

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

ANALYSE DES CARACTÉRISTIQUES STRUCTURELLES ET DES CAPACITÉS D'APPROVISIONNEMENT
EN SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES DE LA FORÊT URBAINE MONTRÉALAISE PUBLIQUE ET PRIVÉE

ESSAI ENV8515

PRÉSENTÉ COMME EXIGENCE PARTIELLE
À LA MAÎTRISE EN SCIENCES DE L'ENVIRONNEMENT

PAR

BOUCHARD PICHÉ, RAPHAËL

JUIN 2026

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL
Service des bibliothèques

Avertissement

La diffusion de ce document diplômant se fait dans le respect des droits de son auteur, qui a signé le formulaire *Autorisation de reproduire et de diffuser un travail de recherche de cycles supérieurs* (SDU-522 – Rév. 12-2023). Cette autorisation stipule que «conformément à l'article 11 du Règlement no 8 des études de cycles supérieurs, [l'auteur] concède à l'Université du Québec à Montréal une licence non exclusive d'utilisation et de publication de la totalité ou d'une partie importante de [son] travail de recherche pour des fins pédagogiques et non commerciales. Plus précisément, [l'auteur] autorise l'Université du Québec à Montréal à reproduire, diffuser, prêter, distribuer ou vendre des copies de [son] travail de recherche à des fins non commerciales sur quelque support que ce soit, y compris l'Internet. Cette licence et cette autorisation n'entraînent pas une renonciation de [la] part [de l'auteur] à [ses] droits moraux ni à [ses] droits de propriété intellectuelle. Sauf entente contraire, [l'auteur] conserve la liberté de diffuser et de commercialiser ou non ce travail dont [il] possède un exemplaire.»

Table des matières

REMERCIEMENTS	3
LISTE DES FIGURES	4
LISTE DES TABLEAUX	5
LISTE DES ABRÉVIATIONS, DES SIGLES ET DES ACRONYMES	5
LISTE DES SYMBOLES ET DES UNITÉS	5
RÉSUMÉ	6
1. INTRODUCTION	7
1.1 Cadre théorique	7
1.2 Problématique	10
1.3 Question de recherche et hypothèses	11
2. MÉTHODOLOGIE	13
2.1 Sites d'échantillonnage	13
2.2 Collecte des données	15
2.3 Analyse des données	15
3. RÉSULTATS	19
3.1 Analyse des caractéristiques structurelles	19
3.1.1 Distribution des diamètres.....	19
3.1.2 Espèces dominantes.....	22
3.1.3 Canopée et surface foliaire	24
3.2 Analyse des services écosystémiques	26
3.2.1 Services hydrologiques.....	26
3.2.2 Séquestration et stockage de carbone	28
3.2.3 Pollution atmosphérique	31
4. DISCUSSION	34
4.1 Éléments structurels clés	34
4.1.1 Structure de taille et traits dominants	34
4.1.2 Conifères privés et haies	36
4.1.3 Complémentarité structurelle, diversité et résilience.....	38
4.2 Recommandations pour la gouvernance	39
4.2.1 Préservation et optimisation des éléments structurels clés	39
4.2.2 Planification des interventions selon les besoins spécifiques aux localités	40
4.2.3 Inclusion des citoyens	41
4.2.4 Approches interdisciplinaires	42
4.2.5 Suivi et rétroaction.....	43
5. CONCLUSION	44
ANNEXES	45
RÉFÉRENCES	54

REMERCIEMENTS

D'abord, je tiens à remercier mon ancienne collègue Emma Bacon, qui, dans le cadre de sa maîtrise, a mené le projet d'inventaire forestier privé sur lequel est basé ce travail. Merci Emma d'avoir travaillé si fort pour mener à bien ce projet, et merci de m'avoir conduit aux quatre coins de l'île de Montréal pour aller sonner chez des étrangers et identifier des arbres avec un collègue qui n'avait pas permis de conduire (c'est-à-dire moi, en 2023).

Merci également à mon tuteur Alain Paquette de m'avoir offert des opportunités de stages pendant mes études universitaires et de m'avoir fait confiance pour les mener à terme. J'ai acquis énormément de connaissances et d'expérience lors de ces stages. Aussi, Alain étant l'un des correcteurs de ce travail, je dois maximiser mes chances!

Enfin, j'aimerais remercier ma copine Chloé de m'avoir supporté, nourri et surtout toléré durant cet hiver de rédaction long et ardu. Ton support a été essentiel à ma survie et à ma réussite, merci énormément. Sans oublier notre chat Robinet, dont la douce fourrure et les vigoureux ronronnements m'ont grandement aidé à réguler mes émotions, surtout lorsque j'ai utilisé la technique « se mettre la face dans le chat », qui permet une réduction instantanée des niveaux de stress.

LISTE DES FIGURES

- Figure 2.1** Répartition des placettes de l'Observatoire urbain sur l'île de Montréal.
- Figure 2.2** Légende d'une placette de l'Observatoire urbain.
- Figure 3.1** Distribution par classe de DHP des arbres (A) et des haies (H) sur l'ensemble des 25 placettes de l'Observatoire sur la forêt urbaine à Montréal.
- Figure 3.2** Espèces les plus importantes pour l'ensemble des arbres et des haies publics et privés montréalais à l'étude.
- Figure 3.3** Espèces les plus importantes pour l'ensemble des haies publiques et privées montréalaises à l'étude.
- Figure 3.4** Proportion de la surface totale d'une placette (125 664 m²) couverte par la canopée publique et privée sur les 25 placettes.
- Figure 3.5** Distribution de la surface foliaire (m²) des arbres et des haies privés et publics entre les 25 placettes réparties sur l'île de Montréal.
- Figure 3.6** Distribution de l'évapotranspiration potentielle (m³ par année) des arbres et des haies privés selon le genre.
- Figure 3.7** Distribution du ruissellement évité (m³ par année) par les arbres et des haies privés et publics selon le genre.
- Figure 3.8** Répartition des stocks de carbone (kg) entre les 10 espèces à la biomasse la plus élevée.
- Figure 3.9** Séquestration annuelle de carbone (kg/an) par les arbres et les haies à Montréal selon leur emplacement.
- Figure 3.10** Répartition du carbone brut séquestré (kg/an) par les 10 espèces d'arbres et de haies les plus performantes.
- Figure 3.11** Potentiel annuel de réduction des polluants atmosphériques (kg/an) par les arbres et les haies de Montréal selon l'emplacement.
- Figure 3.12** Potentiel de captation de polluants atmosphériques par les haies et les arbres publics et privés.
- Figure 3.13** Émissions potentielles de composés organiques volatils (isoprènes et monoterpènes (kg/an)) des arbres publics et privés selon le genre.

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1 Analyse de corrélation entre le DHP et les valeurs de traits estimées par le modèle i-Tree.

Tableau 2.2 Analyse de corrélation entre le DHP et les valeurs de services écosystémiques estimées par le modèle i-Tree.

Tableau 2.3 Marge d'erreur des paramètres estimés par le modèle i-Tree à partir du DHP.

LISTE DES ABRÉVIATIONS, DES SIGLES ET DES ACRONYMES

DHP : diamètre à hauteur de poitrine

EEE : espèce exotique envahissante

SE : service écosystémique

LISTE DES SYMBOLES ET DES UNITÉS

CO : monoxyde de carbone

CO₂ : dioxyde de carbone

m² : mètre carré

NO₂ : dioxyde d'azote

PM_{2.5} : particules en suspension inférieures à 2.5 µm

PM₁₀ : particules en suspension inférieures à 10 µm et supérieures à 2.5 µm

r : coefficient de corrélation

SO₂ : dioxyde de soufre

µm : micron

RÉSUMÉ

Les services offerts par les forêts urbaines améliorent les conditions de vie au sein des villes et réduisent la vulnérabilité de leurs populations aux aléas climatiques. Les capacités d’approvisionnement en services écosystémiques des arbres sont étroitement liées à leurs caractéristiques structurelles. Les arbres à grand déploiement, caractérisés par de grands diamètres, de hautes canopées et d’abondantes surfaces foliaires, sont notamment d’importants contributeurs aux services écosystémiques urbains. Puisque la plupart des données sur les arbres proviennent d’inventaires publics, il est difficile d’obtenir un portrait complet et précis des forêts urbaines, incluant leur état, leurs caractéristiques structurelles et leur répartition, ainsi que leurs capacités d’approvisionnement en services écosystémiques. Pour répondre à ce besoin, j’ai analysé les données d’un inventaire complet effectué en 2023, répertoriant tous les arbres, arbustes et haies des terrains publics et privés sur 25 placettes réparties sur l’île de Montréal. Les résultats indiquent qu’une grande partie de la canopée publique et privée et des services écosystémiques associés sont attribuables à deux espèces d’arbres feuillus à grand déploiement, soit *A. saccharinum* et *A. platanoides*. En revanche, les conifères privés, soit les arbres de genre *Picea* et les haies de *Thuja occidentalis* sont responsables de la majorité de la réduction des polluants atmosphériques, en plus de faire partie des principaux contributeurs en services hydrologiques. Somme toute, l’analyse des données a permis de souligner l’importante contribution des arbres, des arbustes et des haies des propriétés privées à la complexité et à la répartition des éléments structurels de la forêt urbaine et des bénéfices associés. Pour assurer la qualité, la quantité, l’accessibilité et la pérennité des services écosystémiques à travers la ville, la forêt urbaine doit être entretenue et aménagée de manière à maximiser sa canopée, sa diversité et sa résilience. Pour ce faire, les décideurs doivent d’abord miser sur l’optimisation d’éléments structurels clés, comme ceux associés aux arbres à grand déploiement et aux conifères, afin de limiter les pertes importantes de canopée et pour maximiser les capacités d’approvisionnement en services écosystémiques. Les interventions devraient aussi être planifiées en fonction des besoins spécifiques aux localités, en considérant la continuité du couvert végétal et la diversité structurelle à l’échelle de la matrice urbaine. Puisque la réalisation de ces objectifs nécessite des interventions dans l’ensemble de la forêt urbaine privée et publique, la participation des citoyens et le développement de partenariats entre les acteurs publics et privés sont essentiels pour en assurer l’efficacité, surveiller l’évolution de la canopée et effectuer les ajustements nécessaires.

Mots-clés: forêt urbaine, inventaire forestier, jardins privés, diversité structurelle, traits fonctionnels, services écosystémiques, haies

Keywords: urban forest, forest inventory, private yards, structural diversity, functional traits, ecosystem services, hedges

1. INTRODUCTION

1.1 Cadre théorique

Composés d'assemblages variables d'éléments naturels et bâtis, les environnements urbains sont des systèmes complexes (Pickett et al., 2008). Le développement des régions urbaines et leur utilisation transforment les caractéristiques biophysiques du territoire en remplaçant les sols naturels par des surfaces artificielles peu perméables, en réduisant l'abondance, la complexité et la connectivité de la végétation, ainsi qu'en altérant les conditions atmosphériques par la modification des bilans radiatifs et par le rejet de polluants atmosphériques et de chaleur résiduelle (Kosma et al., 2023; Kuttler, 2008). En plus de dégrader la qualité de l'environnement dans son ensemble, ces dénaturations affectent les propriétés thermiques et hydriques du territoire en modifiant les capacités d'absorption, d'évaporation et d'échanges atmosphériques par les sols et les végétaux à proximité de la surface (Kuttler, 2008). Ainsi, le climat des régions urbaines est souvent caractérisé par des températures ambiantes, des coefficients de ruissellement et des concentrations en polluants atmosphériques généralement plus élevés et plus instables qu'au sein des territoires en périphérie. Cet ensemble de conditions peut créer des environnements propices à certains événements météorologiques extrêmes, comme les îlots de chaleur, les inondations, et le smog, fragilisant ainsi la santé des populations urbaines ainsi que leur capacité à affronter les aléas climatiques (Alberti, 2015; Kuttler, 2008; McPhearson et al., 2015).

Pour minimiser les risques associés à ces conditions, une grande partie de la solution se trouve dans les forêts urbaines. Les forêts urbaines peuvent être définies comme l'ensemble des arbres et des arbustes présents en milieu urbain, dans les espaces publics et privés, près des cours d'eau, autant sur les friches que sur les terrains aménagés (Monteiro et al., 2020). Les bénéfices qu'elles offrent à la société, appelés services écosystémiques (SE), sont essentiels à la qualité de vie des populations urbaines, particulièrement à cette époque marquée par les changements climatiques et le déclin de la biodiversité. Les arbres urbains peuvent notamment séquestrer et stocker le carbone sous forme de matière organique, en plus de capter certains polluants atmosphériques par les feuilles. Aussi, en limitant les risques de températures extrêmes, en protégeant contre les vents froids ou violents, ainsi qu'en réduisant les risques d'inondations et de ruissellement d'eaux polluées grâce à l'absorption des excédents d'eaux pluviales, les arbres et les arbustes urbains contribuent substantiellement à la régulation du climat urbain et à la réduction des risques et des dommages associés aux aléas climatiques (Belaire et al., 2022; Monteiro et al., 2020; Nowak & Dwyer, 2007). Par exemple, pour réduire la température ambiante, le feuillage des arbres et des arbustes crée de l'ombrage au-dessus des surfaces, ce qui réduit la quantité de rayonnement solaire incident. Puis,

l'évapotranspiration, soit l'évaporation de l'eau des surfaces additionnée à la transpiration par les feuilles, permet de convertir ce rayonnement incident en chaleur latente plutôt qu'en chaleur sensible, ce qui réduit la température davantage (Moss et al., 2019; Wang et al., 2021; Yang et al., 2025).

Les forêts urbaines ne produisent cependant pas que des effets bénéfiques. Effectivement, certaines composantes des arbres peuvent causer des désagréments. Par exemple, le pollen de certaines essences d'arbres, lorsque dispersé dans l'air ambiant, est un allergène respiratoire pour une grande partie de la population (Dobbs et al., 2011). Les racines et les branches peuvent également causer des inconvénients et des dommages aux infrastructures. Enfin, certaines essences peuvent émettre des composés organiques volatils (COV) potentiellement néfastes pour la santé humaine (Mentink et al., 2017). En majorité, ces inconvénients ne dépassent pas les bénéfices à court et long terme que peuvent fournir les forêts urbaines (Monteiro et al., 2020).

Ensuite, les arbres et les arbustes n'étant pas symétriquement répartis à l'intérieur des villes, les services qui en découlent ne sont pas distribués de manière uniforme. Effectivement, puisque les composantes structurelles des forêts urbaines, soit le nombre d'arbres, la composition en espèces, la couverture de la canopée, la surface foliaire, le diamètre et la hauteur des arbres, leur emplacement, ainsi que leur état de santé influencent les processus écologiques à l'intérieur des communautés, leurs capacités d'approvisionnement en services écosystémiques sont variables (Pickett et al., 2008; Wang et al., 2021). De plus, chaque arbre possède un assemblage unique de traits. La nature des services et leur étendue diffèrent donc selon l'individu. Par exemple, les capacités d'évapotranspiration, d'ombrage et de captation de polluants atmosphériques par les arbres dépendent des traits fonctionnels associés, comme la surface foliaire, la forme de la couronne et les dimensions de l'arbre, qui sont influencées par une multitude de particularités liées à l'espèce et à l'histoire de vie de l'arbre (Wang et al., 2021).

Aussi, certains traits structurels influencent grandement le potentiel d'approvisionnement en services écosystémiques. La taille des arbres est notamment une caractéristique déterminante, puisque les traits structurels y sont souvent proportionnels. Effectivement, les arbres à grand déploiement ont souvent de grandes surfaces foliaires et des canopées hautes et volumineuses, ce qui implique une activité photosynthétique élevée et beaucoup de biomasse (Pearce et al., 2013; Wang et al., 2021). À maturité, les grands arbres peuvent stocker jusqu'à 1000 fois plus de carbone que les arbres à petit déploiement, ce qui peut grandement influencer le bilan carbone à l'échelle d'une ville. Aussi, l'ombre produite par les arbres à canopée volumineuse peut modifier les microclimats locaux dans les espaces publics et sur les terrains privés, réduisant ainsi considérablement les températures locales (Pearce et al., 2013). En revanche, le

plein potentiel des grands arbres urbains est difficilement atteignable, puisque les nombreux conflits d'utilisation de l'espace et le vieillissement des populations d'arbres monospécifiques peuvent entraîner de nombreuses interventions d'élagage et d'abattage (Pearce et al., 2013).

Ensuite, les caractéristiques structurelles des petits arbres et des arbustes peuvent être versatiles et complémentaires à celles des grands arbres, leur permettant ainsi de contribuer à l'homogénéisation verticale et horizontale de la structure végétale et des services écosystémiques qui en découlent. Par exemple, les caractéristiques structurelles des haies de jardins et des petits arbres privés, comme la hauteur, la densité et la proximité, sont facilement modifiables, ce qui leur permet de fournir certains services, comme la rétention des eaux de pluie, la régulation de la température, la protection contre les vents et la captation de polluants atmosphériques, aux endroits où l'espace est trop restreint pour accueillir de plus gros arbres (Blanuša et al., 2017; Mitchell et al., 2016). Ainsi, les effets positifs des communautés végétales structurellement complexes peuvent être directement ressentis par les résidents au sein de leurs milieux de vie.

Puis, certains groupes d'arbres possèdent des caractéristiques structurelles maximisant leur capacité à fournir des services. Par exemple, les aiguilles persistantes des conifères leur permettent d'offrir une protection contre les vents hivernaux et de capter les polluants atmosphériques durant toute l'année, parfois même avec une plus grande surface de captation que les feuillus en été (Monteiro et al., 2020). Aussi, bien que les grandes populations d'arbres urbains exotiques puissent soulever des inquiétudes au niveau de la conservation, elles représentent une portion importante de la matrice urbaine, dans les lieux publics autant que privés. Elles contribuent donc substantiellement au couvert forestier et à la diversité structurelle des forêts urbaines, ainsi qu'aux services écosystémiques et aux bénéfices sociaux qui en découlent (Kowarik, 2011).

Ensuite, puisque les traits structurels varient entre les espèces, la diversité taxonomique est souvent gage de diversité fonctionnelle. Par exemple, les sites dont la diversité en espèces d'arbres est élevée ont souvent des structures complémentaires, puisque la diversité augmente les probabilités que les stratégies de capture de la lumière diffèrent entre les espèces avoisinantes (Schmid & Niklaus, 2017). Ainsi, l'utilisation complémentaire de l'espace vertical et horizontal par des arbres et des arbustes dont la structure de canopée est unique peut maximiser le potentiel d'absorption de la lumière et donc de productivité totale à l'intérieur d'une communauté, augmentant ainsi sa capacité d'approvisionnement en services associés, comme la séquestration du carbone, l'amélioration de la qualité de l'air et la réduction de la température ambiante (Schmid & Niklaus, 2017).

La diversité structurelle d'une forêt urbaine affecte donc considérablement ses capacités d'approvisionnement en services écosystémiques (Morgenroth et al., 2020). Puisque les différences d'arrangement et de traits fonctionnels des arbres induisent des capacités différentes d'approvisionnement en SE, une grande diversité structurelle implique un grand nombre de combinaisons possibles quant aux caractéristiques structurelles des arbres et donc de leurs capacités d'approvisionnement en SE.

Ainsi, même les espaces verts de petite taille, comme les jardins résidentiels, peuvent contribuer aux services écosystémiques en milieu urbain (Belaire et al., 2022). En effet, les habitats urbains où l'espace est restreint, mais qui arborent une couverture végétale dont la structure est diversifiée, dense et étendue, ont le potentiel d'offrir des bénéfices importants en matière d'atténuation des îlots de chaleur et d'amélioration de la qualité de l'air pour les résidents, en plus de contribuer à la séquestration et au stockage du carbone atmosphérique (Belaire et al., 2022; Davies et al., 2011). À plus grande échelle, les jardins résidentiels constituent une part importante des paysages urbains, puisque les effets cumulatifs de la gestion de nombreux jardins individuels peuvent avoir un impact significatif sur la diversité et la continuité de la canopée urbaine et de ses bénéfices (Belaire et al., 2014; Li & Carter, 2025).

1.2 Problématique

La pérennité des forêts urbaines dépend de leur capacité à fournir des services écosystémiques à long terme et donc de leur résilience face aux pressions actuelles et futures, telles que les conditions urbaines, les interventions humaines, les changements climatiques, les ravageurs et les maladies (Monteiro et al., 2020). Le concept de résilience peut être défini comme la capacité d'un système à absorber le stress tout en continuant à se développer et à se modifier sans perdre l'essentiel de sa structure, de sa fonction, de son identité, ni de sa capacité de rétroaction (Folke, 2006). La résilience des forêts urbaines dépend donc étroitement de la manière dont la préservation de leur composition, de leur structure et de leur santé est valorisée et gérée (Monteiro et al., 2020). Or, le développement et l'implémentation de stratégies d'aménagement dont l'objectif est de préserver et d'améliorer la composition, la structure et la santé des forêts urbaines nécessitent une bonne compréhension de l'état et de la distribution de ces composantes, autant localement qu'à l'échelle de la matrice urbaine.

