

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

ÉVALUATION ÉCOLOGIQUE DES MICRO-FORÊTS URBAINES INSPIRÉES DE LA
MÉTHODE MIYAWAKI À MONTRÉAL

ESSAI
PRÉSENTÉ
COMME EXIGENCE PARTIELLE
DE LA MAÎTRISE EN SCIENCE DE L'ENVIRONNEMENT

PAR
HALIMA-ROBILA BOUDABBOUZ

MARS 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.»

Sommaire

I. Introduction	6
II. Matériel et méthodes	11
1. Matériel	11
2. Méthodes	13
2.1. Sites d'étude	13
2.2. Paramètres mesurés et données recueillies lors du suivi des micro-forêts	15
3. Processus de plantation selon la méthode Miyawaki	17
III. Résultats	19
1. Parc Haendel (Candiac)	19
1.1. Présentation générale du site de Candiac	19
1.2. Richesse, survie et structure des peuplements arborés	19
1.3. État de santé des arbres et arbustes	20
1.4. Végétation spontanée	21
1.5. Variables environnementales et microclimatiques	21
2. Parc Jean-Claude-Crévier (Repentigny)	22
2.1. Présentation générale du site de Repentigny	22
2.2. Richesse, survie et structure des peuplements arborés	23
2.3. État de santé des arbres et arbustes	23
2.4. Végétation spontanée	25
2.5. Variables environnementales et microclimatiques	26
3. Parcs du Pélican et père marquette	27
3.1. Présentation générale des sites étudiés dans l'arrondissement Rosemont–La Petite-Patrie	27
3.2. Richesse, densité et survie des espèces d'arbres et arbustes plantée	27
3.3. État de santé des arbres et arbustes	30
3.4. Végétation spontanée	31
3.5. Variables environnementales	31
IV. Discussion	35
1. Richesse spécifique et abondance des micro-forêts	35
Richesse spécifique : diversité initiale et enrichissement par la flore spontanée	35

Micro-forêts montrant une bonne conservation de la richesse spécifique	36
Micro-forêts présentant des pertes plus marquées	36
Cas intermédiaires : pertes modérées et dynamique d'ajustement.....	37
2. État de santé des arbres et arbustes	37
Micro-forêts présentant un excellent état sanitaire global	38
Micro-forêts avec bon état sanitaire mais dynamique plus contrastée	38
Micro-forêts présentant une hétérogénéité sanitaire selon les types de plantation	39
3. Végétation spontanée et dynamique écologique	40
Richesse et composition floristique	41
Recouvrement et structure de la végétation spontanée	42
Lecture écologique transversale	42
4. Variables environnementales et microclimatiques	43
Température du sol et effet modérateur des micro-forêts	44
Humidité du sol et dynamique hydrique.....	45
Lecture transversale et implications écologiques	46
5. Limites et controverses autour de la méthode Miyawaki en contexte urbain	46
V. Conclusion	49
VI. Références bibliographiques	51

Liste des tableaux

Tableau 1. Informations sommaires sur les six micro-forêts échantillonnées dans la région de Montréal

Tableau 2. Ouverture de la canopée et variables environnementales du site Candiac

Tableau 3. Ouverture de la canopée et variables environnementales du site Repentigny

Tableau 4. Nombre d'espèces plantées lors de la mise en place de chaque micro-forêt, nombre d'espèces identifiées lors des inventaires de 2024, nombre total d'individus vivants recensés en 2024 et densité de plantation dans chacune des micro-forêts étudié

Tableau 5. Proportion des arbres et arbustes selon les quatre classes d'état de santé pour chacune des 4 microforêts échantillonnées en 2024 dans l'arrondissement Rosemont – La-Petite-Patrie

Tableau 6. Variables environnementales mesurées sur le terrain pour chaque site. NA indique que des valeurs ne sont pas applicables (p.ex., il n'y a pas d'orientation sans pente)

Liste des figures :

Figure 1. Comparaison entre la théorie forestière classique et la nouvelle approche proposée par Miyawaki (2004)

Figure 2. Matériel de mesure et d'échantillonnage utilisé sur le terrain

Figure 3. Proportion des arbres et arbustes inventoriés en 2024 selon leur état de santé
La couleur verte indique la classe en santé, bleu en déclin léger, violet en déclin et rouge mort

Figure 4. Carte de la répartition des arbres et arbustes inventoriés en 2024 dans la microforêt du parc Jean-Claude-Crevier selon leur état de santé

Figure 5. Humidité, température à 6 cm au-dessous du sol (T1), 2 cm au-dessus du sol (T2) et 15 cm au-dessus le sol (T3) mesurée à chaque 15 minutes par les thermomètres TMS-4 à l'intérieur et à l'extérieur de la microforêt du parc du Pélican du 26 juillet au 21 août 2024

Figure 6. Humidité, température à 6 cm au-dessous du sol (T1), 2 cm au-dessus du sol (T2) et 15 cm au-dessus le sol (T3) mesurée à chaque 15 minutes par les thermomètres TMS-4 à l'intérieur et à l'extérieur de la microforêt Diversifié du parc Père-Marquette du 26 juillet au 21 août 2024

Figure 7. Humidité, température à 6 cm au-dessous du sol (T1), 2 cm au-dessus du sol (T2) et 15 cm au-dessus le sol (T3) mesurée à chaque 15 minutes par les thermomètres TMS-4 à l'intérieur et à l'extérieur de la microforêt Nourricier du parc Père-Marquette du 26 juillet au 21 août

I. Introduction

La dégradation écologique, amplifiée par l'urbanisation massive et l'exploitation intensive des ressources naturelles, constitue aujourd'hui un enjeu environnemental majeur à l'échelle mondiale. En perturbant les équilibres écologiques et les processus naturels, les activités humaines ont fragilisé les écosystèmes et accru leur vulnérabilité face aux aléas climatiques, en particulier en milieu urbain (Miyawaki, 1999). Dans ce contexte, la restauration écologique apparaît comme un levier essentiel pour reconstruire des écosystèmes fonctionnels à partir de milieux dégradés.

Cependant, lorsque cette restauration repose exclusivement sur les processus naturels de succession écologique, elle s'inscrit dans des temporalités très longues, pouvant atteindre 100 à 200 ans en zones tempérées et dépasser 500 ans en milieux tropicaux, à condition qu'aucune nouvelle perturbation n'intervienne durant cette période (Cairns, 1988). Ces délais sont difficilement compatibles avec l'urgence des enjeux environnementaux actuels et les besoins immédiats des territoires urbanisés.

Afin de répondre à ces contraintes temporelles, la restauration écologique s'est progressivement enrichie d'approches relevant de l'ingénierie écologique, qui mobilisent les processus naturels tout en les accélérant par des interventions humaines planifiées. Parmi ces approches, les micro-forêts urbaines inspirées de la méthode Miyawaki occupent une place croissante dans les stratégies de verdissement des villes. Élaborée au Japon, cette méthode consiste à enrichir le sol puis à planter de manière dense des essences indigènes sur une petite surface, favorisant ainsi la compétition pour la lumière et le développement rapide d'une canopée dense, avec un entretien limité (Miyawaki, 2004).

La méthode développée par Akira Miyawaki repose plus précisément sur l'utilisation exclusive d'espèces indigènes adaptées aux conditions locales, une connaissance approfondie de la végétation naturelle potentielle du site, une préparation ciblée du sol et une plantation dense et

diversifiée visant à accélérer les processus naturels de succession forestière (Miyawaki & Golley, 1993).

