



Bilan et modélisation de la séquestration du carbone de forêts nourricières du Québec

par Jérémy Desbiens

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

Québec, Canada

© Jérémy Desbiens, 2023

RÉSUMÉ

Les changements climatiques sont un enjeu mondial prioritaire. L'augmentation de la concentration atmosphérique des gaz à effet de serre, notamment le CO₂, en est responsable. Des causes naturelles ainsi qu'anthropiques peuvent expliquer l'augmentation de la concentration atmosphérique des gaz à effet de serre. Parmi les causes anthropiques se trouve le changement d'affectation des terres. Le changement d'affectation des terres pourrait constituer en la conversion d'une forêt en un espace urbain où des bâtiments y sont construits. Cependant, malgré la construction de bâtiments, l'expansion urbaine laisse fréquemment des terrains vagues, souvent gazonnés, présentant un potentiel pour la séquestration du carbone. Parmi les types d'aménagements pouvant être installés sur ces terrains vagues, les forêts nourricières sont celles qui font l'objet de ce mémoire. Sommairement, les forêts nourricières sont des projets d'agroforesterie urbaine aménagés en îlots comprenant des arbres, des arbustes, des herbacées, des légumes, des couvre-sols et des plantes grimpantes comestibles. Le grand nombre de forêts nourricières au Saguenay-Lac-Saint-Jean représente une opportunité d'établir leur bilan carbone. Ainsi, il a été possible d'établir le bilan du carbone séquestré par la biomasse des arbres, des arbustes et du sol. Il a été aussi possible d'établir le bilan carbone total en plus de modéliser les bilans du carbone séquestré des forêts nourricières sur 100 ans. Pour ce faire, les arbres, les arbustes et le sol de 12 forêts nourricières ont été échantillonnés et des modélisations en utilisant le logiciel MBC-SFC3 ont été réalisées pour chacune d'entre elles. Pour le carbone de la biomasse végétale et le carbone total il a été observé que les plus vieilles forêts nourricières séquestrent davantage de carbone que les terrains vagues gazonnés. Pour le carbone du sol, il a été observé que la plupart des forêts nourricières, surtout en surface, séquestrent davantage de carbone dans le sol que les terrains vagues gazonnés. Cependant, l'ajout de sol riche en carbone lors de la plantation des FN ne permet pas d'obtenir l'apport réel des FN en carbone dans le sol. Les modélisations sur 100 ans montrent que les forêts nourricières ont le potentiel de séquestrer du carbone sur le long terme.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ	ii
TABLE DES MATIÈRES	iii
LISTE DES TABLEAUX	v
LISTE DES FIGURES	vi
LISTE DES ABRÉVIATIONS	vii
REMERCIEMENTS	1
INTRODUCTION	1
1.1 LUTTE AUX CHANGEMENTS CLIMATIQUES ET INITIATIVES	1
1.2 L'AGROFORESTERIE URBAINE	3
1.3 RÔLE DES FORETS NOURRICIERES DANS LA LUTTE AUX CHANGEMENTS CLIMATIQUES	5
OBJECTIFS	9
HYPOTHÈSES	9
MATÉRIEL ET MÉTHODES	10
4.1 DESCRIPTION DES SITES D'ÉTUDES	10
4.2 COMPTABILISATION DU CARBONE DE LA BIOMASSE LIGNEUSE DES ARBRES ET ARBUSTES	11
4.3 COMPTABILISATION DU CARBONE DU SOL	13
4.4 COMPTABILISATION DU CARBONE TOTAL	16
4.5 MODÉLISATION DE L'ÉVOLUTION DES STOCKS DE CARBONE DES FORET NOURRICIERE	17
4.6 ANALYSES STATISTIQUES DES DONNÉES	19
RÉSULTATS	22
5.1 CARBONE DE LA BIOMASSE LIGNEUSE DES ARBRES ET ARBUSTES	22
5.2 CARBONE DU SOL	23
5.3 CARBONE TOTAL	27
5.4 MODÉLISATION DE L'ÉVOLUTION DES STOCKS DE CARBONE DES FORETS NOURRICIERES	28
DISCUSSION	30
6.1 CARBONE DE LA BIOMASSE LIGNEUSE DES ARBRES ET ARBUSTES	30
6.2 CARBONE DU SOL	32
6.3 CARBONE TOTAL	36
6.4 MODÉLISATION DE L'ÉVOLUTION DES STOCKS DE CARBONE DES FORET NOURRICIERE	38
CONCLUSION	42
LISTE DE RÉFÉRENCES	44
ANNEXE 1	51

ANNEXE 2.....	52
ANNEXE 3.....	53
ANNEXE 4.....	54
ANNEXE 5.....	55
ANNEXE 6.....	57
ANNEXE 7.....	58
ANNEXE 8.....	59
ANNEXE 9.....	60
ANNEXE 10.....	61

LISTE DES TABLEAUX

TABLEAU 1 : DESCRIPTION DES FORETS NOURRICIERES A L'ETUDE	11
TABLEAU 2 : ANALYSE DE VARIANCE DES CONTRASTES DE MOYENNE DES MOINDRES CARRES POUR LE CARBONE DE LA BIOMASSE VEGETALE COMPRENANT LES FACTEURS FORET NOURRICIERE (FN) ET ÉTAGE (ARBRE OU ARBUSTES). LES PROB. >F EN GRAS ET ITALIQUE SONT $P<0,05$ ET AINSI SIGNIFICATIF	22
TABLEAU 3 : ANALYSE DE VARIANCE ANOVA POUR LE CARBONE SOL COMPRENANT LES FACTEURS FN (LES DIFFERENTES FN) ET AMENAGEMENT (FN OU TERRAINS GAZONNES AVOISINANTS). LES PROB. >F EN GRAS ET ITALIQUE SONT $P<0,05$ ET DONC SIGNIFICATIF	25
TABLEAU 4 : ANALYSE DE VARIANCE ANOVA POUR LE CARBONE DU SOL RELATIF COMPRENANT LES FACTEURS FN ET PROFONDEUR DU SOL (0-10 ; 10-20 ; 20-30)....	25
TABLEAU 5 : CARBONE SEQUESTRE RELATIF AUX ECHANTILLONS TEMOINS (TERRAINS GAZONNES AVOISINANTS) (%) SELON LES DIFFERENTES PROFONDEURS DE SOL DES FORETS NOURRICIERES	26
TABLEAU 6 : ANALYSE DE VARIANCE ANOVA POUR LE CARBONE TOTAL COMPRENANT LES FACTEURS FN (LES DIFFERENTES FN) ET AMENAGEMENT (FN OU T). LES PROB. >F EN GRAS ET ITALIQUE SONT $P<0,05$ ET AINSI SIGNIFICATIF	27

LISTE DES FIGURES

- FIGURE 1 : CARTE DE LA DISTRIBUTION AU QUEBEC DES DIFFERENTES FORETS NOURRICIERES INCLUSES DANS LA RECHERCHE. 10
- FIGURE 2 : REPRESENTATION DES MESURES EFFECTUEES SUR L'ENSEMBLE DES ARBRES, ARBRISSEAUX ET ARBUSTES DES 12 FN DE L'ETUDE..... 13
- FIGURE 3 : DISPOSITION DES ECHANTILLONS DE SOLS DANS LES FN ET LES SCENARIOS DE REFERENCE (A) ET DISPOSITION DES FRACTIONS DE SOL RECOLTEES POUR CHACUN DES ECHANTILLONS (B) 16
- FIGURE 4 : REPRESENTATION DE LA MESURE DE LA SURFACE CONSIDEREE POUR CHAQUE FN..... 19
- FIGURE 5 : CARBONE SEQUESTRE (TC HA⁻¹) DANS LA BIOMASSE DES ARBRES (BLEU) ET DES ARBUSTES (ROUGE) DES DIFFERENTES FORETS NOURRICIERES. LES ETOILES REPRESENTENT UNE DIFFERENCE SIGNIFICATIVE ENTRE LA SEQUESTRATION DU CARBONE DE LA BIOMASSE VEGETALE DES ARBRES ET DES ARBUSTES SELON LE TEST DE CONTRASTE DE MOYENNE (ANNEXE 7). CEUX PRESENTANT LE SIGNE NS SONT NON SIGNIFICATIVEMENT DIFFERENTS ENTRE LA SEQUESTRATION DU CARBONE DE LA BIOMASSE VEGETALE DES ARBRES ET DES ARBUSTES SELON LE TEST DE CONTRASTE DE MOYENNE. 23
- FIGURE 6 : CARBONE SEQUESTRE (TC HA⁻¹) SELON LA PROFONDEUR DE SOL (0-10 CM EN NOIR, 10-20 CM EN GRIS ET 20-30 CM EN GRIS PALE) DES FN (FN) ET DES TERRAINS GAZONNES (T) DE L'ENSEMBLE DES FN. LES ETOILES REPRESENTENT DES RESULTATS DE SEQUESTRATION DU CARBONE DU SOL QUI SONT SIGNIFICATIVEMENT DIFFERENTS ENTRE LES ILOTS DE FN ET LES TEMOINS POUR UNE PROFONDEUR DONNEE SELON LE TEST DE CONTRASTE DE MOYENNE (ANNEXE 8)..... 25
- FIGURE 7 : CARBONE TOTAL SEQUESTRE (TC HA⁻¹) DES ILOTS DE FN (GRIS FONCE) ET DES TERRAINS GAZONNES (TEMOINS) (GRIS PALE) DE L'ENSEMBLE DES FN. LES RESULTATS COMPORTANT UNE ETOILE ONT DES RESULTATS DE SEQUESTRATION DU CARBONE TOTAL SIGNIFICATIVEMENT DIFFERENTS ENTRE LES ILOTS DE FN ET LES TEMOINS SELON LE TEST DE CONTRASTE DE MOYENNE (ANNEXE 9). CEUX PRESENTANT LE SIGNE NS SONT NON SIGNIFICATIVEMENT DIFFERENTS ENTRE LES ILOTS DE FN ET LES TEMOINS SELON LE TEST DE CONTRASTE DE MOYENNE..... 28
- FIGURE 8 : MODELISATION DES STOCKS DE CARBONE NETS (BILAN DU CARBONE) (TC HA⁻¹) DE LA BIOMASSE VEGETALE (POINTS GRIS FONCE), DU TOTAL DU TERRITOIRE (POINTS NOIRS) ET DE LA MOM (POINTS GRIS PALE) DES 12 FN SUR 100 ANS AINSI QUE LES MESURES DU CARBONE DE LA BIOMASSE (POINTS ROUGES) ET DU SOL (POINTS BLEUS). 29

LISTE DES ABRÉVIATIONS

C	Carbone
CC	Changements climatiques
CCNUCC	Convention Cadre des Nations Unies sur les Changements Climatiques
DA	Densité apparente
Fig	Figure
FN	Forêts nourricières
GES	Gaz à effet de serre
MO	Matière organique
MOM	Matière organique morte
PFNL	Produits forestiers non ligneux
SR	Scénario de référence
Tab	Tableau
T	Témoin

REMERCIEMENTS

J'aimerais, en premier temps, remercier mon directeur Jean-François Boucher pour son soutien, sa compréhension, sa disponibilité ainsi que son enthousiasme tout au long de ce projet de maîtrise. J'aimerais aussi remercier mon co-directeur, Maxime Paré pour son appui au projet ainsi que son esprit critique qui a permis de remettre un travail de qualité. J'aimerais remercier l'organisme Eurêko! et le MEI. Aussi, monsieur Gilles-Charles Clermont des serres de Clara, monsieur Stefan Sobkowiak de la miracle farm ainsi que monsieur Jean-François Lévesque des jardins de l'écoumène pour l'accès à leurs forêts nourricières respectives. Un grand merci à Stephan Kull et Werner Kurz du Service canadien des forêts pour leur soutien à la phase de modélisation du projet. J'aimerais aussi remercier toute l'équipe de recherche qui a travaillé sous le soleil, la pluie, le vent, merci, Caroline Gaudreault, Gabrielle Filiatrault et Marie Dubreuil. Merci à Pascal Tremblay, Claire Fournier et Mireille Boulianne pour leur assistance, mais surtout pour leur gentillesse et leurs encouragements.

Un grand merci à ma famille, Juliette, Jolianne, Josée, Joan et Josiane qui m'ont soutenu dans les moments difficiles. Merci aussi à la gang de maîtrise Pénélope, Stéphanie et William. Je tiens aussi à remercier l'ensemble des Roadrunners.

INTRODUCTION

1.1 LUTTE AUX CHANGEMENTS CLIMATIQUES ET INITIATIVES

Les changements climatiques (CC) sont un enjeu mondial maintenant considérés comme prioritaire par plusieurs pays (GIEC 2018). Les CC d'origine anthropique sont principalement causés par l'augmentation de la concentration des gaz à effet de serre (GES), notamment le CO₂, dans l'atmosphère (Myhre *et al.* 2013). L'augmentation de la concentration atmosphérique des GES provient tant de causes naturelles qu'anthropiques. Les causes naturelles d'augmentation de GES comprennent, par exemple, l'activité volcanique (Bush *et al.* 2019). Bien qu'elles participent à l'augmentation de la concentration atmosphérique des GES, les causes naturelles ne sont pas les principales responsables des CC puisqu'au cours du dernier siècle leurs impacts sur les tendances climatiques sont 50 fois plus faibles que les causes anthropiques (Bush *et al.* 2019). Les causes anthropiques d'augmentation de GES comprennent essentiellement l'utilisation des combustibles fossiles, les émissions de procédés industriels et le changement d'affectation des terres (Bush *et al.* 2019). Comme mentionné précédemment, ceux-ci sont les principaux responsables de l'augmentation de la concentration de CO₂ qui atteint maintenant 415 ppm (Scripps institution of oceanography 2020).

Parmi les causes anthropiques d'augmentation de GES atmosphérique, le changement d'affectation des terres attire particulièrement l'attention des scientifiques et des décideurs puisqu'il laisse des traces visibles sur les territoires (Dockerty *et al.* 2005). Le changement d'affectation des terres constitue un changement dans l'utilisation du territoire ; la conversion d'une forêt vers un champ pour l'agriculture par exemple (Watson *et al.* 2000). Le changement d'affectation des terres peut devenir une source d'émissions de GES en raison de la perte des puits de carbone (retrait de la biomasse végétale prélevant du CO₂ de l'atmosphère par la photosynthèse) et de la décomposition microbienne de la matière organique (MO) dans les sols (Watson *et al.* 2000). Plusieurs raisons peuvent pousser une population à modifier un territoire jouant le rôle de puits de carbone, comme une forêt par

exemple, en territoire émetteur net de carbone. Parmi ceux-ci se trouvent : l'agriculture, l'industrie et l'urbanisation qui permettent aux populations de se nourrir, de se loger, etc. (Watson *et al.* 2000).

L'expansion urbaine est responsable d'environ 2 à 10% du changement d'affectation des terres forestières à l'échelle mondiale (FAO 2016). Or, lors de la déforestation, la population urbaine occupe la majorité de l'espace, mais laisse certains espaces vagues ayant un potentiel de séquestration accru de carbone (C) qui pourrait être maximisé. Ces espaces non utilisés, souvent simplement gazonnés, représentent une opportunité de reboisement et donc de création de puits de carbone en y augmentant la densité de la végétation (Ussiri et Lal 2007). Cette méthode de captation du carbone par le boisement et reboisement est reconnue par la Convention Cadre des Nations Unies sur les Changements Climatiques (CCNUCC) pour contribuer aux efforts de diminution des GES atmosphériques (Environnement et Changement climatique Canada 2019). De plus, les arbres en milieux urbains ont d'autres avantages sociaux (culturel et social), esthétiques (amélioration de l'encadrement visuel), écologiques (gestion de l'eau, des vents, de la chaleur, de l'érosion des sols, biodiversité) et économiques (tourisme et valeur des propriétés) (Tyrvaïnen *et al.* 2005; Shukla *et al.* 2019). C'est dans cette optique que plusieurs initiatives ont vu le jour dans de nombreuses villes, afin d'ajouter des arbres à des terrains vagues gazonnés qui n'avaient pas ou peu d'utilités (Kowalski et Conway 2018; Climate action planning 2019). Il peut s'agir par exemple de parcs boisés, d'arboretums, d'agroforesterie urbaine ou de rangées d'arbres en bordure de routes, pour ne nommer que ceux-ci.

Grâce aux initiatives déjà existantes, plusieurs études scientifiques ont pu démontrer qu'il est possible de stocker du carbone par la plantation d'arbres sur des terrains gazonnés en milieu urbain ou dans des systèmes agroforestiers. L'étude Weissert *et al.* (2014), qui synthétise plusieurs articles scientifiques sur le boisement en milieu urbain, a calculé que les espaces boisés urbains peuvent stocker entre 2 et 115 tonnes de carbone par hectare (t C ha-

1). Pour ce qui est de l'agroforesterie, Schroeder (1994) a montré que les systèmes agroforestiers peuvent séquestrer entre 9 et 63 tonnes de carbone par hectare ($t\ C\ ha^{-1}$), alors que Chaturvedi *et al.* (2016) suggèrent qu'ils pourraient séquestrer jusqu'à 119 tonnes de carbone par hectare ($t\ C\ ha^{-1}$). Sans pour autant porter concrètement sur l'agroforesterie urbaine, ces trois études suggèrent que le principe de séquestration par le boisement sur des terrains vagues pourrait s'appliquer en milieux urbains et que l'agroforesterie pourrait constituer une solution en ce sens, surtout en comparaison à des terrains gazonnés où les taux de séquestration du C sont généralement très faibles (Kong *et al.* 2014). De plus, les terrains vagues en milieux urbains couvrent jusqu'à environ 5% du territoire des villes, selon des études réalisées aux États-Unis ainsi qu'en Angleterre (Robinson et Lundholm 2012). En se fiant à ces estimations, du total de 116 500 hectares du territoire de la ville de Saguenay (Ville de Saguenay 2018), près de 6 000 hectares seraient des terrains non utilisés et potentiellement disponibles pour des projets de boisement de type agroforestier.

1.2 L'AGROFORESTERIE URBAINE

Comme mentionné précédemment, des études ont déjà montré que les systèmes agroforestiers peuvent séquestrer du carbone (Schroeder 1994; Nair *et al.* 2009; Stavi et Lal 2013; Chaturvedi *et al.* 2016). Cependant, pour bien comprendre comment ils pourraient séquestrer du C en milieu urbain, il est important de présenter comment se dépeint l'agroforesterie urbaine. Au Québec, l'agroforesterie est une forme d'exploitation des terres qui combine la foresterie et l'agriculture. Plus particulièrement, De Baets *et al.* (2007) le définit comme « *un système intégré de gestion des ressources du territoire rural qui repose sur l'association intentionnelle d'arbres ou d'arbustes à des cultures ou à des élevages et dont l'interaction permet de générer des bénéfices économiques, environnementaux et sociaux* ». L'agroforesterie permet de retirer deux types de produits différents ; les produits ligneux issus de la structure ligneuse des arbres et qui sont destinés aux produits du bois, d'une part, et les produits forestiers non ligneux (PFNL) qui ne sont pas issus de la structure ligneuse des arbres et qui sont destinés aux secteurs alimentaire ou manufacturier d'autre part. (De Baets *et al.* 2007). Il est aussi possible d'identifier deux grands types d'exploitation agroforestière.

Premièrement, les systèmes agroforestiers qui offrent des services écologiques et qui n'offrent pas nécessairement de produits ligneux ou de PFNL, via une diminution du vent par des haies brises vents par exemple (De Baets *et al.* 2007; Smith *et al.* 2014). Deuxièmement, les systèmes agroforestiers productifs qui sont des systèmes agroforestiers qui ont pour objectif la production de produits ligneux ou de PFNL (De Baets *et al.* 2007; Smith *et al.* 2014).

