

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC EN OUTAOUAIS

SUCCÈS D'ÉTABLISSEMENT DES ARBRES
PLANTÉS EN HAIES AGROFORESTIÈRES

MÉMOIRE
PRÉSENTÉ
COMME EXIGENCE PARTIELLE DE LA
MAÎTRISE EN BIOLOGIE
EXTENSIONNÉE DE L'UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

PAR
ANTOINE MATHIEU

MARS 2023

REMERCIEMENTS

Je tiens d'abord à souligner l'apport inestimable de tous les producteur-es agricoles, gestionnaires et contremaîtres qui ont accepté avec beaucoup de générosité de participer au projet de recherche et de nous laisser jouer dans leurs haies agroforestières. Mille mercis. Sans vous, il aurait été impossible de réaliser un tel projet. De l'ISFORT, merci à Régis qui m'a assisté avec tout le matériel, à Srdjan qui m'a aidé pour l'analyse des textures de sol et à Benoît qui m'a offert son expertise en dendrochronologie. Merci énormément à Cyrielle, qui m'a épaulé et assisté avec diligence et gentillesse au cours de la campagne d'échantillonnage à l'été 2021. Merci aussi d'avoir su m'endurer lorsque ma patience fut mise à l'épreuve !

Un énorme merci à Yasmina Larbi-Youssef de l'UPA, à Catherine Mercier, Cécile Tartera et Michelle Breton de ProConseil, à Mélanie Poirier du MAPAQ, à David Houle du COVABAR, à Laurianne Levert-Gauthier de Gestrie-Sol, et à Charles Lussier qui ont été d'une grande générosité et sans qui l'élaboration du réseau de sites d'échantillonnage n'aurait sans doute pas été possible. J'aimerais également remercier André Vézina et Giulio Neri pour la belle visite des sites agroforestiers des terres noires et pour votre implication comme pionniers dans le domaine de l'agroforesterie québécoise.

À David et Alain j'offre mes plus sincères remerciements avec amitié, vous qui m'avez appuyé avec beaucoup de douceur et d'humanité dans cette aventure pas toujours facile. Vos conseils, vos encouragements et votre patience m'ont été inestimables. D'une complémentarité et d'une complicité sans pareilles, je n'aurais pu espérer meilleurs directeurs de recherche. À Alain, nul doute que David se joint à moi pour te souhaiter une heureuse retraite, remplie de plaisirs et de découvertes.

Merci également à mes parents, Marie-Claude et Raymond, qui ont fait preuve d'un intérêt et d'un support remplis de bienveillance et d'amour tout au long du projet. Un dernier petit remerciement tout banal, mais plein d'amour, à ma douce Rosalie qui m'a offert son expérience d'étudiante-chercheuse quand j'en avais besoin, mais qui m'a d'abord toujours soutenu, plus qu'elle ne le sait.

TABLE DES MATIÈRES

Remerciements	ii
Table des matières	iii
Liste des figures	iv
Liste des tableaux	v
Liste des abréviations, sigles et acronymes	vi
Liste des symboles et des unités	vii
Résumé	viii
1. Introduction	1
1.1 Problématique	1
1.2 L'état des connaissances	3
1.2.1 Les haies agroforestières	3
1.2.2 Le succès d'établissement des arbres et ses facteurs d'influence	7
2. Objectifs et hypothèses de recherche	11
2.1 Objectifs	11
2.2 Hypothèses de travail	12
3. Matériel et méthodes	13
3.1 Sites d'étude	13
3.2 Variables mesurées	16
3.3 Analyses statistiques	20
4. Résultats	23
4.1 Survie	23
4.2 Dimension	25
4.3 Qualité des fûts des arbres feuillus à bois noble	31
4.4 Abondance de la végétation spontanée et diversité des arbres de haies	32
5. Discussion	35
5.1 La survie des jeunes arbres de haies agroforestières	35
5.2 La croissance des arbres dans les haies agroforestières et effets des facteurs sur la dimension	37
5.3 La qualité des fûts des arbres feuillus à bois noble pourrait être améliorée	40
5.4 Diversité spécifique des arbres de haies	41
5.5 L'abondance des types fonctionnels de végétation spontanée située dans l'emprise de la haie	41
5.6 Biais de sélection des sites et solutions envisageables	43
6. Conclusion	44
Bibliographie	47
Annexe A – hauteur moyenne et diamètre à hauteur de poitrine moyen pour diverses espèces selon les classes d'âge	56

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Carte des sites échantillonnés	15
Figure 2 : Schéma représentant le plan d'échantillonnage avec l'exemple d'une haie mesurant 200m de longueur.....	16
Figure 3: Taux de survie des arbres plantés dans différentes haies en phase d'établissement en fonction de l'année de plantation (a) et du pH du sol (b).....	25
Figure 4 : Variation de l'indice de dimension du frêne (<i>Fraxinus</i> spp.) et de l'épinette de Norvège (<i>Picea abies</i>) en fonction de la préparation du sol avant plantation (a) et du type de haie (b).....	27
Figure 5 : Variation de l'indice de dimension du frêne (<i>Fraxinus</i> spp.) et du mélèze laricin (<i>Larix laricina</i>) en fonction de l'abondance totale de la végétation spontanée (a) et de l'abondance de phorbes spontanées (b).....	28
Figure 6 : Variation de l'indice de dimension du chêne rouge, du mélèze laricin (<i>Larix laricina</i>) et de l'érable rouge (<i>Acer rubrum</i>) en fonction de la distance entre les arbres sur le rang (a), de la largeur de l'emprise de la haie (b), et de la texture du sol (c, d).....	29
Figure 7 : Incréments annuels de hauteur (a) et de diamètre à hauteur de poitrine (b) pour les espèces les plus fréquentes.....	30
Figure 8 : Hauteur moyenne des espèces les plus fréquentes en fonction de leur âge.	30
Figure 9 : Qualité des fûts des arbres feuillus à bois noble ayant reçu ou non des tailles de formation.	31
Figure 10 : Qualité des fûts des arbres feuillus à bois noble et proportions relatives des défauts corrigibles ou déclassant la bille.....	32
Figure 11 : Analyse canonique de redondance de l'abondance des quatres types fonctionnels de végétation spontanée retrouvés sur et à travers le paillis des haies agroforestières (cadrage type II). Chaque point représente une parcelle.	33
Figure 12 : Analyse canonique de redondance de l'abondance des quatres types fonctionnels de végétation spontanée retrouvés sur le sol à nu des haies agroforestières (cadrage type II).	34
Figure 13 : Diversité spécifique des arbres de haies agroforestières selon l'année de plantation.	34

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Description des haies échantillonnées.	14
Tableau 2 : Facteurs analysés en relation avec la dimension et la survie des arbres dans différentes haies agroforestières.	18
Tableau 3: Facteurs analysés en relation avec l'abondance des quatre types fonctionnels de végétation spontanée dans les haies agroforestières.	22
Tableau 4 : Taux de survie de différentes espèces d'arbres plantés en haies agroforestières, sans discrimination par phase de croissance.	23
Tableau 5 : Relations entre le taux de survie des arbres dans différentes haies agroforestières en phase d'établissement et les facteurs année de plantation et pH du sol.	24
Tableau 6 : Relations entre l'indice de dimension des arbres dans différentes haies agroforestières et divers facteurs biotiques, abiotiques, structurels et techniques.	26

LISTE DES ABRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES

ACP	Analyse en composantes principales
ACR	Analyse canonique de redondance
DHP	Diamètre à hauteur de poitrine
pH	Potentiel hydrogène
spp.	<i>species plurimae</i> , signifiant « plusieurs espèces » en latin

LISTE DES SYMBOLES ET DES UNITÉS

cm	Centimètre
°C	Degré Celsius
ø	Diamètre
CO ₂	Dioxyde de carbone
H	Hauteur d'une haie agroforestière
ha	Hectare
km	Kilomètre
Mt	Mégatonne
m	Mètre
mm	Millimètre
M	Million
<i>n</i>	Nombre, quantité
Tg	Téragramme

RÉSUMÉ

L'inclusion intentionnelle d'arbres et d'arbustes dans les agroécosystèmes – l'agroforesterie – protège les cultures, les sols et les cours d'eau, favorise la biodiversité, bonifie l'esthétique des paysages et capte du carbone atmosphérique. Or, bien que la présence de l'arbre soit centrale à l'obtention de ces bénéfices, la compréhension des différents facteurs influençant leur établissement en milieu agricole est encore limitée. Nous avons mis en relation la survie et la dimension d'arbres formant des haies agroforestières avec 23 facteurs explicatifs abiotiques, biotiques, structurels et techniques en réalisant un échantillonnage intensif sur 78 haies brise-vent et bandes riveraines agroforestières situées dans le sud-ouest du Québec. Nous avons aussi analysé la composition de la végétation spontanée des haies agroforestières en relation avec huit facteurs explicatifs. Enfin, nous avons évalué la qualité des fûts d'arbres à bois nobles implantés dans les haies. Nos résultats indiquent que l'établissement des arbres varie principalement selon le site de plantation, avec un excellent taux de survie moyen de 86,4%. En modélisant le taux de survie des arbres de jeunes haies en fonction des facteurs explicatifs analysés, nous avons relevé une corrélation négative entre la survie des arbres et le pH du sol, ainsi que des différences de taux de survie selon l'année de plantation. La modélisation de la dimension des dix espèces d'arbres les plus fréquentes révèle des corrélations entre celle-ci et la méthode de maîtrise de la végétation spontanée, la texture du sol, la préparation du sol avant plantation, l'abondance de la végétation spontanée, ainsi que la structure de la haie et son type (brise-vent ou bande riveraine). L'abondance relative de différents types fonctionnels de végétation spontanée est influencée principalement par l'âge des haies. Les fûts d'arbres à bois noble des haies étaient d'une rectitude satisfaisante, mais présentaient généralement des défauts structurels. Le développement de la plupart de ces défauts pourrait toutefois être évité grâce à des tailles de formation préventives chez les jeunes arbres. Afin de favoriser un bon succès d'établissement des arbres en haies agroforestières, nous concluons qu'il est important de bien sélectionner les espèces à planter en fonction des conditions édaphiques, de préparer le sol avant la plantation, et de prévoir un espacement suffisant entre les arbres afin de favoriser une meilleure croissance à long terme. Nous concluons également que l'établissement des arbres en vue de créer des haies agroforestières est très satisfaisant et qu'il ne constitue pas un frein à l'adoption de systèmes agroforestiers.

MOTS-CLÉS: agroforesterie ; arbres ; établissement ; biodiversité; sylviculture.

1. INTRODUCTION

1.1 Problématique

L'inclusion volontaire d'arbres et d'arbustes dans les champs agricoles, soit l'agroforesterie, est une pratique qui contribue à réduire l'empreinte écologique des systèmes agricoles intensifs ainsi qu'à augmenter leur résilience face aux changements climatiques (Shukla *et al.*, 2019). En plus de capter et de séquestrer du carbone atmosphérique (Amichev *et al.*, 2016; Mayrinck *et al.*, 2019; Peichl *et al.*, 2006), l'implantation de plantes ligneuses dans les systèmes agricoles contribue à restaurer et conserver la biodiversité et bonifie l'offre en services écosystémiques (Torralba *et al.*, 2016; Udawatta *et al.*, 2019). Les arbres implantés dans un système agroforestier peuvent notamment améliorer la santé des sols et limiter leur érosion, réduire la pollution diffuse, protéger les cultures lors d'épisodes d'extrêmes climatiques et améliorer le rendement de certaines d'entre elles, ainsi que bonifier la qualité esthétique du paysage (Bergeron *et al.*, 2011; Brandle *et al.*, 2021; Torralba *et al.*, 2016; Wilson et Lowell, 2016).

Les haies en territoire agricole sont parmi les principaux types d'aménagements agroforestiers proposés et réalisés en régions tempérées (Santiago-Freijanes *et al.*, 2018). Deux types de haies sont particulièrement répandues, soit les haies brise-vent et les bandes riveraines arborées. Les fonctions principales des haies brise-vent sont de protéger les cultures, le bétail et les bâtiments du vent, ainsi que de protéger le sol contre l'érosion éolienne. Les bandes riveraines sont implantées principalement pour protéger les plans d'eau contre la dérive des intrants agricoles, notamment les fertilisants (Brandle *et al.*, 2021; Schultz *et al.*, 2019). Les bandes riveraines peuvent aussi remplir les mêmes fonctions que les haies brise-vent. Plusieurs autres services écosystémiques peuvent être fournis par les haies agroforestières, notamment la production de bois (Montgomery *et al.*, 2020). D'un point de vue écologique, les haies agroforestières contribuent à diversifier les habitats et à restaurer la biodiversité végétale en milieu agricole (Boutin *et al.*, 2002).

La diversité et l'ampleur services écosystémiques rendus par les arbres en milieu agricole sont liée au succès de leur établissement. Ces arbres doivent d'abord survivre à l'implantation puis bien se développer, car le rendement en services écosystémiques s'accroît au fur et à mesure que les arbres s'approchent de leur maturité. Notamment, la captation de carbone atmosphérique est améliorée dans les haies matures et la superficie protégée du vent augmente en fonction de la hauteur des arbres (Brandle *et al.*, 2004; Cleugh, 1998; Pardon *et al.*, 2017). Or, implanter des arbres en milieu agricole représente un certain défi; plusieurs facteurs biotiques et abiotiques, en plus des diverses techniques relatives à la gestion des cultures et des arbres employées par les producteurs agricoles, peuvent affecter la survie et la croissance des arbres

(Amichev *et al.*, 2020). Certaines caractéristiques structurelles des haies pourraient aussi avoir une incidence (Balandier et Dupraz, 1998; Cabanettes *et al.*, 1999). Comme il y a très peu de recherche sur le succès d'établissement d'arbres en haies agroforestières, on comprend encore mal l'influence relative des facteurs pouvant affecter la survie et la croissance des arbres dans ce contexte.

D'autre part, malgré les bénéfices environnementaux que l'implantation d'arbres en milieu agricole pourrait apporter à la société à long terme, les systèmes agroforestiers ne sont pas perçus comme présentant un intérêt économique garanti au producteur. Disposer d'analyses du potentiel de production de bois de qualité en systèmes agroforestiers pourrait influencer leur adoption par les entreprises agricoles qui considèreraient une nouvelle source de revenus.

Aussi, la multifonctionnalité (c.-à-d. la provision de plusieurs services écosystémiques) et la résilience des haies agroforestières pourraient être liées à la biodiversité qu'elles abritent. D'une part via la richesse spécifique des arbres, à l'instar des forêts, mais aussi via la biodiversité végétale spontanée s'établissant dans l'emprise des haies (Gamfeldt *et al.*, 2013; Hector et Bagchi, 2007; Jactel *et al.*, 2017; van der Plas *et al.*, 2016). Or, plusieurs facteurs affectent l'établissement de la végétation spontanée retrouvée dans l'emprise des haies agroforestières. Parmi ceux-ci, soulignons notamment les attributs du sol (pH, texture, classe de drainage), de la haie (âge, hauteur et type de haie), ainsi que la méthode employée afin de maîtriser la végétation spontanée (Boutin *et al.*, 2002; Litza et Diekmann, 2019; Römermann *et al.*, 2009; Vanneste *et al.*, 2020). Or, il existe peu de connaissances nous permettant de comprendre l'effet de ces facteurs sur la composition des communautés végétales spontanées des haies agroforestières et d'identifier ceux dont l'influence est la plus forte (Litza et Diekmann, 2019; Vanneste *et al.*, 2020).

Comme mentionné par une étude comparant deux régions tempérées (soit la France et le Québec), la recherche sur l'agroforesterie porte principalement sur les interactions arbres-cultures ainsi que sur l'impact de l'agroforesterie sur l'environnement et sur l'atténuation des changements climatiques (Hotelier-Rous *et al.*, 2020). Il est donc impératif de chercher à comparer l'effet de plusieurs facteurs sur l'établissement des arbres en haies agroforestières afin d'identifier ceux dont l'influence est la plus forte, ainsi que de préciser les taux de croissance réalisés sous ces facteurs en vue de mieux prédire l'évolution des bénéfices associés. Par exemple, il est primordial de connaître les courbes de croissance annuelle des espèces d'arbres souvent implantées pour constituer des haies brise-vent afin de pouvoir prédire le moment où elles seront assez hautes pour bien remplir leur fonction de protection contre le vent.

1.2 L'état des connaissances

1.2.1 Les haies agroforestières

Une haie agroforestière peut être définie comme un arrangement linéaire d'une ou plusieurs rangées d'arbres ou d'arbustes implantées en milieu agricole et visant à remplir une ou plusieurs fonctions. Les appellations des haies agroforestières changent selon leur fonction principale. Par exemple, les bandes tampons, les haies brise-odeur, les haies agrosylvicoles et les haies vives sont respectivement employées pour limiter la propagation des pesticides, limiter l'émanation d'odeurs, produire du bois, et limiter les déplacements du bétail (Anel *et al.*, 2017). Pour la présente étude, nous avons choisi de nous concentrer sur les haies brise-vent et les bandes riveraines arborées, compte tenu de leur popularité en comparaison aux autres types d'aménagements agroforestiers, tant localement qu'à l'échelle du continent. Ce sera donc strictement à ces deux types de haies que nous ferons référence lorsqu'il sera question de haies agroforestières (ou simplement de haies).

1.2.1.1 Les phases de croissance

Selon Mize *et al.* (2008), l'évolution du cycle de vie d'une haie se fait en trois phases de croissance. Ces phases nous renseignent sur le type de services écosystémiques fournis et sur la biodiversité abritée par la haie. En ordre chronologique de développement, les trois phases sont : la phase d'établissement, la phase fonctionnelle, et la phase mature. La phase d'établissement débute au moment où le sol est préparé pour la plantation et dure jusqu'au moment où les cimes des arbres se rejoignent. Pendant la phase fonctionnelle, les cimes se touchent et la fonction brise-vent de la haie devient optimale. C'est durant cette phase que les arbres entrent en compétition pour les ressources (lumière, espace, eau, nutriments). La phase mature débute lorsque la mortalité commence à affecter certains arbres. Durant la phase mature, les haies abriteraient une plus grande diversité animale et végétale qu'aux phases précédentes.

1.2.1.2 Les fonctions agricoles des haies

Comme son nom l'indique, l'effet brise-vent des haies sert à réduire la vitesse du vent afin de protéger les cultures, le sol, le bétail ou les bâtiments. La qualité de l'effet brise-vent et l'étendue de la zone protégée sont influencées par les structures externes et internes de la haie. La structure externe est déterminée par la hauteur (H), la longueur, l'orientation, la continuité, la largeur et la forme de la section de la haie. La structure interne est décrite par la quantité et la distribution des éléments solides (troncs, branchage et feuillage) et des trouées, tout en tenant compte du volume, de l'aire de surface et de la forme de ces éléments solides (Brandle *et al.*, 2004). La surface adjacente à la haie est protégée du vent sur une distance pouvant atteindre $30H$ (soit 30 fois la hauteur de la haie) dans le cas de haies denses à plusieurs rangées. La

protection est optimale dans la zone située entre 5H et 10H, où la vitesse du vent diminue de 35% à 75%. La protection s'amointrit ensuite peu à peu, proportionnellement à la distance avec la haie, pour atteindre une diminution de la vitesse du vent de 5% maximum à 30H (Brandle *et al.*, 2021).

En diminuant la vitesse du vent, les haies agroforestières protègent directement les sols et les plantes. L'érosion éolienne du sol en milieu agricole est néfaste, car elle entraîne la perte des éléments nutritifs et de la matière organique contenue dans les particules fines plus légères (Pimental *et al.*, 1995; Williams *et al.*, 1981; cités dans Brandle *et al.*, 2021). Dans certaines régions, la perte de sol due à l'érosion éolienne peut être très problématique. Dans la région de Sherrington, en Montérégie (Québec, Canada), les sols organiques sont très légers, ce qui les rend propices à l'érosion éolienne. On y rapporte des pertes de sol de l'ordre de $2 \text{ cm} \times \text{an}^{-1}$ (Bachand, 2019). Les plantes cultivées peuvent aussi être abimées par les particules de sol soufflées par le vent (Brandle *et al.*, 2021). Le vent peut aussi endommager directement et indirectement les plantes par divers processus; en favorisant les frottements entre les diverses structures des plantes (feuilles, tiges, fruits), en déchirant les feuilles, ou encore en cassant ou en pliant les tiges (Grace, 1977, 1981; Miller *et al.*, 1995; cités dans Brandle *et al.*, 2021).

Dans les champs cultivés, une modification des conditions microclimatiques s'effectue dans la zone protégée du vent. De jour, la température de l'air peut augmenter ou diminuer selon la distance par rapport à la haie; elle augmente dans la zone située en deçà d'une distance de 8H, et diminue dans la zone située entre 8H et 24H (Cleugh, 2002; McNaughton, 1988; cités dans Brandle *et al.*, 2021). Durant la nuit, la température de l'air près du sol reste plus élevée de 1 à 2 °C comparativement aux zones non protégées (Hodges *et al.*, 2004; Read, 1964; Zhang *et al.*, 1999; cités dans Brandle *et al.*, 2021). La température du sol ainsi que le taux d'humidité de l'air et du sol demeurent aussi généralement plus élevés dans la zone protégée (Hodges *et al.*, 2004; McNaughton, 1988; Zhang *et al.*, 1999; cités dans Brandle *et al.*, 2021).

La modification du microclimat augmente la productivité et accélère le développement de certaines cultures dans la zone protégée. On y rapporte notamment une floraison plus rapide de plants de soya, de maïs, de coton et de divers légumes, ainsi qu'une arrivée à maturité avancée pour certains melons, pois, choux, et piments (Baldwin, 1988; Barker *et al.*, 1989; Drew, 1982; Hodges *et al.*, 2004; Hodges et Brandle, 1996; Hodges et Brandle, données non publiées, 1996; Ogbuehi et Brandle, 1982; Senaviratne *et al.*, 2012; Zhang *et al.*, 1999; Zohar et Brandle, 1978; cités dans Brandle *et al.*, 2021). De façon générale, il est admis que l'effet de la protection contre le vent est bénéfique pour le rendement des cultures (Baldwin, 1988; Grace, 1977; Kort, 1988; Norton, 1988; cités dans Brandle *et al.*, 2021; Smith *et al.*, 2021).

Les haies favorisent aussi l'accumulation et une meilleure distribution de la neige dans les parcelles agricoles, ce qui améliorerait les conditions hydriques du sol au printemps (Baker *et al.*, 2018; Brandle *et al.*, 2004; Kort, 1988). À l'interface d'un cours d'eau, les haies sont employées pour minimiser l'érosion hydrique du sol et maintenir la qualité des plans d'eau, notamment en limitant le ruissellement des particules provenant des champs (Brandle *et al.*, 2004). Udawatta *et al.* (2002) ont d'ailleurs mesuré une diminution des concentrations totales d'azote et de phosphore dans un bassin versant dont les rives étaient protégées par des bandes riveraines.

1.2.1.3 Les services écosystémiques rendus par les haies agroforestières

Mis à part les fonctions agricoles ayant menées à leur adoption, de nombreux services écosystémiques culturels, d'approvisionnement, de régulation et de soutien sont rendus par les haies agroforestières en milieu agricole. Cette multifonctionnalité découle de la présence de haies d'arbres, mais aussi de la biodiversité issue de la végétation spontanée qu'elles abritent.