Le concept de végétation naturelle potentielle, initialement formalisé par Tüxen (1956), désigne les communautés végétales susceptibles de se développer en l'absence d'influence humaine. Dans ses travaux, Miyawaki s'est appuyé sur l'identification de cette végétation à partir de reliques forestières conservées autour de temples, de sanctuaires et de villages, afin de sélectionner les espèces les mieux adaptées aux conditions locales de sol, de climat et de géologie (Miyawaki, 1993). L'implantation dense de ces espèces favorise une fermeture rapide de la canopée, la création de microclimats forestiers et le développement du sous-bois, permettant ainsi la reconstitution accélérée d'écosystèmes forestiers denses, stables et riches en biodiversité. Contrairement à une succession naturelle lente et largement imprévisible, la méthode Miyawaki repose sur une intervention humaine intentionnelle et écologiquement fondée, visant à recréer en quelques décennies des forêts fonctionnelles comparables à des écosystèmes plus anciens.

La figure 1 illustre, selon Miyawaki (2004), une comparaison conceptuelle entre la théorie forestière classique et cette nouvelle approche, mettant en évidence les différences fondamentales en termes de dynamique de croissance, de structure des peuplements et de rapidité de reconstitution forestière.

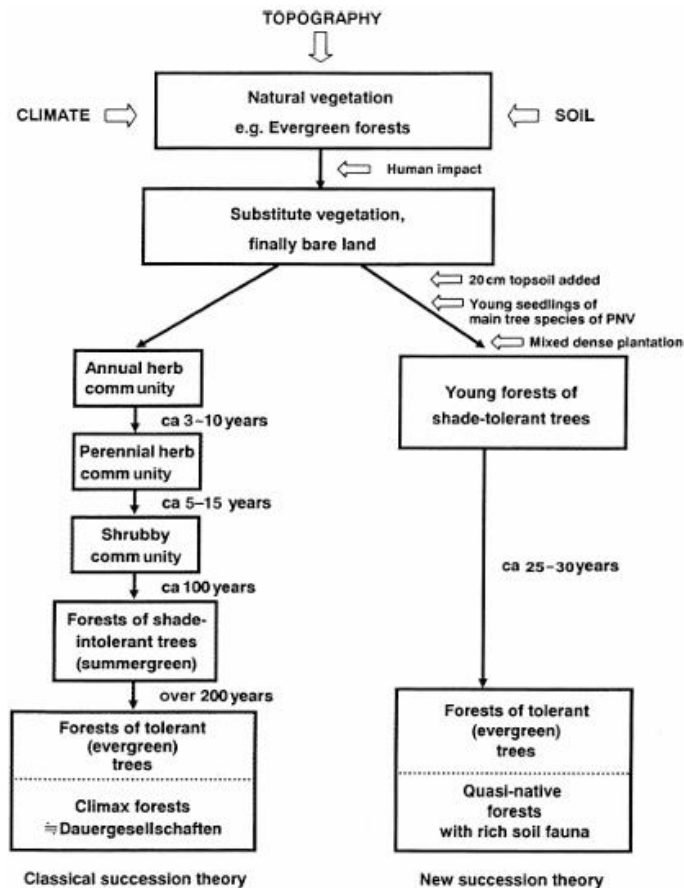


Figure 1. Comparaison entre la théorie forestière classique et l’approche proposée par Miyawaki

Depuis les années 1960, cette méthode a été appliquée sur plusieurs centaines de sites au Japon et à l’international, notamment en milieux urbains, industriels et dégradés. Elle a été mobilisée pour stabiliser les sols, réduire la pollution, créer des écrans végétaux visuels et acoustiques, et reconstituer des écosystèmes durables à partir de milieux fortement anthropisés (Miyawaki & Golley, 1993). Des applications ont également été documentées dans divers contextes biogéographiques, incluant les forêts tropicales humides de Malaisie et du Brésil ainsi que les forêts de *Nothofagus* au Chili.

Dans un contexte de réchauffement climatique et de multiplication des vagues de chaleur urbaines, les villes sont confrontées à la nécessité d’adapter leurs infrastructures afin d’accroître leur résilience écologique. Parmi les solutions fondées sur la nature, les micro-forêts urbaines inspirées de la méthode Miyawaki sont de plus en plus mobilisées pour lutter contre les îlots de

chaleur, favoriser la biodiversité urbaine et contribuer à la séquestration du carbone. Des études ont montré qu'elles peuvent créer des îlots de fraîcheur capables d'abaisser significativement la température en milieu urbain (Earthwatch, 2022), favoriser une biodiversité riche grâce à une structuration forestière en strates (Miyawaki, 2004 ; Schirone et al., 2011). Les premiers suivis en milieu urbain mettent également en évidence une amélioration de l'infiltration des sols et une réduction du ruissellement par rapport aux surfaces urbaines adjacentes (Lévesque, 2022).

Toutefois, malgré ces bénéfices documentés, les connaissances demeurent limitées quant à l'efficacité de ces micro-forêts dans les environnements urbains nordiques, en particulier à court terme, compte tenu de leur implantation relativement récente sous ces latitudes. Les conditions climatiques, les sols fortement anthropisés et les contraintes propres aux milieux urbains denses soulèvent des questions quant à la transférabilité des résultats obtenus dans d'autres contextes biogéographiques. Néanmoins, cette approche s'inscrit pleinement dans le cadre des solutions fondées sur la nature pour l'adaptation urbaine aux changements climatiques, dont le potentiel est de plus en plus reconnu (Escobedo et al., 2019).

Dans ce contexte, le présent essai vise à évaluer les micro-forêts urbaines implantées selon la méthode Miyawaki dans la région montréalaise à partir de l'analyse de six cas d'étude. Ces micro-forêts ont été plantées entre 2021 et 2023 dans différents contextes urbains et périurbains de la région de Montréal, notamment dans les villes de Candiac et de Repentigny ainsi que dans l'arrondissement de Rosemont–La Petite-Patrie. Leur implantation s'inscrit dans des initiatives municipales et partenariales visant à expérimenter l'utilisation des micro-forêts comme solution fondée sur la nature pour améliorer la biodiversité urbaine, atténuer les îlots de chaleur et renforcer la résilience écologique des villes.

À l'échelle de la région montréalaise, une trentaine de micro-forêts inspirées de la méthode Miyawaki ont été implantées au cours des dernières années. Toutefois, les six sites retenus dans cette étude correspondent aux micro-forêts les plus anciennes ou à celles présentant des contextes d'implantation contrastés. Ce choix permet de comparer des situations écologiques variées et de dégager des tendances plus significatives quant aux premières trajectoires de développement de ces plantations urbaines.

L'objectif de cet essai est d'examiner les résultats observés à court terme afin d'apprécier dans quelle mesure ces plantations atteignent les objectifs écologiques attendus et de discuter de la pertinence de cette approche dans le contexte urbain nord-américain. La section suivante présente la méthodologie retenue pour cette évaluation.

Dans ce contexte, l'évaluation écologique des micro-forêts urbaines constitue un enjeu important afin de déterminer si les objectifs associés à la méthode Miyawaki sont effectivement atteints dans les conditions climatiques et urbaines de la région montréalaise. Bien que cette approche soit de plus en plus utilisée dans les stratégies de verdissement urbain, peu d'études empiriques documentent encore ses résultats à court terme en contexte nord-américain.

