et Simonovic, S. 2018. Future changes in flood hazards across Canada under a changing climate. *Water* **10**(10): 1441. doi:10.3390/w10101441.
- GBIF Secretariat 2022. *Agrilus planipennis* Fairmaire. GBIF Backbone Taxonomy. Available from <https://doi.org/10.15468/39omei> [accessed 30 november 2023].
- Goral F., et Schellenberg J. 2021. `_goeveg`: Functions for Community Data and Ordinations. R package version 0.5.1, <<https://CRAN.R-project.org/package=goeveg>>.
- Gordon, E., et Meentemeyer, R.K. 2006. Effects of dam operation and land use on stream channel morphology and riparian vegetation. *Geomorphology* **82**(3–4): 412–429. doi:10.1016/j.geomorph.2006.06.001.
- Hacke, U. G., et Sperry, J. S. 2001. Functional and ecological xylem anatomy. *Perspectives in plant ecology, evolution and systematics* **4**(2) : 97-115. <https://doi.org/10.1078/1433-8319-00017>.

- Harper, K.A., Macdonald, S.E., Burton, P.J., Chen, J., Brosofske, K.D., Saunders, S.C., Euskirchen, E.S., Roberts, D., Jaiteh, M.S., et Esseene, P.-A. 2005. Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. *Conservation Biology* **19**(3): 768–782. doi:10.1111/j.1523-1739.2005.00045.x.
- Hayward, G. D. 1991. Using population biology to define old-growth forests. *Wildlife Society Bulletin* (1973-2006), **19**(1): 111–116. <http://www.jstor.org/stable/3782425>.
- Hieber, M., et M. O. Gessner. 2002. Contribution of stream detritivores, fungi, and bacteria to leaf breakdown based on biomass estimates. *Ecology* **83**(4):1026–1038. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2002\)083\[1026:COSDFA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083[1026:COSDFA]2.0.CO;2)
- Hirabayashi, Y., Mahendran, R., Koirala, S., Konoshima, L., Yamazaki, D., Watanabe, S., Kim, H., et Kanae, S. 2013. Global flood risk under climate change. *Nature Climate Change* **3**(9): 816–821. doi:10.1038/nclimate1911.
- Hughes, F. M. 1997. Floodplain biogeomorphology. *Progress in physical geography*, **21**(4): 501–529. doi:10.1177/030913339702100402.
- Huntington, T.G. 2006. Evidence for intensification of the global water cycle: Review and synthesis. *Journal of Hydrology* **319**(1–4): 83–95. doi:10.1016/j.jhydrol.2005.07.003.
- Iverson, L., Knight, K.S., Prasad, A., Herms, D.A., Matthews, S., Peters, M., Smith, A., Hartzler, D.M., Long, R., et Almendinger, J. 2016. Potential species replacements for Black ash (*Fraxinus nigra*) at the confluence of two threats: Emerald ash borer and a changing climate. *Ecosystems* **19**(2): 248–270. doi:10.1007/s10021-015-9929-y.
- Jaccard, P. 1908. Nouvelles Recherches sur la Distribution Florale. *Bulletin de la Société Vaudoise des Sciences Naturelles*. doi:44. 223-70. 10.5169/seals-268384.
- Jansson, R., Nilsson, C., Dynesius, M., et Andersson, E. 2000. Effects of river regulation on river-margin vegetation: a comparison of eight boreal rivers. *Ecological Applications* **10**(1): 203–224. doi:10.1890/1051-0761(2000)010[0203:EORROR]2.0.CO;2.
- Jansson, R., Ström, L., et Nilsson, C. 2019. Smaller future floods imply less habitat for riparian plants along a boreal river. *Ecological Applications* **29**(8): e01977. <https://doi.org/10.1002/eap.1977>.

- Jerome, D., Westwood, M., Oldfield, S. et Romero-Severson, J. 2017. *Fraxinus nigra*. The IUCN Red List of Threatened Species 2017: e.T61918683A61918721. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2017-2.RLTS.T61918683A61918721.en>.
- Johnson, W.C. 2002. Riparian vegetation diversity along regulated rivers: contribution of novel and relict habitats: Riparian vegetation diversity along regulated rivers. *Freshwater Biology* **47**(4): 749–759. doi:10.1046/j.1365-2427.2002.00910.x.