La captation du carbone atmosphérique, un service écosystémique de régulation, est un des bénéfices de l'agroforesterie les plus étudiés. Le groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) évalue d'ailleurs que l'adoption à grande échelle de l'agroforesterie aurait un potentiel élevé de mitigation des changements climatiques (Shukla *et al.*, 2019). Par exemple, l'implantation d'ici 2030, au Québec et en Ontario, de différents systèmes agroforestiers sur environ 1 M ha pourrait générer un potentiel d'atténuation de 46 Mt CO₂éq/an dès 2030, ce qui correspond à 67% des émissions totales du secteur agricole canadien en 2020 (Drever *et al.*, 2021). Dans la province canadienne de la Saskatchewan, les haies agroforestières auraient séquestré 4,85 Tg de carbone au courant du dernier siècle (Mayrinck *et al.*, 2019). Les haies agroforestières peuvent aussi aider à réduire les risques d'inondations et de sécheresses, et favoriser le contrôle des populations de ravageurs en milieu agricole (Montgomery *et al.*, 2020).

Selon Montgomery *et al.* (2020), la présence de haies dans le paysage amène des bénéfices culturels. Elles améliorent la qualité esthétique du paysage agricole et y assurent une meilleure connectivité entre les divers écosystèmes végétalisés comme les boisés et les prairies. La meilleure perception du paysage agrémenté par les haies augmenterait ainsi l'attachement à la localité et le bien-être des communautés locales, en plus de représenter un attrait pour les touristes. Certaines activités récréatives comme l'observation d'oiseaux peuvent être supportées par la présence de haies.

Au niveau des services écosystémiques de soutien, les haies agroforestières présentent de nombreux bénéfices, notamment en favorisant la biodiversité. Par exemple, elles servent de corridors migratoires,

d'habitats et de sources de nourriture à plusieurs espèces animales en milieu agricole (Kulshreshtha et Kort, 2009; Pelletier-Guittier *et al.*, 2020). Elles promeuvent aussi l'abondance et l'efficacité des pollinisateurs et des insectes parasitoïdes – ce qui peut avoir un effet bénéfique sur les cultures – en fournissant un habitat diversifié au sein d'écosystèmes agricoles autrement beaucoup plus simples (Marino et Landis, 1996; Montgomery *et al.*, 2020). Les haies favorisent aussi la biodiversité du sol et contribuent à un meilleur cyclage des nutriments par les mécanismes de « pompe à nutriments » et de l'eau par l'effet « filet de sûreté », ce qui peut être favorable aux cultures à proximité (Allen *et al.*, 2004; Isaac et Borden, 2019; Montgomery *et al.*, 2020).

Les haies fournissent des services écosystémiques d'approvisionnement; elles peuvent fournir des fruits, des noix, des champignons, du bois d'œuvre et du bois de chauffage (Montgomery *et al.*, 2020). Selon une étude française, la majorité des arbres à bois noble plantés en système agroforestier développent un tronc droit et sans nœud lorsque les conditions climatiques et édaphiques sont adaptées à leur croissance, qu'ils sont protégés par un manchon bien supporté, qu'ils sont protégés de la végétation compétitrice, et que des tailles de formation régulières leur sont apportées (Balandier et Dupraz, 1998). La même étude soutient également que les taux de croissance d'arbres plantés dans des systèmes agroforestiers sont équivalents ou supérieurs à ceux d'arbres de plantations. Or, la littérature ne contient pas – ou très peu – d'information sur la qualité des fûts d'arbres de systèmes agroforestiers ayant évolué sans soins ou avec un entretien minimal.

1.2.1.4 La biodiversité végétale des haies agroforestières

Comme les haies agroforestières sont des écosystèmes boisés, elles peuvent être comparées aux forêts à certains égards. Or, la multifonctionnalité des forêts est liée positivement à la richesse spécifique des arbres qu'elles abritent, comme démontré par Gamfeldt *et al.* (2013) et van der Plas *et al.* (2016) dans certaines forêts européennes. Aussi, selon Jactel *et al.* (2017), la richesse spécifique des arbres de forêts affecte positivement leur résilience face aux perturbations naturelles. La multifonctionnalité est aussi liée positivement à la biodiversité végétale dans les prairies (Hector et Bagchi, 2007). Ces mécanismes sont attribués principalement à l'effet de complémentarité entre les espèces. On peut croire qu'il en est de même dans les haies agroforestières, qui sont des écosystèmes multifonctionnels densément végétalisés. Une plus grande biodiversité végétale y favoriserait alors la multifonctionnalité.

Or, plusieurs facteurs peuvent affecter la composition des communautés de végétation spontanée retrouvées dans l'emprise des haies agroforestières. D'abord, la composition de ces communautés est fonction des attributs du sol (pH, texture, classe de drainage), certaines espèces s'établissant préférentiellement

dans certaines conditions. La littérature renseigne aussi sur quelques caractéristiques des haies agroforestières influençant la végétation qui s’y établit, notamment l’âge et le type de haie, ainsi que la hauteur des arbres qui s’y trouvent. Des communautés végétales plus riches en espèces forestières sont en effet associées à l’augmentation de l’âge des haies et à l’augmentation de la hauteur des arbres de haies (Litza et Diekmann, 2019; Vanneste *et al.*, 2020). Aussi, selon Boutin *et al.* (2002), différents types de haies en milieu agricole hébergent des communautés plus ou moins diversifiées, les haies arborées naturelles étant plus diversifiées que les haies strictement herbacées et que les haies arborées plantées. D’autre part, une étude allemande soutient que la composition floristique et fonctionnelle des communautés végétales des prairies est influencée par la fauche et par le paillage (Römermann *et al.*, 2009).

1.2.2 Le succès d’établissement des arbres et ses facteurs d’influence

La qualité des services écosystémiques et des fonctions des haies est dépendante du succès d’établissement des arbres (survie et croissance). Par exemple, la hauteur d’une haie brise-vent influence la superficie de la surface protégée du vent, alors que la porosité optique des haies étroites (moins de deux rangées d’arbres) est un indicateur de la qualité de la protection (Brandle *et al.*, 2004; Torita et Satou, 2007). Pour ainsi dire, si les arbres formant une haie brise-vent sont petits, ou si un trop grand taux de mortalité laisse des trous dans la haie, la protection contre le vent sera limitée. Pour permettre une protection optimale des cultures et une meilleure multifonctionnalité des haies, il est donc primordial d’analyser l’effet de plusieurs facteurs influençant la survie et la croissance des arbres. Comme l’établissement des arbres est un sujet peu abordé dans la recherche sur l’agroforesterie (Hotelier-Rous *et al.*, 2020), la littérature utilisée pour élaborer la présente section provient principalement d’études menées sur d’anciennes terres agricoles en friche ou sur des plantations forestières.

1.2.2.1 Les facteurs biotiques et techniques

Le broutage par le cerf de Virginie peut causer des dégâts importants aux semis (c.-à-d. les individus issus de la régénération naturelle) et aux jeunes plants (c.-à-d. les individus plantés) non protégés et peut affecter significativement leur survie et leur croissance (Bendfeldt *et al.*, 2001; De Steven, 1991). La survie des semis peut aussi être négativement influencée par les dommages causés par les petits rongeurs, comme les campagnols et les souris (Ostfeld *et al.*, 1997 ; St-Denis *et al.*, 2018). La protection des arbres contre l’herbivorie augmenterait donc leur succès d’établissement.

La maîtrise de la végétation spontanée compétitionnant avec les arbres, par paillage (paillis de plastique ou organique) ou par application d’herbicide, permettrait d’augmenter significativement la survie et la

croissance des semis et des jeunes plants comparativement aux témoins sans répression de la végétation (Bendfeldt *et al.*, 2001; Campoe *et al.*, 2014; Cogliastro *et al.*, 1990; Delate *et al.*, 2005; Hjelm *et al.*, 2018; Schroeder et Naeem, 2017; Truax et Gagnon, 1993). Dans un système agroforestier intercalaire, Schroeder et Naeem (2017) ont établi que le labour entre les rangées d'arbres a contribué positivement à leur croissance. La préparation mécanique du sol avant la plantation aurait aussi une incidence positive sur le taux de survie et la croissance des jeunes plants (Cogliastro et Gagnon, 2019; De Steven, 1991). Ces pratiques diminueraient la compétition faite aux jeunes arbres par la végétation spontanée, ce qui a pour effet d'augmenter leur succès d'établissement. L'augmentation de l'abondance de la végétation spontanée faisant compétition aux arbres a donc un impact négatif sur l'établissement de ceux-ci.

Une étude effectuée par Bourgeois *et al.* (2016) visait à mesurer la performance d'arbres plantés en bandes riveraines le long d'un gradient d'intensification agricole, représenté par la fréquence selon laquelle les cultures adjacentes aux bandes riveraines étaient des cultures annuelles. Les résultats montrent que la survie des arbres est affectée négativement par l'augmentation de la fréquence des cultures annuelles dans les plans de rotations des cultures adjacentes. Ce mécanisme serait attribuable aux effets néfastes de l'agriculture intensive sur l'établissement des arbres, notamment par la dérive des pesticides et des engrais; la dérive des pesticides affecterait négativement la survie des semis d'arbres, alors que la dérive d'engrais favoriserait disproportionnellement les herbacées faisant compétition aux jeunes arbres.

La nature de l'entretien (élagage, tailles) apporté aux arbres peut aussi en affecter la croissance (Alcorn *et al.*, 2008; Hevia *et al.*, 2016). Par exemple, la croissance en diamètre du tronc est affectée négativement par des élagages intensifs chez certaines espèces de pin (genre *Pinus*) et d'eucalyptus.

1.2.2.2 Le choix des espèces et les facteurs abiotiques

L'analyse de la croissance de dix espèces d'arbres feuillus sur des terres agricoles en friche par Cogliastro *et al.* (1997) révèle que les conditions édaphiques de croissance optimales sont différentes en fonction des espèces. Par exemple, les conditions optimales à l'établissement du chêne à gros fruits (*Quercus macrocarpa*) et du frêne blanc (*Fraxinus americana*), deux arbres fréquemment retrouvés en haies agroforestières dans le sud du Québec, diffèrent au niveau de la texture, du pH, et de la classe de drainage du sol. Le chêne à gros fruits répond mieux à des sols plus légers, au pH légèrement acide, et au drainage imparfait, alors que le frêne blanc est mieux adapté aux sols plus limoneux, au pH plus alcalin, et bien drainés. Une étude subséquente indique également que les espèces d'arbres répondent différemment aux conditions de pH, de texture, et de drainage du sol (Cogliastro *et al.*, 2003). Plusieurs auteurs insistent d'ailleurs sur l'importance de sélectionner les espèces d'arbres adaptées aux conditions édaphiques et climatiques locales

afin de favoriser leur survie et leur croissance (Balandier et Dupraz, 1998; Carmean, 1976; Nerlich *et al.*, 2013; Somarriba *et al.*, 2001).

Des suivis à long terme de plantations d'arbres à bois noble sur d'anciennes terres agricoles de l'Ontario révèlent que certaines espèces présentent de bons taux de croissance dans ce type de milieu, notamment le chêne rouge (*Quercus rubra*), le frêne blanc, et l'érable à sucre (*Acer saccharum*; McKenney *et al.*, 2008). La même étude soutient que les meilleures conditions de croissance pour les essences à bois noble se retrouvent en sols bien drainés, profonds et fertiles, que les arbres sont sensibles aux conditions édaphiques, et que les plantations mixtes offrent généralement de meilleurs taux de croissance que les monocultures. De façon générale, les études documentant les taux de croissance de plusieurs espèces d'arbres dans des conditions données montrent des différences de croissance importantes entre les espèces évoluant dans les mêmes conditions (Cogliastro et Gagnon, 2019; Pedlar *et al.*, 2007; Plante *et al.*, 2014).

Plusieurs variables climatiques ont un impact sur l'établissement des arbres. Selon une étude d'Amichev *et al.* (2020) dans laquelle les effets de 21 facteurs climatiques ont été liés à l'établissement d'arbres de haies brise-vent en Saskatchewan, la température de l'air jouerait un plus grand rôle que les conditions relatives à l'humidité. Les auteurs notaient ainsi que le succès d'établissement des haies en Saskatchewan est positivement corrélé avec la moyenne de température annuelle et avec les degrés-jours de croissance annuels.

Certains facteurs abiotiques ont donc une influence sur la croissance et la survie des arbres. Cette influence est toutefois variable en fonction des espèces, complexifiant ainsi le choix des espèces à planter selon les conditions des sites visés.

1.2.2.3 Les caractéristiques structurelles des haies

La largeur de l'emprise de la haie pourrait avoir une influence sur le succès d'établissement des arbres. Selon Boussougou *et al.* (2010), la compaction du sol serait négativement corrélée avec la croissance des arbres. Or, une emprise plus large rend disponible une plus grande superficie de sol peu perturbé où aucune activité agricole n'a lieu. À l'inverse, les arbres de haies dont l'emprise est plus étroite sont plus rapprochés de la parcelle cultivée, dont le sol est compacté par la machinerie agricole.

Dans les haies comprenant une seule rangée d'arbres, la compétition entre les arbres est faible. Étant donné l'arrangement linéaire de ces haies, les cimes sont exposées et les racines sont libres de croître librement sur deux côtés, perpendiculairement à l'axe de la haie (Amichev *et al.*, 2016). Or, dès qu'une haie

comporte plus d'une rangée, la compétition aérienne et souterraine entre les individus s'intensifie. Le succès d'établissement pourrait donc être lié au nombre de rangées composant les haies, à la composition en arbres et en arbustes, et à la position des individus dans les rangées.

L'espacement entre les arbres joue aussi un rôle sur leur croissance. Des études ont établi un lien positif entre le diamètre à hauteur de poitrine (DHP) et la distance de plantation entre les arbres chez des peupliers hybrides (*Populus deltoides* x *nigra*) plantés sur d'anciennes terres agricoles et chez des épinettes blanches (*Picea glauca*) plantées en haies brise-vent (Amichev *et al.*, 2010; Amichev *et al.*, 2016).

Selon Van Den Berge *et al.* (2021), la composition et la structure de la haie peuvent également affecter la croissance des arbres qui s'y trouvent. Des aulnes (*Alnus glutinosa*) s'étant développés dans des haies denses monospécifiques sans strate arbustive dense présentaient une plus faible croissance que les individus évoluant en haies plus diverses, moins denses et qui comprenaient une strate arbustive plus dense.

2. OBJECTIFS ET HYPOTHÈSES DE RECHERCHE

2.1 Objectifs

Les objectifs de cette étude sont les suivants :

- 1) Mesurer le taux de survie et la dimension des arbres plantés pour former des haies agroforestières dans des champs agricoles et déterminer quels sont les facteurs biotiques, abiotiques, techniques et structurels ayant le plus d'influence sur ceux-ci.
- 2) Évaluer la qualité du bois des fûts d'arbres à bois noble plantés en haies agroforestières et évaluer l'impact des différentes actions de taille sur cette qualité.
- 3) Déterminer les facteurs d'influence principaux sur la composition de la végétation spontanée retrouvée dans l'emprise des haies.

Nous proposons donc d'explorer les relations entre plusieurs groupes de facteurs explicatifs et le succès d'établissement des haies, en mesurant empiriquement la survie et la dimension des arbres directement sur le terrain. Notre projet viendra bonifier les connaissances dans le domaine de l'agroforesterie en comparant l'effet de plusieurs facteurs biotiques, abiotiques, structurels et techniques dans une zone d'agriculture tempérée nordique.

Aussi, en analysant certaines caractéristiques des haies agroforestières (p. ex. le taux de mortalité et la dimension des arbres) d'une région agricole intensive de la province canadienne du Québec, nous serons en mesure de brosser un portrait de l'état de ces haies. Ceci est important, car il n'existe pas d'inventaire des haies en milieu agricole intensif de cette région et encore moins d'information sur l'état de celles-ci (Anel *et al.*, 2017). Cela nous permettra de faire des recommandations sur les méthodes de gestion et les espèces à prioriser.

2.2 Hypothèses de travail

Nous posons trois hypothèses à vérifier :

H1) La survie et la dimension des arbres seront affectées principalement par les facteurs abiotiques, puis par les facteurs techniques (agricoles et sylvicoles). Les facteurs biotiques auront quant à eux un impact moindre sur le succès d'établissement des arbres, alors que le groupe des caractéristiques structurelles aura le moins d'impact.

L'établissement des arbres serait ainsi d'abord fonction du milieu d'implantation, car il est capital que les espèces choisies soient adaptées aux conditions abiotiques afin d'avoir la capacité de survivre et de se développer adéquatement. Notre choix de faire prévaloir l'effet des facteurs techniques sur celui des facteurs biotiques tient au fait que l'influence des facteurs techniques a lieu plus tôt dans le développement des arbres, là où l'établissement est critique. De façon similaire, l'influence des caractéristiques structurelles apparaîtrait plus tard dans le développement des arbres, ce qui diminuerait son influence sur l'établissement des arbres.

H2) La majorité (>50%) des feuillus à bois noble plantés en haies agroforestières auront une rectitude adéquate à la commercialisation de leur bois. Aussi, dans le cas où ils présenteraient des défauts, la majorité (>50%) serait de telle nature qu'ils auraient pu être évités grâce à un entretien minimal (fourches basses, branches basses de diamètres supérieurs à 5 cm).

H3) Le facteur d'influence le plus important sur la composition de la végétation spontanée présente dans l'emprise des haies sera l'âge de la haie.

3. MATÉRIEL ET MÉTHODES

3.1 Sites d'étude

L'étude a été menée sur 78 haies localisées sur 37 exploitations agricoles dispersées dans la région administrative de la Montérégie, dans le sud-ouest du Québec (Canada), de mai à août 2021 (tableau 1). Les sites étaient répartis dans un rayon de 81 km autour de la municipalité de Saint-Jacques-le-Mineur et distribués sur 13 unités stratigraphiques majeures. La majorité de celles-ci font partie de la province géologique de la plate-forme du Saint-Laurent et intègrent les groupes suivants : Chazy, Beekmantown (formations de Beauharnois et de Theresa), Postdam, Trenton, Black River, Sainte-Rosalie, Lorraine, et Queenston. Certains sites étaient aussi situés sur des roches-mères faisant partie du groupe de Oak Hill et sur des formations de Sainte-Hénédiène et de Bourret, trois unités stratigraphiques faisant partie de la province géologique des Appalaches (Ministère des Ressources naturelles et des Forêts, 2021). La plupart des sites ont des sols qui appartiennent à l'ordre gleysolique et à l'ordre brunisolique (Soil Classification Working Group, 1998). Quelques sites ont des sols qui appartiennent à l'ordre organique et à l'ordre podzolique. La région est caractérisée par une température moyenne annuelle allant de 5,4 °C à 7,3 °C selon les localités, avec une température moyenne au mois de janvier située entre -11 °C et -8,4 °C et une température moyenne au mois de juillet allant de 19,2 °C à 21,6 °C. Les précipitations annuelles moyennes en pluie et en neige sont respectivement situées entre 793 mm et 947 mm et entre 144 mm et 296 mm (normales climatiques entre 1980 et 2010, multiples stations météorologiques; Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs, 2023). Le nombre de jours sans gel enregistrés dans une station centrale de la région est de 141 (normales climatiques entre 1980 et 2010, station Sabrevois; Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs, 2023).

L'échantillonnage a été réalisé dans la région de la Montérégie, car il s'agit de la zone agricole la plus intensive de la province du Québec; on y retrouve environ 24% de toutes les exploitations agricoles de la province, 86% du territoire y est zoné agricole, et elle génère 31% de l'ensemble des recettes en provenance du marché au niveau de l'industrie agroalimentaire (Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation, 2022). On y trouve donc beaucoup d'agriculture conventionnelle concentrée dans une même région. Elle compte aussi plusieurs sites d'agroforesterie, car il y a un besoin d'atténuer les effets néfastes de l'agriculture intensive dans la région (p. ex. l'eutrophisation des cours d'eau et l'érosion des sols).

Comme il n'existe pas de banque de données consignant la présence de haies agroforestières au Québec, la sélection des sites d'étude a été faite sur une base volontaire des producteurs agricoles participants. Nous avons d'abord envoyé une requête de diffusion d'un appel à participer au ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation, à l'Union des producteurs agricoles (UPA), ainsi qu'à plusieurs clubs-conseils en agroenvironnement (CCAÉ) et organismes de bassins versants (OBV) de la Montérégie afin que l'appel soit transmis à leurs membres. Quelques sites ont aussi été proposés par d'autres partenaires. Ensuite, les producteurs souhaitant participer au projet de recherche nous ont contactés pour nous fournir leurs coordonnées. Après discussion avec les producteurs pour confirmer qu'il s'agissait bien de sites agroforestiers et quelques visites préliminaires dans les cas douteux, les sites incluant au moins une haie agroforestière bordée par un champ cultivé ont été sélectionnés.

Tableau 1 : Description des haies échantillonnées.

		<i>n</i>
Type de haie agroforestière	Brise-vent	52
	Bande riveraine	26
Nombre de rangées	1 rangée	60
	2 rangées	12
	3 rangées	6
Âge	5 ans et moins	7
	6 à 10 ans	22
	11 à 15 ans	11
	16 à 20 ans	17
	21 à 25 ans	6
	26 à 30 ans	8
	31 à 40 ans	6
	Plus de 40 ans	1
Composition	Conifères (sans arbustes)	13
	Feuillus (sans arbustes)	3
	Feuillus (avec arbustes)	4
	Mixte (sans arbustes)	44
	Mixte (avec arbustes)	14
Culture adjacente lors de l'échantillonnage	Cultures fourragères	13
	Cultures maraîchères	15
	Maïs	12
	Soya	19
	Autres	19
Total		78

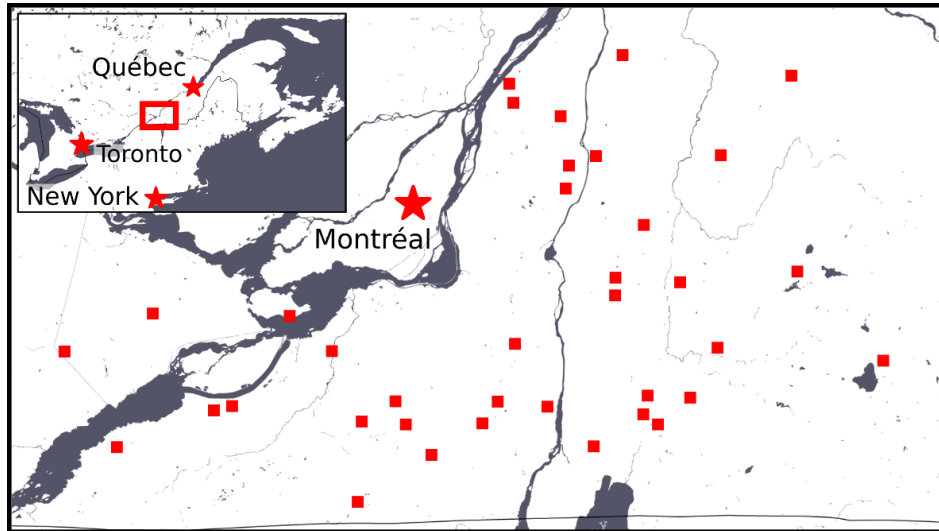


Figure 1 : Carte des sites échantillonnés.