Pour ce qui est de l'agroforesterie urbaine, il s'agit de systèmes agroforestiers en milieu urbain ou péri urbain (Russo *et al.* 2017). Ils sont généralement installés sur des terrains vagues dans les villes et villages à proximité des communautés urbaines. Malgré de nombreuses similarités avec l'agriculture traditionnelle, l'agroforesterie urbaine se distingue par son utilisation des plantes pérennes comme des arbres ainsi que des arbustes dans l'aménagement (Clark et Nicholas 2013). Ils offrent plusieurs services écologiques tels qu'une diminution des îlots de chaleur urbaine, une diminution d'utilisation d'énergie, une diversification du paysage, des habitats pour certains animaux et plusieurs autres services écologiques (Ackerman *et al.* 2014; Lee *et al.* 2015). L'agroforesterie urbaine peut prendre plusieurs formes telles que des aménagements comestibles, des jardins communautaires ou collectifs, des jardins botaniques, des toits verts, des parcs, des fermes urbaines et des forêts nourricières (FN) (Russo *et al.* 2017).

Il existe plusieurs définitions d'une FN (Park *et al.* 2018). Cependant, les FN partagent généralement certaines caractéristiques qui permettent de les classer comme projet d'agroforesterie urbaine; ce sont des territoires urbains aménagés en îlots qui offrent des PFNL et ligneux consommables pour l'humain (Kowalski et Conway 2018). Plus concrètement, dans chacune des FN, des arbres, des arbrisseaux, des arbustes, des herbacées, des légumes, des couvre-sols et des plantes grimpantes comestibles y sont plantés (annexe 2 pour quelques photos) (Jacke et Toensmeier 2005; Hoalst-Pullen 2019). Les FN sont généralement installées sur des terrains urbains gazonnés, ces derniers constituent des territoires non optimisés en termes de séquestration du carbone. Contrairement à d'autres modalités d'agriculture urbaine,

tels que les jardins communautaires, l'aménagement des FN vise normalement à minimiser l'entretien, comme le désherbage et la taille des plants, et à maximiser les interactions bénéfiques entre les plantes (Park et Higgs 2018; Stoltz et Schaffer 2018). Grâce à l'organisme Eurêko!, plusieurs forêts nourricières ont été installées sur le territoire du Saguenay Lac-Saint-Jean (SLSJ) pendant les 6 dernières années (EURÉKO! 2020). En effet, au total il existe 32 FN au Québec dont 17 se trouvent au SLSJ (annexe 1).

1.3 RÔLE DES FORETS NOURRICIERES DANS LA LUTTE AUX CHANGEMENTS CLIMATIQUES

L'agroforesterie urbaine, dont font partie les FN, présente un potentiel pour la lutte aux CC, et ce, tant sur le plan de l'atténuation que de l'adaptation aux CC (Schoeneberger *et al.* 2012). Ces atténuations et adaptations potentielles pourraient s'appliquer à la réalité du Québec, ainsi que celles du Saguenay-Lac-Saint-Jean (SLSJ). Les FN offrent plusieurs opportunités d'adaptation aux CC en réduisant la vulnérabilité des communautés urbaines aux CC. Pour commencer, les FN favorisent une meilleure sécurité alimentaire aux communautés en fournissant des fruits et des légumes (Schoeneberger *et al.* 2012; Lehmann *et al.* 2019). Aussi, les systèmes agroforestiers, comme les FN, produisent un microclimat qui permet de réduire l'impact des événements extrêmes de températures et de maintenir une bonne qualité d'air dans les villes (Schoeneberger *et al.* 2012; Lehmann *et al.* 2019). Les FN pourraient fournir, à l'image des forêts urbaines, une plus grande diversité d'habitat, de structures et de fonctions variées. Elles pourraient aussi permettre un meilleur support que les terrains gazonnés aux organismes tels que les pollinisateurs et la microfaune (Schoeneberger *et al.* 2012; Endreny *et al.* 2017; Yuan *et al.* 2020). Les mesures d'atténuation des CC comprennent surtout les opportunités d'absorption du CO₂ par les arbres et arbustes présents dans l'aménagement (Smith *et al.* 2014). Plus précisément, il est possible de séquestrer du carbone à moyen terme dans la biomasse végétale des arbres et arbustes, dans la tige, les branches et les racines ainsi que dans le sol, et ce, d'une manière accrue comparativement à un terrain gazonné (Schoeneberger *et al.* 2012).

Les végétaux séquestrent du C dans leurs tissus par l'absorption de CO₂, un GES, de l'atmosphère. À l'aide du CO₂, d'eau (H₂O) et d'énergie lumineuse, les végétaux produisent principalement de l'oxygène (O₂) ainsi que du glucose (C₆H₁₂O₆) par photosynthèse (Taiz *et al.* 2015). Alors que l'oxygène est libéré dans l'atmosphère, le glucose peut être utilisé comme source d'énergie dans la respiration cellulaire ou comme molécule de base dans la structure des tissus des végétaux (Larcher 2003; Taiz *et al.* 2015). C'est lorsque le glucose est utilisé comme molécule de base dans la structure des tissus, particulièrement les tissus des végétaux lignifiés (arbres et arbustes), que le carbone tiré de l'atmosphère est séquestré à plus long terme (Larcher 2003). En effet, les tissus de la tige, de l'écorce, des branches, du feuillage ainsi que des racines sont composés principalement de carbone issu de la photosynthèse (Boudewyn *et al.* 2007). Évidemment, la durée de la séquestration (temps avant la décomposition) est variable selon le tissu et ceux lignifiés sont normalement plus durables puisqu'il s'agit de végétaux pluriannuels (Boudewyn *et al.* 2007; Kurz *et al.* 2013). Les tissus non lignifiés, comme les feuilles, sont moins durables puisqu'ils tombent au sol et se décomposent plus rapidement (Taiz *et al.* 2015).

La séquestration de C dans les sols s'ajoute aux services écologiques favorables dans la lutte aux CC occasionnés par l'implantation de FN en milieu urbain. En effet, l'ajout d'arbres et arbustes (i.e d'une FN) a un effet bénéfique sur la quantité de C présente dans le sol (Negash et Kanninen 2015). Cela est en raison de l'apport de matériel organique des végétaux vers le sol, comme les feuilles mortes, les racines mortes et les exsudats des racines (Hu *et al.* 2016). Le C du sol peut se subdiviser en trois types selon son âge et son potentiel de décomposition. Le carbone labile provient de MO récente et il se décompose rapidement (Balesdent *et al.* 2000; Lal et Augustin 2012). Le C passif du sol provient de MO plus vieille et est moins susceptible de se faire décomposer puisqu'il est stabilisé dans des agrégats de sol moins en surface (Balesdent *et al.* 2000; Lal et Augustin 2012). Pour sa part, le C intermédiaire du sol est médian (en comparaison au C labile et passif) en termes d'âge de MO et de

décomposition (Balesdent *et al.* 2000; Lal et Augustin 2012). Le sol peut stabiliser du carbone de quatre façons différentes. Premièrement, il est possible que la matière organique soit adsorbée sur les surfaces minérales (Nezhad 2019). Ensuite, des complexes composés de matière organique (MO) et de métaux peuvent se créer et stabiliser le carbone par des occlusions de MO à des agrégats de sol minéral (Nezhad 2019). Finalement, par la stabilisation du carbone par la glycoprotéine appelée glomaline (Wright et Upadhyaya 1999; Gispert *et al.* 2018). De plus, le carbone séquestré dans le sol se trouve principalement sous forme de carbone organique et dans les 15 premiers centimètres du sol (Nelson et Sommers 1982). La quantité de C entre les différents types de sols et entre les différents horizons de sol est variable en raison des variations de propriétés physico-chimiques du sol. En effet, ces propriétés physico-chimiques exercent une influence sur l'activité de décomposition des microorganismes du sol et, donc, sur la taille du réservoir de carbone du sol (Nezhad 2019).

En plus du potentiel de réduction des GES dans l'atmosphère en captant du carbone dans leur biomasse végétale et dans le sol (Kowalski et Conway 2018), les FN sont des aménagements qui favorisent le maintien de plusieurs autres services écosystémiques favorables dans la lutte aux CC (Endreny *et al.* 2017; Yuan *et al.* 2020). Elles peuvent notamment diminuer les coûts d'entretien et augmenter la biodiversité, comparativement aux terrains gazonnés (Stoltz et Schaffer 2018), en plus de produire des fruits et légumes à proximité des populations urbaines (Lehmann *et al.* 2019). Les arbres en milieux urbains peuvent aussi faciliter la régulation du cycle de l'eau, diminuer les îlots de chaleurs urbains, produire de l'oxygène, contrôler l'érosion et améliorer l'encadrement visuel (Giguère 2009; Clark et Nicholas 2013; Simard *et al.* 2019). Les FN sont aussi reconnues pour avoir des bénéfices humains non négligeables. Les FN peuvent notamment améliorer la sécurité alimentaire des communautés urbaines (Clark et Nicholas 2013). Celles-ci peuvent aussi avoir des effets bénéfiques sur la santé mentale de la population urbaine en permettant une connexion à la nature à proximité (Riolo 2018).

Cependant, certains enjeux sont à prendre en compte pour l'implantation de FN, en particulier les aspects humains, sociaux, naturels et institutionnels (Smith *et al.* 2014). Sur les plans humain et social, des contraintes telles que l'augmentation et la migration de la population, les traditions des Premières Nations, les valeurs culturelles et la capacité d'organisation (Smith *et al.* 2014) peuvent être des obstacles à l'organisation de projets d'agroforesterie urbaine et d'accès au territoire. Pour les aspects naturels, des contraintes comme la disponibilité des ressources naturelles, le bilan des GES, l'intégrité des écosystèmes, la biodiversité et la conservation des services écologiques (Smith *et al.* 2014) peuvent empêcher des projets d'agroforesterie urbaine. Finalement, les aspects institutionnels sont importants en raison des contraintes telles que l'accessibilité des terres, le processus de décision, les politiques, l'investissement en recherche et l'organisation sociale qu'ils peuvent entraîner (Smith *et al.* 2014). C'est en raison de ces nombreux enjeux qu'il est important d'étudier les FN, de manière à réduire les barrières occasionnées par les enjeux propres aux FN ou à en augmenter les avantages.

S'il est acquis que les FN offrent l'avantage de favoriser plusieurs services écosystémiques, comparativement à des terrains vagues simplement gazonnés, il reste que le bilan des FN en termes de séquestration de carbone n'est pas encore documenté. Il n'existe ainsi pas d'évaluation de l'influence des différents types d'aménagement possible de FN pouvant, ou pas, favoriser la séquestration de carbone, par rapport au cours normal des affaires (généralement des terrains gazonnés). Il est donc présentement difficile de déterminer la pertinence de leur implantation au Québec dans un contexte de lutte aux CC.

OBJECTIFS

Le but principal de cette étude est d'établir le portrait présent de séquestration du C des FN au Québec, ainsi que d'estimer le potentiel à moyen et long terme des FN pour la séquestration du carbone. Les objectifs spécifiques du projet sont :

1. Établir le bilan du carbone séquestré dans la biomasse végétale (arbres et arbustes) et dans le sol des forêts nourricières de la région du SLSJ et du sud du Québec et de le comparer au scénario de référence représenté par un terrain gazonné.
2. Modéliser le stock net (bilan) du carbone total séquestré par les forêts nourricières sur 100 ans.

HYPOTHÈSES

La recherche présentée teste les hypothèses suivantes sur 10 FN se trouvant au Saguenay Lac-Saint-Jean et 2 FN se trouvant au sud du Québec :

1. Les FN à l'étude présentent une plus grande quantité de carbone séquestré dans la biomasse végétale (arbres et arbustes) et dans les sols, en comparaison au scénario de référence représenté par des terrains gazonnés adjacents ;
2. Les FN à l'étude présentent un potentiel significatif de séquestration du carbone à long terme (sur 100 ans, tel que simulé par le modèle MBC-SFC3), comparable à la séquestration du carbone que présentent d'autres systèmes agroforestiers (plantation urbaine ou systèmes agroforestiers).

MATÉRIEL ET MÉTHODES

4.1 DESCRIPTION DES SITES D'ÉTUDES

L'étude qui suit s'est déroulée à l'intérieur de différentes FN du Québec. Plus particulièrement, les FN sélectionnées se trouvaient dans la région du SLSJ (10) et au sud du Québec (2) (Fig. 1). Il s'agissait de FN âgées de 1 à 12 ans. Les FN de l'étude se trouvant au SLSJ sont toutes du domaine public et ont été implantées par l'organisation Eurêko! (Annexe 1). Pour leur part, les FN du sud du Québec sont toutes du domaine privé. L'ensemble des FN du Saguenay-Lac-Saint-Jean et la FN de Saint-Jérôme ont été implantées selon un modèle semblable (modèle de la ressource *design écologique*) d'implantation d'îlots incluant l'ajout d'une quantité variable de terre noire au sol, d'une couche de copeaux de bois, d'arbres, d'arbrisseaux, d'arbustes et d'herbacées comestibles (Design Écologique 2017). Pour sa part, la FN de Saint-Anicet est un verger de pommiers où des arbustes, des arbrisseaux et des herbacés comestibles ont été ajoutés en sous-étages. La FN de Saint-Anicet est aussi la seule comportant un géotextile au sol pour limiter la croissance des herbacés indésirables pour le producteur. D'autres caractéristiques des FN sont disponibles dans le tableau 1. Des photos de l'aménagement des FN et un exemple d'aménagement d'îlot sont disponibles à l'annexe 2 et 3.

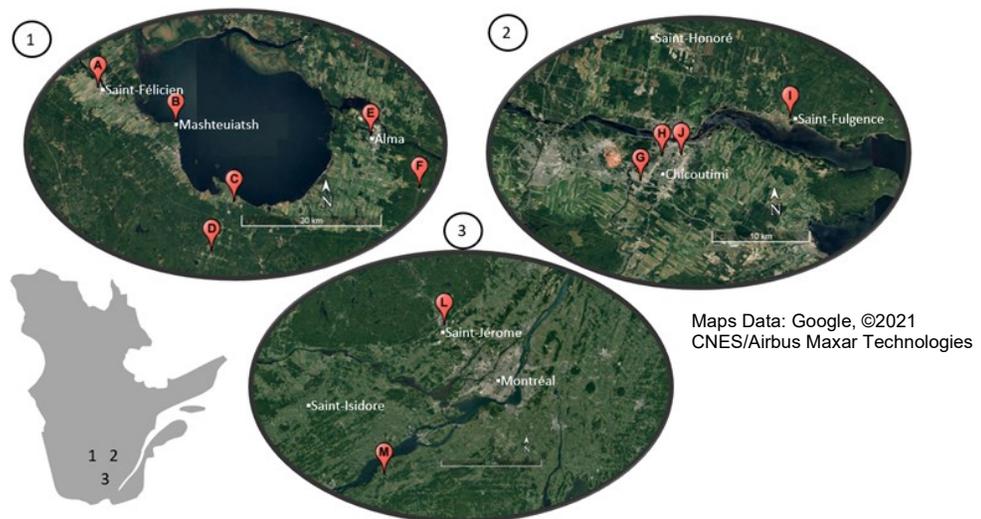


Figure 1 : Carte de la distribution au Québec des différentes forêts nourricières incluses dans la recherche.

TABLEAU 1 : Description des forêts nourricières à l'étude

Forêt nourricière	Année implantation	Historique du territoire	ID Fig. 1	Densité arbres (arbres *m ⁻²)	Densité arbustes (arbustes *m ⁻²)	Superficie (m ²) totale aménagée	Coordonnées Géographiques
Chambord	2018	Remplissage ¹	C	0.081	0.727	981	48°25'43"N ; 72° 3'50"O
Alma	2018	Remplissage ¹	E	0.059	0.372	206	48°33'7"N ; 71°39'46"O
Chicoutimi (UQAC)	2018	Remblais ²	J	0.041	0.468	1598	48°25'6"N ; 71° 3'20"O
Saint-Félicien	2017	Remplissage ¹	A	0.046	0.278	1575	48°39'3"N ; 72°27'30"O
Chicoutimi (industriel)	2017	Remplissage ¹	G	0.023	0.735	514	48°23'44"N ; 71° 6'45"O
Mashteuiatsh	2016	Remplissage ¹	B	0.036	0.191	626	48°34'47"N ; 72°13'55"O
Saint-François-de-Sales	2016	Remplissage ¹	D	0.117	0.37	1100	48°20'3"N ; 72° 7'52"O
Saint-Fulgence	2016	Remplissage ¹	I	0.082	0.346	422	48°26'58"N ; 70°54'8"O
Larouche	2015	Varié	F	0.203	0.658	652	48°26'51"N ; 71°31'26"O
Chicoutimi (Saint-Paul)	2015	Remplissage ¹	H	0.04	0.527	789	48°25'3"N ; 71° 4'55"O
Saint-Jérôme	2009	Friche	L	0.212	0.603	809	45°45'27"N ; 73°59'29"O
Saint-Anicet	2007	Verger	M	0.23	0.262	872	45° 5'19"N ; 74°22'0"O

1 : Terrain nivelé à l'aide de sables de remplissage ; 2 : Terrain nivelé à l'aide de sables, de rebuts, de talus, etc.

4.2 COMPTABILISATION DU CARBONE DE LA BIOMASSE LIGNEUSE DES ARBRES ET ARBUSTES

Pour obtenir le bilan du carbone de la biomasse végétale des FN à l'étude, il a été nécessaire d'obtenir la quantité de carbone contenue dans la végétation des FN, de même que pour la végétation du scénario de référence. Le scénario de référence choisi dans le cadre de l'étude est un terrain gazonné par FN, adjacent à celle-ci (type de terrain d'ailleurs sur lequel la plupart des FN de l'étude ont été établis). De sorte que le bilan du carbone séquestré de la biomasse dans le cas d'une FN s'exprime comme suit :

$$(1) \Delta C = \text{masse de } C \text{ de la biomasse végétale de FN} - \text{masse de } C \text{ de la biomasse végétale du SR}$$

Où : ΔC = Bilan carbone ; C = Carbone ; FN = Forêt nourricière ; SR = Scénario de référence

Le carbone séquestré dans les végétaux se trouve essentiellement dans la tige, les racines, les branches et les feuilles des arbres, arbrisseaux et arbustes plantés dans les FN. La biomasse des végétaux a été obtenue grâce à une relation allométrique (équations mathématiques) qui relie la hauteur et/ou le diamètre de la tige des plantes à leur masse sèche (Ahmad Dar et Sundarapandian 2015). Ainsi, pour obtenir la masse sèche il a été nécessaire de mesurer la longueur de la tige principale, le diamètre à la première racine (DSH), le diamètre à hauteur de poitrine (DBH), le diamètre à 15 cm (D15), ainsi qu'identifier l'ensemble des arbres et arbustes qui se trouvent dans les 12 FN choisies pour l'étude (Fig. 2). Pour ce qui est des herbacés, ceux-ci n'ont pas été pris en compte pendant l'étude tant pour les FN que pour les scénarios de références (incluant le gazon) puisque leur contribution au carbone séquestré est à la fois négligeable en quantité et en longévité (Lehmann *et al.* 2019) en comparaison aux arbres, arbrisseaux et arbustes. Conséquemment, la quantité de carbone de la biomasse végétale du SR est considérée d'emblée à 0. Par la suite, il a été possible d'obtenir la masse sèche de chaque individu à l'aide des équations allométriques associées à l'essence (annexe 4 et 5). L'ensemble des masses sèches des végétaux de chaque îlot de FN ont été ensuite additionnées et divisées par la surface de chaque îlot. Finalement, afin de rapporter cette masse sèche en quantité de carbone il a été nécessaire de multiplier par 0.5 la masse sèche estimée par les différentes équations, tel que recommandé pour toute espèce ligneuse (Penman *et al.* 2003; Boucher *et al.* 2019). Les équations utilisées pour quantifier le carbone de la biomasse (arbres et arbustes) des FN sont disponibles à l'annexe 4 pour les individus de moins de deux mètres et l'annexe 5 pour les individus de plus de 2 mètres.