La présente étude s'inscrit dans le cadre des suivis écologiques réalisés sur plusieurs micro-forêts urbaines implantées dans la région de Montréal. Elle vise à évaluer la performance écologique de ces plantations à partir d'un ensemble d'indicateurs mesurés sur le terrain. Plus précisément, l'analyse repose sur plusieurs dimensions permettant d'apprécier le développement initial des micro-forêts : la survie et la croissance des individus plantés, la richesse spécifique et la dynamique de la végétation spontanée, l'état de santé des arbres et arbustes, ainsi que certaines variables environnementales et microclimatiques telles que l'ouverture de la canopée, la température et l'humidité du sol.

Ces indicateurs permettent d'évaluer dans quelle mesure les micro-forêts implantées selon la méthode Miyawaki contribuent à recréer des conditions écologiques favorables au développement d'un couvert forestier dense et fonctionnel en milieu urbain. L'analyse comparative de plusieurs sites vise ainsi à identifier les tendances générales observées, les facteurs pouvant influencer la réussite des plantations et les limites potentielles de cette approche dans le contexte urbain nordique.

II. Matériel et méthodes

1. Matériel

Le matériel mobilisé pour la réalisation des relevés environnementaux, de l'inventaire forestier et du suivi microclimatique comprend un ensemble d'instruments de mesure de terrain et d'outils numériques adaptés aux conditions urbaines.

La caractérisation topographique des sites a été réalisée à l'aide d'un clinomètre manuel, permettant la mesure de la pente, et d'une boussole de terrain à aiguille magnétique pour la détermination de l'orientation. L'ouverture de la canopée forestière a été évaluée au moyen d'un densimètre sphérique concave, utilisé afin d'estimer de manière standardisée le couvert végétal.

Les paramètres physiques du sol, incluant la température, l'humidité volumique et la conductivité électrique, ont été mesurés à l'aide d'une sonde TDR (*Time Domain Reflectometry*) (Figure 2.A), reposant sur la propagation d'ondes électromagnétiques pour l'évaluation des propriétés hydriques et électriques du sol. La capacité d'infiltration de l'eau a été évaluée à l'aide d'infiltromètres cylindriques à anneau simple, permettant de mesurer la vitesse d'infiltration en conditions quasi saturées.

Le suivi microclimatique du sol a été assuré à l'aide de capteurs de température autonomes de type *datalogger*, installés sur le terrain et programmés pour enregistrer les données à intervalles réguliers sur la durée du suivi.

Les mesures dendrométriques ont été réalisées à l'aide d'un pied à coulisse électronique (Figure 2.D) pour la mesure précise des diamètres de tiges de faible section, d'un ruban dendrométrique gradué pour les diamètres des arbres de plus grande taille (Figure 2.C), ainsi que d'une perche graduée télescopique (Figure 3.B) pour l'estimation de la hauteur des individus.



Figure 2. Matériel de mesure et d'échantillonnage utilisé sur le terrain
A : TDR (Time Domain Reflectometry ; B : télémètre laser pour la mesure des distances et hauteurs ;
C : mètre ruban ; D pied à coulisse électronique

L'inventaire de la végétation spontanée a été effectué à l'aide de quadrats rigides de 1 m², permettant une estimation standardisée de la composition floristique et du recouvrement végétal. La géolocalisation des arbres et des zones d'échantillonnage a été réalisée à l'aide d'un récepteur GPS de haute précision, adapté aux relevés de terrain en milieu urbain.

La saisie des données sur le terrain a été effectuée à l'aide d'un système d'information géographique mobile, tandis que l'extraction, la gestion et le traitement des données microclimatiques issues des capteurs ont été réalisés à l'aide d'un logiciel dédié de gestion de *dataloggers*.

2. Méthodes

La présente étude repose sur une approche méthodologique mixte, combinant l'analyse de sources secondaires issues de la littérature scientifique et de rapports techniques, ainsi que la collecte de données primaires acquises directement sur le terrain. Cette démarche permet de croiser les connaissances théoriques existantes sur la méthode Miyawaki avec des observations empiriques réalisées sur des micro-forêts urbaines, afin d'évaluer leurs résultats à court terme dans un contexte montréalais.

Le suivi des micro-forêts étudiées s'appuie sur un protocole standardisé développé par l'Institut de recherche en biologie végétale (IRBV). Ce protocole vise à documenter de manière systématique les conditions environnementales, la structure et la dynamique de la végétation, ainsi que certains paramètres microclimatiques et hydriques.

Son application permet d'assurer la comparabilité des données entre les différents sites étudiés et dans le temps, tout en garantissant la cohérence méthodologique du suivi et la reproductibilité des résultats.

2.1. Sites d'étude

La présente étude repose sur l'analyse de six cas d'étude correspondant à des micro-forêts urbaines implantées selon la méthode Miyawaki dans la région montréalaise. Ces sites ont été sélectionnés afin de représenter différents contextes urbains et périurbains, tout en partageant un cadre climatique régional comparable.

Deux des micro-forêts étudiées sont situées dans les villes de Candiac et de Repentigny, toutes deux localisées en périphérie de l'île de Montréal. La ville de Candiac est située sur la rive sud du fleuve Saint-Laurent, au sud-ouest de l'île de Montréal, tandis que la ville de Repentigny se trouve sur la rive nord, à l'est de l'île. Ces deux municipalités présentent un contexte périurbain caractérisé par une urbanisation moins dense que celle du centre montréalais, tout en étant soumises aux mêmes conditions climatiques régionales.

Les quatre autres micro-forêts analysées sont localisées dans l’arrondissement de Rosemont–La Petite-Patrie, sur l’île de Montréal. Ce secteur se caractérise par un tissu urbain dense et fortement minéralisé, offrant un contexte représentatif des contraintes propres aux milieux urbains centraux.

Six micro-forêts ont ainsi été échantillonnées dans le cadre de cette étude : une au parc Haendel à Candiac, une au parc Jean-Claude-Crévier à Repentigny, et quatre dans l’arrondissement de Rosemont–La Petite-Patrie (RPP), soit une au parc du Pélican et trois au parc Père-Marquette (micro-forêts Miyawaki, diversifiée et nourricière), comme présenté au Tableau 1.

Tableau 1. Informations sommaires sur les six micro-forêts échantillonnées dans la région de Montréal

Site	Année d’implantation	Superficie (m ²)	Période d’échantillonnage
Parc Haendel (Candiac)	2022	467	25 et 26 juin 2024
Parc Jean-Claude-Crévier (Repentigny)	2023	617	2 et 3 juillet 2024
Parc du Pélican, RPP	2021	223	7 au 10 juin 2024
Parc Père-Marquette, RPP	2021	197	20 juin 2024
Parc Père-Marquette, RPP (diversifiée)	2022	283	17 au 20 juin 2024
Parc Père-Marquette, RPP(nourricière)	2022	294	10 au 17 juin 2024

L’ensemble des micro-forêts étudiées a été implanté selon les principes de la méthode Miyawaki et constitue la base empirique de l’analyse des résultats présentée dans la section suivante. Les inventaires réalisés en 2024.