En revanche, les données sur la structure des communautés végétales urbaines sont incomplètes. Les études sur la structure des forêts urbaines sont rares, puisqu'il est difficile d'accéder à l'ensemble de la

végétation urbaine et d'en mesurer la structure, une grande partie se trouvant sur les propriétés privées (Schwarz et al., 2017). De plus, les indicateurs taxonomiques sont le plus souvent utilisés comme approximations de la biodiversité, alors que les indicateurs de diversité fonctionnelle et structurelle sont peu étudiés. Aussi, le rôle de certaines espèces, comme les espèces exotiques, ainsi que le rôle de traits fonctionnels spécifiques reste insuffisamment exploré (Schwarz et al., 2017). Ensuite, bien que les bénéfices des services écosystémiques offerts par les forêts urbaines soient connus et diversifiés, de nombreuses études mettent l'accent sur des services singuliers, limitant ainsi la capacité à bien comparer l'efficacité des stratégies d'aménagement sur plusieurs services au sein d'un même écosystème. Pourtant, la quantification des services écosystémiques est essentielle au développement de stratégies d'aménagement à multiples échelles, puisqu'elle aide à comprendre les synergies et les « tradeoffs » entre les sources de services écosystémiques et leurs composantes (Belaire et al., 2022; Ziter, 2016). Aussi, la recherche se concentre principalement sur les grands sites d'infrastructures vertes, prêtant peu d'attention à la multifonctionnalité des petits sites, bien qu'ils abondent dans les milieux urbains denses. Notre compréhension des bénéfices cumulatifs des espaces verts urbains et de leur contribution à la pérennité des forêts urbaines est donc souvent limitée (Li & Carter, 2025).

La compréhension partielle de l'influence de l'urbanisation sur les forêts urbaines, leur structure, et sur leur potentiel à offrir des bénéfices limite notre éventail d'options pour la gestion de la végétation urbaine et de ses interactions. Il est donc difficile de développer et d'implémenter des stratégies d'aménagement forestier qui répondront autant aux besoins spécifiques des localités qu'aux besoins à grande échelle et à long terme. Pour atteindre et maintenir le plein potentiel des forêts urbaines à contribuer à l'amélioration de l'environnement des villes et de la qualité de vie de leurs populations, il faut élargir la portée de nos connaissances sur les facteurs influençant leur structure et leur résilience pour inclure l'ensemble de la matrice urbaine (Mitchell et al., 2016; Nowak & Dwyer, 2007).

1.3 Question de recherche et hypothèses

En réponse à ces besoins de connaissances sur forêts urbaines, j'ai effectué avec le laboratoire d'Alain Paquette un inventaire forestier complet des arbres, des arbustes et des haies sur les propriétés privées et les espaces publics de 25 quartiers sur l'île de Montréal à l'été 2023. Les données de cet inventaire ont été analysées pour répondre à la question suivante :

« Considérant que les arbres et les arbustes publics ne représentent qu'une partie de la forêt urbaine, de quelle manière et dans quelle mesure les arbres, les arbustes et les haies des propriétés privées contribuent-ils à l'abondance et à l'hétérogénéité des éléments structurels de la forêt urbaine montréalaise, ainsi qu'à l'approvisionnement et à la pérennité des services écosystémiques à travers la ville? »

D'abord, j'anticipe que les populations d'arbres et d'arbustes des terrains privés comprendront des composantes structurelles complémentaires à celles des populations d'arbres publics urbains, ces dernières ayant souvent été plantées en rangées d'arbres monospécifiques le long des rues ou en peuplements épars d'arbres et d'arbustes au sein des parcs. Par exemple, certains groupes d'arbres, d'arbustes et certains types d'arrangement trouvés fréquemment dans les jardins privés, comme les haies, les arbres à petit déploiement ainsi que les populations s'étant dispersées naturellement, peuvent être absents ou peu représentés dans les inventaires publics traditionnels. Ainsi, leurs traits structurels, tels que la surface foliaire, la hauteur, le diamètre, la forme et les dimensions de la canopée, seront diversifiés et potentiellement complémentaires à ceux des arbres publics.

Ensuite, puisque l'espace peut être restreint au sein des jardins privés, j'anticipe que les arbres publics seront généralement de plus grande taille. Leurs capacités d'approvisionnement en services écosystémiques seront aussi potentiellement supérieures à celles des arbres privés, puisque la plupart des caractéristiques structurelles des arbres publics, comme le diamètre, la hauteur et la surface foliaire, seront plus élevées. En revanche, les arbres et les arbustes des terrains privés seront plus abondants, ce qui peut compenser pour leurs caractéristiques structurelles généralement plus petites et rapprocher leur bilan global en services écosystémiques de celui des arbres publics.

Enfin, l'inclusion des arbres privés aux inventaires publics traditionnels permettra d'améliorer notre compréhension sur l'abondance, la répartition et la diversité des éléments structurels de la forêt urbaine montréalaise, ce qui nous informera sur ses capacités et ses lacunes en matière de résilience et d'approvisionnement en services écosystémiques à travers la ville.

2. MÉTHODOLOGIE

2.1 Sites d'échantillonnage

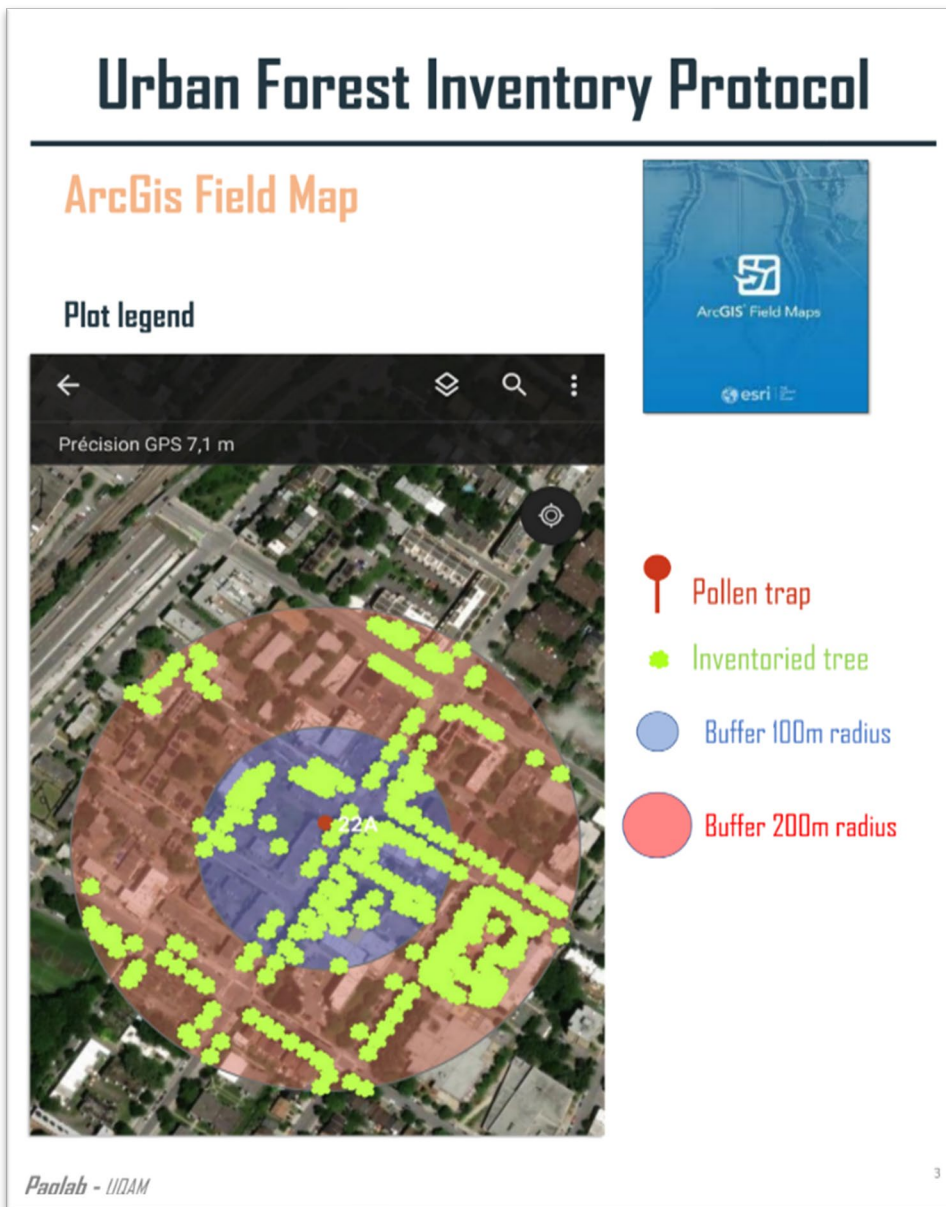
Pour répondre aux questions posées précédemment, j'ai analysé les données de l'inventaire forestier urbain auquel j'ai participé à l'été et à l'automne 2023, dans le cadre de mon premier stage à la maîtrise en sciences de l'environnement au sein du laboratoire de recherche sur la forêt urbaine d'Alain Paquette. Préalablement à l'inventaire, l'Observatoire urbain sur l'île de Montréal a été créé en 2021 afin de collecter de multiples données sur la forêt urbaine et d'en effectuer le suivi dans le temps. Cet outil a ensuite été utilisé comme cadre de base pour établir la surface d'échantillonnage de l'inventaire (*Chaire sur la forêt urbaine de l'UQAM, s. d.; PaqLab, s. d.*). Afin d'obtenir un portrait le plus représentatif possible de la forêt urbaine montréalaise et de la variabilité des conditions, la surface d'échantillonnage a été séparée en 25 placettes d'est en ouest de l'île de Montréal (Fig. 2.1; Annexe A). Les différents quartiers ont été sélectionnés selon des gradients de densité de la canopée, de densité d'habitants, et de développement humain. Puis, des zones circulaires d'un rayon de 100 mètres ont été aléatoirement établies à l'intérieur de ces quartiers. Ces zones ont par la suite été agrandies à 200 mètres de rayon afin de couvrir une plus grande surface et augmenter la quantité et la fiabilité des données (*Chaire sur la forêt urbaine de l'UQAM, s. d.; PaqLab, s. d.*).

Figure 2.1 Répartition des placettes de l'Observatoire urbain sur l'île de Montréal (*PaqLab, s. d.*).



Pour les besoins géomatiques de l'étude, soit la visualisation et la délimitation géospatiale des 25 placettes ainsi que l'entrée et la modification des données géoréférencées, une carte interactive a été créée sur ArcGIS Online. Lors de l'échantillonnage sur le terrain, les points de données géoréférencées ainsi que tous les attributs requis pour l'inventaire (espèce, DHP, etc.) ont été compilés sur ArcGIS Field Maps avec des téléphones intelligents (Fig. 2.2).

Figure 2.2 Légende d'une placette de l'Observatoire urbain (*PaqLab*, s. d.) La placette 22A a été choisie comme exemple (Fig. 2.1) après l'inventaire des arbres publics (~150 arbres).



2.2 Collecte des données

Tous les arbres, arbustes et haies d'une hauteur de deux mètres et plus se trouvant à l'intérieur des limites de la placette ont été répertoriés, à l'exception de quelques boisés très denses et peu représentatifs du milieu urbain à l'étude. Puis, l'échantillonnage s'est effectué selon les méthodes standards d'inventaires forestiers. Le diamètre à hauteur de poitrine (DHP) a été mesuré à 1.37 mètre du sol pour chaque arbre et arbuste. Pour les arbres à tiges multiples, le DHP de chacune des tiges a été compilé. Lorsque les arbres étaient inaccessibles, le DHP a été estimé à distance. Pour les haies, le nombre d'arbustes ou d'arbres dans la rangée a été comptabilisé en plus du DHP. Afin de faciliter la prise de données, le nombre de tiges et le DHP des haies volumineuses ont été estimés. Puis, les arbres et arbustes ont été identifiés à l'espèce, dont certains jusqu'au cultivar. Afin de limiter les erreurs d'interprétation liées aux noms communs, le nom scientifique latin en binôme « *Genre espèce* » a été utilisé. En cas de doute sur l'espèce, l'identification s'est arrêtée au genre. Aussi, considérant la grande superficie de territoire à échantillonner et le temps limité, les paramètres de canopée et de hauteur n'ont pas été mesurés.

2.3 Analyse des données

Avec l'aide du logiciel de statistiques « JMP Student Edition », les données ont été uniformisées et nettoyées afin d'éliminer les valeurs aberrantes ou invalides et pour corriger les erreurs d'entrée de données (JMP Statistical Discovery LLC, 2026). D'abord, les données sur les arbres dont le DHP ne correspond pas à des valeurs possibles chez les espèces répertoriées, ainsi que toute autre valeur se trouvant à l'extérieur des limites de l'étude ont été effacées. Certaines données ont également été exclues selon le contexte. Par exemple, les données sur les arbres marqués pour abattage, morts ou en état de dépérissement très avancé ont été retirées pour ne pas fausser les analyses, qui ne considèrent pas la perte de fonctions physiologiques des arbres morts, retirés ou en perdition élevée. Ensuite, les valeurs de DHP ont été uniformisées en fixant la valeur minimale à 1 cm et en arrondissant au nombre le plus près afin d'enlever les décimales. Pour les arbres à tiges multiples, le DHP moyen a été calculé selon la méthode de Magarik et al., 2020. Enfin, le nom des espèces a été uniformisé pour corriger les fautes de frappe et les cultivars ont été ramenés à l'espèce à des fins de compatibilité avec les logiciels utilisés.

Ensuite, les haies étant majoritairement constituées de plusieurs individus d'une seule espèce, leur analyse au sein d'un inventaire d'arbres et d'arbustes individuels peut causer la surreprésentation de certaines espèces. Aussi, puisqu'elles sont constituées de rangées rapprochées d'arbres ou d'arbustes, leur

feuillage est souvent plus dense et moins épanoui que celui des arbres individuels (Horvat et al., 2024), ce qui peut fausser certaines estimations de traits fonctionnels, comme les dimensions de la canopée et la surface foliaire. Afin d'éviter les biais potentiels dans les analyses, les haies ont donc été placées dans une catégorie à part des arbres individuels.

Ensuite, puisque les données quantitatives mesurées se limitent au DHP, j'ai utilisé le logiciel « i-Tree Eco version 6 » pour les analyses et les calculs d'estimation de traits structurels et de services écosystémiques (*i-Tree Eco*, s. d.). Le modèle i-Tree génère des estimations de traits fonctionnels et de services écosystémiques à partir de valeurs connues, comme le DHP, l'emplacement et l'espèce. Le modèle peut notamment inclure dans ses calculs certains paramètres liés à l'espèce, comme les valeurs minimales et maximales des traits fonctionnels et le coefficient d'ombrage (Nowak, 2021; Annexe C). Puis, plusieurs données environnementales locales et régionales des stations de surveillance atmosphérique et météorologique les plus proches, comme les précipitations, la température, les niveaux de radiation photosynthétique, l'indice UV, les particules de polluants atmosphériques, sont intégrées au modèle pour les calculs de services écosystémiques (Annexe D). Aussi, lorsque certains traits fonctionnels requis pour certaines estimations, comme la hauteur, les dimensions de la couronne n'ont pas été mesurés, le modèle effectue les calculs en se basant sur l'estimation des valeurs de ces traits (Nowak, 2021). Quant au pourcentage de canopée manquante, le modèle utilise la valeur de 13% par défaut lorsque les données mesurées sont manquantes, ce qui est le cas pour l'inventaire à l'étude. Bien que plusieurs données sur les arbres morts, à abattre ou en perdition élevée aient été retirées avant l'analyse, i-Tree suppose que la plupart des arbres sont en bonne santé et en pleine croissance. Le modèle pourrait donc surestimer les calculs de surface foliaire, de biomasse foliaire, ainsi que les services écosystémiques associés à la surface foliaire et à l'activité photosynthétique, comme la séquestration de carbone (Nowak, 2021).

Puis, le modèle assume que les données prises lors de l'échantillonnage, comme le DHP, ont été mesurées. Aussi, outre les mentions de potentielles sources d'erreur, comme la précision des données météorologiques et atmosphériques, le modèle n'inclut pas de marges d'erreur dans ses estimations (Nowak, 2021). Or, plus de la moitié des DHP présents dans la base de données ont été estimés. Il y a donc une marge d'erreur possible pour les valeurs de DHP ainsi que toutes les estimations calculées à partir de ces valeurs. Afin de valider l'ampleur de l'association et de l'erreur possible, j'ai effectué une analyse de corrélation entre le DHP et les paramètres estimés (Tableau 2.1).

Tableau 2.1 Analyse de corrélation entre le DHP et les valeurs de traits estimées par le modèle i-Tree.

Variable estimée	Variable mesurée	Corrélation \checkmark	Dénombrement	P-value
Surface foliaire	DHP	0,9547	33286	<,0001*
Hauteur couronne	DHP	0,9495	33286	<,0001*
Hauteur	DHP	0,9147	33286	<,0001*
Largeur couronne	DHP	0,9115	33286	<,0001*
Biomasse foliaire	DHP	0,8956	33286	<,0001*
Canopée couverte	DHP	0,8844	33286	<,0001*
Indice de surface foliaire (LAI)	DHP	0,8746	33286	<,0001*

Le coefficient de corrélation (r) entre le DHP et l'ensemble des variables estimées est supérieur à 0.87, ce qui indique une forte association avec le DHP et donc de marges d'erreur associées. Puisque les estimations des valeurs de traits sont fortement associées au DHP, les estimations de services écosystémiques calculées à partir de ces variables le sont probablement aussi (Tableau 2.2).

Tableau 2.2 Analyse de corrélation entre le DHP et les valeurs de services écosystémiques estimées par le modèle i-Tree.

Variable estimée	Variable mesurée	Corrélation \checkmark	Dénombrement	P-value
Production d'oxygène	DHP	0,9090	33286	<,0001*
Séquestration brute de carbone	DHP	0,9089	33286	<,0001*
Stockage de carbone	DHP	0,8833	33286	<,0001*
Évapotranspiration potentielle	DHP	0,8048	33286	<,0001*
Ruissellement évité	DHP	0,6772	33286	<,0001*
Pollution réduite	DHP	0,2212	33286	<,0001*

Outre la pollution réduite, les estimations de services écosystémiques ont une substantielle corrélation positive avec le DHP ($r > 0.67$). Puisque ces variables sont associées au DHP et que leur lien de causalité est connu (utilisation du DHP par le modèle dans les calculs), leur précision peut être affectée par l'erreur relative aux estimations du DHP. Cette marge d'erreur est cependant difficile à évaluer, puisqu'elle provient de la différence entre le DHP réel des arbres et les estimations visuelles effectuées par deux personnes sur une période de six mois et pour un inventaire de plus de 33 000 arbres et arbustes. La principale source d'erreur potentielle est donc due à l'erreur humaine, qui est difficile à quantifier.

Pour le bien de l'exercice et par souci de transparence et de réalisme, j'ai tout de même décidé de fixer la marge d'erreur liée au DHP à 10% de sa valeur. En ce qui concerne les variables estimées par le modèle i-

Tree, la marge d'erreur a été calculée proportionnellement au coefficient de corrélation entre la variable et le DHP, où ($r = 1$) représente la totalité de la marge d'erreur de 10%, et où ($r = 0$) en représente 0%. Bien que la corrélation entre la pollution réduite et le DHP soit basse ($r = 0.22$), cette variable a été conservée pour l'erreur relative au DHP puisque le modèle i-Tree inclut indirectement la hauteur et la largeur de la couronne, ainsi que la hauteur de l'arbre dans ses calculs de pollution réduite et parce que le nombre d'échantillons est assez élevé ($n = 33286$) pour ne pas attribuer la corrélation au hasard.

Tableau 2.3 Marge d'erreur des paramètres estimés par le modèle i-Tree à partir du DHP.

Paramètre estimé	Paramètre mesuré	Corrélation (r)	Marge d'erreur (%)
Surface foliaire	DHP	0,9547	± 9,547
Hauteur couronne	DHP	0,9495	± 9,495
Hauteur	DHP	0,9147	± 9,147
Largeur couronne	DHP	0,9115	± 9,115
Biomasse foliaire	DHP	0,8956	± 8,956
Canopée couverte	DHP	0,8844	± 8,844
Indice de surface foliaire (LAI)	DHP	0,8746	± 8,746
Production d'oxygène	DHP	0,9090	± 9,090
Séquestration brute de carbone	DHP	0,9089	± 9,089
Stockage de carbone	DHP	0,8833	± 8,833
Évapotranspiration potentielle	DHP	0,8048	± 8,048
Ruissellement évité	DHP	0,6772	± 6,772
Pollution réduite	DHP	0,2212	± 2,212

Enfin, d'autres sources d'erreur humaine, comme les erreurs d'identification à l'espèce et d'entrée de données, ont également pu affecter la précision des résultats.

3. RÉSULTATS

Les données analysées proviennent d'un recensement complet des arbres et des arbustes présents sur 25 placettes d'une superficie de 125 664 m². Pour que les données de l'inventaire soient le plus représentatives possible de la vraie forêt urbaine montréalaise, les placettes ont été réparties sur plusieurs quartiers d'est en ouest de l'île de Montréal. Cet inventaire a permis de recenser plus de 33 000 arbres et arbustes publics et privés. Pour l'ensemble des résultats, le terme « arbre » inclut tous les arbres matures, les gaules, ainsi que les arbustes individuels. Le terme « haie » désigne tous les arbres et les arbustes dont l'arrangement forme une haie d'une hauteur de deux mètres et plus. Le dénombrement des haies inclut chaque arbre et chaque arbuste faisant partie d'une haie. Puis, les arbres et les haies publiques ont été séparés en deux types d'emplacements, soit l'utilité publique, qui comprend les arbres de rue, ainsi que les parcs. Quant aux arbres et aux haies des propriétés privées, les emplacements ont été divisés en milieux résidentiel, institutionnel, commercial et en terrains vacants.