Sur chaque site, d'une à six haies agroforestières composées d'arbres et comprenant parfois des arbustes ont été évaluées, pour une longueur totale cumulative de 40,6 km. Les haies à l'étude, des haies brise-vent et des bandes riveraines arborées, étaient situées en bordure de champs cultivés. La majorité des haies évaluées comptaient une seule rangée de végétaux ligneux, certaines étant composées de deux ou trois rangées parallèles. La longueur des haies variait de 68 m à 2143 m et leur âge variait d'un an à 45 ans, avec un âge moyen de 15 ans (tableau 1).

Comme la longueur de chaque haie évaluée était variable, l'échantillonnage a été réalisé dans une quantité prédéterminée de parcelles en fonction de la longueur de la haie. Nous avons échantillonné une seule parcelle pour les haies d'une longueur de moins de 100 m, deux pour celles mesurant entre 100 m et 250 m, trois pour celles mesurant entre 250 m et 375 m, quatre pour celles entre 375 m et 500 m, et cinq pour celles de plus de 500 m. L'espacement entre toutes les parcelles d'une même haie était régulier, de sorte qu'elles étaient distribuées uniformément sur toute la longueur de la haie. Chaque parcelle mesurait 40 m de longueur (parallèlement à la haie) et couvrait en largeur toute l'emprise de la haie, soit la section non cultivée allant du champ jusqu'à l'autre élément limitrophe de la haie, perpendiculairement à celle-ci (figure 2). Au total, nous avons échantillonné 285 parcelles pour une longueur totale cumulative de 11,4 km échantillonnés. L'aire de surface de la parcelle moyenne était de 229 m² (min. : 92 m²; max. : 600 m²).

Un aspect ayant été pris en compte durant le projet est la présence de l'agrile du frêne (*Agrilus planipennis*) au Québec. En effet, cet insecte exotique ravageur a causé la mort de plusieurs millions de frênes en Amérique du Nord depuis son arrivée d'Asie. Sa présence a été détectée dans la province en 2008 (Hébert *et al.*, 2017). Selon ressources naturelles Canada (2021), l'agrile du frêne causera la mort de 99% des

frênes des régions où il est proprement établi sur une période de 8 à 10 ans. L'agrile a donc pu causer de graves dommages aux haies, considérant que les frênes ont été plantés en grand nombre dans les haies québécoises par le passé (Bourgeois *et al.*, 2016).

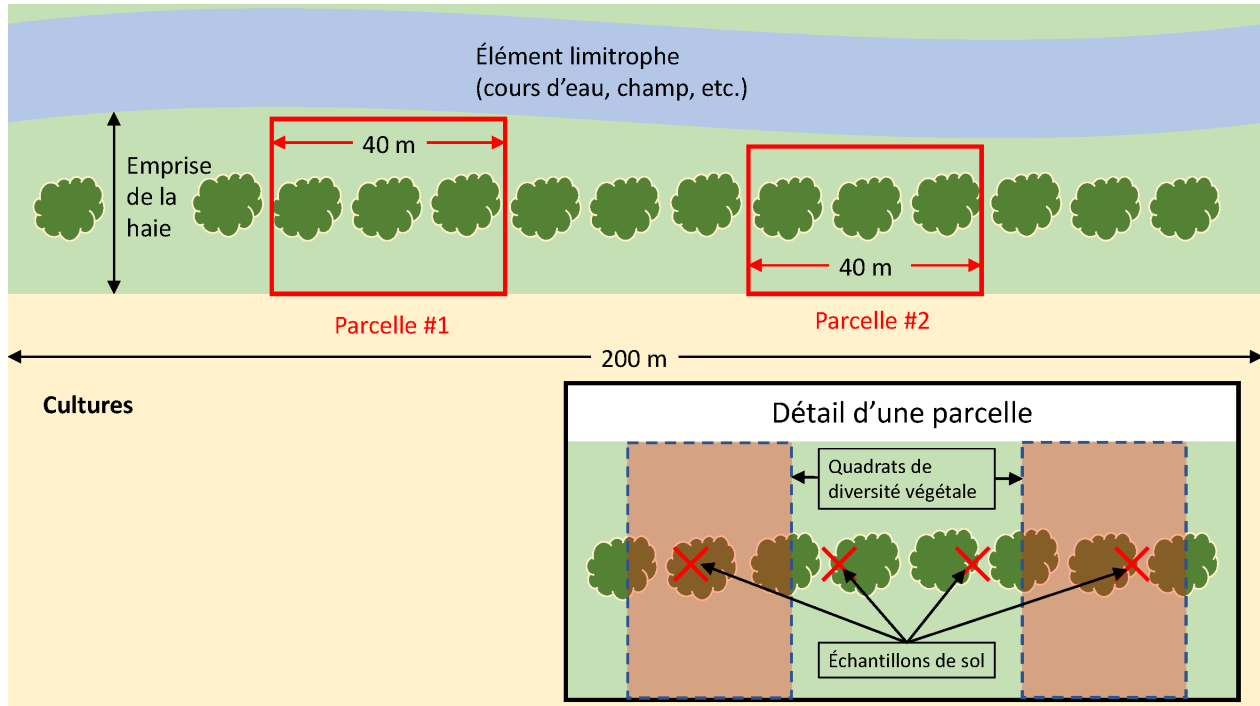


Figure 2 : Schéma représentant le plan d'échantillonnage avec l'exemple d'une haie mesurant 200m de longueur.

3.2 Variables mesurées

3.2.1 Propriétés des haies

Les informations suivantes ont été déterminées pour chaque haie : son âge, son type (bande riveraine ou brise-vent), sa phase de croissance (établissement, fonctionnelle ou mature; cf. Mize *et al.*, 2008), le nombre de rangées formant la haie, ainsi que l'environnement adjacent à la haie (grandes cultures, maraîchage, parcelles expérimentales, route/chemin). L'espacement entre les arbres d'un même rang et entre les rangées (le cas échéant), ainsi que la largeur de l'emprise de la haie et de la bande non cultivée ont aussi été mesurés. Dans les cas où il n'était pas clair si le fossé adjacent à une haie était un cours d'eau ou une décharge agricole, l'information a été vérifiée en ligne dans l'atlas de l'eau (Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs, 2022). Seules les haies étant situées le long de cours d'eau verbalisés ont été considérées comme des bandes riveraines. L'année de plantation de la majorité des haies était disponible via les données fournies par les partenaires de

recherche. Un carottage de certains arbres fut effectué à l'automne 2021 sur 17 haies afin de déterminer par dendrochronologie l'âge des haies dont la date de plantation était inconnue.

Pour chaque haie, la proportion de cultures annuelles adjacentes a été calculée à l'aide des données disponibles sur la carte interactive info-sols (Gouvernement du Québec, 2021), pour la plus longue période possible (les plus vieilles données remontaient à 2009). Afin de tester l'influence de la compétition entre les arbres plantés sur leur établissement, un indice de compétition intra haie a été calculé pour chaque rangée et appliqué à tous les individus de la rangée. Cet indice prenait en compte le nombre de rangées de la haie, l'emplacement de la rangée par rapport aux autres, et la composition en arbres et arbustes des rangées. Il s'étendait d'un minimum de 0 pour les haies à une seule rangée à un maximum de 2 pour les rangées d'arbres bordées par deux autres rangées d'arbres :

$$\text{Indice} = nb_{rangées\ d'arbres\ adjacentes} + (nb_{rangées\ d'arbustes\ adjacentes} \times 0,5)$$

où nb représente le nombre de rangées individuelles.

3.2.2 Propriétés des sols

Dans chaque parcelle, quatre échantillons de sol (profondeur : 0-20 cm) ont été prélevés à l'aide d'une tarière manuelle Edelman (\varnothing : 7 cm), soit un échantillon à chaque 8 m. Ces quatre échantillons ont ensuite été mélangés en un seul échantillon composite sur le terrain, puis tamisés en laboratoire (mailles de 2 mm). La texture (c.-à-d. les proportions de sable, limon et argile) et le pH des échantillons composites ont ensuite été déterminés en laboratoire. La méthode de l'hydromètre de Bouyoucos (1962) a été utilisée pour les analyses de texture et le pH a été mesuré avec un rapport eau:sol de 2:1 (4:1 pour les sols organiques). La texture n'a pas été déterminée pour les sols organiques. Pour chaque parcelle, la classe de drainage (très rapide, rapide, bon, modérément bon, imparfait, mauvais, ou très mauvais) ainsi que le potentiel ARDA (indice de potentiel agricole Aménagement Rural et Développement de l'Agriculture, allant de 1 à 7 avec l'option « sols organiques ») ont été identifiés sur la carte interactive info-sols (Gouvernement du Québec, 2021).

3.2.3 Dimension des arbres et qualité des fûts

Pour toutes les parcelles échantillonnées, tous les arbres et arbustes plantés ont été identifiés à l'espèce dans la mesure du possible. Le taux de survie général et par espèce a été mesuré en notant la survie de chaque arbre ou arbuste. Au total, 5429 individus issus de 42 espèces d'arbres et de 24 espèces d'arbustes ont été observés. Un inventaire dendrométrique a été réalisé dans chaque parcelle. Les arbres mesurés ($n = 2434$) étaient sélectionnés de la façon suivante. Pour les haies monospécifiques, un arbre sur quatre (en

séquence) a été échantillonné. Pour les haies formées de deux ou trois espèces, un arbre sur trois a été échantillonné. Dans les autres cas, au minimum deux individus par espèce présente ont été mesurés, dans la mesure du possible. La dimension des arbustes n'a pas été mesurée. À noter que, dans les rares cas où certains individus nous paraissaient nettement moins hauts que les autres, ceux-ci n'étaient pas sélectionnés. Nous cherchions ainsi à éviter de mesurer des individus ayant été plantés plus récemment que les autres, étant donné que la pratique de remplacer les arbres morts dans les haies agroforestières est courante.

Tableau 2 : Facteurs analysés en relation avec la dimension et la survie des arbres dans différentes haies agroforestières.

Facteurs abiotiques	Facteurs structurels	Facteurs biotiques	Facteurs techniques
pH du sol	Distance entre les arbres sur le rang (m)	Abondance totale de la végétation spontanée	Actions de taille ⁶
Concentration en sable du sol (%)	Largeur de l'emprise de la haie (m)	Abondance des ligneux spontanés	Méthode de maîtrise de la végétation spontanée ⁷
Concentration en limon du sol (%)	Indice de compétition intrahaie ⁴	Abondance des phorbes spontanées	Présence/absence de préparation du sol avant plantation
Concentration en argile du sol (%)	Type de haie ⁵	Abondance des graminéoïdes spontanés	Proportion de cultures annuelles adjacentes (%)
Potentiel ARDA du sol ¹		Abondance des plantes spontanées	Présence/absence de protection contre l'herbivorie ^{8†}
Classe de drainage du sol ²			
Environnement adjacent à la haie ³			
Année de la plantation [†]			
Saison de la plantation [†]			

1 : Indice de potentiel agricole (Aménagement Rural et Développement de l'Agriculture).

2 : Très rapide, rapide, bon, modérément bon, imparfait, mauvais, ou très mauvais.

3 : Grandes cultures, maraîchage, parcelles cultivées expérimentales, route/chemin.

4 : Indice calculé pour chaque rangée selon leur nombre, leur position relative et leur composition (arbres ou arbustes).

5 : Brise-vent ou bande riveraine.

6 : Tailles de formation seulement, tailles pour laisser passer la machinerie agricole seulement, tailles pour machinerie et formation, aucune taille.

7 : Paillage seulement, fauche seulement, fauche et paillage, aucune méthode.

8 : L'effet de la protection contre l'herbivorie a été testée sur les arbres feuillus seulement.

† : Facteurs utilisés pour les analyses de survie seulement.

Pour les arbres de hauteur > 2 m, la hauteur a été mesurée à l'aide d'une perche graduée de 11 m (Sokkia, KS, É.-U.) ou à l'aide d'un hypsomètre (VertexIII, Haglof, Suède) dans les cas où les arbres dépassaient 11

m. Le diamètre à hauteur de poitrine (DHP; à 1,3 m de hauteur) a été mesuré avec un pied à coulisse forestier.

Pour tous les arbres d'essences à bois noble¹ ayant été mesurés et qui avaient une hauteur ≥ 4 m, la qualité du fût a été évaluée visuellement. Les défauts notés sur les trois premiers mètres du tronc ont été divisés en deux catégories : les défauts majeurs déclassant la bille et les défauts mineurs pouvant être corrigés. Pour les défauts majeurs, la présence de coudes, courbes, fourches trop fortes (formées de branches de diamètre ≥ 5 cm) et dommages importants au tronc a été notée. Nous avons également noté la quantité de branches de diamètre ≥ 5 cm sur la section évaluée. Pour les défauts mineurs, nous avons noté la présence de fourches pouvant être corrigées ($\varnothing < 5$ cm) et le nombre de branches de diamètre < 5 cm. Au total, 250 individus issus de dix espèces ont été évalués.

3.2.4 Pratiques agricoles et sylvicoles

Sur le terrain, la présence de paillis a été notée pour chaque haie. La présence de dispositifs de protection contre l'herbivorie (spirales blanches anti-rongeurs ou manchon de plastique tressé noir) ainsi que les espèces d'arbres munis de protecteurs ont aussi été notées. Nous avons demandé à tous les producteurs participants s'ils luttaienent contre la végétation indésirable dans les haies et, si oui, de quelle façon (paillage seulement, fauche seulement, fauche et paillage, aucune méthode). Nous avons aussi demandé à tous les producteurs participants s'ils taillaient leurs arbres et, si oui, de quelle façon. Ce facteur a été compilé en quatre différentes actions de taille : tailles de formation, tailles pour laisser passer la machinerie agricole, présence de taille (sans détails sur la fonction), aucune taille. Nous n'avons pas obtenu d'information sur la fréquence des interventions.

3.2.5 Facteurs biotiques : types fonctionnels de végétation spontanée

La diversité de la végétation spontanée sous les haies a été mesurée par l'échantillonnage de deux quadrats par parcelle, soit un à chaque extrémité. Les quadrats couvraient toute l'emprise de la haie en largeur (perpendiculairement à la haie) et étaient d'une longueur équivalente au double de la distance entre les arbres plantés. Ainsi, le premier quadrat de la parcelle était bordé par le premier et le troisième arbre de la parcelle. Dans chaque quadrat, l'abondance de quatre types fonctionnels de végétation spontanée était évaluée

¹ *Acer saccharum*, *Betula alleghaniensis*, *B. papyrifera*, *Carya cordiformis*, *Juglans cinerea*, *J. nigra*, *Prunus serotina*, *Quercus macrocarpa*, *Q. rubra* et *Tilia americana*

visuellement et classée en cinq classes d'abondance. Les quatre types fonctionnels étaient : 1) plantes ligneuses (arbres, arbustes et vignes), 2) graminoides (graminées, carex et joncs), 3) phorbes (plantes à fleurs herbacées non graminoides), et 4) autres plantes (fougères, lycopodes, mousses et sphaignes). Les cinq classes d'abondance étaient : 0) absence, 1) 1 - 25% de recouvrement, 2) 26 - 50% de recouvrement, 3) 51 - 75% de recouvrement, et 4) 76 - 100% de recouvrement. Lorsque du paillis était présent dans les haies, deux mesures d'abondance végétale ont été prises, soit une dans la section paillée (sur et/ou au-travers du paillis), et une autre dans la section non paillée.

3.3 Analyses statistiques

Les facteurs analysés en lien à la survie et à la dimension des arbres ont été modélisés avec des modèles multiniveaux où le site, la haie et la parcelle ont été inclus comme variables aléatoires nichées. Nous pouvons ainsi contrôler l'effet des conditions propres à chaque site et l'effet d'autocorrélation spatiale des arbres. Plusieurs facteurs inconnus propres à chaque site pourraient en effet avoir eu une incidence sur la survie des arbres (p. ex. la date de plantation, la technique de mise en terre, la dérive d'herbicides, etc.). Les coefficients de chaque modèle produit ont ensuite été analysés pour déterminer l'influence du facteur. Nous avons utilisé une approche bayésienne sans a priori où l'estimation de l'effet des variables explicatives a été faite par méthodes de Monte-Carlo. Cette façon de faire a été choisie pour sa robustesse d'analyse de paramètres dans les modèles multiniveaux. Les analyses ont été effectuées en utilisant le logiciel R, à l'aide des bibliothèques *brms*, *vegan* et *stats* (Bürkner, 2017; Oksanen *et al.*, 2022; R Core Team, 2022).

3.3.1 Analyses de survie des arbres

Les analyses de survie ont été effectuées sur l'ensemble des arbres issus de haies en phase d'établissement, sans discrimination par espèce. Les haies ayant été identifiées en phase d'établissement ont été plantées entre les années 2000 et 2020, les plus vieilles avaient donc 20 ans. Comme il était souvent impossible d'identifier à l'espèce les individus morts en raison de leur absence ou de leur état (trop dégradés, coupés à la souche, etc.), il aurait été impossible d'analyser la survie par espèce sans omettre bon nombre d'individus morts, biaisant ainsi les résultats. En ne discriminant pas par espèce, les individus morts ne pouvant pas être identifiés ont donc ainsi pu être intégrés aux analyses. Nous avons choisi d'analyser le taux de survie des arbres dans les haies en phase d'établissement seulement, car la compétition entre les arbres est négligeable durant cette phase (Mize *et al.*, 2008). Ainsi, nous étions en mesure de considérer seulement l'effet des facteurs analysés sur la survie des arbres, sans prendre en compte les mécanismes plus complexes liés à la compétition entre les individus. Nous cherchions ainsi à vérifier quels facteurs

influençaient la survie des arbres plus tôt dans le processus d'établissement, au moment où elle est critique. À noter que l'effet de la protection contre l'herbivorie a été testée chez les arbres feuillus seulement.

Un modèle multiniveaux avec distribution de Bernoulli mettant en relation la survie de chacun des arbres (variable réponse) et chacun des facteurs présentés au tableau 2 (variable explicative) a été produit, pour un total de 23 modèles (c.-à-d. un modèle pour chaque prédicteur du tableau 2).

3.3.2 Analyses de dimension des arbres

En premier lieu, pour chacune des dix espèces les plus observées (tableau 4), une analyse en composantes principales (ACP; décomposition en valeurs singulières) a été effectuée sur la hauteur et le DHP de tous les individus d'une hauteur ≥ 2 m afin de produire un indice de dimension pour chaque individu (cf. Bourgeois *et al.*, 2016). Cet indice de dimension correspond à la position de l'individu sur le premier axe de l'ACP associée à son espèce. Le premier axe de chaque ACP expliquait entre 90,6% et 96,6% de la variance totale de la dimension des arbres.

En second lieu, un modèle avec une distribution normale mettant en relation l'indice de dimension des arbres (variable réponse), leur âge (covariable) et chacun des facteurs présentés au tableau 2 (variable explicative; sauf omission) a été produit pour chacune des dix espèces, pour un total de 200 modèles. Comme pour les analyses de survie, le site, la haie et la parcelle ont été inclus comme variables aléatoires nichées dans chacun des modèles, afin de contrôler pour l'effet des conditions locales et de l'autocorrélation spatiale.

Comme notre campagne d'échantillonnage devait avoir lieu au cours d'un seul et même été, nous n'avons pas pu incorporer de temporalité dans la mesure de la dimension des arbres. Il fut donc impossible d'analyser directement le taux de croissance des arbres de haies agroforestières en fonction des différents facteurs. Ainsi, l'approche retenue a été de mesurer l'impact des différents facteurs sur la dimension des arbres telle que mesurée au moment de la campagne d'échantillonnage. Toutefois, les modèles ayant servi à analyser l'impact des facteurs sur la dimension des arbres incluaient l'âge des arbres comme covariable ainsi que le site d'échantillonnage comme facteur aléatoire. L'effet de l'âge des arbres sur leur dimension a donc été contrôlé de deux façons.

3.3.3 Autres analyses

Les arbres feuillus à bois noble ont d’abord été catégorisés en trois classes (aucun défaut, présence de défauts pouvant être corrigés, présence de défauts majeurs déclassant la bille) selon la qualité de leur fût. Les trois classes ont ensuite été comparées selon les différentes actions de taille apportées aux arbres (voir section 3.2.4) à l’aide de trois tests du Chi-carré (χ^2) de Pearson. Le premier test compara d’abord la qualité des fûts des individus n’ayant reçu aucune taille à celle des individus ayant été taillés (sans discrimination pour l’action de taille, incluant la taille sans détails sur la fonction). Les deux tests subséquents ont comparé la qualité des fûts entre les arbres ayant reçu des tailles de formation et ceux n’en ayant pas reçues, et entre les arbres ayant reçu des tailles pour laisser passer la machinerie agricole et ceux n’en ayant pas reçues. Les individus pour lesquels l’action de taille ne fut pas précisée ont été exclus de ces deux analyses.

L’abondance des quatre types fonctionnels de végétation spontanée présente a d’abord été reliée aux variables présentées au tableau 3 avec des analyses canoniques de redondance (ACR) à cadrage de type II en deux temps : une ACR a été effectuée sur les valeurs d’abondances mesurées sur le sol à nu (haies sans paillis ou hors du paillis dans les haies où il y avait présence de paillis), et une deuxième ACR a été faite sur les valeurs d’abondances mesurées dans la zone paillée des quadrats (le cas échéant). Les variables significatives ont ensuite été identifiées par sélection progressive (*forward selection*) pour les deux ACR.

L’indice de Shannon de la diversité spécifique des arbres de haies a été calculé à l’aide de la librairie *vegan* (Oksanen *et al.*, 2022). L’indice est défini comme $H = -\sum p_i \ln(p_i)$ où p_i est l’abondance proportionnelle de l’espèce i . Une régression linéaire a été produite afin de tester la corrélation entre l’année de plantation (traitée comme une variable continue) et la diversité spécifique des arbres de haies.

Tableau 3: Facteurs analysés en relation avec l’abondance des quatre types fonctionnels de végétation spontanée dans les haies agroforestières.

Facteurs abiotiques	Facteurs structurels
Âge de la haie	Hauteur moyenne des arbres de la haie
pH du sol	Type de haie
Contenu en sable du sol (%)	
Classe de drainage du sol	

4. RÉSULTATS

4.1 Survie

Le taux de survie moyen des arbres pour l'ensemble des haies évaluées était de 86,4% (tableau 4) et de 92,7% pour les arbustes, incluant les absents sur le rang. Le taux de survie légèrement surestimé des dix espèces les plus fréquentes se situait entre 86,5% et 100%, excluant les absents sur le rang. Rappelons que les taux de survie par espèce peuvent être quelque peu surestimés, car il était impossible d'identifier à l'espèce certains individus morts et absents du site au moment de l'échantillonnage. À noter que les frênes (*Fraxinus* spp., incluant *F. americana* et *F. pennsylvanica*) avaient un taux de survie de 86,5%, malgré l'épidémie d'agrile du frêne. Chez les arbres de haies en phase d'établissement, seuls deux facteurs ont montré une corrélation avec le taux de survie, soit l'année de plantation et le pH du sol.