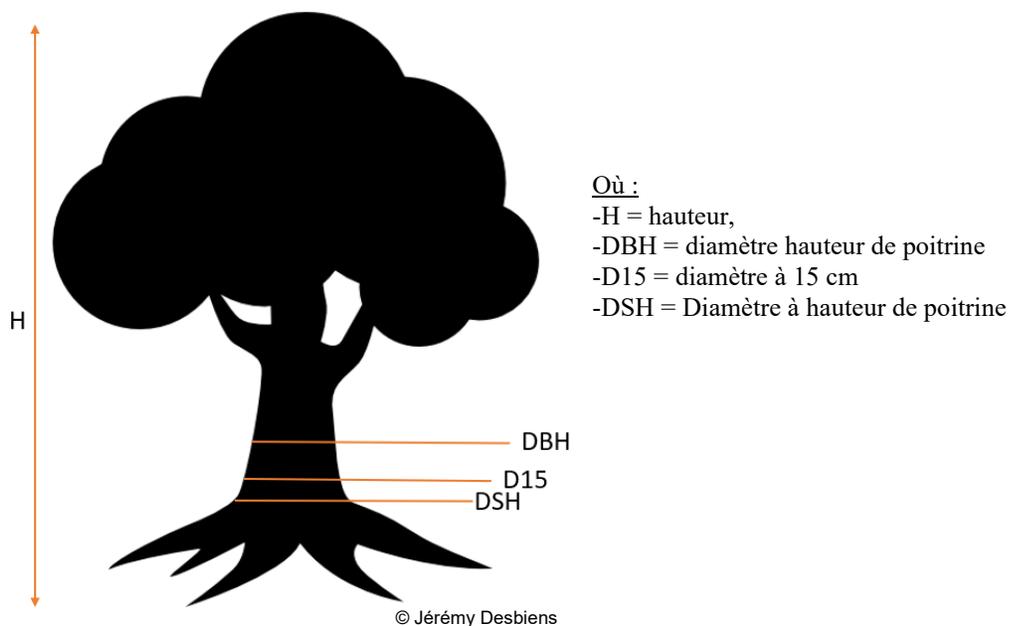


Figure 2 : Représentation des mesures effectuées sur l'ensemble des arbres, arbrisseaux et arbustes des 12 FN de l'étude.

4.3 COMPTABILISATION DU CARBONE DU SOL

Pour obtenir le bilan carbone du sol des FN à l'étude, il a été nécessaire d'obtenir la quantité de carbone contenu dans le sol des FN, de même que pour le sol du scénario de référence. Le scénario de référence choisi dans le cadre de l'étude est un terrain gazonné par FN, adjacent à celle-ci (type de terrain d'ailleurs sur lequel la plupart des FN de l'étude ont été établis). De sorte que le bilan du carbone séquestré du sol dans le cas d'une FN s'exprime comme suit :

$$(2) \Delta C = \text{masse de } C \text{ du sol de FN} - \text{masse de } C \text{ du sol du SR}$$

Où : ΔC = Bilan carbone ; C = Carbone ; FN = Forêt nourricière ; SR = Scénario de référence

Le carbone séquestré dans le sol est concentré dans l'humus et le sol minéral (Nezhad 2019). La quantité de carbone dans le sol des FN et les terrains gazonnés a été obtenue grâce à des échantillons récoltés dans chacune des FN à l'étude, incluant leur scénario de référence respectif, en l'occurrence les terrains gazonnés adjacents aux îlots de FN. Les échantillons ont été prélevés systématiquement comme suit : deux échantillons prélevés à égale distance du

centre de chaque îlot (distance variable en fonction de la taille de chaque îlot) dans maximum de 4 îlots de FN choisis au hasard ; deux échantillons du scénario de référence par FN (peu importe le nombre d'îlots) ont été prélevés sur le terrain gazonné environnant à une distance de 4 m des îlots et 2 m l'un de l'autre (Fig. 3). Les échantillons du scénario de référence ont été disposés à 4 mètres des FN puisque les racines d'arbres fruitiers peuvent atteindre un rayon maximal d'environ 3 mètres (Farrar-Laird 1937). Pour chacun des points d'échantillonnage, un échantillon dans un cylindre de 8 cm de diamètre de la fraction organique a été récolté. Par la suite, dans un cylindre de 8 cm de diamètre ($379,62 \text{ cm}^3$), trois fractions de sol minéral ont été récoltées à différentes profondeurs sous la matière organique (0-7,5 cm ; 7,5-15 cm; 15 à 22,5 cm) (Fig. 3). À noter que les copeaux (et la litière) n'ont pas été récoltés lors de l'échantillonnage des sols dans les îlots de FN. Leurs contributions directes au carbone des sols des FN ne sont donc pas comptabilisées. Dans les 12 FN, un total de 500 échantillons de sol ont été récoltés. Les échantillons ont été placés au congélateur rapidement après la récolte, afin de les conserver jusqu'au traitement en laboratoire. Pour obtenir la quantité de carbone du sol, la méthode par perte au feu a été utilisée (Nelson et Sommers 1983). Premièrement, il a été nécessaire de préparer les échantillons et d'obtenir leur densité apparente (DA). Lors de la préparation et la détermination de la densité apparente, les échantillons ont été placés dans une étuve à 65°C pendant 48-72h, afin d'obtenir la masse anhydre. En divisant la masse sèche par le volume de chaque échantillon, il est possible d'obtenir la DA :

$$(3) \text{ DA (g cm}^{-3}\text{)} = \text{Masse de sol (g)} / \text{volume de l'échantillon (cm}^3\text{)}$$

Où : DA = Densité apparente

Pour la préparation à la perte au feu, l'échantillon a été tamisé puis homogénéisé et broyé à 2 mm, un sous échantillon du sol tamisé de 10 g a ainsi été récupéré pour chaque point d'échantillonnage. Les échantillons de sol ont ensuite été homogénéisés en mélangeant 10 g de sol tamisé des deux échantillons de chaque îlot de FN, pour ainsi obtenir un seul échantillon par profondeur pour chaque îlot. Chaque fraction (0-7,5 cm ; 7,5-15 cm; 15 à 22,5 cm) de sol a été mélangée avec la fraction associée du deuxième point d'échantillonnage. Grâce à la

réalisation de ces échantillons composites, il a été possible de conserver le nombre d'îlots traités tout en diminuant le nombre d'échantillons de 500 à 319. Finalement, pour l'application de la perte au feu, 10 g de sol tamisé a été placé à l'étuve à 105 °C pendant 16 h pour éliminer l'eau résiduelle (Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec 2003). Par la suite, les creusets étaient pesés, placés au four à mufle à 375 °C pendant 16 h et pesés par la suite (Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec 2003). La différence entre les deux masses a permis d'obtenir un pourcentage de matière organique (M.O.) qui a par la suite été utilisé pour calculer le stock de carbone en tonnes par hectare pour chaque îlot, en utilisant l'équation suivante :

$$(4) \text{ C (t ha}^{-1}\text{)} = \text{DA (g cm}^{-3}\text{)} * \% \text{ de M.O.} * \text{PE (cm)} * 0,5 * 100$$

Où : DA = Densité apparente ; M.O. = Matière organique ; PE = Profondeur de l'échantillon

Le facteur 0,5 a été sélectionné plutôt que 0,58 qui est habituellement utilisé pour plusieurs raisons. Premièrement, le facteur de conversion du % de MOM obtenu par perte au feu au carbone organique est un facteur arbitraire pouvant varier (Nelson et Sommers 1982). Comme cette valeur peut varier grandement d'un sol à l'autre, l'utilisation de 0,58 surestime parfois le carbone du sol jusqu'à 20% (Howard et Howard 1989; Paré et Ouimet 2006). Conséquemment, en raison du manque de précision du facteur, du type de territoire (boisement) et de la nature de l'étude il est préférable d'utiliser 0,5 afin de ne pas surestimer le carbone dans sol. Pour finir, la quantité de carbone séquestré était ensuite rapporté selon les profondeurs standards de (0-10 cm, 10-20 cm, 20-30 cm).

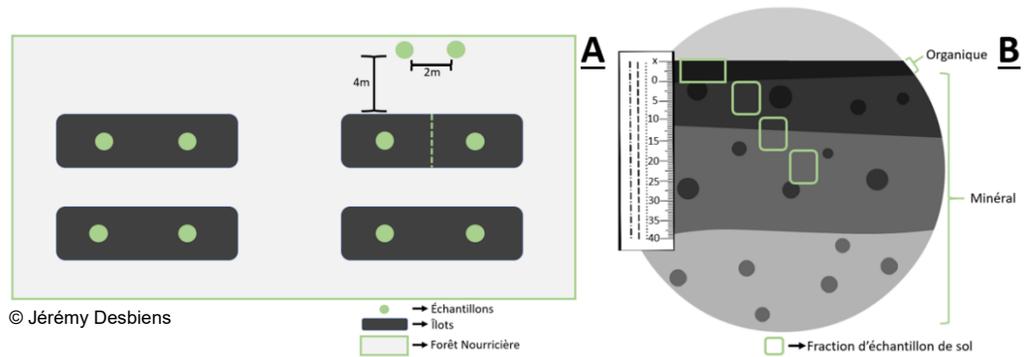


Figure 3 : Disposition des échantillons de sols dans les FN et les scénarios de référence (A) et disposition des fractions de sol récoltées pour chacun des échantillons (B)

Afin d'obtenir le gain de carbone des sols des FN comparativement au scénario de référence, les quantités de carbone des îlots ont été associées à la valeur moyenne des surfaces gazonnées de chaque FN, et ce, pour chacune des profondeurs en utilisant les équations suivantes :

$$(5) \text{ En } \text{tC ha}^{-1} = C \text{ FN} - C \text{ SR}$$

$$(6) \text{ En pourcentage (\%)} = (C \text{ FN} - C \text{ SR}) / C \text{ SR} * 100$$

Où : C FN = quantité de carbone (tC ha^{-1}) dans l'îlot de FN pour une profondeur donnée et

C SR = quantité de carbone dans le scénario de référence correspondant, pour la même profondeur.

4.4 COMPTABILISATION DU CARBONE TOTAL

Pour le calcul du carbone total, seulement les îlots où des échantillons de sol ont été considérés. Pour ce faire, la quantité de carbone dans les 30 premiers centimètres de sol a été additionnée à la quantité de carbone dans les arbres dans les arbustes. L'équation suivante décrit cette manipulation :

$$(7) \text{ Carbone total } (\text{tC ha}^{-1}) = Q \text{ carbone sol } (\text{tC ha}^{-1}) + Q \text{ carbone Arbres } (\text{tC ha}^{-1}) + Q \text{ carbone arbustes } (\text{tC ha}^{-1})$$

4.5 MODÉLISATION DE L'ÉVOLUTION DES STOCKS DE CARBONE DES FORET NOURRICIERE

Des projections du bilan de carbone séquestré par les FN ont été effectuées en utilisant le modèle MBC-SFC3, spécialement développé pour comptabiliser la dynamique du carbone dans les écosystèmes forestiers (Kurz *et al.* 2009). Afin d'évaluer correctement la dynamique du carbone dans un territoire, le modèle utilise plusieurs critères biogéographiques de référence tels que l'écozone, la province, la température, l'inventaire forestier, les courbes de croissances en volume des essences et les évènements de perturbation. Ces paramètres de référence sont essentiels puisqu'ils peuvent avoir une influence sur la dynamique des deux réservoirs considérés par MBC-SFC3 : le carbone de la biomasse et le carbone de la matière organique morte (MOM) (Smyth *et al.* 2009). MBC-SFC3 modélise la dynamique du carbone du territoire en faisant passer du carbone atmosphérique vers le réservoir de carbone de la biomasse par la photosynthèse qui est responsable de la croissance des végétaux. Le carbone de la biomasse comprend les tiges marchandes, incluant l'écorce, le feuillage, les racines et les racines fines (Kurz *et al.* 2009). Par la suite, le modèle fait passer du carbone vers le réservoir de MOM. Le carbone de la MOM comprend le bois mort, la litière et la matière organique du sol (Kurz *et al.* 2009). Trois procédés sont considérés par MBC-SFC3 pour le changement de carbone de la biomasse au carbone de la MOM, soit les perturbations naturelles, l'ajout de litière au sol et les perturbations anthropiques. En plus de créer un changement de carbone du réservoir biomasse à MOM, MBC-SFC3 considère que les perturbations naturelles peuvent renvoyer une partie du carbone vers l'atmosphère (ex. : feux) (Kurz *et al.* 2009). Au besoin, MBC-SFC3 peut considérer des perturbations anthropiques. Les perturbations anthropiques peuvent créer un changement de carbone du réservoir biomasse à MOM et peuvent aussi renvoyer une partie du carbone vers le secteur forestier (ex. : coupe forestière) (Kurz *et al.* 2009). L'ajout de litière ne peut qu'ajouter du carbone au réservoir de MOM et représente, par exemple, la chute des feuilles à l'automne. Pour finir, MBC-SFC3 retire du carbone du territoire se trouvant dans le réservoir MOM et l'envoie vers le carbone atmosphérique en raison de la décomposition (Kurz *et al.* 2009).

L'évolution des stocks de carbone a été estimée à l'aide du modèle MBC-SFC3 (version 1.2) en utilisant l'outil de simulation à l'échelle du peuplement. Les simulations ont été effectuées sur un horizon temporel de 100 ans et ont été réalisées en utilisant les valeurs par défauts de l'écozone du bouclier boréal de l'Est. Un évènement de perturbation de type BOISEMENT a été appliqué à l'année 0 qui représente la mise en place de la FN. Pour les scénarios d'aménagement et de référence, les stocks de carbone de la MOM et de la biomasse de l'ensemble des réservoirs ont été fixés à 0 afin de pouvoir comptabiliser la séquestration induite par le scénario de boisement.

Les FN sont des territoires non forestiers, mixtes, anthropisés, sous forme d'îlots et comportant des essences d'arbres et d'arbustes fruitiers. Le MBC-SFC3 n'est donc pas adapté pour permettre de modéliser facilement ce type de territoire. Conséquemment, une méthode adaptée de celle de Hember *et al.* (2017) a été développée pour permettre l'intégration dans MBC-SFC3 afin de tenir compte des espèces qui s'y retrouvent et de l'hétérogénéité de ce type de territoire ;

1. Mesurer la surface de la FN. (Ruban à mesurer, ha). (Fig. 4)
2. Identifier à l'espèce et dénombrer tous les individus.
3. Déterminer la densité (tige ha⁻¹) sur la surface occupée par l'essence. Cette densité doit être représentative de la densité réelle de l'essence sur la FN.
4. Utiliser les données de l'annexe 4 et 5 afin d'obtenir des équations allométriques pour chaque essence.
5. Utiliser les données de l'annexe 6 afin d'obtenir courbes de croissance de DHP pour chaque essence.
6. Utiliser les données de l'étape 4 et 5 pour convertir le DHP en biomasse et créer des courbes de croissance en biomasse.
7. Utiliser les équations de Boudewyn *et al.* (2007) pour transformer les courbes de croissance en biomasse en courbes de croissance en volume marchand.

8. Convertir les courbes de croissance en volume marchand des tiges individuelles en volume marchand ha^{-1} en appliquant le facteur d'expansion déterminé lors de l'étape 3.
9. Effectuer les modélisations sur 100 ans dans MBC-SFC3 réalisées pour chaque essence.
10. Extraire les résultats pour le carbone total, le carbone de la biomasse et le carbone de la MOM.
11. Additionner les résultats des projections de chaque essence de la FN.

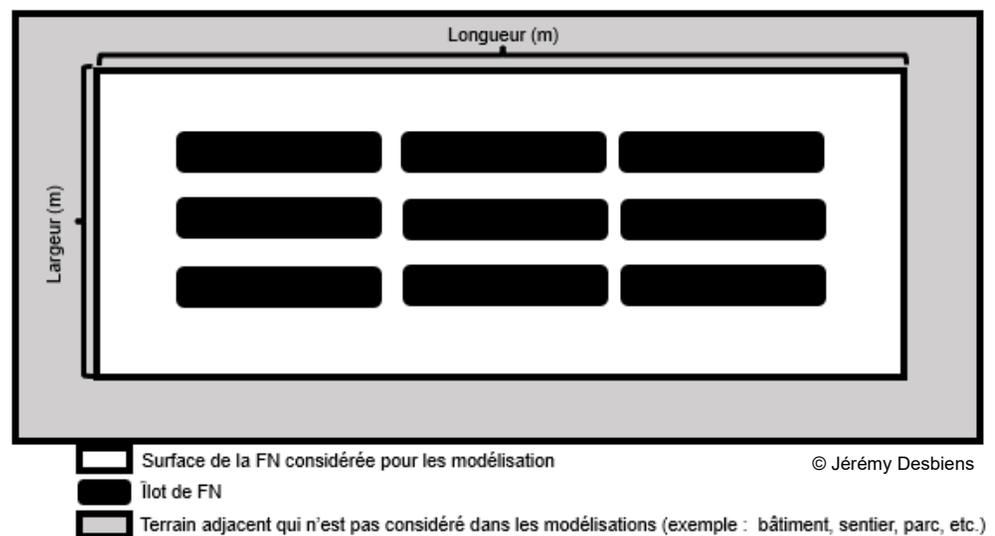


Figure 4 : Représentation de la mesure de la surface considérée pour chaque FN

4.6 ANALYSES STATISTIQUES DES DONNÉES

Le plan d'expérience élaboré, à partir des 12 FN sélectionnées pour l'étude, est un plan factoriel structuré en dispositif entièrement aléatoire et en parcelles en tiroirs (*split plot*), avec chacune des FN à titre de parcelles principales et le facteur étage de végétation ou de profondeur de sols (selon la variable analysée) à titre de sous-parcelles, le tout répété un maximum de quatre fois (répétitions statistiques), selon la disponibilité des îlots de la FN, c'est-à-dire par le nombre d'îlots échantillonnés dans chaque FN. L'ensemble des ANOVAS ont été effectuées à l'aide du logiciel JMP13. Le seuil de significativité statistique est défini à $p < 0,05$.

Pour le carbone de la biomasse, une ANOVA suivant le dispositif en parcelles en tiroirs a été réalisée. La méthode d'analyse statistique utilisée dans JMP est les moindres carrés standard, le choix du rapport est les leviers et la méthode est le maximum de vraisemblance restreint (REML). Les facteurs utilisés sont les FN, étage et les répétitions d'îlots comme facteurs aléatoires. Le modèle statistique comprenait les FN à titre de parcelle principale et le facteur étage comme sous parcelle. Un test de contraste de moyenne a été ensuite réalisé pour comparer la quantité de carbone séquestré entre les arbres et les arbustes pour chacune des FN (disponible à l'annexe 7).

Pour le carbone du sol, une ANOVA a été aussi réalisée. La méthode d'analyse statistique utilisée dans JMP est les moindres carrés standard, le choix du rapport est les leviers et la méthode est le maximum de vraisemblance restreint (REML). Les facteurs fixes utilisés sont les FN, aménagement (témoin vs FN), profondeur et les répétitions d'îlots comme facteur aléatoire. Le modèle statistique comprenait les FN à titre de parcelle principale et les facteurs îlot et profondeur comme sous parcelle. Un test de contraste de moyenne a ensuite été réalisé pour comparer la quantité de carbone séquestré entre les îlots de FN et les terrains gazonnés en fonction de la profondeur pour chacune des FN.

Pour le carbone relatif du sol, une analyse de la variance ANOVA a aussi été réalisée. La méthode d'analyse statistique utilisée dans JMP est les moindres carrés standard, le choix du rapport est les leviers et la méthode est le maximum de vraisemblance restreint (REML). Les facteurs utilisés sont FN, profondeur et les répétitions d'îlots comme facteur aléatoire. Celui-ci comprenait les FN à titre de parcelle principale et le facteur profondeur comme sous parcelle.

Pour le carbone total, une analyse de la variance ANOVA a aussi été réalisée. La méthode d'analyse statistique utilisée dans JMP est les moindres carrés standard, le choix du rapport est les leviers et la méthode est le maximum de vraisemblance restreint (REML). Les

facteurs utilisés sont les FN, l'aménagement (témoin vs FN) et les répétitions d'îlots comme facteur aléatoire. Celui-ci comprenait les FN à titre de parcelle principale et le facteur îlot comme sous parcelle. Un test de contraste de moyenne a ensuite été réalisé pour comparer la quantité de carbone séquestré entre les îlots de FN et les terrains gazonnés pour chacune des FN.

Pour les modélisations, aucune statistique n'a été réalisée en raison de la nature exploratoire de cette manipulation.