2.2. Paramètres mesurés et données recueillies lors du suivi des micro-forêts

Localisation géographique et identification des arbres et arbustes

La position géographique (latitude et longitude) de l'ensemble des arbres et arbustes plantés, ainsi que des arbres spontanés de plus de 30 cm de hauteur, a été déterminée à l'aide d'un GPS de haute précision (SXBlue Platinum, précision de 10 à 50 cm), connecté à l'application ArcGIS Online (ESRI). Chaque individu a été identifié à l'espèce lorsque possible, selon la nomenclature de la Base de données des plantes vasculaires du Canada (VasCan).

Dimensions des individus : hauteur et diamètre

La hauteur des arbres et arbustes plantés ou spontanés dépassant 30 cm a été mesurée à l'aide d'une perche graduée, d'un ruban métrique ou d'un télémètre laser (RangeFinder TruePulse 360).

Le diamètre à hauteur de poitrine (DHP) a été relevé uniquement pour les individus atteignant plus de 130 cm de hauteur et présentant un diamètre supérieur ou égal à 1 cm.

Dans le cas d'individus multi-troncs, le nombre de tiges a été noté et seul le DHP de la tige principale a été mesuré, cette dernière étant identifiée sur le terrain afin d'assurer le suivi interannuel.

État de santé des arbres et arbustes

L'état de santé des individus de plus de 30 cm a été évalué selon une échelle à cinq classes : non retrouvé, en santé, en déclin léger, en déclin sévère et mort.

Pour les analyses, les classes « non retrouvé » et « mort » ont été regroupées afin d'estimer la mortalité réelle.

Des observations complémentaires relatives au vandalisme, aux blessures mécaniques ou à la présence de maladies ont également été consignées lorsque pertinent.

Ouverture de la canopée et variables édaphiques

L'ouverture de la canopée a été estimée à l'aide d'un densimètre sphérique concave (Lemmon Forest Densiometer), à quatre points représentatifs situés dans la partie centrale de chaque site, à une hauteur standardisée de 130 cm au-dessus du sol.

L'humidité et la température du sol ont été mesurées à l'aide d'une sonde TDR (FieldScout 350, tiges de 7,6 cm), à quatre points distincts à l'intérieur des micro-forêts, en évitant les bordures. Ces relevés ont été effectués lors de la campagne estivale 2024.

Caractéristiques topographiques et hydriques

Pour les sites non échantillonnés en 2023, la pente et son orientation ont été mesurées à l'aide d'un clinomètre et d'une boussole. Le drainage du sol a été évalué de manière qualitative selon trois catégories : xérique, mésique ou humide.

Végétation spontanée

La végétation spontanée a été inventoriée à l'aide de deux à cinq placettes de 1 m² réparties de manière aléatoire dans chaque site. Toutes les espèces herbacées s'étant installées spontanément (excluant les arbres et arbustes de plus de 30 cm) ont été identifiées lorsque possible, et leur recouvrement a été estimé selon six classes de pourcentage.

La hauteur maximale de la végétation spontanée a également été mesurée pour chaque placette. En raison des opérations de désherbage, la végétation spontanée observée demeurait généralement peu abondante.

Température du sol et de surface

Des sondes TMS-4 (Tomst), enregistrant la température toutes les 15 minutes, ont été installées au centre de certaines micro-forêts et à 10 mètres de leur bordure sud.

Ces dispositifs ont permis de mesurer simultanément la température à 6 cm sous la surface du sol ainsi qu'à 2 cm et 15 cm au-dessus du sol, en plus de l'humidité du sol à 6 cm de profondeur.

Les relevés ont été effectués entre le 26 juillet et le 21 août 2024 dans les micro-forêts du parc du Pélican et du parc Père-Marquette (diversifiée et nourricière).

3. Processus de plantation selon la méthode Miyawaki

Les micro-forêts évaluées dans le cadre de cette étude ont été implantées selon les principes de la méthode développée par Akira Miyawaki, laquelle repose sur une approche d'ingénierie écologique visant à accélérer la reconstitution de forêts indigènes fonctionnelles en milieu dégradé (Miyawaki & Golley, 1993). Cette méthode s'articule autour de trois phases principales : la préparation du site, la plantation dense et diversifiée, et une phase de gestion post-plantation volontairement limitée.

La préparation du site constitue une étape déterminante du processus. Elle vise à restaurer les conditions édaphiques nécessaires à l'établissement des espèces forestières indigènes, souvent compromises en milieu urbain ou anthropisé. Selon Miyawaki et Golley (1993), cette phase comprend un ameublissement superficiel du sol, la reconstitution partielle de la couche arable lorsque celle-ci est absente ou fortement altérée, ainsi que l'ajout de matière organique afin d'améliorer la structure, la fertilité et la capacité de rétention en eau du sol. Dans certains contextes, notamment sur des sols compactés ou instables, des aménagements temporaires peuvent être nécessaires pour assurer la stabilité du substrat et limiter l'érosion.

La plantation repose ensuite sur l'introduction simultanée d'un grand nombre d'espèces indigènes sélectionnées en fonction de leur appartenance à la végétation naturelle potentielle du site (Miyawaki, 1999). Contrairement aux plantations forestières classiques, les plants sont disposés à très haute densité et de manière hétérogène, sans organisation spatiale rigide, afin de favoriser une compétition précoce entre individus et l'émergence rapide d'une structure forestière complexe. Cette forte densité vise à accélérer la fermeture du couvert, à limiter l'installation d'espèces adventices et à favoriser la sélection naturelle des individus les mieux adaptés aux conditions locales. Un paillage organique est généralement appliqué afin de réduire l'évaporation, de limiter l'érosion et de maintenir un microclimat favorable au développement racinaire.

La phase post-plantation se caractérise par une gestion volontairement minimale. Après une courte période initiale pouvant inclure un désherbage ponctuel et un arrosage de soutien, la méthode privilégie l'autonomisation progressive de la micro-forêt. L'évolution du peuplement repose principalement sur les processus naturels de croissance, de compétition et de mortalité, conduisant à une structuration progressive du couvert végétal sans interventions sylvicoles régulières (Miyawaki & Golley, 1993 ; Miyawaki, 1999).

Dans le contexte nordique de Montréal, l'application de la méthode Miyawaki doit toutefois tenir compte de contraintes environnementales spécifiques aux milieux urbains canadiens. Les sols urbains y sont fréquemment fortement anthropisés, compactés ou perturbés par les activités de construction, ce qui peut limiter l'enracinement et la disponibilité en eau pour les jeunes plants. De plus, les conditions climatiques sont marquées par des hivers rigoureux et des cycles répétés de gel-dégel, susceptibles d'affecter la structure du sol ainsi que la stabilité des jeunes plantations durant les premières années suivant l'implantation.

Ces contraintes impliquent que la préparation du sol et le choix des espèces doivent être particulièrement adaptés aux conditions locales. L'utilisation d'espèces indigènes tolérantes aux variations thermiques, aux sols urbains perturbés et aux périodes de gel prolongé constitue ainsi un élément déterminant pour assurer la réussite des micro-forêts dans les villes nordiques. Dans ce contexte, l'évaluation des micro-forêts implantées dans la région montréalaise permet de mieux comprendre comment les principes de la méthode Miyawaki se traduisent concrètement dans un environnement climatique et édaphique différent de celui où elle a été initialement développée.