Tableau 4 : Taux de survie de différentes espèces d'arbres plantés en haies agroforestières, sans discrimination par phase de croissance.

Espèce	Taux de survie	<i>n</i>	Espèce	Taux de survie	<i>n</i>
<i>Picea glauca</i> * †	93,1%	1043	<i>Pinus sylvestris</i>	37,8	37
<i>Picea abies</i> * †	87,8%	698	<i>Juglans nigra</i> *	97,0	33
<i>Fraxinus</i> spp. ¹ * †	86,5%	488	<i>Quercus</i> spp. ^{3*}	36,6	30
<i>Larix laricina</i> * †	94,8%	425	<i>Populus</i> spp. ⁴	100	27
<i>Quercus macrocarpa</i> * †	95,1%	405	<i>Carya cordiformis</i> *	100	19
<i>Larix x marschlinsii</i> * †	91,8%	280	<i>Picea</i> spp. ⁵	82,4	17
<i>Quercus rubra</i> * †	97,8%	181	<i>Acer saccharinum</i> *	100	15
<i>Populus xcanadensis</i> †	100%	171	<i>Pinus strobus</i>	86,7	15
<i>Acer rubrum</i> * †	100%	107	<i>Pinus nigra</i>	100	14
<i>Acer saccharum</i> * †	100%	64	<i>Tilia americana</i> *	100	14
<i>Pinus resinosa</i>	100%	63	<i>Abies balsamea</i> *	90,9	11
<i>Prunus serotina</i> *	100%	48	<i>Betula alleghaniensis</i>	90,0	10
<i>Juglans</i> spp. ^{2*}	100%	43	NA (individus morts) ‡	0,0	272
			Taux moyen	86,4	4016

Seuls les taxons dont *n* > 10 ont été inclus.

Les taux notés sont quelque peu surestimés, car il était impossible d'identifier à l'espèce certains individus morts. Ceux-ci sont rassemblés à l'avant-dernière ligne du tableau.

* : espèce incluse dans les analyses de survie ; † : espèce incluse dans les analyses de dimension ; ‡ : individus morts non identifiables à l'espèce.

1 : *Fraxinus* spp. inclut *F. americana* et *F. pennsylvanica* ; 2 : *Juglans* spp. inclut (mais n'est pas limité à) *J. ailantifolia* et *J. cinerea* ; 3 : *Quercus* spp. inclut (mais n'est pas limité à) *Q. alba* et *Q. robur* ; 4 : *Populus* spp. inclut deux possibilités d'hybrides : *P. balsamifera* x *P. suaveolens* (syn. *P. maximowiczii*) et *P. x canadensis* x *P. suaveolens* (syn. *P. maximowiczii*) ; 5 : *Picea* spp. inclut (mais n'est pas limité à) *P. mariana*.

Le taux de survie des arbres plantés en 2014 était supérieur à celui des années 2000, 2005, 2012, 2013 et 2019 (tableau 5, figure 3). Le rapport de cotes présenté au tableau 5 représente le ratio des vraisemblances qu'un individu survive dans chacun des cas. Par exemple, un arbre planté en 2014 avait 247 chances de survivre contre une seule pour un arbre planté en 2000. Comme le taux de survie des arbres plantés en 2016 et en 2020 était de 100%, ces années n'ont pas pu être incluses dans les analyses.

Les analyses révèlent aussi une corrélation négative entre le pH du sol et le taux de survie (figure 3), avec les taux les plus faibles dans les sols les plus alcalins. Pour chaque augmentation d'une unité de pH du sol, la probabilité de mortalité augmentait d'un facteur de 2,63 ($[e^\beta]^{-1}$). L'effet du site, qui représente l'écart-type des coefficients associés aux sites de plantation, était néanmoins plus important que le coefficient associé au pH ($|1,54| > |-0,96|$). Le site de plantation a donc eu une plus grande incidence sur la survie des arbres que le pH du sol.

Tableau 5 : Relations entre le taux de survie des arbres dans différentes haies agroforestières en phase d'établissement et les facteurs année de plantation et pH du sol.

Facteur	n_{ind}	Rapport de cotes (e^β)	β	min	max	Effet de site	n_{sites}
Année de plantation [†]	902	-	-	-	-	0,73	13
2014 vs 2000		247,15	5,51	1,82	10,64		
2014 vs 2005		152,93	5,03	1,50	9,85		
2014 vs 2012		73,70	4,30	1,40	8,42		
2014 vs 2013		109,95	4,70	0,99	9,59		
2014 vs 2019		123,97	4,82	1,51	9,53		
pH du sol	992	0,38	-0,96	-1,60	-0,42	1,54	16

Le signe du coefficient (β) indique la directionnalité de la relation. Les valeurs minimales et maximales de l'intervalle de crédibilité à 95% sont représentées dans les colonnes min et max. Seuls les facteurs dont β était différent de 0 dans l'intervalle de crédibilité à 95% sont présentés, car les facteurs dont les valeurs crédibles extrêmes sont de signe différent n'ont pas de directionnalité claire; leurs effets sont donc nuls. L'effet de site représente l'écart-type des coefficients associés à chaque site d'échantillonnage (traité comme variable aléatoire). n_{ind} et n_{sites} représentent respectivement le nombre d'individus ayant servi à l'analyse et le nombre de sites où ces individus ont été échantillonnés.

[†] : Le coefficient s'applique à l'année 2014 en comparaison aux autres années mentionnées (voir figure 3). Comme 2014 était la seule année de plantation présentant un taux de survie significativement différent de certaines autres, seules les comparaisons entre 2014 et lesdites autres années sont présentées ici. Comme le taux de survie pour les années 2016 et 2020 était de 100%, elles n'ont pas été incluses dans les analyses.

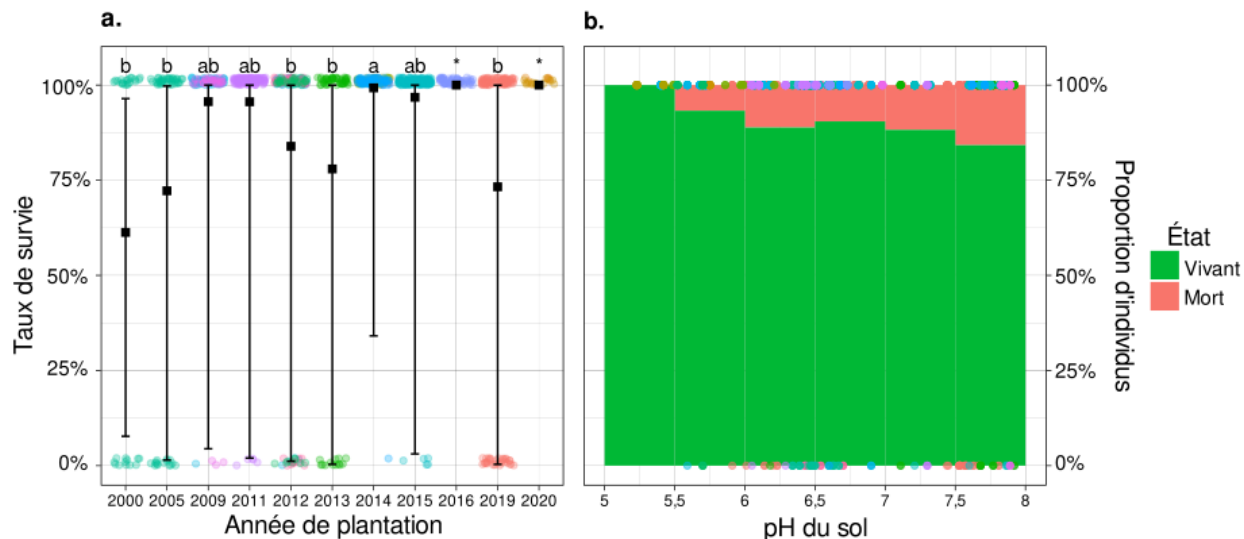


Figure 3: Taux de survie des arbres plantés dans différentes haies en phase d'établissement en fonction de l'année de plantation (a) et du pH du sol (b).

Chaque point représente un individu. La couleur des points varie selon le site échantillonné. Dans le graphique des années de plantation (a), les barres d'erreur représentent l'intervalle de crédibilité à 95% du modèle, les carrés représentent les taux de survie observés, et les lettres représentent la significativité des niveaux selon un test d'hypothèse bayésien comparant l'année 2014 aux autres années.

* : Comme le taux de survie y était de 100%, les années 2016 et 2020 n'ont pas été incluses dans les analyses.

4.2 Dimension

Plusieurs facteurs montrent des corrélations significatives avec la dimension des mélèzes laricins (*Larix laricina*), des frênes, des épinettes de Norvège et des épinettes blanches (*Picea abies*, *P. glauca*), des érables rouges (*Acer rubrum*), et des chênes rouges (tableau 6, figures 4 à 6). Aucune corrélation significative n'apparaît entre la dimension des quatre autres espèces les plus fréquentes et les autres facteurs considérés.

Certaines mesures de l'abondance de la végétation spontanée située dans l'emprise de la haie sont négativement corrélées avec la dimension des frênes et des mélèzes laricins (tableau 6, figure 5). Par exemple, pour chaque augmentation d'une unité d'abondance totale de la végétation spontanée, l'indice de dimension des frênes diminuait de 0,09 (figure 5). L'abondance de phorbes spontanées est aussi corrélée négativement avec l'indice de dimension des frênes et des mélèzes laricins.

Tableau 6 : Relations entre l'indice de dimension des arbres dans différentes haies agroforestières et divers facteurs biotiques, abiotiques, structurels et techniques.

Facteur	Espèce	<i>n_{ind}</i>	Coefficient	min	max	Effet de site	<i>n_{sites}</i>
Distance entre les arbres sur le rang (m)	<i>Quercus rubra</i>	156	0,36	0,09	0,59	0,59	11
Contenu en sable du sol (%)	<i>Larix laricina</i>	198	0,01	0,002	0,03	0,56	11
Contenu en argile du sol (%)	<i>Acer rubrum</i>	26	-0,11	-0,27	-0,01	1,82	3
	<i>Larix laricina</i>	198	-0,02	-0,03	-0,004	0,57	11
Largeur de l'emprise de la haie (m)	<i>Larix laricina</i>	204	0,15	0,05	0,23	0,32	12
Abondance totale de la végétation spontanée [†]	<i>Fraxinus</i> spp. ¹	130	-0,09	-0,17	-0,008	0,86	18
Abondance de phorbes spontanées [†]	<i>Fraxinus</i> spp. ¹	131	-0,13	-0,24	-0,01	0,88	18
	<i>Larix Laricina</i>	189	-0,12	-0,23	-0,006	0,62	12
Avec préparation du sol avant plantation vs sans préparation	<i>Fraxinus</i> spp. ¹	134	1,15	0,22	1,98	0,52	18
Type de haie [‡]	<i>Picea abies</i>	340	-0,82	-1,39	-0,16	0,83	17
Méthode de maîtrise de la végétation spontanée	<i>Picea glauca</i>	459	-	-	-	0,73	22
	Aucune vs fauche		-2,98	-4,86	-1,06		
	Aucune vs paillis		-3,42	-5,30	-1,41		
	Aucune vs fauche et paillis		-3,45	-5,48	-1,39		

Le signe du coefficient indique la directionnalité de la relation. Les valeurs minimales et maximales de l'intervalle de crédibilité à 95% sont représentées dans les colonnes min et max. Seuls les facteurs dont le coefficient était différent de 0 dans l'intervalle de crédibilité à 95% sont présentés, car les facteurs dont les valeurs crédibles extrêmes sont de signe différent n'ont pas de directionnalité claire; leurs effets sont donc nuls. L'effet de site représente l'écart-type des coefficients associés à chaque site d'échantillonnage (traité comme variable aléatoire). *n_{ind}* et *n_{sites}* représentent respectivement le nombre d'individus ayant servis à l'analyse et le nombre de sites où ces individus ont été échantillonnés.

¹ : *Fraxinus* spp. inclut *F. americana* et *F. pennsylvanica*.

[†] : L'abondance a été mesurée sur le sol à nu selon un indice visuel d'abondance.

[‡] : Les coefficients présentés sur cette ligne sont ceux obtenus pour les arbres de haies brise-vent (en comparaison à ceux obtenus pour les arbres de bandes riveraines).

Des facteurs relatifs à la structure des haies et aux conditions édaphiques présentent aussi des corrélations avec la dimension des arbres. Les épinettes de Norvège plantées en bandes riveraines étaient de plus grande dimension que celles plantées en haies brise-vent (figure 4). La dimension du chêne rouge et du mélèze laricin était corrélée positivement avec la distance entre les arbres d'une même rangée et la largeur de l'emprise de la haie. La dimension de l'érable rouge était corrélée négativement avec le contenu en argile du sol. La dimension du mélèze laricin était corrélée positivement avec le contenu en sable du sol et corrélée négativement avec le contenu en argile (figure 6).

Des corrélations apparaissent aussi lorsqu'on compare les niveaux issus de facteurs techniques. Les frênes ayant été plantés dans des sols préparés avant la plantation ont atteint des dimensions plus importantes que

ceux ayant été plantés dans des sols sans préparation (figure 4). La dimension des épinettes blanches est aussi corrélée avec la méthode de maîtrise de la végétation spontanée; celle-ci était plus faible lorsqu'aucune méthode n'était employée pour maîtriser la végétation.

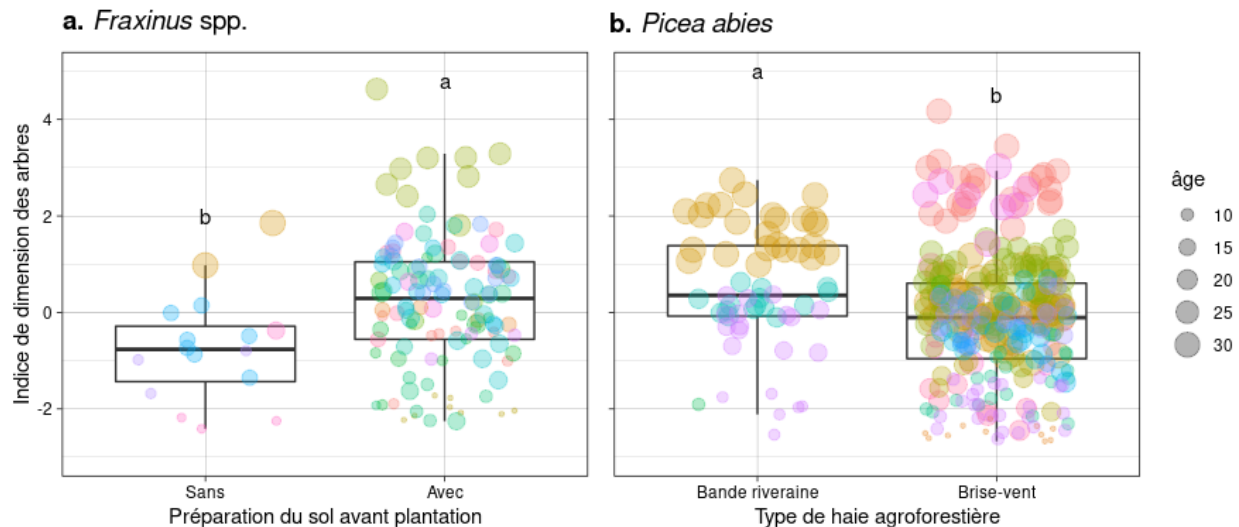
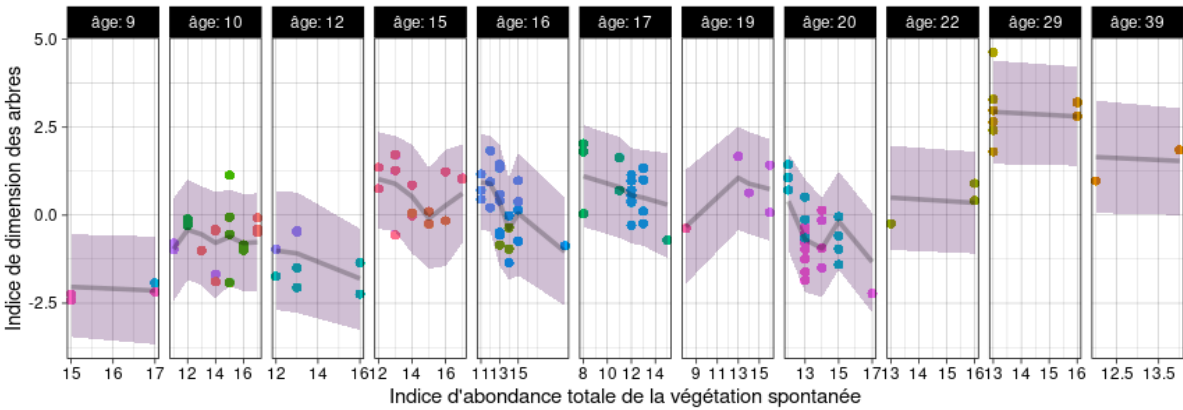


Figure 4 : Variation de l'indice de dimension du frêne (*Fraxinus* spp.) et de l'épinette de Norvège (*Picea abies*) en fonction de la préparation du sol avant plantation (a) et du type de haie (b). L'indice de dimension représente le score de chaque individu sur le premier axe d'une analyse en composantes principales (ACP) basée sur le DHP et la hauteur des arbres; un grand indice correspond à un grand arbre à fort diamètre. Chaque point représente un individu. La couleur des points varie selon le site échantillonné. Les lettres représentent la significativité des niveaux selon des tests d'hypothèses bayésiens comparant les niveaux. La barre horizontale en gras des boîtes à moustaches représente la médiane. Les deux autres barres horizontales représentent les 1er et 3ème quartiles. Les deux barres verticales se rendent jusqu'au point le plus éloigné inclus dans l'intervalle $1,5 \times$ écart interquartiles. Chaque point représente un individu. La couleur des points varie selon la haie échantillonnée. *Fraxinus* spp. inclut *F. americana* et *F. pennsylvanica*.

Les données récoltées à des fins d'analyses nous ont servies à produire des valeurs incrémentales annuelles de hauteur et de diamètre à hauteur de poitrine (DHP) pour les espèces les plus fréquentes (figure 7). Les clones de peuplier de Caroline (*Populus x canadensis*) présentaient les valeurs médianes les plus importantes d'incrément de hauteurs et de DHP. Le plus petit incrément annuel de hauteur a été mesuré chez l'épinette blanche ($32 \text{ cm} \times \text{an}^{-1}$), alors que l'érable rouge était l'espèce dont l'accroissement annuel du DHP était le plus faible ($0,35 \text{ cm} \times \text{an}^{-1}$).

La figure 8 présente des courbes de croissances pour les espèces les plus fréquentes. Les courbes ont été produites avec les hauteurs moyennes de tous les individus de même âge, pour chaque espèce donnée.

a. *Fraxinus* spp.



b. *Fraxinus* spp. et *Larix laricina*

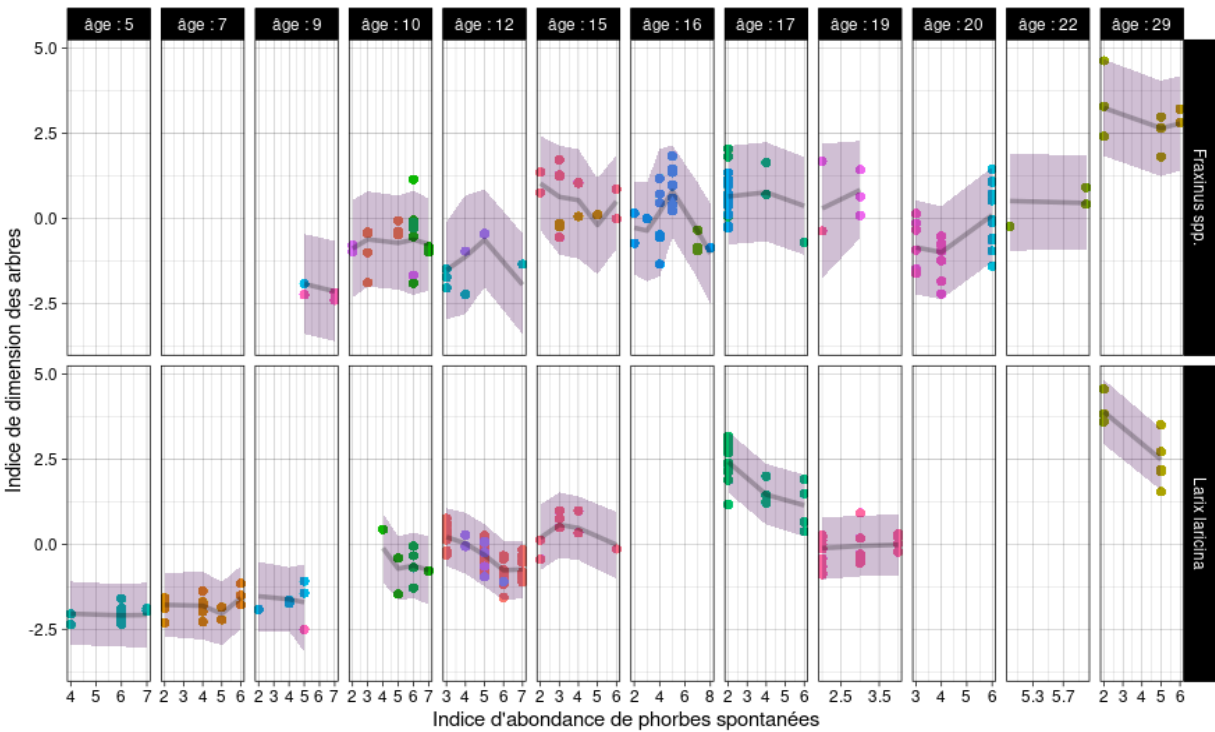


Figure 5 : Variation de l'indice de dimension du frêne (*Fraxinus* spp.) et du mélèze laricin (*Larix laricina*) en fonction de l'abondance totale de la végétation spontanée (a) et de l'abondance de phorbes spontanées (b). L'indice de dimension représente le score de chaque individu sur le premier axe d'une analyse en composantes principales (ACP) basée sur le DHP et la hauteur des arbres; un grand indice correspond à un grand arbre à fort diamètre. Chaque point représente un individu. La couleur des points varie selon la haie échantillonnée. Les courbes de régression proviennent des prédictions postérieures faites par le modèle, qui prennent en compte l'ordonnée à l'origine différente selon les variables aléatoires. L'aire violacée représente l'intervalle de crédibilité à 95 % des prédictions postérieures du modèle.
Fraxinus spp. inclut *F. americana* et *F. pennsylvanica*.