RÉSULTATS

5.1 CARBONE DE LA BIOMASSE LIGNEUSE DES ARBRES ET ARBUSTES

La quantité de carbone séquestré dans la biomasse végétale varie selon l'étage (arbres et arbustes) et selon la FN (Tab. 2). En effet, le test de contraste de moyenne comparant le carbone séquestré des arbres aux arbustes pour une FN permet d'identifier trois groupes. Les comparaisons de moyennes révèlent que les stocks de C de l'étage arborescent étaient significativement supérieurs pour les deux plus vieilles FN à l'étude (Saint-Anicet et St-Jérôme), mais significativement inférieurs dans le cas des FN de Larouche, Industriel, Chambord, Saint-François et Saint-Paul. Pour les autres FN (UQAC, Saint-Fulgence, Saint-Félicien, Mashteuiatsh et Alma), les stocks de C de l'étage arborescent et arbustif ne sont pas différents (Fig. 5). Pour le premier groupe, les arbres séquestrent environ 5 fois plus de carbone que les arbustes. Pour le deuxième groupe, à part la FN industriel, les arbustes séquestrent entre 5 et 9 fois plus de carbone que les arbres. Pour la FN industriel, les arbustes séquestrent 34 fois plus de carbone que les arbres (Fig. 5).

Tableau 2 : Analyse de variance des contrastes de moyenne des moindres carrés pour le carbone de la biomasse végétale comprenant les facteurs forêt nourricière (FN) et Étage (arbre ou arbustes). Les Prob. >F en gras et italique sont $p < 0,05$ et ainsi significatif

Source	Degrés de libertés numérateur	Degrés de libertés dénominateur	Rapport F	Prob. > F
FN	11	42,54	6,8505	<i><0,0001</i>
Étage	1	1,682	20,5717	0,0619
FN*Étage	11	41,32	3,1209	<i>0,0038</i>

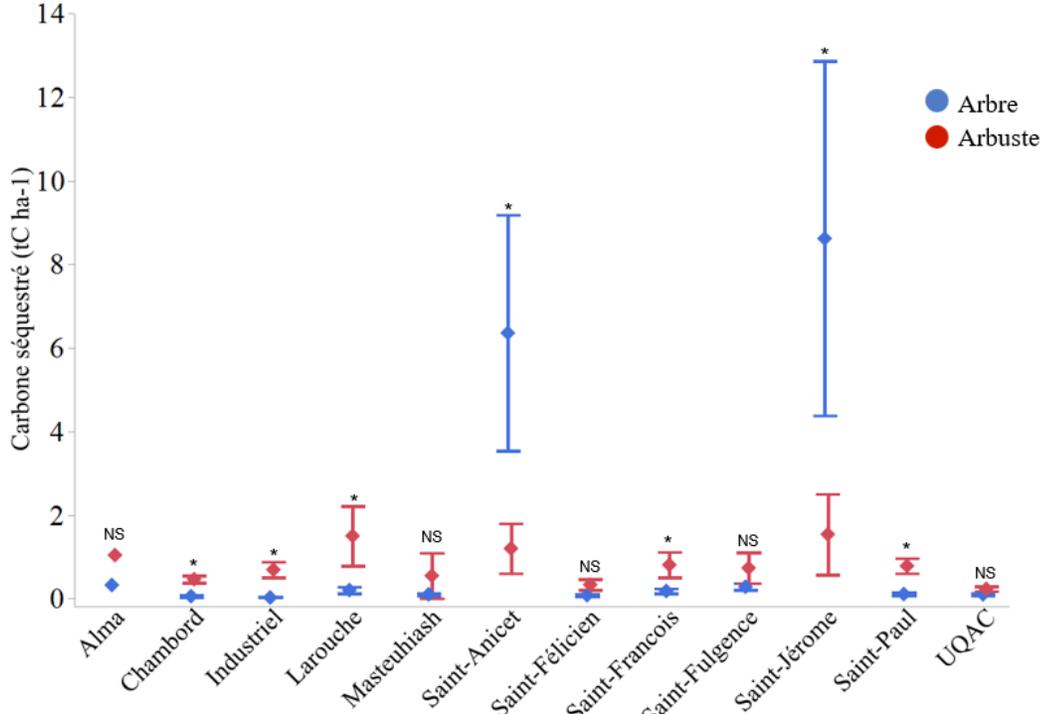


Figure 5 : Carbone séquestré ($tC\ ha^{-1}$) dans la biomasse des arbres (bleu) et des arbustes (rouge) des différentes forêts nourricières. Les étoiles représentent une différence significative entre la séquestration du carbone de la biomasse végétale des arbres et des arbustes selon le test de contraste de moyenne (annexe 7). Ceux présentant le signe NS sont non significativement différents entre la séquestration du carbone de la biomasse végétale des arbres et des arbustes selon le test de contraste de moyenne.

5.2 CARBONE DU SOL

La quantité de carbone séquestré dans le sol varie entre les îlots de FN et les terrains gazonnés avoisinants (témoins), selon les différentes profondeurs (0-10 cm, 10-20 cm, 20-30 cm) et en fonction de la FN étudiée (Tab. 3). Il est possible d'observer dans le graphique (Fig. 6) que pour le sol de la plupart des FN (FN) et leurs témoins (T), la profondeur 0-10 cm est celle qui semble séquestrer le plus de carbone, mais que la différence entre FN et T pour cette profondeur est significative pour seulement 3 FN (Chambord, Saint-François et Saint-Jérôme). Pour ces trois FN, le carbone séquestré entre 0-10 cm dans les îlots de FN est environ 2 fois

plus grand que dans les terrains gazonnés avoisinants (témoins) (Fig. 6). Pour la profondeur 10-20 cm, elle est habituellement la deuxième profondeur en importance pour la séquestration du carbone dans le sol des FN. La différence entre FN et T pour la profondeur de 20 à 30 cm est significative pour 3 FN (Alma, Industriel et Saint-Jérôme). Pour ces trois FN, le carbone séquestré entre 10-20 cm dans les îlots de FN est environ 2 fois plus grand que dans les terrains gazonnés avoisinants (témoins) (Fig. 6). Pour la profondeur 20-30 cm, elle est habituellement la dernière profondeur en importance pour la séquestration du carbone dans le sol des FN. La différence entre FN et T pour cette profondeur est significative pour aucune FN (Fig.6). Aussi, il est important de noter que la FN de Saint-Jérôme est la seule ayant deux profondeurs où la séquestration de carbone est significativement plus grande dans les îlots en comparaison aux témoins (0-10 cm et 10-20 cm). Il existe de grandes variations entre les FN. Par exemple, entre Industriel et Saint-Anicet, des variations de 175% entre 0-10 cm, de 455% entre 10-20cm et de 564% entre 20-30 cm peuvent être observées (Fig. 6). Aussi, la quantité relative de carbone séquestré dans le sol varie selon la profondeur (0-10 cm, 10-20 cm, 20-30 cm) et selon la FN (Tab. 4). Il est possible d'observer que le carbone relatif séquestré est positif pour la plupart des FN et des profondeurs (Tab. 5). Entre 0-10 cm en moyenne une augmentation de 33%, entre 10-20 cm une augmentation de 42% et entre 20-30 cm une augmentation de 28% sont observables. Cependant, il est aussi possible de voir que pour toutes les profondeurs dans la FN de Saint-Fulgence, le carbone séquestré relatif est en faveur du témoin. Finalement, les écarts sont très grands, témoignant d'une grande variation entre les profondeurs et les FN.

Tableau 3 : Analyse de variance ANOVA pour le carbone sol comprenant les facteurs FN (les différentes FN) et aménagement (FN ou terrains gazonnés avoisinants). Les Prob. >F en gras et italique sont $p < 0,05$ et donc significatif

Source	Degrés de libertés	Degrés de libertés Dénominateurs	Rapport F	Prob. > F
FN	11	4,736	4,4987	0,0602
Aménagement	1	3e-4	6,8892	1,0000
Profondeur	2	2,893	198,5343	0,0008
Aménagement*Profondeur	2	1,829	1,3444	0,4374
Îlots*FN	11	30,37	0,9273	0,5281
FN*Profondeur	22	34,25	1,6567	0,0901
FN*Aménagement*Profondeur	22	45,75	2,2196	0,0114

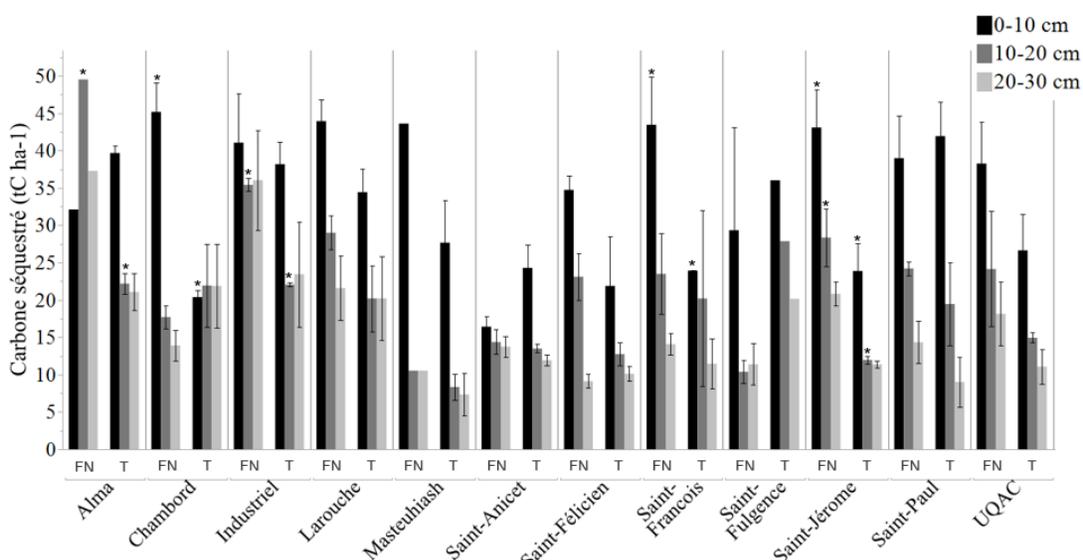


Figure 6 : Carbone séquestré ($tC\ ha^{-1}$) selon la profondeur de sol (0-10 cm en noir, 10-20 cm en gris et 20-30 cm en gris pâle) des FN (FN) et des terrains gazonnés (T) de l'ensemble des FN. Les étoiles représentent des résultats de séquestration du carbone du sol qui sont significativement différents entre les îlots de FN et les témoins pour une profondeur donnée selon le test de contraste de moyenne (annexe 8).

Tableau 4 : Analyse de variance ANOVA pour le carbone du sol relatif comprenant les facteurs FN et Profondeur du sol (0-10 ; 10-20 ; 20-30)

Source	Degrés de libertés	Degrés de libertés dénominateur	Rapport F	Prob. > F
FN	11	25,16	2,5018	0,0277
Profondeur	2	9,247	1,0194	0,3981
FN*Profondeur	22	53,09	5,6751	<,0001

Tableau 5 : Carbone séquestré relatif aux échantillons témoins (terrains gazonnés avoisinants) (%) selon les différentes profondeurs de sol des forêts nourricières

Forêt nourricière	Profondeur (cm)	Carbone relatif séquestré (%)	Carbone relatif séquestré (tC ha ⁻¹)
Alma	0-10	-19.1	-7.5
	10-20	123.4	27.4
	20-30	76.9	16.2
Chambord	0-10	121.6	24.8
	10-20	-19.2	-4.2
	20-30	-36.5	-8.0
Industriel	0-10	7.5	2.9
	10-20	60.4	13.3
	20-30	53.7	12.6
Larouche	0-10	27.6	9.5
	10-20	43.6	8.8
	20-30	6.9	1.4
Masteuiatsh	0-10	57.6	16.0
	10-20	26.4	2.2
	20-30	43.6	3.2
Saint-Anicet	0-10	-32.4	-7.9
	10-20	6.5	0.9
	20-30	15.3	1.8
Saint-Félicien	0-10	58.8	12.9
	10-20	81.1	10.3
	20-30	-9.7	-1.0
Saint-François	0-10	81.6	19.5
	10-20	16.4	3.3
	20-30	22.7	2.6
Saint-Fulgence	0-10	-18.6	-6.7
	10-20	-62.8	-17.5
	20-30	-43.5	-8.8
Saint-Jérôme	0-10	80.5	19.2
	10-20	136.9	16.4
	20-30	82.9	9.4
Saint-Paul	0-10	-7.1	-3.0
	10-20	24.4	4.7
	20-30	59.4	5.3
UQAC	0-10	43.6	11.6
	10-20	61.8	9.2
	20-30	63.9	7.1
Moyennes	0-10	33.5	7.6
	10-20	41.5	6.2
	20-30	27.9	3.5

5.3 CARBONE TOTAL

La quantité de carbone total séquestré varie entre les îlots de FN et les terrains gazonnés avoisinants (témoins) ainsi que selon les différentes FN. Le test des contrastes révèle que les stocks de carbone totaux étaient plus grands dans les îlots de FN que les terrains gazonnés avoisinants pour trois FN (Alma, Saint-François et Saint-Jérôme). Pour ces trois FN, les îlots séquestrent en moyenne 1,7 fois plus de carbone que les terrains gazonnés avoisinants (respectivement 1,5, 1,5 et 2 fois plus). Le deuxième groupe comprend le reste des FN où aucune différence significative n'a été dénotée entre les FN et terrains gazonnés avoisinants. Néanmoins, une certaine tendance peut être observée; pour la plupart des échantillons (sauf pour Saint-Anicet et Saint-Fulgence), le carbone total séquestré est plus grand dans les îlots de FN que dans les terrains gazonnés avoisinants (témoins).

Tableau 6 : Analyse de variance ANOVA pour le carbone total comprenant les facteurs FN (les différentes FN) et Aménagement (FN ou T). Les Prob. >F en gras et italique sont $p < 0,05$ et ainsi significatif

Source	Degrés de libertés	Degrés de libertés Dénominateurs	Rapport F	Prob. > F
FN	11	41	3,4212	<i>0,0020</i>
Aménagement	1	41	7,8671	<i>0,0077</i>
FN*Aménagement	11	41	2,4169	<i>0,0201</i>

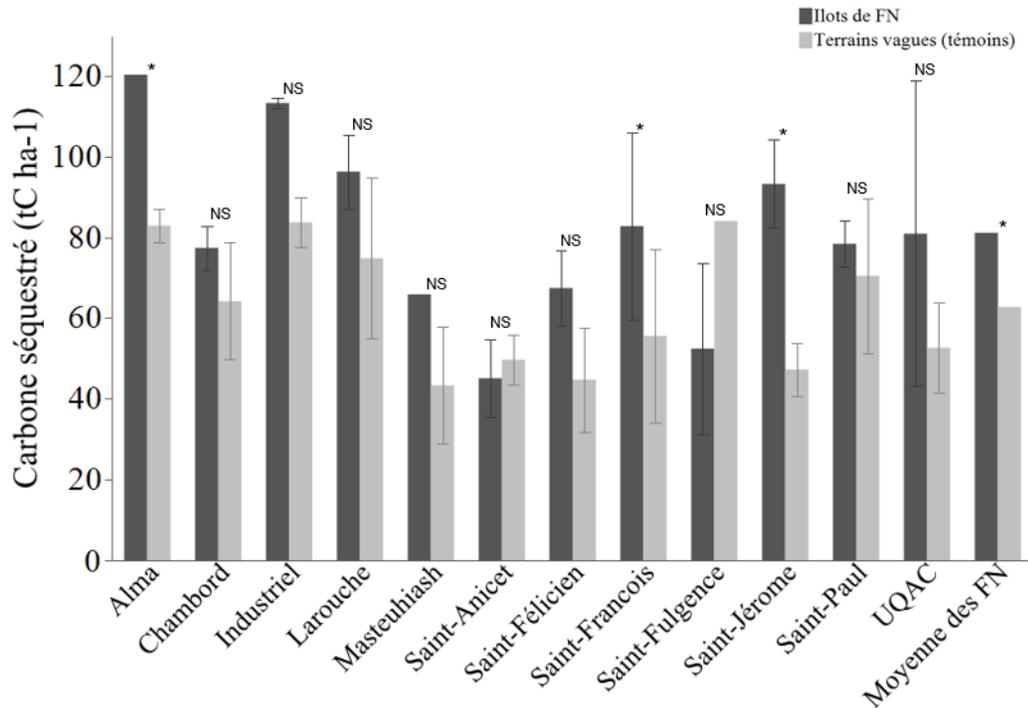


Figure 7 : Carbone total séquestré (tC ha⁻¹) des îlots de FN (gris foncé) et des terrains gazonnés (témoins) (gris pale) de l'ensemble des FN. Les résultats comportant une étoile ont des résultats de séquestration du carbone total significativement différents entre les îlots de FN et les témoins selon le test de contraste de moyenne (annexe 9). Ceux présentant le signe NS sont non significativement différents entre les îlots de FN et les témoins selon le test de contraste de moyenne.

5.4 MODÉLISATION DE L'ÉVOLUTION DES STOCKS DE CARBONE DES FORETS NOURRICIERES

Les modélisations montrent que pour l'ensemble des FN, les mesures des stocks de carbone de la biomasse végétale et du carbone du sol (étoiles rouges et bleues) sont égales ou supérieures aux projections de la modélisation (Fig. 8). Il est aussi possible de voir que les valeurs totales de carbone séquestré à 100 ans varient selon les différentes FN de 35 tC ha⁻¹ (industriel) jusqu'à 125 tC ha⁻¹ (Saint-Fulgence). Pour l'ensemble des modélisations, les stocks de carbone de la MOM augmentent graduellement jusqu'à l'année 100. Pour ce qui est des résultats de carbone de la biomasse, une stabilisation est observable pour les FN suivantes :

Alma, Industriel, Mashteuiatsh, Saint-Jérôme, Saint-Paul (Fig. 8). Pour d'autres FN, il est possible d'observer un changement dans le taux d'augmentation du carbone de la biomasse sans observer une stabilisation sur 100 ans (Chambord, Larouche, Saint-Anicet, Saint-Félicien, Saint-François, Saint-Fulgence, UQAC).

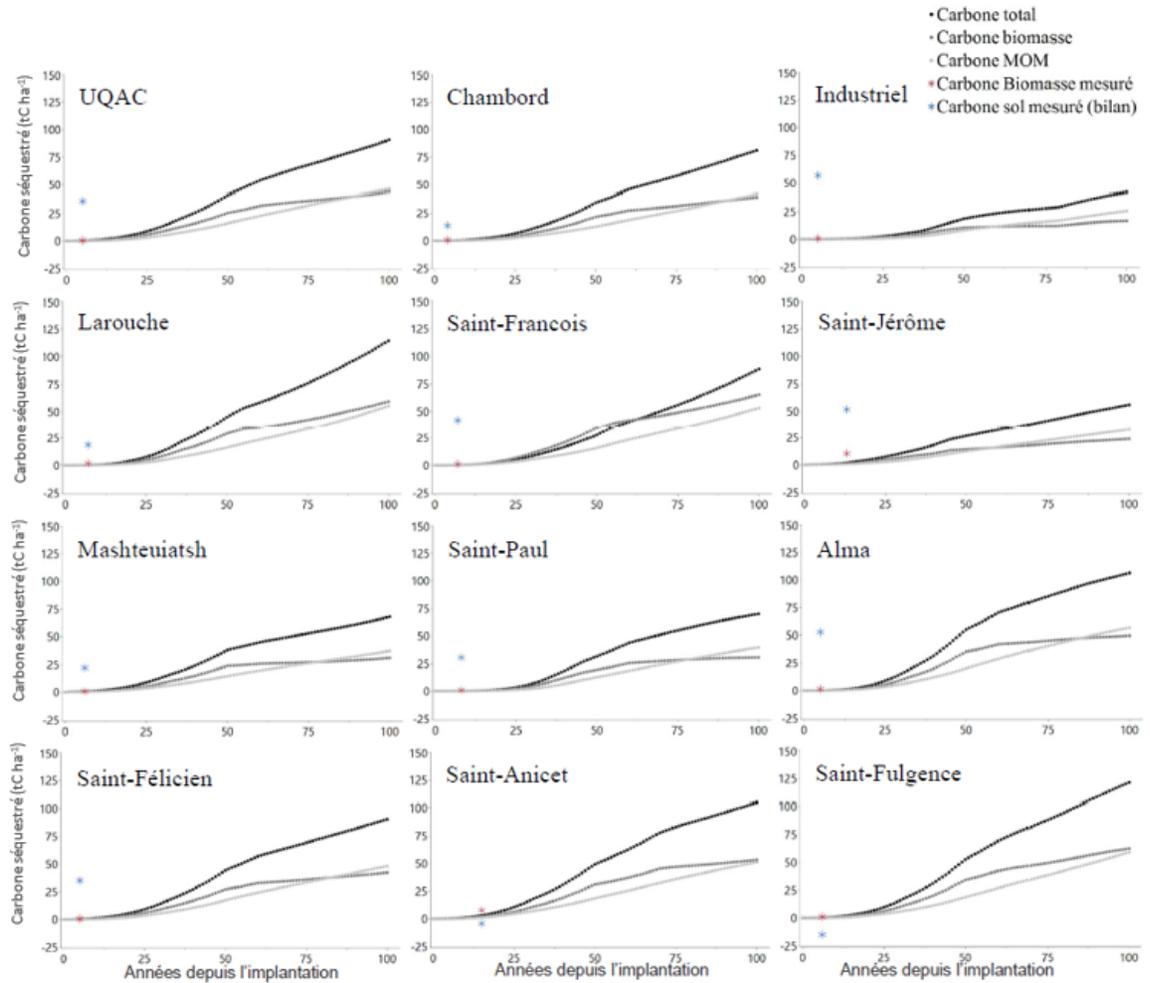


Figure 8 : Modélisation des stocks de carbone nets (bilan du carbone) ($tC\ ha^{-1}$) de la biomasse végétale (points gris foncé), du total du territoire (points noirs) et de la MOM (points gris pâle) des 12 FN sur 100 ans ainsi que les mesures du carbone de la biomasse (points rouges) et du sol (points bleus).