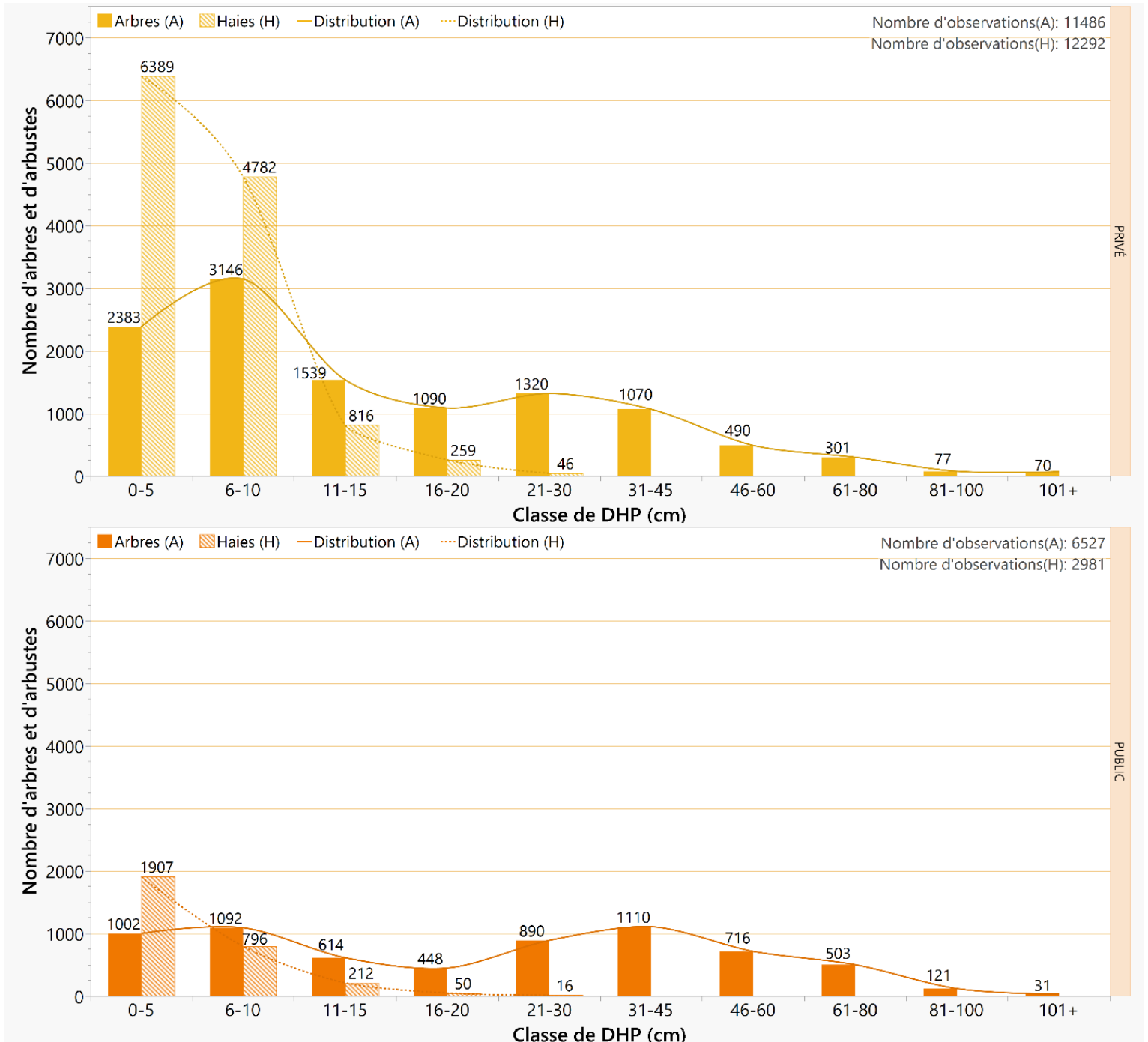
3.1 Analyse des caractéristiques structurelles

3.1.1 Distribution des diamètres

Le diamètre à hauteur de poitrine (DHP) est l'une des mesures de structure d'arbre les plus communes, puisqu'il est facile à mesurer et est étroitement lié à d'autres caractéristiques structurelles et non structurelles des forêts urbaines. L'analyse de la distribution des diamètres d'une population d'arbres permet notamment d'évaluer sa diversité structurelle. Aussi, lorsque l'âge des arbres n'est pas disponible, l'utilisation du DHP comme « proxy » pour l'âge permet d'évaluer la distribution d'âges au sein d'une population et ainsi déterminer les besoins actuels en verdissement et en entretien, en plus de pouvoir anticiper les futurs changements associés au vieillissement de la population (Morgenroth et al., 2020).

Bien que les forêts naturelles et urbaines ne soient pas façonnées par les mêmes processus écologiques ni par les mêmes conditions environnementales, j'ai utilisé un modèle de distribution du DHP de populations d'arbres en milieu naturel à titre comparatif, à défaut d'équivalent pour les forêts urbaines. Selon ce modèle, la distribution du diamètre des populations d'arbres peut être séparée en trois types, soit les distributions jeune, mûrissante et mature (Morgenroth et al., 2020; Annexe E).

Figure 3.1 Distribution par classe de DHP des arbres (A) et des haies (H) sur l'ensemble des 25 placettes de l'Observatoire sur la forêt urbaine à Montréal. Les distributions publiques et privées sont séparées en deux graphiques, dont l'échelle est identique pour que les barres d'histogramme soient représentatives de l'abondance. Des courbes, sous forme de ligne pleine ou pointillée, ont été ajoutées pour faciliter la visualisation de la forme des distributions. L'étiquette au coin supérieur droit affiche le nombre total d'arbres et de haies au privé et au public.



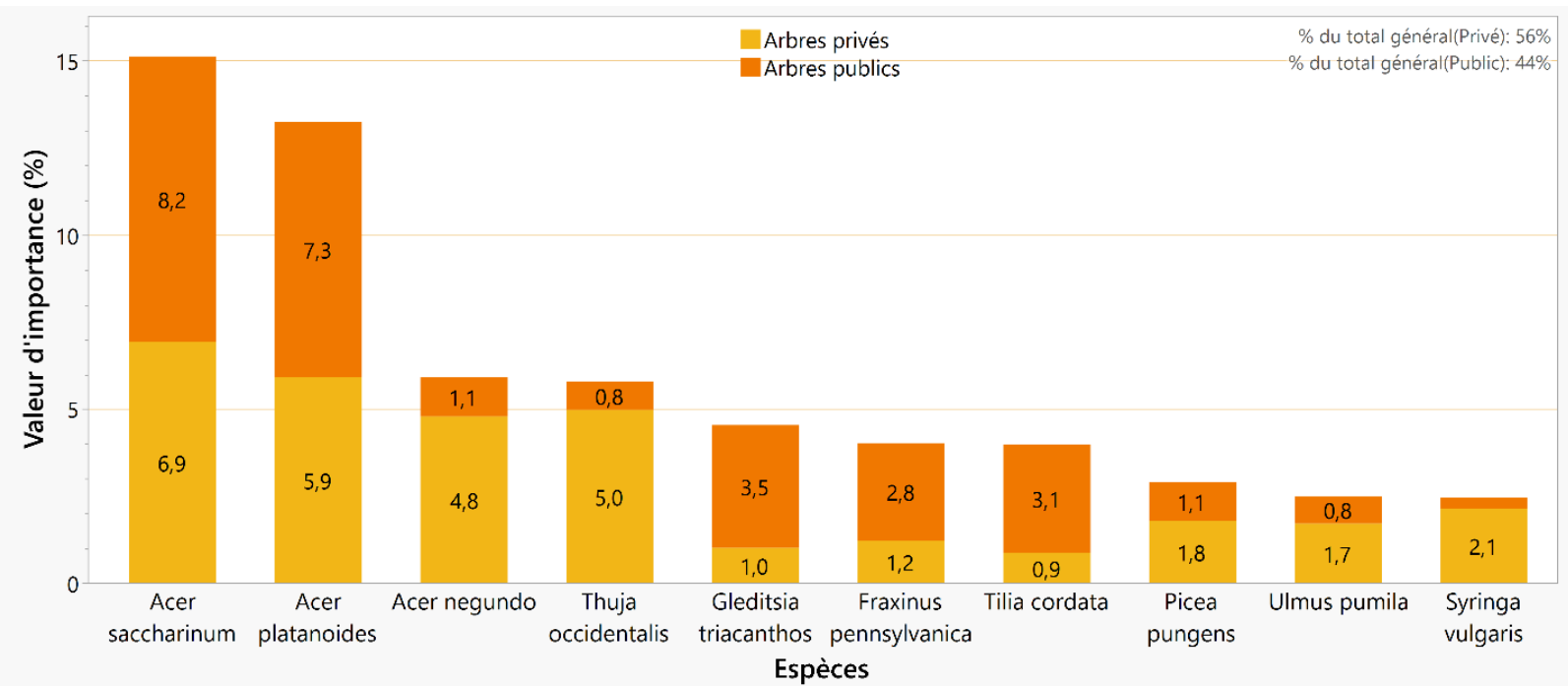
Dans l'ensemble, les arbres (n = 11486) et les haies (n = 12292) privés sont visiblement plus abondants que les arbres (n = 6527) et les haies (n = 2981) publics. La grande majorité des haies privées et publiques ont un diamètre de 10 cm et moins, hormis les 10% d'individus mesurant entre 11 et 20 cm. Aucun arbre ou arbuste sous forme de haie ne mesure plus de 30 cm.

Puis, la moitié des arbres privés font partie des deux plus petites classes de DHP (n = 5529). L'autre majeure partie (n = 5019) est ensuite distribuée proportionnellement entre les arbres moyennement petits (11-20 cm) et ceux de taille moyenne (21-45 cm). L'abondance devient ensuite inversement proportionnelle avec la taille, avec 791 arbres dans les classes moyenne et élevée (46-80 cm) et moins de 100 arbres dans chacune des deux plus grandes catégories. Selon le modèle de Morgenroth et al., 2020 (voir Annexe E), la distribution des diamètres de la population d'arbres privés montréalais la placerait près du type II, soit la distribution mûrissante, où la majorité des arbres sont en croissance et ne sont plus dans la plus petite catégorie de diamètre, mais peu d'arbres sont de grande taille. Beaucoup d'arbres se trouvent également dans les classes de diamètre moyen, ce qui peut indiquer que le mûrissement d'une partie de cette population est avancé.

Ensuite, les diamètres des arbres publics sont distribués de manière beaucoup plus linéaire. Beaucoup d'arbres se situent dans les deux plus petites classes de diamètre (n = 2094), puis ces nombres diminuent dans les deux classes d'arbres subséquentes (n = 1062), pour ensuite remonter dans les deux classes de taille moyenne (n = 2000), et redescendre graduellement dans les deux classes moyenne et élevée (n = 1219). Le domaine public compte plus d'arbres de gros calibre (81-100 cm) qu'au privé (n = 121), mais moins d'arbres de plus de 101 cm (n = 31). En revanche, les arbres publics (n = 1371) de 46 cm et plus sont plus nombreux qu'au privé (n = 1371). En reprenant les types de distribution de diamètre de Morgenroth et al., 2020, la population d'arbres publics montréalais, dont la distribution des DHP tend vers l'hétérogénéité, se placerait quelque part entre le type II et le type III. On pourrait donc la caractériser comme une population au mûrissement avancé, où la proportion entre les arbres jeunes et matures devient de plus en plus équilibrée.

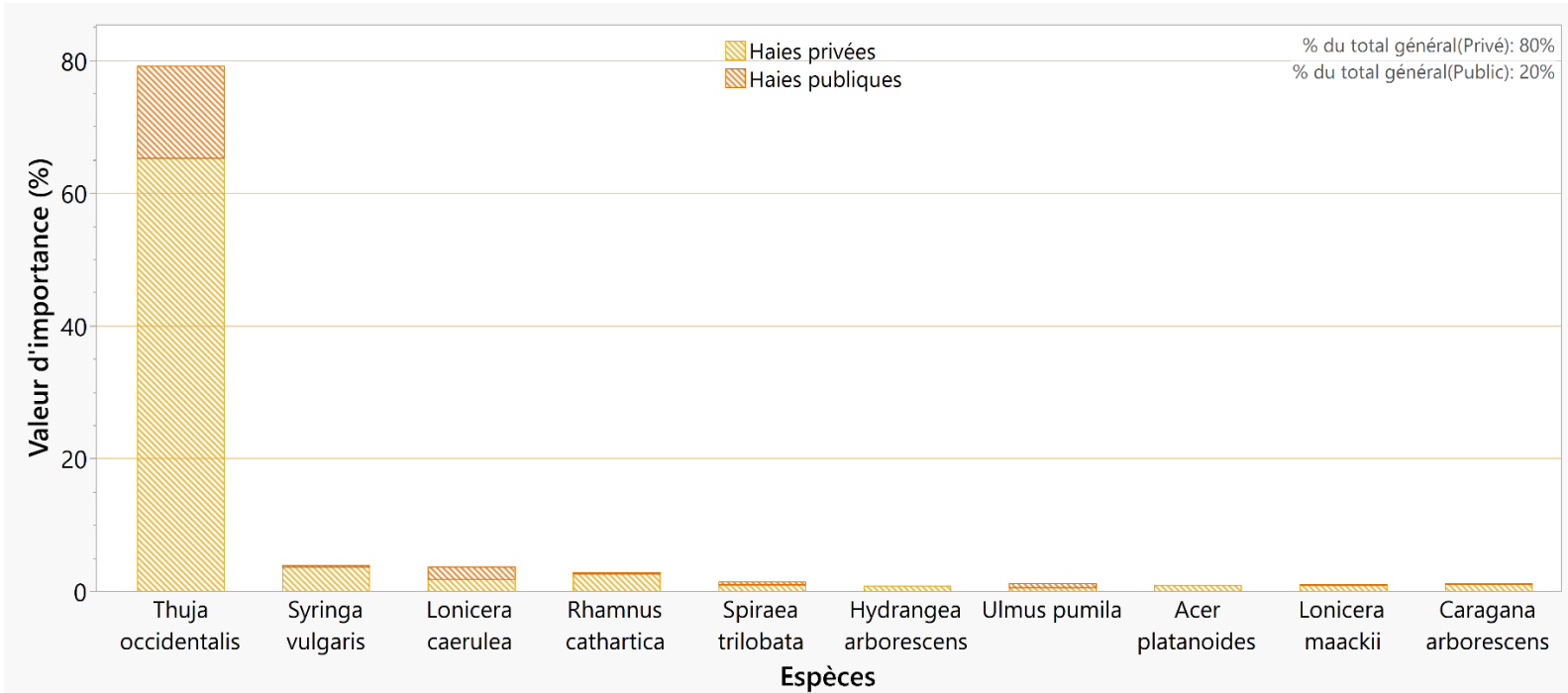
3.1.2 Espèces dominantes

Figure 3.2 Espèces les plus importantes pour l'ensemble des arbres et des haies publics et privés montréalais à l'étude. La valeur d'importance représente la proportion qu'occupe chaque espèce en termes d'abondance et de surface foliaire pour la totalité des arbres. Cette valeur a été calculée en pourcentage ($0.5 * (\% \text{ abondance totale (arbres)} + \% \text{ surface foliaire totale (arbres)})$). L'étiquette au coin supérieur droit indique la répartition de l'importance totale entre les arbres privés et publics.



L'érable argenté (*Acer saccharinum*) et l'érable de Norvège (*Acer platanoides*) sont les deux espèces dominant la forêt urbaine montréalaise. Bien que légèrement plus abondantes dans les espaces publics, ces deux espèces représentent 28.3% de l'importance totale des arbres privés et publics. Puis, l'érable à Giguère (*Acer negundo*) et le thuya occidental (*Thuja occidentalis*), qui représentent chacun près de 6% des valeurs totales, sont majoritairement situés en milieu privé, contrairement au févier d'Amérique (*Gleditsia triacanthos*), au frêne de Pennsylvanie (*Fraxinus pennsylvanica*) et au tilleul à petites feuilles (*Tilia cordata*), qui sont principalement publics. Puisque la santé et le pourcentage de couronne des arbres ne sont pas inclus dans les données, l'état des frênes est incertain. Puis, les arbres privés (56%) ont une plus grande importance totale que les arbres publics (44%). Cette proportion était attendue, puisque les arbres et les haies privés sont beaucoup plus abondants (Fig. 3.1) et que l'abondance constitue la moitié de l'indice d'importance. Enfin, outre l'épinette bleue (*Picea pungens*) et *T. occidentalis*, la forêt urbaine montréalaise semble dominée par des feuillus.

Figure 3.3 Espèces les plus importantes pour l'ensemble des haies publiques et privées montréalaises à l'étude. La valeur d'importance représente la proportion occupée par chaque espèce en termes d'abondance et de surface foliaire pour la totalité des haies. Cette valeur a été calculée en pourcentage ($0.5 * (\% \text{ abondance totale (haies)} + \% \text{ surface foliaire totale (haies)})$). L'étiquette au coin supérieur droit indique la répartition de l'importance totale entre le privé et le public.

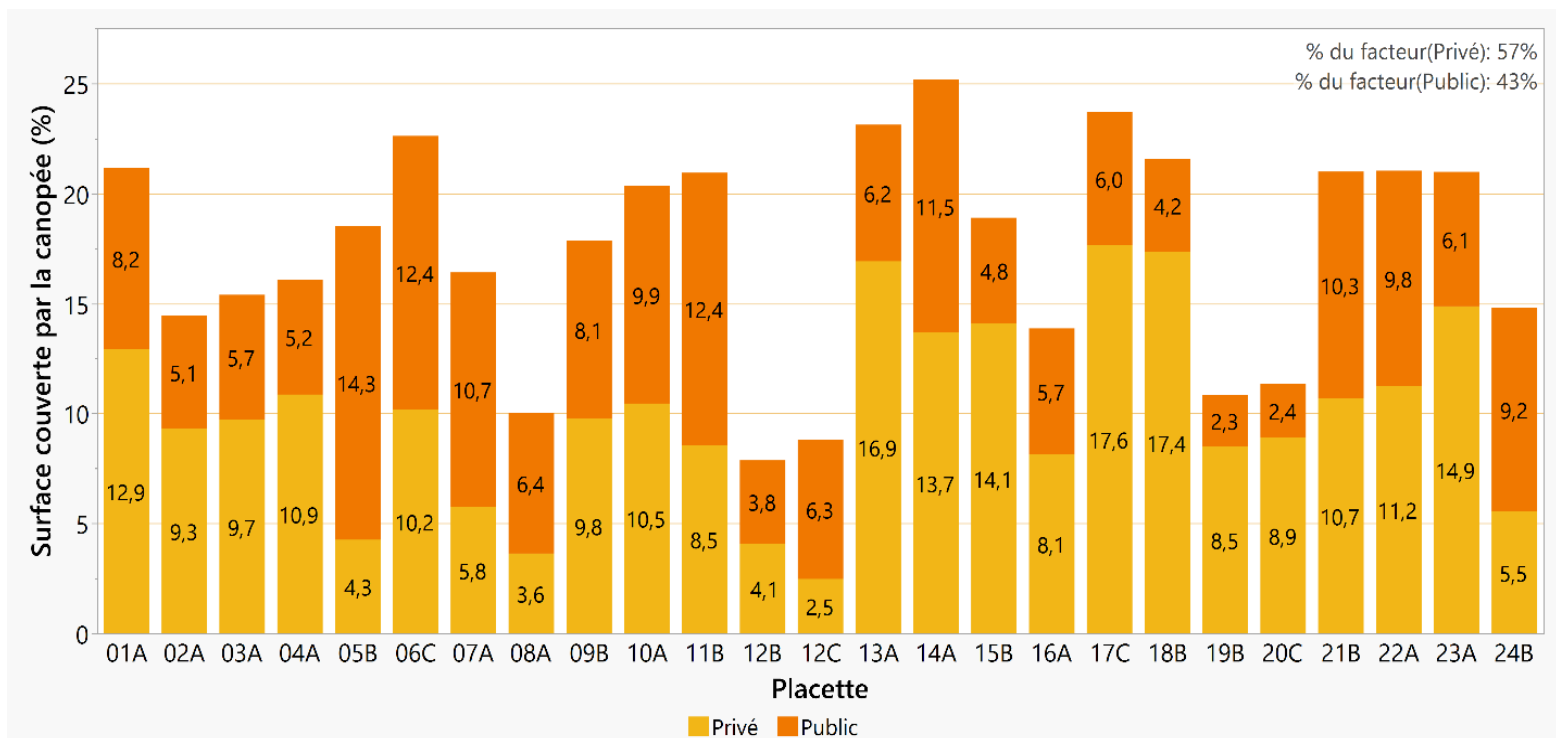


Avec plus de 80% d'importance totale, les haies de *T. occidentalis* dominent largement le paysage, particulièrement sur les terrains privés. Le nerprun cathartique (*Rhamnus cathartica*), majoritairement privé, est en 4^e position d'importance. Les citoyens participant au maintien des haies de *R. cathartica* sur leur propriété le font probablement sans connaître son statut d'espèce exotique envahissante (EEE). La plupart de ces arbustes se sont probablement dispersés naturellement sur les terrains privés avant d'être taillés et entretenus en haies. Ces résultats, caractérisés par une majeure dominance monospécifique et une quantité alarmante de *R. cathartica* entretenus sous forme de haies, soulignent l'importance de sensibiliser les citoyens et de les inclure dans les efforts de promotion de la biodiversité et de lutte contre les EEE.