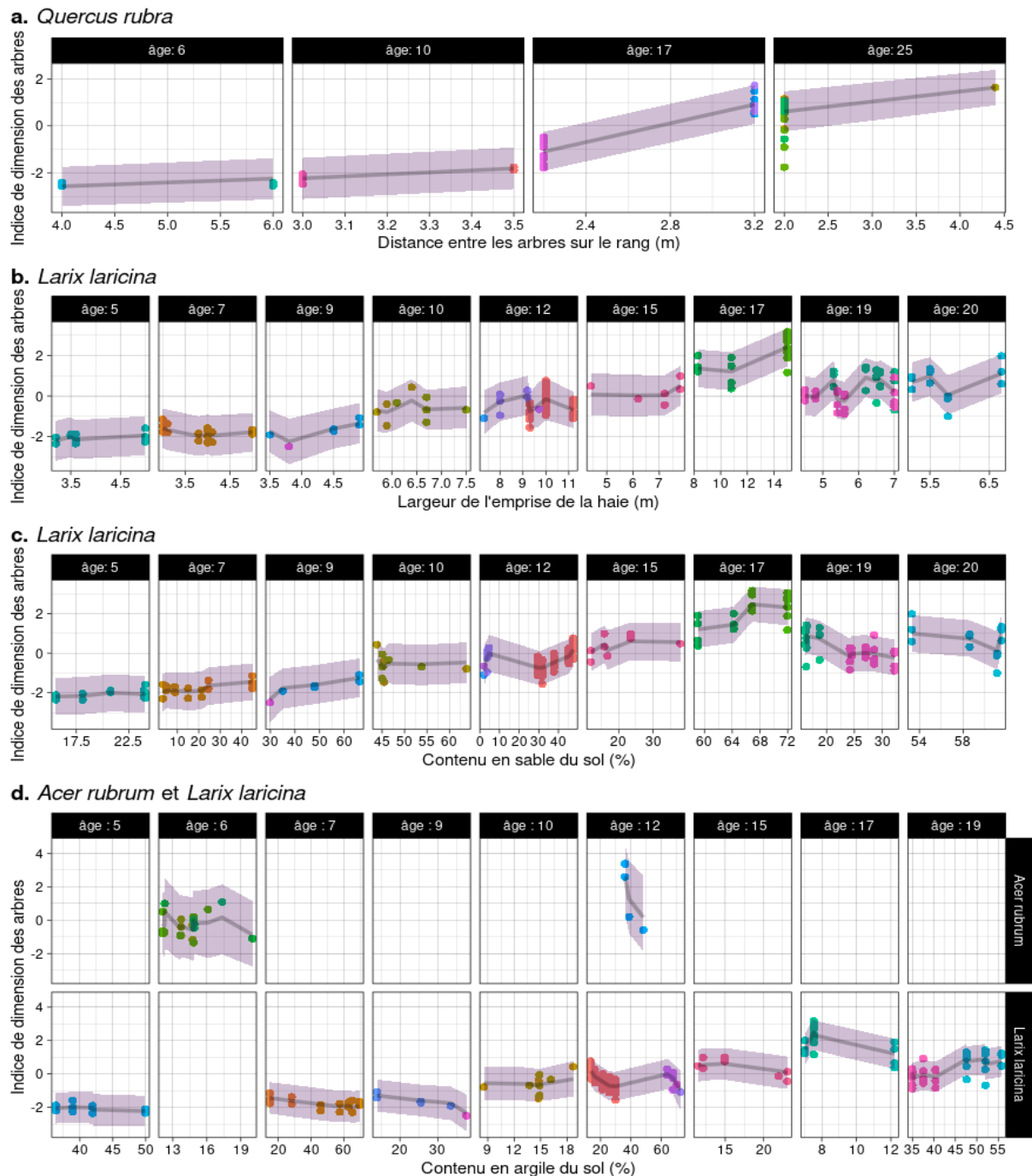
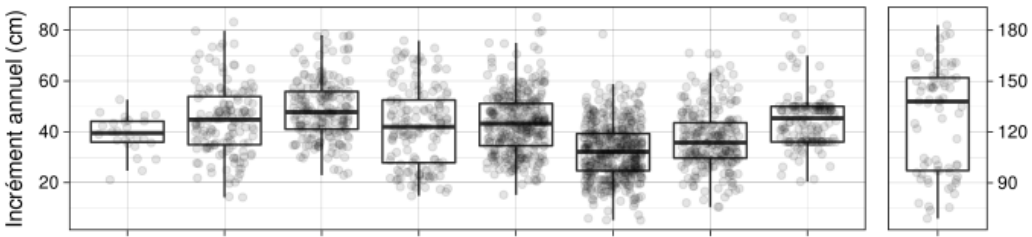


Figure 6 : Variation de l'indice de dimension du chêne rouge, du mélèze laricin (*Larix laricina*) et de l'érable rouge (*Acer rubrum*) en fonction de la distance entre les arbres sur le rang (a), de la largeur de l'emprise de la haie (b), et de la texture du sol (c, d).

L'indice de dimension représente le score de chaque individu sur le premier axe d'une analyse en composantes principales (ACP) basée sur le DHP et la hauteur des arbres; un grand indice correspond à un grand arbre à fort diamètre. Chaque point représente un individu. La couleur des points varie selon la haie échantillonnée. Les courbes de régression proviennent des prédictions postérieures faites par le modèle, qui prennent en compte l'ordonnée à l'origine différente selon les variables aléatoires. L'aire violacée représente l'intervalle de crédibilité à 95 % des prédictions postérieures du modèle.

a. Hauteur



b. DHP

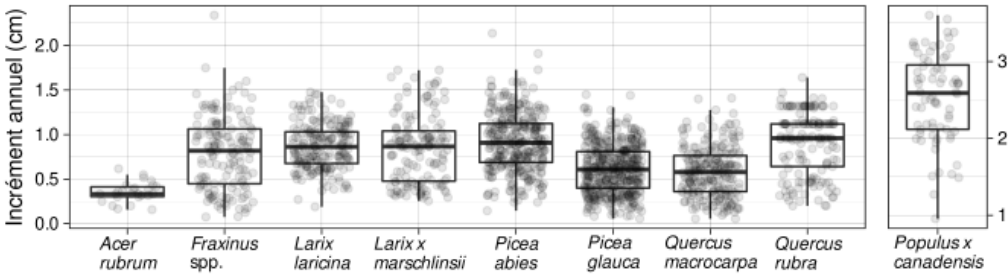


Figure 7 : Incrément annuel de hauteur (a) et de diamètre à hauteur de poitrine (b) pour les espèces les plus fréquentes.

Chaque point représente un individu unique. La barre horizontale grasse des boîtes à moustaches représente la médiane. Les deux autres barres horizontales représentent les 1er et 3ème quartiles. Les deux barres verticales se rendent jusqu'au point le plus éloigné inclus dans l'intervalle $1,5 \times$ écart interquartiles.

N. B. : *Populus x canadensis* est sur sa propre échelle, située à droite. *Fraxinus* spp. inclut *F. americana* et *F. pennsylvanica*.

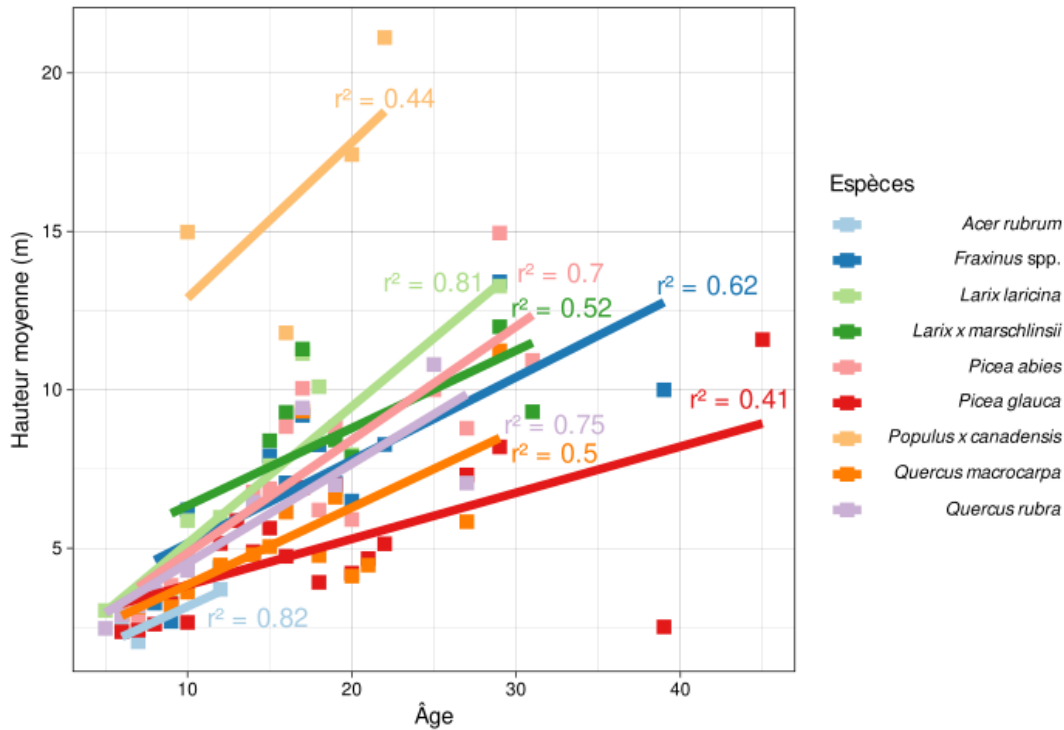


Figure 8 : Hauteur moyenne des espèces les plus fréquentes en fonction de leur âge. Chaque point représente la hauteur moyenne de tous les individus d'une espèce à l'âge donné. *Fraxinus* spp. inclut *F. americana* et *F. pennsylvanica*.

4.3 Qualité des fûts des arbres feuillus à bois noble

Un effet significatif de l'effet des tailles de formation sur la qualité des fûts des arbres à bois noble est apparu ($\chi^2 = 7,31$; $p < 0,05$; figure 9). Le test mesurant l'effet des tailles pour laisser la machinerie agricole sur la qualité des fûts n'a toutefois pas été significatif ($\chi^2 = 1,10$; $p = 0,58$), ni celui comparant l'effet combiné de tous les types d'actions de taille ($\chi^2 = 4,94$; $p = 0,08$). Des arbres évalués, 57,2% présentaient un défaut réduisant la qualité du bois produit (figure 10). Les 42,8% restant présentaient soit un défaut pouvant encore être corrigé (22,8%) ou ne présentaient aucun défaut (20%). Chez les arbres présentant un défaut mineur, la présence de petites branches ($\varnothing < 5$ cm) comptait pour 84,2% des défauts documentés. Les défauts majeurs étaient plus diversifiés, avec des proportions allant de 18,9% à 35,7% pour la présence de fourches, de courbes, de coudes ou de grosses branches.

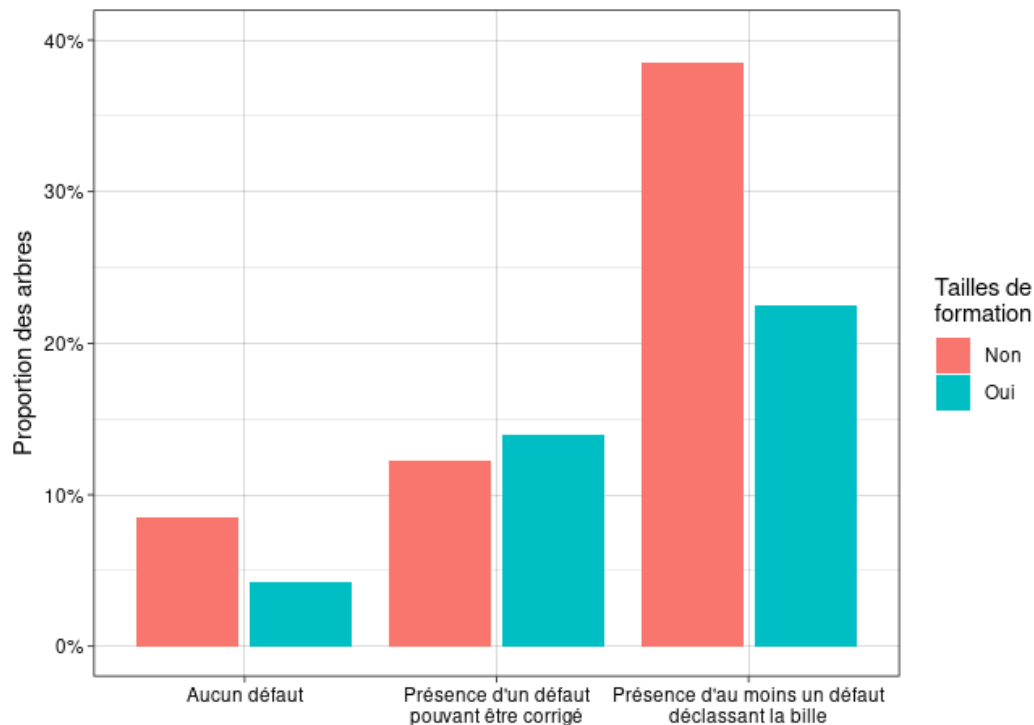


Figure 9 : Qualité des fûts des arbres feuillus à bois noble ayant reçu ou non des tailles de formation.

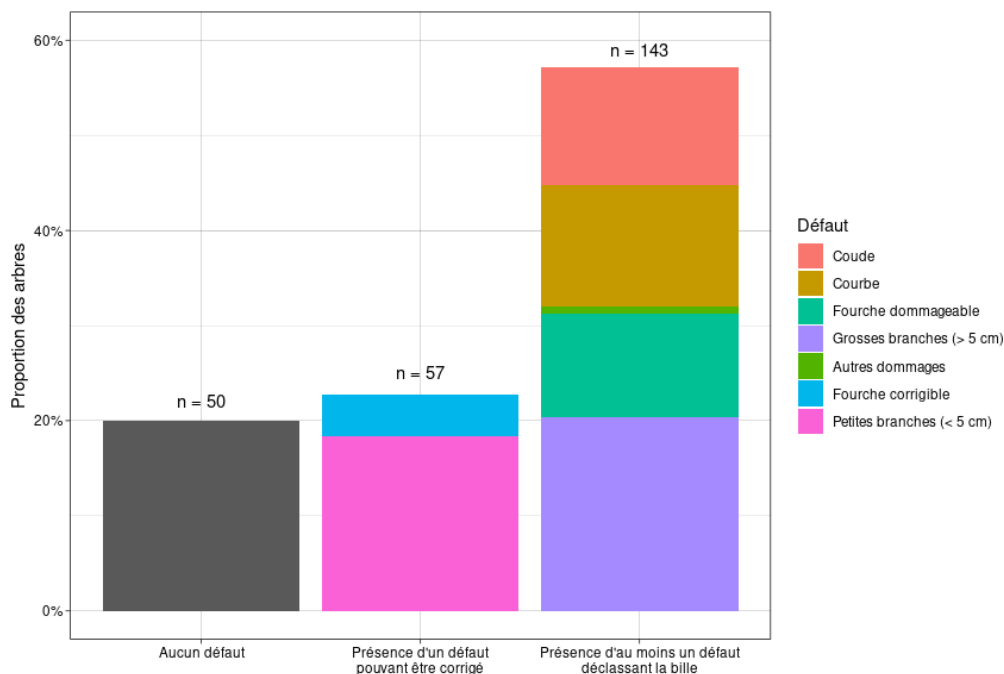


Figure 10 : Qualité des fûts des arbres feuillus à bois noble et proportions relatives des défauts corrigibles ou déclassant la bille.

4.4 Abondance de la végétation spontanée et diversité des arbres de haies

Sur le paillis, le seul facteur significatif expliquant la variation de l'abondance des quatre types fonctionnels de végétation spontanée était l'âge de la haie (figure 11). L'analyse canonique de redondance présentait un R^2 ajusté de 0,05 ($p < 0,01$). L'âge des haies était très faiblement corrélé positivement avec l'abondance de graminoides et de plantes ligneuses, alors que sa corrélation négative avec l'abondance des phorbes et des autres plantes était un peu plus forte. L'effet de ce facteur sur l'abondance des types fonctionnels de végétation était toutefois faible, expliquant 0,8% de la variance totale.

Sur le sol à nu, les facteurs qui expliquaient significativement la variation de l'abondance de la végétation étaient, en ordre d'importance, l'âge de la haie, la classe de drainage du sol, le type de haie, et le pH du sol (figure 12). L'analyse canonique de redondance présentait un R^2 ajusté de 0,24 ($p < 0,001$). L'abondance de plantes ligneuses était corrélée positivement à l'âge de la haie, à un drainage du sol très rapide et à des haies de type brise-vent, et négativement corrélée au pH du sol. Les corrélations entre ces variables et l'abondance de phorbes étaient inversées. L'abondance de graminoides était positivement corrélée à un très mauvais drainage du sol et négativement corrélée à un drainage mauvais, alors que ces corrélations étaient inversées pour l'abondance des autres plantes. Les effets de tous les facteurs explicatifs significatifs sur l'abondance des types fonctionnels de végétation étaient faibles; l'âge des haies expliquait 1,4% de

la variance totale, alors que le drainage du sol, le type de haie et le pH du sol expliquaient respectivement 1,0%, 0,2% et 0,2% de la variance totale.

Les haies échantillonnées avaient un indice de Shannon moyen de 1,07 (figure 13). Seulement huit des 78 haies échantillonnées étaient monospécifiques et présentaient un indice de 0. Il n'y avait pas de relation entre l'année de plantation et la diversité spécifique des haies. Les haies formées de trois espèces d'arbres étaient nettement les plus fréquentes, comptabilisant 28% des cas (22 haies sur 78). Seules quatre haies étaient formées de huit espèces ou plus, avec la plus diversifiée comptant 12 espèces. Les autres 52 haies (soit 67%) comptaient entre une et sept espèces (excluant celles à trois espèces).

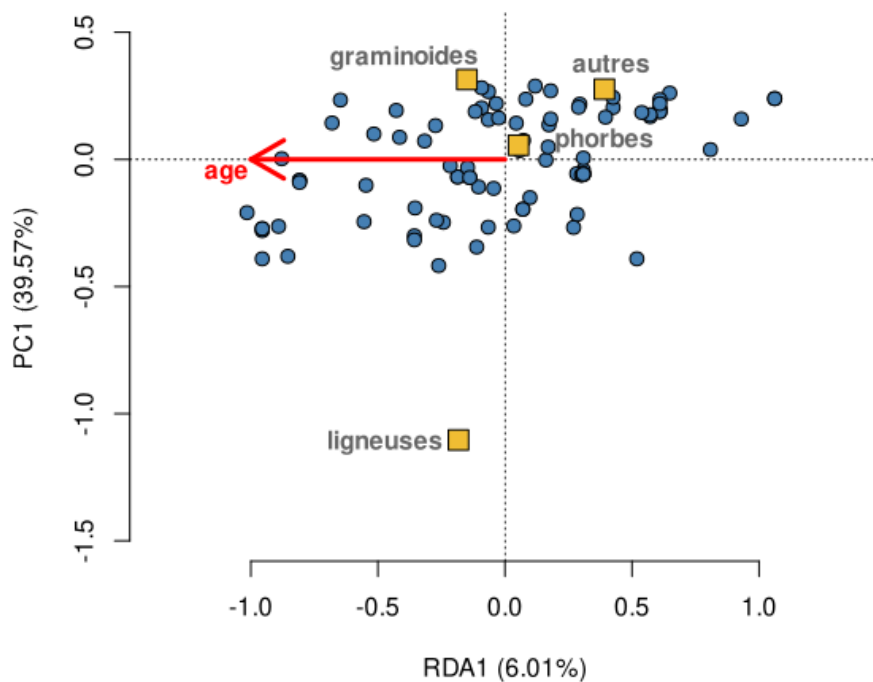


Figure 11 : Analyse canonique de redondance de l'abondance des quatre types fonctionnels de végétation spontanée retrouvés sur et à travers le paillis des haies agroforestières (cadrage type II). Chaque point représente une parcelle.

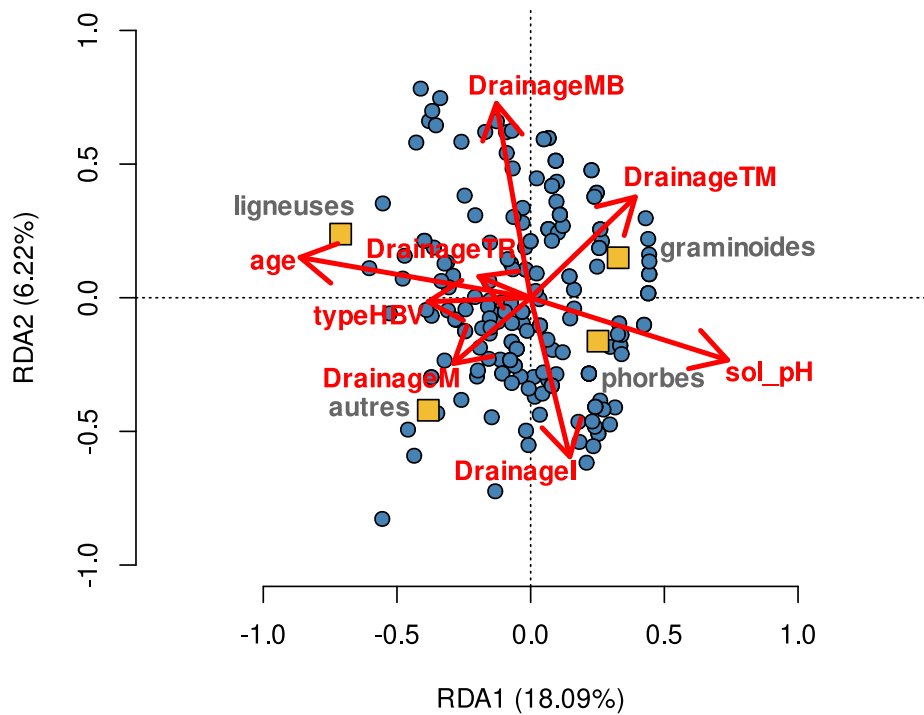


Figure 12 : Analyse canonique de redondance de l'abondance des quatres types fonctionnels de végétation spontanée retrouvés sur le sol à nu des haies agroforestières (cadrage type II).
 Chaque point représente une parcelle. *typeHBV*, une variable binaire, correspond aux haies de type brise-vent.
 Les catégories de drainage sont les suivantes : *TR* = Très rapide; *MB* = modérément bon; *I* = imparfait; *M* = mauvais; *TM* = très mauvais.

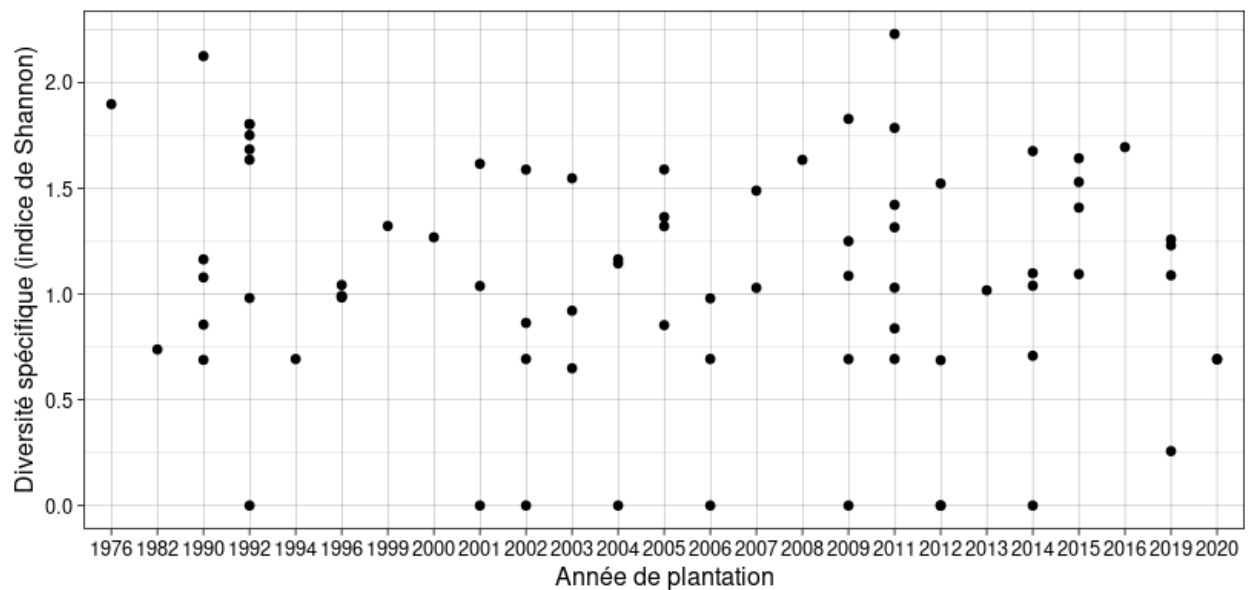


Figure 13 : Diversité spécifique des arbres de haies agroforestières selon l'année de plantation.
 Chaque point représente une haie.