DISCUSSION

6.1 CARBONE DE LA BIOMASSE LIGNEUSE DES ARBRES ET ARBUSTES

Il était attendu que les forêts nourricières séquestrent davantage de carbone dans la biomasse végétale que dans les témoins (terrains gazonnés). Il était aussi attendu que l'âge serait le principal facteur permettant d'expliquer la variance de la quantité de carbone séquestré dans la biomasse végétale des FN. Selon plusieurs études, les terrains composés exclusivement d'herbacés peuvent séquestrer de 1,92 à 8,76 tonnes de carbone par hectare dans leurs biomasses végétales. Les plus vieilles FN de l'étude (Saint-Anicet et Saint-Jérôme) dépassent cette valeur en additionnant la biomasse de leurs arbres et de leurs arbustes. Pour leurs parts, les plus jeunes FN n'atteignent pas encore 8,76 tC ha⁻¹ (Alma, Industriel, UQAC, etc.). Ainsi, l'âge semble en effet être le facteur le plus important permettant d'expliquer la variance de la quantité de carbone séquestré. Pour ce qui est de la différence entre les témoins et les FN, l'hypothèse de départ est supportée seulement par les deux plus vieilles FN de l'étude. Cependant, considérant que les jeunes FN continueront à croître, il est possible de croire que celles-ci dépasseront aisément le 8,76 tonnes de carbone par hectare dans la biomasse végétale de leurs arbres et arbustes.

Également, pour l'ensemble des FN ayant un âge inférieur ou égal à 5 ans, le carbone séquestré par les arbustes est égal ou supérieur au carbone séquestré par les arbres. Dans la littérature scientifique, il est principalement observé que la quantité de carbone séquestré par les arbres est supérieure aux arbustes. Par exemple, dans Frouz *et al.* (2009) sur des sites miniers d'environ 23 ans et Pregitzer *et al.* (2021) en milieu urbain allant jusqu'à 50 ans, le carbone dans les arbustes était inférieur à celui des arbres. Plusieurs hypothèses pourraient expliquer la quantité de carbone séquestré dans la biomasse des arbustes qui est semblable ou supérieure à celle des arbres dans la plupart des FN étudiées dans ce mémoire. Premièrement, la densité des arbustes qui est plus grande que celle des arbres dans les FN pourrait avoir un rôle à jouer sur ce résultat. En moyenne, dans l'ensemble des FN mesurées, la densité des arbustes sur le territoire est 7 fois plus grande que celle des arbres. En effet, les

limitations et les obstacles au choix d'arbres fruitiers auraient pu nuire à l'implantation d'arbres ce qui pourrait expliquer la faible densité des arbres dans les FN. La taille des arbustes en comparaison à la taille des arbres au moment de la plantation dans les FN pourrait aussi exercer une influence sur la quantité de carbone séquestré par ceux-ci lors des premières années de croissance de la FN. Malheureusement, l'âge et la taille des arbres à la plantation ne sont pas disponibles afin de confirmer ou infirmer cette hypothèse. Pour ce qui est du groupe séquestrant significativement plus de carbone dans les arbustes, l'âge ne permet pas d'expliquer pourquoi les arbustes séquestrent plus que les arbres. Cependant, il a été observé que la densité des arbres face à la densité des arbustes pourrait expliquer cette différence significative. En effet, dans les FN où la quantité de carbone séquestré par les arbustes est significativement plus élevée, il y a en moyenne 17 fois plus d'arbustes que d'arbres par hectare en comparaison à 7 fois plus dans les FN où aucune différence significative n'existe.

Pour les FN de Saint-Anicet et de Saint-Jérôme, les arbres séquestrent significativement plus de carbone que les arbustes. Ces résultats soutiennent plusieurs études qui montrent que la quantité de carbone séquestré est habituellement plus grande dans les arbres que dans les arbustes, même en milieu urbain (Boudreau *et al.* 2008; Frouz *et al.* 2009; Pregitzer *et al.* 2021). Cependant, certaines hypothèses peuvent permettre d'expliquer pourquoi ces deux FN sont différentes des autres. Premièrement, comme elles sont plus vieilles (10 et 12 ans), il est probable qu'après un certain nombre d'années ce soient les arbres qui prennent le dessus sur les arbustes et produisent plus de biomasses, malgré leur densité relative moins élevée. Aussi, les FN de Saint-Jérôme et de Saint-Anicet, tout en étant les plus vieilles de l'étude, sont aussi celles avec les plus grandes densités en arbres, soit 0,212 et 0,230 arbre par m² respectivement, ce qui favorise une plus grande quantité de carbone par hectare. Il est aussi à noter que pour la FN de Saint-Anicet, puisque la FN a été construite à partir d'un verger, les arbres avaient une longueur d'avance de croissance sur les arbustes. Ainsi, augmenter la densité des arbres pourrait permettre aux FN de séquestrer davantage de carbone dans la biomasse de leurs végétaux. Aussi, selon les observations réalisées, le

carbone de la biomasse végétale augmente avec l'âge (Fig. 8). En comparant les FN plus âgées (10 et 12 ans) aux FN moins âgées (5 ans et moins), il est possible d'observer que ces deux FN séquestrent nettement plus de carbone dans la biomasse, témoignant probablement d'un effet de l'âge résultant de la croissance des végétaux.

La quantité de carbone séquestré dans la biomasse peut aussi être comparée à d'autres articles portant sur des systèmes qui se rapprochent de ceux des FN. L'étude de Aguaron et McPherson (2012) portant sur différents types d'aménagements urbains de la ville de Sacramento montre des quantités de carbone séquestré par la biomasse végétale de 38 à 49 tC ha⁻¹, ce qui est largement supérieur aux résultats de la présente étude malgré l'utilisation d'une méthode semblable (équations allométriques). Cela pourrait être expliqué par la variabilité des types d'aménagement (densité en arbres, type de couvert, âge des arbres à la plantation) des plantations urbaines présentées dans l'étude de Aguaron et McPherson (2012). Par ailleurs, les résultats obtenus pour les FN sont comparables à ceux obtenus par Schafer *et al.* (2019) sur une forêt nourricière périurbaine se trouvant en Angleterre. Ceux-ci ont obtenu des résultats de 39.53 ± 4.05 tC ha⁻¹ ce qui est légèrement supérieur aux résultats obtenus pour cette étude. La variabilité du climat, l'âge de la plantation ainsi que les essences d'arbres composant les systèmes pourraient expliquer que l'étude de Schafer *et al.* (2019) ait obtenu des résultats un peu plus élevés.

6.2 CARBONE DU SOL

Il était attendu que les FN permettaient de séquestrer davantage de carbone dans le sol que les terrains gazonnés et que cela était également fonction de l'âge des FN. Conformément à l'hypothèse de départ, il y a davantage de carbone séquestré dans le sol des îlots de FN que dans le sol des terrains gazonnés pour la plupart des FN et des profondeurs. Cette différence est significative seulement pour quelques FN et en surface seulement. Cependant, un apport exogène de matière organique au sol des FN au moment de l'implantation apporte un biais important qui fait en sorte que les résultats peuvent difficilement

supporter l'hypothèse de départ. En effet, lors de l'implantation des FN, une couche de terre riche en matière organique (terre noire) est ajoutée afin de favoriser l'implantation des plantes. Cet apport pourrait être en partie responsable de la plus grande quantité de carbone du sol des îlots de FN. De plus, il y a ajout de copeaux de bois qui jouent le rôle de couvre-sol afin de limiter la croissance de mauvaises herbes. Cet ajout de copeaux est un apport de matière organique au sol qui, suite à sa décomposition partielle, pourrait résulter en une augmentation de carbone du sol (Post et Kwon 2000). La présente étude ne permet pas de distinguer l'apport naturel (litière d'arbres et arbustes) des apports externes (terreau et copeaux), les quantités utilisées pour les apports externes étant variables d'une FN à l'autre et non documentées. Néanmoins, pour les FN où une augmentation significative est observable, ces résultats sont comparables à ceux de Peichl *et al.* (2006) qui ont observé une augmentation de carbone du sol suivant l'implantation de système agroforestier dans des champs d'orge. C'est aussi l'observation de Schroeder (1994) qui rapporte une augmentation variant de 9 à 21% du carbone du sol suite à l'implantation d'un système agroforestier. La plus grande quantité de carbone dans le sol des îlots de FN peut être attribuable à l'apport en matière organique à la plantation et à l'apport en matière organique au sol des arbres et arbustes (Lange *et al.* 2015). Au contraire, il a été observé que pour la plupart des profondeurs et des FN, la différence de carbone dans le sol entre les îlots de FN et les terrains gazonnés avoisinants n'était pas significative. Certaines hypothèses peuvent expliquer l'absence d'augmentation de carbone dans le sol comme le jeune âge des FN, la petite taille des arbres et arbustes engendrant un faible apport en MO au sol et la nature anthropique du territoire (travaux réalisés comme déplacement de végétaux, désherbage et plusieurs autres). Cependant, considérant que pour la plupart des profondeurs d'échantillons dans les FN (Tab. 5) une plus grande quantité de carbone séquestré est observable dans les îlots en comparaison aux témoins (sans être significatif), il est possible de croire que le carbone des îlots de FN continuera d'augmenter et donc que la différence avec les témoins sera augmentée.

Il a été observé que la séquestration du carbone dans le sol varie selon le site. Comme mentionné par Setälä *et al.* (2016) lors de leur étude sur les parcs urbains, les deux facteurs influençant le plus la quantité de carbone dans le sol sont l'âge et la végétation plantée. Or, comme la végétation était semblable d'une FN étudiée à l'autre, l'âge était le facteur qui était attendu comme le plus important. Cependant, la variation du carbone entre les différents groupes étudiés ne semble pas attribuable à l'âge des FN s'y trouvant. Ces observations pourraient être expliquées par d'autres phénomènes. Premièrement, Post et Kwon (2000) mentionnent qu'un facteur important modifiant la quantité de carbone dans le sol est la quantité de MOM qui y est ajoutée. Or, dans la FN de Saint-Anicet, le sol était recouvert d'un plastique géotextile qui empêchait l'apport de MOM par l'environnement. Le géotextile pourrait expliquer la présence de cette FN dans le groupe qui séquestre le moins de carbone, bien qu'il s'agisse de la FN la plus âgée de l'étude. Aussi, le type de sol peut avoir une influence sur la quantité de carbone séquestré dans le sol (Camino-Serrano *et al.* 2014). Il a été observé, par exemple, que certaines des FN de l'étude comportaient des sols plus argileux (Saint-Jérôme, UQAC) alors que d'autres des sols plus sablonneux (Alma, Saint-Anicet).

Une variation de la quantité de carbone séquestré dans le sol des FN en comparaison aux terrains gazonnés a également été observée selon la profondeur. Plusieurs autres études (Guo *et al.* 2006; Setälä *et al.* 2016) mentionnent une variation dans la quantité de carbone du sol selon la profondeur. Cette variation est habituellement plutôt prévisible et se présente comme suit : plus grande quantité au-dessus, moyenne quantité dans le milieu et plus petite quantité dans le fond. Cependant, ce n'est pas ce qui est observé dans les résultats présentés, alors que la variation de carbone selon la profondeur des sols des FN étudiées ne suivait pas toujours cette tendance. Quelques hypothèses peuvent être avancées dans le but d'expliquer ce résultat. Premièrement, il est possible que l'épaisseur d'ajout de sol riche en matière organique lors de la plantation ne soit pas complètement stable dans la même FN résultant en une variation des résultats selon la profondeur et l'échantillon. Aussi, comme il s'agit de sol anthropisé, une manipulation dans le passé (ex : ajout d'engrais) pourrait exercer une influence

sur la mesure de carbone d'une des profondeurs des terrains gazonnés des îlots de FN. Finalement, la présence et/ou l'absence des décomposeurs ainsi que la distribution des très petites racines, dépendantes des essences plantées, pourraient aussi exercer une influence sur la distribution du carbone selon la profondeur de sol (Lange *et al.* 2015).

Les résultats obtenus dans l'étude peuvent être comparés aux résultats d'autres études si les trois profondeurs sont additionnées. Premièrement, les résultats de l'étude de Pregitzer *et al.* (2021) sont comparables à ceux obtenus dans les FN de cette étude. En effet, les valeurs de carbone du sol dans l'étude de Pregitzer *et al.* (2021) étaient de 105,11 tC ha⁻¹. Cependant, il est à noter que ceux-ci se sont basés sur une méthode purement théorique, sans aucune mesure, en combinant plusieurs valeurs de la littérature, portant sur les parcs en milieux urbains et ne prenaient en compte que les 10 premiers centimètres de sol. Pour sa part, l'étude de Schmitt-Harsh *et al.* (2013) portant sur les FN en milieu urbain présente des résultats plus faibles de carbone dans le sol (40 tC ha⁻¹) que ceux de cette étude. L'hypothèse principale pouvant expliquer cette différence est le fait que l'étude de Schmitt-Harsh *et al.* (2013) considère seulement les 15 premiers centimètres de sol alors que l'étude présentée dans ce mémoire considère les 30 premiers centimètres de sol. Aussi, l'ajout de terre riche en matière organique lors de la plantation des FN a probablement joué un grand rôle sur l'augmentation de la quantité de carbone du sol des FN. Dans un autre ordre d'idée, les résultats sont comparables à ceux de Andrieux *et al.* (2018) portant sur la séquestration de carbone du sol dans des brulis de la forêt boréale. Cette étude présente des résultats de carbone dans les 35 premiers centimètres de sol. Les résultats qu'ils ont obtenus varient entre 30 et 120 tonnes par hectare pour des brulis entre 1 et 10 ans. Or, les résultats obtenus dans les FN étudiées varient entre 45 et 100 tonnes de carbone par hectare dans les 30 premiers centimètres de sol. Malgré la différence entre le type d'écosystème (FN vs brulis), ces résultats présentent une similarité pour la quantité de carbone séquestré dans le sol dans les premières années de croissance. Les résultats de carbone du sol démontrent une capacité de

séquestration dans le sol des FN substantielle et comparable à plusieurs types d'aménagements.

La méthode utilisée a permis d'obtenir des résultats précis, mais l'ajout de sol riche en carbone lors de la plantation des FN ne permet pas d'obtenir l'apport réel des FN en carbone dans le sol. Il est donc difficile d'affirmer sans aucun doute que les FN ajoutent au sol une quantité significative de carbone qui permet de jouer un rôle dans la lutte aux CC, du moins après 5 ans d'implantation des FN. Cependant, l'apport en matière organique des arbres au sol est bien connu et les arbres et arbustes qui se trouvent dans les FN pourront, au fil du temps, contribuer au carbone se trouvant dans le sol (Post et Kwon 2000; Taiz *et al.* 2015).

6.3 CARBONE TOTAL

Conformément à l'hypothèse de départ, les résultats révèlent une plus grande quantité de carbone total (sol + biomasse) dans les FN que dans les témoins pour trois FN étudiées (Alma, Saint-François et Saint-Jérôme). Une augmentation du carbone total à la suite du boisement de terrains vagues gazonnés est aussi ce que Golubiewski (2006) a observé. En effet, ceux-ci ont comparé des terrains gazonnés à des terrains urbains boisés et ont observé une augmentation dans le carbone total. Comme présenté précédemment pour la biomasse et le sol, cette augmentation est attribuable à l'ajout des végétaux qui séquestrent le carbone dans leurs tissus et aux apports de carbone dans le sol (litière, racine, décomposition) qui peut être stabilisé par les structures du sol.

Pour les autres FN (Chambord, Industriel, Larouche, Mashteuiatsh, Saint-Anicet, Saint-Félicien, Saint-Fulgence, Saint-Paul et UQAC), la différence entre les îlots de FN et les terrains vagues avoisinants n'est pas significative. Cependant, sur 9 FN où la différence n'est pas significative, pour 7 d'entre elles le carbone dans les îlots est supérieur aux terrains vagues avoisinants. Considérant que l'accumulation de carbone dans le sol devrait continuer et surtout que la croissance des arbres n'est pas terminée, la différence entre le carbone des îlots et des

témoins devrait continuer d'augmenter. Les deux FN présentant plus de carbone dans les terrains vagues avoisinants que dans les îlots de FN pourraient mettre en doute cette affirmation, d'autant plus qu'une vieille FN s'y trouve (Saint-Anicet). Cependant, des caractéristiques propres à ces deux FN pourraient expliquer que les terrains vagues avoisinants soient plus élevés, mais de façon non significative. Pour la FN de Saint-Fulgence, le fait qu'il a été possible de réaliser seulement 1 échantillon témoin en raison du refus des responsables de la ville d'endommager le terrain augmente la chance d'erreur dans les résultats puisqu'une erreur de manipulation pourrait s'être introduite. Pour la FN de Saint-Anicet, la présence d'un géotextile au-dessus du sol limitant l'apport organique au sol est l'hypothèse principale permettant d'expliquer la plus faible quantité de carbone dans les îlots de cette FN.

Une différence entre les sites d'études a aussi été observée pour le carbone total. Schmitt-Harsh *et al.* (2013) ont aussi observé une différence entre leurs sites d'étude pour le carbone total. Tout comme dans cette étude, ceux-ci ont observé que le carbone du sol semblait être un facteur confondant pour le carbone total puisque celui-ci était indépendant de l'âge de la FN. En effet, il a été observé avec le carbone de la biomasse que les FN plus âgées étaient celles qui séquestraient le plus (Saint-Anicet et Saint-Jérôme). Or, pour le carbone total, cette observation n'est pas reproduite. En effet, les groupes rassemblant les FN séquestrant le plus de carbone (Alma, Industriel et Larouche), celles moyennes (Chambord, Saint-Félicien, Saint-Jérôme, Saint-Paul et UQAC) et celles le moins (Masteuiatsh, Saint-Anicet et Saint-Fulgence) sont variés en âge. C'est principalement la présence de la FN de Saint-Jérôme (10 ans d'âge) et de la FN de Saint-Anicet (12 ans d'âge) dans le groupe séquestrant moyennement du carbone qui apporte cette conclusion. Cependant, des caractéristiques propres à chacune peuvent permettre de mieux comprendre la quantité de carbone total séquestré par celle-ci, considérant l'importance du sol dans cette valeur. Pour la FN de Saint-Jérôme, le sol très dense (terrain auparavant utilisé par la ville pour y conserver de la machinerie), limitant l'addition de matière organique fraîche au sol, est probablement ce qui a

limité la séquestration de carbone de cette FN Brevik *et al.* (2002). Pour la FN de Saint-Anicet, la présence de géotextile au sol pour limiter la croissance de mauvaises herbes a assurément limité l'apport en MOM au sol limitant ainsi la quantité de carbone total séquestré par cette FN. Au-dessus du géotextile, aucun sol n'était présent. Finalement, les différences de carbone total séquestré qui existent entre les différentes FN peuvent être expliquées par plusieurs phénomènes. L'ajout de sol riche en carbone et de copeaux de bois à la plantation ont possiblement modifié la quantité de carbone du sol des FN. Le type de sol, sa biodiversité et les arbres qui y sont plantés peuvent aussi jouer un rôle dans la séquestration du carbone par celui-ci (Lange *et al.* 2015).