3.1.3 Canopée et surface foliaire

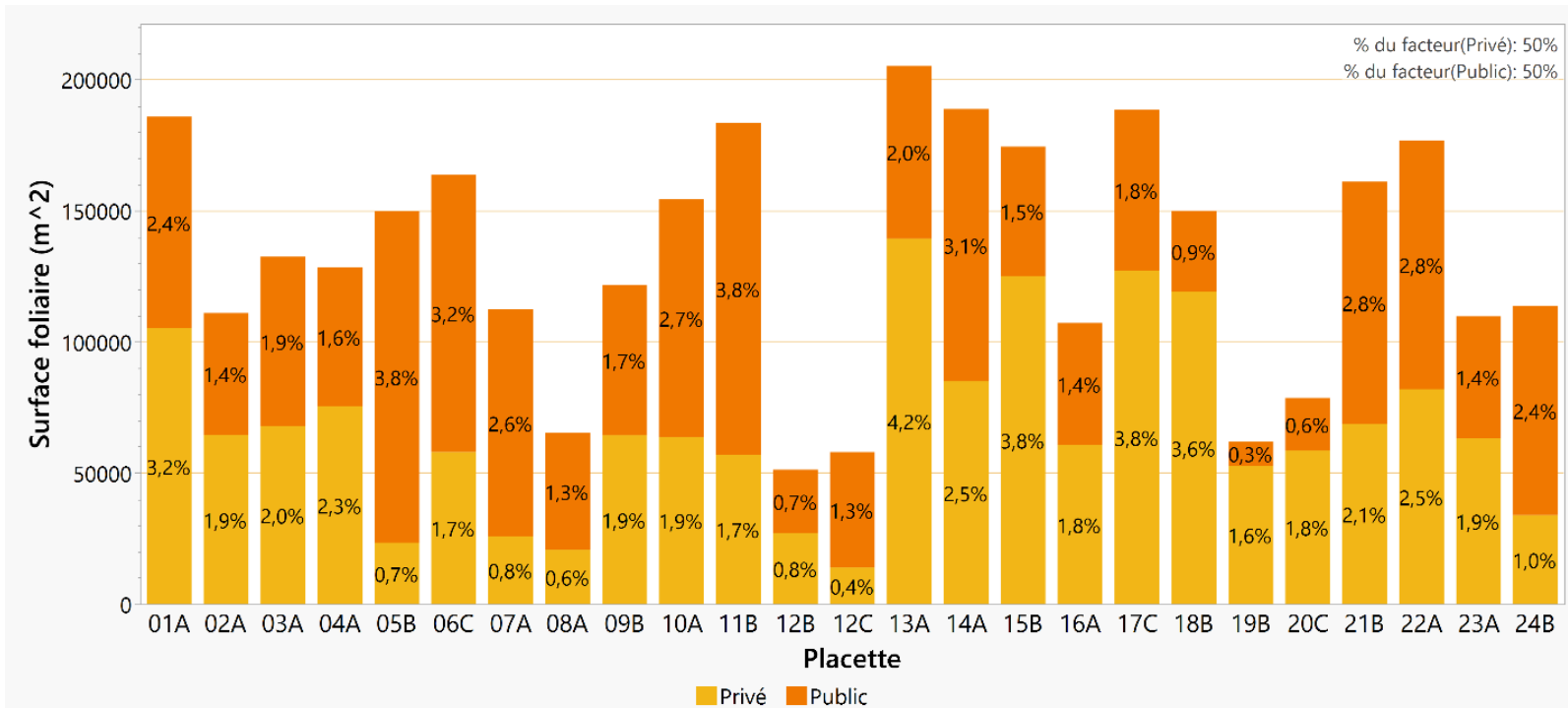
Le couvert de la canopée est un indicateur simple permettant d'évaluer l'ampleur globale des ressources forestières urbaines. En surveillant les changements de canopée, il est possible de mieux comprendre son évolution et celle des bénéfices environnementaux qui en découlent (Nowak & Greenfield, 2012).

Figure 3.4 Proportion de la surface totale d'une placette (125 664 m²) couverte par la canopée publique et privée sur les 25 placettes. Les barres d'histogrammes incluent les pourcentages de canopée publique et privée sur la placette, et l'étiquette au coin supérieur droit indique les pourcentages totaux.



Dans l'ensemble, la répartition de la canopée publique et privée est plutôt proportionnée. Les arbres privés (57%) couvrent cependant une plus grande surface totale de canopée que les arbres publics (43%). Puisque le calcul inclut la surface totale de canopée couverte par les haies et les arbres, cette tendance est probablement due à l'abondance élevée d'arbres et de haies privés (Fig. 3.1). Puis, la majorité des placettes est couverte à plus de 15% par la canopée, 11 placettes étant couvertes à plus de 20%. La surface de cinq placettes, soit 08A, 12B, 12C, 19B et 20C, est couverte à 10% ou moins par la canopée. Ces résultats pourraient être expliqués par des quartiers ou des zones d'échantillonnage denses en infrastructures grises et pauvres en espace pour la végétation et la lumière, par des populations composées principalement de jeunes arbres plantés à la suite de mortalités massives, ou par des efforts de plantation et d'entretien insuffisants pour y maintenir des populations viables d'arbres à maturité. Dans tous les cas, ces quartiers devraient être prioritaires pour les prochains efforts de verdissement.

Figure 3.5 Distribution de la surface foliaire (m²) des arbres et des haies privés et publics entre les 25 placettes réparties sur l'île de Montréal. Les barres de l'histogramme incluent le pourcentage de la surface foliaire totale occupée par les arbres et les haies privés et publics de chaque placette. L'étiquette au coin supérieur droit représente cette même proportion, mais pour l'ensemble des arbres et arbustes privés et publics.

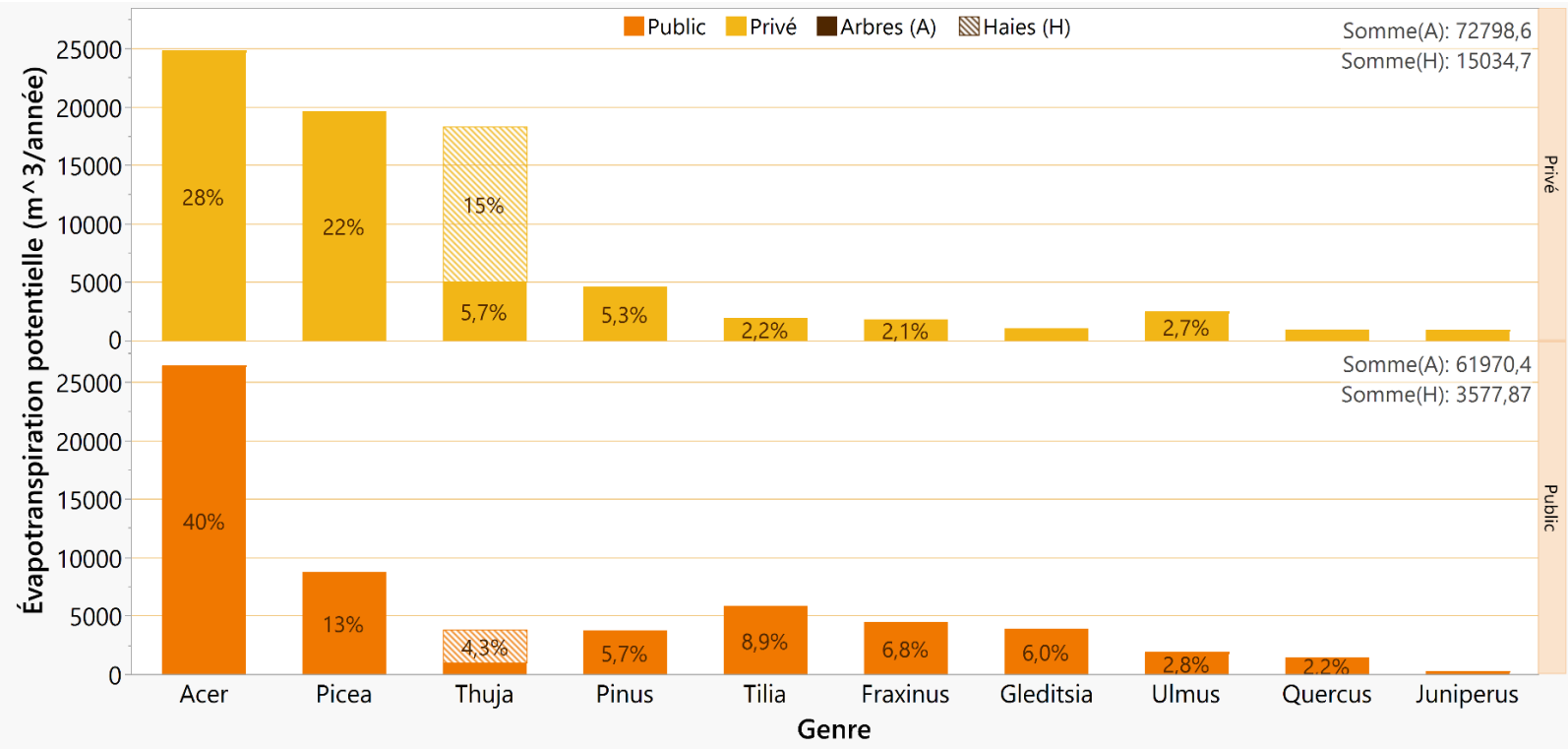


Bien que la canopée privée couvre une plus grande surface sur l'ensemble des placettes (Fig. 3.4), la surface foliaire totale est également distribuée entre les arbres publics et privés. Ces résultats indiquent que la canopée des arbres et des arbustes publics est généralement plus dense que la canopée privée, ce qui peut compenser pour la plus modeste surface couverte par la canopée des arbres publics à l'échelle de la ville.

3.2 Analyse des services écosystémiques

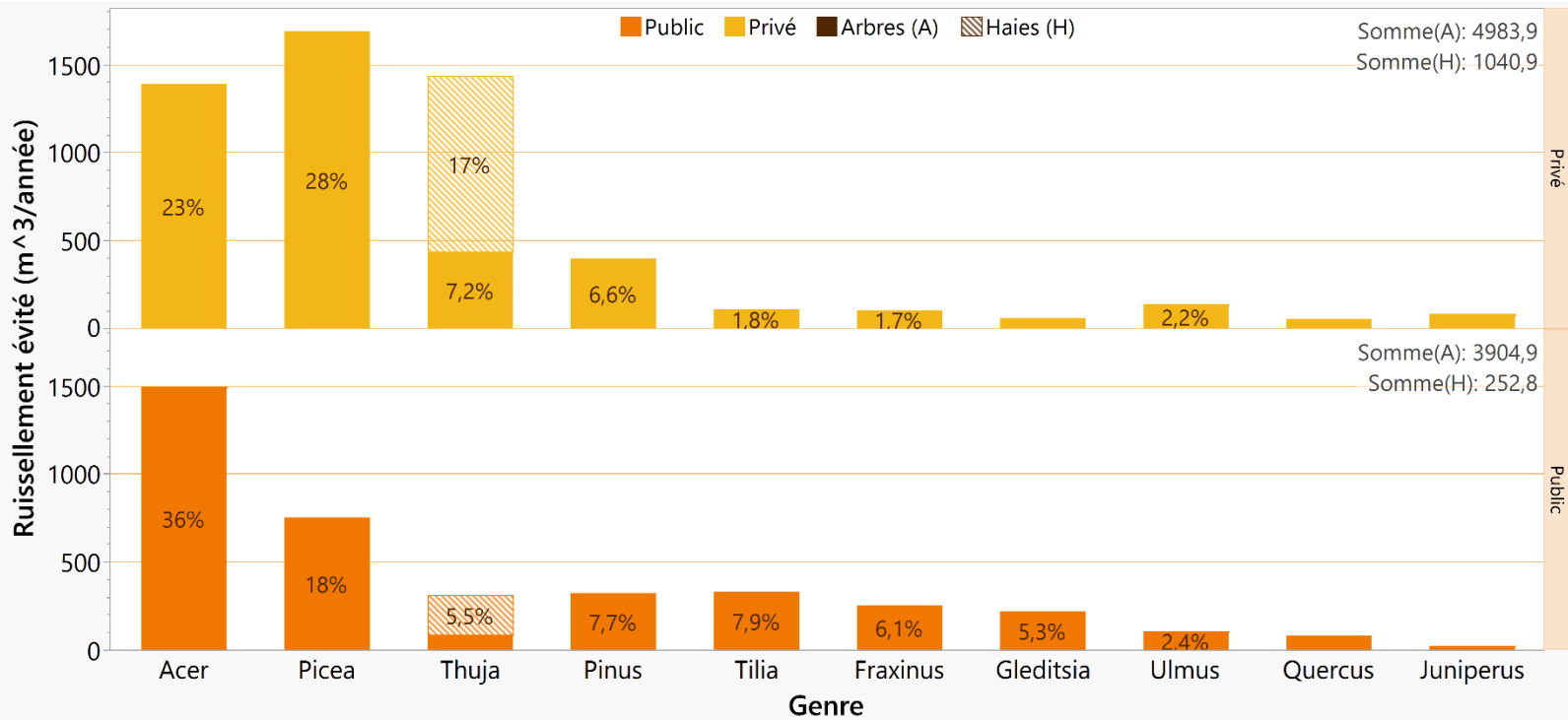
3.2.1 Services hydrologiques

Figure 3.6 Distribution de l'évapotranspiration potentielle (m^3 par année) des arbres et des haies privés selon le genre. Les barres d'histogrammes incluent le pourcentage de l'évapotranspiration totale des arbres et des haies pour chaque genre, au privé et au public séparément. Les étiquettes représentent ce pourcentage pour l'ensemble des arbres et des haies au privé et au public.



Les érables publics et privés produisent la grande majorité de l'évapotranspiration totale, ce qui est attendu du genre regroupant les deux espèces dominantes dans l'ensemble de la forêt urbaine montréalaise (Fig. 3.2). Puis, une partie considérable de l'évapotranspiration est effectuée par trois groupes de conifères, soit les épinettes (*Picea*), particulièrement les arbres privés, les thuyas (*Thuja*), principalement sous forme de haies privées, et les pins (*Pinus*), suivis de quelques groupes d'arbres feuillus.

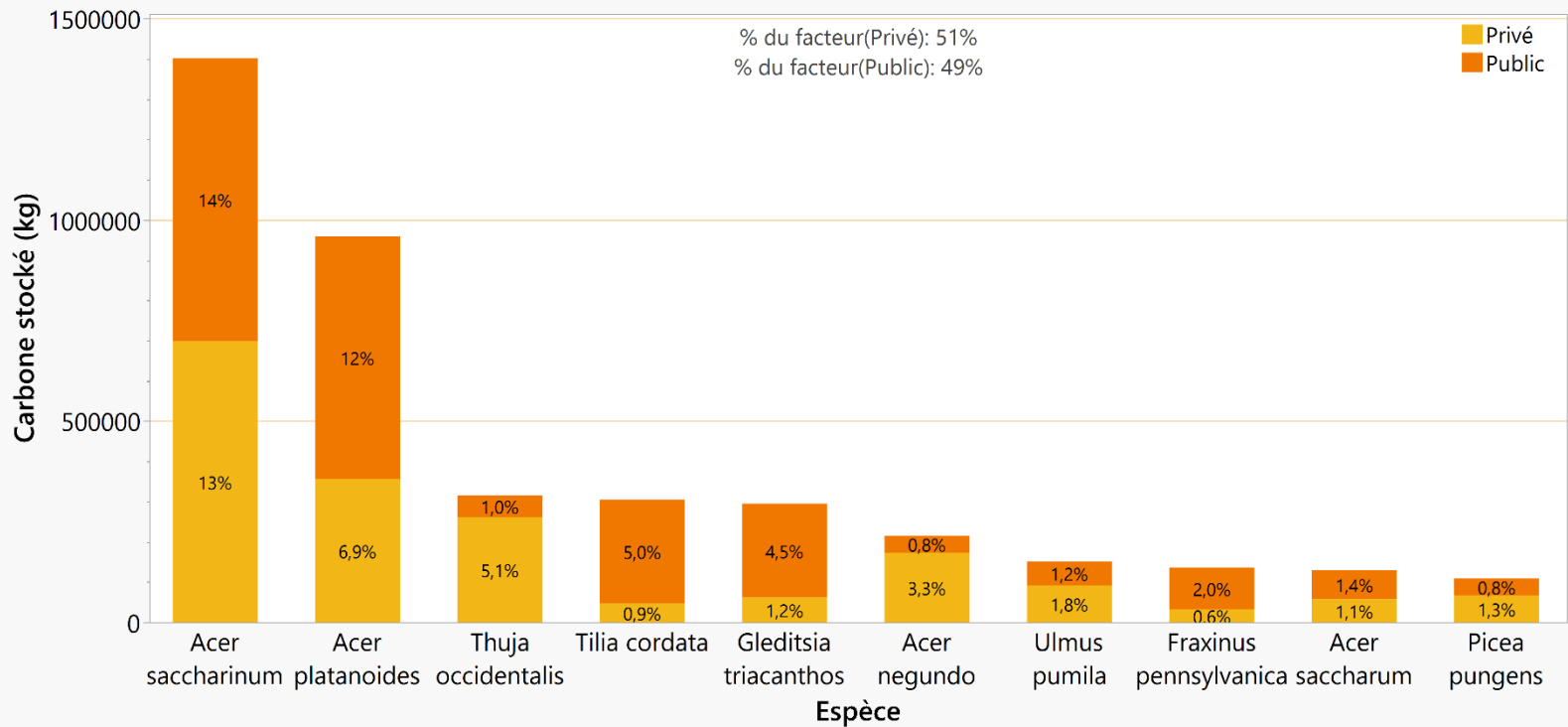
Figure 3.7 Distribution du ruissellement évité (m^3 par année) par les arbres et des haies privés et publics selon le genre. Les barres d’histogrammes incluent le pourcentage de ruissellement évité par les arbres et les haies pour chaque genre au privé et au public. Les étiquettes représentent ce pourcentage pour l’ensemble des arbres et des haies au privé et au public.



Les érables publics ont le plus grand potentiel d’absorption des eaux de ruissellement, suivis des épinettes privées. La capacité d’absorption d’eau des érables privés est égalisée par les thuyas, principalement sous forme de haie. Puis, les autres tendances sont similaires à celles des capacités d’évapotranspiration (fig. 3.6). Bien que les arbres des genres Picea et Pinus aient des valeurs d’importance nettement inférieures à celles de nombreux feuillus (Fig. 3.2 ; Annexe F) et que les haies de Thuja aient généralement des tiges de petit diamètre (Fig. 3.1), leurs capacités d’évapotranspiration et de ruissellement rivalisent avec celles des arbres dominants et dépassent celles de plusieurs feuillus. Ces résultats démontrent le potentiel des espèces sempervirentes à offrir des services écosystémiques de manière continue.

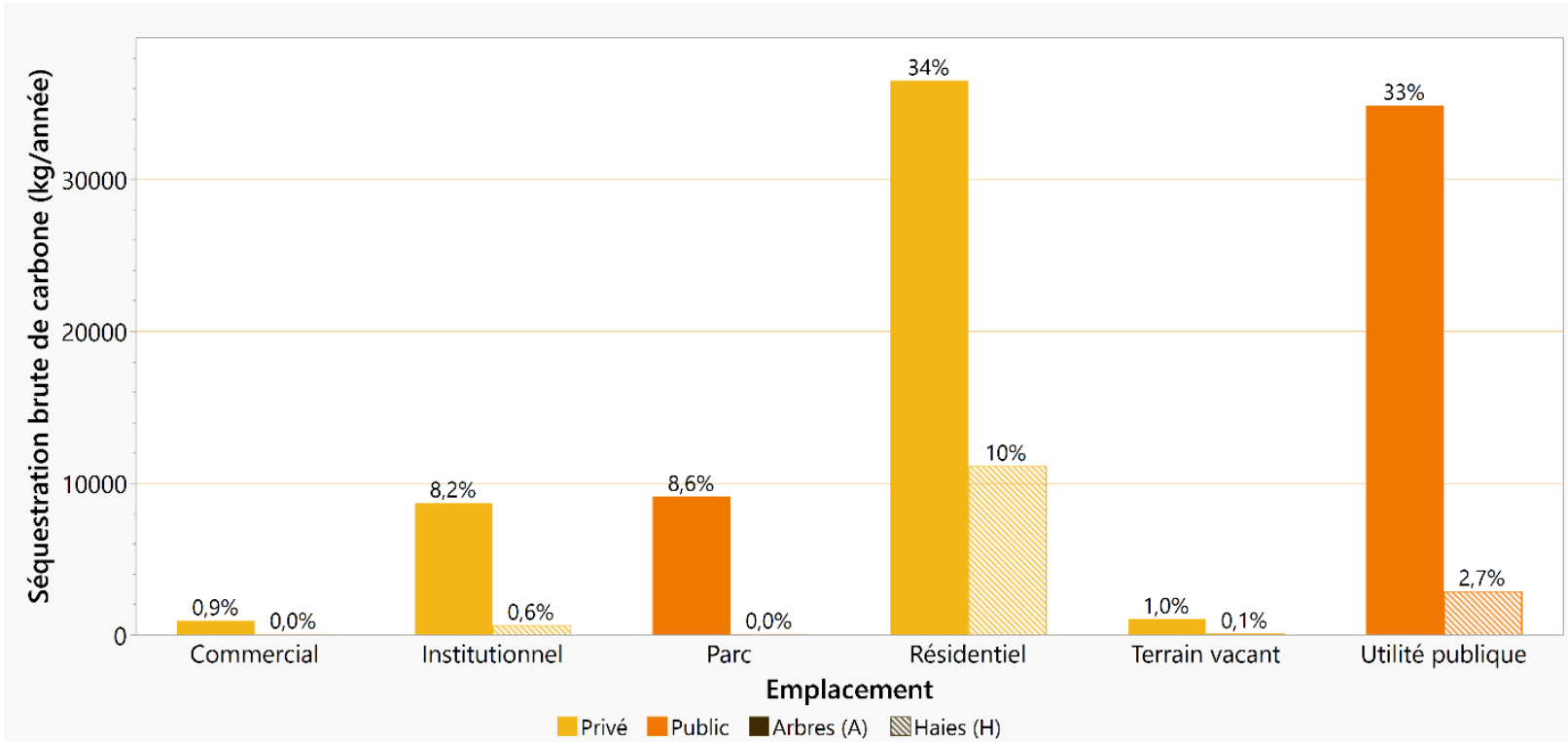
3.2.2 Séquestration et stockage de carbone

Figure 3.8 Répartition des stocks de carbone (kg) entre les 10 espèces à la biomasse la plus élevée. La proportion du carbone total (%) stocké par chaque espèce au privé et au public est indiquée dans les barres d'histogramme.



