

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	III
AVANT-PROPOS	IV
RÉSUMÉ.....	V
Liste des tableaux.....	VIII
Liste des figures	IX
Liste des abréviations, sigles et acronymes	XI
CHAPITRE I.....	12
1.1 Problématique.....	12
1.2 Revue de littérature.....	13
1.2.1 Importance des écosystèmes riverains.....	13
1.2.1.1 Mise en contexte.....	13
1.2.1.2 Richesse spécifique.....	14
1.2.1.4 Effet de l'hydrologie et de la morphologie	14
1.2.1.5 Effets de la régulation.....	15
1.2.2 Changements climatiques et régime hydrologique.....	16
1.2.2.1 Effet du réchauffement climatique sur l'hydrologie.....	16
1.2.2.2 Impacts de l'hydrologie sur la végétation riveraine	16
1.2.2.3 Changement morphologique après inondation	19
1.2.2.4 Contamination et inondation	20
1.2.3 Définition de perturbation.....	20
1.3 Problématique de recherche	21
1.5 Références.....	23
CHAPITRE II	34
2.1 Résumé de l'article	35
2.2 Introduction.....	36
2.3 Matériels et méthodes.....	38
2.3.1 Caractérisation du site.....	39
2.3.2 Inventaire forestier en fonction des zones de récurrence.....	39

2.3.3	Analyse des données dendrochronologiques	40
2.3.4	Diversité alpha	41
2.3.5	Diversité bêta	42
2.3.6	Analyse statistique	42
2.4	Résultats.....	43
2.4.1	Biodiversité.....	43
2.4.2	Espèce allogène.....	44
2.4.3	Diversité bêta	44
2.4.4	Structure d'âge.....	45
2.4.5	Régénération des peuplements.....	45
2.5	Discussion.....	45
2.5.1	Biodiversité.....	45
2.5.2	Âge des peuplements	47
2.5.3	Régénération	47
2.5.4	Conclusion	48
2.6	Références.....	51
2.8	Figures	57
	ANNEXE A.....	65
	ANNEXE B	66
	ANNEXE C.....	69
	ANNEXE D.....	70

LISTE DES TABLEAUX

Tableaux	Page
Tableau 2.1 Caractéristiques des rivières Saint-François et Massawippi (Sud du Québec, Canada).....	56

LISTE DES FIGURES

Figures		Page
Figure 2.1	Localisation des sites d'échantillonnage dans le bassin de la rivière Saint-François (STF et MAS).....	57
Figure 2.2	Schéma d'un quadrat d'échantillonnage de 10 m par 20 m avec un corridor de 1 m par 10 m. Le quadrat est orienté dans le sens du courant de la rivière.	58
Figure 2.3	Indice de biodiversité de Shannon en fonction des zones de récurrence d'inondation fait sur la strate arborescente dans le bassin de la rivière Saint-François (STF et MAS). (Forte : intervalle de 0-20 ans ; Intermédiaire : intervalle de 20-100 ans; Extérieur des plaines inondables).	59
Figure 2.4	Total des individus d'érable negundo (<i>Acer negundo</i>) par parcelle en fonction des zones de récurrence d'inondation dans le bassin de la rivière Saint-François (STF et MAS). (Forte : intervalle 0-20 ans ; Intermédiaire : 20-100 ans; Extérieur des plaines inondables).60	
Figure 2.5	Analyse en coordonnées principales (ACoP) réalisée à partir d'une matrice de similarité de Sorenson fait sur les données d'abondance de la strate arborescente dans le bassin de la rivière Saint-François (STF et MAS). Les zones de forte récurrence d'inondation sont représentées par les losanges, les zones de récurrence intermédiaire par les cercles, et les zones extérieures des plaines inondables par les triangles.....	61
Figure 2.7	Densité des arbres (individus/m ²) en fonction de leur âge par intervalle de 10 ans pour la période de 2001 à 1932 dans le bassin de la rivière Saint-François (STF et MAS) en fonction de la zone de récurrence. (Noir : intervalle 0-20 ans; gris pâle : 20-100 ans; gris foncé : Extérieur des plaines inondables).....	62

- Figure 2.8 Densité de la régénération totale (individus/m²) par zone de récurrence dans le bassin de la rivière Saint-François (STF et MAS). (Forte : intervalle 0-20 ans : Intermédiaire : 20-100 ans; Extérieur des plaines inondables)..... 63
- Figure 2.9 Densité de la régénération forestière (individus/m²) par zone de récurrence d'inondation dans le bassin de la rivière Saint-François (STF et MAS). Quatre classes de semis et gaulis sont représentées : (S1) : les semis de moins de 1 cm de diamètre et moins d'un mètre de hauteur; (S2) : les semis de moins de 1 cm de diamètre et plus d'un mètre de hauteur;(G1) : les gaulis de 1-5 cm de diamètre et plus de 1,3 m de hauteur et finalement (G2) : les gaulis de 5-10 cm de diamètre et plus de 1,3 m de hauteur. 64

LISTE DES ABRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES

CEHQ	Centre d'expertise hydrique du Québec
COGESAF	Conseil de gouvernance de l'eau des bassins versants de la rivière Saint-François
CRSNG	Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada
UQTR	Université du Québec à Trois-Rivières

CHAPITRE I

INTRODUCTION

1.1 Problématique

La communauté scientifique, les gouvernements et les différents grands organismes internationaux prennent de plus en plus conscience de la pleine mesure de l'impact du réchauffement climatique sur les sociétés et sur l'environnement. L'augmentation de la quantité de gaz à effet de serre (GES) entraîne des changements climatiques majeurs dans différentes régions du monde et ceci affecte les conditions hydrologiques des fleuves et rivières (Arnell 2003). Ces effets varient régionalement et localement, et à l'échelle du bassin versant (Palmer *et al.* 2008). La régulation de plusieurs rivières à travers le monde montre aussi que les changements des régimes d'écoulement peuvent avoir d'importantes répercussions sur les écosystèmes riverains (Ward *et al.* 1999).

Pour le sud du Québec, les modifications des conditions hydroclimatiques se traduisent notamment par une hausse des précipitations et conséquemment, une augmentation de la récurrence des événements d'inondation. Cette tendance a été observée dans le bassin de la rivière Saint-François (Saint-Laurent *et al.* 2001, 2009, 2010; Saint-Laurent et Lavoie 2009). Il a été démontré que l'augmentation de la récurrence des inondations entraîne une aggradation verticale des plaines alluviales et un appauvrissement des sols (Saint-Laurent et Lavoie 2009; Drouin *et al.* 2011). Les effets des inondations successives pourraient avoir d'importants impacts sur la vitalité des écosystèmes et des peuplements forestiers riverains.

Ce projet de recherche vise à mesurer les effets de la récurrence des inondations sur les peuplements forestiers riverains à l'échelle du bassin versant des rivières Saint-François et Massawippi. Il s'agit de comprendre la dynamique de ces milieux riverains en analysant différentes variables biophysiques, soit l'âge des populations d'arbres, la composition et la structure des peuplements, la régénération des espèces, tout en considérant les conditions hydrologiques, soit plus précisément les récurrences d'inondation.

Ce projet de maîtrise s'inscrit dans le cadre d'un programme de recherche de la Dre Diane Saint-Laurent qui porte sur « Les transformations et l'adaptation des écosystèmes riverains en lien avec les changements climatiques sur le versant sud du fleuve Saint-Laurent ». Ce programme de recherche est financé par le Conseil de recherche en sciences naturelles et génie du Canada (CRSNG-RGPIN) pour la période 2011-2016, et fait suite au projet précédent qui concerne les changements hydroclimatiques et les paléo-inondations et inondations du versant sud du Québec (CRSNG-RGPIN).

1.2 Revue de littérature

1.2.1 Importance des écosystèmes riverains

1.2.1.1 Mise en contexte

Les écosystèmes riverains sont des éléments centraux de plusieurs paysages pour trois raisons principales. Les écosystèmes riverains sont des points chauds de richesse spécifique et des éléments clés dans la régulation et le maintien de la biodiversité du paysage (Naiman *et al.* 1993). Ce sont également des filtres entre les éléments des paysages adjacents et agissent comme tampons et d'indicateurs forts des changements environnementaux (Ward 1989; Naiman et Décamps 1990; Gregory *et al.* 1991; Décamps 1993). Enfin, ce sont des corridors naturels les plus importants pour le flux d'énergie, de matière et d'espèces à travers le paysage (Forman et Godron 1986; Malanson 1993).

1.2.1.2 Richesse spécifique

La diversité des plantes riveraines dépend, d'un côté, de l'influence des processus dépendant de l'échelle spatiale notamment les inondations, l'instabilité de la morphologie fluviale, l'érosion et la sédimentation (Cui *et al.* 2000; Vervuren *et al.* 2003). Elle est également affectée par les stress physiques, comme les sécheresses ou la saturation des sols en eau (Ernst 1990; Capon 2003), ainsi que par les interactions biotiques, c'est-à-dire la compétition interspécifique pour la lumière et les nutriments (Menges et Waller 1983; Willby *et al.* 2001), ainsi que l'herbivorie (Elger *et al.* 2004) qui influent sur la richesse spécifique. Un autre principe clé de l'écologie des communautés est de savoir que la richesse spécifique est aussi fonction de la productivité du site où la richesse maximale survient généralement dans les sites de productivité intermédiaire (Huston 1979, 1994).

1.2.1.4 Effet de l'hydrologie et de la morphologie

Parmi les nombreux facteurs qui régulent la structure des communautés et des plantes de milieux humides, l'hétérogénéité environnementale peut être facilement isolée comme le facteur le plus important. L'hétérogénéité dans les milieux humides est créée et maintenue principalement par l'interaction entre l'hydrologie et la géomorphologie (Poff et Ward 1990; Janauer 1997; Tundisi et Matsumura-Tundisi 1998; Bornette *et al.* 1998, 2008; Keough *et al.* 1999; van Coller *et al.* 2000; O'ahel'ová *et al.* 2007). Les facteurs biotiques jouent également un rôle important.

Mouw *et al.* (2009) ont démontré que les patrons de richesse spécifique et de productivité des plaines alluviales sont fortement influencés par les facteurs physiques et par les processus opérant sur la dimension latérale, longitudinale et verticale des rivières, peu importe la configuration physiographique. L'élévation topographique semble être la variable clé dans l'explication de la composition végétale (Shelford 1954; Barnes 1978; Menges et Waller 1983; Hupp et Osterkamp 1985; Lyon et Sagers 1998; Gilvear et Willby 2006). L'élévation du terrain influe sur la fréquence, ainsi que sur la durée des inondations et pourrait influencer la possibilité du lit de la rivière à se mouvoir. Ce

dernier dépendant également des matériaux géologiques et sédimentaires qui composent le talweg ou le lit de la rivière. Les sites d'une élévation intermédiaire (relatif au talweg), ainsi inondés sur une base intermédiaire sont habituellement les sites les plus riches en espèces végétales (Pollock *et al.* 1998). Par contre, parce que le flux d'énergie ne varie pas nécessairement avec l'élévation des berges (Bendix 1999), les sites inondés sur une base intermédiaire n'ont pas systématiquement la richesse spécifique la plus grande. Enfin, les études sur la richesse spécifique suivant l'axe longitudinal (amont-aval) des rivières ont démontré que la richesse est plus importante sur les sites de plaines inondables constituées d'une plus grande hétérogénéité du substrat et où, ce dernier est d'une taille intermédiaire (Nilsson *et al.* 1989; Mouw *et al.* 2009).

1.2.1.5 Effets de la régulation

Certaines rivières, dont plusieurs d'importance, ont été moins étudiées sur le plan écologique puisque plusieurs d'entre elles ont été altérées de manière importante, notamment par l'implantation de barrages et de digues, et l'artificialisation des rives (Tockner et Stanford 2002; Lair *et al.* 2009).

Ces modifications anthropiques ont changé les patrons d'inondation et de sécheresse pour plusieurs milieux inondables, ce qui a eu pour conséquence d'altérer de façon significative l'écologie des écosystèmes de ces environnements (Ward *et al.* 1999). Par exemple, l'étude de Kennedy et Ralston (2012) indique que la régulation de la rivière Colorado, à la hauteur du Grand Canyon, a augmenté d'un facteur de trois le couvert de la végétation riveraine à une élévation donnée. Cela est comparable avec d'autres études faites sur des rivières aux régimes régularisés (Nilsson et Jansson 1995; Nilsson et Berggren 2000; Merritt et Cooper 2000)

Les espèces allogènes sont souvent des colonisateurs dominants des zones riveraines qui ont été altérées (Pinay *et al.* 1990; Malanson 1993; DeFerrari et Naiman 1994; Planty-Tabacchi *et al.* 1996; Nilsson et Berggren 2000). En général, de telles invasions sont déclenchées parce que le milieu est devenu souvent plus favorable à l'implantation de ces espèces exotiques.

1.2.2 Changements climatiques et régime hydrologique

1.2.2.1 Effet du réchauffement climatique sur l'hydrologie

Les changements climatiques modifient les régimes d'écoulement et affectent autant les rivières régularisées que celles qui ne le sont pas (Gregory *et al.* 1997). Dans les rivières alimentées majoritairement par la fonte de neiges, dans l'ouest des États-Unis par exemple, le réchauffement régional modifie les précipitations de neige en pluie, produisant ainsi une augmentation des débits durant l'hiver. Cela cause également des pics d'inondations printanières hâtifs et des débits d'eau estivaux réduits (Rood *et al.* 2008; Barnett *et al.* 2008). Dans les rivières en zone désertique du sud-ouest américain, alimentées par le ruissellement de l'eau de pluie et par l'afflux des eaux souterraines, le réchauffement régional augmente le taux d'évaporation et réduit le taux de recharge du cours d'eau, causant ainsi une réduction du débit minimum et de la nappe phréatique (Seager *et al.* 2007; Serrat-Capdevila *et al.* 2007). Dans plusieurs régions canadiennes, on remarque également ces mêmes phénomènes, soit une augmentation de la fréquence des inondations, des crues printanières plus hâtives et des périodes d'étiage plus marquées (Leith et Whitfield 1998; Muzik 2001; Andrishak et Hicks 2008).

1.2.2.2 Impacts de l'hydrologie sur la végétation riveraine

De nombreuses études insistent sur le rôle des perturbations dans le développement et le maintien d'une riche mosaïque de végétaux (Clark 1991; Baker 1992; Parsons et Gilvear 2002; van der Nat *et al.* 2003; Mouw *et al.* 2009). Dans les milieux riverains, le plus important type de perturbations résulte de la dynamique des fortes crues et des inondations (Bendix et Hupp 2000; Cooper *et al.* 2003). Différentes intensités d'événements d'inondation, dans le temps et dans l'espace, peuvent créer une mosaïque de stades successionnels (Harris 1987; Bendix et Hupp 2000; Suzuki *et al.* 2002), puisque les différentes espèces végétales ont différents niveaux de tolérance aux perturbations et aux variations du régime hydrologique (inondation vs sécheresse), ainsi que différentes habilités de compétition (Menges et Waller 1983). Les facteurs comme la

fréquence, la saison, la durée, l'étendue des inondations, la période et la saisonnalité des inondations contribuent à la variabilité observée dans les communautés riveraines des milieux humides (Nielsen et Chick 1997; Blanch *et al.* 1999; van Coller *et al.* 2000; Robertson *et al.* 2001).

D'importantes vitesses d'écoulement dans les milieux humides contribuent à une plus grande biodiversité en empêchant l'exclusion par la compétition en créant un déplacement de sédiments qui nuit à l'établissement de la végétation (Bornette *et al.* 2001, 2008). De faibles vitesses d'écoulement, d'un autre côté, favorisent l'apport de sédiments plus fins qui, en trop grande quantité, peuvent nuire au développement des graines et des semis (Bornette *et al.* 2008). Il semble que des niveaux intermédiaires d'inondation soient requis pour maximiser la diversité spécifique (Connell 1978).

Les inondations sont essentielles pour la formation d'une grande variété d'habitats dans le couloir fluvial (Junk 1989; Bayley 1995), mais de faibles fluctuations du niveau d'eau (Tockner *et al.* 2000) sont aussi importantes pour la formation d'îlots de végétation dépendante de l'intensité de l'inondation (Naiman *et al.* 2005). L'intensité des perturbations apparaît comme étant cruciale puisque de très faibles niveaux de perturbation sont incapables d'empêcher la croissance d'espèces dominantes dans la communauté. Des inondations peu fréquentes peuvent également réduire l'échange d'énergie, de matières et d'organismes entre les plaines inondables et le corridor principal de la rivière, menant à la fragmentation des habitats et à une réduction de l'hétérogénéité des habitats (Ward *et al.* 1999).