III. Résultats

1. Parc Haendel (Candiac)

1.1. Présentation générale du site de Candiac

La micro-forêt étudiée est située au parc Haendel, dans la ville de Candiac (Québec). Le site a été implanté en juin 2022 selon une approche inspirée de la méthode Miyawaki et couvre une superficie totale de 467 m².

Les résultats présentés reposent sur les données issues des campagnes de terrain réalisées en juillet 2023 (première année de suivi) et en juin–juillet 2024 (deuxième année de suivi), dans le cadre du mandat confié à l’Institut de recherche en biologie végétale (IRBV) (IRBV, 2023 ; IRBV, 2024).

1.2. Richesse, survie et structure des peuplements arborés

Richesse spécifique et abondance

Lors de la plantation réalisée en 2022, 1 226 individus appartenant à 21 espèces d’arbres et d’arbustes ont été introduits sur le site.

Au suivi de 2023, 895 individus ont été inventoriés, soit 73 % des individus initialement plantés, représentant 20 espèces, certaines espèces plantées n’ayant pas été retrouvées.

En 2024, 864 individus vivants appartenant à 19 espèces plantées ont été recensés, ce qui correspond à 69,9 % des individus initialement plantés. En incluant les espèces spontanées, l’inventaire totalise 947 individus répartis en 27 espèces, pour une densité moyenne de 2,03 arbres/m².

Certaines espèces plantées, notamment *Larix laricina* et *Sambucus pubens*, n’ont été retrouvées ni en 2023 ni en 2024, suggérant une mortalité complète de ces individus.

1.3. État de santé des arbres et arbustes

En 2023, 84,3 % des individus inventoriés étaient classés en bon état de santé, tandis que 10,9 % présentaient un déclin léger, 1,7 % un déclin sévère et 2,7 % étaient morts. Toutefois, en tenant compte des individus non retrouvés, la mortalité globale estimée atteignait environ 29 % après un an (IRBV, 2023).

En 2024, la proportion d'individus en santé demeurait élevée, avec 87,5 % des arbres et arbustes classés dans cette catégorie. Soixante individus présentaient un déclin léger, quinze un déclin sévère et cinquante étaient morts ou non retrouvés (Figure 3) (IRBV, 2024).

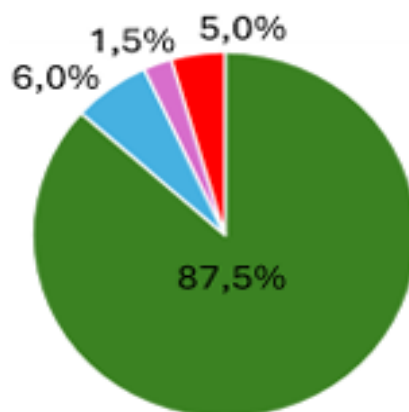


Figure 3. Proportion des arbres et arbustes inventoriés en 2024 selon leur état de santé
La couleur verte indique la classe en santé, bleu en déclin léger, violet en déclin et rouge mort.

L'analyse de la transition des états de santé entre 2023 et 2024 montre que 77 % des individus en santé en 2023 le demeuraient en 2024, tandis qu'une proportion plus faible changeait de classe d'état de santé d'une année à l'autre.

Croissance et dimensions des individus

En 2023, la croissance en hauteur des arbres demeurait globalement limitée, ce qui est cohérent avec le jeune âge de la plantation. Des différences interspécifiques étaient toutefois observées, certaines espèces présentant des hauteurs moyennes plus élevées que d'autres (IRBV, 2023).

En 2024, la hauteur moyenne des individus vivants atteignait 86,4 cm, avec des valeurs comprises entre 7 cm et 319 cm. La croissance moyenne entre 2023 et 2024 était de 25,5 cm, avec de fortes variations selon les espèces, allant de 2,1 cm à 56,4 cm (IRBV, 2024).

Seize individus atteignaient les seuils requis pour la mesure du diamètre à hauteur de poitrine (DHP) en 2024, appartenant à cinq espèces différentes. La majorité des individus restaient toutefois en dessous de ces seuils.

1.4. Végétation spontanée

Richesse et composition floristique

En 2023, 53 espèces de végétation spontanée ont été observées, dont une majorité d'espèces exotiques (31 sur 53). Le nombre d'espèces par placette variait de 4 à 16, avec une moyenne de 7,9 espèces par placette (IRBV, 2023).

En 2024, 16 espèces spontanées ainsi que trois taxons non identifiés ont été recensés. La majorité des espèces identifiées étaient également d'origine exotique (12 sur 15), avec une fréquence élevée de *Taraxacum officinale* et *Medicago lupulina* (IRBV, 2024).

1.5. Variables environnementales et microclimatiques

En 2023, l'ouverture de la canopée était totale (100 %), traduisant un stade encore très précoce de développement du peuplement. L'humidité du sol était plus élevée à l'intérieur de la micro-forêt (36,35 %) qu'à l'extérieur (33,45 %) (IRBV, 2023).

En 2024, l'ouverture de la canopée demeurait complète (100 %). L'humidité moyenne du sol atteignait 17,2 %, tandis que la température moyenne du sol était de 31,1 °C. Le site présentait une pente d'environ 8°, orientée nord-nord-est (29°) (Tableau 2) (IRBV, 2024).

Tableau 2. Ouverture de la canopée et variables environnementales du site Candiac . ÉT = Écart-type.

Ouverture de la canopée	Humidité	Température	Pente	Orientation
100 % (ÉT = 0 %)	17,2 % (ÉT = 2,1%)	31,1°C (ÉT = 0,2°C)	8°	29°

Les résultats obtenus entre 2023 et 2024 montrent une micro-forêt encore en phase d'établissement, caractérisée par une densité élevée d'individus, une canopée encore ouverte, une dominance d'espèces exotiques dans la végétation spontanée et une croissance variable selon les espèces.

Ces données constituent une base de référence essentielle pour l'évaluation à moyen et long terme de la dynamique écologique de cette micro-forêt.

2. Parc Jean-Claude-Crévier (Repentigny)

2.1. Présentation générale du site de Repentigny

La micro-forêt étudiée est située au parc Jean-Claude-Crévier, dans la ville de Repentigny (Québec). Le site a été implanté en juin 2023 selon une approche inspirée de la méthode Miyawaki et couvre une superficie de 617 m².

Les résultats présentés reposent sur les données collectées lors de la première année de suivi (juillet 2023) et de la seconde année de suivi (juillet 2024), réalisées par l'IRBV (IRBV, 2023 ; IRBV, 2024).

2.2. Richesse, survie et structure des peuplements arborés

Richesse spécifique et abondance

Lors de la plantation réalisée en 2023, 1 800 individus appartenant à 11 espèces d'arbres et d'arbustes indigènes ont été introduits sur le site.

Au suivi de juillet 2023, 1 779 individus ont été inventoriés et localisés, correspondant à 98,8 % des individus initialement plantés (IRBV, 2023).

En 2024, 1 766 individus vivants ont été recensés, auxquels s'est ajouté un individu spontané de *Fraxinus pennsylvanica*. Toutes les espèces plantées en 2023 étaient toujours présentes sur le site. La perte nette entre 2023 et 2024 s'élevait à 33 individus, avec des variations comprises entre 0 et 10 individus selon les espèces.

La densité de plantation était de 2,92 arbres/m² en 2023 et de 2,86 arbres/m² en 2024 (IRBV, 2024).