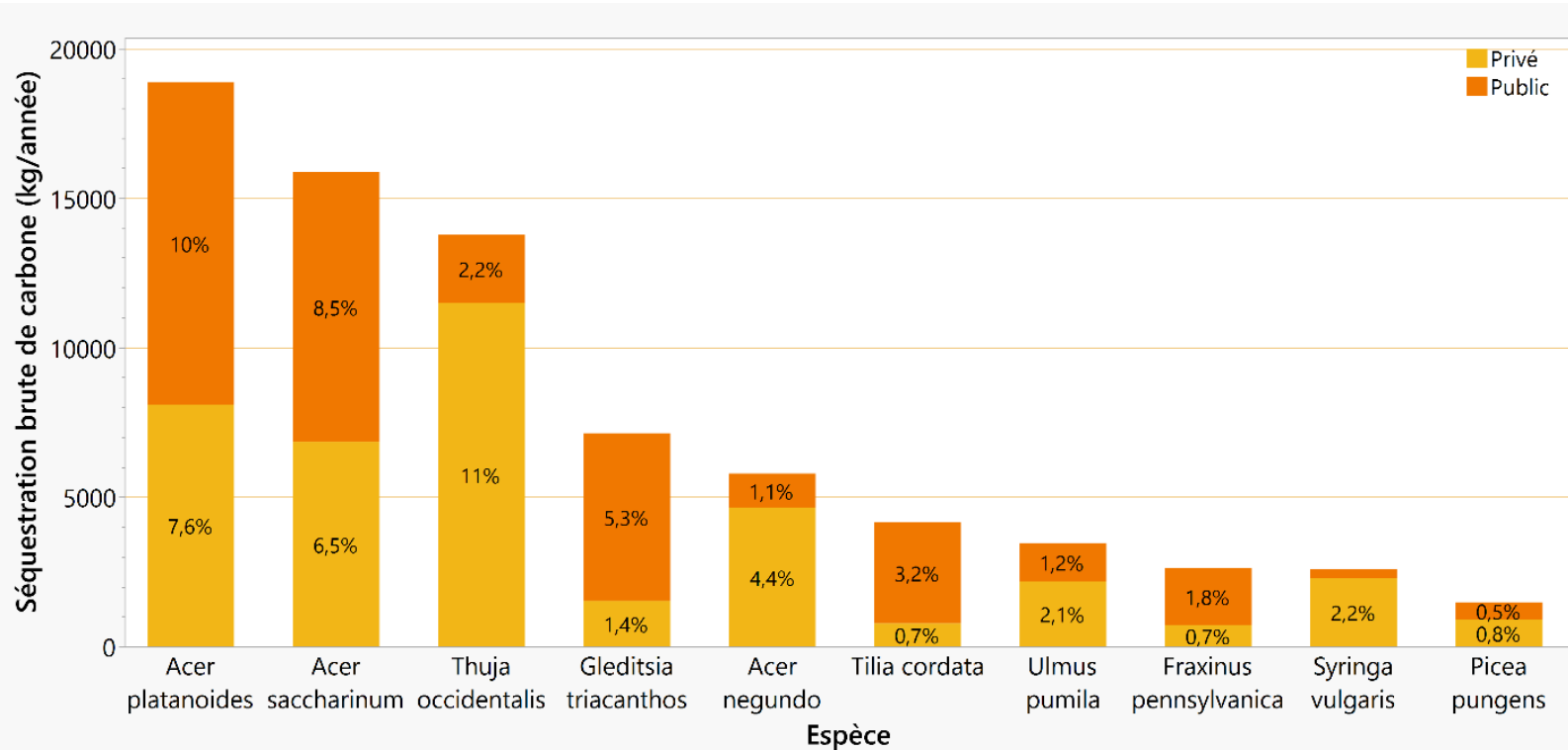
La répartition des stocks de carbone est similaire entre le privé (51%) et le public (49%), mais disproportionnée entre les espèces. Effectivement, 45.9% de la totalité du carbone stocké par les arbres et les arbustes à l'étude est dû à deux espèces, soit *A. saccharinum* (27%) et *A. platanoides* (18.9%). Une grande proportion des arbres de moyens et de grands diamètres de la ville font donc partie de ces deux espèces. Les 8 espèces subséquentes se partagent 32% des stocks de carbone, ce qui signifie que plus de 300 autres espèces (Annexe F) se séparent les 22.1% de stocks restants.

Figure 3.9 Séquestration annuelle de carbone (kg/an) par les arbres et les haies à Montréal selon leur emplacement. La proportion de la valeur totale (%) de carbone séquestré a été ajoutée pour chaque groupe.



La majorité de la séquestration de carbone atmosphérique est effectuée par les arbres résidentiels et les arbres d'utilité publique. Les haies résidentielles séquestrent près de 10% du carbone total de la ville, ce qui indique que la totalité de leur activité photosynthétique serait supérieure à celle des arbres institutionnels ou des arbres de parcs. Dans l'ensemble, les arbres et les haies séquestrent 56% du carbone total au privé, contre 44% au public.

Figure 3.10 Répartition du carbone brut séquestré (kg/an) par les 10 espèces d’arbres et de haies les plus performantes. La proportion du carbone total (%) séquestré par chaque espèce au privé et au public est indiquée dans les barres d’histogramme.

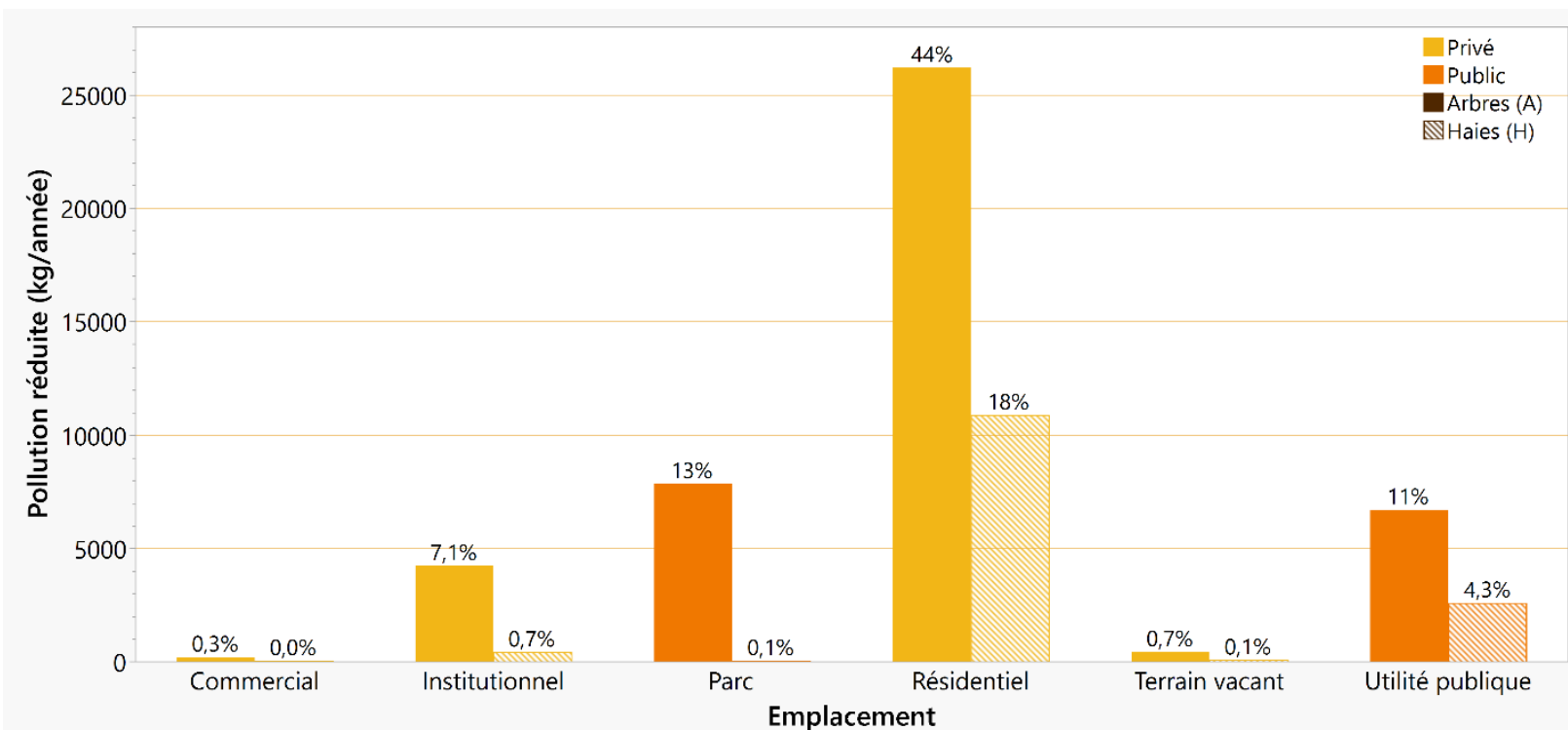


Bien que les arbres de l’espèce *A. saccharinum* aient une valeur d’importance plus élevée (Fig. 3.2), la plus grande proportion de carbone atmosphérique est séquestrée par *A. platanoides*. Ces résultats pourraient être dus à la diminution de l’activité photosynthétique d’une population vieillissante d’érables argentés, comparativement aux érables de Norvège en moyenne plus jeunes et donc toujours en croissance. Effectivement, les quantités de carbone stockées par *A. saccharinum* (27% du total) sont considérablement plus élevées que celles stockées par *A. platanoides* (18.9% du total) (Fig. 3.8), même si l’importance, soit l’abondance et la surface foliaire, est semblable pour les deux espèces (fig. 3.2). Les érables argentés sont donc généralement plus grands et potentiellement plus âgés que les érables de Norvège. Ensuite, 11% du carbone total est séquestré par les arbres et les haies de *T. occidentalis* au privé, comparativement à 2.2% au public, ce qui peut indiquer le potentiel des haies de thuyas à fournir des services écosystémiques en milieu privé.

3.2.3 Pollution atmosphérique

La qualité de l'air dans les villes est principalement influencée par le trafic routier, les industries et les habitations. Les polluants les plus importants dans l'atmosphère urbaine sont le NO, le NO₂, le CO, les COVNM (composés organiques volatils non méthaniques), l'O₃, le SO₂, les poussières et les suies. Selon le degré d'industrialisation, la situation économique et la situation géographique des agglomérations, différents polluants prédominent, entraînant des problèmes de qualité de l'air variables (Kuttler, 2008).

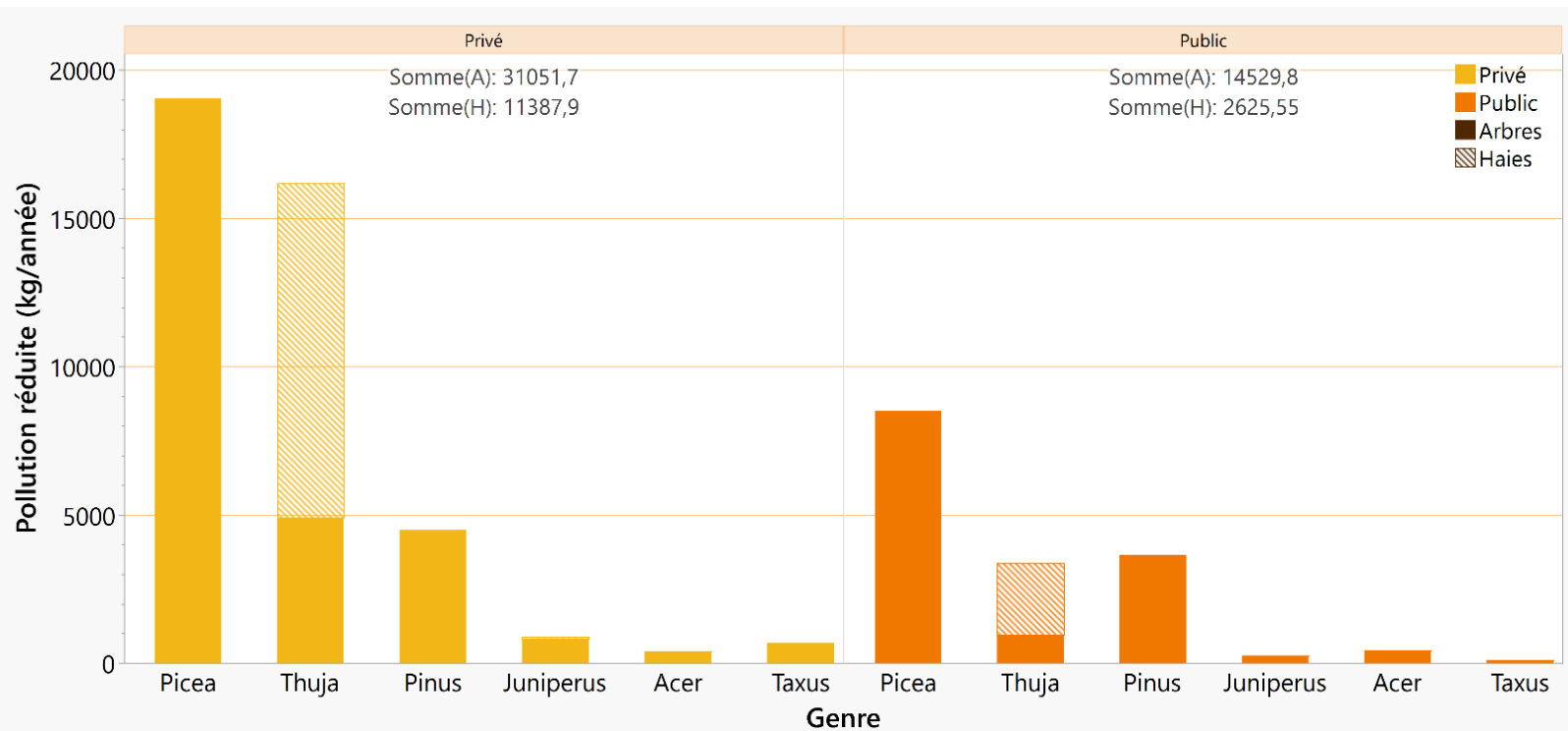
Figure 3.11 Potentiel annuel de réduction des polluants atmosphériques (kg/an) par les arbres et les haies de Montréal selon l'emplacement. Les principaux polluants captés sont les particules fines (PM2.5) et l'ozone (O₃), en plus de quantités minimales (< 5%) de particules en suspension inférieures à 10 µm (PM10). Les valeurs de dioxyde d'azote (NO₂), de monoxyde de carbone (CO) et de dioxyde de soufre (SO₂) sont négligeables.



Les arbres et les haies résidentielles des 25 placettes contribuent à la captation de plus de 27 000 kg de polluants, soit 62% des polluants atmosphériques totaux. Les arbres et les haies des endroits publics en captent tout de même plus de 28%. Ces résultats indiquent que la végétation urbaine est répartie à des

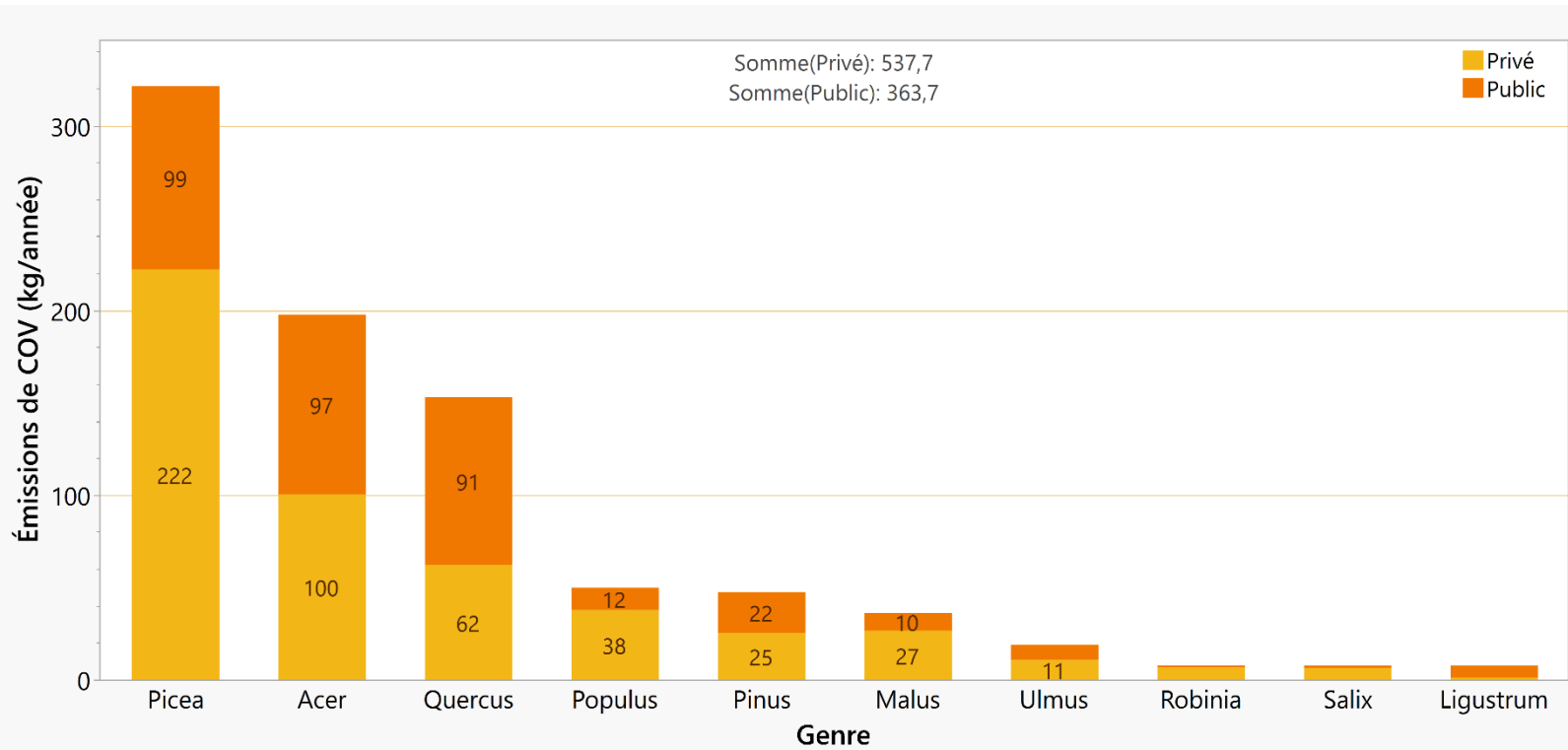
endroits où la captation de polluants atmosphériques peut offrir beaucoup de bénéfices à la population, soit dans les milieux de vie, comme les quartiers résidentiels, ainsi qu'aux endroits où cette population passe beaucoup de temps à l'extérieur, comme les parcs et les trottoirs.

Figure 3.12 Potentiel de captation de polluants atmosphériques par les haies et les arbres publics et privés. Les 6 genres aux émissions les plus élevées ont été sélectionnés pour chaque emplacement.



La grande majorité de la pollution réduite est due aux arbres privés de genre *Picea*, suivi des haies de thuyas des propriétés privées. Bien que les arbres feuillus de genre *Acer* dominent la canopée montréalaise, leur capacité à capter les polluants atmosphériques est négligeable. Ces résultats soulignent ainsi le grand potentiel des conifères à capter les particules de pollution atmosphérique en milieu urbain, particulièrement sur les propriétés privées. En revanche, les arbres, conifères ou feuillus, n'ont pas que des effets bénéfiques pour la santé humaine, puisque certains peuvent émettre des composés organiques volatils potentiellement nocifs.

Figure 3.13 Émissions potentielles de composés organiques volatils (isoprènes + monoterpènes (kg/an)) des arbres publics et privés selon le genre. Les 10 genres aux émissions les plus élevées ont été sélectionnés.



Les émissions de COV par les haies sont négligeables (< 2% du total). Les *Picea* privés sont responsables de près de 25% des émissions totales, soit plus du double des COV émis par les *Picea* publics (~11%). Puis, au privé et au public, *Acer* et *Quercus* émettent l'autre majeure partie des COV, soit près de 22% et 17% respectivement, suivis de *Pinus*, *Populus* et *Malus*, dont les émissions cumulées comptent pour près de 15% des COV totaux. Les résultats indiquent qu'une grande partie des émissions de COV seraient attribuables à des caractéristiques propres au taxon plutôt qu'à la surface foliaire ou à la persistance du feuillage. Effectivement, bien que les arbres du genre *Acer* représentent une portion de la canopée beaucoup plus substantielle (Fig. 3.2), les émissions de COV de *Quercus* y sont comparables. Puis, les émissions de COV par *Picea* sont de loin les plus élevées, alors que celles de *T. occidentalis* n'apparaissent pas dans ce classement, même si l'abondance et la surface foliaire de cette espèce sont plus substantielles (Fig. 3.2; Fig. 3.3).