Des inondations prolongées peuvent mener aussi à une faible diversité végétale (Valk *et al.* 1994; Nielsen et Chick 1997). Des inondations permanentes peuvent produire des zones de bordure ou d'eau peu profonde dominées par une faible diversité d'espèces et d'une perte de taxons éphémères et terrestres (Brock 1994; Nielsen et Chick 1997). Enfin, l'augmentation des inondations ferait en sorte que les herbacées de sous-bois seraient dominées par une plus grande couverture relative d'espèces annuelles (vs pérennes). Le changement vers des espèces de courte vie à la suite de grandes intensités

d'inondation est conforme avec la théorie de « l'histoire de vie ». Aussi, les endroits avec une longue durée d'inondation et une plus grande vitesse d'écoulement peuvent entraîner un plus grand risque de mortalité pour les arbres (Hupp et Bornette 2003). L'augmentation de l'abondance des compétiteurs tolérants au stress et la diminution de la quantité de compétiteurs indiqueraient donc des inondations plus importantes (Menges et Waller 1983; Zelnik et Čarni 2008).

La richesse spécifique peut être la plus élevée dans les zones influencées par un écoulement de faible débit parce que les propagules devraient tendre à se combiner et à se déposer avec les sédiments fins, alors que les eaux de la crue se retirent (Gurnell *et al.* 2008). En plus, les sédiments fins retiennent mieux les nutriments et l'humidité, faisant en sorte que ces sites sont plus viables pour le recrutement et la croissance d'une plus grande diversité d'espèces. Par contre, la mobilisation des sédiments, de la matière organique et des nutriments peuvent se déplacer plus en aval du cours d'eau (Cook 2007; Pierce et King 2008), ce qui contribue à l'appauvrissement des sols alluviaux (Drouin *et al.* 2011) et apparaît comme un inhibiteur au développement et au maintien d'espèces végétales plus délicates qui requièrent un sol plus riche. Toutes ces conditions défavorables nuisent au développement d'un couvert de végétation dense, limitent la formation d'une litière, réduisent l'entrée de matières organiques au sol et ralentissent l'humification et les processus de minéralisation nécessaires aux cycles biogéochimiques (Duchaufour 2001).

Il ne faut pas oublier que l'interaction entre l'hydrologie et la végétation est bidirectionnelle et une telle rétroaction entre les éléments des écosystèmes peut compliquer la prédiction des effets des changements climatiques sur ces milieux (Blöschl *et al.* 2007). Par exemple, les systèmes racinaires peu profonds des herbes pérennes, si elles sont denses, sont particulièrement efficaces à stabiliser les sédiments (Gyssels *et al.* 2005). Une transition vers des plantes annuelles qui surviendrait avec une augmentation de l'intensité des inondations ou de l'assèchement du site réduirait probablement la stabilité du substrat (Micheli et Kirchner 2002). Cela constituerait une rétroaction qui se solderait en une plus grande mobilisation des sédiments qui

augmenterait la susceptibilité aux perturbations (instabilité du substrat sédimentaire par exemple).

1.2.2.3 Changement morphologique après inondation

Les inondations peuvent également influencer sur les espèces arborescentes en modifiant les conditions édaphiques. D'importantes inondations peuvent déposer d'épaisses couvertures de sédiments grossiers (sables, cailloux) qui se retrouvent à plusieurs mètres au-dessus du niveau d'eau. Une texture aussi grossière des sédiments et les changements d'élévation de la surface relative au niveau d'eau peuvent favoriser davantage des plantes pionnières adaptées à des conditions xériques (ou excessivement drainée) au détriment de celles adaptées à des conditions mésiques (Stromberg *et al.* 1997; Merigliano 2005). Les inondations en rivières causent aussi des changements géomorphologiques à travers les processus d'érosion et de sédimentation qui modifient l'hydrologie et affectent les communautés des milieux humides indirectement (Malanson 1993; Petts et Amoros 1996; Merritt et Cooper 2000)

L'érosion de surface et la déposition des sédiments durant une inondation sont spatialement et temporellement hétérogènes (Osterkamp 1998) et par ailleurs, grandement dépendantes de l'élévation, de la géomorphologie du corridor fluvial, des sédiments caractéristiques, de l'ampleur et de la durée des inondations (Naiman *et al.* 1993). L'accumulation de sédiments crée des conditions favorables pour l'émergence de plantules qui pourront rendre possible la régénération des peuplements, à condition que ces apports soient limités en épaisseur pour ne pas nuire à la croissance des jeunes pousses (Hupp et Osterkamp 1985; Pysek et Prach 1993; Marston *et al.* 1995; Bravard *et al.* 1997; Hughes 1997; Nagasaka et Nakamura 1999; Bendix et Hupp 2000; Nakamura et Shin 2001; Décamps *et al.* 2004; Hupp et Rinaldi 2007).

1.2.2.4 Contamination et inondation

Les métaux lourds dans les sédiments des rivières sont la plupart du temps associés aux particules fines, c'est-à-dire à l'argile et à la matière organique (Middelkoop 2000). Les dépôts alluvionnaires des sites quelque peu distancés de la rivière, qui sont caractérisés par des temps d'inondation plus courts, ont des quantités d'argile et de matière organique généralement plus importantes. En contrepartie, ces sites peuvent devenir conséquemment des zones de stockage (temporaires ou permanentes) des contaminants. Une remobilisation des sédiments en aval, causée par les inondations, peut faire en sorte que les sols alluviaux contaminés peuvent devenir une source de pollution pour des zones non contaminées, ou encore, peuvent augmenter le niveau de contamination dans les zones déjà contaminées (Macklin 1996; Klimek 1999; Dennis *et al.* 2003; Bird *et al.* 2003; Ciszewski *et al.* 2004; Saint-Laurent *et al.* 2011).

Pour les communautés végétales des plaines inondables, les caractéristiques des inondations semblent avoir un impact plus important que le niveau de contamination ou les propriétés du sol (Schipper *et al.* 2010). Également, l'exposition aux substances chimiques peut réduire la tolérance des plantes aux inondations (Wassen *et al.* 2003). Aussi, les effets de plusieurs contaminants peuvent être additifs ou synergiques. (Chouychai *et al.* 2007). S'ils sont combinés avec des métaux lourds, les polluants organiques peuvent induire un effet toxique même lorsque les concentrations seraient normalement non toxiques (Batty et Anslow 2008).

1.2.3 Définition de perturbation

Le concept de perturbation en écologie (Levin et Paine 1974) est défini comme n'importe quel événement relativement discret dans le temps qui bouleverse la structure des communautés et des populations, et qui change la disponibilité des ressources, des substrats ou l'environnement physique (Turner 1987). Les inondations sont normalement perçues comme des facteurs de perturbations qui affectent la biodiversité des milieux humides, particulièrement des plaines inondables (Sparks *et al.* 1990; Junk et Piedade 1997; Ward 1998; Keddy 2011).

Pour prendre en considération de telles situations, une distinction est faite entre des inondations dommageables et des inondations bénéfiques. Harper (1977) considère les perturbations comme des fluctuations environnementales qui permettraient à une communauté de rester en place, alors qu'un événement destructeur devrait généralement avoir l'effet inverse. Les espèces constituant un écosystème sont adaptées aux perturbations survenant normalement. Plus les perturbations sont fréquentes et fortes, plus grande sera la représentation des espèces adaptées à ces conditions. Les travaux de Wantzen et Junk (2000) indiquent que les « effets » des inondations ne devraient pas être considérés comme des perturbations, mais comme un moment où les ressources peuvent être limitées dans le temps. En fait, les inondations périodiques, au lieu d'être des facteurs de perturbation de l'écosystème, peuvent être des préalables pour le développement et le soutien de plantes caractéristiques des plaines inondables. Il serait en somme plus normal de voir l'absence d'inondations, suite à la régulation d'une rivière par exemple, comme plus nuisible que le régime naturel d'inondation. En somme, on doit considérer les conditions hydrogéomorphologiques spécifiques à chacun des bassins hydrographiques et évaluer les processus des crues et des inondations comme des facteurs de changements bénéfiques ou néfastes aux communautés riveraines en fonction des conditions du milieu.

1.3 Problématique de recherche

La récurrence des inondations a connu une augmentation dans le bassin de la rivière Saint-François depuis les trois dernières décennies, en particulier entre la période de 1970-2000 (Saint-Laurent *et al.* 2001, 2009, 2010; Saint-Laurent et Lavoie 2009). Pour analyser les effets de la récurrence des inondations sur les écosystèmes riverains de du bassin de la rivière Saint-François, une caractérisation des habitats forestiers a été réalisée en analysant la strate arborescente des peuplements en zone riveraine, en considérant les limites des intervalles de récurrence d'inondation établis par la cartographie officielle des municipalités (Sherbrooke 2008; Memphrémagog 2009a; b) et ce, afin de mieux comprendre le fonctionnement de ces écosystèmes en phase de transition. Des sites témoins situés dans des zones extérieures des plaines inondables,

mais à proximité des sites riverains sont aussi examinés à titre analytique et comparatif. En somme, on cherche à mieux comprendre les effets de crues successives sur la structure et la composition des peuplements riverains de cette région.

1.5 Références

- Andrishak R, Hicks F. 2008. Simulating the effects of climate change on the ice regime of the Peace River. *Canadian Journal of Civil Engineering* **35**: 461–472. <http://www.nrcresearchpress.com/doi/abs/10.1139/L07-129>.
- Arnell NW. 2003. Effects of IPCC SRES emissions scenarios on river runoff: a global perspective. *Hydrology and Earth System Sciences* **7**: 619–641. doi:10.5194/hess-7-619-2003.
- Baker WL. 1992. The landscape ecology of large disturbances in the design and management of nature reserves. *Landscape Ecology* **7**: 181–194. doi:10.1007/BF00133309.
- Barnes W. 1978. The distribution of floodplain herbs as influenced by annual flood elevation. *Wisconsin Academy of Sciences, Arts and Letters* **319**: 1080–1083. <http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:The+distribution+of+floodplain+herbs+as+influenced+by+annual+flood+elevations#0>.
- Barnett TP, Pierce DW, Hidalgo HG, Bonfils C, Santer BD, Das T, Bala G, Wood AW, Nozawa T, Mirin AA, Cayan DR, Dettinger MD. 2008. Human-induced changes in the hydrology of the western United States. *Science (New York, NY)* **319**: 1080–1083. doi:10.1126/science.1152538.
- Batty LC, Anslow M. 2008. Effect of a polycyclic aromatic hydrocarbon on the phytoremediation of zinc by two plant species (*Brassica juncea* and *Festuca arundinacea*). *International journal of phytoremediation* **10**: 234–49. <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/18710098>.
- Bayley PB. 1995. Understanding Large River: Floodplain Ecosystems. *BioScience* **45**: 153–158. doi:10.2307/1312554.
- Bendix J. 1999. Stream power influence on southern Californian riparian vegetation. *Journal of Vegetation Science* **10**: 243–252. doi:10.2307/3237145.
- Bendix J, Hupp CR. 2000. Hydrological and geomorphological impacts on riparian plant communities. *Hydrological Processes* **14**: 2977–2990. doi:10.1002/1099-1085(200011/12)14:16/17<2977::AID-HYP130>3.0.CO;2-4.
- Bird G, Brewer PA, Macklin MG, Balteanu D, Driga B, Serban M, Zaharia S. 2003. The solid state partitioning of contaminant metals and As in river channel sediments of the mining affected Tisa drainage basin, northwestern Romania and eastern

- Hungary. *Applied Geochemistry* **18**: 1583–1595. doi:10.1016/S0883-2927(03)00078-7.
- Blanch SJ, Ganf GG, Walker KF. 1999. Tolerance of riverine plants to flooding and exposure indicated by water regime. *Regulated Rivers: Research & Management* **15**: 43–62. doi:10.1002/(SICI)1099-1646(199901/06)15:1/3<43::AID-RRR535>3.0.CO;2-Q.
- Blöschl G, Ardoin-Bardin S, Bonell M, Dorninger M, Goodrich D, Gutknecht D, Matamoros D, Merz B, Shand P, Szolgay J. 2007. At what scales do climate variability and land cover change impact on flooding and low flows? *Hydrological Processes* **21**: 1241–1247. doi:10.1002/hyp.6669.
- Bornette G, Amoros C, Lamouroux N. 1998. Aquatic plant diversity in riverine wetlands: the role of connectivity. *Freshwater Biology* **39**: 267–283. doi:10.1046/j.1365-2427.1998.00273.x.
- Bornette G, Piegay H, Citterio A. 2001. Aquatic plant diversity in four river floodplains: a comparison at two hierarchical levels. *Biodiversity & Conservation* **10**: 1683–1701. doi:10.1023/A:1012090501147.
- Bornette G, Tabacchi E, Hupp C, Puijalón S, Rostan JC. 2008. A model of plant strategies in fluvial hydrosystems. *Freshwater Biology* **53**: 1692–1705. doi:10.1111/j.1365-2427.2008.01994.x.
- Bravard J-P, Amoros C, Pautou G, Bornette G, Bournaud M, Creuzé des Châtelliers M, Gibert J, Peiry J-L, Perrin J-F, Tachet H. 1997. River incision in south-east France: morphological phenomena and ecological effects. *Regulated Rivers: Research & Management* **13**: 75–90. doi:10.1002/(SICI)1099-1646(199701)13:1<75::AID-RRR444>3.0.CO;2-6.
- Brock M. 1994. Aquatic vegetation of inland wetlands. “Aust. Veg. (Second Ed. Cambridge Univ. Press Cambridge, UK.” pp.437–466 <http://books.google.com/books?hl=en&lr=&id=0NDxIWsNL4EC&oi=fnd&pg=PA437&dq=Aquatic+vegetation+of+inland+wetlands&ots=vT4YrGeBYa&sig=ZP1i5W1gZO9NdoGmSfluxBuVgsA>.
- Capon SJ. 2003. Plant community responses to wetting and drying in a large arid floodplain. *River Research and Applications* **19**: 509–520. doi:10.1002/rra.730.
- Chouychai W, Thongkukiatkul A, Upatham S, Lee H, Pokethitiyook P, Kruatrachue M. 2007. Phytotoxicity assay of crop plants to phenanthrene and pyrene contaminants in acidic soil. *Environmental toxicology* **22**: 597–604. doi:10.1002/tox.20285.
- Ciszewski D, Malik I, Szwarczewski P. 2004. Pollution of the Mała Panew River Sediments by Heavy Metals: Part II. Effect of Changes in River Valley

- Morphology. *Polish Journal of Environmental Studies* **13**: 597–605. <http://www.pjoes.com/pdf/13.6/597-605.pdf>.
- Clark J. 1991. Disturbance and population structure on the shifting mosaic landscape. *Ecology* **72**: 1119–1137. <http://www.jstor.org/stable/10.2307/1940610>.
- Van Coller AL, Rogers KH, Heritage GL. 2000. Riparian vegetation-environment relationships: complementarity of gradients versus patch hierarchy approaches. *Journal of Vegetation Science* **11**: 337–350. doi:10.2307/3236626.
- Connell JH. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science (New York, NY)* **199**: 1302–10. doi:10.1126/science.199.4335.1302.
- Cook HF. 2007. Floodplain nutrient and sediment dynamics on the Kent Stour. *Water and Environment Journal* **21**: 173–181. doi:10.1111/j.1747-6593.2006.00061.x.
- Cooper DJ, Andersen DC, Chimner RA. 2003. Multiple pathways for woody plant establishment on floodplains at local to regional scales. *Journal of Ecology* **91**: 182–196. doi:10.1046/j.1365-2745.2003.00766.x.
- Cui X, Zhong Y, Chen J. 2000. Influence of a Catastrophic Flood on Densities and Biomasses of Three Plant Species in Poyang Lake, China. *Journal of Freshwater Ecology* **15**: 537–541. doi:10.1080/02705060.2000.9663776.
- Decamps H. 1993. River margins and environmental change. *Ecological Applications* **3**: 441–445. <http://www.jstor.org/stable/10.2307/1941913>.
- Décamps H, Pinay G, Naiman JR. 2004. Riparian zones: where biogeochemistry meets biodiversity in management practice. *Polish Journal of Ecology* **52**: 3–18. http://www.pol.j.ecol.cbe-pan.pl/article/ar52_1_01.pdf.
- DeFerrari CM, Naiman RJ. 1994. A multi-scale assessment of the occurrence of exotic plants on the Olympic Peninsula, Washington. *Journal of Vegetation Science* **5**: 247–258. doi:10.2307/3236157.
- Dennis IA, Macklin MG, Coulthard TJ, Brewer PA. 2003. The impact of the October–November 2000 floods on contaminant metal dispersal in the River Swale catchment, North Yorkshire, UK. *Hydrological Processes* **17**: 1641–1657. doi:10.1002/hyp.1206.
- Drouin A, Saint-Laurent D, Lavoie L, Ouellet C. 2011. High-Precision Elevation Model to Evaluate the Spatial Distribution of Soil Organic Carbon in Active Floodplains. *Wetlands* **31**: 1151–1164. doi:10.1007/s13157-011-0226-z.
- Duchaufour P. 2001. “Pédologie: sol, végétation et environnement.” (Dunod, Ed.). (Paris)