- Johnston C.A. et Naiman R.J. 1990. Aquatic patch creation in relation to beaver population trends. *Ecology* **71**:1617–1621. <https://doi.org/10.2307/1938297>.
- Jost, L., Chao, A., et Chazdon, R. 2011. Compositional Similarity and Beta Diversity. *In Biological Diversity: Frontiers in Measurement and Assessment. Edited by Magurran AE, McGill BJ. Oxford: Oxford University Press. pp. 66–84.*
- Kames, S., Tardif, J.C., et Bergeron, Y. 2016. Continuous earlywood vessels chronologies in floodplain ring-porous species can improve dendrohydrological reconstructions of spring high flows and flood levels. *Journal of Hydrology* **534**: 377–389. doi:10.1016/j.jhydrol.2016.01.002.
- Kassambara A. 2022. `rstatix`: Pipe-Friendly Framework for Basic Statistical Tests. R package version 0.7.1, <<https://CRAN.R-project.org/package=rstatix>>.
- Klooster, W. S., Herms, D. A., Knight, K. S., Herms, C. P., McCullough, D. G., Smith, A., Gandhi K. J. K., et Cardina, J. 2014. Ash (*Fraxinus* spp.) mortality, regeneration, and seed bank dynamics in mixed hardwood forests following invasion by emerald ash borer (*Agrilus planipennis*). *Biological Invasions* **16**(4): 859-873. <https://doi.org/10.1007/s10530-013-0543-7>
- Kondolf, G.M., Kattelman, R., Embury, M., et Erman, D.C. 1996. Status of Riparian Habitat. *In Sierra Nevada Ecosystem Project: final report to Congress. Vol. II. Assessments and scientific basis for management options. Chap. 36. Centers for Water and Wildland Resources, University of California, Davis, California, USA. pp. 1009–1030 [online]. https://pubs.usgs.gov/dds/dds-43/VOL_II/VII_C36.PDF.*
- Kondolf, G.M., Webb, J.W., Sale, M.J., et Felando, T. 1987. Basic hydrologic studies for assessing impacts of flow diversions on riparian vegetation: Examples from streams of the eastern Sierra Nevada, California, USA. *Environmental Management* **11**(6): 757–769. doi:10.1007/BF01867243.
- Kruskal, J.B. 1964. Multidimensional scaling by optimizing goodness of fit to a nonmetric hypothesis. *Psychometrika* **29**(1): 1–27. doi:10.1007/BF02289565.

- Lachance, D., Fortin, G., et Dufour Tremblay, G. 2021. Identification et délimitation des milieux humides du Québec méridional. Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements Climatiques (MELCC). Gouvernement du Québec, Québec, Canada. Available from <https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/rives/guide-identif-dellimit-milieux-humides.pdf> [accessed 23 January 2024].
- Lajoie, F., Assani, A.A., Roy, A.G., et Mesfioui, M. 2007. Impacts of dams on monthly flow characteristics. The influence of watershed size and seasons. *Journal of Hydrology* **334**(3–4): 423–439. doi:10.1016/j.jhydrol.2006.10.019.
- Lamb, H. H. 2002. *Climate, History and the Modern World* (2nd ed.). Edited by Routledge. London, UK. <https://doi.org/10.4324/9780203433652>
- Lee, H., Calvin, K., Dasgupta, D., Krinner, G., Mukherji, A., Thorne, P., ... et Park, Y. 2023. IPCC, 2023: *Climate Change 2023: Synthesis Report, Summary for Policymakers. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Core Writing Team, H. Lee and J. Romero (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland.
- Levan, M.A., et Riha, S.J. 1986. Response of root systems of northern conifer transplants to flooding. *Canadian Journal of Forest Research* **16**(1): 42–46. <https://doi.org/10.1139/x86-008>.
- Liro, M. 2014. Conceptual model for assessing the channel changes upstream from dam reservoir. *Quaestiones Geographicae* **33**(1): 61–74. doi:10.2478/quageo-2014-0007.
- Liro, M. 2016. Development of sediment slug upstream from the Czorsztyn Reservoir (southern Poland) and its interaction with river morphology. *Geomorphology* **253**: 225–238. doi:10.1016/j.geomorph.2015.09.018.