5. DISCUSSION

Peu d'études ont tenté d'explorer, à échelle régionale, l'effet d'une multitude de facteurs sur la survie et la dimension des arbres dans différentes haies agroforestières implantées dans les champs agricoles. Notre approche observationnelle correspond à un contexte réel de production agricole, où les différents sites et haies agroforestières varient à bien des égards. Comme le soulignent Jacobs *et al.* (2004), la majorité des études visant à comparer l'effet de divers traitements ou conditions sur l'établissement des arbres sont menées en contexte expérimental où les variables sont contrôlées, ce qui est difficilement comparable à un contexte opérationnel réel. Ainsi, on ignore souvent si les conclusions tirées dans de telles études sont cohérentes avec les conditions qu'on retrouve sur le terrain dans l'industrie. Notre étude vise donc à amoindrir l'écart des connaissances existant entre les contextes expérimental et opérationnel.

À travers notre échantillonnage, nous avons observé un nombre inégal d'individus de plusieurs espèces et de tous âges, qui ne s'étaient pas développés dans les mêmes conditions de croissance. Les méthodes statistiques utilisées nous ont toutefois permis de faire émerger des patrons présents dans les populations analysées, en prenant en compte les différences intrinsèques à chaque site. Il est possible que les résultats spécifiques soient aussi valables pour d'autres espèces sans avoir été observés, ce que de futures expérimentations en conditions contrôlées permettraient de préciser plus amplement.

5.1 La survie des jeunes arbres de haies agroforestières

Le taux de survie global de 86,4% des arbres plantés (tableau 4) apparaît très élevé. Il est généralement supérieur à celui observé pour des espèces comparables dans d'autres études en contexte agroforestier québécois. Par exemple, Bourgeois *et al.* (2016) ont mesuré un taux de survie moyen de 71,1%, 3 à 17 ans après la plantation en bandes riveraines situées sur différentes exploitations agricoles. Dans un contexte similaire, Fortier *et al.* (2010) rapportent un taux de survie moyen de 74,4% pour cinq clones de peupliers hybrides. En système agroforestier intercalaire expérimental, six espèces de feuillus à bois nobles avaient un taux de survie moyen de 70% après 5 ans (Rivest et Cogliastro, 2019). Dans des plantations forestières établies en contexte expérimental et situées sur d'anciennes terres agricoles en friche, deux études révèlent des taux de survie de près de 100% après 3 ans et de 73,8% après 5 ans (St-Denis *et al.*, 2017; St-Denis *et al.*, 2018). Dans les Appalaches américaines, sur des terres agricoles régénérées en laissant la forêt s'installer, le taux de survie des arbres se situait entre 61% et 94 % après 4 ans (Feldhake et Schumann, 2005). Le taux de survie plus élevé observé dans la présente étude pourrait sembler être dû à l'inclusion de haies où les arbres morts ont été remplacés dans la population de haies échantillonnées. Or, lorsqu'on compare

le taux de survie moyen des haies « vierges » où aucun individu n'a été remplacé à celui des haies où la pratique de remplacement a été employée, on n'observe pas de différence notable; les arbres des haies « vierges » présentaient un taux de survie moyen de 87 % (2320 individus observés), alors que les haies où il y a eu remplacement présentaient un taux de survie moyen de 86 % (2163 individus observés). Comme notre échantillonnage s'est effectué sur une seule saison, et comme il aurait été très difficile d'identifier avec certitude quels arbres avaient été remplacés au sein des haies où cette pratique avait lieu, nous avons fait le choix d'inclure toutes les haies dans les calculs de taux de survie.

Seuls deux facteurs abiotiques ont eu un effet significatif sur la survie des jeunes arbres, soit l'année de plantation et le pH du sol (tableau 5). Ces premiers résultats sont conformes à une partie de notre hypothèse de départ H1, soit celle posant que les facteurs abiotiques auraient une plus grande influence que les autres types de facteurs sur la survie des jeunes arbres. Les espèces d'arbres doivent en effet être adaptées au milieu, car même si l'on tente de favoriser la croissance des arbres avec diverses méthodes (protection, paillage, etc.), il est capital que les espèces choisies soient adaptées aux conditions abiotiques et puissent ainsi avoir la capacité de survivre et de se développer adéquatement dans le milieu d'implantation. Par exemple, la végétation forestière québécoise est expliquée en grande partie par le climat, la géologie, le sol et le relief (Leboeuf, 2016).

Nous avons tenté de relier les taux de survie propres aux années de plantation (figure 3) à certains facteurs météorologiques. Après l'analyse des données mensuelles de précipitations totales et de températures minimales, maximales et moyennes pour chacune des années de plantation, aucune différence notable de ces variables n'apparaît entre les années aux taux de survie les plus élevés (2014, 2016 et 2020) et les autres années à l'analyse (Environnement et ressources naturelles Canada, 2022). Il est toutefois possible que les différences des taux de survie soient dues à d'autres facteurs météorologiques comme les dates du premier et/ou du dernier gel de l'année (Masaka *et al.*, 2010). En outre, d'autres facteurs liés à l'année de plantation pourraient avoir influencé la survie des arbres. Par exemple, une équipe technique de plantation plus expérimentée lors des projets 2014 aurait pu avoir une influence positive sur le taux de survie des arbres plantés cette année-là (Jacobs *et al.*, 2004).

La corrélation négative entre le pH du sol et le taux de survie des arbres peut s'expliquer par la diminution de la disponibilité de certains éléments nutritifs (notamment le phosphore et le manganèse) dans les sols alcalins, soit les sols dont le $\text{pH} > 7$ (Weil et Brady, 2017). Nous avons d'ailleurs observé les plus hauts taux de mortalité dans les sols dont le pH se situait entre 7 et 8 (figure 3). Cogliastro *et al.* (1997) soutenaient d'ailleurs que la croissance du chêne rouge et du chêne à gros fruits était négativement affectée par

des pH supérieurs à 7,2. Ces deux espèces fréquentes dans notre échantillonnage seraient donc moins adaptées à ces conditions, ce qui pourrait en affecter le taux de survie.

L'effet du facteur aléatoire *site de plantation* sur la survie des arbres a toutefois eu une plus grande incidence que le pH du sol (tableau 5). Certaines caractéristiques propres à chaque site – ou l'interaction de celles-ci – n'ayant pas été considérées dans nos analyses ont donc eu un effet sur la survie. La date de plantation des arbres, la technique de mise en terre, la qualité des plants, ou la dérive d'herbicides sont des exemples de telles caractéristiques indisponibles pour la réalisation de nos analyses.

Dans nos analyses, le taux de survie des jeunes arbres n'était pas corrélé avec la méthode de maîtrise de la végétation spontanée ni avec la présence de protection contre l'herbivorie, bien que plusieurs études aient observé un effet positif de ces deux pratiques sur la survie des arbres (Bendfeldt *et al.*, 2001; Davies, 1988; De Steven, 1991; Jacobs *et al.*, 2004). Or, la végétation spontanée de certaines haies incluses dans l'analyse liant la méthode de maîtrise de la végétation à la survie des arbres était fauchée, et toutes les haies incluses dans l'analyse étaient paillées. L'analyse a donc seulement comparé la survie des arbres de haies ayant reçu l'un ou l'autre des traitements visant à maîtriser la végétation spontanée (paillage seulement *vs* fauche et paillage). Il fut donc impossible de déterminer si la présence d'une méthode de maîtrise de la végétation spontanée, quelle qu'elle soit, avait eu une influence sur la survie des jeunes arbres de haies agroforestières. De plus, les études ayant mesuré un effet positif de la maîtrise de la végétation sur le taux de survie des arbres n'ont pas été menées sur des terres récemment en cultures (l'étude de De Steven (1991) a été faite sur d'anciennes terres agricoles en friche, 8 à 10 ans après leur dernière utilisation). Dans le cas de nos sites d'échantillonnage, il est possible que le réservoir de graines et de structures reproductives végétales (rhizomes, etc.) contenues dans le sol ait été diminué par les traitements imposés par l'activité agricole, notamment par le labour et la rotation des cultures qui diminuent les stocks de graines de la végétation indésirable (Haring et Flessner, 2018). L'absence de corrélation entre la maîtrise de la végétation spontanée et le taux de survie des jeunes arbres est donc peut-être due à une faible présence de compétition entre les arbres et la végétation spontanée en milieu agricole, comparativement à des friches ou des plantations forestières.

5.2 Effets des facteurs explicatifs sur la dimension des arbres de haies agroforestières et incréments annuels moyens

Les deux facteurs explicatifs ayant les effets les plus forts sur la dimension de certaines espèces d'arbres sont, en ordre décroissant, la méthode de maîtrise de la végétation spontanée et la préparation du sol avant plantation, deux facteurs techniques. Les résultats des analyses de dimension sont donc contraires à une

partie de notre hypothèse de départ H1 qui soutenait que les facteurs abiotiques auraient le plus d'influence sur la dimension des arbres. L'hypothèse est rejetée, même s'il s'est avéré que les facteurs abiotiques étaient les plus influents sur la survie des jeunes arbres.

Sauf dans le cas des deux facteurs explicatifs présentant les plus fortes corrélations, l'effet du facteur aléatoire *site de plantation* a eu une grande incidence dans les modèles reliant la dimension des arbres aux facteurs explicatifs analysés, comme dans le cas des analyses de survie. L'effet du site a donc une influence non négligeable sur la dimension des arbres.

La corrélation la plus forte était celle entre la dimension des épinettes blanches et la méthode de maîtrise de la végétation spontanée employée dans les haies agroforestières. La dimension des épinettes blanches était corrélée positivement avec l'utilisation de tous les traitements, ce qui indiquerait une incidence négative de la présence de végétation compétitrice sur la croissance des arbres (Schroeder et Naem, 2017). Le facteur explicatif exprimant la deuxième corrélation la plus forte était celle entre la dimension des frênes et la préparation du sol avant plantation (figure 4). Ce résultat est cohérent avec les résultats de De Steven (1991), qui soutient que la diminution de la compétition par les herbacées suite à la préparation mécanique du sol avant plantation augmente le taux de croissance des plants de frênes.

Les corrélations entre les concentrations en sable et en argile du sol et la dimension des mélèzes laricins peuvent s'expliquer par la préférence de ces derniers pour des sols plus légers (figure 6; Farrar, 2017). Dans le cas de l'érable rouge, Burns et Honkala (1990) soutiennent que son développement est meilleur sur les sols modérément bien drainés. Cela pourrait expliquer la corrélation négative entre sa dimension et la concentration en argile du sol (figure 6). Chez les épinettes de Norvège, les individus implantés dans des bandes riveraines étaient de plus grande dimension que leurs pairs implantés en haies brise-vent (Figure 4). Comme les arbres de cette espèce se développent mieux dans les stations sèches (Farrar, 2017), nos résultats pourraient être dus au meilleur drainage ayant cours en haut des pentes des bandes riveraines, qui présentent en effet souvent une pente vers le lit du cours d'eau adjacent. Les bandes riveraines peuvent aussi capter des éléments nutritifs issues des champs par ruissellement, ce qui pourrait contribuer à une fertilisation des arbres (Lee *et al.*, 2000).

L'abondance totale de la végétation spontanée ainsi que des phorbes spontanées était corrélée négativement avec la dimension des frênes et des mélèzes laricins (figure 5). La compétition engendrée par la présence de végétation spontanée aurait un impact négatif sur la dimension des arbres. Dans plusieurs études, la maîtrise de la végétation indésirable était effectivement corrélée positivement avec le taux de croissance

des arbres en plantations (Bendfeldt *et al.*, 2001; Schroeder et Naeem, 2017). D'autre part, il est possible que ce soit la faible dimension des arbres qui mène à une hausse de l'abondance de la végétation spontanée dans ces circonstances.

La corrélation positive entre la dimension des chênes rouges et la distance de plantation entre les arbres d'une même rangée serait expliquée par une diminution de la compétition aérienne et souterraine entre individus avec l'augmentation de la distance (figure 6). La plus grande dimension des mélèzes laricins constatée dans les haies avec de plus larges emprises non travaillées mécaniquement pourrait s'expliquer par la diminution des perturbations à leur système racinaire causée par les pratiques agricoles (Benson *et al.*, 2019). Autrement, il est possible que les mélèzes de plus grande dimension aient, par la longue portée des branches en direction du champ, imposé une augmentation graduelle de l'emprise des haies.

Les valeurs de croissances annuelles moyennes mesurées pour les chênes à gros fruits et les chênes rouges sont comparables à celles obtenues dans un contexte de plantation forestière sur d'anciennes terres agricoles dans le sud-est du Canada par Cogliastro et Gagnon (2019) et McKenney *et al.* (2008). Dans cette dernière étude, les incréments annuels moyens de hauteur et de DHP qu'on retrouve respectivement pour les érables dits « mous » (érables rouges et argentés; *Acer rubrum* et *A. saccharinum* indifférenciés) et les frênes blancs sont inférieures aux valeurs que nous avons mesurées chez les érables rouges et les frênes (*F. americana* et *F. pennsylvanica* indifférenciés) respectivement. Les incréments annuels moyens mesurés par Kort et Turnock (1998) chez des peupliers hybrides ([sic] *Populus x deltoides*) et des épinettes blanches plantés en haies brise-vent dans les prairies canadiennes, soit dans des conditions plus froides et sèches que celles de notre étude, étaient nettement inférieurs aux valeurs que nous avons mesurées pour le peuplier de Caroline et l'épinette blanche. Dans le sud-est du Canada, Plante *et al.* (2014) ont mesuré un incrément de hauteur annuel moyen de $0,94 \text{ m} \times \text{an}^{-1}$ chez plusieurs clones de peuplier hybride plantés en haies brise-vent, ce qui est aussi inférieur à la valeur que nous avons obtenue, qui est de $1,28 \text{ m} \times \text{an}^{-1}$. En Dans le sud de la Suède, Johansson (1996) a mesuré des incréments annuels de hauteur et de DHP de $0,47 \text{ m} \times \text{an}^{-1}$ et de $0,63 \text{ cm} \times \text{an}^{-1}$, respectivement, pour des épinettes de Norvège plantées sur d'anciennes terres agricoles. Notre valeur incrémentale mesurée pour la hauteur des épinettes de Norvège est similaire ($0,43 \text{ m} \times \text{an}^{-1}$), alors que l'incrément de DHP ($0,91 \text{ cm} \times \text{an}^{-1}$) est supérieur à celle mesurée par Johansson (1996). Comme les rangées d'arbres composant les haies agroforestières sont exposées sur au moins un côté dans la grande majorité des cas (soit lorsque la haie comporte moins de 3 rangées), la compétition pour l'eau, la lumière et les nutriments est réduite entre les arbres de haies, ce qui pourrait expliquer des incréments annuels de DHP plus grands que dans les contextes de plantations forestières à plus grande densité de plantation (Balandier et Dupraz, 1998). Par ailleurs, la fertilisation des cultures dans les champs

adjacents aux haies peut être bénéfique à la croissance des arbres (Chiffot *et al.*, 2006; Rivest *et al.*, 2009).

5.3 La qualité des fûts des arbres feuillus à bois noble pourrait être améliorée

La majorité des arbres évalués (68,3%) présentaient une rectitude adéquate (figure 10). Par contre, chez les arbres dont les fûts présentaient des défauts, il s'agissait de défauts majeurs dans la grande majorité des cas. Notre hypothèse de départ H2 est donc vérifiée en partie seulement et doit donc être rejetée.

Sur les arbres ayant reçu des tailles de formation, la présence de défauts majeurs était plus rare que la présence de défauts pouvant être corrigée (figure 9). Cela suggère que les tailles de formation sont efficaces pour prévenir le développement de défauts majeurs, mais que l'entretien doit être maintenu à long terme afin de corriger les défauts à temps. Aussi, même si certains producteurs agricoles ont indiqué que leur haie avait reçu des interventions de taille de formation, notre étude n'a pas permis de déterminer si elles avaient été réalisées dans les règles de l'art. Par exemple, pour favoriser la qualité des fûts chez les feuillus à bois noble, il est en effet recommandé d'effectuer des tailles de formation tôt dans le développement des arbres (p. ex. à partir de la deuxième année), ainsi qu'à intervalles réguliers (p. ex. cinq interventions lors des 10 premières années suivant la plantation) afin de corriger les défauts potentiels (Cogliastro *et al.*, 2022). Comme le défaut majeur le plus répandu chez les arbres à bois noble était la présence de branches de diamètre ≥ 5 cm, nos résultats suggèrent que des tailles de formation à intervalles plus réguliers et effectuées plus tôt dans le développement des arbres pourraient améliorer la qualité générale des fûts. Les fourches majeures ($\varnothing \geq 5$ cm) pourraient aussi être corrigées préventivement par des tailles plus fréquentes. Sur les 39 haies intégrant des feuillus à bois noble inventoriées, seulement 11 ont reçu un traitement de taille de formation. Il faut souligner que des subventions gouvernementales pour l'entretien des haies agroforestières ne sont disponibles que depuis 2018 et que l'expertise technique pour appuyer de telles interventions demeure encore très limitée (Hotelier-Rous *et al.*, 2020).

Dans les aménagements agroforestiers matures, assurer une bonne qualité des fûts est critique pour préserver l'intégrité structurelle des arbres, et ainsi assurer la sécurité des cultures et des producteurs, car une meilleure qualité des fûts augmente leur résistance face au vent et diminue le risque de bris des arbres (Smiley *et al.*, 2006). En complémentarité avec les objectifs de protection des cultures, des sols et des cours d'eau, une production de qualité des fûts d'arbres feuillus à bois noble dans les haies agroforestières représenterait également une source de revenus supplémentaires pour les agriculteurs. Par exemple, dans la province française du Dauphiné, on retrouve des vergers agroforestiers où les producteurs agricoles investissent pour produire de courts fûts de noyers (en plus de la production de noix) afin de laisser en

héritage un important capital sous la forme d'arbres de grande valeur (Mary *et al.*, 1998). Des études réalisées aux États-Unis et en Europe suggèrent que la production de bois d'arbres feuillus de grande qualité dans les systèmes agroforestiers peut augmenter de façon très importante leur rentabilité (Graves *et al.*, 2007; Wolz *et al.*, 2019).

5.4 Diversité spécifique des arbres de haies

La diversité spécifique des arbres des haies agroforestières a été définie par l'indice de Shannon. L'indice mesuré était d'en moyenne 1,07, avec un maximum de 2,23. La diversité spécifique des haies agroforestières est aussi comparable ou supérieure à celle qu'on peut retrouver dans les peuplements urbains et périurbains en Amérique du Nord tempérée (Riley *et al.*, 2018). Lorsque comparée à celle de forêts boréales aménagées européennes issues de la régénération naturelle, la diversité spécifique moyenne des arbres de haies agroforestières tempérées est supérieure à la diversité spécifique des arbres de peuplements forestiers individuels, mais inférieure à celle de la forêt dans son intégralité (Pukkala, 2018).

Il est primordial de conserver une certaine diversité spécifique des arbres de haies agroforestières, car cette diversité favorise une meilleure résilience et ainsi une meilleure capacité à fournir des services écosystémiques même lors de perturbations (Jactel *et al.*, 2017; Knoke *et al.*, 2008; Thompson *et al.*, 2009; cités dans Pukkala, 2018). Un exemple de perturbation est l'épidémie d'agrile du frêne (*Agrilus planipennis*) ayant touché l'Amérique du Nord depuis 2002 et le Québec depuis 2012. Les haies présentant une plus grande diversité spécifique ont été moins affectées par cette épidémie, grâce à la présence de plusieurs autres essences non affectées par l'agrile du frêne, l'insecte ne s'attaquant qu'aux arbres du genre *Fraxinus* dans le contexte nord-américain. L'augmentation de la diversité des arbres dans les plantations accroît aussi généralement leur productivité, les stocks de carbone dans la biomasse et les sols, et la biodiversité associée (Feng *et al.*, 2022; Messier *et al.*, 2022; Warner *et al.*, 2022). Par contre, ces phénomènes ont été surtout observés dans des plantations forestières. Davantage de recherche serait nécessaire pour évaluer les effets de la diversité des arbres (incluant la diversité fonctionnelle) dans les haies agroforestières sur les services écosystémiques qu'elles fournissent et la biodiversité associée.

5.5 L'abondance des types fonctionnels de végétation spontanée située dans l'emprise de la haie

Sur le sol à nu des haies agroforestières, quatre facteurs ont eu un effet significatif sur la composition de la végétation spontanée des haies agroforestières, soit l'âge de la haie, la classe de drainage du sol, le type de haie (bande riveraine ou brise-vent), ainsi que le pH du sol (figure 12). En outre, le seul facteur ayant eu un effet significatif sur la composition de la végétation spontanée retrouvée sur le paillis des haies était l'âge de celles-ci (figure 11). Notre hypothèse H3 n'est donc pas rejetée.

Les résultats que nous avons obtenus étaient similaires à ceux de Deckers *et al.* (2004). Selon cette étude, l'effet des facteurs abiotiques des haies agroforestières sur le patron de distribution des espèces serait le plus important, suivi par les effets des facteurs techniques et des facteurs structurels.

L'âge de la haie avait un effet significatif sur la structure des communautés végétales spontanées hors du paillis, tout comme le type de haie et les conditions édaphiques (drainage et pH). Litza et Diekmann (2019) avaient démontré un lien entre l'âge des haies et la composition de la végétation spontanée s'y retrouvant, notamment par leur richesse en espèces spécialistes des forêts, qui auraient eu plus de temps pour coloniser le milieu dans le cas des haies plus âgées. L'effet du type de haie sur les communautés végétales est peut-être dû à une fertilité du sol accrue dans les bandes riveraines, qui serait causée par la captation des éléments nutritifs lessivés de la parcelle agricole vers le cours d'eau adjacent (Lee *et al.*, 2000). Les différences structurelles entre les haies brise-vent et les bandes riveraines pourraient donc expliquer notre résultat. Deckers *et al.* (2004) rapportent que les facteurs abiotiques comme la classe de drainage du sol influenceraient la composition des communautés de plantes herbacées, notamment en fonction de leur préférence pour des habitats humides ou des sols arables. Certaines espèces ont en effet des préférences nettes pour certains types d'habitat et de conditions édaphiques.