- Elger A, Bornette G, Barrat-Segretain M-H, Amoros C. 2004. DISTURBANCES AS A STRUCTURING FACTOR OF PLANT PALATABILITY IN AQUATIC COMMUNITIES. *Ecology* **85**: 304–311. doi:10.1890/02-0752.
- Ernst WHO. 1990. Ecophysiology of plants in waterlogged and flooded environments. *Aquatic Botany* **38**: 73–90. doi:10.1016/0304-3770(90)90099-7.
- Forman RTT, Godron M. 1986. Landscape Ecology. John Wiley and Sons, Inc., New York.
- Gilvear D, Willby N. 2006. Channel dynamics and geomorphic variability as controls on gravel bar vegetation; River Tummel, Scotland. *River Research and Applications* **22**: 457–474. doi:10.1002/rra.917.
- Gregory J, Mitchell J, Brady AJ. 1997. Summer drought in northern mid latitudes in a time-dependent CO₂ climate experiment. *Journal of Climate* **10**: 662–686. [http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:Summer+drought+in+northern+mid-latitudes+in+a+time-dependent+CO₂+climate+experiment#3](http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:Summer+drought+in+northern+mid-latitudes+in+a+time-dependent+CO2+climate+experiment#3).
- Gregory S, Swanson F, McKee W, Cummins K. 1991. An ecosystem perspective of riparian zones. *BioScience* **41**: 540–551. <http://www.jstor.org/stable/10.2307/1311607>.
- Gurnell AM, Blackall TD, Petts GE. 2008. Characteristics of freshly deposited sand and finer sediments along an island-braided, gravel-bed river: The roles of water, wind and trees. *Geomorphology* **99**: 254–269. doi:10.1016/j.geomorph.2007.11.009.
- Gyssels G, Poesen J, Bochet E, Li Y. 2005. Impact of plant roots on the resistance of soils to erosion by water: a review. *Progress in Physical Geography* **29**: 189–217. doi:10.1191/0309133305pp443ra.
- Harper J. 1977. “Population biology of plants.” (Academic Press.: London) <http://www.cabdirect.org/abstracts/19782321379.html>.
- Harris R. 1987. Occurrence of vegetation on geomorphic surfaces in the active floodplain of a California alluvial stream. *American Midland Naturalist* **118**: 393–405. <http://www.jstor.org/stable/10.2307/2425796>.
- Hughes FMR. 1997. Floodplain biogeomorphology. *Progress in Physical Geography* **21**: 501–529. doi:10.1177/030913339702100402.
- Hupp C, Bornette G. 2003. Vegetation as a tool in the interpretation of fluvial geomorphic processes and landforms in humid temperate areas. “Tools Fluv. Geomorphol.” (Eds GM Kondolf, H Piégay) pp.269–288. (John Wiley & Sons, Ltd: Chichester, UK) doi:10.1002/0470868333.

- Hupp CR, Osterkamp WR. 1985. Bottomland Vegetation Distribution along Passage Creek, Virginia, in Relation to Fluvial Landforms. *Ecology* **66**: 670–681. doi:10.2307/1940528.
- Hupp CR, Rinaldi M. 2007. Riparian Vegetation Patterns in Relation to Fluvial Landforms and Channel Evolution Along Selected Rivers of Tuscany (Central Italy). *Annals of the Association of American Geographers* **97**: 12–30. doi:10.1111/j.1467-8306.2007.00521.x.
- Huston M. 1979. A General Hypothesis of Species Diversity. *The American Naturalist* **113**: 81. doi:10.1086/283366.
- Huston M. 1994. “Biological diversity: the coexistence of species on changing landscapes.” (Cambridge University Press: Cambridge) doi:10.5860/CHOICE.33-0294.
- Janauer G. 1997. Macrophytes, hydrology, and aquatic ecotones: a GIS-supported ecological survey. *Aquatic Botany* **58**: 379–391. doi:10.1016/S0304-3770(97)00047-8.
- Junk W. 1989. Flood tolerance and tree distribution in central Amazonian floodplains. “Trop. For. Bot. Dyn. speciation, Divers.” pp.47–64. (Academic Press.: Orlando, Florida, USA) <http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:Flood+tolerance+and+tree+distribution+in+central+Amazonian+floodplains#0>.
- Junk W, Piedade M. 1997. Plant life in the floodplain with special reference to herbaceous plants. “Cent. Amaz. floodplain Ecol. a Pulsing Syst.” pp.147–186. (Springer Verlag: Heidelberg, Germany) doi:10.1007/978-3-662-03416-3_8.
- Keddy P. 2011. “WETLAND ECOLOGY: PRINCIPLES AND CONSERVATION.” (Cambridge University Press: Cambridge) doi:10.1002/ldr.1135.
- Kennedy TA, Ralston BE. 2012. Regulation leads to increases in riparian vegetation, but not direct allochthonous inputs, along the Colorado River in Grand Canyon, Arizona. *River Research and Applications* **28**: 2–12. doi:10.1002/rra.1431.
- Keough JR, Thompson TA, Guntenspergen GR, Wilcox DA. 1999. Hydrogeomorphic factors and ecosystem responses in coastal wetlands of the Great Lakes. *Wetlands* **19**: 821–834. doi:10.1007/BF03161786.
- Klimek K. 1999. A 1000 year alluvial sequence as an indicator of catchment/floodplain interaction: the Ruda valley, Sub-Carpathians, Poland. “Fluv. Process. Environ. Chang.” (Wiley: Chichester, UK) <http://www.lavoisier.fr/livre/notice.asp?ouvrage=1386218>.

- Lair GJ, Zehetner F, Fiebig M, Gerzabek MH, van Gestel CAM, Hein T, Hohensinner S, Hsu P, Jones KC, Jordan G, Koelmans AA, Poot A, Slijkerman DME, Totsche KU, Bondar-Kunze E, Barth JAC. 2009. How do long-term development and periodical changes of river-floodplain systems affect the fate of contaminants? Results from European rivers. *Environmental pollution* **157**: 3336–46. doi:10.1016/j.envpol.2009.06.004.
- Leith RMM, Whitfield PH. 1998. EVIDENCE OF CLIMATE CHANGE EFFECTS ON THE HYDROLOGY OF STREAMS IN SOUTH-CENTRAL BC. *Canadian Water Resources Journal* **23**: 219–230. doi:10.4296/cwrj2303219.
- Levin S, Paine R. 1974. Disturbance, patch formation, and community structure. *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA* **71**: 2744–2747. <http://www.pnas.org/content/71/7/2744.short>.
- Lyon J, Sagers C. 1998. Structure of herbaceous plant assemblages in a forested riparian landscape. *Plant Ecology* **138**: 1–16. <http://link.springer.com/article/10.1023/A:1009705912710>.
- Macklin MG. 1996. Fluxes and storage of sediment-associated heavy metals in floodplain systems: assessment and river basin management issues at a time of rapid environmental change. "Floodplain Process." pp.441–460. (Wiley: Chichester, UK) <http://agris.fao.org/agris-search/search/display.do?f=1997/GB/GB97134.xml;GB9705116>.
- Malanson G. 1993. "Riparian Landscapes." (Cambridge University Press: Cambridge)
- Marston RA, Girel J, Pautou G, Piegay H, Bravard J-P, Armeson C. 1995. Channel metamorphosis, floodplain disturbance, and vegetation development: Ain River, France. *Geomorphology* **13**: 121–131. doi:10.1016/0169-555X(95)00066-E.
- Memphrémagog M de. 2009a. Carte A2-8 Schéma d'aménagement et de développement.
- Memphrémagog M de. 2009b. Carte A2-7 Schéma d'aménagement et de développement.
- Menges ES, Waller DM. 1983. Plant Strategies in Relation to Elevation and Light in Floodplain Herbs. *The American Naturalist* **122**: 454. doi:10.1086/284149.
- Merigliano MF. 2005. Cottonwood understory zonation and its relation to floodplain stratigraphy. *Wetlands* **25**: 356–374. doi:10.1672/12.
- Merritt DM, Cooper DJ. 2000. Riparian vegetation and channel change in response to river regulation: a comparative study of regulated and unregulated streams in the

- Green River Basin, USA. *Regulated Rivers: Research & Management* **16**: 543–564. doi:10.1002/1099-1646(200011/12)16:6<543::AID-RRR590>3.0.CO;2-N.
- Micheli ER, Kirchner JW. 2002. Effects of wet meadow riparian vegetation on streambank erosion: Remote sensing measurements of streambank migration and erodibility. *Earth Surface Processes and Landforms* **27**: 627–639. doi:10.1002/esp.338.
- Middelkoop H. 2000. Heavy-metal pollution of the river Rhine and Meuse floodplains in the Netherlands. *Netherlands Journal of Geosciences* **79**: 411–428. <http://www.njgonline.nl/publish/articles/000030/article.pdf>.
- Mouw JEB, Stanford JA, Alaback PB. 2009. Influences of flooding and hyporheic exchange on floodplain plant richness and productivity. *River Research and Applications* **25**: 929–945. doi:10.1002/rra.1196.
- Muzik I. 2001. Sensitivity of Hydrologic Systems to Climate Change. *Canadian Water Resources Journal* **26**: 233–252. doi:10.4296/cwrj2602233.
- Nagasaka A, Nakamura F. 1999. The influences of land-use changes on hydrology and riparian environment in a northern Japanese landscape. *Landscape Ecology* **14**: 543–556. <http://link.springer.com/article/10.1023/A:1008164123102>.
- Naiman R, Décamps H. 1990. The ecology and management of aquatic-terrestrial ecotones. “Man Biosph. Ser. Vol. 4.” pp.142–169. (UNESCO, Paris and The Parthenon Publishing Group) <http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:The+Ecology+and+Management+of+Aquatic-Terrestrial+Ecotones#0>.
- Naiman RJ, Décamps H, McClain ME. 2005. “Riparia — Ecology, Conservation and Management of Streamside Communities.” (Elsevier Academic Press: London) doi:10.1002/aqc.777.
- Naiman RJ, Decamps H, Pollock M. 1993. The Role of Riparian Corridors in Maintaining Regional Biodiversity. *Ecological Applications* **3**: 209. doi:10.2307/1941822.
- Nakamura F, Shin N. 2001. The downstream effects of dams on the regeneration of riparian tree species in northern Japan. “Geomorphic Process. Riverine Habitat.” pp.173–181. (American Geophysical Union: Washington, D.C) <http://books.google.com/books?hl=en&lr=&id=iqd3fkAxTJwC&oi=fnd&pg=PA173&dq=The+downstream+effects+of+dams+on+the+regeneration+of+riparian+tree+species+in+northern+Japan&ots=aIs-mvKHiQ&sig=quc7f0Lo4K6pJXeMP4sP3-smbsg>.

- Van der Nat D, Tockner K, Edwards PJ, Ward JV, Gurnell AM. 2003. Habitat change in braided flood plains (Tagliamento, NE-Italy). *Freshwater Biology* **48**: 1799–1812. doi:10.1046/j.1365-2427.2003.01126.x.
- Nielsen D, Chick A. 1997. Flood-mediated changes in aquatic macrophyte community structure. *Marine and Freshwater Research* **48**: 153–157. <http://www.publish.csiro.au/paper/MF96090>.
- Nilsson C, Berggren K. 2000. Alterations of Riparian Ecosystems Caused by River Regulation. *BioScience* **50**: 783. doi:10.1641/0006-3568(2000)050[0783:AORECB]2.0.CO;2.
- Nilsson C, Grelsson G, Johansson M, Sperens U. 1989. Patterns of plant species richness along riverbanks. *Ecology* **70**: 77–84. <http://www.jstor.org/stable/10.2307/1938414>.
- Nilsson C, Jansson R. 1995. Floristic differences between riparian corridors of regulated and free-flowing boreal rivers. *Regulated Rivers: Research & Management* **11**: 55–66. doi:10.1002/rrr.3450110106.
- Osterkamp WR. 1998. Processes of fluvial island formation, with examples from Plum Creek, Colorado and Snake River, Idaho. *Wetlands* **18**: 530–545. doi:10.1007/BF03161670.
- Ořahel'ová H, Valachovic̃ M, Hrivnák R. 2007. The impact of environmental factors on the distribution pattern of aquatic plants along the Danube River corridor (Slovakia). *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters* **37**: 290–302. doi:10.1016/j.limno.2007.07.003.
- Palmer MA, Reidy Liermann CA, Nilsson C, Flörke M, Alcamo J, Lake PS, Bond N. 2008. Climate change and the world's river basins: anticipating management options. *Frontiers in Ecology and the Environment* **6**: 81–89. doi:10.1890/060148.
- Parsons H, Gilvear D. 2002. Valley floor landscape change following almost 100 years of flood embankment abandonment on a wandering gravel-bed river. *River Research and Applications* **18**: 461–479. doi:10.1002/rra.684.
- Petts G, Amoros C. 1996. "Fluvial hydrosystems." (Chapman & Hall: London) http://books.google.com/books?hl=en&lr=&id=MWrzI5EZEZIC&oi=fnd&pg=PR9&dq=Fluvial+Hydrosystems&ots=SqHthaEQPH&sig=DhSbZ_KuvOj6K8g5Z1rR_l4k9vk.
- Pierce AR, King SL. 2008. Spatial dynamics of overbank sedimentation in floodplain systems. *Geomorphology* **100**: 256–268. doi:10.1016/j.geomorph.2007.12.008.
- Pinay G, Décamps H, Chauvet E, Fustec E. 1990. Functions of ecotones in fluvial systems. "Ecol. Manag. Aquat. Ecotones." (Eds R Naiman, H Décamps)

- Planty-Tabacchi A-M, Tabacchi E, Naiman RJ, Deferrari C, Decamps H. 1996. Invasibility of Species-Rich Communities in Riparian Zones. *Conservation Biology* **10**: 598–607. doi:10.1046/j.1523-1739.1996.10020598.x.
- Poff NL, Ward J V. 1990. Physical habitat template of lotic systems: Recovery in the context of historical pattern of spatiotemporal heterogeneity. *Environmental Management* **14**: 629–645. doi:10.1007/BF02394714.
- Pollock M, Naiman R, Hanley T. 1998. Plant species richness in riparian wetlands-a test of biodiversity theory. *Ecology* **79**: 94–105. [http://www.esajournals.org/doi/full/10.1890/0012-9658\(1998\)079\[0094:PSRIRW\]2.0.CO;2](http://www.esajournals.org/doi/full/10.1890/0012-9658(1998)079[0094:PSRIRW]2.0.CO;2).
- Pysek P, Prach K. 1993. Plant invasions and the role of riparian habitats: a comparison of four species alien to central Europe. *Journal of Biogeography* **20**: 413–420. <http://www.jstor.org/stable/10.2307/2845589>.
- Robertson AI, Bacon P, Heagney G. 2001. The responses of floodplain primary production to flood frequency and timing. *Journal of Applied Ecology* **38**: 126–136. doi:10.1046/j.1365-2664.2001.00568.x.
- Rood SB, Pan J, Gill KM, Franks CG, Samuelson GM, Shepherd A. 2008. Declining summer flows of Rocky Mountain rivers: Changing seasonal hydrology and probable impacts on floodplain forests. *Journal of Hydrology* **349**: 397–410. doi:10.1016/j.jhydrol.2007.11.012.
- Saint-Laurent D, Couture C, McNeil E, Baudouin Y. 2001. Spatio-temporal analysis of floods of the Saint-Francois drainage basin, Quebec, Canada. *Environnements* **29**: 73–89.
- Saint-Laurent D, Duplessis P, St-Laurent J, Lavoie L. 2011. Reconstructing contamination events on riverbanks in southern Québec using dendrochronology and dendrochemical methods. *Dendrochronologia* **29**: 31–40. doi:10.1016/j.dendro.2010.08.005.
- Saint-Laurent D, Lavoie L. 2009. Réurrence des inondations et édification des plaines alluviales des bassins du centre-sud du Québec (Canada). *Revue des sciences de l'eau* **22**: 51–68. <http://www.erudit.org/revue/rseau/2009/v22/n1/019823ar.html>.
- Saint-Laurent D, Lavoie L, Drouin A, St-Laurent J, Ghaleb B. 2010. Floodplain sedimentation rates, soil properties and recent flood history in southern Québec. *Global and Planetary Change* **70**: 76–91. doi:10.1016/j.gloplacha.2009.11.009.
- Saint-Laurent D, Mesfioui M, Evin G. 2009. Hydroclimatic variability and relation with flood events (Southern Québec, Canada). *Water Resources* **36**: 43–56. doi:10.1134/S0097807809010047.