Les résultats obtenus peuvent aussi être comparés à des résultats de la littérature. L'étude de Schmitt-Harsh *et al.* (2013) présente des résultats de carbone total dans des FN en milieu urbain de l'ordre de 72.4 tC ha^{-1} . Ces résultats sont dans le même ordre de grandeur que ceux présentés dans ce mémoire. Cependant, plusieurs différences entre la méthode utilisée par Schmitt-Harsh *et al.* (2013) et celle utilisée dans ce mémoire rendent la comparaison imparfaite. Ceux-ci ont considéré seulement 15 cm de sol et l'étude s'est déroulée en Indiana où le climat varie de celui du Québec. Au contraire, Pregitzer *et al.* (2021), qui ont mesuré le carbone total des espaces verts de la ville de New York, ont obtenu des résultats nettement plus élevés (263 tC ha^{-1}). Encore une fois, les différences entre les sites d'études pourraient expliquer la variation observée. Néanmoins, ces deux études permettent de témoigner du potentiel de séquestration du carbone dans les FN et du potentiel des terrains boisés urbains lorsqu'ils sont à maturité.

6.4 MODÉLISATION DE L'ÉVOLUTION DES STOCKS DE CARBONE DES FORET NOURRICIERE

Pour l'ensemble des FN, la mesure du carbone de la biomasse végétale actuelle est soit égale ou supérieure aux résultats de la modélisation de carbone de la biomasse végétale. Ces résultats ont déjà été comparés aux résultats de la littérature dans la section biomasse

végétale de cette discussion. Cependant, les stocks de C mesurés dans les différentes FN de l'étude permettent de valider que les modélisations réalisées semblent sous-estimer la quantité de carbone séquestré par la biomasse végétale dans les premières années de croissance des FN. Il était attendu que les modélisations de carbone pour les différentes FN révéleraient leur potentiel de séquestration à long terme ; cela a été confirmé par de forts stocks de carbone séquestré par les FN. Les quantités de carbone séquestré après 100 ans variaient entre 35 tC ha⁻¹ et 125 tC ha⁻¹. Pandrey et Chatuveri (2014) mentionnent que les différents systèmes agroforestiers peuvent séquestrer entre 2 et 120 tC ha⁻¹ après 100 ans, donc comparables au stockage moyen estimé dans notre étude. La plus petite variation observée dans les FN étudiées peut être expliquée par une plus grande similarité entre les FN qu'entre différents types d'aménagements agroforestiers de Pandrey et Chatuveri (2014). La variation entre les aménagements peut être la densité en arbres, la densité en arbustes, les essences d'arbres qui ont été plantés et plusieurs autres. De plus, l'âge des arbres et des arbustes à la plantation peut aussi exercer une influence puisqu'elle joue sur la taille des arbres lorsqu'ils sont mesurés et donc sur le calcul de la biomasse. Ainsi, les FN sont comparables aux autres systèmes agroforestiers et révèlent une séquestration à long terme comparable à ceux-ci.

Les résultats indiquent une augmentation graduelle des stocks nets de C dans la MOM jusqu'à la 100^e année, et ce, pour l'ensemble des FN. L'étude de Negash et Kanninen (2015), qui consistait à modéliser la quantité de carbone séquestré par la biomasse végétale et du sol de plantations de café à l'aide du modèle CO2FIX, ne présente pas les mêmes résultats. En effet, ceux-ci présentent des modélisations de carbone du sol sur 50 ans qui augmentent pendant les 10 à 15 premières années pour ensuite se stabiliser. Cependant, le modèle CBM-CFS3 utilisé dans la présente étude considère un taux de décomposition et un ajout de MOM au sol stable chaque année selon les arbres présents sur le territoire. Pour ce qui est de l'étude de Negash et Kanninen (2015), les auteurs ont utilisé des taux de décomposition ajustés selon des données obtenues dans une étude précédente en plus de calculer le carbone du sol de départ des sols étudiés, ce qui n'a pas été fait dans ce mémoire et qui pourrait expliquer la

différence observée. Il est important de mentionner que l'étude de Negash et Kanninen (2015) a été réalisée en zone tropicale ce qui peut aussi engendrer des différences avec les résultats présentés dans ce mémoire. C'est donc dire qu'il est possible que le modèle utilisé pour cette étude introduit un biais par la non prise en compte de la variation d'introduction de MOM entre les années. L'étude de Pregitzer *et al.* (2021) présente aussi des modélisations de séquestration de carbone en terrain urbain. Ceux-ci ont obtenu des taux de séquestration de $7.42 \text{ tC ha}^{-1} \text{ année}^{-1}$ et ne mentionnent pas de stabilisation dans l'accumulation. Cette valeur d'accumulation de carbone est comparable à celles obtenues dans les modélisations de cette étude, mais seulement dans les années où les augmentations sont les plus grandes. Ainsi, l'absence de stabilisation et le fait que la modélisation soit comparable seulement en partie avec celle présentée dans ce mémoire peut être attribuable au fait que Pregitzer *et al.* (2021) ont réalisé des modélisations sur des systèmes d'âges variés et les ont additionnés au lieu de les traiter individuellement.

Finalement, il a été observé que la stabilisation de l'augmentation de la séquestration du carbone dans la biomasse des FN n'arrive pas à la même année pour chacune des FN. Negash et Kanninen (2015) n'ont pas observé ce phénomène alors que l'ensemble des modélisations réalisées dans leurs systèmes agroforestiers présentaient une stabilisation du carbone séquestré après environ 10 ans. Or, il est possible que la différence entre les aménagements étudiés par Negash et Kanninen (2015), principalement le type d'arbres sur le territoire, soit moindre que pour les FN étudiées dans la présente étude. En effet, ceux-ci étudiaient seulement des systèmes agroforestiers basés sur les plants de café en zone tropicale. Ainsi, la variabilité des essences plantées dans les FN aurait pu faire en sorte que la stabilisation de carbone de la biomasse végétale dans les différentes FN arrive à des périodes variées puisque les différentes essences d'arbres n'ont pas les mêmes durées de croissance. En effet, puisque le modèle considère les courbes de croissance comme accumulation de carbone par les arbres, lorsque la courbe de croissance d'un arbre s'arrête, celui-ci n'accumule plus de carbone selon le modèle. Ainsi, dans le cas d'une FN comportant davantage d'arbres

et arbustes avec une durée de croissance courte verraient sa séquestration de carbone se stabiliser plus rapidement qu'une FN comportant plus d'essence où la période de croissance est longue.

Les résultats de modélisation portent à croire qu'à long terme, les FN pourraient séquestrer autant de carbone que d'autres types d'aménagements forestiers urbains ou différents systèmes agroforestiers. Ils démontrent ainsi un grand potentiel des FN pour la séquestration du carbone, comparativement au principal type d'aménagement urbain utilisé au Québec, à savoir les terrains gazonnés. Ces résultats pourraient permettre d'attirer l'attention vers le potentiel des FN afin que davantage d'études soient réalisées pour en optimiser leurs potentiels face à la lutte aux CC.

CONCLUSION

Cette étude tentait de déterminer l'état des lieux présent et futur de la séquestration du carbone des FN du Saguenay-Lac-Saint-Jean et du Québec. Pour se faire, les objectifs spécifiques étaient d'établir le bilan du carbone séquestré dans la biomasse végétale et dans le sol des FN pour les comparer à un terrain gazonné environnant. Il était aussi nécessaire de modéliser le bilan du carbone séquestré par ces aménagements sur 100 ans selon le scénario actuel. Ainsi, plusieurs hypothèses ont découlé de ces objectifs, soit qu'une augmentation de la quantité de carbone séquestré tant par la biomasse végétale que par le sol serait observée lorsque comparée au terrain gazonné. Il était aussi attendu que les FN pourraient séquestrer du carbone à long terme (100 ans) tel que modélisé par CBM-SFC3. Les différentes méthodes de mesures de la séquestration du carbone dans la biomasse végétale et dans le sol (mesures ainsi que modélisations) démontrent que les FN peuvent, dans une certaine mesure, séquestrer du carbone. Cependant, certaines limites ont été énoncées concernant les mesures réalisées comme l'incertitude importante associée à la méthode utilisée pour réaliser les modélisations et l'ajout de terre noire riche en carbone à la plantation de aménagements qui aurait pu influencer les mesures réalisées.

Plus spécifiquement, pour le carbone dans la biomasse végétale, l'hypothèse de départ voulant que les FN séquestrent davantage de carbone que les terrains gazonnés a été partiellement supportée par 2 FN. En effet, pour les FN plus vieilles, la quantité de carbone dans la biomasse végétale est supérieure aux valeurs théoriques de carbone dans le gazon. Les FN présentent une certaine capacité de stockage de carbone malgré le jeune âge des aménagements étudiés. Les résultats sont suffisamment précis en raison de l'utilisation d'une équation allométrique adaptée pour chaque essence d'arbres et arbustes. Pour ce qui est du carbone du sol, l'hypothèse de départ voulant que les FN séquestrent davantage de carbone que le scénario de référence ne peut pas être supporté. En effet, certaines incertitudes portent à croire que les valeurs pourraient être influencées par l'installation et l'aménagement des FN

comme l'ajout de sol riche en carbone et de paillis lors de la plantation. Ainsi, il est possible que l'augmentation de carbone du sol ne soit pas due à l'apport des arbres et des arbustes se trouvant sur le site, mais plutôt au matériel utilisé lors de la plantation. Il est ainsi difficile de déterminer à quel moment le bilan de carbone du sol devient positif. Pour ce qui est de la séquestration à long terme, les modélisations réalisées démontrent que les FN pourraient séquestrer du carbone pendant 100 ans. Ainsi, ils pourraient devenir des projets intéressants dans la lutte aux CC.

Pour conclure, les résultats démontrent un potentiel de séquestration du carbone qui mérite d'être comptabilisés. En effet, considérant que les résultats présents, via les mesures réalisées, et futurs par modélisation présentent des résultats similaires à d'autres aménagements qui sont cités comme des puits de carbone potentiels dans la lutte aux CC, l'avenue des FN mérite d'être approfondie. De plus, les FN du Québec sont pour la plupart très jeunes, elles présentent une opportunité de suivi de croissance des arbres, de l'apport en végétaux à la communauté, de séquestration du carbone et encore plus qui pourrait être bénéfique pour mieux comprendre ces aménagements urbains.

LISTE DE RÉFÉRENCES

- Ackerman K, Conard M, Culligan P, Plunz R, Sutto M-P et Whittinchill L. 2014. Sustainable food systems for future cities: the potential of urban agriculture. *The Economic and Social Review*, 45 : 189-206.
- Aguaron E et McPherson G. 2012. Comparison of methods for estimating carbon dioxide storage by sacramento's urban forest Dans : Lal R. et Augustin B. éd. *Carbon sequestration in urban ecosystems*. USDA Forest Service, Columbus, p. 43-71.
- Ahmad Dar J et Sundarapandian S. 2015. Variation of biomass and carbon pools with forest type in temperate forests of Kashmir Himalaya, India. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187 : 55-73.
- Amichev B-Y, Bentham M-J, Kulshreshtha S-N, Laroque C-P, Piwowar J-M et Van Rees C-J-K. 2017. Carbon sequestration and growth of six common tree and shrub shelterbelts in Saskatchewan, Canada. *Canadian journal of soil science*, 97 : 368-381.
- Andrieux B, Beguin J, Bergeron Y, Grondin P et Paré D. 2018. Drivers of postfire soil organic carbon accumulation in the boreal forest. *Global Change Biology*, 24 : 4797-4815.
- Balesdent J, Chenu C et Balabane M. 2000. Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. *Soil & Tillage Research*, 53 : 215-230.
- Beschta R-L et Ripple W-J. 2007a. Increased willow heights along northern yellowstone's blacktail deer creek following wolf reintroduction. *Western North American Naturalist*, 67 : 613-617.
- Beschta RL et Ripple WJ. 2007b. Wolves, elk, and aspen in the winter range of Jasper National Park, Canada. *Canadian Journal of Forest Research*, 37 : 1873-1885.
- Boucher J-F, Tremblay P, Lefebvre A, Fradette O, Bouchard S et Lord D. 2019. The carbon fraction in biomass and organic matter in boreal open woodlands of eastern Canada. *Écoscience* : 1-6.
- Boudewyn P, Song X-S, Mangnussen S et Gillis M-D. 2007. Model-based, volume-to-biomass conversion for forested and vegetated land in Canada. *Ressources naturelles Canada, Victoria*, 124 p.
- Boudreau J, Nelson R, Margolis H, Beaudoin A, Guindon L et Kimes D. 2008. Regional aboveground forest biomass using airborne and spaceborne LiDAR in Québec. *Remote Sensing of Environment*, 112 : 3876-3890.
- Brevik E, Fenton T et Moran L. 2002. Effect of soil compaction on organic carbon amounts and distribution, South-Central Iowa. *Environmental Pollution*, 116 : 137-141.
- Bush E, Gillet N, Watson E, Fyfe J, Vogel F et Swart N. 2019. Rapport sur le climat changeant du Canada. *Gouvernement du Canada, Ottawa*, 446 p.
- Camino-Serrano M, Gielen B, Luysaert S, Ciais P, Vicca S, Guenet B, Vos B-D, Cools N, Ahrens B, Altaf Arain M, Borken W, Clarke N, Clarkson B, Cummins T, Don A, Pannatier E-G, Laudon H, Moore T, Nieminen T-M, Nilsson M-B, Peichl M, Schwendenmann L, Siemens J et Janssens I. 2014. Linking variability in soil solution dissolved organic carbon to climate, soil type, and vegetation type. *Global Biogeochemical Cycles*, 28 : 497-509.

Chaturvedi O-P, Handa A-K, Kaushal R, Uthappa A-R, Sarvade S et Panwar P. 2016. Biomass production and carbon sequestration through agroforestry. *Range Management and Agroforestry*, 37 : 116-127.

Chojnacky D-C, Heath L-S et Jenkins J-C. 2014. Updated generalized biomass equations for North American tree species. *Forestry*, 87 : 129–151.

Clark K-H et Nicholas K-A. 2013. Introducing urban food forestry: a multifunctional approach to increase food security and provide ecosystem services. *Landscape Ecology*, 28 : 1649-1669.

Climate action planning. 2019. Defining carbon neutrality for cities & managing residual emissions – cities' perspective & guidance. NYC Mayor's Office of Sustainability, New-York, 29 p.

De Baets N, Gariépy S et Vézina A. 2007. Le portrait de l'agroforesterie au Québec. *Agriculture et agroalimentaire Canada*, La Pocatière, 88 p.

Design Écologique. 2017 (mis à jour le 4 août 2017). La permaculture à votre service! Consulté le 4 août 2020, <http://designecologique.ca/a-propos/>

Dickinson Y-L et Zenner E-K. 2010. Allometric equations for the aboveground biomass of selected common eastern hardwood understory species. *Northern Journal of Applied Forestry*, 27 : 160-165.

Dockerty T, Lovett A, Sunnenberg G, Appleton K et Parry M. 2005. Visualising the potential impacts of climate change on rural landscapes. *Computers, Environment and Urban Systems*, 29 : 297-320.

Emerson W et McGarry D. 2003. Organic carbon and soil porosity. *Australian Journal of Soil Research*, 41 : 107-118.

Endreny T, Santagata R, Perna A, Stefano C-D, Rallo R-F et Ulgiati S. 2017. Implementing and managing urban forests: a much needed conservation strategy to increase ecosystem services and urban wellbeing. *Ecological Modelling*, 360 : 328-335.

Environnement et Changement climatique Canada. 2019. Rapport d'inventaire national 1990–2019 : Sources et puits de gaz à effet de serre au Canada. Division des inventaires et rapports sur les polluants, Ottawa, 110 p.

EURÊKO! 2020 (mis à jour le 14 février 2020). Forêts nourricières. Consulté le 1 mai 2020, <https://eureko.ca/realisations/agriculture-urbaine-et-securite-alimentaire/forets-nourricieres>

FAO. 2016. State of the World's Forests 2016. Food and agriculture of the United Nations, Rome, 126 p.

Farrar-Laird J. 1937. Les arbres du Canada. Corporation des éditions fides et ressources naturelles Canada, Québec, 360 p.

Fatemi F-R, Yanai R-D, Hamburg S-P, Vadeboncoeur M-A, Arthur M-A, Briggs R-D et Levine C-R. 2011. Allometric equations for young northern hardwoods: the importance of age-specific equations for estimating aboveground biomass. *Canadian Journal of Forest Research*, 41 : 881-891.

Fortier J, Truax B, Gagnon D et Lambert F. 2015. Biomass carbon, nitrogen and phosphorus stocks in hybrid poplar buffers, herbaceous buffers and natural woodlots in the riparian zone on agricultural land. *Journal of Environmental Management*, 154 : 333-345.

- Fournier R-A, Luther J-E, Guidon L, Lambert M-C, Piercey D, Hall R-J et Wulder M-A. 2003. Mapping aboveground tree biomass at the stand level from inventory information: test cases in Newfoundland and Quebec. Ressources naturelles Canada, Laurentian Forestry Centre, Sherbrooke, 17 p.
- Freelich L. 1992. Predicting dimensional relationships for twin cities shade trees. University of Minnesota, St-Paul, 33 p.
- Frouz J, Pižl V, Cienciala E et Kalčík J. 2009. Carbon storage in post-mining forest soil, the role of tree biomass and soil bioturbation. *Biogeochemistry*, 94 : 111-121.
- GIEC. 2018. Rapport spécial du GIEC sur les conséquences d'un réchauffement planétaire de 1,5 °C par rapport aux niveaux préindustriels et les trajectoires associées d'émissions mondiales de gaz à effet de serre, dans le contexte du renforcement de la parade mondiale au changement climatique, du développement durable et de la lutte contre la pauvreté. Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat, Genève, 110 p.
- Giguère M. 2009. Mesures de lutte aux îlots de chaleur urbains. Institut national de santé publique Québec, Direction des risques biologiques environnementaux et occupationnels, Québec, 95 p.
- Gispert M, Pardini G, Emran M, Doni S et Masciandaro G. 2018. Seasonal evolution of soil organic matter, glomalin and enzymes and potential for C storage after land abandonment and renaturalization processes in soils of NE Spain. *Catena*, 162 : 402-413.
- Golubiewski N-E. 2006. Urbanization increases grassland carbon pools: effects of landscaping in Colorado's front range. *Ecological Applications*, 16 : 555-571.
- Greenberg C-H et Simon R. 1999. Age, composition and stand structure of old-growth oak sites in the florida high pine landscape: implication for ecosystem management and restauration. *NAtural Areas*, 19 : 30-40.
- Grenier D, Bergeron Y, Kneeshaw D et Gauthier S. 2005. Fire frequency for the transitional mixedwood forest of Timiskaming, Quebec, Canada. *Canadian Journal of Forest Research*, 35 : 656-666.
- Guo Y, Amundson R, Gong P et Yu Q. 2006. Quantity and spatial variability of soil carbon in the conterminous united states. *Soil Science Society of America Journal*, 70 : 590-600.
- Hember R-A, Kurz W-A et Coops N-C. 2017. Increasing net ecosystem biomass production of Canada's boreal and temperate forests despite decline in dry climates. *Global Biogeochemical Cycles*, 31 : 134-158.
- Hoalst-Pullen N. 2019. The community food forest handbook: how to plan, organize and nurture edible gathering places. Chelsea green publishing, White river junction, 242 p.
- Howard P-J-A et Howard D-M. 1989. Use of organic carbon and loss-on-ignition to estimate soil organic matter in different soil types and horizons. *Biology and fertility of soils*, 9 : 306-310.
- Hu Y-L, Zeng D-H, Ma X-Q et Chang S-X. 2016. Root rather than leaf litter input drives soil carbon sequestration after afforestation on a marginal cropland. *Forest Ecology and Management*, 362 : 38-45.
- Jacke D et Toensmeier E. 2005. Edible forest gardens. Chelsea green publishing, White River Junction, 396 p.