2.3. État de santé des arbres et arbustes

En 2023, la très grande majorité des individus inventoriés étaient classés en bon état de santé (98,8 %), tandis que les individus en déclin léger, en déclin sévère ou morts représentaient une proportion marginale. Huit individus ont été retrouvés morts lors de l'inventaire, tandis que les individus non retrouvés (21) ont été considérés comme probablement morts (IRBV, 2023).

En 2024, 94,4 % des individus inventoriés étaient classés en santé, 4,4 % en déclin léger, 0,2 % en déclin sévère et 1 % étaient morts ou non retrouvés. Toutes les espèces présentaient au moins quelques individus en déclin léger, principalement *Acer saccharum*, *Amelanchier canadensis* et *Betula alleghaniensis*. Des individus morts ou non retrouvés ont été observés pour sept espèces, en quantités variant d'un à cinq individus selon l'espèce (IRBV, 2024).

La figure 4 présente la répartition spatiale des arbres et arbustes inventoriés en 2024 dans la micro-forêt du parc Jean-Claude-Crevier selon leur état de santé, la taille des symboles étant proportionnelle à la hauteur des individus et leur couleur représentant leur classe sanitaire.

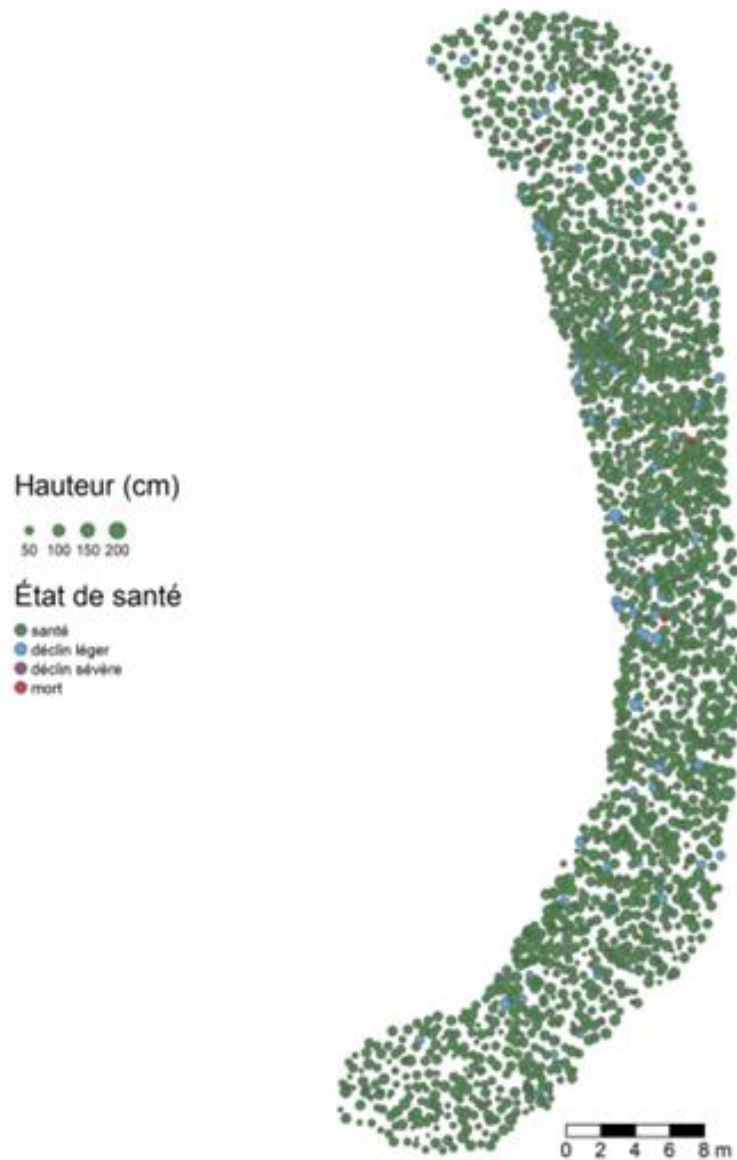


Figure 4. Carte de la répartition des arbres et arbustes inventoriés en 2024 dans la microforêt du parc Jean-Claude-Crevier selon leur état de santé. Chaque bulle représente un arbre. La taille relative des bulles est une approximation de la hauteur des arbres et arbustes, tandis que la couleur représente l'état de santé.

L'analyse de la transition des états de santé entre 2023 et 2024 montre que 94 % des individus classés en santé en 2023 le demeuraient en 2024, tandis qu'environ 4 % passaient à un état de déclin léger.

Croissance et dimensions des individus

En 2023, la croissance en hauteur était globalement faible, ce qui est cohérent avec le caractère très récent de la plantation. Des différences interspécifiques étaient toutefois observées, distinguant des espèces à croissance plus rapide (*Sorbus*, *Amelanchier*, *Larix*) des espèces à croissance plus lente (*Quercus*, *Carya*) (IRBV, 2023).

En 2024, la hauteur moyenne des individus vivants atteignait 60,2 cm, avec des valeurs comprises entre 5 cm et 162 cm. Aucun individu n'atteignait les seuils requis pour la mesure du diamètre à hauteur de poitrine (DHP \geq 130 cm et \geq 1 cm). Toutes les espèces présentaient une seule tige principale (IRBV, 2024).

La croissance moyenne entre 2023 et 2024 était de 23,2 cm, avec des valeurs variant selon les espèces, de 7,9 cm pour *Carya ovata* à 39,7 cm pour *Acer saccharum*. Quelques individus présentaient une croissance négative, probablement associée à une mortalité partielle de la cime.

2.4. Végétation spontanée

Richesse et composition floristique

En 2023, 15 espèces de végétation spontanée ont été recensées, dont 13 espèces exotiques. Le nombre d'espèces par placette variait de 1 à 5, avec une moyenne de 2,45 espèces par placette. L'espèce la plus fréquente et abondante était *Taraxacum officinale*, observée dans 53 placettes sur 61. Le recouvrement total de la végétation spontanée demeurait généralement inférieur à 25 % par placette (IRBV, 2023).

En 2024, 14 espèces spontanées ont été identifiées, en plus d'un taxon non identifié. La majorité des espèces recensées étaient d'origine exotique (9 sur 14). Le nombre d'espèces par placette variait de 4 à 7, et *Taraxacum officinale* demeurait l'espèce la plus fréquente. Trois espèces pionnières d'arbres de moins de 30 cm de hauteur ont également été observées (*Acer platanoides*, *Carya ovata* et *Prunus virginiana*) (IRBV, 2024).

2.5. Variables environnementales et microclimatiques

En 2023, l'ouverture de la canopée était très élevée (93,5 % en moyenne) et atteignait 100 % dans la majorité des secteurs. Le site présentait une pente modérée (30 %) et un drainage classé comme mésique. L'humidité moyenne du sol était plus élevée à l'intérieur de la micro-forêt (28,3%) qu'à l'extérieur (20,9 %) (IRBV, 2023).

En 2024, l'ouverture de la canopée était totale (100 %). L'humidité moyenne du sol atteignait 17,8 %, tandis que la température moyenne du sol était de 21,5 °C, soit inférieure à la température maximale de l'air enregistrée la même journée. Le site présentait une pente d'environ 30°, orientée est-sud-est (120°) (IRBV, 2024).

Tableau 3. Ouverture de la canopée et variables environnementales du site Repentigny. ÉT = Écart-type.