- Schipper AM, Lotterman K, Geertsma M, Leuven RSEW, Hendriks AJ. 2010. Using datasets of different taxonomic detail to assess the influence of floodplain characteristics on terrestrial arthropod assemblages. *Biodiversity and Conservation* **19**: 2087–2110. doi:10.1007/s10531-010-9828-7.
- Seager R, Ting M, Held I, Kushnir Y, Lu J, Vecchi G, Huang H, Harnik N, Leetmaa A, Lau N, Li C, Velez J, Naik N. 2007. Model projections of a more arid climate in southwestern North America. *Science (New York, NY)* **316**: 1181.
- Serrat-Capdevila A, Valdés JB, Pérez JG, Baird K, Mata LJ, Maddock T. 2007. Modeling climate change impacts – and uncertainty – on the hydrology of a riparian system: The San Pedro Basin (Arizona/Sonora). *Journal of Hydrology* **347**: 48–66. doi:10.1016/j.jhydrol.2007.08.028.
- Shelford V. 1954. Some lower Mississippi Valley flood plain biotic communities: their age and elevation. *Ecology* **35**: 126–142. <http://www.jstor.org/stable/10.2307/1931109>.
- Sherbrooke V de. 2008. Plans des zones inondables.
- Sparks RE, Bayley PB, Kohler SL, Osborne LL. 1990. Disturbance and recovery of large floodplain rivers. *Environmental Management* **14**: 699–709. doi:10.1007/BF02394719.
- Stromberg JC, Fry J, Patten DT. 1997. Marsh development after large floods in an alluvial, arid-land river. *Wetlands* **17**: 292–300. doi:10.1007/BF03161417.
- Suzuki W, Osumi K, Masaki T, Takahashi K, Daimaru H, Hoshizaki K. 2002. Disturbance regimes and community structures of a riparian and an adjacent terrace stand in the Kanumazawa Riparian Research Forest, northern Japan. *Forest Ecology and Management* **157**: 285–301. doi:10.1016/S0378-1127(00)00667-8.
- Tockner K, Malard F, Ward J V. 2000. An extension of the flood pulse concept. *Hydrological Processes* **14**: 2861–2883. doi:10.1002/1099-1085(200011/12)14:16/17<2861::AID-HYP124>3.0.CO;2-F.
- Tockner K, Stanford JA. 2002. Riverine flood plains: present state and future trends. *Environmental Conservation* **29**: 308–330. doi:10.1017/S037689290200022X.
- Tundisi J, Matsumura-Tundisi T. 1998. Aquatic biodiversity as a consequence of diversity of habitats and functioning mechanisms. *Anais da Academia* **70(1)**: 767–773. <http://cat.inist.fr/?aModele=afficheN&cpsid=10675500>.
- Turner M. 1987. “Landscape heterogeneity and disturbance.” (Springer-Verlag: New York) <http://www.cabdirect.org/abstracts/19890630187.html>.

- Valk A Van der, Squires L, Welling C. 1994. Assessing the impacts of an increase in water level on wetland vegetation. *Ecological Applications* **4**: 525–534. <http://www.jstor.org/stable/10.2307/1941954>.
- Vervuren PJA, Blom CWPM, de Kroon H. 2003. Extreme flooding events on the Rhine and the survival and distribution of riparian plant species. *Journal of Ecology* **91**: 135–146. doi:10.1046/j.1365-2745.2003.00749.x.
- Wantzen KM, Junk WJ. 2000. Biodiversity in tropical streams and their riparian wetlands. “Biodivers. Wetl. Assessment, Funct. Conserv. Vol. 1.” pp.11–34. (Leiden: Backhuys Publishers)
- Ward JV. 1989. Riverine-wetland interactions. In Sharitz RR, Gibbons JW (eds) “Freshw. Wetl. Wildl.” Pp 385–400. (U.S. Department of Energy)
- Ward JV. 1998. Riverine landscapes: Biodiversity patterns, disturbance regimes, and aquatic conservation. *Biological Conservation* **83**: 269–278. doi:10.1016/S0006-3207(97)00083-9.
- Ward JV, Tockner K, Schiemer F. 1999. Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity. *Regulated Rivers: Research & Management* **15**: 125–139. doi:10.1002/(SICI)1099-1646(199901/06)15:1/3<125::AID-RRR523>3.0.CO;2-E.
- Wassen M, Peeters W, Venterink H. 2003. Patterns in vegetation, hydrology, and nutrient availability in an undisturbed river floodplain in Poland. *Plant Ecology* **165**: 27–43. <http://link.springer.com/article/10.1023/A:1021493327180>.
- Willby NJ, Pulford ID, Flowers TH. 2001. Tissue nutrient signatures predict herbaceous-wetland community responses to nutrient availability. *New Phytologist* **152**: 463–481. doi:10.1046/j.0028-646X.2001.00274.x.
- Zelnik I, Čarni A. 2008. Distribution of plant communities, ecological strategy types and diversity along a moisture gradient. *Community Ecology* **9**: 1–9. doi:10.1556/ComEc.9.2008.1.1.

CHAPITRE II

ARTICLE SCIENTIFIQUE

STRUCTURE ET ÉVOLUTION DES PEUPEMENTS RIVERAINS EN FONCTION DES ZONES DE RÉCURRENCE D'INONDATIONS (BASSIN CENTRE-SUD DU QUÉBEC)

Jean-Sébastien **Berthelot**¹, Diane **Saint-Laurent**², Vernhar **Beaulac**¹, Dominic **Savoie**¹

¹ Département des sciences de l'environnement, UQTR, 3351, boul. des Forges, C.P. 500, Trois-Rivières, Québec, Canada, G9A 5H7;

² Géographie et Laboratoire de recherche en géomorphologie fluviale et sols, Université du Québec à Trois-Rivières, 3351, boul. des Forges, C.P. 500, Trois-Rivières, Québec, Canada, G9A 5H7.

Adresse de l'auteur : Jean-Sébastien **Berthelot**

Département des sciences de l'environnement, UQTR, 3351, boul. des Forges, C.P. 500, Trois-Rivières, Québec, Canada, G9A 5H7.

Tél.: 819-376-5011 poste 3838; Courriel: jean-sebastien.berthelot@uqtr.ca

2.1 Résumé de l'article

Les environnements riverains sont des points chauds de richesse spécifique, ainsi que des filtres entre les différents éléments du paysage. Depuis une trentaine d'années, nous observons une augmentation de la récurrence des inondations dans la partie nord-est du continent américain. En raison de ces changements majeurs, il devient important de comprendre la dynamique des peuplements forestiers riverains soumis à ces nouvelles conditions hydroclimatiques pour évaluer justement les transformations et les adaptations de ces ensembles forestiers face à ces nouvelles conditions. Plus précisément, notre étude porte sur la strate arborescente des peuplements forestiers du bassin de la rivière Saint-François, localisés le long des rivières Saint-François et Massawippi, lesquelles sont soumises à des inondations périodiques. Nous voulons comprendre les effets de l'augmentation de la fréquence des inondations sur la structure et la composition de ces peuplements, ainsi que sur la régénération arborescente. Un échantillonnage exhaustif de la strate arborescente et la récolte d'échantillons d'arbres ont été faits dans le but d'analyser justement l'effet de différentes récurrences d'inondation (intervalles de 0-20 ans et 20-100 ans) sur les peuplements riverains. Une différence significative entre les différentes zones de récurrence a été observée dans la composition. Nous avons également observé que le recrutement est moins important dans les zones fortement inondés qu'à l'extérieur de la plaine inondable, ce qui démontre l'effet sélectif des inondations sur ces ensembles forestiers. Par contre, cette différence n'a pas été observée dans la structure d'âge des populations analysées. Par le fait même, cette étude démontre l'effet sélectif des inondations sur la régénération, ainsi que sur la composition des peuplements.

Mots-clés : récurrence des inondations, peuplements forestiers, hydrologie, dendrochronologie, strate arborescente, sud du Québec

2.2 Introduction

Malgré une riche littérature scientifique sur les impacts des changements climatiques, très peu d'articles ont étudié l'impact régional et local de ceux-ci sur la structure et la dynamique des peuplements forestiers riverains. Pourtant il est reconnu que le réchauffement climatique modifie, directement ou indirectement, les conditions hydrologiques de plusieurs régions du monde (Arnell 2003). Il est également connu que ces effets varient régionalement, et suivant les caractéristiques des bassins versants et les régimes d'écoulement (Palmer *et al.* 2008). Par exemple, dans les rivières alimentées majoritairement par la fonte de neiges, dans l'ouest des États-Unis, le réchauffement régional modifie les précipitations de neige en pluie, produisant ainsi une augmentation des débits durant l'hiver, des pics d'inondation printaniers hâtifs et des débits d'eau estivaux réduits (Barnett *et al.* 2008; Rood *et al.* 2008). En contrepartie, dans les rivières, en zone désertique du sud-ouest américain, alimentées par le ruissellement de l'eau de pluie et par l'afflux des eaux souterraines ou des nappes, le réchauffement régional augmente le taux d'évaporation et réduit le taux de recharge des cours d'eau. Cela cause ainsi une réduction du débit minimum et de la recharge de la nappe phréatique (Seager *et al.* 2007; Serrat-Capdevila *et al.* 2007). Ainsi, les changements climatiques peuvent modifier de façon marquée, les régimes d'écoulement, autant sur les rivières régularisées que celles non modifiées (Thomas et Brandt 1994; Pierce 1996; Gregory *et al.* 1997).

À l'échelle mondiale, la régulation des débits de plusieurs rivières montre qu'un changement des régimes d'écoulement peut avoir des répercussions importantes sur les écosystèmes riverains (Ward *et al.* 1999). La plupart des études sur le sujet ont observé que les changements hydrologiques ont entraîné une augmentation de la végétation riveraine (Nillsson et Jansson 1995; Merritt et Cooper 2000; Nillsson et Berggren 2000; Kennedy et Ralston 2010). Par contre, les espèces allogènes deviennent des colonisateurs dominants dans les zones riveraines qui ont été altérées par la régulation des rivières (Pinay *et al.* 1990; Malanson 1993; DeFerrari et Naiman 1994; Planty-Tabacchi *et al.* 1996; Nillsson et Berggren 2000).

Les écosystèmes riverains sont des environnements clés pour le maintien d'une riche biodiversité. De nombreuses études sur les plantes vasculaires riveraines démontrent que ces milieux possèdent un niveau élevé de richesse spécifique (Tabacchi *et al.* 1990; Naiman *et al.* 1993; Nilsson *et al.* 1998; Nilsson *et al.* 1995). Une diminution de cette biodiversité, pour différentes raisons, nuit à l'habilité de ces environnements à fournir des services écosystémiques. Cette capacité est surtout affectée lorsqu'il y a changement chez le type fonctionnel des plantes (Chapin *et al.* 1997; Hooper *et al.* 2005).

Pour le sud du Québec, les changements climatiques se manifestent par un réchauffement des températures, comme plusieurs régions du monde, mais surtout par une augmentation des précipitations. Conséquemment, une augmentation de la pluviométrie entraîne une hausse de la récurrence des événements d'inondation. Cette tendance a notamment été observée dans le bassin de la rivière Saint-François depuis les trois dernières décennies (Saint-Laurent *et al.* 2001; Saint-Laurent et Lavoie 2009; Saint-Laurent *et al.* 2009; Saint-Laurent *et al.* 2010). Ces études ont démontré par ailleurs que l'augmentation de la récurrence des inondations a pour effet d'entraîner une aggradation verticale des plaines alluviales et un appauvrissement des sols (Saint-Laurent et Lavoie, 2009; Drouin *et al.* 2011). Aucune étude n'a été faite, encore pour évaluer l'impact de ces changements sur la structure et la dynamique des peuplements forestiers riverains de la région.

La présente étude vise une meilleure compréhension de l'évolution de la structure et de la dynamique des peuplements forestiers riverains face aux nouvelles conditions hydroclimatiques observées à l'échelle du bassin versant des rivières Saint-François et Massawippi (Saint-Laurent *et al.* 2009, 2010). Plus précisément, il est question d'évaluer l'impact de l'augmentation de la fréquence des inondations successives sur la strate arborescente de ce bassin, tout en prenant en considération les perturbations anthropiques. Pour ce faire, différentes variables biophysiques ont été évaluées (structure des peuplements, composition, régénération des espèces, pente, drainage, etc.), tout en considérant les conditions hydroclimatiques et le degré de perturbations des

milieux sélectionnés. Cela a pour but d'évaluer l'impact des différentes variables sur la richesse spécifique et la composition de la strate arborescente. Il est également question de mesurer la régénération et la structure d'âges des peuplements pour évaluer les effets des crues sur ces éléments forestiers, en tenant compte des différentes zones de récurrence d'inondations.

2.3 Matériels et méthodes

La zone à l'étude est localisée dans le bassin versant de la rivière Saint-François, cours d'eau majeur de l'Estrie et du Centre-du-Québec. Le bassin de la rivière Saint-François couvre une superficie de 10 228 km² (Cogesaf 2006), dont 15 % recoupe la partie nord du Vermont (États-Unis). La rivière Saint-François prend sa source dans le lac-réservoir Saint-François et se jette dans le lac Saint-Pierre, à la hauteur de la municipalité de Pierreville. La rivière Massawippi, quant à elle, trouve sa source dans le lac Massawippi et se jette dans la rivière Saint-François à la hauteur de la municipalité de Lennoxville. Le territoire du bassin est largement boisé dans la région appalachienne, soit près de 67 % de la superficie est occupée par la forêt à dominance feuillue. La région des Basses-Terres quant à elle est occupée par les zones agricoles à 15 % et urbaines à 1,4 % (Cogesaf 2006) (Tableau 2.1). Les 348 800 habitants qui occupent ce vaste bassin sont principalement localisés dans deux villes de cette région, soit Sherbrooke et Drummondville (Cogesaf 2006). Le bassin de la rivière Saint-François fait partie principalement du domaine bioclimatique de l'érablière à tilleul. Ce territoire a été grandement perturbé par les activités humaines au cours du dernier siècle (Bellavance *et al.* 2013; Gosselin *et al.* 1999). Également, le bassin versant est fortement régulé par divers ouvrages hydrauliques. On y retrouve 18 barrages hydroélectriques, de moyennes à faibles capacités, ainsi que 282 petits barrages ou digues ayant d'autres utilités, dont 12 servant spécifiquement à la régulation de la rivière (CEHQ 2004).

2.3.1 Caractérisation du site

Outre l'inventaire des peuplements, des données des caractéristiques des sites ont été notées. Les données recueillies sont les suivantes : le type d'utilisation et le type d'habitat ont été notés (forêt, friche, etc.), ainsi que la présence de perturbations (coupes, maladies, arbres morts, etc.); le pourcentage de la pente (mesuré à l'aide d'un clinomètre); la microtopographie; le drainage de surface classifié de manière qualitative (bon, mauvais, etc.) suivant les classes de drainage du Système canadien de classification du sol (SCCS 1998).

2.3.2 Inventaire forestier en fonction des zones de récurrence

Afin de pouvoir évaluer les effets des récurrences des inondations sur les peuplements riverains, des relevés systématiques de la strate arborescente furent réalisés. Ceux-ci furent effectués dans les zones affectées par les crues périodiques et dans des zones non affectées par les inondations, mais à proximité des sites, et en suivant un corridor longitudinal. Au cours des campagnes d'échantillonnage de l'été 2011 et 2012, 91 quadrats de végétation ont été effectués, dont 45 pour les zones de fortes récurrences d'inondation (intervalle de 0-20 ans), 17 pour les zones intermédiaires (intervalle de 20-100 ans) et 29 pour les zones extérieures des plaines alluviales (Figure 2.1). Pour délimiter les sites d'échantillonnage des quadrats de végétation, nous avons préalablement identifié les différentes zones de récurrence en utilisant les cartes des zones à risques d'inondation disponibles sur les sites gouvernementaux (Environnement Canada et MEF, 1982) (Annexe A). Pour les secteurs non couverts par la cartographie gouvernementale, les schémas d'aménagement des MRC ont été utilisés. Il fallait ensuite sélectionner les sites à partir des limites cartographiées des zones de récurrence d'inondation. Chacun des sites sélectionnés devait être représentatif des peuplements environnants, en excluant les zones perturbées par les activités humaines.

Les quadrats de végétation couvrent une superficie de 10 mètres par 20 mètres, la partie la plus longue étant orientée dans le sens de la rive (Figure 2.2). Une localisation précise des sites a été réalisée en prenant les coordonnées à chacune des extrémités des quadrats avec un GPS (Global Positioning System) de précision d'un à trois mètres (modèle Garmin 60CSx).

Plusieurs photographies numériques de la végétation des quadrats ont également été prises sur le terrain. Un croquis sommaire a été fait sur les fiches de terrain pour mieux positionner l'emplacement des arbres et des arbustes dans les quadrats. Aussi, une bande-corridor de 1 m x 10 m de superficie a été délimitée dans chacun des quadrats afin de mesurer la régénération des peuplements, la mesure du diamètre à hauteur de poitrine et le prélèvement des échantillons pour l'analyse dendrochronologique (Figure 2.2). Les semis et gaulis ont également été inventoriés selon quatre grandes classes : (S1) : semis de moins de 1 cm de diamètre et de moins d'un mètre de hauteur; (S2) : semis de moins de 1 cm de diamètre et de plus d'un mètre de hauteur; (G1) : gaulis de 1-5 cm de diamètre à 1,3 m du sol; (G2) : gaulis de 5-10 cm de diamètre à 1,3 m du sol (Manuel d'aménagement forestier 2003).