Une modification de la capacité du paillis à enrayer la croissance de plantes indésirables avec le temps expliquerait l'effet de l'âge sur les communautés végétales spontanées retrouvées sur le paillis et au travers de celui-ci. Lorsque présent, le paillis retrouvé sous les haies agroforestières échantillonnées était fait de plastique (biodégradable ou non) dans presque tous les cas. Comme le paillis de plastique biodégradable se décompose graduellement avec le temps, des sections de sol à nu peuvent apparaître et être colonisées par la végétation spontanée (Sintim *et al.*, 2020). Lors de l'échantillonnage, nous avons observé de nombreux trous dans les paillis où des plantes opportunistes avaient pu s'établir.

La diversité de la végétation spontanée des haies agroforestière a été évaluée en fonction des quatre types fonctionnels de végétation mentionnés précédemment afin d'optimiser la rapidité de l'opération. Bien que la classification de la végétation en ces quatre types fonctionnels ne nous permît pas d'évaluer la richesse spécifique, elle peut être utile afin de prédire les dynamiques des communautés végétales exposées à des perturbations fréquentes, comme c'est le cas dans les systèmes agroforestiers (Deckers *et al.*, 2004). Les types fonctionnels végétaux, des ensembles d'espèces qui partagent des traits fonctionnels communs, répondent de façon similaire aux perturbations (notamment les changements climatiques) et fournissent des services écosystémiques semblables (Deckers *et al.*, 2004; Yang *et al.*, 2015). De plus, les traits fonctionnels des végétaux peuvent être reliés à des services écosystémiques et des propriétés édaphiques,

notamment dans un contexte agroforestier (Faucon *et al.*, 2017 ; Hanisch *et al.*, 2020). Il serait donc possible de lier l'abondance de certains types fonctionnels végétaux des haies agroforestières aux services écosystémiques offerts. Cette analyse sort toutefois du spectre de notre étude.

5.6 Biais de sélection des sites et solutions envisageables

Comme la sélection des sites se faisait principalement sur une base volontaire des producteurs contactés, nous reconnaissons que cela ait pu induire certains biais. Il est possible qu'un biais de sélection ait eu lieu vers les sites où la survie et la croissance des arbres semblaient adéquates aux yeux des producteurs agricoles. Certains producteurs possédant des aménagements agroforestiers n'ayant pas performé à la hauteur de leurs attentes ont peut-être montré peu d'intérêt à poser leur candidature pour notre campagne d'échantillonnage. Aussi faut-il souligner qu'un producteur ayant à cœur l'agroforesterie aurait peut-être eu à la fois un plus grand intérêt de participer à notre recherche et une meilleure propension à veiller au bon état de ses haies agroforestières. À l'inverse, il est possible que certains participants n'étant pas convaincus de la qualité de leurs aménagements agroforestiers aient cherché à participer au projet afin de trouver des solutions pour améliorer ces aménagements. Nous reconnaissons donc les limites de l'approche par base volontaire qui est courante dans les études faites en collaboration avec des agriculteurs (Bradley *et al.*, 2007).

Nous soulignons néanmoins qu'une approche par base volontaire fut nécessaire, considérant le manque de données accessibles sur la présence de haies agroforestières au Québec. L'accès à ces informations aurait en effet permis de réaliser un choix aléatoire des sites à échantillonner, menant ainsi à une représentation plus juste du paysage agroforestier de la région.

La mise en place d'une base de données provinciale répertoriant la présence des aménagements agroforestiers sur l'ensemble du territoire représenterait une solution directe aux biais de sélection de futures études sur le sujet. Des efforts ont d'ailleurs été menés dans une autre province canadienne, la Saskatchewan, pour cartographier l'ensemble des haies agroforestières présentes sur le territoire (Amichev *et al.*, 2015; Pankiw et Piwowar, 2010). Les auteurs ayant mené ces efforts indiquent que la gestion des haies agroforestières de la province demeure difficile étant donné l'absence d'informations sur leur localisation, leur quantité et leur structure, d'où leurs efforts pour les répertorier. Ils mentionnent aussi l'importance de ces informations afin de mieux évaluer l'évolution des stocks de carbone séquestré dans les haies agroforestières, ce qui s'avère utile à l'ère du développement des marchés du carbone. Or, les mêmes enjeux sont valides ailleurs sur le territoire canadien, notamment au Québec.

6. CONCLUSION

L'implantation de haies agroforestières en Montérégie est fructueuse; le taux de survie global de 86,4% est très satisfaisant et la croissance des arbres (tableau 4; figures 7 et 8) peut être considérée comme très satisfaisante lorsque comparée à celle mesurée dans d'autres études. Les haies comptaient en moyenne quatre espèces d'arbres, ce qui favorise le maintien d'une certaine intégrité fonctionnelle de la haie dans le cas d'épidémies comme celle de l'agrile du frêne. La survie et la dimension des arbres plantés en haies agroforestières variaient principalement en fonction du site de plantation. Les arbres implantés en contexte agricole s'établissent bien dans la grande majorité des cas.

Certains facteurs ont eu un effet mesurable sur l'établissement des haies agroforestières. Le taux de survie des arbres de jeunes haies était plus faible dans les sols alcalins ($\text{pH} > 7$) que dans les sols plus acides. Le taux de survie des arbres plantés variait largement selon les années, mais les facteurs expliquant cette variation interannuelle demeurent inconnus. La dimension des arbres était aussi affectée par plusieurs facteurs dont l'effet était différent selon l'espèce. Ainsi, la dimension de certaines espèces (les espèces sont présentées entre parenthèses) était plus importante en fonction de la méthode de maîtrise de la végétation spontanée (*Picea glauca*), lorsque les arbres d'une même rangée étaient plus espacés (*Quercus rubra*), ainsi que dans les sols plus sableux (*Larix laricina*), dans des haies plus larges (*L. laricina*) et dans des sols ayant été préparés mécaniquement avant la plantation (*Fraxinus* spp.). La dimension des arbres de certaines espèces était aussi plus faible dans les haies brise-vent que dans les haies en bandes riveraines (*Picea abies*). Des arbres de plus faible dimension ont aussi été retrouvés dans les sols plus argileux (*Acer rubrum*, *Larix laricina*) et dans les haies où l'abondance de la végétation spontanée était plus grande (*Fraxinus* spp., *Larix laricina*). Les différences de réaction aux différents facteurs identifiés en fonction des espèces d'arbres illustrent bien la complexité de la mise en place et de l'analyse des systèmes agroforestiers.

Des tailles de formation préventives et régulières sur les arbres feuillus à bois noble des haies agroforestières pourraient augmenter la qualité de leurs fûts. Ces arbres seraient ainsi plus sécuritaires et pourraient potentiellement être récoltés. À long terme, ces arbres pourraient donc représenter une opportunité de diversification des revenus pour les producteurs propriétaires. Cependant, le manque de temps, de ressources et de connaissance appropriées représente toujours un obstacle majeur pour les producteurs souhaitant entretenir leurs arbres de haies convenablement. Du support financier et de la main-d'œuvre qualifiée doivent être disponibles pour les producteurs pour s'assurer que les arbres de haies aient une intégrité structurelle et une qualité de fût adéquate.

Par ses apports à la multifonctionnalité des haies agroforestières, notamment en fournissant des ressources et des habitats aux pollinisateurs, la présence de végétation spontanée dans les haies est souhaitable, bien qu'elle affecte négativement, quoique faiblement, la croissance des arbres. La crise de l'effondrement de la biodiversité, en arrière-fond des changements climatiques, pourrait en effet affecter gravement les processus de production agroalimentaires, principalement à cause du déclin des populations de pollinisateurs naturels. La présence de végétation spontanée dans les haies agroforestières combat directement l'effondrement de la biodiversité tout en apportant une solution de proximité à cette problématique criante en milieu agricole. Notamment, la présence de phorbes et d'arbustes spontanés, plutôt rares dans les paysages dominés par l'agriculture conventionnelle, favorise la présence et le maintien des pollinisateurs essentiels au développement de certaines cultures. Bien que notre approche méthodologique de caractérisation des communautés végétales en sous-étages des haies agroforestières fut principalement axée sur la rapidité de l'évaluation, nos travaux démontrent que la structure de ces communautés très variées était influencée par des facteurs abiotiques et techniques reliés aux haies. Pour les recherches futures abordant la diversité de la végétation spontanée des haies agroforestières, l'utilisation d'une approche d'écologie fonctionnelle plus détaillée permettrait de mieux comprendre le rôle joué par ces communautés caractéristiques dans l'agroécosystème. D'autres recherches visant à identifier la présence d'espèces végétales rares ou menacées pourraient nous renseigner sur le potentiel de conservation des haies agroforestières en milieu agricole.

Comme un bon succès d'établissement des arbres plantés en haies agroforestières est essentiel à leur efficacité et à leur multifonctionnalité, mais qu'il est souhaitable de conserver une grande biodiversité végétale dans les haies, nous suggérons de prioriser la préparation du sol avant la plantation des arbres et l'utilisation de paillis de plastique biodégradable pour assurer un bon taux de survie. Ainsi la compétition menée aux jeunes arbres est réduite, ce qui favorise leur croissance, alors que la végétation spontanée peut s'établir plus tard dans le développement des arbres lorsque leur influence est moins grande. Afin d'optimiser l'aménagement des futures haies agroforestières, nos analyses suggèrent aussi qu'il faudrait porter une attention particulière aux choix des espèces à planter, notamment en sol alcalin, afin de favoriser un meilleur taux de survie. Aussi, comme la croissance des arbres d'un même rang est supérieure lorsqu'ils sont plus espacés, l'inclusion d'arbustes au feuillage dense entre les arbres semble être une bonne pratique. On laisse ainsi plus d'espace entre les arbres pour favoriser leur croissance, tout en ayant une haie assez dense pour remplir sa fonction brise-vent.

Il serait intéressant d'intégrer une composante temporelle dans les futurs travaux de recherche s'intéressant à l'établissement des arbres en haies agroforestières. On pourrait ainsi mesurer directement le taux de

croissance des arbres dans diverses conditions, ce que nous n'avons malheureusement pas été en mesure de faire. De plus, l'impact des procédés de plantation sur la survie des jeunes arbres est un aspect qui mérite d'être analysé en profondeur, en raison de leur importance au tout début du processus de développement des haies agroforestières. Les méthodes et procédés utilisés semblent effectivement encore assez variés, notamment car l'adoption de systèmes agroforestiers est relativement récente.

L'implantation de systèmes agroforestiers peut amener des bienfaits à échelle locale, en protégeant les ressources agricoles, mais aussi à échelle globale en favorisant la biodiversité, en mitigeant les changements climatiques et en offrant des mécanismes qui permettront aux systèmes agroalimentaires de s'adapter au climat changeant des décennies à venir. Le succès d'établissement des arbres en systèmes agroforestier, probablement encore suboptimal dû à sa complexité, est très satisfaisant et ne constitue pas un frein à l'implantation de ces systèmes. Les efforts d'aménagement de sites agroforestiers doivent continuer d'être soutenus afin de lutter contre les changements climatiques, s'y adapter, et prévenir l'effondrement de la biodiversité. Une concertation intégrée des principaux acteurs des domaines de l'agriculture, de la foresterie et de la protection de l'environnement est nécessaire afin de promouvoir l'adoption de l'agroforesterie à grande échelle et de poser un plan directeur en ce sens. Les limites de l'industrie agroalimentaire conventionnelle et ses impacts sur l'environnement sont de plus en plus évidents et l'heure est à l'action.

BIBLIOGRAPHIE

- Alcorn, P. J., Bauhus, J., Smith, R. G. B., Thomas, D., James, R. et Nicotra, A. (2008). Growth response following green crown pruning in plantation-grown *Eucalyptus pilularis* and *Eucalyptus cloeziana*. *Canadian Journal of Forest Research*, 38(4), 770-781. <https://doi.org/10.1139/X07-185>
- Allen, S. C., Jose, S., Nair, P. K. R., Brecke, B. J., Nkedi-Kizza, P. et Ramsey, C. L. (2004). Safety-net role of tree roots: evidence from a pecan (*Carya illinoensis* K. Koch)–cotton (*Gossypium hirsutum* L.) alley cropping system in the southern United States. *Forest Ecology and Management*, 192(2), 395-407. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.02.009>
- Amichev, B. Y., Bentham, M. J., Cerkowniak, D., Kort, J., Kulshreshtha, S., Laroque, C. P., Piwowar, J. M. et Van Rees, K. C. J. (2015). Mapping and quantification of planted tree and shrub shelterbelts in Saskatchewan, Canada. *Agroforestry Systems*, 89(1), 49-65. <https://doi.org/10.1007/s10457-014-9741-2>
- Amichev, B. Y., Bentham, M. J., Kulshreshtha, S. N., Laroque, C. P., Piwowar, J. M. et Rees, K. C. J. V. (2016). Carbon sequestration and growth of six common tree and shrub shelterbelts in Saskatchewan, Canada. *Canadian Journal of Soil Science*, 97(3), 368-381, 65 Auriga Drive, Suite 203, Ottawa, ON K2E 7W6. <https://doi.org/10.1139/cjss-2016-0107>
- Amichev, B. Y., Johnston, M. et Van Rees, K. C. J. (2010). Hybrid poplar growth in bioenergy production systems: Biomass prediction with a simple process-based model (3PG). *Biomass and Bioenergy*, 34(5), 687-702. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2010.01.012>
- Amichev, B. Y., Laroque, C. P., Belcher, K. W., Bentham, M. J. et Van Rees, K. C. J. (2020). Shelterbelt systems establishment in Saskatchewan, Canada: a multi-criteria fuzzy logic approach to land suitability mapping. *New Forests*, 51(6), 933-963. <https://doi.org/10.1007/s11056-019-09766-1>
- Anel, B., Cogliastro, A., Olivier, A. et Rivest, D. (2017). Une agroforesterie pour le Québec. Comité agroforesterie, Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec.
- Baker, T. P., Moroni, M. T., Mendham, D. S., Smith, R. et Hunt, M. A. (2018). Impacts of windbreak shelter on crop and livestock production. *Crop and Pasture Science*, 69(8), 785-796. <https://doi.org/10.1071/CP17242>
- Bachand, O. (2019, 26 juillet). Les terres noires de la Montérégie en voie de disparition. *ICI Grand Montréal*. <https://ici.radio-canada.ca/nouvelle/1237671/fruits-legumes-agriculture-maraichers-alimentation-environnement->
- Balandier, P. et Dupraz, C. (1998). Growth of widely spaced trees. A case study from young agroforestry plantations in France. *Agroforestry Systems*, 43(1), 151-167. <https://doi.org/10.1023/A:1026480028915>
- Bendfeldt, E. S., Feldhake, C. M. et Burger, J. A. (2001). Establishing trees in an Appalachian silvopasture: response to shelters, grass control, mulch, and fertilization. *Agroforestry Systems*, 53(3), 291-295. <https://doi.org/10.1023/A:1013367224860>
- Benson, A. R., Morgenroth, J. et Koeser, A. K. (2019). The effects of root pruning on growth and physiology of two *Acer* species in New Zealand. *Urban Forestry & Urban Greening*, 38, 64-73. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2018.11.006>

- Bergeron, M., Lacombe, S., Bradley, R. L., Whalen, J., Cogliastro, A., Jutras, M.-F. et Arp, P. (2011). Reduced soil nutrient leaching following the establishment of tree-based intercropping systems in eastern Canada. *Agroforestry Systems*, 83(3), 321-330. <https://doi.org/10.1007/s10457-011-9402-7>
- Bourgeois, B., Vanasse, A., Rivest, D. et Poulin, M. (2016). Establishment success of trees planted in riparian buffer zones along an agricultural intensification gradient. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 222, 60-66. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.01.013>
- Boussougou, I. N. M., Brais, S., Tremblay, F. et Gaussiran, S. (2010). Soil quality and tree growth in plantations of forest and agricultural origin. *Soil Science Society of America Journal*, 74(3), 993-1000. <https://doi.org/10.2136/sssaj2009.0264>
- Boutin, C., Jobin, B., Bélanger, L. et Choinière, L. (2002). Plant diversity in three types of hedgerows adjacent to cropfields. *Biodiversity and Conservation*, 11(1), 1-25. <https://doi.org/10.1023/A:1014023326658>
- Bouyoucos, G. J. (1962). Hydrometer Method Improved for Making Particle Size Analyses of Soils. *Agronomy Journal*, 54(5), 464-465. <https://doi.org/10.2134/agronj1962.00021962005400050028x>
- Bradley, A. J., Leach, K. A., Breen, J. E., Green, L. E. et Green, M. J. (2007). Survey of the incidence and aetiology of mastitis on dairy farms in England and Wales. *Veterinary Record*, 160(8), 253-258. <https://doi.org/10.1136/vr.160.8.253>
- Brandle, J. R., Hodges, L. et Zhou, X. H. (2004). Windbreaks in North American agricultural systems. Dans P. K. R. Nair, M. R. Rao et L. E. Buck (dir.), *New Vistas in Agroforestry: A Compendium for 1st World Congress of Agroforestry, 2004* (p. 65-78). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-017-2424-1_5
- Brandle, J. R., Takle, E. et Zhou, X. (2021). Windbreak Practices. Dans *North American Agroforestry* (p. 89-126). John Wiley & Sons, Ltd. <https://doi.org/10.1002/9780891183785.ch5>
- Bürkner P.-C. (2017). brms: An R Package for Bayesian Multilevel Models Using Stan. *Journal of Statistical Software*, 80(1), 1-28. doi:10.18637/jss.v080.i01
- Burns, R. M. et Honkala, B. H. (1990). Silvics of North America: Volume 2. Hardwoods. *United States Department of Agriculture (USDA), Forest Service, Agriculture Handbook 654*. <https://www.fs.usda.gov/research/treesearch/1548>
- Cabanettes, A., Auclair, D. et Imam, W. (1999). Diameter and height growth curves for widely-spaced trees in European agroforestry. Dans D. Auclair et C. Dupraz (dir.), *Agroforestry for Sustainable Land-Use Fundamental Research and Modelling with Emphasis on Temperate and Mediterranean Applications: Selected papers from a workshop held in Montpellier, France, 23–29 June 1997* (p. 169-181). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-017-0679-7_11
- Campoe, O. C., Iannelli, C., Stape, J. L., Cook, R. L., Mendes, J. C. T. et Vivian, R. (2014). Atlantic forest tree species responses to silvicultural practices in a degraded pasture restoration plantation: From leaf physiology to survival and initial growth. *Forest Ecology and Management*, 313, 233-242. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.11.016>
- Carmean, W. H. (1976). Soil conditions affect growth of hardwoods in shelterbelts. *US For Serv Res Note NC North Cent For Exp Stn*.

Chiffot, V., Bertoni, G., Cabanettes, A. et Gavaland, A. (2006). Beneficial Effects of Intercropping on the Growth and Nitrogen Status of Young Wild Cherry and Hybrid Walnut Trees. *Agroforestry Systems*, 66(1), 13-21. <https://doi.org/10.1007/s10457-005-3650-3>

Cleugh, H. A. (1998). Effects of windbreaks on airflow, microclimates and crop yields. *Agroforestry Systems*, 41(1), 55-84. <https://doi.org/10.1023/A:1006019805109>

Cogliastro A. et Gagnon D. (2019). Growth and stem quality of hardwood trees planted 18-29 years ago on abandoned farmland following recommended silvicultural practices. *Forestry Chronicle*, 95(2), 66-75. <https://doi.org/10.5558/tfc2019-014>

Cogliastro, A., Gagnon, D. et Bouchard, A. (1997). Experimental determination of soil characteristics optimal for the growth of ten hardwoods planted on abandoned farmland. *Forest Ecology and Management*, 96(1), 49-63. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(97\)00042-X](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(97)00042-X)

Cogliastro, A., Gagnon, D., Coderre, D. et Bhéreur, P. (1990). Response of seven hardwood tree species to herbicide, rototilling, and legume cover at two southern Quebec plantation sites. *Canadian Journal of Forest Research*, 20(8), 1172-1182, Ottawa, Canada. <https://doi.org/10.1139/x90-156>

Cogliastro, A., Gagnon, D., Daigle, S. et Bouchard, A. (2003). Improving hardwood afforestation success: an analysis of the effects of soil properties in southwestern Quebec. *Forest Ecology and Management*, 177(1), 347-359. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00395-X](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00395-X)

Cogliastro, A., Vézina, A. et Rivest, D. (2022). *Guide d'aménagement de systèmes agroforestiers*. Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec (CRAAQ).

Davies, R. J. (1988). Sheet Mulching as an Aid to Broadleaved Tree Establishment II. Comparison of Various Sizes of Black Polythene Mulch and Herbicide Treated Spot. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 61(2), 107-124. <https://doi.org/10.1093/forestry/61.2.107>

De Steven, D. (1991). Experiments on mechanisms of tree establishment in old-field succession: Seedling survival and growth. *Ecology*, 72(3), 1076-1088. <https://doi.org/10.2307/1940607>

Deckers, B., Verheyen, K., Hermy, M. et Muys, B. (2004). Differential environmental response of plant functional types in hedgerow habitats. *Basic and Applied Ecology*, 5(6), 551-566. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2004.06.005>

Delate, K., Holzmueller, E., Frederick, D. D., Mize, C. et Brummer, C. (2005). Tree establishment and growth using forage ground covers in an alley-cropped system in Midwestern USA. *Agroforestry Systems*, 65(1), 43-52. <https://doi.org/10.1007/s10457-004-5228-x>

Drever, C. R., Cook-Patton, S. C., Akhter, F., Badiou, P. H., Chmura, G. L., Davidson, S. J., Desjardins, R. L., Dyk, A., Fargione, J. E., Fellows, M., Filewod, B., Hessing-Lewis, M., Jayasundara, S., Keeton, W. S., Kroeger, T., Lark, T. J., Le, E., Leavitt, S. M., LeClerc, M.-E., ... Kurz, W. A. (2021). Natural climate solutions for Canada. *Science Advances*, 7(23), eabd6034. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abd6034>

Environnement et ressources naturelles Canada. (2022). *Outil d'extraction de données climatiques*. Changements climatiques Canada. <https://changements-climatiques.canada.ca/donnees-climatiques/#/>

Farrar, J.L. (2017). *Les arbres du Canada*. Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts.