4. DISCUSSION

4.1 Éléments structurels clés

4.1.1 Structure de taille et traits dominants

La distribution des diamètres entraîne des répercussions fonctionnelles, puisque la taille des arbres et leur surface foliaire influencent leurs capacités à fournir des services écosystémiques. Par exemple, une population composée majoritairement de jeunes et de petits arbres peut offrir des bénéfices fonctionnels limités en comparaison à une population d'arbres mûrissants, puisque les petits arbres contribuent généralement moins à l'approvisionnement en services écosystémiques. En revanche, lorsqu'ils sont bien entretenus, les jeunes arbres grandissent, de même que leur capacité à fournir ces services (Morgenroth et al., 2020).

Les populations à l'étude étant dispersées sur un grand territoire urbanisé, la distribution de leurs diamètres n'est pas affectée par les mêmes processus écologiques qu'en milieu naturel, comme la dispersion, la succession écologique ou la compétition. Les différentes conditions biophysiques urbaines affectent également la croissance, la répartition et la phénologie des arbres, ce qui entraîne des modifications de leur forme physique et de leur allométrie. Ces conditions peuvent varier en fonction des pratiques de gestion (irrigation, élagage, gestion des sols), des conditions de croissance locales, de la variabilité de la structure et de la composition des sols, ainsi que de la disponibilité des ressources en milieu urbain (Troxel et al., 2013). La distribution observée d'arbres privés de petits diamètres (Fig. 3.1) peut donc être due à différents facteurs naturels ou artificiels. L'abondance de jeunes arbres peut notamment augmenter après de récents efforts de plantation et par la dispersion naturelle sur les terrains où l'entretien est minimal (Morgenroth et al., 2020). Les préférences personnelles des résidents et les contraintes locales peuvent également affecter la taille des arbres privés. Par exemple, l'espace peut souvent être limité sur les terrains résidentiels urbains, particulièrement dans les quartiers densément peuplés. Les possibilités peuvent donc être limitées pour les résidents, qui devront planter des essences à petit déploiement ou tailler fortement les arbres déjà présents afin de contrôler leur croissance (Conway, 2016; Monteiro et al., 2020).

D'un autre côté, certains arbres et arbustes des jardins privés, en plus de bénéficier de moins de compétition pour l'espace qu'en milieu naturel, sont possiblement moins limités par les contraintes liées aux sols et au climat, puisque les jardiniers peuvent leur fournir des quantités supplémentaires d'eau et

de nutriments, en plus de pouvoir protéger les arbres jeunes et vulnérables du gel et des vents extrêmes. Ces conditions peuvent minimiser les taux de mortalité des arbres privés à travers les classes d'âge, réduisant ainsi la proportion d'arbres de petite taille à long terme (Pearce et al., 2013).

Ainsi, bien qu'une grande partie des arbres privés soient de petits diamètres (Fig. 3.1), plusieurs sont tout de même des arbres de moyenne et grande taille, ayant un grand potentiel d'approvisionnement en services écosystémiques, tels que *A. saccharinum* et *A. platanoides* (Fig. 3.8). Puisque ces deux espèces sont les plus importantes en termes d'abondance, de surface foliaire (Fig. 3.2) et de stockage du carbone (Fig. 3.8) au public autant qu'au privé, leur redondance peut contribuer au maintien d'une partie importante de la canopée et des services associés aux grands arbres. Par exemple, en cas d'interventions majeures sur les lieux publics, comme l'abattage et l'élagage intensif d'une grande partie des érables de rue vieillissants, considérés comme dangereux ou nuisibles, la majorité des érables privés seraient non ciblés par ces interventions et pourraient continuer à fournir des services. Cette redondance va aussi dans l'autre sens. Advenant le cas où des perturbations ou des interventions majeures ciblent principalement les populations d'arbres dominants privés, les grands arbres publics non touchés pourraient tout de même continuer à fournir des services.

En revanche, ces deux espèces du même genre représentent à elles seules une importante partie de la canopée montréalaise et de sa capacité d'approvisionnement en services écosystémiques, ce qui peut la rendre vulnérable. En effet, 45.9% du carbone total est stocké dans les populations de *A. saccharinum* et *A. platanoides* (Fig. 3.8), ainsi que 28.4% de l'abondance et de la surface foliaire totale (Fig. 3.2). La plupart des SE fournis par ces deux espèces à l'échelle de la ville sont proportionnels à ces caractéristiques structurales. Effectivement, mis à part la captation de polluants atmosphériques (Fig. 3.12), ces deux espèces fournissent une majeure partie des différents services écosystémiques à travers la ville (Fig. 3.6; Fig. 3.7; Fig. 3.8; Fig. 3.10). En cas de perturbation majeure causant des mortalités massives au sein des populations privées et publiques de *A. saccharinum* et *A. platanoides*, la capacité d'approvisionnement en services écosystémiques de la forêt urbaine montréalaise pourrait donc drastiquement diminuer.

Ensuite, bien que les arbres à grande canopée représentent une grande partie de la forêt urbaine montréalaise, ils ne sont pas les seuls à fournir des bénéfices. En effet, la majeure partie de la canopée privée et publique montréalaise, soit 54.1% de sa biomasse (Fig. 3.8) et 71.6% de ses arbres et de leur surface foliaire, est répartie entre plusieurs autres espèces. Par exemple, 32.1% de la canopée provient de 8 espèces, 24.5% est répartie sur 30 espèces, puis plus de 300 espèces en forment les 15% restants (Fig. 3.3; Annexe F). Advenant le cas où la totalité des populations de *A. saccharinum* et de *A. platanoides* de

Montréal étaient décimées, la perte des services associés serait ressentie par la population, mais la majeure partie du couvert forestier, ainsi que la grande majorité des espèces resteraient tout de même vivantes, fonctionnelles et bénéfiques. Aussi, en appliquant ce scénario à d'autres espèces représentant une moins grande portion de la canopée, les conséquences seraient beaucoup plus minimes, à l'exception de *T. occidentalis*, qui représente la grande majorité des haies publiques et privées, ainsi qu'une partie considérable des arbres individuels (Fig. 3.2; Fig. 3.3). Les arrangements de plantation, le choix des cultivars, les méthodes d'entretien, ainsi que l'intensité et la régularité des soins apportés aux arbres et aux haies de thuyas dans les jardins privés peuvent être toutefois très variables entre les différentes propriétés (Conway, 2016; Shakeel & Conway, 2014). Les effets potentiels de perturbations majeures sur les populations de *T. occidentalis* sont donc incertains.

4.1.2 Conifères privés et haies

Les jardins privés montréalais sont notamment caractérisés par une abondance de conifères, présents sous divers assemblages d'arbres et d'arbustes, dont la densité peut varier entre la tige individuelle et la haie (Fig. 3.2; Fig. 3.3). Ces communautés ont le potentiel d'apporter des éléments structurels complémentaires à la canopée publique, où la présence de conifères peut être limitée (Fig. 3.2). En conservant leur feuillage durant toute l'année, les conifères peuvent assumer certaines fonctions de manière continue, ce qui permet une constance dans l'approvisionnement en services écosystémiques associés aux feuilles, comme la captation de polluants atmosphériques et la protection physique contre les aléas climatiques (Monteiro et al., 2020; Wolton et al., 2014). Effectivement, puisque la capacité des arbres décidus à offrir ces bénéfices devient limitée après la tombée des feuilles, les conifères en deviennent les principaux fournisseurs lors des périodes froides des milieux tempérés. Ils sont donc essentiels au maintien de la qualité de l'environnement local au gré des saisons, en plus de pouvoir contribuer substantiellement au bilan global en services écosystémiques (Monteiro et al., 2020; Wolton et al., 2014). Les résultats supportent ces propos, puisque les conifères des propriétés privées, sous toutes leurs formes, exercent une influence considérable sur la qualité de l'environnement de la ville de Montréal.

Effectivement, bien que la canopée montréalaise soit dominée par quelques espèces de feuillus à grand déploiement, les conifères privés sont responsables de la grande majorité de la réduction des polluants atmosphériques (Fig. 3.12), en plus de faire partie des principaux contributeurs en services hydrologiques (Fig. 3.6). Bien que la plupart de ces bénéfices ne proviennent que de deux groupes de conifères, les

populations privées de *Picea* et de *T. occidentalis*, puisqu'elles sont gérées selon les préférences d'un grand nombre de citoyens, peuvent inclure des aménagements diversifiés d'arbres, d'arbustes et de haies à structures variables. Ces populations ont le potentiel de contribuer à la diversité structurelle de la végétation, augmentant ainsi les probabilités que les SE soient distribués de manière hétérogène dans l'espace horizontal et vertical de l'environnement urbain privé, ce qui est difficilement atteignable dans les zones publiques (Belaire et al., 2016; Locke et al., 2022; Monteiro et al., 2020). En effet, puisque les conifères peuvent prendre diverses formes de haies et d'arbres à tailles variables, ils ont le potentiel de capter les polluants atmosphériques à différentes hauteurs, du sol à la canopée. Cette particularité peut entraîner des répercussions positives sur la santé humaine en milieu urbain, puisque les citoyens sont plus souvent près du sol que de la canopée lors de leurs déplacements et de leurs activités extérieures.

Ensuite, en ce qui a trait à la complémentarité structurelle et au potentiel d'approvisionnement en SE, les haies de *T. occidentalis* des jardins privés de Montréal se démarquent par leur abondance et par leurs traits structurels particuliers (Fig. 3.3). Effectivement, ces dernières peuvent former de longues bandes végétales sempervirentes aux racines et au feuillage denses, dont les dimensions varient grandement selon l'aménagement. Ces caractéristiques structurelles particulières sont très différentes de celles des feuillus à grande canopée, ce qui implique que les haies de *T. occidentalis* occupent des fonctions complémentaires à celles des arbres dominants. En effet, leur petite taille et leur maniabilité permettent l'aménagement des haies à proximité des résidences et d'autres infrastructures, contrairement aux grands arbres, dont les racines et les branches peuvent devenir nuisibles (Blanuša et al., 2017; Wolton et al., 2014). Ainsi, les haies de thuyas ont le potentiel d'offrir une panoplie de services à proximité des milieux de vie, là où les bénéfices sont le plus ressentis. Par exemple, bien qu'elles offrent un ombrage limité, les haies de thuyas ont de grandes capacités d'approvisionnement en services hydrologiques. Elles peuvent notamment relâcher de grandes quantités de vapeur d'eau par évapotranspiration à proximité du sol et des milieux de vie (Fig. 3.6), ce qui peut considérablement réduire les températures locales et limiter les risques d'incidents de chaleur extrêmes au sein des quartiers résidentiels. Puis, les haies de thuyas peuvent absorber de grandes quantités d'eau (Fig. 3.7) à proximité des infrastructures, ce qui peut considérablement réduire les flux de ruissellement et les risques d'inondations, particulièrement aux endroits où les sols sont peu perméables (Blanuša et al., 2017).

Ensuite, l'abondance de haies à feuillage persistant contribue à la continuité de certains services, comme l'amélioration de la qualité de l'air et la protection contre les aléas climatiques, qui sont majoritairement réduits lors des hivers en climat tempéré. Les haies de *T. occidentalis*, lorsqu'elles sont suffisamment

hautes et denses, peuvent notamment servir de barrière contre les vents froids hivernaux, ce qui peut réduire la consommation d'énergie pour le chauffage des bâtiments à proximité, en plus de favoriser les activités récréatives hivernales extérieures en diminuant les risques associés au froid (Kuttler, 2008; Mitchell et al., 2016; Monteiro et al., 2020).

4.1.3 Complémentarité structurelle, diversité et résilience

Pour évaluer la capacité des forêts urbaines à absorber le stress et à se régénérer dans le temps, tout en continuant à se développer et à maintenir l'essentiel de leur structure, de leur diversité et de leurs fonctions, le concept de résilience est souvent utilisé (Folke, 2006). La résilience fait office de valeur d'assurance, soit l'assurance que la forêt urbaine est en mesure de conserver son intégrité et ses fonctions de manière à fournir un courant continu de bénéfices malgré la variabilité des conditions environnementales (McPhearson et al., 2015). La diversité est souvent l'indicateur principal de résilience d'un système naturel comme la forêt urbaine, puisque la complémentarité des espèces et des structures assure la continuité des fonctions de ce système lorsque de nouvelles conditions limitent la capacité d'une espèce ou d'un groupe à assurer ses fonctions (Schmid & Niklaus, 2017). Dans le cas de la forêt urbaine montréalaise, les résultats soulignent beaucoup de variabilité dans l'ensemble des traits structurels et donc un grand potentiel de complémentarité entre les structures et les fonctions des arbres et des arbustes, ce qui peut indiquer une grande capacité de résilience.

Une grande partie de cette complémentarité est due à la variabilité des caractéristiques structurelles des arbres et des arbustes des propriétés privées. En effet, les communautés arboricoles des terrains privés montréalais sont composées d'assemblages variables d'arbres de petite, moyenne et grande tailles, d'arbustes et de haies, dont plusieurs conifères (Fig. 3.1, Annexe F). La distribution des diamètres implique cependant que la structure horizontale, ou structure d'âge, tend vers une majorité de jeunes et petits arbres (Fig. 3.1). Bien que les petits arbres aient des capacités d'approvisionnement en SE limitées, ils sont importants pour la diversité structurelle verticale, puisque leur basse canopée est complémentaire à celle des plus grands arbres (Mitchell et al., 2016). Les jeunes arbres sont aussi essentiels à la résilience et à la pérennité des forêts urbaines, puisqu'ils prendront éventuellement la relève des arbres vieillissants (Morgenroth et al., 2020).

Ensuite, puisque la majorité des arbres et des arbustes privés proviennent de milieux résidentiels, leurs caractéristiques structurelles individuelles, leur répartition, leur densité et la forme de leur arrangement

peuvent être très variables. En effet, une grande partie de la gestion et de l'entretien des arbres et des arbustes en ville est effectuée par les citoyens sur des jardins privés. Ces interventions, qui se basent souvent sur des préférences individuelles et esthétiques, ne suivent pas de méthodologie ni d'objectifs spécifiques (Belaire et al., 2016; Conway, 2016). Les arbres et les arbustes peuvent notamment être plantés individuellement, en bosquets ou en haies. Puis, l'intensité, la fréquence et la répartition de la taille des branches et des couronnes peuvent varier entre chaque propriété, au même titre que le choix des espèces et le nombre d'individus. D'autres propriétaires peuvent aussi décider de ne pas entretenir leur végétation, laissant aller les processus de dispersion naturelle et la succession écologique. Cette inconstance dans les choix de gestion et d'entretien des jardins privés peut mener à la création de communautés d'arbres et d'arbustes à la composition en espèces et aux caractéristiques structurelles uniques, contribuant ainsi à la diversité structurelle et à la résilience de la forêt urbaine à l'échelle locale et de la ville (Conway, 2016; Shakeel & Conway, 2014).

La forêt urbaine privée à Montréal est donc caractérisée par une structure verticale diversifiée, ce qui signifie que ses capacités d'approvisionnement en SE sont aussi potentiellement réparties de manière hétérogène dans l'espace vertical, soit du sol à la canopée, grâce aux différentes stratégies de capture de la lumière. Aussi, les arbres, les arbustes et les haies des terrains privés peuvent aider à maintenir la continuité horizontale du couvert végétal urbain. Ainsi, en plus de contribuer à la connectivité de la végétation dans la matrice urbaine, la forêt urbaine privée permet l'approvisionnement en services écosystémiques à proximité des milieux de vie de la population, comme les ruelles et les jardins privés, ce qui peut réduire les effets localement ressentis de la fragmentation des espaces verts et améliorer la qualité de vie des résidents.

4.2 Recommandations pour la gouvernance

4.2.1 Préservation et optimisation des éléments structurels clés

Afin de limiter les pertes spontanées de canopée et des bénéfices qui en découlent, les objectifs de verdissement devraient d'abord inclure l'optimisation de l'hétérogénéité et de la distribution des espèces de moyen et gros calibre à travers la ville, ainsi que les stratégies pour implémenter ces aménagements en fonction des besoins et des conditions locales. Puisque les bénéfices de nouvelles plantations peuvent être minimes pendant les premières années ou décennies, les arbres de moyenne et de grande taille, ainsi que tous ceux dont le potentiel d'approvisionnement en services clés est jugé significatif, devraient d'abord

être répertoriés. Pour ce faire, l'inventaire de ces arbres, en incluant l'ensemble de leurs caractéristiques structurelles et conditions de santé, pourrait d'abord être effectué sur les propriétés privées, ainsi qu'aux endroits où les inventaires publics sont manquants ou obsolètes. Si les ressources le permettent, la planification de ces inventaires devrait inclure des mises à jour pour suivre l'évolution des arbres et de leurs conditions. Ces données permettraient d'abord d'évaluer les besoins spécifiques aux localités afin de planifier les futures plantations, en plus de faciliter le suivi de l'évolution des conditions des arbres volumineux potentiellement encombrants ou dangereux. Ainsi, les interventions majeures, comme l'abattage et l'élagage intensif, pourraient être planifiées en fonction de la condition et du risque associé à chaque arbre. Bien qu'il soit moins coûteux d'évaluer leur état et d'abattre ou d'élaguer plusieurs arbres rapprochés à la fois, des interventions ciblées sur les arbres les plus dangereux, puis réparties dans le temps selon l'évolution des conditions des individus, permettraient de minimiser la perte de canopée et des services associés en attendant que les jeunes arbres prennent la relève. L'inclusion d'essences à croissance rapide dans les plantations aiderait également à maximiser les gains dans les quartiers ayant un besoin rapide de canopée.

Ensuite, les résultats ont soulevé le grand potentiel des conifères urbains à fournir des bénéfices. En plus des arbres à grand déploiement, les prochaines interventions en verdissement devraient donc prévoir la plantation de conifères afin d'augmenter leur abondance, leur répartition et leur diversité dans les lieux publics. La planification devrait toutefois inclure les disservices potentiels, comme les émissions de COV, afin de choisir les essences de manière à limiter les effets nocifs potentiels des conifères. Les municipalités devraient également développer des incitatifs pour la plantation de haies multispèces par les citoyens et les autres parties prenantes concernées, en priorisant les zones et les infrastructures à risque élevé d'inondations et d'îlots de chaleur. Ces mesures pourraient inclure des partenariats entre les municipalités, les pépinières, et les autres parties prenantes afin d'améliorer l'accessibilité aux essences ayant les traits désirés. Le remplacement d'infrastructures grises désuètes par des équivalents végétaux, comme le remplacement des vieilles clôtures par des haies, devrait aussi être incité afin de maximiser l'abondance et la connectivité des végétaux pouvant offrir des bénéfices aux populations.

4.2.2 Planification des interventions selon les besoins spécifiques aux localités

Ensuite, les résultats ont montré que les éléments structurels de la forêt urbaine, comme le couvert de la canopée et la surface foliaire, ne sont pas distribués également à travers la ville (Fig. 3.4; Fig.3.5). Les

efforts de verdissement devraient donc d'abord prioriser les quartiers ayant le plus grand besoin de canopée. Bien que les arbres puissent offrir plusieurs bénéfices au même endroit, tous les bénéfices ne sont cependant pas nécessairement réalisables dans tous les quartiers. Ainsi, les stratégies d'aménagement devraient être développées et implémentées en fonction des besoins spécifiques à l'emplacement afin de prioriser et d'optimiser les SE les plus importants pour chaque quartier (Nowak & Dwyer, 2007). Pour ce faire, il faut d'abord cibler les éléments structurels manquants au sein des localités, puis anticiper les changements potentiels à court, moyen et long terme. Puis, afin d'assurer la connectivité, l'hétérogénéité et la résilience à l'échelle de la matrice urbaine, la gestion de la végétation ne devrait pas se concentrer uniquement sur la quantité de couverture de canopée ou d'espaces verts présents dans les quartiers, mais aussi sur l'identification des endroits où des interventions visant à améliorer la complexité verticale et la continuité horizontale de la végétation sont nécessaires (Mitchell et al., 2016).

4.2.3 Inclusion des citoyens

Afin d'assurer la diversité et la résilience des arbres privés autant que publics, les futures stratégies d'aménagement forestier en milieu urbain doivent inclure la contribution des citoyens et des autres acteurs dans l'atteinte d'objectifs de verdissement et de résilience à l'échelle de la ville. Effectivement, la priorisation de traits esthétiques plutôt que fonctionnels par les propriétaires ne s'aligne pas avec les plans municipaux, qui se basent souvent sur la capacité d'approvisionnement en SE. De plus, leurs connaissances nécessaires à l'entretien des arbres sont souvent minimales, ce qui peut augmenter la proportion d'arbres en mauvais état et diminuer la diversité locale en se limitant à une ou quelques essences nécessitant peu d'entretien, fragilisant ainsi la soutenabilité à long terme de la forêt urbaine (Conway, 2016). Une répartition adéquate d'arbres et d'arbustes en santé, aux fonctions et aux espèces diversifiées, ne peut donc être maintenue ou améliorée à l'échelle de la ville et à travers le temps sans l'intégration des citoyens aux efforts de verdissement publics. Bien que les gestionnaires disposent d'un éventail croissant d'outils réglementaires, la plantation obligatoire de certaines essences d'arbres sur les terrains privés serait cependant politiquement difficile à défendre et à mettre en œuvre (Pearce et al., 2013).

Pour les intégrer aux pratiques d'aménagement, les décideurs devraient d'abord établir des lignes de communication avec les résidents afin d'améliorer la portée et les impacts des efforts de sensibilisation, ainsi que pour faciliter les échanges d'informations entre les citoyens et la gouvernance. La sensibilisation devrait avoir comme principal objectif le recrutement d'un maximum de citoyens ayant la volonté de

contribuer à l'implémentation des stratégies d'aménagement, puis de leur fournir les outils nécessaires à l'atteinte et au maintien des objectifs de verdissement. Ces outils peuvent inclure des formations, des méthodes, des guides et des exemples de patrons de plantation afin d'améliorer les connaissances et les compétences des citoyens, leur permettant ainsi de maximiser la diversité, l'abondance, la santé et donc la résilience de leurs aménagements et des bénéfices qu'ils procurent.