- Liro, M. 2017. Dam-induced base-level rise effects on the gravel-bed channel planform. *Catena* **153**: 143–156. doi:10.1016/j.catena.2017.02.005.
- Liro, M. 2019. Dam reservoir backwater as a field-scale laboratory of human-induced changes in river biogeomorphology: A review focused on gravel-bed rivers. *Science of The Total Environment* **651**: 2899–2912. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.10.138.
- Little, E. L., et Viereck, L. A. 1971. *Atlas of United States Trees: Conifers and important hardwoods* (Vol. 1, No. 1146). US Government printing office. Government of the United States, Washington, DC, USA. <https://doi.org/10.5962/bhl.title.130546>.

- Looney, C. E., D'Amato, A. W., Fraver, S., Palik, B. J., et Reinikainen, M. R. 2016. Examining the influences of tree-to-tree competition and climate on size-growth relationships in hydric, multi-aged *Fraxinus nigra* stands. *Forest Ecology and Management* **375**: 238-248. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.05.050>
- Lytle, D.A., et Poff, N.L. 2004. Adaptation to natural flow regimes. *Trends in Ecology and Evolution* **19**(2): 94–100. doi:10.1016/j.tree.2003.10.002.
- Macfarlane, D., et Kitay, P. 2016. Hydraulic imperialism: hydroelectric development and treaty 9 in the Abitibi Region. *American Review of Canadian Studies* **46**(3): 380–397. doi:10.1080/02722011.2016.1228685.
- Magilligan, F.J., et Nislow, K.H. 2001. Long-term changes in regional hydrologic regime following impoundment in a humid-climate watershed. *Journal of the American Water Resources Association* **37**(6): 1551–1569. doi:10.1111/j.1752-1688.2001.tb03659.x.
- Magilligan, F.J., et Nislow, K.H. 2005. Changes in hydrologic regime by dams. *Geomorphology* **71**(1–2): 61–78. doi:10.1016/j.geomorph.2004.08.017.
- McCune, B., et Grace, J.B. 2002. *Analysis of ecological communities*. MjM Software Design: Gleneden Beach. ISBN 0-9721290-0-6. 300 pp.
- McGinley, M.A. et Whitham, T.G. 1985. Central place foraging by beavers (*Castor canadensis*): a test of foraging predictions and the impact of selective feeding on the growth form of cottonwoods (*Populus fremontii*). *Oecologia* **66**(4): 558–562. <https://www.jstor.org/stable/4217671>
- Mekis, É., et Vincent, L.A. 2011. An overview of the second generation adjusted daily precipitation dataset for trend analysis in Canada. *Atmosphere-Ocean* **49**(2): 163–177. doi:10.1080/07055900.2011.583910.
- Merritt, D.M., Scott, M.L., LeROY Poff, N., Auble, G.T., et Lytle, D.A. 2010. Theory, methods and tools for determining environmental flows for riparian vegetation: riparian vegetation-flow response guilds. *Freshwater Biology* **55**(1): 206–225. doi:10.1111/j.1365-2427.2009.02206.x.
- Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les Changements Climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCFP). 2024. Répertoire des barrages. Gouvernement du Québec, Québec, Canada. Available from <https://www.cehq.gouv.qc.ca/barrages/default.asp> [accessed 22 January 2024].

- Ministère des Ressources Naturelles et des Forêts (MRNF). 2008. Écosystème forestier exceptionnel de la région de l'Abitibi-Témiscamingue : Forêt rare de la Baie-Vachon Frênaie noire. Gouvernement du Québec, Québec, Canada. Available from <https://mffp.gouv.qc.ca/les-forets/connaissances/connaissances-forestieres-environnementales/ecosystemes-forestiers-exceptionnels-classes/> [accessed 22 January 2024].
- Ministère des Ressources Naturelles et des Forêts (MRNF). 2016. Écosystème forestier exceptionnel de la région de l'Abitibi-Témiscamingue : Forêt rare de la Pointe-aux-Cabines Frênaie noire. Gouvernement du Québec, Québec, Canada. Available from <https://mffp.gouv.qc.ca/les-forets/connaissances/connaissances-forestieres-environnementales/ecosystemes-forestiers-exceptionnels-classes/> [accessed 22 January 2024].