- Faucon, M.-P., Houben, D. et Lambers, H. (2017). Plant Functional Traits: Soil and Ecosystem Services. *Trends in Plant Science*, 22(5), 385-394. <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2017.01.005>
- Feldhake, C. M. et Schumann, C. M. (2005). Tree Establishment for a Temperate Agro-forest in Central Appalachia, USA. *Agroforestry Systems*, 65(3), 187-195. <https://doi.org/10.1007/s10457-005-0505-x>
- Feng, Y., Schmid, B., Loreau, M., Forrester, D. I., Fei, S., Zhu, J., Tang, Z., Zhu, J., Hong, P. et Ji, C. (2022). Multispecies forest plantations outyield monocultures across a broad range of conditions. *Science*, 376(6595), 865-868. <https://doi.org/10.1126/science.abm6363>
- Fortier, J., Gagnon, D., Truax, B. et Lambert, F. (2010). Biomass and volume yield after 6 years in multi-clonal hybrid poplar riparian buffer strips. *Biomass and Bioenergy*, 34(7), 1028-1040. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2010.02.011>
- Gamfeldt, L., Snäll, T., Bagchi, R., Jonsson, M., Gustafsson, L., Kjellander, P., Ruiz-Jaen, M. C., Fröberg, M., Stendahl, J., Philipson, C. D., Mikusiński, G., Andersson, E., Westerlund, B., Andrén, H., Moberg, F., Moen, J. et Bengtsson, J. (2013). Higher levels of multiple ecosystem services are found in forests with more tree species. *Nature Communications*, 4(1), 1340. <https://doi.org/10.1038/ncomms2328>
- Graves, A. R., Burgess, P. J., Palma, J. H., Herzog, F., Moreno, G., Bertomeu, M., Dupraz, C., Liagre, F., Keesman, K. et van der Werf, W. (2007). Development and application of bio-economic modelling to compare silvoarable, arable, and forestry systems in three European countries. *Ecological Engineering*, 29(4), 434-449. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2006.09.018>
- Gouvernement du Québec. (2021). *info-sols.ca : informations géographiques sur les terres agricoles* [Carte interactive]. Gouvernement du Québec. <http://www.info-sols.ca/>
- Hanisch, M., Schweiger, O., Cord, A. F., Volk, M. et Knapp, S. (2020). Plant functional traits shape multiple ecosystem services, their trade-offs and synergies in grasslands. *Journal of Applied Ecology*, 57(8), 1535-1550. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13644>
- Haring, S. C. et Flessner, M. L. (2018). Improving soil seed bank management. *Pest Management Science*, 74(11), 2412-2418. <https://doi.org/10.1002/ps.5068>
- Hébert, C., Comtois, B. et Morneau, L. (2017). *Insectes des arbres du Québec*. Les publications du Québec.
- Hector, A. et Bagchi, R. (2007). Biodiversity and ecosystem multifunctionality. *Nature*, 448(7150), 188-190. <https://doi.org/10.1038/nature05947>
- Hevia, A., Álvarez-González, J. G. et Majada, J. (2016). Comparison of pruning effects on tree growth, productivity and dominance of two major timber conifer species. *Forest Ecology and Management*, 374, 82-92. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.05.001>
- Hjelm, K., Mc Carthy, R. et Rytter, L. (2018). Establishment strategies for poplars, including mulch and plant types, on agricultural land in Sweden. *New Forests*, 49(6), 737-755. <https://doi.org/10.1007/s11056-018-9652-6>
- Hotelier-Rous, N., Laroche, G., Durocher, È., Rivest, D., Olivier, A., Liagre, F. et Cogliastro, A. (2020). Temperate agroforestry development: The case of Québec and of France. *Sustainability*, 12(17), 7227-7250. <https://doi.org/10.3390/su12177227>

- Isaac, M. E. et Borden, K. A. (2019). Nutrient acquisition strategies in agroforestry systems. *Plant and Soil*, 444(1), 1-19. <https://doi.org/10.1007/s11104-019-04232-5>
- Jacobs, D. F., Ross-Davis, A. L. et Davis, A. S. (2004). Establishment success of conservation tree plantations in relation to silvicultural practices in Indiana, USA. *New Forests*, 28(1), 23-36. <https://doi.org/10.1023/B:NEFO.0000031329.70631.d0>
- Jactel, H., Bauhus, J., Boberg, J., Bonal, D., Castagneyrol, B., Gardiner, B., Gonzalez-Olabarria, J. R., Koricheva, J., Meurisse, N. et Brockerhoff, E. G. (2017). Tree Diversity Drives Forest Stand Resistance to Natural Disturbances. *Current Forestry Reports*, 3(3), 223-243. <https://doi.org/10.1007/s40725-017-0064-1>
- Johansson, T. (1996). Site index curves for Norway spruce (*Picea abies* (L.) karst.) planted on abandoned farm land. *New Forests*, 11(1), 9-29. <https://doi.org/10.1007/BF00034890>
- Kort, J. (1988). Benefits of windbreaks to field and forage crops. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 22-23, 165-190. [https://doi.org/10.1016/0167-8809\(88\)90017-5](https://doi.org/10.1016/0167-8809(88)90017-5)
- Kort, J. et Turnock, R. (1998). Carbon reservoir and biomass in Canadian prairie shelterbelts. *Agroforestry Systems*, 44(2), 175-186. <https://doi.org/10.1023/A:1006226006785>
- Kulshreshtha, S. et Kort, J. (2009). External economic benefits and social goods from prairie shelterbelts. *Agroforestry Systems*, 75(1), 39-47. <https://doi.org/10.1007/s10457-008-9126-5>
- Leboeuf, M. (2016). *Arbres et plantes forestières du Québec et des maritimes*. Éditions Michel Quintin.
- Lee, K.-H., Isenhardt, T. M., Schultz, R. C. et Mickelson, S. K. (2000). Multispecies Riparian Buffers Trap Sediment and Nutrients during Rainfall Simulations. *Journal of Environmental Quality*, 29(4), 1200-1205. <https://doi.org/10.2134/jeq2000.00472425002900040025x>
- Litza, K. et Diekmann, M. (2019). Hedgerow age affects the species richness of herbaceous forest plants. *Journal of Vegetation Science*, 30(3), 553-563. <https://doi.org/10.1111/jvs.12744>
- Marino, P. C. et Landis, D. A. (1996). Effect of landscape structure on parasitoid diversity and parasitism in agroecosystems. *Ecological Applications*, 6(1), 276-284. <https://doi.org/10.2307/2269571>
- Mary, F., Dupraz, C., Delannoy, E. et Liagre, F. (1998). Incorporating agroforestry practices in the management of walnut plantations in Dauphiné, France: an analysis of farmers' motivations. *Agroforestry Systems*, 43(1), 243-256. <https://doi.org/10.1023/A:1026425307959>
- Masaka, K., Sato, H., Kon, H., et Torita, H. (2010). Mortality of planted *Pinus thunbergii* Parl. saplings subject to coldness during winter and soil types in region of seasonal soil frost. *Journal of forest research*, 15(6), 374-383. <https://doi.org/10.1007/s10310-010-0195-8>
- Mayrinck, R. C., Laroque, C. P., Amichev, B. Y. et Van Rees, K. (2019). Above- and below-ground carbon sequestration in shelterbelt trees in Canada: A review. *Forests*, 10(10), 922-939. <https://doi.org/10.3390/f10100922>
- Messier, C., Bauhus, J., Sousa-Silva, R., Auge, H., Baeten, L., Barsoum, N., Bruelheide, H., Caldwell, B., Cavender-Bares, J. et Dhiedt, E. (2022). For the sake of resilience and multifunctionality, let's diversify planted forests! *Conservation Letters*, 15(1), e12829. <https://doi.org/10.1111/conl.12829>

McKenney, D. W., Allen, D. J., Fraleigh, S., Pedlar, J. H. et Campbell, K. L. (2008). *Growth of southern Ontario Hardwood Research Plantations. Information Report GLC-X-9*, 9. <http://cfs.nrcan.gc.ca/publications?id=30505>

Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation. (2022). *Profil régional de l'industrie bioalimentaire au Québec estimations pour l'année 2021 : Portrait régional et contribution de l'industrie bioalimentaire à l'activité économique régionale* [Rapport]. Gouvernement du Québec. <https://www.quebec.ca/agriculture-environnement-et-ressources-naturelles/agriculture/industrie-agricole-au-quebec/portraits-regionaux-agriculture>

Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs. (2022). *Atlas de l'eau* [Carte interactive]. Gouvernement du Québec. <https://services-mdelcc.maps.arcgis.com/apps/webappviewer/index.html?id=371faa9786634167a7bdefdead35e43e>

Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs. (2023). *Normales climatiques du Québec 1981-2010*. Gouvernement du Québec. <https://www.environnement.gouv.qc.ca/climat/normales/index.asp>

Ministère des Ressources naturelles et des Forêts. (2021). *Carte interactive du SIGÉOM* [Carte interactive]. Gouvernement du Québec. https://sigecom.mines.gouv.qc.ca/signet/classes/I1108_afchCarteIntr

Mize, C. W., Brandle, J. R., Schoeneberger, M. M. et Bentrup, G. (2008). Ecological Development and function of Shelterbelts in Temperate North America. Dans S. Jose et A. M. Gordon (dir.), *Toward Agroforestry Design: An Ecological Approach* (p. 27-54). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-6572-9_3

Montgomery, I., Caruso, T. et Reid, N. (2020). Hedgerows as ecosystems: Service delivery, management, and restoration. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 51, 81-102. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-012120-100346>

Nerlich, K., Graeff-Hönninger, S. et Claupein, W. (2013). Agroforestry in Europe: a review of the disappearance of traditional systems and development of modern agroforestry practices, with emphasis on experiences in Germany. *Agroforestry Systems*, 87(2), 475-492. <https://doi.org/10.1007/s10457-012-9560-2>

Oksanen J., Simpson G., Blanchet F., Kindt R., Legendre P., Minchin P., O'Hara R., Solymos P., Stevens M., Szoecs E., Wagner H., Barbour M., Bedward M., Bolker B., Borcard D., Carvalho G., Chirico M., De Caceres M., Durand S., Evangelista H., FitzJohn R., Friendly M., Furneaux B., Hannigan G., Hill M., Lahti L., McGlinn D., Ouellette M., Ribeiro Cunha E., Smith T., Stier A., Ter Braak C., Weedon J. (2022). *vegan: Community Ecology Package* [R package version 2.6-4]. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>

Ostfeld, R. S., Manson, R. H. et Canham, C. D. (1997). Effects of rodents on survival of tree seeds and seedlings invading old fields. *Ecology*, 78(5), 1531-1542. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(1997\)078\[1531:EUROS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(1997)078[1531:EUROS]2.0.CO;2)

Pankiw, J. et Piwowar, J. (2010). Seasonality of imagery: the impact on object-based classification accuracy of shelterbelts. *Prairie Perspectives: Geographical Essays*, 13, 39-48.

- Pardon, P., Reubens, B., Reheul, D., Mertens, J., De Frenne, P., Coussement, T., Janssens, P. et Verheyen, K. (2017). Trees increase soil organic carbon and nutrient availability in temperate agroforestry systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 247, 98-111. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.06.018>
- Pedlar, J. H., Fraleigh, S. et McKenney, D. W. (2007). Revisiting the work of Fred von Althen – an update on the growth and yield of a mixed hardwood plantation in Southern Ontario. *The Forestry Chronicle*, 83(2), 175-179. <https://doi.org/10.5558/tfc83175-2>
- 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(3), 243-257. <https://doi.org/10.1007/s10457-005-0361-8>
- Pelletier-Guittier, C., Théau, J. et Dupras, J. (2020). Use of hedgerows by mammals in an intensive agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 302. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107079>
- Plante, P.-M., Rivest, D., Vézina, A. et Vanasse, A. (2014). Root distribution of different mature tree species growing on contrasting textured soils in temperate windbreaks. *Plant & Soil*, 380(1/2), 429-439. <https://doi.org/10.1007/s11104-014-2108-7>
- Pukkala, T. (2018). Effect of species composition on ecosystem services in European boreal forest. *Journal of Forestry Research*, 29(2), 261-272. <https://doi.org/10.1007/s11676-017-0576-3>
- R Core Team. (2022). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>
- Ressources naturelles Canada. (2021, juillet). *Agrile du frêne*. Principaux insectes et maladies des forêts au Canada. <https://www.rncan.gc.ca/nos-ressources-naturelles/forets/feux-insectes-perturbations/principaux-insectes-et-maladies-des-forets-au-canada/agrile-du-frene/13378>
- Riley, C. B., Herms, D. A. et Gardiner, M. M. (2018). Exotic trees contribute to urban forest diversity and ecosystem services in inner-city Cleveland, OH. *Urban Forestry & Urban Greening*, 29, 367-376. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.01.004>
- Rivest, D., Cogliastro, A. et Olivier, A. (2009). Tree-based intercropping systems increase growth and nutrient status of hybrid poplar: A case study from two Northeastern American experiments. *Journal of Environmental Management*, 91(2), 432-440. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.09.013>
- Rivest, D. et Cogliastro, A. (2019). Establishment success of seven hardwoods in a tree-based intercropping system in southern Quebec, Canada. *Agroforestry Systems*, 93(3), 1073-1080. <https://doi.org/10.1007/s10457-018-0211-0>
- Römermann, C., Bernhardt-Römermann, M., Kleyer, M. et Poschlod, P. (2009). Substitutes for grazing in semi-natural grasslands – do mowing or mulching represent valuable alternatives to maintain vegetation structure? *Journal of Vegetation Science*, 20(6), 1086-1098. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2009.01106.x>
- Santiago-Freijanes, J. J., Rigueiro-Rodríguez, A., Aldrey, J. A., Moreno, G., den Herder, M., Burgess, P. et Mosquera-Losada, M. R. (2018). Understanding agroforestry practices in Europe through landscape

features policy promotion. *Agroforestry Systems*, 92(4), 1105-1115. <https://doi.org/10.1007/s10457-018-0212-z>

Schroeder, W. R. et Naeem, H. (2017). Effect of weed control methods on growth of five temperate agroforestry tree species in Saskatchewan. *The Forestry Chronicle*, 93(03), 271-281, world. <https://doi.org/10.5558/tfc2017-035>

Schultz, R., Isenhardt, T., Beck, W., Groh, T., et Davis, M. (2019). Agroforestry practices: riparian forest buffers and filter strips. Dans M.R. Mosquera-Losada et R. Prabhu (dir.), *Agroforestry for sustainable agriculture* (p. 3-20). Burleigh Dodds Science Publishing.

Shukla, P.R., Skea, J., Slade, R., van Diemen, R., Haughey, E., Malley, J., Pathak, M., Portugal Pereira, J.(dir.). (2019) *Technical Summary, 2019*. Dans: 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 [P.R. Shukla, et al. (dir.)]. [Rapport]. Sous presse.

Sintim, H. Y., Bary, A. I., Hayes, D. G., Wadsworth, L. C., Anunciado, M. B., English, M. E., Bandopadhyay, S., Schaeffer, S. M., DeBruyn, J. M., Miles, C. A., Reganold, J. P. et Flury, M. (2020). In situ degradation of biodegradable plastic mulch films in compost and agricultural soils. *Science of The Total Environment*, 727, 138668. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138668>

Smiley, E. T. et Kane, B. (2006). The effects of pruning type on wind loading of *Acer rubrum*. *Journal of Arboriculture*, 32(1), 33. <https://doi.org/10.48044/jauf.2006.005>

Smith, M. M., Bentrup, G., Kellerman, T., MacFarland, K., Straight, R. et Ameyaw, Lord. (2021). Windbreaks in the United States: A systematic review of producer-reported benefits, challenges, management activities and drivers of adoption. *Agricultural Systems*, 187, 103032. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2020.103032>

Soil Classification Working Group. (1998). *The Canadian system of soil classification* (3^e éd.). Agriculture and Agri-Food Canada.

Somarriba, E., Valdivieso, R., Vásquez, W. et Galloway, G. (2001). Survival, growth, timber productivity and site index of *Cordia alliodora* in forestry and agroforestry systems. *Agroforestry Systems*, 51(2), 111-118. <https://doi.org/10.1023/A:1010699019745>

St-Denis, A., Kneeshaw, D., Bélanger, N., Simard, S., Laforest-Lapointe, I. et Messier, C. (2017). Species-specific responses to forest soil inoculum in planted trees in an abandoned agricultural field. *Applied Soil Ecology*, 112, 1-10. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2016.12.008>

St-Denis, A., Kneeshaw, D. et Messier, C. (2018). Effect of predation, competition, and facilitation on tree survival and growth in abandoned fields: Towards precision restoration. *Forests*, 9(11), 692. <https://doi.org/10.3390/f9110692>

Torita, H. et Satou, H. (2007). Relationship between shelterbelt structure and mean wind reduction. *Agricultural and Forest Meteorology*, 145(3-4), 186-194. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2007.04.018>

Torralba, M., Fagerholm, N., Burgess, P. J., Moreno, G. et Plieninger, T. (2016). Do European agroforestry systems enhance biodiversity and ecosystem services? A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 230, 150-161. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.06.002>

- Truax, B. et Gagnon, D. (1993). Effects of straw and black plastic mulching on the initial growth and nutrition of butternut, white ash and bur oak. *Forest Ecology and Management*, 57(1), 17-27. [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(93\)90159-K](https://doi.org/10.1016/0378-1127(93)90159-K)
- Udawatta, R. P., Krstansky, J. J., Henderson, G. S. et Garrett, H. E. (2002). Agroforestry practices, runoff, and nutrient loss. *Journal of Environmental Quality*, 31(4), 1214-1225. <https://doi.org/10.2134/jeq2002.1214>
- Udawatta, R., Rankoth, L. et Jose, S. (2019). Agroforestry and biodiversity. *Sustainability*, 11(10), 2879-2901. <https://doi.org/10.3390/su11102879>
- Van Den Berge, S., Vangansbeke, P., Baeten, L., Vanhellemont, M., Vanneste, T., De Mil, T., Van den Bulcke, J. et Verheyen, K. (2021). Biomass increment and carbon sequestration in hedgerow-grown trees. *Dendrochronologia*, 70, 125894. <https://doi.org/10.1016/j.dendro.2021.125894>
- van der Plas, F., Manning, P., Allan, E., Scherer-Lorenzen, M., Verheyen, K., Wirth, C., Zavala, M. A., Hector, A., Ampoorter, E., Baeten, L., Barbaro, L., Bauhus, J., Benavides, R., Benneter, A., Berthold, F., Bonal, D., Bouriaud, O., Bruelheide, H., Bussotti, F., ... Fischer, M. (2016). Jack-of-all-trades effects drive biodiversity–ecosystem multifunctionality relationships in European forests. *Nature Communications*, 7(1), 11109. <https://doi.org/10.1038/ncomms11109>
- Vanneste, T., Govaert, S., Kesel, W. D., Berge, S. V. D., Vangansbeke, P., Meeussen, C., Brunet, J., Cousins, S. A. O., Decocq, G., Diekmann, M., Graae, B. J., Hedwall, P.-O., Heinken, T., Helsen, K., Kapás, R. E., Lenoir, J., Liira, J., Lindmo, S., Litza, K., ... Frenne, P. D. (2020). Plant diversity in hedgerows and road verges across Europe. *Journal of Applied Ecology*, 57(7), 1244-1257. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13620>
- Warner, E., Cook-Patton, S. C., Lewis, O. T., Brown, N., Koricheva, J., Eisenhauer, N., Ferlian, O., Gravel, D., Hall, J. S., Jactel, H., Mayoral, C., Meredieu, C., Messier, C., Paquette, A., Parker, W. C., Potvin, C., Reich, P. B. et Hector, A. (2022, 20 janvier). Higher aboveground carbon stocks in mixed-species planted forests than monocultures – a meta-analysis, 2022.01.17.476441. *bioRxiv*. <https://doi.org/10.1101/2022.01.17.476441>
- Weil, R. R. et Brady, N. C. (2017). *The nature and properties of soils: global edition*. Pearson.
- Wilson, M. H. et Lovell, S. T. (2016). Agroforestry - The next step in sustainable and resilient agriculture. *Sustainability*, 8(6), 574-589. <https://doi.org/10.3390/su8060574>.
- Wolz, K. J. et DeLucia, E. H. (2019). Black walnut alley cropping is economically competitive with row crops in the Midwest USA. *Ecological Applications*, 29(1), e01829. <https://doi.org/10.1002/eap.1829>
- Yang, Y., Zhu, Q., Peng, C., Wang, H. et Chen, H. (2015). From plant functional types to plant functional traits: A new paradigm in modelling global vegetation dynamics. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, 39(4), 514-535. <https://doi.org/10.1177/0309133315582018>

ANNEXE A – HAUTEUR MOYENNE ET DIAMÈTRE À HAUTEUR DE POITRINE
MOYEN POUR DIVERSES ESPÈCES SELON LES CLASSES D'ÂGE

Classe d'âge	Espèce	Hauteur moyenne (m)		<i>n</i>
		DHP moyen (cm)		
>5 ans	<i>Larix laricina</i>	3,0 m	13	
		3,2 cm	13	
	<i>Acer rubrum</i>	2,5 m	21	
		2,3 cm	21	
	<i>Fraxinus</i> spp. ¹	4,9 m	35	
		6,6 cm	31	
	<i>Larix laricina</i>	4,1 m	34	
		6,3 cm	31	
	<i>Larix x marschlinsii</i>	4,6 m	34	
		8,1 cm	34	
6 à 10 ans	<i>Picea abies</i>	4,4 m	63	
		7,0 cm	63	
	<i>Picea glauca</i>	2,7 m	73	
		3,5 cm	71	
	<i>Populus x canadensis</i>	14,1 m	53	
		26,8 cm	52	
	<i>Quercus macrocarpa</i>	3,3 m	100	
		4,2 cm	99	
	<i>Quercus rubra</i>	3,4 m	22	
		3,2 cm	19	
	<i>Fraxinus</i> spp. ¹	6,4 m	32	
		12,7 cm	25	
	<i>Larix laricina</i>	6,1 m	80	
		11,4 cm	78	
11 à 15 ans	<i>Picea abies</i>	6,8 m	12	
		16,7 cm	12	
	<i>Picea glauca</i>	5,2 m	156	
		9,6 cm	146	
	<i>Quercus macrocarpa</i>	4,6 m	46	
		8,3 cm	43	

1 : *Fraxinus* spp. inclut *F. americana* et *F. pennsylvanica*

Classe d'âge	Espèce	H. moyenne (m)	<i>n</i>
		DHP moyen (cm)	<i>n</i>
16 à 20 ans	<i>Fraxinus</i> spp. ¹	7,3 m	101
		14,0 cm	80
	<i>Larix laricina</i>	8,4 m	77
		16,4 cm	76
	<i>Larix x marschlinsii</i>	10,2 m	32
		22,1 cm	31
	<i>Picea abies</i>	8,4 m	105
		17,2 cm	99
	<i>Picea glauca</i>	5,1 m	172
		10,7 cm	169
	<i>Populus x canadensis</i>	15,8 m	21
		32,7 cm	12
<i>Quercus macrocarpa</i>	6,0 m	98	
	10,3 cm	94	
<i>Quercus rubra</i>	8,4 m	35	
	14,0 cm	35	
21 à 25 ans	<i>Picea abies</i>	10,0 m	24
		25,5 cm	23
	<i>Picea glauca</i>	5,0 m	25
		12,1 cm	24
	<i>Populus x canadensis</i>	21,1 m	15
		50,2 cm	15
<i>Quercus rubra</i>	9,3 m	12	
	21,6 cm	12	
26 à 30 ans	<i>Larix x marschlinsii</i>	12,0 m	15
		26,1 cm	15
	<i>Picea abies</i>	14,2 m	27
		35,8 cm	26
31 à 35 ans	<i>Larix x marschlinsii</i>	9,5 m	69
		18,1 cm	65
	<i>Picea abies</i>	10,9 m	89
		24,8 cm	89
41 à 45 ans	<i>Picea glauca</i>	11,6 m	33
		27,2 cm	32

1 : *Fraxinus* spp. inclut *F. americana* et *F. pennsylvanica*