2.3.3 Analyse des données dendrochronologiques

Sur le terrain, des échantillons d'arbres ont été prélevés dans le tiers des quadrats (26 sur 78 quadrats/ année 2012) pour effectuer l'analyse dendrochronologique en laboratoire. Chacun des quadrats s'est fait le long de transects d'échantillonnage représentant également les trois zones de récurrence. L'échantillonnage s'est fait à la hauteur du collet des arbres. Le collet correspond à la zone de transition entre la partie souterraine et la partie aérienne de l'arbre. Cette méthode permet d'estimer l'âge de l'arbre le plus fidèlement possible et correspond au moment de l'établissement de l'individu. Lorsque le collet était difficilement accessible ou impossible à échantillonner (pourrissement, tige mal dressée, ensevelie sous les sédiments), l'individu était échantillonné au niveau du diamètre à hauteur de poitrine (DHP), soit à 1,3 m du sol.

Cette distance est celle habituellement utilisée par les ingénieurs forestiers et dans le manuel des inventaires forestiers du gouvernement du Québec (MRN 2013). Lorsque possible, le spécimen entier était récolté, sinon, une carotte de l'arbre était prélevée avec une sonde de Pressler (modèle Haglof 5 mm de diamètre).

Les données dendrochronologiques ont servi à évaluer la structure d'âge des peuplements à l'étude. Cet échantillonnage s'effectuait sur l'ensemble des individus présent afin d'avoir au moins 30 échantillons de tiges d'arbre par quadrat (corridor 1 m par 10 m). Si le nombre d'individus récoltés dans le corridor du quadrat était inférieur à 30 individus, la superficie du corridor était élargie afin d'atteindre le nombre total de 30 échantillons par quadrat. Cette information sur la superficie du corridor était mesurée et notée, afin d'obtenir la densité précise du nombre d'individus, en considérant la superficie totale utilisée pour l'échantillonnage des 30 individus. Les arbres échantillonnés ont été identifiés à l'espèce sur le terrain et vérifiés à nouveau en laboratoire avec l'aide des différents guides ou manuels de référence (ex. Flore laurentienne). Au laboratoire de l'UQTR, les échantillons des carottes d'arbre furent numérotés, sablés puis datés à l'aide d'une loupe binoculaire (40x) en réalisant le décompte des cernes de croissance des arbres sans interdatation.

2.3.4 Diversité alpha

La diversité alpha permet de mesurer la diversité des espèces à une échelle locale (Shannon 1948). Afin d'évaluer ce type de diversité, l'indice de Shannon a été utilisé.

Cet indice se calcule comme suit :

$$H' = - \sum_{i=1}^s p_i \log_2 p_i$$

H' représente l'indice de biodiversité en lui-même. p_i de son côté est calculé de la façon suivante :

$$p_i = n_i / N$$

Où N est le nombre total d'individus et n_i est le nombre d'individus de l'espèce i .

2.3.5 Diversité bêta

La diversité alpha ne permet pas de remarquer les différences entre deux sites. C'est le rôle de la diversité bêta (Sørensen 1948). Pour notre étude, nous avons utilisé l'indice de Sørensen afin de la mesurer. L'indice de Sørensen ou coefficient de Dice se calcule comme suit :

$$QS = \frac{2C}{A + B} = \frac{2|A \cap B|}{|A| + |B|}$$

QS représente l'indice résultat du calcul. A et B représentent le nombre d'espèces dans l'échantillon A et dans l'échantillon B. La lettre C, quant à elle, représente le nombre d'espèces partagé entre les deux échantillons. Le calcul nous donne un indice entre 1 à 0. La valeur de 1 étant deux échantillons identiques et 0; deux habitats complètement différents.

Afin de représenter ces résultats visuellement, nous avons utilisé une analyse en coordonnées principales. Cette ordination est conçue pour représenter graphiquement les matrices de dissimilarité en affectant à chacun des échantillons une position dans un espace à « X » dimensions. Les individus qui se ressemblent le plus sont groupés entre eux.

2.3.6 Analyse statistique

Les traitements et les analyses ont été faits à l'aide du logiciel de statistique R pour Windows. Le paquet d'écologie des communautés de R, Vegan, a été utilisé afin de faire les ordinations, les analyses de diversités et autres analyses statistiques. Afin de vérifier l'assomption de normalité, le test de Shapiro-Wilk a été utilisé. Lorsque la normalité de la distribution des données n'était pas atteinte, une transformation logarithmique a été appliquée aux échantillons. La normalité est nécessaire pour faire l'analyse de la variance (ANOVA). La plupart des échantillons ont été comparés statistiquement à

l'aide de ce test statistique ou à l'aide du test de Mann-Whitney-Wilcoxon (test non paramétrique), lorsque la normalité n'était pas apparente dans la matrice de données même après transformation. L'analyse de la variance multivariée par permutation (PERMANOVA) fut utilisé pour les indices de Sorenson, car les résultats des matrices de dissimilarité ne sont pas adaptés pour l'ANOVA (Anderson 2001). Pour les différents tests statistiques, la valeur de p (p -value) de <0.05 a été considérée comme valeur significative.

2.4 Résultats

2.4.1 Biodiversité

Lors de notre échantillonnage, 34 espèces d'arbres ont été recensées pour un total de 1612 individus. Parmi les espèces les plus présentes dans les quadrats, on compte 482 sapins baumier (*Abies balsamea*), 44 érables Negundo (*Acer negundo*), 199 érables rouge (*Acer rubrum*), 83 érables à sucre (*Acer saccharum*), 94 bouleaux jaune (*Betula alleghaniensis*), 170 frênes de Pennsylvanie (*Fraxinus pennsylvanica*), 114 frênes noir (*Fraxinus nigra*), 48 cerisiers tardif (*Prunus serotina*), 124 pruche du Canada (*Tsuga Canadensis*) et 36 ormes rouge (*Ulmus rubra*).

À partir de l'indice de diversité de Shannon, il a été possible de démontrer que l'hétérogénéité est significativement plus élevée chez les zones de récurrence intermédiaire (intervalle de 20-100 ans) que pour les zones à forte récurrence d'inondation (intervalle de 0-20 ans) ($p = 0,003$), et les zones à l'extérieur des plaines inondables ($p = 0,024$). L'hétérogénéité des zones de fortes récurrences et extérieures est très semblable et le test de Student réalisé sur les indices de Shannon n'a pas permis de déceler de différences significatives ($p = 0,784$) entre ces zones (Figure 2.3).

2.4.2 Espèce allogène

Parmi les espèces arborescentes inventoriées dans les quadrats d'échantillonnage, seul l'érable *negundo* (*Acer negundo*) constituait une espèce exotique. Cette espèce originaire de l'ouest américain montre une abondance significativement plus élevée ($p = 0,024$) dans la zone de forte récurrence d'inondation que dans la zone intermédiaire et est totalement absente des zones extérieures (Figure 2.4).

2.4.3 Diversité bêta

On observe dans les zones de forte récurrence, des espèces caractéristiques des milieux humides, comme le frêne de Pennsylvanie (*Fraxinus pennsylvanica*) et le frêne noir (*Fraxinus nigra*), alors que ces espèces sont absentes ou quasi absentes des zones extérieures, faisant plutôt place à des espèces dont l'érable rouge (*Acer rubrum*), l'érable à sucre (*Acer saccharum*), le sapin baumier (*Abies balsamea*), la pruche (*Tsuga canadensis*) et le bouleau jaune (*Betula alleghaniensis*). La zone intermédiaire (intervalle de 20-100 ans) constitue pour sa part une zone de transition entre les deux autres zones. Les différents coefficients de Sorenson démontrent une différence significative ($p = 0,001$) dans la composition en espèce des deux zones de récurrence d'inondation. On peut noter qu'avec une analyse en coordonnées principales, les sites à forte récurrence d'inondation (intervalle de 0-20 ans) sont beaucoup plus semblables entre eux que les sites des deux autres zones (20-100 ans et extérieure), et où, les sites extérieurs arrivent en deuxième position en terme de similarité (Figure 2.5). Les quadrats des zones de forte récurrence (intervalle de 0-20 ans) ressortent clairement du graphique. Ces quadrats sont regroupés et concentrés à la droite de l'axe 1. Les zones extérieures sont surtout positionnées à la gauche de l'axe 1 et s'étalent sur l'axe 2, alors que les quadrats des zones intermédiaires (intervalle de 20-100 ans) se retrouvent entre les deux autres zones de récurrence tout en ayant une plus forte diversité en espèces d'arbres.

2.4.4 Structure d'âge

Les structures d'âge des peuplements des sites des zones extérieures possèdent une présence plus élevée de jeunes plants que d'arbres plus âgés (Figure 2.6). Ce patron de distribution ne diffère pas de celui observé pour les deux autres zones de récurrence ($p = 0,109$).

2.4.5 Régénération des peuplements

Dans les zones de forte récurrence, on observe une densité significativement plus faible de la régénération de la strate arborescente, lorsque comparé à la zone extérieure ($p = 0,032$). Ce n'est pas le cas pour la zone de récurrence intermédiaire ($p = 0,167$). On observe également l'absence de différence significative entre la zone intermédiaire et extérieure ($p = 0,693$) (Figure 2.8). Par contre, il n'a pas été possible d'observer de normalité pour les données des gaulis G1, G2, ainsi que pour les semis S2 et une différence significative pour ces données à l'aide de test de Mann-Whitney n'a pu être observée (Figure 2.9).

2.5 Discussion

2.5.1 Biodiversité

Nos résultats démontrent que l'augmentation de la récurrence des inondations peut avoir un effet bénéfique sur la biodiversité et sur la régénération forestière dépendant de l'intensité des perturbations. Par contre, lorsque l'intensité devient trop importante cet effet devient délétère. Ces observations sont en concordance de l'hypothèse de perturbation intermédiaire qui spécifie qu'une fréquence faible de perturbations aura le même effet limitant sur la diversité qu'un nombre très fréquent. (Connell 1978; Roxburgh et al., 2004; Biswas et Mallik, 2010; Tanentzap et al., 2013). Dans le cas présent, il est difficile d'en évaluer la véritable cause, ainsi que le seuil

critique où ce changement s'opère. Pourtant cette diminution en diversité n'est pas significativement différente si on la compare à un environnement sans inondation.

Le phénomène semble s'expliquer par le caractère sélectif des inondations. À des niveaux intermédiaires d'inondation, l'effet de l'inondation est suffisant pour créer une panoplie d'habitats, ou de conditions « stationnelles », pour lesquels on trouve des espèces typiques des milieux inondés et des espèces faiblement adaptées à ces milieux, mais qui peuvent coexister dans ces habitats ripariens. Par contre, à des niveaux importants de perturbation causée par les inondations successives (intervalle 0-20 ans), l'effet sélectif y ait suffisamment important pour exclure les espèces qui ne sont pas véritablement adaptées à ce type d'environnement fluvial dynamique. C'est pourquoi ces sites sont également ceux qui ont le plus de similarité entre eux. Le phénomène s'explique par le fait qu'avec l'augmentation de la fréquence des inondations, surtout depuis les dernières décennies, les conditions de ces milieux ripariens connaissent un changement marqué, qui se reflète d'ailleurs par les conditions édaphiques (Drouin et al. 2011; Saint-Laurent et al. 2010). La mobilisation et la sédimentation des plaines alluviales, lors des crues et décrues, entraînent une aggradation des rives (apport constant de sédiment). À titre d'exemple, on évalue des recouvrements sédimentaires de l'ordre de 1 à 5 cm d'épaisseur par événement d'inondation (Saint-Laurent et al. 2010). À cela s'ajoutent le lessivage et le décapage des biomasses au sol, lors des forts courants, et des pertes de nutriments qui rendent difficile l'implantation des nouvelles plantules lors des crues.

On note également la présence significative d'une espèce allogène, l'érable *negundo* (*Acer negundo*), dans les zones de forte de récurrence. Les espèces exotiques occupent habituellement les sites les plus perturbés. Par ailleurs, la grande majorité des sites où on observe cette espèce exotique sont surtout localisés dans le tronçon moyen de la rivière Saint-François, plus particulièrement dans le secteur de Saint-Nicéphore, où l'activité humaine est plus visible (ex. sentiers dans les boisés, coupes, etc.). Ce tronçon de la rivière est également celui où l'on observe le plus de bâtiments en bordure de la rivière avec plusieurs sentiers informels, des arbres coupés, des plantations d'arbres

(comme le pin rouge). Il est possible que la présence de cette espèce (*A. negundo*) soit liée davantage aux perturbations d'origine anthropique, plutôt qu'associée à l'augmentation de la récurrence des inondations, mais il est aussi probable que sa présence s'explique par ces deux phénomènes qui agissent de manière concomitante.

2.5.2 Âge des peuplements

Les structures d'âge des peuplements de toutes les zones de récurrence ne diffèrent pas entre elles. Chaque structure se trouve à avoir une présence plus élevée de jeunes plants, comparativement à la cohorte des individus plus âgés. L'absence de différence significative entre les zones de récurrence sur ce plan est probablement due à leur composition en espèce. Bien que les sites aient un régime d'inondation différent (intervalles de 0-20 ans et 20-100 ans), les espèces présentes y sont adaptées, et il semble donc normal que l'effet des inondations sur les structures d'âge ne soit pas significatif.

2.5.3 Régénération

On note des différences marquées dans le taux de recrutement des jeunes plantules entre la zone de forte récurrence et la zone extérieure. Les taux de régénération des jeunes pousses (S1) sont plus faibles dans la zone de forte récurrence et nettement plus élevés dans la zone extérieure. Pour la zone de récurrence d'inondation de 0-20 ans, il est fort possible que lors des inondations, les jeunes plantules soient entraînées par les forts courants, ou sinon, submergées par l'accumulation des sédiments, lors de la décrue. Ce double phénomène (érosion et sédimentation) en zone alluviale, soumise aux inondations périodiques, explique vraisemblablement la diminution de la régénération arborescente observée dans les zones de forte récurrence. On constate, au contraire, un taux élevé de régénération forestière dans la zone extérieure des plaines inondées. Les taux recensés dans nos sites sont comparables à ceux observés dans les zones forestières du sud du Québec (Gagnon 2004). L'absence de perturbations liées aux inondations

semble favoriser ou moins affecter la régénération des plantules dans la zone extérieure comparativement à la zone à forte récurrence.

Pour ce qui est des gaules et des semis plus grands, nous n'avons pas été en mesure de dénoter de différences. Cela peut s'expliquer par le fait que les plantules dans les zones extérieures se voient limités par la compétition interspécifique et intraspécifique malgré une capacité plus grande de régénération. On sait que les premières années de vie des jeunes pousses d'arbre sont très critiques et le taux de survie est très faible en général (Lorimer 1988; Johnson et al. 1994). Dans les zones affectées par les inondations, la compétition interspécifique diminue plus la récurrence augmente puisque les compétiteurs sont éliminés par les inondations. Les individus qui réussissent à s'installer on plus de facilité à y rester puisqu'ils sont adaptés aux conditions hydrologiques. Malgré tout, nos observations de terrain, nous indique que le taux de survie des jeunes pousses est faible dans ces milieux inondés.

2.5.4 Conclusion

Bien qu'il soit difficile avec les données obtenues de prédire avec certitude les effets directs de l'augmentation de la fréquence des inondations dans les secteurs forestiers étudiés, nous constatons que l'augmentation de leur récurrence à l'échelle locale modifie la composition et la structure des peuplements arborescents qui se manifestent notamment par une diminution de la régénération forestière, par la diversité des arbres, et par l'âge des peuplements. Pour certains sites, d'ailleurs, on note la présence de quelques vieux individus et la quasi-absence des cohortes d'arbres plus jeunes (exemple 20-40 ans) qui témoigne, sans doute, des difficultés qu'on les peuplements de se régénérer et de se maintenir en place, contrairement aux populations d'arbres des forêts non affectées par les inondations. Toutefois, les données n'ont pas permis de mettre en relief clairement ces transformations pour les forêts riveraines étudiées.