- Mongrain, S. 2014. Dates de dégel du lac Duparquet. Le Grand Héron: Le Journal de Duparquet: **19**(1): 6. http://duparquet.ao.ca/documents/pages/19_1-juin-2014.pdf.
- Morneau, C., Couillard, P. L., Laflamme, J., et Major, M. 2021. Classification écologique du territoire québécois. Gouvernement du Québec, Québec, Canada. https://mffp.gouv.qc.ca/documents/forets/inventaire/classification_ecologique_territoire_quebecois.pdf.
- MRC Abitibi-Ouest. 2019. Portrait du territoire et analyses. Municipalité Régionale de Comté d'Abitibi-Ouest, Québec, Canada. Available from https://www.mrcao.qc.ca/documents/pages/sadr-04_portrait-du-territoire-tel-que-modifie-par.pdf [accessed 22 January 2024].
- Mudryk, L., Derksen, C., Howell, S., Laliberté, F., Thackeray, C., Sospedra-Alfonso, R., Vionnet, V., Kushner, P.J., et Brown, R.D. 2018. Canadian snow and sea ice: historical trends and projections. *Cryosphere* **12**, 1157–1176. <https://doi.org/10.5194/tc-12-1157-2018>.
- Muirhead, J.R., Leung, B., Van Overdijk, C., Kelly, D.W., Nandakumar, K., Marchant, K.R., et MacIsaac, H.J. 2006. Modelling local and long-distance dispersal of invasive emerald ash borer *Agrilus planipennis* (Coleoptera) in North America. *Diversity and Distributions* **12**(1): 71–79. doi:10.1111/j.1366-9516.2006.00218.x.
- Murtaugh, P. A. 1996. The statistical evaluation of ecological indicators. *Ecological*

- Applications **6**(1): 132–139. <https://doi.org/10.2307/2269559>
- Nabet, F. 2014. Étude du réajustement du lit actif en Loire moyenne, bilan géomorphologique et diagnostic du fonctionnement des chenaux secondaires en vue d'une gestion raisonnée. Doctoral dissertation, Université Panthéon-Sorbonne - Paris I, Paris, FR.
- Naiman, R.J., Decamps, H., et Pollock, M. 1993. The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. *Ecological Applications* **3**(2): 209–212. doi:10.2307/1941822.
- Naiman, R. J., et Decamps, H. 1997. The ecology of interfaces: riparian zones. *Annual review of Ecology and Systematics* **28**(1) : 621-658.
- Nasir, M.A., Duc Huynh, T.L., et Xuan Tram, H.T. 2019. Role of financial development, economic growth and foreign direct investment in driving climate change: A case of emerging ASEAN. *Journal of Environmental Management* **242**: 131–141. doi:10.1016/j.jenvman.2019.03.112.
- Nilsson, C. 1987. Distribution of stream-edge vegetation along a gradient of current velocity. *Journal of Ecology* **75**(2): 513-522. <https://doi.org/10.2307/2260430>
- Nilsson, C., et Berggren, K. 2000. Alterations of riparian ecosystems caused by river regulation. *BioScience* **50**(9): 783. doi:10.1641/0006-3568(2000)050[0783:AORECB]2.0.CO;2.
- Nilsson, C., et Jansson, R. 1995. Floristic differences between riparian corridors of regulated and free-flowing boreal rivers. *Regulated Rivers: Research and Management* **11**(1): 55–66. doi:10.1002/rrr.3450110106.
- Nilsson, C., Jansson, R., et Zinko, U. 1997. Long-term responses of river-margin vegetation to water-level regulation. *Science* **276**(5313): 798–800. doi:10.1126/science.276.5313.798.
- Nislow, K.H., Magilligan, F.J., Fassnacht, H., Bechtel, D., et Ruesink, A. 2002. Effects of dam impoundment on the flood regime of natural floodplain communities in the Upper Connecticut River. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* **38**(6): 1533–1548. doi:10.1111/j.1752-1688.2002.tb04363.x.
- Nilsson, C., et Svedmark, M. 2002. Basic principles and ecological consequences of changing water regimes: riparian plant communities. *Environmental management*, **30**: 468–480.

- Nolin, A.F., Tardif, J.C., Conciatori, F., Kames, S., Meko, D.M., et Bergeron, Y. 2021a. Multi-century tree-ring anatomical evidence reveals increasing frequency and magnitude of spring discharge and floods in eastern boreal Canada. *Global and Planetary Change* **199**: 103444. doi:10.1016/j.gloplacha.2021.103444.