Ouverture de la canopée	Humidité	Température	Pente	Orientation
100 % (ÉT = 0 %)	17,8 % (ÉT = 2,1%)	21,5°C (ÉT = 0,1°C)	30°	120°

Les résultats obtenus entre 2023 et 2024 indiquent une micro-forêt jeune présentant une très forte densité de plantation, une survie élevée des individus, une croissance variable selon les espèces et une canopée encore entièrement ouverte.

La végétation spontanée demeure peu abondante et majoritairement composée d'espèces exotiques.

Ces données constituent une base de référence robuste pour l'évaluation future de la dynamique écologique de la micro-forêt de Repentigny.

3. Parcs du Pélican et père marquette

3.1. Présentation générale des sites étudiés dans l'arrondissement Rosemont–La Petite-Patrie

Dans l'arrondissement de Rosemont–La Petite-Patrie, quatre micro-forêts ont fait l'objet d'un suivi écologique dans le cadre des campagnes menées par l'IRBV. Deux micro-forêts ont été implantées en 2021 selon la méthode Miyawaki (parcs Père-Marquette et Pélican), tandis que deux autres micro-forêts ont été implantées en 2022, l'une de type diversifié et l'autre de type nourricier. L'ensemble des sites a été suivi en 2023 et 2024, permettant de documenter leur dynamique de croissance et leur état de développement à différents stades d'établissement

3.2. Richesse, densité et survie des espèces d'arbres et arbustes plantée

Les micro-forêts de l'arrondissement de Rosemont–La Petite-Patrie présentent des dynamiques contrastées en matière de richesse spécifique, d'abondance et de survie des individus, selon le type de plantation et l'année d'implantation.

Dans l'ensemble, les micro-forêts de Rosemont–La Petite-Patrie montrent une excellente conservation de la richesse spécifique, les pertes d'espèces restant limitées, voire nulles dans certains sites. En revanche, la survie des individus varie sensiblement selon les micro-forêts, avec des pertes allant d'environ 19 % à 25 % selon les sites.

Les espèces *Larix laricina*, *Pinus resinosa*, *Acer saccharum*, *Tsuga canadensis* et certaines espèces fruitières apparaissent comme particulièrement sensibles aux conditions imposées par les plantations denses urbaines, malgré leur statut indigène. Parallèlement, l'apparition répétée d'espèces spontanées dans l'ensemble des sites souligne une capacité d'accueil floristique et une dynamique écologique active, caractéristiques attendues des micro-forêts urbaines fonctionnelles.

Microforêt du parc du Pélican (Miyawaki, 2021)

Au total, 528 individus vivants ont été inventoriés en 2024 dans la microforêt du parc du Pélican. L'ensemble des 19 espèces plantées en 2021 a été retrouvé lors du suivi, indiquant une bonne conservation de la richesse spécifique initiale.

Environ 19 % des individus plantés n'ont toutefois pas été retrouvés ou étaient morts en 2024, traduisant une mortalité modérée à l'échelle du peuplement. Les pertes sont particulièrement marquées pour *Larix laricina* et *Pinus resinosa*, deux espèces qui figurent régulièrement parmi celles présentant les taux de mortalité les plus élevés dans les plantations urbaines denses.

À ces espèces plantées s'ajoutent des individus de sept espèces non plantées, dont *Fraxinus pennsylvanica*, *Rhus typhina* et *Ulmus pumila*, fréquemment observées dans la flore spontanée urbaine, ce qui témoigne d'un début de colonisation secondaire du site.

Microforêt Miyawaki du parc Père-Marquette (2021)

Dans la microforêt Miyawaki du parc Père-Marquette, 487 individus vivants ont été recensés en 2024. Les 19 espèces initialement plantées ont toutes été retrouvées, indiquant également une bonne conservation de la richesse spécifique.

En revanche, la survie des individus apparaît plus limitée, avec environ 25 % des individus initiaux non retrouvés ou morts. Les pertes les plus importantes concernent *Acer saccharum*, *Larix laricina* et *Pinus resinosa*, espèces déjà identifiées comme vulnérables dans les plantations denses urbaines.

La flore comprend également des individus appartenant à six espèces non plantées, notamment *Acer negundo*, *Rhus typhina* et *Ulmus pumila*, caractéristiques de la végétation spontanée urbaine.

Microforêt Miyawaki diversifiée du parc Père-Marquette (2022)

La microforêt diversifiée présente une structure plus riche initialement, avec 30 espèces plantées en 2022. En 2024, 721 individus vivants ont été inventoriés, et toutes les espèces plantées ont été retrouvées, traduisant une excellente conservation de la richesse spécifique.

Environ 20 % des individus initiaux n'ont toutefois pas été retrouvés ou étaient morts en 2024. Les pertes sont particulièrement importantes pour *Carya cordiformis*, *Cornus alternifolia*, *Juglans nigra* et *Tsuga canadensis*, espèces qui figurent également parmi celles affichant les plus forts taux de mortalité dans l'ensemble des microforêts étudiées dans la région montréalaise.

Trois espèces non plantées ont été observées (*Acer saccharinum*, *Cornus sericea*, *Ulmus americana*), avec une forte représentation de *Acer saccharinum*, suggérant une dynamique de colonisation plus marquée que dans les microforêts Miyawaki.

Microforêt Miyawaki nourricière du parc Père-Marquette (2022)

La microforêt nourricière comptait en 2024, 720 individus vivants. Parmi les 22 espèces plantées en 2022, 21 ont été retrouvées, indiquant une très bonne conservation de la richesse spécifique, malgré une légère perte d'espèces.

Environ 25 % des individus initiaux n'ont pas été retrouvés ou sont morts. Les pertes sont totales pour *Castanea dentata* et élevées pour *Sambucus canadensis*, suggérant une vulnérabilité particulière de ces espèces dans ce type de plantation. Une correction taxonomique a également permis d'identifier *Pinus resinosa* à la place de *Pinus strobus*, probablement l'espèce effectivement plantée.

La flore comprend en outre des individus de sept espèces non plantées, dont *Acer negundo*, *Acer saccharinum*, *Cladrastis kentukea*, *Populus deltoides*, *Ribes nigrum*, *Ulmus americana* et *Ulmus pumila*, avec une abondance notable de *Ribes nigrum* et *Ulmus americana*, traduisant une dynamique floristique spontanée relativement active.

Afin de synthétiser ces résultats et de permettre une comparaison entre les différents sites étudiés, le Tableau 3 présente le nombre d'espèces plantées lors de la mise en place de chaque micro-forêt, le nombre d'espèces identifiées en 2024, le nombre total d'individus vivants recensés ainsi que la densité de plantation correspondante.

Tableau 4. Nombre d'espèces plantées lors de la mise en place de chaque micro-forêt, nombre d'espèces identifiées lors des inventaires de 2024, nombre total d'individus vivants recensés en 2024 et densité de plantation dans chacune des micro-forêts étudié

Microforêt	N. espèces plantées	N. espèces 2024*	N. individus	Densité (abres/m2)
Pélican	19	26	528	2,37
Miyawaki	19	25	487	2,47
M.Diversifié	30	33	721	2,55
M.Nourricier	22	29	720	2,45

3.3. État de santé des arbres et arbustes

Tableau 5. Proportion des arbres et arbustes selon les quatre classes d'état de santé pour chacune des 4 microforêts échantillonnées en 2024 dans l'arrondissement Rosemont – La-Petite-Patrie.