L'impact des inondations successives dans la zone de récurrence de 0-20 ans semble causer une diminution du recrutement chez les espèces arborescentes. La vitesse du courant et la quantité des sédiments déposés à la suite du retrait de l'inondation sont des facteurs qui contribuent à ce phénomène et, sur le long terme, affectent potentiellement la régénération des peuplements. Les jeunes pousses d'arbre arrivent difficilement à s'installer et à survivre sur les plaines alluviales, en raison justement de la force du courant qui met en péril leur survie. Ceci s'accompagne dans bien des cas de l'apport de sédiments qui peut nuire aux jeunes plantules qui se trouvent « étouffée » par plusieurs centimètres d'alluvions déposés lors de la décrue. De même, la composition des peuplements riverains apparaît moins riche dans la zone de récurrence 0-20 ans que dans la zone inondable de récurrence 20-100 ans. Pour cette dernière, on trouve des espèces bien adaptées aux conditions des milieux humides, mais aussi des espèces des milieux mésiques. Dans la zone non affectée par les inondations, on trouve des peuplements qui s'apparentent de près aux forêts tempérées du Québec méridional avec les espèces typiques de ces milieux, comme le hêtre et l'érable à sucre.

Outre la récurrence des inondations, d'autres facteurs doivent être pris en compte pour comprendre la dynamique de ces peuplements riverains. Ces facteurs sont la compétition interspécifique, les conditions édaphiques, l'établissement d'espèces exotiques, favorisées par les ouvertures de la canopée, par exemple, ainsi que les perturbations d'origine humaine. Ces différents facteurs, avec l'effet des crues successives, font que ces peuplements riverains sont particulièrement vulnérables. Rappelons que ces zones riveraines sont communes à plusieurs bassins de la région sud du Québec qui sont affectés par les inondations, d'où l'intérêt de bien comprendre la dynamique de ces milieux ripariens. Il faudra bien entendu davantage de travaux de ce genre pour mesurer de façon plus précise les transformations que subissent les peuplements riverains affectés par les inondations successives et les changements hydroclimatiques, lesquels d'ailleurs risquent de s'accroître avec le réchauffement planétaire.

Enfin, aucun programme gouvernemental ou municipal n'est prévu pour la restauration des sites riverains des secteurs étudiés, alors que certains segments riverains semblent

connaître un dépérissement de la frange forestière, et même une disparition complète des boisés, due notamment à la pression du développement urbain. Des efforts existent pour la plantation d'arbres en bande riveraine sur les terres privées, mais ces actions ne sont pas concertées et sont souvent conçues afin de remplir des objectifs économiques plutôt qu'écologiques (Castonguay et Saint-Laurent, 2009, Bellavance et Saint-Laurent, 2013). Malgré que des énergies soient investies afin de renaturaliser certains secteurs du bassin de la rivière Saint-François et de ses affluents, la zone à l'étude ne semble pas encore avoir été l'objet d'une restauration planifiée.

2.6 Références

- (CEHQ) C d'Expertise H du Q. 2004. Répertoire des barrages. *Gouv. du Québec*
<http://www.cehq.gouv.qc.ca/barrages/default.asp>.
<http://www.cehq.gouv.qc.ca/barrages/default.asp>.
- Anderson MJ. 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology* **26**: 32–46.
- Arnell NW. 2003. Effects of IPCC SRES emissions scenarios on river runoff: a global perspective. *Hydrology and Earth System Sciences* **7**: 619–641. doi:10.5194/hess-7-619-2003.
- Barnett TP, Pierce DW, Hidalgo HG, Bonfils C, Santer BD, Das T, Bala G, Wood AW, Nozawa T, Mirin AA, Cayan DR, Dettinger MD. 2008. Human-induced changes in the hydrology of the western United States. *Science (New York, NY)* **319**: 1080–1083. doi:10.1126/science.1152538.
- Bellavance C, Roy J, Rousseau J. “Histoire du Centre-du-Québec.” (QLP de l'Université Laval, Ed.).
- Bellavance C, Saint-Laurent D. 2013. Les grandes formes du paysage centricois. “Hist. du Centre-du-Québec.” p.1020. (Québec, Québec)
- Biswas SR, Mallik AU. 2010. Disturbance effects on species diversity and functional diversity in riparian and upland plant communities. *Ecology* **91**: 28–35. doi:10.1890/08-0887.1.
- Canada A et A. 1998. “Le système canadien de classification des sols.” (P scientifiques du CNRC, Ed.). (Direction générale de la recherche: Ottawa)
- Castonguay S, Saint-Laurent D. 2009. Reconstructing Reforestation: Changing Land Use Patterns along the Saint-François River in the Eastern Townships. “Method Mean. Can. Environ. Hist.” (Eds A MacEachern, EJ Turkel) pp.273–292. (Th.Nelson: Toronto)
- Chapin F, Walker B, Hobbs R. 1997. Biotic control over the functioning of ecosystems. *Science* **277**: 500–504. <http://www.sciencemag.org/content/277/5325/500.short>.
- Cogesaf. 2006. Analyse du bassin versant de la rivière Saint-François.
- Connel JH. 1978. Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs. *Science* **199**: 1302–1310.

- DeFerrari CM, Naiman RJ. 1994. A multi-scale assessment of the occurrence of exotic plants on the Olympic Peninsula, Washington. *Journal of Vegetation Science* **5**: 247–258. doi:10.2307/3236157.
- Drouin A, Saint-Laurent D, Lavoie L, Ouellet C. 2011. High-Precision Elevation Model to Evaluate the Spatial Distribution of Soil Organic Carbon in Active Floodplains. *Wetlands* **31**: 1151–1164. doi:10.1007/s13157-011-0226-z.
- Forestiers O des ingénieurs. 2009. “Manuel de foresterie.” (MultiMondes, Ed.). (Québec, Québec)
- Gagnon D. 2004. La forêt naturelle du Québec, un survol. (Montréal)
- Gosselin J, Grondin P, Saucier J-P. 1999. Rapport de classification écologique du sous-domaine bioclimatique de l'érablière à tilleul de l'Est.
- Gregory J, Mitchell J, Brady AJ. 1997. Summer drought in northern mid latitudes in a time-dependent CO₂ climate experiment. *Journal of Climate* **10**: 662–686. [http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:Summer+drought+t-in+northern+mid-latitudes+in+a+time-dependent+CO₂+climate+experiment#3](http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:Summer+drought+t-in+northern+mid-latitudes+in+a+time-dependent+CO2+climate+experiment#3).
- Hooper DU, Chapin FS, Ewel JJ, Hector A, Inchausti P, Lavorel S, Lawton JH, Lodge DM, Loreau M, Naeem S, Schmid B, Setälä H, Symstad AJ, Vandermeer J, Wardle DA. 2005. EFFECTS OF BIODIVERSITY ON ECOSYSTEM FUNCTIONING: A CONSENSUS OF CURRENT KNOWLEDGE. *Ecological Monographs* **75**: 3–35. doi:10.1890/04-0922.
- Johnson EA, Miyanishi K, Kleb H. 1994. The Hazards of Interpretation of Static Age Structures as Shown by Stand Reconstructions in a Pinus Contorta -- Picea Engelmannii Forest. *The Journal of Ecology* **82**: 923. doi:10.2307/2261455.
- Kennedy TA, Ralston BE. 2012. Regulation leads to increases in riparian vegetation, but not direct allochthonous inputs, along the Colorado River in Grand Canyon, Arizona. *River Research and Applications* **28**: 2–12. doi:10.1002/rra.1431.
- Lorimer C, Frelich L, Nordheim E. 1988. Estimating gap origin probabilities for canopy trees. *Ecology* **69**: 778–785. <http://www.jstor.org/stable/10.2307/1941026>.
- Malanson G. 1993. “Riparian Landscapes.” (Cambridge University Press: Cambridge)
- Merritt DM, Cooper DJ. 2000. Riparian vegetation and channel change in response to river regulation: a comparative study of regulated and unregulated streams in the Green River Basin, USA. *Regulated Rivers: Research & Management* **16**: 543–564. doi:10.1002/1099-1646(200011/12)16:6<543::AID-RRR590>3.0.CO;2-N.

- Ministère des Ressources naturelles F et P. 2003. "Manuel d'aménagement forestier." (Gouvernement du Québec: Charlebourg, Québec)
- Naiman RJ, Décamps H, Pollock M. 1993. The Role of Riparian Corridors in Maintaining Regional Biodiversity. *Ecological Applications* **3**: 209. doi:10.2307/1941822.
- Nilsson C, Berggren K. 2000. Alterations of Riparian Ecosystems Caused by River Regulation. *BioScience* **50**: 783. doi:10.1641/0006-3568(2000)050[0783:AORECB]2.0.CO;2.
- Nilsson C, Jansson R. 1995. Floristic differences between riparian corridors of regulated and free-flowing boreal rivers. *Regulated Rivers: Research & Management* **11**: 55–66. doi:10.1002/rrr.3450110106.
- Palmer MA, Reidy Liermann CA, Nilsson C, Flörke M, Alcamo J, Lake PS, Bond N. 2008. Climate change and the world's river basins: anticipating management options. *Frontiers in Ecology and the Environment* **6**: 81–89. doi:10.1890/060148.
- Pinay G, Décamps H, Chauvet E, Fustec E. 1990. Functions of ecotones in fluvial systems. "Ecol. Manag. Aquat. Ecotones." (Eds R Naiman, H Décamps)
- Planty-Tabacchi A-M, Tabacchi E, Naiman RJ, Deferrari C, Decamps H. 1996. Invasibility of Species-Rich Communities in Riparian Zones. *Conservation Biology* **10**: 598–607. doi:10.1046/j.1523-1739.1996.10020598.x.
- Rood SB, Pan J, Gill KM, Franks CG, Samuelson GM, Shepherd A. 2008. Declining summer flows of Rocky Mountain rivers: Changing seasonal hydrology and probable impacts on floodplain forests. *Journal of Hydrology* **349**: 397–410. doi:10.1016/j.jhydrol.2007.11.012.
- Roxburgh SH, Shea K, Wilson JB. 2004. THE INTERMEDIATE DISTURBANCE HYPOTHESIS: PATCH DYNAMICS AND MECHANISMS OF SPECIES COEXISTENCE. *Ecology* **85**: 359–371. doi:10.1890/03-0266.
- Saint-Laurent D, Couture C, McNeil E, Baudouin Y. 2001. Spatio-temporal analysis of floods of the Saint-Francois drainage basin, Quebec, Canada. *Environments* **29**: 73–89.
- Saint-Laurent D, Hähni M. 2008. Crues et inondations majeures des villes de l'Estrie: variations climatiques et modifications anthropiques (Québec, Canada). *Environnement Urbain* **2**: 50–72. <http://www.erudit.org/revue/eue/2008/v2/n1/019221ar.html>.

- Saint-Laurent D, Lavoie L. 2009. Récurrence des inondations et édification des plaines alluviales des bassins du centre-sud du Québec (Canada). *Revue des sciences de l'eau* **22**: 51–68. <http://www.erudit.org/revue/rseau/2009/v22/n1/019823ar.html>.
- Saint-Laurent D, Lavoie L, Drouin A, St-Laurent J, Ghaleb B. 2010. Floodplain sedimentation rates, soil properties and recent flood history in southern Québec. *Global and Planetary Change* **70**: 76–91. doi:10.1016/j.gloplacha.2009.11.009.
- Saint-Laurent D, Mesfioui M, Evin G. 2009. Hydroclimatic variability and relation with flood events (Southern Québec, Canada). *Water Resources* **36**: 43–56. doi:10.1134/S0097807809010047.
- Seager R, Ting M, Held I, Kushnir Y, Lu J, Vecchi G, Huang H, Harnik N, Leetmaa A, Lau N, Li C, Velez J, Naik N. 2007. Model projections of a more arid climate in southwestern North America. *Science (New York, NY)* **316**: 1181.
- Serrat-Capdevila A, Valdés JB, Pérez JG, Baird K, Mata LJ, Maddock T. 2007. Modeling climate change impacts – and uncertainty – on the hydrology of a riparian system: The San Pedro Basin (Arizona/Sonora). *Journal of Hydrology* **347**: 48–66. doi:10.1016/j.jhydrol.2007.08.028.
- Shannon CE. 1948. A mathematical theory of communication. *The Bell System Technical Journal* **27**: 379–423;623–656.
- Sørensen T. 1948. A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content, and its application to analyses of the vegetation on Danish commons. *Kongelige Danske Videnskabernes Selskabs Biologiske Skrifter* **5**: 1–34.
- Tabacchi E, Planty-Tabacchi A-M, Décamps O. 1990. Continuity and discontinuity of the riparian vegetation along a fluvial corridor. *Landscape Ecology* **5**: 9–20. doi:10.1007/BF00153800.
- Tanentzap AJ, Lee WG, Schulz KAC. 2013. Niches drive peaked and positive relationships between diversity and disturbance in natural ecosystems. *Ecosphere* **4**: art133. doi:10.1890/ES13-00102.1.
- Ward J, Tockner K, Schiemer F. 1999. Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity1. *Regulated Rivers: Research & Management* **15**: 125–139. [http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/\(SICI\)1099-1646\(199901/06\)15:1/3%3C125::AID-RRR523%3E3.0.CO;2-E/abstract](http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/(SICI)1099-1646(199901/06)15:1/3%3C125::AID-RRR523%3E3.0.CO;2-E/abstract).

Tableau 2.1 Caractéristiques des rivières Saint-François et Massawippi (Sud du Québec, Canada)

Rivière/ Secteur	Largeur moyenne du chenal (en m)	Profondeur moyenne du chenal (en m)	Hauteur moyenne de la rive (en m)	Période d'enregistrement des stations	Débit moyen annuel (m ³ /s)	Débit maximum (m ³ /s)	Occupation du sol	Réurrence des inondations
Massawippi/ MAS	30	2,2	1,5 - 2,5	1952 - 1996	10,4	135	Boisés (68,5%) Agricoles (29,1%) Urbains (0,8%)	3,9 ans
Saint- François/ RIC-WIN	180	16	1,0 - 2,0	1936 - 1971	164,2	1087,9	Boisés (69,7%) Agricoles (22,6%) Urbains (0,8%)	2,9 ans
Saint- François/ SNI	260	8	1,0 - 2,5	1925 - 2002	189,7	1419,1	Boisés (47,1%) Agricoles (46,0%) Urbains (3,6%)	4,4 ans

Sources: Saint-Laurent et Lavoie (2008); COGESAF (2006); ENVIRONNEMENT CANADA (2002); MDDEP (2004); MEQ (1992).

2.8 Figures

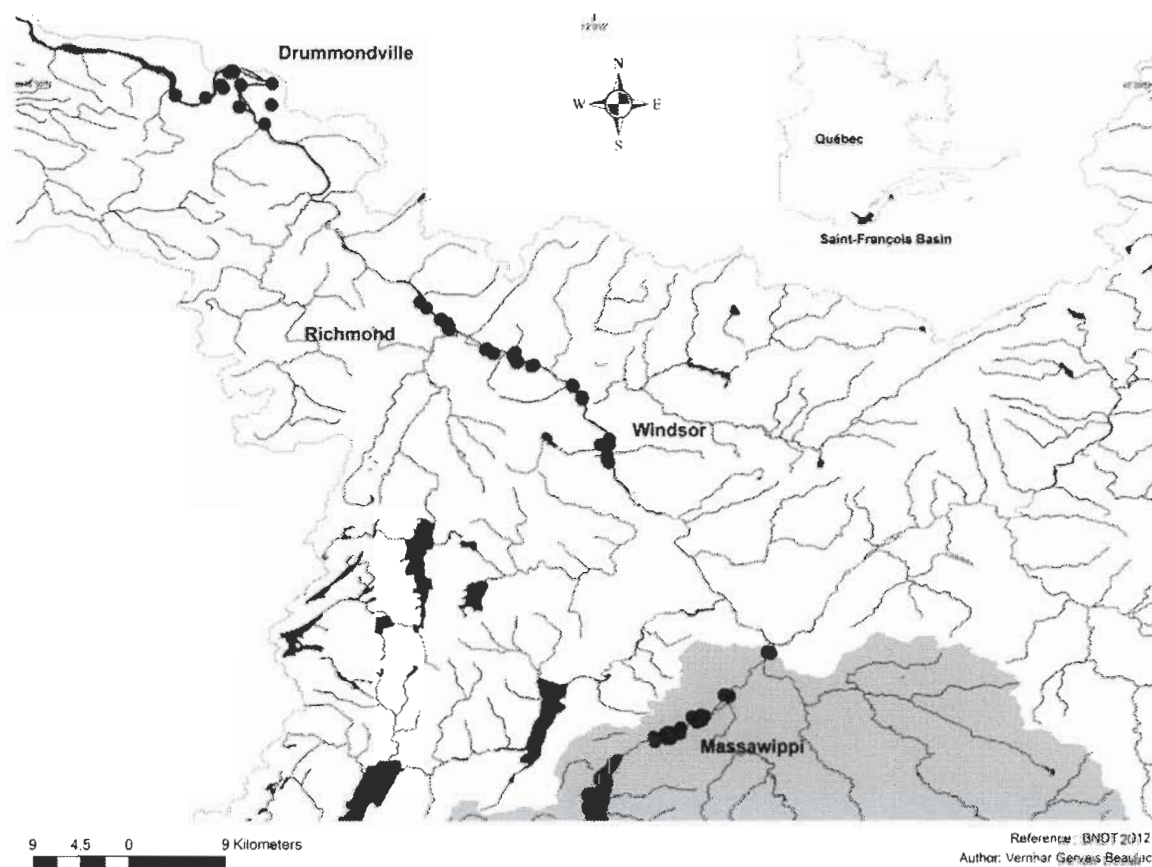


Figure 2.1 Localisation des sites d'échantillonnage dans le bassin de la rivière Saint-François (STF et MAS).