- Nolin, A.F., Tardif, J.C., Conciatori, F., et Bergeron, Y. 2021b. Spatial coherency of the spring flood signal among major river basins of eastern boreal Canada inferred from flood rings. *Journal of Hydrology* **596**: 126084. doi:10.1016/j.jhydrol.2021.126084.
- Nolin, A., Tardif, J., Conciatori, F., et Bergeron, Y. 2021c. Flood-rings production modulated by river regulation in Eastern Boreal Canada. *Frontiers in Plant Science* **12**: 757280. doi:10.3389/fpls.2021.757280.
- Nolin, A.F., Girardin, M.P., Adamowski, J.F., Barzegar, R., Boucher, M.-A., Tardif, J.C., et Bergeron, Y. 2023. Observed and projected trends in spring flood discharges for the Upper Harricana River, eastern boreal Canada. *Journal of Hydrology: Regional Studies* **48**: 101462. doi:10.1016/j.ejrh.2023.101462.
- Nolin, A.F., Girardin, M.P., Tardif, J.C., Guo, X.J., Conciatori, F., et Bergeron, Y. 2022. A 247-year tree-ring reconstruction of spring temperature and relation to spring flooding in eastern boreal Canada. *International Journal of Climatology* **42**(12): 6479–6498. doi:10.1002/joc.7608.
- Oksanen J., Simpson G., Blanchet F., Kindt R., Legendre P., Minchin P., O'Hara R., Solymos P., Stevens M., Szoecs E., Wagner H., Barbour M., Bedward M., Bolker B., Borcard D., Carvalho G., Chirico M., De Caceres M., Durand S., Evangelista H., FitzJohn R., Friendly M., Furneaux B., Hannigan G., Hill M., Lahti L., McGlinn D., Ouellette M., Ribeiro Cunha E., Smith T., Stier A., Ter Braak C., Weedon J. 2022. *_vegan: Community Ecology Package_*. R package version 2.6-4, <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Oliver, C. D., et B. C. Larson. 1990. *Forest stand dynamics*. McGraw-Hill, New York, NY, USA.
- Palik, B.J., Ostry, M.E., Venette, R.C., et Abdela, E. 2011. *Fraxinus nigra* (black ash) dieback in Minnesota: Regional variation and potential contributing factors. *Forest Ecology and Management* **261**(1): 128–135. doi:10.1016/j.foreco.2010.09.041.
- Petts, G.E. 1980. Long-term consequences of upstream impoundment. *Environmental Conservation* **7**(4): 325–332. doi:10.1017/S0376892900008183.

- Poff, N.L. 1997. Landscape filters and species traits: Towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society* **16**(2): 391–409. doi:10.2307/1468026.
- Polson, D., et Hegerl, G.C. 2017. Strengthening contrast between precipitation in tropical wet and dry regions. *Geophysical Research Letters* **44**(1): 365–373. doi:10.1002/2016GL071194.
- Prowse, T. D., et Culp, J. M. 2003. Ice breakup: a neglected factor in river ecology. *Canadian Journal of Civil Engineering* **30**(1), 128-144. doi:[10.1139/102-040](https://doi.org/10.1139/102-040)
- Prowse, T. D., Bonsal, B. R., Duguay, C. R., et Lacroix, M. P. 2007. River-ice break-up/freez-up: a review of climatic drivers, historical trends and future predictions. *Annals of Glaciology* **46**: 443-451. doi:10.3189/172756407782871431
- R Core Team. 2022. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Resh, V.H., Brown, A.V., Covich, A.P., Gurtz, M.E., Li, H.W., Minshall, G.W., Reice, S.R., Sheldon, A.L., Wallace, J.B., et Wissmar, R.C. 1988. The role of disturbance in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society* **7**(4): 433–455. doi:10.2307/1467300.
- Rodríguez-González, P.M., Stella, J.C., Campelo, F., Ferreira, M.T., et Albuquerque, A. 2010. Subsidy or stress? Tree structure and growth in wetland forests along a hydrological gradient in Southern Europe. *Forest Ecology and Management* **259**(10): 2015–2025. doi:10.1016/j.foreco.2010.02.012.