- Jo H-K et McPherson G. 1995. Carbon storage and flux in urban residential greenspace. *Journal of Environmental Management*, 45 : 109–133.
- Kong L, Shi Z et Chu L-M. 2014. Carbon emission and sequestration of urban turfgrass systems in Hong Kong. *Science of The Total Environment*, 473 : 132-138.
- Kowalski J-M et Conway T-M. 2018. Branching out: The inclusion of urban food trees in Canadian urban forest management plans. *Urban Forestry & Urban Greening*, 100 : 1-9.
- Kurz W-A, Shaw C, Boisvenue C, Stinson G, Metsaranta J, Leckie D, Dyk A, Smyth C et Neilson E-T. 2013. Carbon in Canada's boreal forest — a synthesis. *Environmental reviews*, 21 : 260-292.
- Kurz W-A, Dymond C-C, White T-M, Stinson G, Shaw C-H, Rampley G-J, Smyth C, Simpson B-N, Neilson E-T, Trofymow J-A, Metsaranta J et Apps M-J. 2009. CBM-CFS3: A model of carbon-dynamics in forestry and land-use change implementing IPCC standards. *Ecological Modelling*, 220 : 480-504.
- Lal R et Augustin B. 2012. *Carbon Sequestration in Urban Ecosystems*. Springer, New York.
- Lambert M-C, Ung C-H et Raulier F. 2005. Canadian national tree aboveground biomass equations. *Ressources naturelles Canada, Laurentian Forestry Centre, Québec*, 22 p.
- Lange M, Eisenhauer N, Sierra C-A, Bessler H, Engels C, Griffiths R-I, Mellado-Vázquez P-G, Malik A-A, Roy J, Scheu S, Steinbeiss S, Thomson B-C, Trumbore S-E et Gleixner G. 2015. Plant diversity increases soil microbial activity and soil carbon storage. *Nature Communications*, 6 : 1-8.
- Larcher W. 2003. *Physiological plant ecology*. Springer, New-York, 513 p.
- Lee G-G, Lee H-W et Lee J-H. 2015. Greenhouse gas emission reduction effect in the transportation sector by urban agriculture in Seoul, Korea. *Landscape and Urban Planning*, 140 : 1-7.
- Lehmann L-M, Lysàk M, Schafer L et Henriksen C-B. 2019. Quantification of the understorey contribution to carbon storage in a peri-urban temperate food forest. *Urban Forestry & Urban Greening*, 30 : 1-12.
- Maclean D-A et Andersen A-R. 2008. Impact of a spruce budworm outbreak in balsam fir and subsequent stand development over a 40-year period. *The forestry chronicle*, 84 : 60-70.
- Myhre G, Shindell D, Bréon F-M, Collins W, Fuglestedt J, Huang J, Koch D, Lamarque J-F, Lee D, Mendoza B, Nakajima T, Robock A, Stephens G, Takemura T et Zhang H. 2013. Anthropogenic and natural radiative forcing. Dans : *Climate Change 2013: The physical science basis contribution of working group I to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change*. Cambridge University Press, Cambridge, p. 659-740.
- Nagamitsu T, Ogawa M, Ishida K et Tanouchi H. 2004. Clonal diversity, genetic structure, and mode of recruitment in a *Prunus ssiori* population established after volcanic eruptions. *Plant Ecology*, 174 : 1-10.
- Nair PKR, Nair VD, Kumar BM et Haile SG. 2009. Soil carbon sequestration in tropical agroforestry systems: a feasibility appraisal. *Environmental Science & Policy*, 12 : 1099-1111.

- Negash M et Kanninen M. 2015. Modeling biomass and soil carbon sequestration of indigenous agroforestry systems using CO2FIX approach. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 203 : 147-155.
- Nelson D-W et Sommers L-E. 1982. Total carbon, organic carbon, and organic matter. Dans : *American Society of Agronomy éd. Methods of soil analyses*. Purdue university, Lafayette, p. 539-579.
- Nelson DW et Sommers LE. 1983. Total carbon, organic carbon and organic matter. Dans : Page AL, *et al.* éd. *Methods of Soil Analysis Part 3 Chemical Methods*. American Society of Agronomy and Soil Science Society of America, Wisconsin, p. 961–1001.
- Nezhad M-T-K. 2019. Storage and drivers of soil organic carbon and nitrogen in a rangeland ecosystem across a lithosequence in western Iran. *Catena*, 176 : 245-263.
- Pandrey C-B et Chatuveri O-P. 2014. *Agroforestry : systems and prospects*. New india publishing agency, Nipa, 594 p.
- Paré C et Ouimet R. 2006. Organic carbon, organic matter and bulk density relationships in boreal forest soils. *Canadian journal of soil science*, 88 : 315-325.
- Park H et Higgs E. 2018. A criteria and indicators monitoring framework for food forestry embedded in the principles of ecological restoration. *Environmental Monitoring and Assessment*, 190 : 112-132.
- Park H, Turner N et Higgs E. 2018. Exploring the potential of food forestry to assist in ecological restoration in North America and beyond. *Restoration Ecology*, 26 : 284-293.
- Peichl M, Thevathasan N-V, Gordon A-M, Huss J et Abohassan R-A. 2006. Carbon sequestration potentials in temperate tree-based intercropping systems, southern Ontario, Canada. *Agroforestry Systems*, 66 : 243-257.
- Penman J, Gytarsky M, Hiraishi T, Krug T, Kruger D, Pipatti R, Buendia L, Miwa K, Ngara T et Tanabe K. 2003. *Good practice guidance for land use, land-use change and forestry*. Institute for Global Environmental Strategies, p. p. 593.
- Peterson E-B, Ahrens G-R et Peterson N-M. 1996. *Red alder managers handbook for British Columbia*. Western Ecological services, Victoria, 137 p.
- Post W-M et Kwon K-C. 2000. Soil carbon sequestration and land-use change: processes and potential. *Global Change Biology*, 6 : 317-327.
- Pregitzer C-C, Hanna C, Charlop-Powers S et Bradford M-A. 2021. Estimating carbon storage in urban forests of New York City. *Urban Ecosystems*, 25 : 617–631.
- Rajchal R et Meilby H. 2013. Above-ground biomass models for seabuckthorn (*Hippophae salicifolia*) in mustang district, Nepal. *Banko Janakari*, 23 : 23-34.
- Riolo F. 2018. The social and environmental value of public urban food forests: The case study of the Picasso food forest in Parma, Italy. *Urban Forestry & Urban Greening*, 3 : 1-12.
- Robinson S-L et Lundholm J-T. 2012. Ecosystem services provided by urban spontaneous vegetation. *Urban Ecosystems*, 15 : 545-557.

Russo A, Escobedo F-J, Cirella G-T et Zerbe S. 2017. Edible green infrastructure: An approach and review of provisioning ecosystem services and disservices in urban environments. *Agriculture, Ecosystems and environment*, 242 : 53-66.

Schafer LJ, Lysak M et Henriksen CB. 2019. Tree layer carbon stock quantification in a temperate food forest: A peri-urban polyculture case study. *Urban Forestry & Urban Greening*, 126466.

Schmitt-Harsh M, Mincey S-K, Patterson M, Fischer B-C et Evans T-P. 2013. Private residential urban forest structure and carbon storage in a moderate-sized urban area in the midwest, United States. *Urban Forestry & Urban Greening*, 12 : 454-463.

Schoeneberger M, Bentrup G, De Gooijer H, Soolanayakanahally R, Sauer T, Brandle J, Zhou X et Current D. 2012. Branching out: agroforestry as a climate change mitigation and adaptation tool for agriculture. *Journal of Soil and Water Conservation*, 67 : 128-136.

Schroeder P. 1994. Carbon storage benefits of agroforestry systems. *Agroforestry Systems*, 27 : 89-97.

Scripps Institution of Oceanography. 2020 (mis à jour le 28 juin 2020). The Keeling Curve. Consulté le 1 juillet 2020, <https://scripps.ucsd.edu/programs/keelingcurve/>

Setälä H-M, Francini G, Allen J-A, Hui N, Jumpponen A et Kotze D-J. 2016. Vegetation type and age drive changes in soil properties, nitrogen, and carbon sequestration in urban parks under cold climate. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 4 : 1-14.

Shchepeleva A-S, Vasenev V-I, Mazirov I-M, Vasenev, I.-I., Prokhorov I-S et Gosse D-D. 2017. Changes of soil organic carbon stocks and CO₂ emissions at the early stages of urban turf grasses' development. *Urban Ecosystems*, 20 : 309-321.

Shukla P, Skea J, Slade R, van Diemen R, Haughey E, Malley J, Pathak M et Portugal Pereira J. 2019. Climate change and land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems. Intergovernmental panel on climate change, Genève, 40 p.

Sillet S, Van Pelt R, Carroll AL, Campbell-Spickler J et Antoine M-E. 2020. Aboveground biomass dynamics and growth efficiency of *Sequoia sempervirens* forests. *Forest Ecology and Management*, 458 : 1-43.

Simard C, L'Ecuyer-Sauvageau C, Bissonnette JF et Dupras J. 2019. Le rôle des infrastructures naturelles pour la gestion des eaux de ruissellement et des crues dans un contexte d'adaptation aux changements climatiques. *Le naturaliste canadien*, 143 : 25-31.

Smith P, Bustamante M, Ahammad H, Clark H, Dong H, Elsiddig E-A, Haberl H, Harper R, House J, Jafari M, Masera O, Mbow C, Ravindranath N-H, Rice C-W, Robledo-Abad C, Romanovskaya A, Sperling F et Tubiello F. 2014. Agriculture, forestry and other land use. Dans : Edenhofer O, et al. éds. *Climate change 2014: mitigation of climate change Contribution of working group III to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change*. Cambridge University Press, Cambridge, p. 811-922.

Smith W-B et Brand G-J. 1983. Allometric biomass equation for 98 species of herbs, shrubs, and small trees. Department of Agriculture, Forest Service, North Central Forest Experiment Station, St Paul : 1-8.

Smyth C, Trofymow J-A et Kurz W-A. 2009. Decreasing uncertainty in CBM-CFS3 estimates of forest soil carbon sources and sinks through use of long-term data from the Canadian

intersite decomposition experiment. Ressources naturelles Canada, Pacific forestry centre, Victoria, 64 p.

Stavi I et Lal R. 2013. Agroforestry and biochar to offset climate change: a review. *Agronomy for Sustainable Development*, 33 : 81-96.

Stoltz J et Schaffer C. 2018. Salutogenic affordances and sustainability: multiple benefits with edible forest gardens in urban green spaces. *Frontiers in Psychology*, 9 : 12.

Taiz L, Zeiger E, Moller I et Murphy A. 2015. *Plant physiology*. Sinauer associates, Santa-Cruz, 761 p.

Tremblay S, Périé C et Ouimet R. 2006. Changes in organic carbon storage in a 50 year white spruce plantation chronosequence established on fallow land in Quebec. *Canadian Journal of Forest Research*, 36 : 2713-2723.

Tyrvaïnen L, Pauleit S, Seeland K et De vries S. 2005. Benefits and uses of urban forests and trees. Dans : Springer éd. *Urban forests and trees*. Springer, Berlin, p. 520.

Ussiri A et Lal R. 2007. Carbon sequestration in reclaimed minesoils. *Plant Sciences*, 24 : 151-165.

Ville de Saguenay. 2018 (mis à jour le 1 Janvier 2020). Populations et statistiques. Consulté le 9 Juillet 2020, <https://ville.saguenay.ca/services-aux-citoyens/urbanisme/populations-et-statistiques#:~:text=Superficie%20et%20position%20g%C3%A9ographique&text=La%20Ville%20de%20Saguenay%20s,de%20la%20Ville%20de%20Montr%C3%A9al>.

Watson R-T, Noble I-R, Bolin B, Ravindranath N-H, Verardo D-J et Dokken D-J. 2000. Land use, land-use change and forestry: a special report of the Intergovernmental panel on climate change. Intergovernmental panel on climate change, Cambridge, 22 p.

Weissert L-F, Salmond J-A et Schwendenmann L. 2014. A review of the current progress in quantifying the potential of urban forests to mitigate urban CO2 emissions. *Urban Climate*, 8 : 100–125.

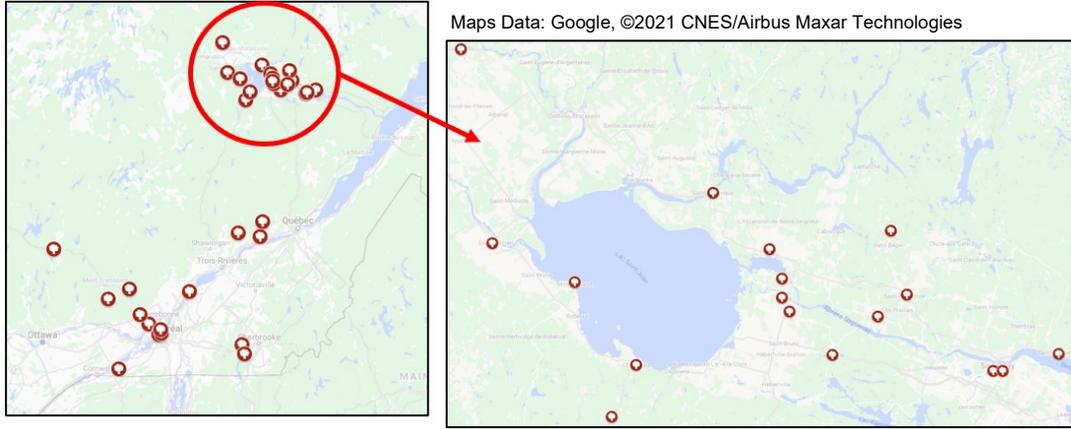
Windels S-K et Flaspohler D-J. 2011. The ecology of Canada Yew (*Taxus canadensis* Marsh.): A review. *Botany*, 89 : 1-17.

Wright S-F et Upadhyaya A. 1999. Quantification of arbuscular mycorrhizal fungi activity by the glomalin concentration on hyphal traps. *Mycorrhiza*, 8 : 283-285.

Yuan Y, Huang F, Lin F et Zhu P. 2020. Green space exposure on mortality and cardiovascular outcomes in older adults: a systematic review and meta-analysis of observational studies. *Aging Clinical and Experimental Research*, 33 : 1783–1797.

ANNEXE 1

Distributions spatiales des différentes forêts nourricières du Québec (gauche) et du Saguenay Lac-Saint-Jean (droite)



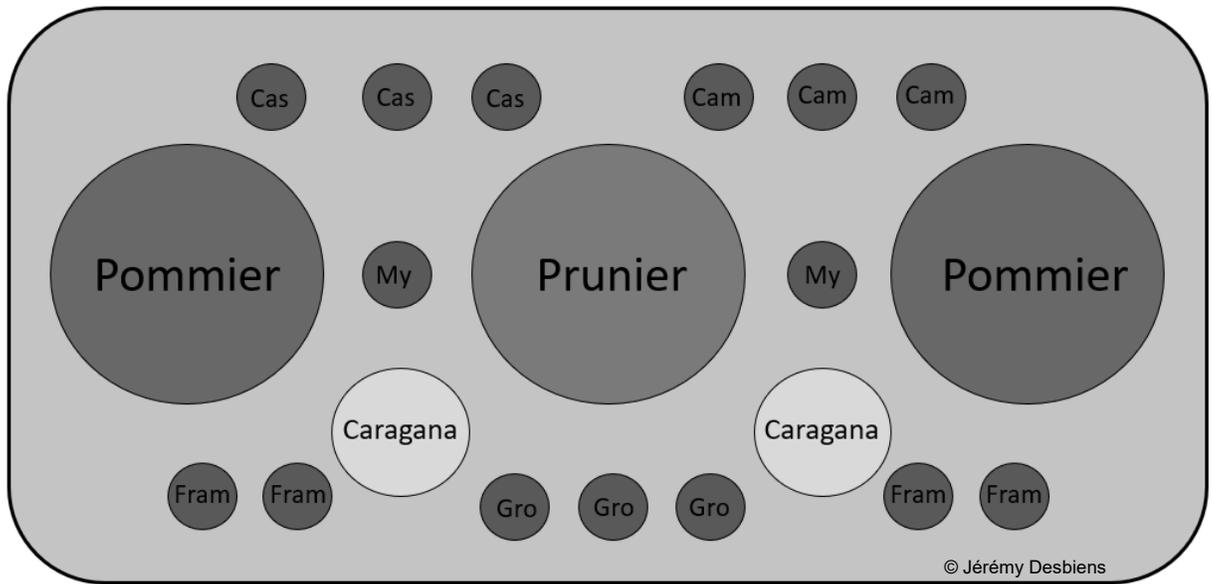
ANNEXE 2

Photos démontrant l'aménagement des FN à l'étude dans ce mémoire de maîtrise



ANNEXE 3

Exemple fictif d'aménagement d'un îlot de forêt nourricière selon le modèle implanté par Eurêko! au SLJS. Les dimensions des FN varient de 51 m² à 989 m². (Densité relative en végétaux non représentative)



Cas = cassis; Cam = camerise; My = myrtille, Fram = framboises, Gro = groseille

ANNEXE 4

Équations allométriques et paramètres pour l'estimation de la biomasse végétale pour les individus de plus de 2m