4.2.4 Approches interdisciplinaires

Ensuite, la mise en place et l'entretien de partenariats entre les différents acteurs publics et privés permettraient d'optimiser la portée, la cohésion et l'efficacité des stratégies d'aménagement en faisant front commun et en utilisant les ressources et l'expertise disponibles à leur plein potentiel. Ainsi, cette approche permettrait d'éviter l'habituelle fragmentation des interventions en verdissement, dont la vision et les bénéfices potentiels se limitent souvent au cadre d'un seul projet et d'une expertise limitée. En effet, le développement de plans de plantations au cas par cas, souvent effectué par un seul ingénieur forestier, urbaniste, ou autre professionnel, peut limiter les gains potentiels en abondance, en hétérogénéité et en connectivité auxquels peuvent contribuer les nouveaux aménagements forestiers urbains. En alternative à cette gestion en parallèle, la planification et l'implémentation des aménagements verts urbains devraient inclure la consultation d'acteurs locaux pertinents afin d'élargir le bassin de connaissances et de compétences. Ainsi, le développement de stratégies d'aménagement et de projets ponctuels pourrait bénéficier de l'expertise d'équipes multidisciplinaires formées de divers professionnels, comme des ingénieurs forestiers, des biologistes, des urbanistes et des géomaticiens. Cela permettrait d'optimiser le potentiel individuel et cumulatif des interventions en verdissement afin d'atteindre les objectifs d'abondance, d'hétérogénéité, de connectivité et de résilience de la forêt urbaine et des services écosystémiques, autant au niveau local qu'à l'échelle de la matrice urbaine.

Le succès de cette approche dépend étroitement de l'entretien des liens entre la gouvernance, les citoyens et les autres parties prenantes. Pour ce faire, les services écosystémiques urbains peuvent servir d'objectif commun afin d'harmoniser les objectifs et les pratiques entre les différents acteurs. Effectivement, puisque les citoyens qui aménagent leur jardin privé, leur ruelle ou tout autre lieu communautaire ressentent directement les bénéfices de la végétation, l'argument de la valeur des services écosystémiques peut ajouter un poids considérable aux efforts de recrutement. Les nouveaux objectifs de résilience des

villes devraient donc intégrer explicitement la valeur des services écosystémiques urbains dans la planification et la gouvernance urbaines afin de renforcer les liens en misant sur un objectif commun.

4.2.5 Suivi et rétroaction

Enfin, l'atteinte des objectifs nécessite la mise en place d'un système de suivi afin de surveiller l'évolution de la canopée, effectuer l'entretien et le remplacement des végétaux, ainsi que pour mettre à jour les objectifs et planifier de nouvelles interventions en fonction des changements de conditions. Même avec la participation de nombreux citoyens, la nature des interventions en verdissement d'une grande partie de la population peut cependant rester aléatoire. La structure et la composition de la forêt urbaine privée peuvent donc changer rapidement et de manière imprévisible. Ainsi, la précision des analyses et de la planification se basant sur des caractéristiques précédemment mesurées dans les jardins privés est incertaine. Un suivi rigoureux de l'évolution des caractéristiques de la forêt urbaine privée permettrait de réduire cette incertitude, mais cette mesure peut être difficile à effectuer à grande échelle et à maintenir dans le temps. Pour ce faire, le couvert de la canopée peut être utilisé comme indicateur simple permettant d'évaluer l'ampleur globale des ressources forestières urbaines. En surveillant les changements de canopée, il serait donc possible de mieux comprendre l'évolution des caractéristiques structurelles de la forêt urbaine montréalaise et des bénéfices environnementaux qui en découlent. Pour faciliter la surveillance à l'échelle de la ville, certains outils télémétriques, comme l'interprétation photographique d'images aériennes numériques et l'analyse de la structure tridimensionnelle de la canopée, peuvent être utilisés comme méthodes simples et rapides afin d'évaluer les changements dans la canopée privée et publique (Nowak & Greenfield, 2012).

5. CONCLUSION

Somme toute, l'analyse de l'inventaire forestier complet effectué dans les 25 localités réparties sur l'île de Montréal a permis de souligner la contribution des arbres, des arbustes et des haies des propriétés privées à la complexité et la répartition de la structure de la forêt urbaine et des bénéfices associés. Pour assurer la qualité, la quantité, l'accessibilité et la pérennité de ces bénéfices à travers la ville, la forêt urbaine doit être entretenue et aménagée de manière à maximiser l'étendue de sa canopée, ainsi que sa diversité et sa résilience. L'atteinte de ces objectifs ne peut cependant se faire sans remédier à l'habituelle fragmentation des interventions en verdissement. Pour ce faire, le cadre des futures stratégies d'aménagement doit s'élargir pour y inclure des approches interdisciplinaires, participatives et rétroactives, impliquant les citoyens, les urbanistes, les gestionnaires et les autres parties prenantes, tout en considérant les enjeux et les interactions à différentes échelles temporelles et spatiales.

ANNEXES

Annexe A – Localisation des 25 placettes de l’Observatoire urbain sur l’île de Montréal.

Trap	Adresse	District	Full_coord
01A	13650 Notre-Dame St. East, Pointe-aux-Trembles, QC H1A 1T1	Rivières-des-prairies-- Pointe-aux-trembles	45.662103160709954, -73.49337243092627
02A	8140 Avenue de Dalkeith, Anjou, QC H1K 1P9	Anjou	45.603943113111825, -73.5501859991281
03A	5627 Rue Roy, Montréal-Nord, QC H1G 1H2	Montréal-Nord	45.616067123387545, -73.6308955688634
04A	11258 Boulevard Saint-Vital, Montréal-Nord, QC	Montréal-Nord	45.59091769630467, -73.64690959613523
05B	8857 Rue de Provence, Saint-Léonard, QC H1R 2W2	Saint-Léonard	45.58563156316414, -73.60990226544294
06C	6520 Assumption Blvd, Montreal, QC H1T 1P3	Rosemont	45.576367742198975, -73.56842386761576
07A	7208 Ave Papineau, Montréal, QC H2E 2G6	Villeray	45.548403182181474, -73.60826840922812
08A	424 Rue Saint-Roch, Montréal, QC H3N 1K4	Villeray	45.53153543868532, -73.62831106448247
09B	10476 Rue Garnier, Montréal, QC	Ahunatic	45.56711344062194, -73.65708287871598
10A	650 Rue Deguire, Saint-Laurent, QC H4L 1L2	Saint-Laurent	45.52543024100367, -73.68140432878259
11B	1327 Laurier Ave E, Montreal, QC H2J 1H4	Le Plateau-Mont-Royal	45.53332034164296, -73.5840177769513
12B	1019 St Catherine St E, Montreal, QC H2L 2G3	Ville-Marie	45.51743475511414, -73.55721093067822
12C	1405 Berri St, Montreal, QC H2L 0B5	Ville-Marie	45.51479835281996, -73.560273110032
13A	2796 Chemin de la Côte-Sainte-Catherine, Montréal, QC H3T 1B8	Côte-des-Neiges- Notre-Dame-de-Grâce	45.505674484405, -73.62097643480557
14A	7053 Av Fielding, Montréal, QC H4V 1R1	Côte-des-Neiges- Notre-Dame-de-Grâce	45.46276916648128, -73.64730758479867
15B	1223 Rue Stephens, Verdun, QC H4H 2H2	Verdun	45.445145, -73.582706
16A	4223 Boulevard LaSalle, Verdun, QC H4G 2A7	Verdun	45.46142051188864, -73.56290384474947
17C	4575 Rue Provost, Lachine, QC H8T 1M6	Lachine	45.441775113380864, -73.70709225856366
18B	592 Shakespeare St, Dollard-Des Ormeaux, QC H9G 1A5	Dollard-des-Ormeaux	45.47551834720348, -73.852966258698
19B	4976 Rue Jordi-bonet, Pierrefonds, QC H9K 1B7	Pierrefonds-Roxboro	45.45885763156407, -73.92169179041167
21B	5365 Av. Van Horne, Montréal, QC H3X 1G2	Côte-des-Neiges- Notre-Dame-de-Grâce	45.48829326401679, -73.64343232185472
22A	1767 Rue Saint-Jacques, Montréal, QC H3J 1G9	Le Sud-Ouest	45.490242, -73.571217
23A	4165 Pl. Victor-Barbeau, Saint-Laurent, QC H4R 2Y3	Saint-Laurent	45.506039297138344, -73.72935567359296
24B	1831 Av. Haig, Montréal, QC H1N 3E1	Mercier-Hochelaga- Maisonneuve	45.579190, -73.520311

Annexe B – Principales variables associées aux arbres utilisées par le modèle i-Tree (Nowak, 2021).

Table 1.—Core tree variables used in I-Tree Eco

Tree Variables		Description
Species		Identify and record the species and genus names of each tree
D.b.h.		Exact measurement or categories of the tree stem diameter at breast height (1.37 m) for each tree
Total tree height		Height from the ground to the top (alive or dead) of the tree
Crown size	Height to live top	Height from the ground to the live top of the tree
	Height to crown base	Height from the ground to the base of the live crown
	Crown width	The width of the crown in two directions: north-south and east-west
	Percent crown missing	Percent of the crown volume that is not occupied by branches and leaves
Crown dieback		Estimate of the percent of the crown volume that is composed of dead branches
Crown light exposure		Number of sides of the tree receiving sunlight from above (maximum of 5)
Energy	Direction	Direction from tree to the closest part of the building
	Distance	Shortest distance from tree to the closest part of the building

Annexe C – Résumé des caractéristiques utilisées par le modèle i-Tree pour les calculs d'estimation de variables dérivées et de services écosystémiques (Nowak, 2021).

Table 2.—Summary of which directly field-measured characteristics are used to estimate derived variables and ecosystem services. D= directly used; I= Indirectly used; C= conditionally used.

	DERIVED VARIABLES		ECOSYSTEM SERVICES										
	Leaf Area	Leaf Biomass	Carbon Storage	Gross Carbon Sequestration	Net Carbon Sequestration	Energy Effects	Air Pollution Removal	Avoided Runoff	Transpiration	VOC Emissions	Compensatory Value	Wildlife Suitability	UV Effects
DIRECT MEASURES													
Species	D	D	D	D	D	D	I	I	I	D	D		
Diameter at breast height (d.b.h.)			D	D	D						D	D	
Total height	D	D	C	C	C	D	I	I	I	I		D	
Crown base height	D	D	C				I	I	I	I			
Crown width	D	D	C				I	I	I	I			
Crown light exposure			C	D	D								
Percent crown missing	D	D	C	C	C	D	I	I	I	I			
Crown health (condition/ dieback)				D	D						D	D	
Field land use				D							D	D	
Distance to building						D							
Direction to building						D							
Percent tree cover						D	D	D				D	D
Percent shrub cover							D					D	
Percent building cover						D							
Ground cover composition							I					D	

Annexe D – Métadonnées i-Tree.

<p>Project Type: Complete Inventory</p> <ul style="list-style-type: none"> • Project: Mtl inv 2023 • Series: Mtl inv 2023 • Year: 2023 • 18 013 trees (Hedge = N) • 15 273 trees (Hedge = Y) 																															
<p>Project Info:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Location: Nation: Canada Province: Quebec County: Montréal Census Subdivision: Montréal • Leaf on day (day of year, 1 - 365, when frost ends): 138 • Leaf off day (day of year, 1 - 365, when frost begins): 267 • Frost-free days: 129 • Climate Region: North Central • Longitude: -73.648937365 • Latitude: 45.5268246479 • Elevation: 0,0 (m) • Area: 314,25 hectares • Population: 1 649 519 • Study area is treated as Urban: Yes • Units: Metric 																															
<p>Pollution Details:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Year: 2023 <table border="1"> <thead> <tr> <th>CO</th> <th>O3</th> <th>NO2</th> <th>SO2</th> <th>PM2.5</th> <th>Location</th> <th>Station ID</th> <th>Distance (km)</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Yes</td> <td>Yes</td> <td>No</td> <td>Yes</td> <td>Yes</td> <td>Chittenden, Vermont, United States of America</td> <td>0007</td> <td>126,90</td> </tr> <tr> <td>No</td> <td>No</td> <td>Yes</td> <td>No</td> <td>No</td> <td>Rutland, Vermont, United States of America</td> <td>0002</td> <td>220,00</td> </tr> </tbody> </table>								CO	O3	NO2	SO2	PM2.5	Location	Station ID	Distance (km)	Yes	Yes	No	Yes	Yes	Chittenden, Vermont, United States of America	0007	126,90	No	No	Yes	No	No	Rutland, Vermont, United States of America	0002	220,00
CO	O3	NO2	SO2	PM2.5	Location	Station ID	Distance (km)																								
Yes	Yes	No	Yes	Yes	Chittenden, Vermont, United States of America	0007	126,90																								
No	No	Yes	No	No	Rutland, Vermont, United States of America	0002	220,00																								
<p>Weather Station Details:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Year: 2023 • USAF: 716270 • WBAN: 94792 • Name: MONTREAL/TRUDEAU INT • Data source: NCDC • Annual Precipitation: 99,1 centimeters 																															
<p>Models:</p> <ul style="list-style-type: none"> • i-Tree Data v12.0.101 • Forecast v6.0.38 • UFORE-D v1.1.0 																															

Annexe E – Types de distribution du diamètre de populations d’arbres en milieu naturel (Morgenroth et al., 2020).

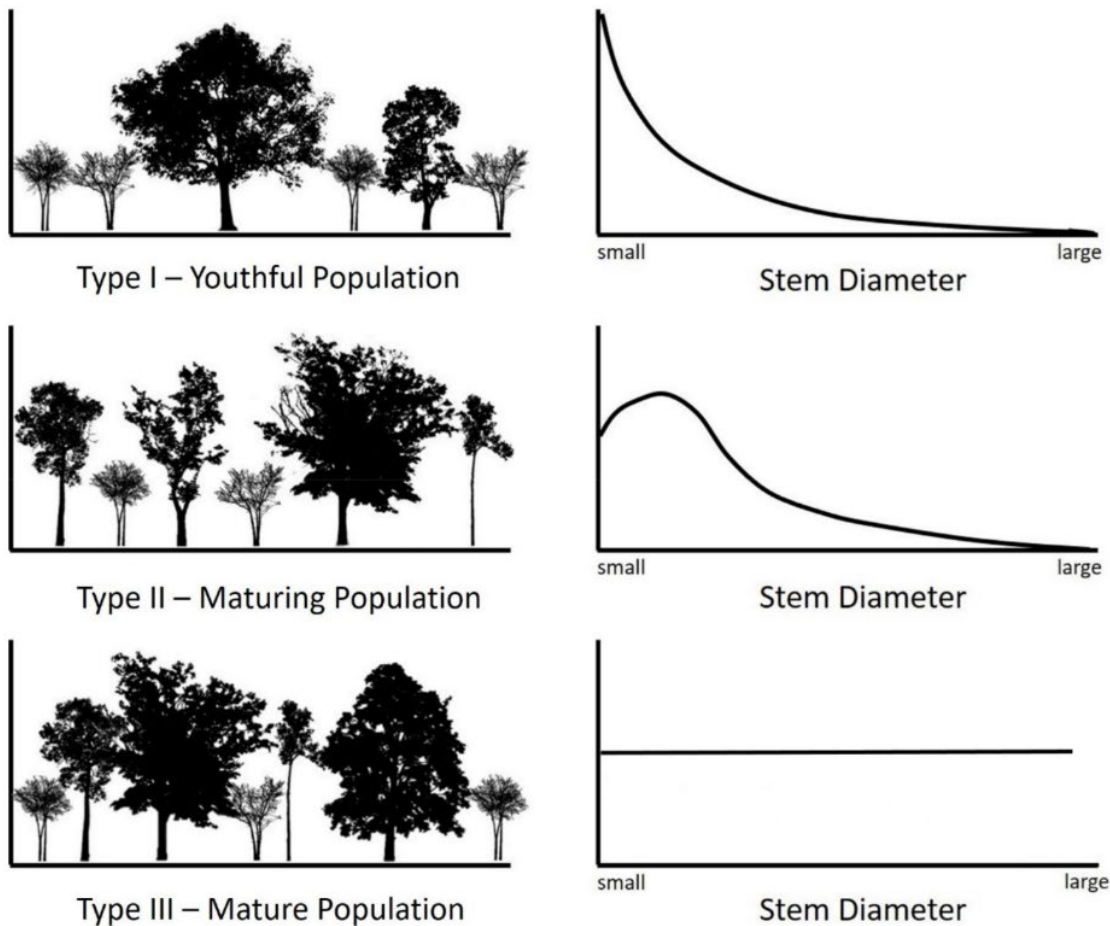


Figure 1. Type I, Type II, and Type III structural distributions.

Type I : Jeune distribution, en forme de « J » inversé. La distribution est caractérisée par une grande proportion de jeunes et de petits arbres. Il existe une relation entre l’âge et le DHP.

Type II : Distribution mûrissante. La distribution est caractérisée par des arbres en croissance, progressant vers de plus grandes classes de diamètre. La majorité des arbres ne sont plus dans la plus petite classe de DHP, bien qu’il y en ait peu dans les plus grandes classes. Il existe toujours une relation entre l’âge et le DHP.

Type III : Distribution mature. La distribution est caractérisée par une proportion relativement similaire d’arbres dans chaque classe de DHP. La relation entre l’âge et le diamètre reste semblable au sein d’une espèce, mais pas pour l’ensemble de la distribution, puisque la population peut contenir des arbres matures de différentes tailles.

Annexe F – Espèces d’arbres répertoriées sur les 25 placettes de l’inventaire. Hiérarchisées en ordre d’importance ((0.5*(% abondance totale (arbres) + % surface foliaire totale (arbres))).

Espèce	Importance (%)	Espèce	Importance (%)
1 Acer saccharinum	15,1273%	176 Populus grandidentata	0,0209%
2 Acer platanoides	13,2487%	177 Lonicera maackii	0,0208%
3 Acer negundo	5,9120%	178 Rosa pendulina	0,0207%
4 Thuja occidentalis	5,7866%	179 Philadelphus pubescens	0,0206%
5 Gleditsia triacanthos	4,5416%	180 Prunus brigantina	0,0195%
6 Fraxinus pennsylvanica	4,0240%	181 Quercus petraea	0,0193%
7 Tilia cordata	3,9881%	182 Juniperus horizontalis	0,0193%
8 Picea pungens	2,8969%	183 Zelkova serrata	0,0184%
9 Ulmus pumila	2,5020%	184 Alnus	0,0184%
10 Syringa vulgaris	2,4556%	185 Sorbus intermedia	0,0182%
11 Celtis occidentalis	1,7907%	186 Malus floribunda	0,0180%
12 Picea abies	1,6306%	187 Cotinus obovatus	0,0180%
13 Acer saccharum	1,5209%	188 Castanea dentata	0,0176%
14 Ulmus americana	1,3581%	189 Amelanchier	0,0175%
15 Tilia americana	1,3379%	190 Viburnum trilobum	0,0174%
16 Rhamnus cathartica	1,3054%	191 Abies alba	0,0167%
17 Syringa reticulata	1,2575%	192 Tilia x europaea	0,0163%
18 Acer x freemanii	1,1153%	193 Alnus japonica	0,0163%
19 Picea glauca	1,1031%	194 Tilia x europaea	0,0160%
20 Malus	0,8534%	195 Abies	0,0160%
21 Fraxinus americana	0,8460%	196 Cornus sericea	0,0153%
22 Quercus macrocarpa	0,8018%	197 Prunus americana	0,0151%
23 Prunus virginiana	0,7722%	198 Tamarix ramosissima	0,0150%
24 Pinus nigra	0,7242%	199 Ulmus wilsoniana	0,0150%
25 Gymnocladus dioicus	0,6266%	200 Juniperus squamata	0,0149%
26 Ginkgo biloba	0,5865%	201 Hydrangea macrophylla	0,0147%
27 Prunus domestica	0,5824%	202 Tsuga canadensis	0,0145%
28 Quercus rubra	0,5734%	203 Carya	0,0145%
29 Acer ginnala	0,5400%	204 Viburnum opulus	0,0143%
30 Acer rubrum	0,5381%	205 Quercus pubescens	0,0140%
31 Pyrus communis	0,5277%	206 Crataegus x mordenensis	0,0139%
32 Pinus strobus	0,5089%	207 Malus dolgo	0,0138%
33 Populus nigra	0,4926%	208 Rhus aromatica	0,0137%
34 Prunus	0,4903%	209 Malus angustifolia	0,0134%
35 Aesculus hippocastanum	0,4851%	210 Prunus triloba	0,0133%
36 Populus deltoides	0,4729%	211 Fagus grandifolia	0,0133%
37 Euonymus alatus	0,4181%	212 Picea jezoensis	0,0128%
38 Taxus canadensis	0,4158%	213 Ulmus x Frontier	0,0127%
39 Malus hupehensis	0,4064%	214 Fraxinus ornus	0,0125%
40 Malus domestica	0,3992%	215 Ulmus x 'Patriots'	0,0124%