- Rood, S.B., Braatne, J.H., et Hughes, F.M.R. 2003. Ecophysiology of riparian cottonwoods: stream flow dependency, water relations and restoration. *Tree Physiology* **23**(16): 1113–1124. doi:10.1093/treephys/23.16.1113.
- Rood, S.B., Kalischuk, A.R., et Mahoney, J.M. 1998. Initial cottonwood seedling recruitment following the flood of the century of the Oldman River, Alberta, Canada. *Wetlands* **18**(4): 557–570. doi:10.1007/BF03161672.
- Rowe, J.S. 1972. *Forest Regions of Canada*. Fisheries and Environment Canada, Canadian Forest Service, Headquarters, Ottawa. pp. 172. <https://cfs.nrcan.gc.ca/publications?id=24040>.
- Saint-Laurent, D., Arsenault-Boucher, L., et Berthelot, J. S. 2019. Contrasting effects of flood disturbance on alluvial soils and riparian tree structure and species

- composition in mixed temperate forests. *Air, Soil and Water Research*, **12**: 1178622119872773. <https://doi.org/10.1177/1178622119872773>.
- Schmutz, S., et Moog, O. 2018. Dams: Ecological Impacts and Management. *In* Riverine Ecosystem Management. *Edited by* S. Schmutz and J. Sendzimir. Springer International Publishing, Cham. pp. 111–127. doi:10.1007/978-3-319-73250-3_6.
- Schneider, R.L. et Sharitz, R.R. 1986: Seed bank dynamics in a southeastern riverine swamp. *American Journal of Botany* **73**(7): 1022–30. <https://doi.org/10.2307/2444121>.
- Sigafoos, R. S. 1964. Botanical evidence of floods and floodplain deposition. U.S. Geological Survey Professional Paper 485-A. U.S. Government Printing Office, Washington, D.C., USA.
- Sims, R.A., Kershaw, H.M. et Wickware, G.M. 1990. The autecology of major species in the north central region of Ontario. Ontario Ministry of Natural Resources, Toronto. Publ. 5310. 126p. Available from <https://cfs.nrcan.gc.ca/pubwarehouse/pdfs/22213.pdf>
- Skalak, K.J., Benthem, A.J., Schenk, E.R., Hupp, C.R., Galloway, J.M., Nustad, R.A., et Wiche, G.J. 2013. Large dams and alluvial rivers in the anthropocene: The impacts of the Garrison and Oahe dams on the upper Missouri River. *Anthropocene* **2**: 51–64. doi:10.1016/j.ancene.2013.10.002.
- Speer, J. H. 2010. *Fundamentals of Tree-Ring Research*. University of Arizona Press.
- Springer, A., et Dech, J. P. 2021. Regeneration of black ash (*Fraxinus nigra* marsh.) in hardwood swamps of the Great Lakes–St. Lawrence Forest Region. *The Forestry Chronicle* **97**(3): 343–358. <https://doi.org/10.5558/tfc2021-035>.
- Statistics Canada 2022. Electric power generation, monthly generation by type of electricity. Government of Canada, Ottawa, Ontario, Canada. Available from <https://doi.org/10.25318/2510001501-eng> [accessed 22 January 2024].
- St. George, S., Nielsen, E., Conciatori, F. et Tardif, J. 2002. Trends in *Quercus macrocarpa* vessel areas and their implications for tree-ring paleoflood studies. *Tree-Ring Research* **58**(1/2): 3–10.
- Stive, M.J.F., Aarninkhof, S.G.J., Hamm, L., Hanson, H., Larson, M., Wijnberg, K.M., Nicholls, R.J., et Capobianco, M. 2002. Variability of shore and shoreline evolution. *Coastal Engineering* **47**(2): 211–235. doi:10.1016/S0378-3839(02)00126-6.

- Su, X., Nilsson, C., Pilotto, F., Liu, S., Shi, S., et Zeng, B. 2017. Soil erosion and deposition in the new shorelines of the Three Gorges Reservoir. *Science of The Total Environment* **599–600**: 1485–1492. doi:10.1016/j.scitotenv.2017.05.001.
- Tai, X., Mackay, D.S., Sperry, J.S., Brooks, P., Anderegg, W.R.L., Flanagan, L.B., Rood, S.B., et Hopkinson, C. 2018. Distributed plant hydraulic and hydrological modeling to understand the susceptibility of riparian woodland trees to drought-induced mortality. *Water Resources Research* **54**(7): 4901–4915. doi:10.1029/2018WR022801.