Essences	Référence	U B	VAR	SPP DEV	Équation Individus H≥2m
Aulne rugeux (<i>Alnus incana ssp. rugosa</i>)	Chojnacky et al. 2014	kg	cm	<i>Alnus sp.</i>	$LN(B) = -2,5932 + 2,5349 * LN(DBH)$
Érable rouge (<i>Acer rubrum</i>)	Lambert et al. 2003	kg	cm	<i>Acer Rubrum</i>	$B = (0,1014 * DBH^2,3448 + 0,0052) + (0,0291 * DBH^2,0893 + 0,0320) + (0,0175 * DBH^2,4846 + 0,0034) + (0,0515 * DBH^1,5198 + 0,0065)$
Épinette (<i>Picea sp.</i>)	Lambert et al. 2003	kg	cm	<i>Picea mariana</i>	$B = (0,0477 * DBH^2,5147 + 0,001) + (0,0153 * DBH^2,2429 + 0,0006) + (0,0278 * DBH^2,0839 + 0,0019) + (0,1648 * DBH^1,4143 + 0,0088)$
If (<i>Taxus canadensis</i>)	Chojnacky et al. 2014	kg	cm	<i>Taxus sp.</i>	$Ln(B) = -2,4623 + 2,4852 * Ln(DBH)$
Pruche (<i>Tsuga canadensis</i>)	Chojnacky et al. 2014	kg	cm	<i>Tsuga canadensis</i>	$Ln(B) = -2,3480 + 2,3876 * Ln(DBH)$
Peuplier baumier (<i>Populus balsamifera</i>)	Lambert et al. 2003	kg	cm	<i>Populus balsamifera</i>	$B = (0,051 * DBH^2,4529 + 0,0033) + (0,0297 * DBH^2,1131 + 0,0035) + (0,012 * DBH^2,4165 + 0,0014) + (0,0276 * DBH^1,6215 + 0,0018)$
Bouleau Jaune (<i>Betula alleghaniensis</i>)	Lambert et al. 2003	kg	cm	<i>Betula alleghaniensis</i>	$B = (0,1932 * DBH^2,1569 + 0,0193) + (0,0192 * DBH^2,2475 + 0,0017) + (0,0305 * DBH^2,4044 + 0,0024) + (0,1119 * DBH^1,3973 + 0,0121)$
Chêne (<i>Quercus rubra</i>)	Lambert et al. 2003	kg	cm	<i>Quercus rubra</i>	$B = (0,1754 * DBH^2,1616 + 0,0149) + (0,0381 * DBH^2,0991 + 0,0051) + (0,0085 * DBH^2,7790 + 0,0028) + (0,0373 * DBH^1,6740 + 0,0029)$
Prunier (<i>Prunus domestica</i>)	Lambert et al. 2003	kg	cm	<i>Prunus serotina</i>	$B = (0,3743 * DBH^1,9406 + 0,0573) + (0,0679 * DBH^1,8377 + 0,0204) + (0,0796 * DBH^2,0103 + 0,0108) + (0,0840 * DBH^1,2319 + 0,0053)$
Cerisier (<i>Prunus pensylvanica</i>)	Lambert et al. 2003	kg	cm	<i>Prunus serotina</i>	$B = (0,3743 * DBH^1,9406 + 0,0573) + (0,0679 * DBH^1,8377 + 0,0204) + (0,0796 * DBH^2,0103 + 0,0108) + (0,0840 * DBH^1,2319 + 0,0053)$
Pêche (<i>Prunus persica</i>)	Lambert et al. 2003	kg	cm	<i>Prunus serotina</i>	$B = (0,3743 * DBH^1,9406 + 0,0573) + (0,0679 * DBH^1,8377 + 0,0204) + (0,0796 * DBH^2,0103 + 0,0108) + (0,0840 * DBH^1,2319 + 0,0053)$
Sapin baumier (<i>Abies balsamea</i>)	Lambert et al. 2003	kg	cm	<i>Abies balsamea</i>	$B = (0,0534 * DBH^2,4030 + 0,0017) + (0,0115 * DBH^2,3484 + 0,0004) + (0,0070 * DBH^2,5406 + 0,0007) + (0,0840 * DBH^1,6695 + 0,0046)$
Pin cembro (<i>Pinus cembra ssp. strobus</i>)	Lambert et al. 2003	kg	cm	<i>Pinus Strobus</i>	$B = (0,0997 * DBH^2,2709 + 0,0129) + (0,0192 * DBH^2,2038 + 0,0016) + (0,0056 * DBH^2,6011 + 0,0008) + (0,0284 * DBH^1,9375 + 0,0024)$
Amelanchier (<i>Amelanchier canadensis</i>)	Chojnacky et al. 2014	kg	cm	<i>Amelanchier sp.</i>	$LN(B) = -2,2118 + 2,4133 * LN(DBH)$
viorne trilobé (<i>Viburnum trilobum</i>)	Fournier et al. 2003	kg	cm	<i>large-toothed aspen</i>	$B = 0,983 * DBH^2,3773$
Caraganier de Sibérie (<i>Caragana arborescens</i>)	Amichev et al. 2017	kg	cm	<i>caragana arborescens</i>	$B = 0,0284 * D^{30^2,576}$
Argousier (<i>Hippophae rhamnoides</i>)	Rajchal et Meilby 2013	g	cm	<i>Hippophae salicifolia</i>	$ln(B) = -3,083 + 2,436 * ln(D30)$
Sumac vinaigrier (<i>Rhus typhina</i>)	Chojnacky et al. 2014	kg	cm	<i>Sorbus americana</i>	$Ln(B) = -2,2110 + 2,4133 * Ln(DBH)$
sorbier (<i>Sorbus americana</i>)	Chojnacky et al. 2014	kg	cm	<i>Sorbus americana</i>	$Ln(B) = -2,2110 + 2,4133 * Ln(DBH)$
Pommier (<i>Malus domestica</i>)	Chojnacky et al. 2014	kg	cm	<i>Malus sp.</i>	$LN(B) = -2,48 + 2,4835 * LN(DBH)$
Noisetier a long bec (<i>Corylus cornuta</i>)	Sillet et al. 2020	kg	cm	<i>Corylus cornuta</i>	$B = 0,33 * DBH^1,75 + 0,009 * H^2,97$
Février d'amérique (<i>Gleditsia triacanthos</i>)	Chojnacky et al. 2014	kg	cm	<i>Gleditsia triacanthos</i>	$Ln(B) = -2,5095 + 2,5437 * Ln(DBH)$
Poirier (<i>Pyrus communis</i>)	Lambert et al. 2003	kg	cm	<i>Prunus serotina</i>	$B = (0,3743 * DBH^1,9406 + 0,0573) + (0,0679 * DBH^1,8377 + 0,0204) + (0,0796 * DBH^2,0103 + 0,0108) + (0,0840 * DBH^1,2319 + 0,0053)$
Noyer commun (<i>Juglans regia</i>)	Chojnacky et al. 2014	kg	cm	<i>Juglans cinerea</i>	$Ln(B) = -2,5095 + 2,6175 * Ln(DBH)$
Noyer cendré (<i>Juglans cinerea</i>)	Chojnacky et al. 2015	kg	cm	<i>Juglans cinerea</i>	$Ln(B) = -2,5095 + 2,6175 * Ln(DBH)$

ANNEXE 5

Équations allométriques et paramètres pour l'estimation de la biomasse végétale pour les individus de moins de 2m

Essences	Équation Individus H≤2m				
	Référence	U B	VAR	SPP DEV	Équation
Aulne rugeux (<i>Alnus incana ssp. rugosa</i>)	Tremblay et al. 2006	g	cm	<i>Alnus rugosa</i>	$B=63,28*D15^2,38$
Érable rouge (<i>Acer rubrum</i>)	Tremblay et al. 2006	g	cm	<i>Acer spicatum</i>	$B=73,182*D15^2,259$
Épinette (<i>Picea sp.</i>)	Tremblay et al. 2006	g	cm	<i>Picea mariana</i>	$B=0,5072*DST^1,9246$
If (<i>Taxus canadensis</i>)	Tremblay et al. 2006	g	cm	<i>Thuja occidentalis</i>	$B=68,423*D15^1,863$
Pruche (<i>Tsuga canadensis</i>)	Chojnacky et al. 2014	kg	cm	<i>Tsuga canadensis</i>	$\ln(B) = -3,2007 + 2,5339*\ln(DST)$
Peuplier baumier (<i>Populus balsamifera</i>)	Tremblay et al. 2006	g	cm	<i>Populus balsamifera</i>	$B=46,574*D15^2,527$
Bouleau Jaune (<i>Betula alleghaniensis</i>)	Tremblay et al. 2006	g	cm	<i>Betula alleghaniensis</i>	$B=-1,8337 + 2,1283*\log(DBH)$
Chêne (<i>Quercus rubra</i>)	Tremblay et al. 2006	g	cm	<i>Quercus spp.</i>	$B=-2,299 + 2,649 *\log(dsh)$
Prunier (<i>Prunus domestica</i>)	Tremblay et al. 2006	g	cm	<i>Prunus virginiana</i>	$B=9,934*DSH^2,92$
Cerisier (<i>Prunus pensylvanica</i>)	Tremblay et al. 2006	g	cm	<i>Prunus virginiana</i>	$B=9,934*DSH^2,92$
Pêche (<i>Prunus persica</i>)	Tremblay et al. 2006	g	cm	<i>Prunus virginiana</i>	$B=9,934*DSH^2,92$
Sapin baumier (<i>Abies balsamea</i>)	Tremblay et al. 2006	g	cm	<i>Abies balsamea</i>	$B=72,715*D15^2,25$
Pin cembro (<i>Pinus cembra sbg.strobus</i>)	Tremblay et al. 2006	g	cm	<i>Pinus strobus</i>	$B=0,1404*DSH^2,142$
Amelanchier (<i>Amelanchier canadensis</i>)	Tremblay et al. 2006	g	cm	<i>Amelanchier sp.</i>	$B=71,534 * D15^2,391$
viorne trilobé (<i>Viburnum trilobum</i>)	Tremblay et al. 2006	g	cm	<i>Viburnum cassinoides</i>	$B=-2,613 + 2,774*\log(dsh)$
Caraganier de Sibérie (<i>Caragana arborescens</i>)	Amichev et al. 2017	kg	cm	<i>Caragana arborescens</i>	$B=0,0284*D30^2,576$
Argousier (<i>Hippophae rhamnoides</i>)	Dickinson et Zenner 2010	g	cm	<i>Elaeagnus umbellata</i>	$\ln(ODW) = 3,1522 + 1,1981*\ln(H) + 1,1968*\ln(BD) + 0,4206*\ln(H)*\ln(BD)$
Sumac vinaigrier (<i>Rhus typhina</i>)	Tremblay et al. 2006	g	cm	<i>Sorbus americana</i>	$B = 44,394*D15^3,253$
sorbier (<i>Sorbus americana</i>)	Tremblay et al. 2006	g	cm	<i>Sorbus americana</i>	$B = 44,394*D15^3,253$
Pommier (<i>Malus domestica</i>)	Chojnacky et al. 2014	kg	cm	<i>Malus sp.</i>	$\ln(B) = -2,9255 + 2,4109*\ln(DSH)$
Noisetier a long bec (<i>Corylus cornuta</i>)	Tremblay et al. 2006	g	cm	<i>Corylus cornuta</i>	$B=62,819*D15^2,42$
Février d'amérique (<i>Gleditsia triacanthos</i>)	Chojnacky et al. 2014	kg	cm	<i>Gleditsia triacanthos</i>	$\ln(B) = -2,9255 + 2,4109*\ln(DST)$
Poirier (<i>Pyrus communis</i>)	Tremblay et al. 2006	g	cm	<i>Prunus sp.</i>	$B=68,041*D15^2,237$

Noyer commun (<i>Juglans regia</i>)	N.A	N.A	N.A	N.A	N.A
Noyer cendré (<i>Juglans cinerea</i>)	N.A	N.A	N.A	N.A	N.A
Groseiller (<i>Ribes uva-crispa</i>)	Tremblay et al. 2006	g	cm	<i>Ribes sp.</i>	$B=49,001 * DST^3,112$
Rosier (<i>Rosa sp.</i>)	Smith et brand 1983	g	cm	<i>Rosa sp.</i>	$y= 37,637 * DST^2,779$
Camerise (<i>Lonicera caerulea</i>)	Smith et brand 1983	g	cm	<i>Lonicera uthaensis</i>	$y=51,996 * DST^2,77$
Framboisier (<i>Rubus idaeus</i>)	Tremblay et al. 2006	g	cm	<i>Rubus idaeus</i>	$B=43,992 * DST^2,86$
Myrique Baumier (<i>Myrica gale</i>)	Smith et brand 1983	g	cm	<i>Myrica pensylvanica</i>	$y=60,795 * DST^2,867$
Gadelier (<i>Ribes rubrum</i>)	Tremblay et al. 2006	g	cm	<i>Ribes sp.</i>	$B=49,001 * DST^3,112$
Comptonie voyageuse (<i>Comptonia peregrina</i>)	Smith et brand 1983	g	cm	<i>Comptonia peregrina</i>	$y=44,691 * DST^3,314$
Gogi (<i>Lycium barbarum</i>)	Tremblay et al. 2006	g	cm	<i>Vaccinium angustifolium</i>	$B=-3,978+3,706 * \log(DSH)$
Bleuet (<i>Vaccinium angustifolium</i>)	Tremblay et al. 2006	g	cm	<i>Vaccinium angustifolium</i>	$B=-3,978+3,706 * \log(DSH)$
Cassis (<i>Ribes nigrum</i>)	Tremblay et al. 2006	g	cm	<i>Ribes sp.</i>	$B=49,001 * DST^3,112$
Murier (<i>Rubus ×neglectus</i> Peck.)	Tremblay et al. 2006	g	cm	<i>Rubus idaeus</i>	$B=43,992 * DST^2,86$
Aronie noire (<i>Aronia melanocarpa</i>)	Smith et brand 1983	g	cm	<i>Aronia sp.</i>	$y= 37,637 * DST^2,779$
Thé dulabrador (<i>Rhododendron groenlandicum</i>)	Tremblay et al. 2006	g	cm	<i>Vaccinium angustifolium</i>	$B=-3,978+3,706 * \log(DSH)$
Vigne (<i>Vitis vinifera</i>)	N.A	N.A	N.A	N.A	N.A
Kiwi artique (<i>Actinidia kolomikta</i>)	N.A	N.A	N.A	N.A	N.A
Raisin d'ours (<i>Arctostaphylos uva-ursi</i>)	N.A	N.A	N.A	N.A	N.A

ANNEXE 6

Courbe de croissance de référence utilisé pour la réalisation des modélisations

Essence	Référence courbe de croissance
Amelanchier	Beschta et Ripple 2007
Arbousier	N.A (linéaire)
Aulne rugeux	Petterson et al. 1996
Carragana	N.A (linéaire)
Cerisier	Nagamitsu et al. 2004
Chêne	Greenberg et Simons 1999
Érable rouge	Freelich 1992
Noisetier	N.A (linéaire)
Noyer cendré	Freelich 1992
Noyer commun	Freelich 1992
Pin cembro	Freelich 1992
Poirier	Nagamitsu et al. 2004
Pommier	N.A (linéaire)
Prunier	Nagamitsu et al. 2004
Sorbier	N.A (linéaire)
Sumac vinaigrier	N.A (linéaire)
Févier	N.A (linéaire)
Viorne trilobé	N.A (linéaire)
Bouleau Jaune	Grenier et al. 2005
Épinette	Freelich 1992
Ifne	Windels et Flaspohler 2011
Peuplier Baumier	Freelich 1992
Pruche	USDA 2020
Sapin Baumier	MacLean et Andersen 2008

ANNEXE 7

Test de contraste de moyenne comparant la quantité de carbone séquestré entre les arbres et les arbustes pour chacune des FN. Pour les comparaisons ayant un $p < 0,05$ (gras et italique), la différence entre le carbone séquestré des arbres et arbustes est statistiquement significative

FN	Estimation	Erreur standard	t ratio	Prob. > t
Alma	0.24974069	0.276991381	0.90161899	0.37558271
Chambord	0.25109742	0.086856589	2.89094262	<i>0.00588726</i>
Industriel	0.41986377	0.169971792	2.47019678	<i>0.01745722</i>
Larouche	0.36237316	0.115159635	3.14670293	<i>0.00290452</i>
Mashteuiatsh	0.21328254	0.169971792	1.25481139	0.21618036
Saint-Anicet	-0.3621773	0.115159635	3.14500219	<i>0.0029184</i>
Saint-Félicien	0.13250756	0.076571903	1.73049842	0.09040856
Saint-Francois	0.19422486	0.081223348	2.3912442	<i>0.02103459</i>
Saint-Fulgence	0.1645452	0.134148139	1.22659324	0.22621716
Saint-Jérôme	0.15915083	0.134148139	1.18638122	<i>0.02415633</i>
Saint-Paul	0.33731546	0.115159635	2.92911193	<i>0.00528753</i>
UQAC	0.08442536	0.069261186	1.2189418	0.22924053

ANNEXE 8

Test de contraste de moyenne comparant la séquestration du carbone du sol entre les îlots de FN et les témoins pour une profondeur donnée. Pour les comparaisons ayant un $p < 0,05$ (gras et italique), la différence entre les FN et les témoins (terrains gazonnés) est statistiquement significative

FN	Profondeur	Estimation	Erreur standard	t ratio	Prob. > t
Alma	0-10 cm	-4.616872033	13.48513047	0.34236762	0.7343893
	10-20 cm	28.3835037	13.48513047	2.10480008	0.0435289
	20-30 cm	17.71935964	13.48513047	1.31399245	0.19850859
Chambord	0-10 cm	24.77129818	6.753007361	3.66818765	0.00047432
	10-20 cm	-4.123717328	6.753007361	0.61064902	0.54342228
	20-30 cm	-7.676134122	6.753007361	1.13669862	0.25956541
Industriel	0-10 cm	3.558251389	8.138662661	0.43720345	0.66465103
	10-20 cm	14.65107186	8.138662661	1.80018173	0.08046061
	20-30 cm	13.53820801	8.138662661	1.66344381	0.10515847
Larouche	0-10 cm	10.00493209	5.696722263	1.75626117	0.08814616
	10-20 cm	9.244781211	5.696722263	1.62282463	0.11396362
	20-30 cm	1.794189235	5.696722263	0.31495115	0.75474429
Masteuhiast	0-10 cm	17.85678144	13.48513047	1.32418307	0.19514223
	10-20 cm	2.163887363	13.48513047	0.1604647	0.87355818
	20-30 cm	3.65409546	13.48513047	0.2709722	0.78821213
Saint-Anicet	0-10 cm	-7.959365187	5.883729153	1.35277559	0.18212438
	10-20 cm	0.745327215	5.883729153	0.12667599	0.89969746
	20-30 cm	1.828643195	5.883729153	0.31079663	0.75722832
Saint-Félicien	0-10 cm	12.74699189	6.993752187	1.82262562	0.0734236
	10-20 cm	10.23814336	6.993752187	1.4638985	0.14852447
	20-30 cm	-0.954361625	6.993752187	0.13645917	0.89192242
Saint-Francois	0-10 cm	20.89374625	6.993752187	2.98748736	0.00409207
	10-20 cm	4.693733469	6.993752187	0.67113237	0.5047528
	20-30 cm	4.160604168	6.993752187	0.594903	0.55418095
Saint-Fulgence	0-10 cm	-6.358964545	14.31380666	0.44425391	0.66085102
	10-20 cm	-15.22825208	14.31380666	1.06388555	0.29799966
	20-30 cm	-6.127288368	14.31380666	-0.4280684	0.67242975
Saint-Jérôme	0-10 cm	20.19424025	6.993752187	2.88746866	0.00541892
	10-20 cm	17.35962994	6.993752187	2.48216258	0.01592177
	20-30 cm	10.581949	6.993752187	1.51305747	0.13559855
Saint-Paul	0-10 cm	-2.802016706	6.993752187	-0.4006457	0.69012676
	10-20 cm	4.880878801	6.993752187	0.6978913	0.48798394
	20-30 cm	5.630533172	6.993752187	0.80508045	0.42400274
UQAC	0-10 cm	8.858291522	6.753007361	1.31175505	0.19391606
	10-20 cm	6.552401635	6.753007361	0.97029387	0.33526218
	20-30 cm	4.58490586	6.753007361	0.67894282	0.49942711

ANNEXE 9

Test de contraste de moyenne comparant la séquestration du carbone total entre les flots de FN et les témoins. Pour les comparaisons ayant un $p < 0,05$ (gras et italique), la différence entre les FN et les témoins (terrains gazonnés) est statistiquement significative

FN	Estimation	Erreur standard	t ratio	Prob. > t
Alma	38.1586579	17.63089333	2.16430655	<i>0.03631718</i>
Chambord	10.0123998	12.99550507	0.77045099	0.44544946
Industriel	27.3882097	14.86060576	1.84300762	0.07256575
Larouche	20.2766378	10.69181862	1.89646294	0.06496
Mashteuiatsh	20.908684	17.63089333	1.18591177	0.24248456
Saint-Anicet	7.15232117	11.64701945	0.61409026	0.54254836
Saint-Félicien	21.7389128	13.32853712	1.63100516	0.11054833
Saint-Francois	28.2648658	13.32853712	2.12062776	<i>0.04004829</i>
Saint-Fulgence	35.8002533	17.83165117	2.00768022	0.05129821
Saint-Jérôme	45.6591254	13.85867848	3.29462333	<i>0.00203769</i>
Saint-Paul	6.01471754	13.32853712	0.45126614	0.65417567
UQAC	24.9276441	12.99550507	1.91817432	0.06207138

ANNEXE 10

Quantité de carbone (tC ha⁻¹) de différents types de territoire exclusivement herbacés. Valeurs obtenues à partir d'une revue de la littérature scientifique disponible

Étude	Type de territoire	Carbone biomasse végétale (tC ha⁻¹)
Shchepeleva <i>et al.</i> (2017)	Gazonné urbain	6.16 ± 0.05
Fortier <i>et al.</i> (2015)	Herbacé non entretenu	2.23
Fortier <i>et al.</i> (2015)	Herbacé non entretenu	2.22
Fortier <i>et al.</i> (2015)	Herbacé non entretenu	1.92
Fortier <i>et al.</i> (2015)	Herbacé non entretenu	2.88
Jo et McPherson (1995)	Gazonné résidentiel	2.21 ± 0.4
Golubiewski (2006)	Gazonné résidentiel	0.35 à 8.76