41	Catalpa speciosa	0,3967%	216	Ligustrum	0,0124%
42	Acer tataricum	0,3448%	217	Philadelphus	0,0122%
43	Picea	0,3445%	218	Phellodendron lavalleyi	0,0121%
44	Amelanchier canadensis	0,3330%	219	Cotoneaster acutifolius	0,0121%
45	Hydrangea paniculata	0,3257%	220	Sorbaria sorbifolia	0,0121%
46	Pinus	0,3175%	221	Betula	0,0119%
47	Robinia pseudoacacia	0,3074%	222	Prunus yedoensis	0,0116%
48	Quercus robur	0,2986%	223	Sorbus	0,0115%
49	Prunus avium	0,2876%	224	Thuja plicata	0,0112%
50	Juniperus communis	0,2709%	225	Metasequoia glyptostroboides	0,0111%
51	Malus sylvestris	0,2698%	226	Populus	0,0109%
52	Acer palmatum	0,2690%	227	Quercus x warei	0,0105%
53	Ulmus x Morton	0,2619%	228	Prunus maackii	0,0104%
54	Juglans nigra	0,2579%	229	Salix pentandra	0,0104%
55	Rhus typhina	0,2565%	230	Tsuga caroliniana	0,0103%
56	Juniperus scopulorum	0,2521%	231	Crataegus laevigata	0,0103%
57	Prunus cerasus	0,2426%	232	Phillyrea latifolia	0,0101%
58	Betula papyrifera	0,2383%	233	Pyrus pyrifolia	0,0099%
59	Sorbus aucuparia	0,2313%	234	Rosa canina	0,0097%
60	Cotinus coggygria	0,2230%	235	Populus simonii	0,0095%
61	Syringa pubescens	0,2200%	236	Carpinus cordata	0,0095%
62	Ulmus x 'Homestead'	0,2135%	237	Salix purpurea	0,0093%
63	Ulmus glabra	0,2116%	238	Fraxinus profunda	0,0092%
64	Phellodendron amurense	0,2109%	239	Euonymus atropurpureus	0,0092%
65	Morus alba	0,1987%	240	Salix aurita	0,0092%
66	Larix laricina	0,1823%	241	Viburnum lentago	0,0092%
67	Pyrus	0,1710%	242	Salix nigra	0,0091%
68	Magnolia kobus	0,1589%	243	Chamaecyparis pisifera	0,0091%
69	Pinus resinosa	0,1537%	244	Styrax japonicus	0,0091%
70	Pinus sylvestris	0,1536%	245	Acer japonicum	0,0089%
71	Amelanchier ovalis	0,1369%	246	Malus prunifolia	0,0089%
72	Morus rubra	0,1320%	247	Quercus coccinea	0,0088%
73	Picea laxa	0,1308%	248	Sambucus nigra	0,0088%
74	Spiraea trilobata	0,1264%	249	Hibiscus	0,0087%
75	Betula pendula	0,1260%	250	Rosa sherardii	0,0087%
76	Picea rubens	0,1259%	251	Crataegus germanica	0,0086%
77	Quercus palustris	0,1245%	252	Populus balsamifera	0,0085%
78	Maackia amurensis	0,1238%	253	Euonymus latifolius	0,0077%
79	Abies balsamea	0,1223%	254	Pyrus spinosa	0,0074%
80	Salix integra	0,1180%	255	Abies nordmanniana	0,0074%
81	Morus	0,1158%	256	Salix eleagnos	0,0068%
82	Acer	0,1122%	257	Aesculus x hybrida	0,0068%
83	Salix babylonica	0,1089%	258	Philadelphus inodorus	0,0068%
84	Corylus cornuta	0,1032%	259	Heptacodium miconioides	0,0065%
85	Malus baccata	0,1012%	260	Acer campestre	0,0064%

86	<i>Prunus cerasifera</i>	0,1010%	261	<i>Cupressus sempervirens</i>	0,0063%
87	<i>Carya cordiformis</i>	0,0990%	262	<i>Cedrus atlantica</i>	0,0063%
88	<i>Ulmus</i>	0,0981%	263	<i>Platanus x acerifolia</i>	0,0063%
89	<i>Lonicera tatarica</i>	0,0926%	264	<i>Elaeagnus umbellata</i>	0,0063%
90	<i>Populus x canadensis</i>	0,0924%	265	<i>Cornus amomum</i>	0,0062%
91	<i>Taxus cuspidata</i>	0,0881%	266	<i>Taxus baccata</i>	0,0062%
92	<i>Betula pubescens</i>	0,0824%	267	<i>Cornus alternifolia</i>	0,0062%
93	<i>Forsythia viridissima</i>	0,0813%	268	<i>Buxus sempervirens</i>	0,0061%
94	<i>Hibiscus syriacus</i>	0,0804%	269	<i>Ficus carica</i>	0,0061%
95	<i>Juniperus</i>	0,0803%	270	<i>Ulmus x Cathedral</i>	0,0061%
96	<i>Salix alba</i>	0,0790%	271	<i>Ligustrum obtusifolium</i>	0,0060%
97	<i>Tilia</i>	0,0739%	272	<i>Malus ioensis</i>	0,0060%
98	<i>Pinus banksiana</i>	0,0715%	273	<i>Cercis siliquastrum</i>	0,0059%
99	<i>Betula nigra</i>	0,0705%	274	<i>Viburnum</i>	0,0059%
100	<i>Larix decidua</i>	0,0694%	275	<i>Spiraea</i>	0,0059%
101	<i>Prunus serotina</i>	0,0637%	276	<i>Rosa rubiginosa</i>	0,0057%
102	<i>Quercus</i>	0,0629%	277	<i>Cornus rugosa</i>	0,0057%
103	<i>Pinus mugo</i>	0,0629%	278	<i>Pinus cembra</i>	0,0057%
104	<i>Euonymus europaeus</i>	0,0620%	279	<i>Philadelphus lewisii</i>	0,0056%
105	<i>Ostrya virginiana</i>	0,0617%	280	<i>Rosa multiflora</i>	0,0054%
106	<i>Philadelphus coronarius</i>	0,0613%	281	<i>Ulmus rubra</i>	0,0045%
107	<i>Magnolia liliiflora</i>	0,0607%	282	<i>Quercus velutina</i>	0,0044%
108	<i>Ulmus x hollandica</i>	0,0595%	283	<i>Betula lenta</i>	0,0042%
109	<i>Sambucus canadensis</i>	0,0594%	284	<i>Crataegus punctata</i>	0,0039%
110	<i>Cercis canadensis</i>	0,0582%	285	<i>Kolkwitzia amabilis</i>	0,0038%
111	<i>Rosa</i>	0,0575%	286	<i>Salix acutifolia</i>	0,0038%
112	<i>Fraxinus</i>	0,0562%	287	<i>Cordia subcordata</i>	0,0038%
113	<i>Quercus bicolor</i>	0,0555%	288	<i>Pyrus cordata</i>	0,0037%
114	<i>Pyrus calleryana</i>	0,0554%	289	<i>Crataegus submollis</i>	0,0036%
115	<i>Abies concolor</i>	0,0545%	290	<i>Crataegus canadensis</i>	0,0035%
116	<i>Lonicera xylosteum</i>	0,0523%	291	<i>Prunus mahaleb</i>	0,0034%
117	<i>Liriodendron tulipifera</i>	0,0519%	292	<i>Crataegus x oxyacantha</i>	0,0034%
118	<i>Cercidiphyllum japonicum</i>	0,0518%	293	<i>Parrotia persica</i>	0,0034%
119	<i>Rosa gallica</i>	0,0500%	294	<i>Cotoneaster lucidus</i>	0,0033%
120	<i>Lonicera</i>	0,0497%	295	<i>Pyrus ussuriensis</i>	0,0033%
121	<i>Crataegus</i>	0,0482%	296	<i>Hibiscus sinensis</i>	0,0033%
122	<i>Morus nigra</i>	0,0441%	297	<i>Viburnum carlesii</i>	0,0032%
123	<i>Taxus</i>	0,0434%	298	<i>Viburnum sargentii</i>	0,0032%
124	<i>Euonymus</i>	0,0432%	299	<i>Osmanthus fragrans</i>	0,0032%
125	<i>Amelanchier laevis</i>	0,0431%	300	<i>Picea orientalis</i>	0,0032%
126	<i>Alnus glutinosa</i>	0,0425%	301	<i>Photinia x fraseri</i>	0,0032%
127	<i>Betula populifolia</i>	0,0425%	302	<i>Picea omorika</i>	0,0031%
128	<i>Weigela florida</i>	0,0420%	303	<i>Rosa villosa</i>	0,0031%
129	<i>Carpinus caroliniana</i>	0,0418%	304	<i>Calocedrus decurrens</i>	0,0031%
130	<i>Prunus persica</i>	0,0418%	305	<i>Prunus fructiosa</i>	0,0031%

131	Acer miyabei	0,0413%	306	Prunus x cerea	0,0031%
132	Syringa	0,0411%	307	Syringa oblata	0,0031%
133	Caragana arborescens	0,0410%	308	Crataegus douglasii	0,0031%
134	Elaeagnus angustifolia	0,0410%	309	Aesculus flava	0,0031%
135	Callitropsis nootkatensis	0,0407%	310	Abies grandis	0,0031%
136	Juniperus virginiana	0,0387%	311	Tilia x flavescens Dropmore	0,0031%
137	Cornus alba	0,0387%	312	Viburnum dentatum	0,0031%
138	Salix	0,0382%	313	Corylus americana	0,0031%
139	Morus indica	0,0377%	314	Celastrus orbiculatus	0,0030%
140	Carya glabra	0,0377%	315	Quercus michauxii	0,0030%
141	Populus tremuloides	0,0369%	316	Rhododendron minus	0,0030%
142	Amelanchier alnifolia	0,0353%	317	Salix matsudana	0,0030%
143	Quercus alba	0,0353%	318	Morus alba 'Pendula'	0,0030%
144	Rhus	0,0349%	319	Hydrangea	0,0030%
145	Cladrastis kentukea	0,0348%	320	Rhododendron degronianum	0,0030%
146	Tilia tomentosa	0,0342%	321	Spiraea nipponica	0,0030%
147	Tilia x mongolica	0,0330%	322	Abies koreana	0,0030%
148	Aesculus glabra	0,0330%	323	Syringa villosa	0,0030%
149	Amelanchier x grandiflora	0,0318%	324	Acer buergerianum	0,0030%
150	Ulmus x New Horizon	0,0304%	325	Juglans regia	0,0030%
151	Rhus glabra	0,0299%	326	Carpinus japonica	0,0029%
152	Magnolia	0,0299%	327	Robinia viscosa	0,0029%
153	Catalpa	0,0294%	328	Hamamelis virginiana	0,0029%
154	Betula alleghaniensis	0,0290%	329	Pseudocydonia sinensis	0,0029%
155	Alnus incana	0,0285%	330	Rosa floribunda	0,0029%
156	Populus canescens	0,0284%	331	Cupressus arizonica	0,0029%
157	Syringa josikaea	0,0284%	332	Nyssa sylvatica	0,0029%
158	Berberis thunbergii	0,0280%	333	Rhododendron maximum	0,0029%
159	Physocarpus opulifolius	0,0277%	334	Cornus controversa	0,0029%
160	Platanus occidentalis	0,0276%	335	Quercus imbricaria	0,0029%
161	Ligustrum sinense	0,0273%	336	Brugmansia suaveolens	0,0029%
162	Pinus ponderosa	0,0268%	337	Cotoneaster bullatus	0,0029%
163	Fagus sylvatica	0,0253%	338	Prunus pennsylvanica	0,0029%
164	Ligustrum vulgare	0,0247%	339	Abies sibirica	0,0029%
165	Juglans cinerea	0,0242%	340	Buxus balearica	0,0029%
166	Salix viminalis	0,0240%	341	Hippophae rhamnoides	0,0028%
167	Lonicera caerulea	0,0238%	342	Malus makamik	0,0028%
168	Liquidambar styraciflua	0,0233%	343	Rosa foetida	0,0028%
169	Prunus padus	0,0224%	344	Larix kaempferi	0,0028%
170	Carpinus betulus	0,0221%	345	Staphylea pinnata	0,0028%
171	Juglans	0,0217%	346	Viburnum acerifolium	0,0028%
172	Magnolia acuminata	0,0215%	347	Philadelphus x virginalis	0,0028%
173	Tamarix gallica	0,0214%	348	Prunus umbellata	0,0028%
174	Ulmus davidiana	0,0213%	349	Crataegus crus-galli	0,0028%
175	Salix caprea	0,0210%			

RÉFÉRENCES

- Alberti, M. (2015). Eco-evolutionary dynamics in an urbanizing planet. *Trends in Ecology & Evolution*, 30(2), 114-126. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2014.11.007>
- Belaire, J. A., Higgins, C., Zoll, D., Lieberknecht, K., Bixler, R. P., Neff, J. L., Keitt, T. H., & Jha, S. (2022). Fine-scale monitoring and mapping of biodiversity and ecosystem services reveals multiple synergies and few tradeoffs in urban green space management. *Science of The Total Environment*, 849, 157801. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157801>
- Belaire, J. A., Westphal, L. M., & Minor, E. S. (2016). Different social drivers, including perceptions of urban wildlife, explain the ecological resources in residential landscapes. *Landscape Ecology*, 31(2), 401-413. <https://doi.org/10.1007/s10980-015-0256-7>
- Belaire, J. A., Whelan, C. J., & Minor, E. S. (2014). Having our yards and sharing them too: The collective effects of yards on native bird species in an urban landscape. *Ecological Applications*, 24(8), 2132-2143. <https://doi.org/10.1890/13-2259.1>
- Blanuša, T., Hadley, J., Hunt, L., Alexander, P., & Hobbs, K. (2017). Provision of ecosystem services by hedges in urban domestic gardens: Focus on rainfall mitigation. *Acta Horticulturae*, (1189), 519-524. <https://doi.org/10.17660/ActaHortic.2017.1189.104>
- Chaire sur la forêt urbaine de l'UQAM. (s. d.). Consulté 2 octobre 2023, à l'adresse <https://chaireforeturbaine.uqam.ca/>
- Conway, T. M. (2016). Tending their urban forest: Residents' motivations for tree planting and removal. *Urban Forestry & Urban Greening*, 17, 23-32. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2016.03.008>
- Davies, Z. G., Edmondson, J. L., Heinemeyer, A., Leake, J. R., & Gaston, K. J. (2011). Mapping an urban ecosystem service: Quantifying above-ground carbon storage at a city-wide scale. *Journal of Applied Ecology*, 48(5), 1125-1134. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.02021.x>

- Dobbs, C., Escobedo, F. J., & Zipperer, W. C. (2011). A framework for developing urban forest ecosystem services and goods indicators. *Landscape and Urban Planning*, 99(3), 196-206.
<https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.11.004>
- Folke, C. (2006). Resilience: The emergence of a perspective for social–ecological systems analyses. *Global Environmental Change, Resilience, Vulnerability, and Adaptation: A Cross-Cutting Theme of the International Human Dimensions Programme on Global Environmental Change*, 16(3), 253-267. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2006.04.002>
- Horvat, E., Šipek, M., & Sajna, N. (2024). Urban hedges facilitate spontaneous woody plants. *Urban Forestry & Urban Greening*, 96, 128336. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2024.128336>
- I-Tree Eco*. (s. d.). Consulté 2 mars 2026, à l'adresse <https://www.itreetools.org/tools/i-tree-eco>
- JMP Statistical Discovery LLC. (2026). *JMP Student Edition*. <https://www.jmp.com/en/academic/jmp-student-edition>
- Kosma, M., Laita, A., & Duflot, R. (2023). No net loss of connectivity: Conserving habitat networks in the context of urban expansion. *Landscape and Urban Planning*, 239, 104847.
<https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2023.104847>
- Kowarik, I. (2011). Novel urban ecosystems, biodiversity, and conservation. *Environmental Pollution, Selected papers from the conference Urban Environmental Pollution: Overcoming Obstacles to Sustainability and Quality of Life (UEP2010), 20-23 June 2010, Boston, USA*, 159(8), 1974-1983.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.02.022>
- Kuttler, W. (2008). The Urban Climate – Basic and Applied Aspects. In J. M. Marzluff, E. Shulenberger, W. Endlicher, M. Alberti, G. Bradley, C. Ryan, U. Simon, & C. ZumBrunnen (Éds.), *Urban Ecology: An International Perspective on the Interaction Between Humans and Nature* (p. 233-248). Springer US. https://doi.org/10.1007/978-0-387-73412-5_13

- Li, L., & Carter, J. (2025). Exploring the relationship between urban green infrastructure connectivity, size and multifunctionality: A systematic review. *Landscape Ecology*, 40(3), 61.
<https://doi.org/10.1007/s10980-025-02069-1>
- Locke, D. H., Ossola, A., Minor, E., & Lin, B. B. (2022). Spatial contagion structures urban vegetation from parcel to landscape. *People and Nature*, 4(1), 88-102. <https://doi.org/10.1002/pan3.10254>
- Magarik, Y. A. S., Roman, L. A., & Henning, J. G. (2020). How should we measure the DBH of multi-stemmed urban trees? *Urban Forestry & Urban Greening*, 47, 126481.
<https://doi.org/10.1016/j.ufug.2019.126481>
- McPhearson, T., Andersson, E., Elmqvist, T., & Frantzeskaki, N. (2015). Resilience of and through urban ecosystem services. *Ecosystem Services*, 12, 152-156.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.07.012>
- Mentink, H., Doick, K., Handley, P., O'Brien, L., & Wilson, J. (2017). *Delivery of ecosystem services by urban forests*.
- Mitchell, M. G. E., Wu, D., Johansen, K., Maron, M., McAlpine, C., & Rhodes, J. R. (2016). Landscape structure influences urban vegetation vertical structure. *Journal of Applied Ecology*, 53(5), 1477-1488. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12741>
- Monteiro, M. V., Handley, P., & Doick, K. J. (2020). An insight to the current state and sustainability of urban forests across Great Britain based on i-Tree Eco surveys. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 93(1), 107-123. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpz054>
- Morgenroth, J., Nowak, D. J., & Koeser, A. K. (2020). DBH Distributions in America's Urban Forests—An Overview of Structural Diversity. *Forests*, 11(2), Article 2. <https://doi.org/10.3390/f11020135>
- Moss, J. L., Doick, K. J., Smith, S., & Shahrestani, M. (2019). Influence of evaporative cooling by urban forests on cooling demand in cities. *Urban Forestry & Urban Greening, Green Infrastructures:*

Nature Based Solutions for sustainable and resilient cities, 37, 65-73.

<https://doi.org/10.1016/j.ufug.2018.07.023>

Nowak, D. J. (2021). Understanding i-Tree: 2021 summary of programs and methods. *General Technical Report NRS-200-2021*. Madison, WI: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northern Research Station. 100 p., 200-2021, 1-100. <https://doi.org/10.2737/NRS-GTR-200-2021>

Nowak, D. J., & Dwyer, J. F. (2007). Understanding the Benefits and Costs of Urban Forest Ecosystems. In J. E. Kuser (Éd.), *Urban and Community Forestry in the Northeast* (p. 25-46). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-4289-8_2

Nowak, D. J., & Greenfield, E. J. (2012). Tree and impervious cover change in U.S. cities. *Urban Forestry & Urban Greening*, 11(1), 21-30. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2011.11.005>

PaqLab. (s. d.). Consulté 2 octobre 2023, à l'adresse <https://paqlab.uqam.ca/>

Pearce, L. M., Kirkpatrick, J. B., & Davison, A. (2013). Using Size Class Distributions of Species to Deduce the Dynamics of the Private Urban Forest. *Arboriculture & Urban Forestry (AUF)*, 39(2), 74-84. <https://doi.org/10.48044/jauf.2013.011>

Pickett, S. T. A., Cadenasso, M. L., Grove, J. M., Groffman, P. M., Band, L. E., Boone, C. G., Burch, W. R., Grimmond, C. S. B., Hom, J., Jenkins, J. C., Law, N. L., Nilon, C. H., Pouyat, R. V., Szlavecz, K., Warren, P. S., & Wilson, M. A. (2008). Beyond Urban Legends: An Emerging Framework of Urban Ecology, as Illustrated by the Baltimore Ecosystem Study. *BioScience*, 58(2), 139-150. <https://doi.org/10.1641/B580208>

Schmid, B., & Niklaus, P. A. (2017). Biodiversity: Complementary canopies. *Nature Ecology & Evolution*, 1(4), 0104. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0104>

Schwarz, N., Moretti, M., Bugalho, M. N., Davies, Z. G., Haase, D., Hack, J., Hof, A., Melero, Y., Pett, T. J., & Knapp, S. (2017). Understanding biodiversity-ecosystem service relationships in urban areas: A

- comprehensive literature review. *Ecosystem Services*, 27, 161-171.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.08.014>
- Shakeel, T., & Conway, T. M. (2014). Individual households and their trees: Fine-scale characteristics shaping urban forests. *Urban Forestry & Urban Greening*, 13(1), 136-144.
<https://doi.org/10.1016/j.ufug.2013.11.004>
- Troxel, B., Piana, M., Ashton, M. S., & Murphy-Dunning, C. (2013). Relationships between bole and crown size for young urban trees in the northeastern USA. *Urban Forestry & Urban Greening*, 12(2), 144-153. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2013.02.006>
- Wang, X., Dallimer, M., Scott, C. E., Shi, W., & Gao, J. (2021). Tree species richness and diversity predicts the magnitude of urban heat island mitigation effects of greenspaces. *Science of The Total Environment*, 770, 145211. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145211>
- Wolton, R., Pollard, K., Goodwin, A., & Norton, L. (2014). *Regulatory Services delivered by hedges: The evidence base*.
- Yang, X., Li, B., Li, N., & Ma, X. (2025). A study of the cooling effect of urban trees: Influencing factors, assessment methods, planning strategies, and impacts. *Theoretical and Applied Climatology*, 157(1), 31. <https://doi.org/10.1007/s00704-025-05904-2>
- Ziter, C. (2016). The biodiversity–ecosystem service relationship in urban areas: A quantitative review. *Oikos*, 125(6), 761-768. <https://doi.org/10.1111/oik.02883>