- Tang, Z. C., et Kozłowski, I. T. 1983. Further studies in flood tolerance of *Betula papyrifera* seedlings. *Physiologia Plantarum* **59**(2): 218–222. <https://doi.org/10.1111/j.1399-3054.1983.tb00761.x>.
- Tardif, J.C., et Bergeron, Y. 1992. Analyse écologique des peuplements de frêne noir (*Fraxinus nigra*) des rives du lac Duparquet, nord-ouest du Québec. *Canadian Journal of Botany* **70**(11): 2294–2302. doi:10.1139/b92-285.
- Tardif, J.C., et Bergeron, Y. 1993. Radial growth of *Fraxinus nigra* in a Canadian boreal floodplain in response to climatic and hydrological fluctuations. *Journal of Vegetation Science* **4**(6): 751–758. doi:10.2307/3235611.
- Tardif, J.C., et Bergeron, Y. 1997. Comparative dendroclimatological analysis of two black ash and two white cedar populations from contrasting sites in the Lake Duparquet region, northwestern Quebec. *Canadian Journal of Forest Research* **27**(1): 108–116.
- Tardif, J.C., et Bergeron, Y. 1997b. Ice-flood history reconstructed with tree-rings from the southern boreal forest limit, western Québec. *The Holocene* **7**(3): 291–300. doi:10.1177/095968369700700305.
- Tardif, J.C., et Bergeron, Y. 1999. Population dynamics of *Fraxinus Nigra* in response to flood-level variations, in Northwestern Quebec. *Ecological Monographs* **69**(1): 107–125. doi:10.1890/0012-9615(1999)069[0107:PDOFNI]2.0.CO;2.
- Tardif, J.C., Conciatori, F., et Smith, D. 2023. Flood rings, earlywood vessels and hydrological signal in *Fraxinus pennsylvanica* trees growing along the central Assiniboine river floodplain, southcentral Canada, *Canadian Water Resources Journal / Revue canadienne des ressources hydriques* 1-16. doi: 10.1080/07011784.2023.2290962
- Tardif, J.C., Déry, S., et Bergeron, Y. 1994. Sexual regeneration of black ash

- (*Fraxinus nigra* Marsh.) in a boreal floodplain. *American Midland Naturalist* **132**(1): 124. doi:10.2307/2426207.
- Tardif, J.C., Kames, S., et Bergeron, Y. 2010. Spring Water Levels Reconstructed from Ice-Scarred Trees and Cross-Sectional Area of the Earlywood Vessels in Tree Rings from Eastern Boreal Canada *in* *Tree Rings and Natural Hazards: A State-of-the-Art*. Edited by M. Stoffel, M. Bollschweiler, D. Butler, B. Luckman. Springer, Netherlands. pp. 257–261. doi: 10.1007/978-90-481-8736-2.
- Tardif J.C., Dickson, H., Conciatori, F., Nolin, A.F., et Bergeron, Y. 2021a. Are periodic (intra-annual) tangential bands of vessels in diffuse-porous tree species the equivalent of flood rings in ring-porous species? Reproducibility and cause. *Dendrochronologia* **70**: 125889
<https://doi.org/10.1016/j.dendro.2021.125889>.
- Tardif, J.C., Kames, S., Nolin, A.F., et Bergeron, Y. 2021b. Earlywood vessels in black ash (*Fraxinus nigra* Marsh.) trees show contrasting sensitivity to hydroclimate variables according to flood exposure. *Frontiers in Plant Science* **12**: 754596. doi:10.3389/fpls.2021.754596.
- Thackeray, C.W., DeAngelis, A.M., Hall, A., Swain, D.L., et Qu, X. 2018. On the connection between global hydrologic sensitivity and regional wet extremes. *Geophysical Research Letters* **45**(20): 11–343. doi:10.1029/2018GL079698.
- Tockner, K., et Ward, J.V. 1999. Biodiversity along riparian corridors. *Large rivers* **11**(3): 293–310. doi:10.1127/lr/11/1999/293.