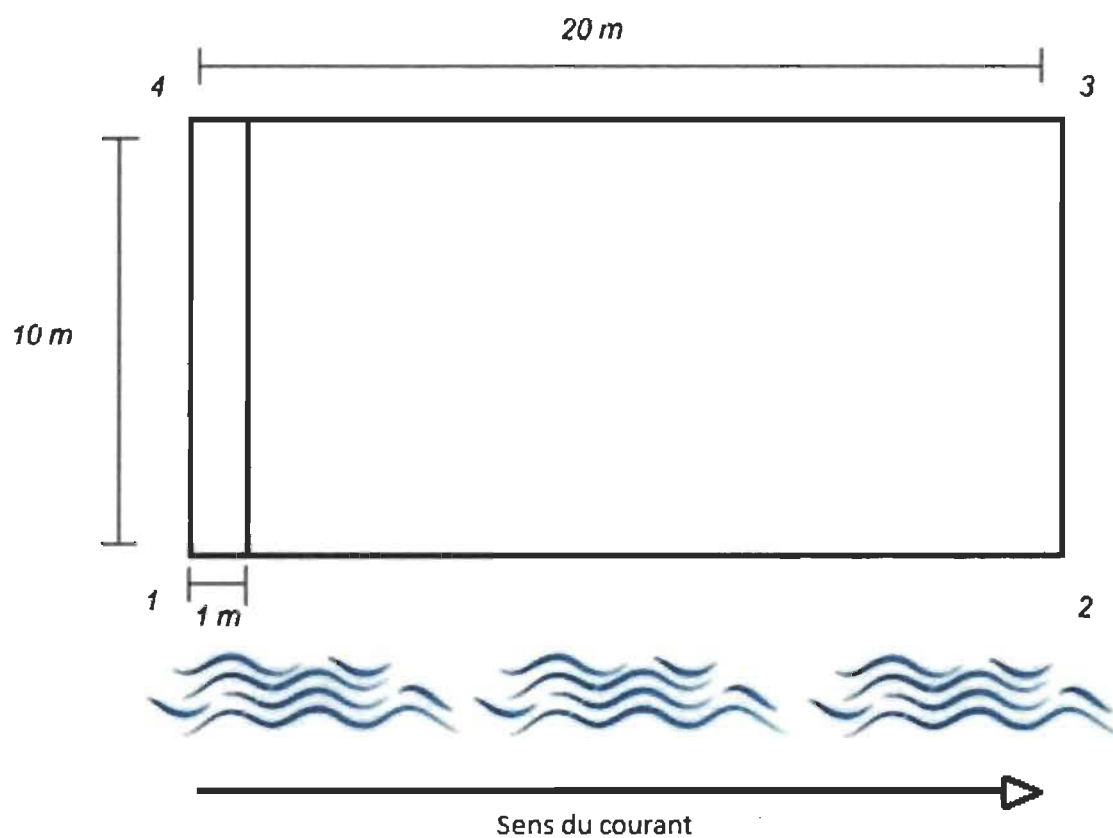


Figure 2.2 Schéma d'un quadrat d'échantillonnage de 10 m par 20 m avec un corridor de 1 m par 10 m. Le quadrat est orienté dans le sens du courant de la rivière.

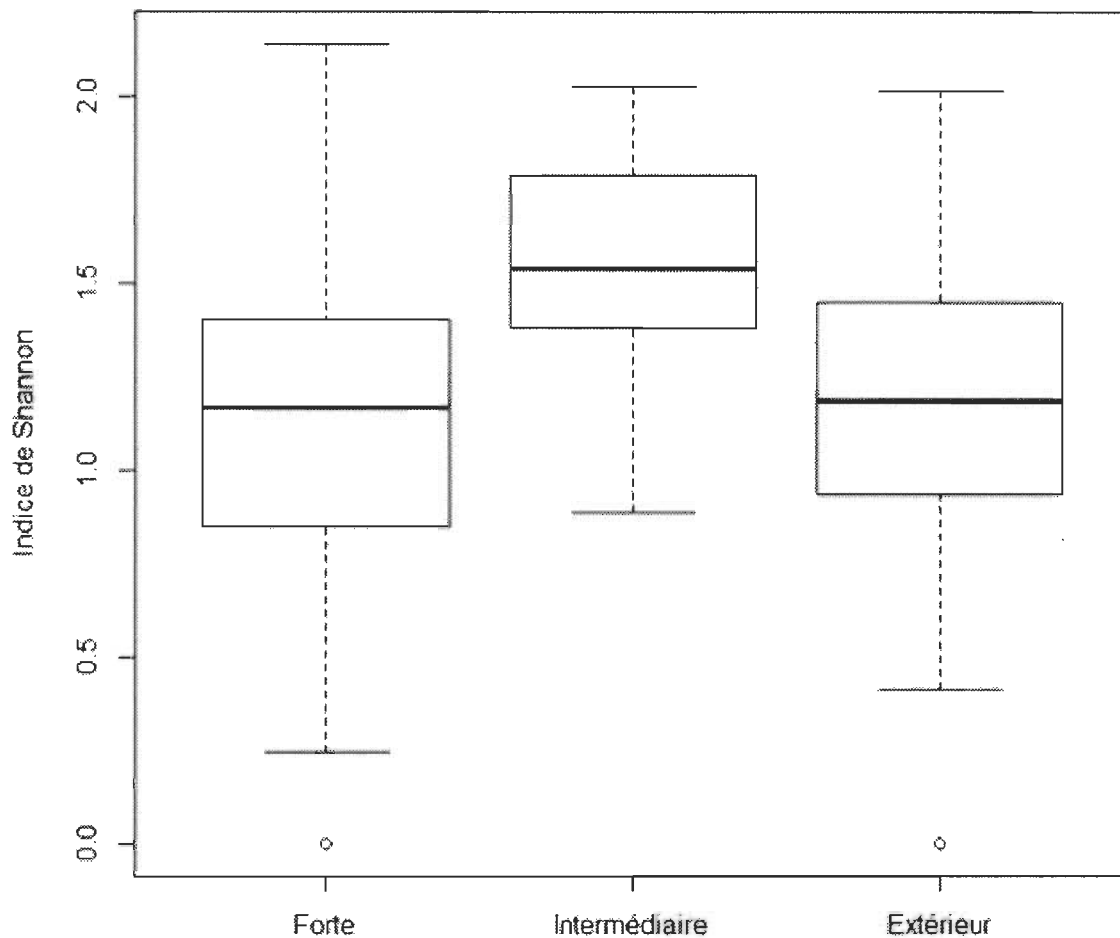


Figure 2.3 Indice de biodiversité de Shannon en fonction des zones de récurrence d'inondation fait sur la strate arborescente dans le bassin de la rivière Saint-François (STF et MAS). (Forte : intervalle de 0-20 ans ; Intermédiaire : intervalle de 20-100 ans; Extérieur des plaines inondables).

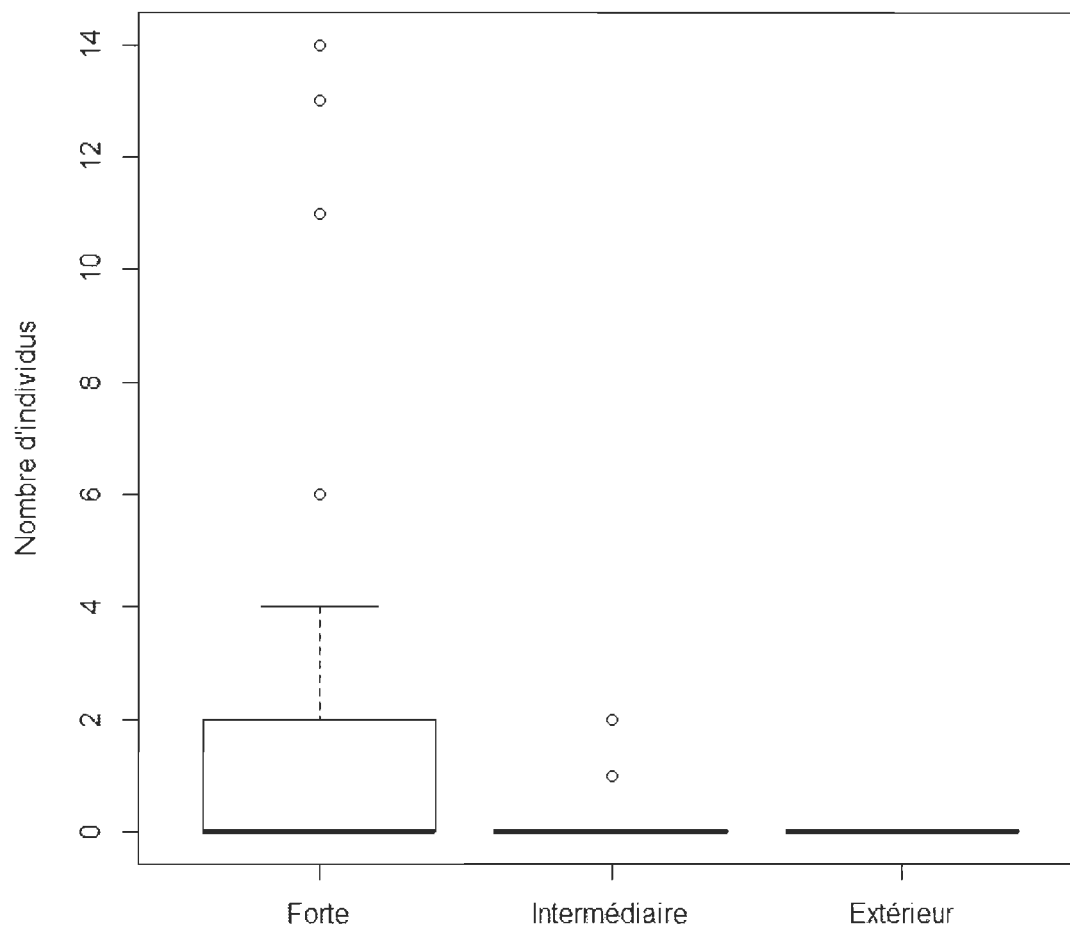


Figure 2.4 Total des individus d'érable negundo (*Acer negundo*) par parcelle en fonction des zones de récurrence d'inondation dans le bassin de la rivière Saint-François (STF et MAS). (Forte : intervalle 0-20 ans ; Intermédiaire : 20-100 ans; Extérieur des plaines inondables).

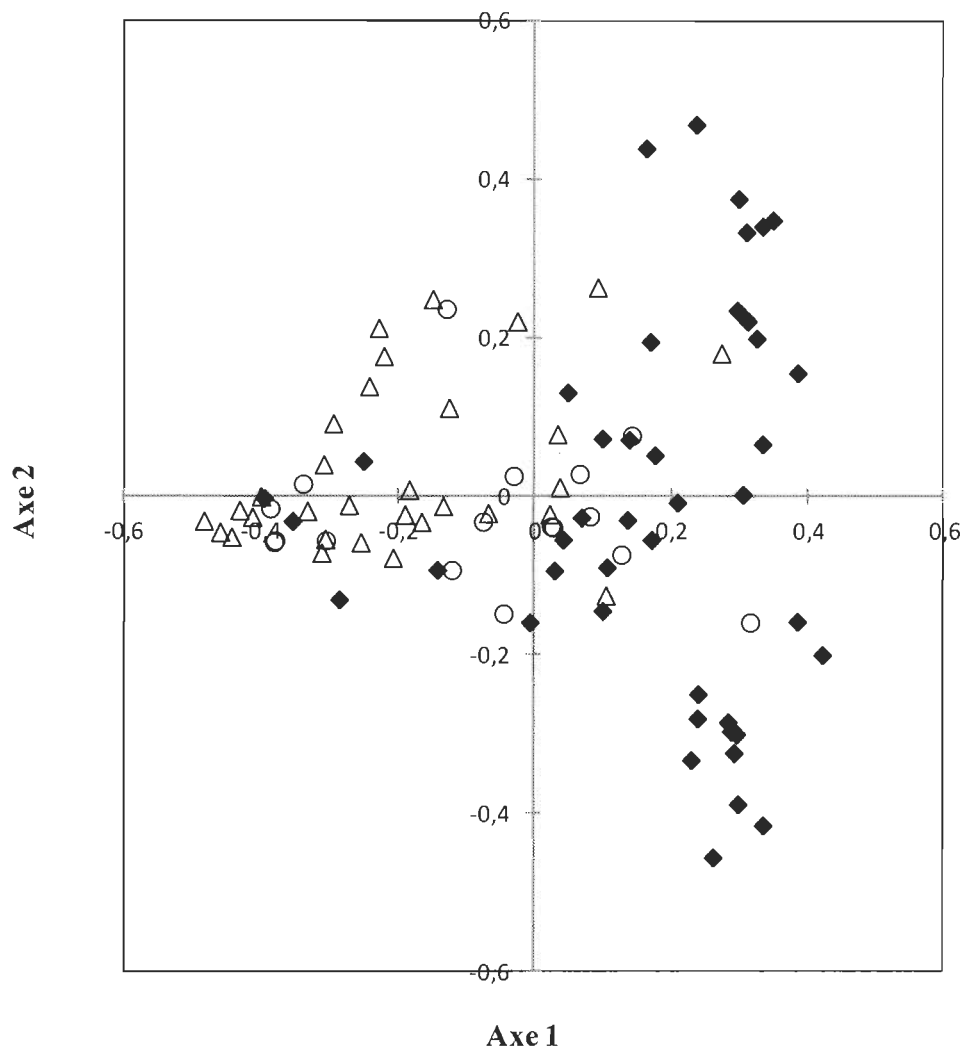


Figure 2.5 Analyse en coordonnées principales (ACoP) réalisée à partir d'une matrice de similarité de Sorenson fait sur les données d'abondance de la strate arborescente dans le bassin de la rivière Saint-François (STF et MAS). Les zones de forte récurrence d'inondation sont représentées par les losanges, les zones de récurrence intermédiaire par les cercles, et les zones extérieures des plaines inondables par les triangles.

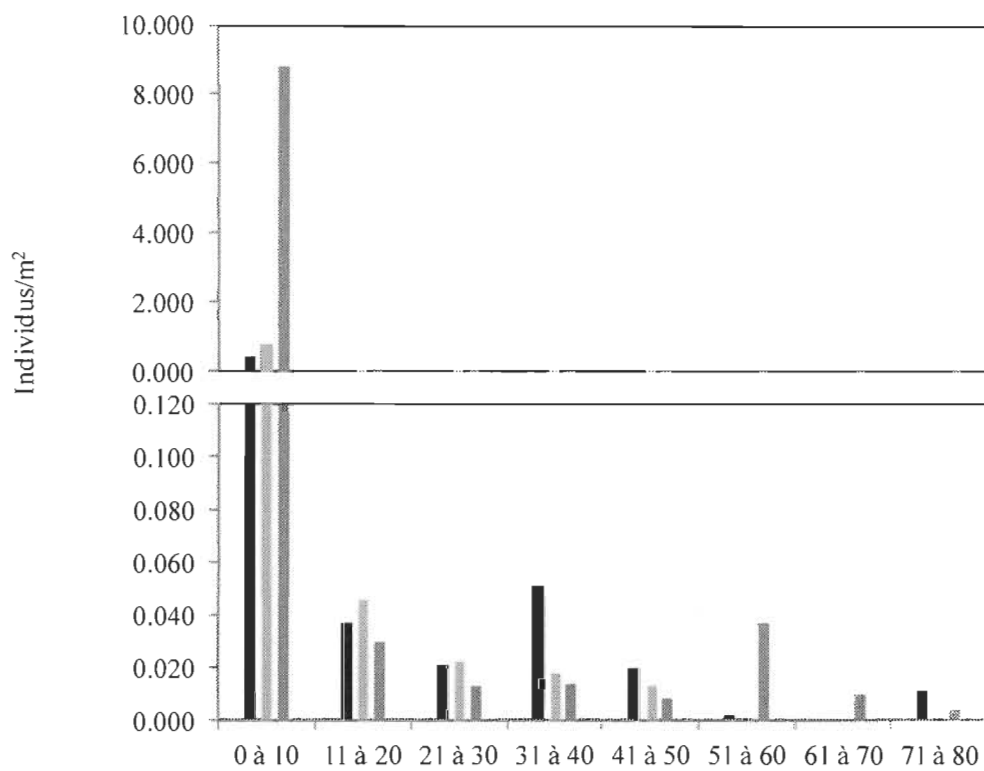


Figure 2.7 Densité des arbres (individus/m²) en fonction de leur âge par intervalle de 10 ans pour la période de 2001 à 1932 dans le bassin de la rivière Saint-François (STF et MAS) en fonction de la zone de récurrence. (Noir : intervalle 0-20 ans; gris pâle : 20-100 ans; gris foncé : Extérieur des plaines inondables).