- Vincent, J.-S., et Hardy, L. 2011. L'évolution et l'extension des lacs glaciaires Barlow et Ojibway en territoire québécois. *Géographie physique et Quaternaire* **31**(3–4): 357–372. doi:10.7202/1000283ar.
- Vincent, L.A., et Mekis, É. 2006. Changes in daily and extreme temperature and precipitation indices for Canada over the twentieth century. *Atmosphere-Ocean* **44**(2): 177–193. doi:10.3137/ao.440205.
- Vincent, L.A., Zhang, X., Mekis, É., Wan, H., et Bush, E.J. 2018. Changes in Canada's climate: Trends in indices based on daily temperature and precipitation data. *Atmosphere-Ocean* **56**(5): 332–349.
 doi:10.1080/07055900.2018.1514579.
- Volke, M.A., Scott, M.L., Johnson, W.C., et Dixon, M.D. 2015. The ecological significance of emerging deltas in regulated rivers. *BioScience* **65**(6): 598–611. doi:10.1093/biosci/biv040.

- Vought, L. B. M., Dahl, J., Pedersen, C. L., et Lacoursiere, J. O. 1994. Nutrient retention in riparian ecotones. *Ambio* **23**(6) 342-348.
<https://api.semanticscholar.org/CorpusID:83047371>.
- Wan, H., Zhang, X., et Zwiers, F. 2019. Human influence on Canadian temperatures. *Clim. Dyn.* **52**(1–2): 479–494. doi:10.1007/s00382-018-4145-z.
<https://doi.org/10.1007/s00382-018-4145-z>.
- Wiens, J.J., et Graham, C.H. 2005. Niche conservatism: Integrating evolution, ecology, and conservation biology. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* **36**(1): 519–539. doi:10.1146/annurev.ecolsys.36.102803.095431.
- Wolken, J. M., Landhäusser, S. M., Lieffers, V. J., et Silins, U. 2011. Seedling growth and water use of boreal conifers across different temperatures and near-flooded soil conditions. *Canadian Journal of Forest Research* **41**(12) : 2292–2300. <https://doi.org/10.1139/x11-136>
- Wright, J.W., et Rauscher, H.M.R. 1990. Black ash. *In* *Hardwoods*. Agricultural Handbook. *Edited by* R.M. Burns and B.H. Honkala. USDA. pp. 344–347.
- Yagouti, A., Boulet, G., Vincent, L., Vescovi, L., et Mekis, É. 2008. Observed changes in daily temperature and precipitation indices for southern Québec, 1960–2005. *Atmosphere-Ocean* **46**(2): 243–256. doi:10.3137/ao.460204.
- Yang, F., Liu, W.-W., Wang, J., Liao, L., et Wang, Y. 2012. Riparian vegetation's responses to the new hydrological regimes from the Three Gorges Project: Clues to revegetation in reservoir water-level-fluctuation zone. *Acta Ecologica Sinica* **32**(2): 89–98. doi:10.1016/j.chnaes.2012.02.004.
- Yang, S.L., Milliman, J.D., Xu, K.H., Deng, B., Zhang, X.Y., et Luo, X.X. 2014. Downstream sedimentary and geomorphic impacts of the Three Gorges Dam on the Yangtze River. *Earth-Science Reviews* **138**: 469–486.
doi:10.1016/j.earscirev.2014.07.006.
- Yanosky, T. M. 1982. Effects of flooding upon woody vegetation along parts of the Potomac River flood plain. United States Geological Survey Professional Paper Number 1206. Government of the United States, Washington, DC, USA.
- Zhang, X., Harvey, K.D., Hogg, W.D., et Yuzyk, T.R. 2001. Trends in Canadian streamflow. *Water Resources Research* **37**(4): 987–998.
doi:10.1029/2000WR900357.
- Zhang, Z., Wan, C., Zheng, Z., Hu, L., Feng, K., Chang, J., et Xie, P. 2013. Plant

community characteristics and their responses to environmental factors in the water level fluctuation zone of the three gorges reservoir in China. *Environmental Science and Pollution Research* **20**(10): 7080–7091. doi:10.1007/s11356-013-1702-1.

Zheng, J., Arif, M., Zhang, S., Yuan, Z., Zhang, L., Li, J., Ding, D., et Li, C. 2021. Dam inundation simplifies the plant community composition. *Science of The Total Environment* **801**: 149827. doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.149827