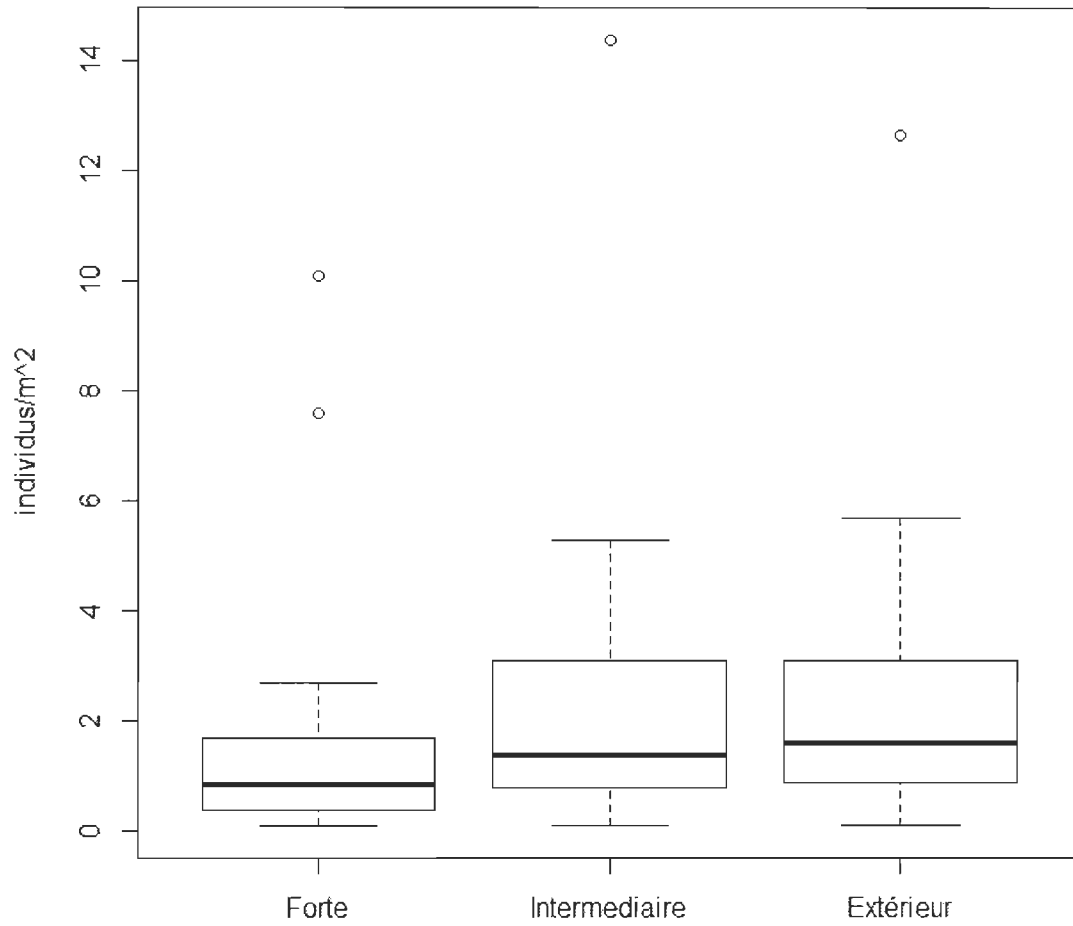


Figure 2.8 Densité de la régénération totale (individus/m²) par zone de récurrence dans le bassin de la rivière Saint-François (STF et MAS). (Forte : intervalle 0-20 ans : Intermédiaire : 20-100 ans; Extérieur des plaines inondables).

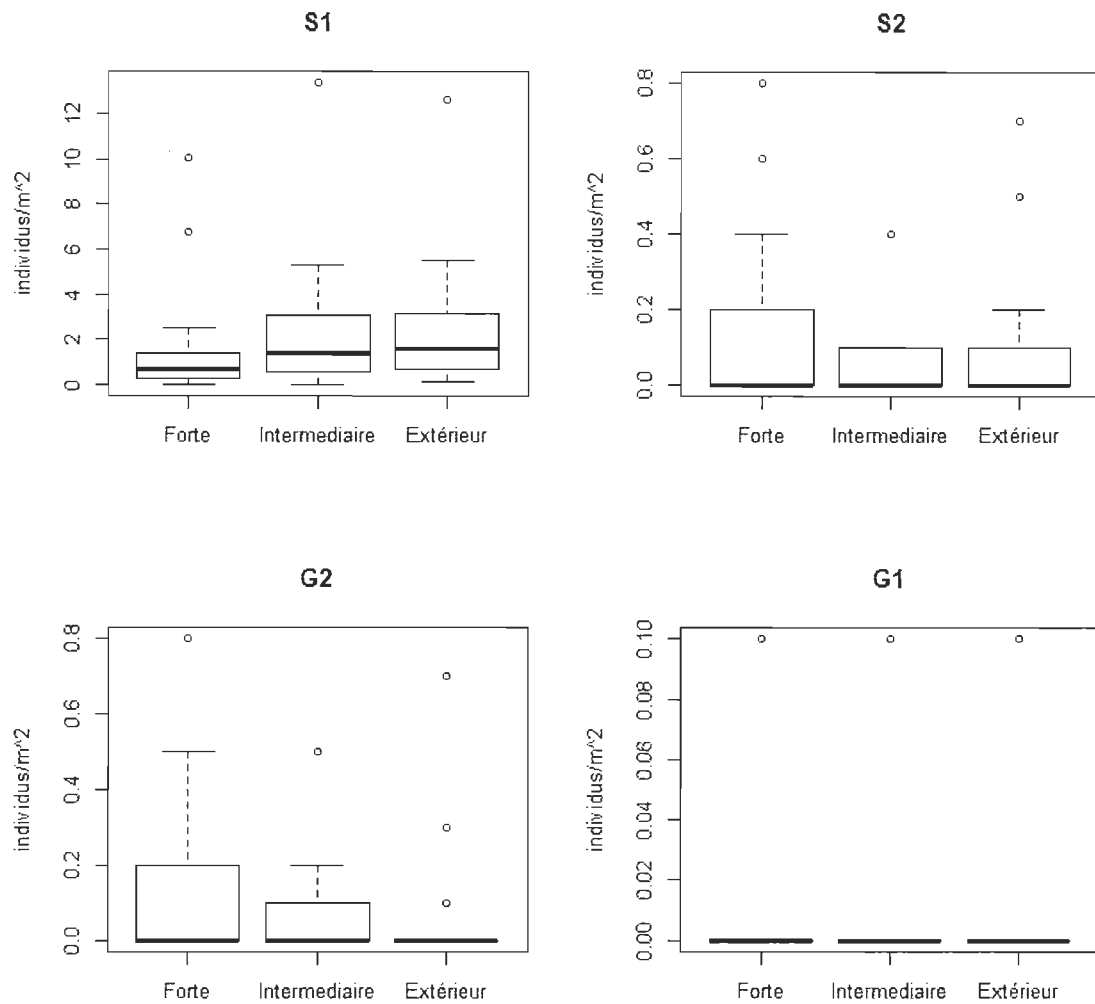


Figure 2.9 Densité de la régénération forestière (individus/m²) par zone de récurrence d'inondation dans le bassin de la rivière Saint-François (STF et MAS). Quatre classes de semis et gaulis sont représentées : (S1) : les semis de moins de 1 cm de diamètre et moins d'un mètre de hauteur; (S2) : les semis de moins de 1 cm de diamètre et plus d'un mètre de hauteur;(G1) : les gaulis de 1-5 cm de diamètre et plus de 1,3 m de hauteur et finalement (G2) : les gaulis de 5-10 cm de diamètre et plus de 1,3 m de hauteur.

ANNEXE A

EXEMPLE D'UNE CARTE DES ZONES À RISQUE D'INONDATION
SUPERPOSÉES SUR UNE CARTE GOOGLE EARTH DANS LE SECTEUR AVAL
DE LA RIVIÈRE MASSAWIPPI



ANNEXE B

**LISTE DES ESPÈCES PRÉSENTES ET LEUR ABONDANCE DANS LE
BASSIN DE LA RIVIÈRE SAINT-FRANÇOIS (STF ET MAS)¹**

Nombre d'individus par espèces d'arbres et leur pourcentage (%) par zone de récurrence d'inondation et par secteur d'étude.						
Espèces d'arbre	Secteur Massawippi			Secteur Saint-François		
	0-20 n= 11	20-100 n= 9	Extérieur n= 9	0-20 n= 33	20-100 n= 10	Extérieur n= 20
<i>Abies balsamea</i> (L.) Mill. (Sapin baumier)	42	35	43	3	44	315
<i>Acer negundo</i> L. (Érable Negundo)	0	1	0	38	0	5
<i>Acer pensylvanicum</i> L. (Érable de Pennsylvanie)	0	0	0	0	0	0
<i>Acer rubrum</i> L. (Érable rouge)	11	18	85	5	10	70
<i>Acer saccharinum</i> L. (Érable argenté)	7	0	0	1	0	0
<i>Acer saccharum</i> Marsh. (Érable à sucre)	6	5	29	21	0	22
<i>Acer spicatum</i> Lam. (Érable à épis)	0	0	0	0	0	0
<i>Betula alleghaniensis</i> Britton. (Bouleau jaune)	38	30	2	4	0	20
<i>Betula papyrifera</i> Marsh. (Bouleau blanc)	1	1	6	0	0	7
<i>Betula populifolia</i> Marsh. (Bouleau gris)	1	6	0	0	0	2
<i>Carpinus caroliniana</i> Walter. (Charme de Caroline)	0	2	0	0	0	0

¹ Sources : Arbre, arbustes et arbrisseaux du Québec, 1984; Flore Laurentienne 3^e édition, 1995; Petite flore forestière du Québec 2^e édition, 1990

<i>Fagus grandifolia</i> Ehrh. (Hêtre à grandes feuilles)	0	0	2	0	0	8
<i>Fraxinus americana</i> L. (Frêne d'Amérique)	0	4	0	0	0	5
<i>Fraxinus pennsylvanica</i> Marsh. (Frêne de Pennsylvanie)	72	14	5	75	1	3
<i>Fraxinus nigra</i> Marsh. (Frêne noir)	40	0	66	8	0	0
<i>Juglans cinerea</i> L. (Noyer cendré)	0	0	0	0	0	0
<i>Larix laricina</i> (Du Roi) K.Koch. (Mélèze laricin)	0	0	0	0	0	0
<i>Ostrya virginiana</i> (Mill) K.Koch. (Ostryer de Virginie)	0	0	11	0	2	2
<i>Picea glauca</i> (Moench) Voss (Épinette blanche)	0	1	0	0	0	1
<i>Picea mariana</i> (Miller) BSP. (Épinette noire)	0	0	3	0	1	0
<i>Picea rubens</i> Sarg. (Épinette rouge)	0	1	0	0	0	9
<i>Pinus strobus</i> L. (Pin blanc)	0	0	0	0	0	31
<i>Populus balsamifera</i> L. (Peuplier baumier)	3	1	0	0	0	0
<i>Populus grandidentata</i> Michx. (Peuplier à grandes dents)	0	4	3	3	0	3
<i>Populus tremuloides</i> Michx. (Peuplier faux-tremble)	2	0	6	3	0	5
<i>Populus deltoides</i> W.Bartram. (Peuplier à feuille deltoïde)	1	3	3	0	0	0
<i>Prunus serotina</i> Ehrh. (Cerisier tardif)	17	2	0	14	1	14
<i>Quercus bicolor</i> Willd. (Chêne bicolore)	0	0	0	0	0	0
<i>Quercus rubra</i> L.	0	0	2	0	0	1

(Chêne rouge)						
<i>Salix sp.</i> L. (Saule)	0	0	0	0	0	0
<i>Thuja occidentalis</i> L. (Thuya occidental)	31	7	7	0	0	8
<i>Tilia americana</i> L. (Tilleul d'Amérique)	1	0	0	9	0	0
<i>Tsuga canadensis</i> (L) Carrière. (Pruche du Canada)	0	0	44	0	1	79
<i>Ulmus americana</i> L. (Orme d'Amérique)	0	0	0	0	0	0
<i>Ulmus rubra</i> Muhl. (Orme rouge)	6	0	6	21	2	1
<i>Nombre d'individus</i>	279	132	323	205	62	611

ANNEXE C

**TABLEAU SYNTHÈSE DE LA RÉGÉNÉRATION ARBORESCENTE EN
FONCTION DES ZONES DE RÉCURRENCE D'INONDATION DANS LE
BASSIN DE LA RIVIÈRE SAINT-FRANÇOIS (STF ET MAS)**

Total							
	Min	1er Quartile	Médiane	Moyenne	3e Quartile	Max	Écart-type
Forte	0,10	0,40	0,85	1,41	1,65	10,10	1,87
Intermédiaire	0,10	0,80	1,40	2,54	3,10	14,40	3,26
Extérieur	0,10	0,90	1,60	2,39	3,10	12,67	2,46
S1							
	Min	1er Quartile	Médiane	Moyenne	3e Quartile	Max	Écart-type
Forte	0,00	0,25	0,65	1,20	1,40	10,10	1,81
Intermédiaire	0,00	0,50	1,40	2,35	3,05	13,40	3,10
Extérieur	0,10	0,70	1,60	2,26	3,10	12,67	2,48
S2							
	Min	1er Quartile	Médiane	Moyenne	3e Quartile	Max	Écart-type
Forte	0,00	0,00	0,00	0,11	0,18	0,80	0,19
Intermédiaire	0,00	0,00	0,00	0,09	0,10	0,40	0,14
Extérieur	0,00	0,00	0,00	0,07	0,10	0,70	0,16
G1							
	Min	1er Quartile	Médiane	Moyenne	3e Quartile	Max	Écart-type
Forte	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,10	0,03
Intermédiaire	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,10	0,02
Extérieur	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,10	0,03
G2							
	Min	1er Quartile	Médiane	Moyenne	3e Quartile	Max	Écart-type
Forte	0,00	0,00	0,00	0,10	0,18	0,80	0,18
Intermédiaire	0,00	0,00	0,00	0,08	0,10	0,50	0,16
Extérieur	0,00	0,00	0,00	0,06	0,00	0,70	0,15

ANNEXE D

RÉSUMÉ DES DONNÉES DE DENSITÉ DES ARBRES PAR DATE D'ÉTABLISSEMENT POUR LA PÉRIODE DE 1937 À 2012 DANS LE BASSIN DE LA RIVIÈRE SAINT-FRANÇOIS (STF ET MAS)

	2012	2011-2007	2006-2002	2001-1997	1996-1992	1991-1987	1986-1982	1981-1977
Forte (n = 9)								
Moyenne	0,29	0,82	0,20	0,06	0,01	0,02	0,02	0,04
Maximum	0,70	3,20	0,55	0,20	0,05	0,10	0,10	0,10
Minimum	0,00	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Médiane	0,18	0,40	0,16	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00
Écart-type	0,29	1,04	0,21	0,07	0,02	0,04	0,04	0,05
Intermédiaire (n = 8)								
Moyenne	1,11	0,91	0,36	0,07	0,03	0,02	0,03	0,04
Maximum	3,56	2,89	1,80	0,40	0,17	0,13	0,10	0,22
Minimum	0,00	0,33	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Médiane	0,75	0,53	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Écart-type	1,31	0,86	0,60	0,14	0,06	0,05	0,05	0,08
Forte (n = 9)								
Moyenne	18,53	7,80	0,08	0,05	0,01	0,03	0,00	0,01
Maximum	123,33	66,67	0,20	0,20	0,10	0,10	0,00	0,10
Minimum	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Médiane	0,80	0,14	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Écart-type	40,47	22,08	0,09	0,07	0,03	0,04	0,00	0,03

	1976-1972	1971-1967	1966-1962	1961-1957	1956-1952	1951-1947	1946-1942	1941-1937
Forte (n = 9)								
Moyenne	0,07	0,02	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01
Maximum	0,50	0,10	0,10	0,04	0,00	0,00	0,00	0,10
Minimum	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Médiane	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Écart-type	0,17	0,04	0,03	0,01	0,00	0,00	0,00	0,03
Intermédiaire (n = 8)								
Moyenne	0,00	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Maximum	0,00	0,22	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Minimum	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Médiane	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Écart-type	0,00	0,08	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Forte (n = 9)								
Moyenne	0,01	0,00	0,02	0,07	0,00	0,00	0,02	0,00
Maximum	0,10	0,00	0,13	0,67	0,00	0,00	0,10	0,03
Minimum	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Médiane	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Écart-type	0,03	0,00	0,04	0,22	0,00	0,00	0,04	0,01