Nom du site	En santé (%)	Déclin Léger (%)	Déclin sévère(%)	Mort/Non retrouvé
Pélican	75,9	12,8	1,2	10,1
Miyawaki	89,6	5,3	0,0	5,1
M. Diversifiée	89,4	5,6	0,4	4,6
M. Nourricière	89,8	5,4	1,7	3,1

La majorité des individus inventoriés en 2024 dans les micro-forêts (parc du Pélican et parc Père-Marquette : Miyawaki, diversifiée et nourricière) étaient classés en santé ou en déclin léger (Tableau 5), traduisant un état sanitaire globalement favorable des peuplements étudiés.

Toutefois, des différences notables apparaissent entre les sites. La micro-forêt du parc du Pélican se distingue par une proportion d'individus en santé plus faible (75,9 %) comparativement aux micro-forêts du parc Père-Marquette, où cette proportion atteint près de 90 % pour les micro-forêts Miyawaki (89,6 %), diversifiée (89,4 %) et nourricière (89,8 %). Cette différence suggère une performance sanitaire plus contrastée pour le site du Pélican,

La proportion d'individus morts ou non retrouvés est également nettement plus élevée au parc du Pélican (10,1 %) que dans les micro-forêts du parc Père-Marquette, où elle demeure comprise entre 3,1 % et 5,1 %. Cette valeur relativement élevée pour le site du Pélican indique une mortalité plus marquée à court terme.

Dans l'ensemble des micro-forêts analysées, les individus classés en déclin sévère demeurent peu nombreux (0 à 1,7 %), ce qui suggère que la majorité des arbres affectés par un stress physiologique restent majoritairement à des stades précoces de dégradation, laissant envisager une capacité de récupération partielle des peuplements.

3.4. Végétation spontanée

Dans les quatre autres sites, le couvert des plantes spontanées était relativement faible dans les placettes d'échantillonnage. En tout, 24 espèces spontanées ont été identifiées, et leur nombre variait entre six et 11 selon le site. *Taraxacum officinale* était l'espèce la plus fréquente et généralement la plus abondante. De nombreux semis d'arbres ont aussi été inventoriés au sein de la flore spontanée. La présence d'*Asclepias syriaca*, la plante hôte du monarque, est à souligner au parc du Pélican.

3.5. Variables environnementales

Les caractéristiques environnementales mesurées pour les micro-forêts étudiées, incluant l'orientation, la pente, le drainage du sol et l'ouverture de la canopée, sont synthétisées dans le

Tableau 6

Tableau 6. Variables environnementales mesurées sur le terrain pour chaque site. NA indique que des valeurs ne sont pas applicables (p.ex., il n'y a pas d'orientation sans pente).

Microforêt	% Ouverture canopée (ÉT)	Pente (°)	Orientation (°)	Drainage
Pélican	0 (± 0)	0	NA	Mésique
Miyawaki	72,5(± 9,6)	0	NA	Mésique
M. Diversifiée	23,8 (± 8,5)	0	NA	Mésique
M. Nourricière	41,3 (± 30,1)	0	NA	Mésique

La micro-forêt du parc du Pélican présentait en 2024 une densité très élevée du couvert végétal à 130 cm du sol, avec une **ouverture de canopée nulle (0 %)**, comparativement à une ouverture de 5 % observée en 2023. Les valeurs moyennes d'ouverture de la canopée de la micro-forêt Miyawaki du parc Père-Marquette demeuraient relativement stables entre 2023 et 2024 (**72,5 % contre 67,6 %**). En revanche, une **fermeture marquée du couvert végétal** a été observée entre 2023 et 2024 dans les micro-forêts **diversifiée** et **nourricière** du parc Père-Marquette, avec une diminution de l'ouverture de la canopée de **88 % à 23,8 %** pour la première et de **78,6 % à 41,3 %** pour la seconde.

Températures du sol et de surface

Les données issues des sondes montrent, pour l'ensemble des micro-forêts étudiées, des **fluctuations journalières marquées de la température**, avec des valeurs plus élevées le jour et plus faibles la nuit (Figures 5 à 7).

De manière constante, les températures mesurées à **6 cm sous la surface du sol** présentaient des variations plus faibles que celles enregistrées à **2 cm et 15 cm au-dessus du sol**, indiquant une plus grande stabilité thermique en profondeur.

Au **parc du Pélican**, les températures mesurées à 2 cm et à 15 cm au-dessus du sol étaient généralement similaires, tant à l'intérieur qu'à l'extérieur de la micro-forêt (Figure 5).

Aux deux sites du **parc Père-Marquette** (micro-forêts diversifiée et nourricière), les températures de jour à 2 cm au-dessus du sol étaient généralement plus élevées que celles mesurées à 15 cm au-dessus du sol à l'extérieur des micro-forêts. À l'intérieur des micro-forêts, aucune différence marquée n'a été observée entre ces deux niveaux de mesure (Figures 6 et 7).

Enfin, les températures de jour étaient globalement **plus faibles à l'intérieur des micro-forêts qu'à l'extérieur** pour l'ensemble des sites étudiés.

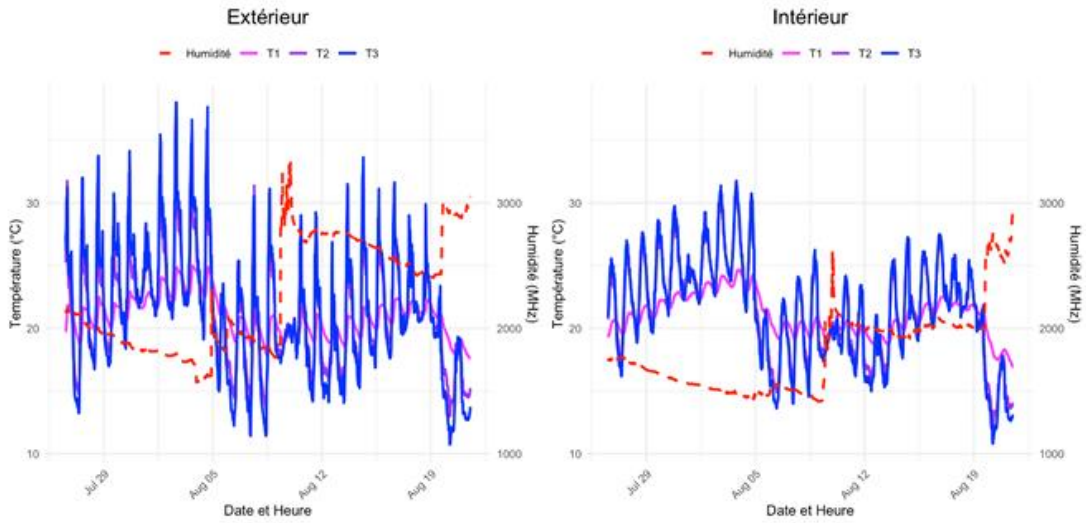


Figure 5. Humidité, température à 6 cm au-dessous du sol (T1), 2 cm au-dessus du sol (T2) et 15 cm au-dessus le sol (T3) mesurée à chaque 15 minutes par les thermomètres TMS-4 à l'intérieur et à l'extérieur de la microforêt du parc du Pélican du 26 juillet au 21 août 2024.

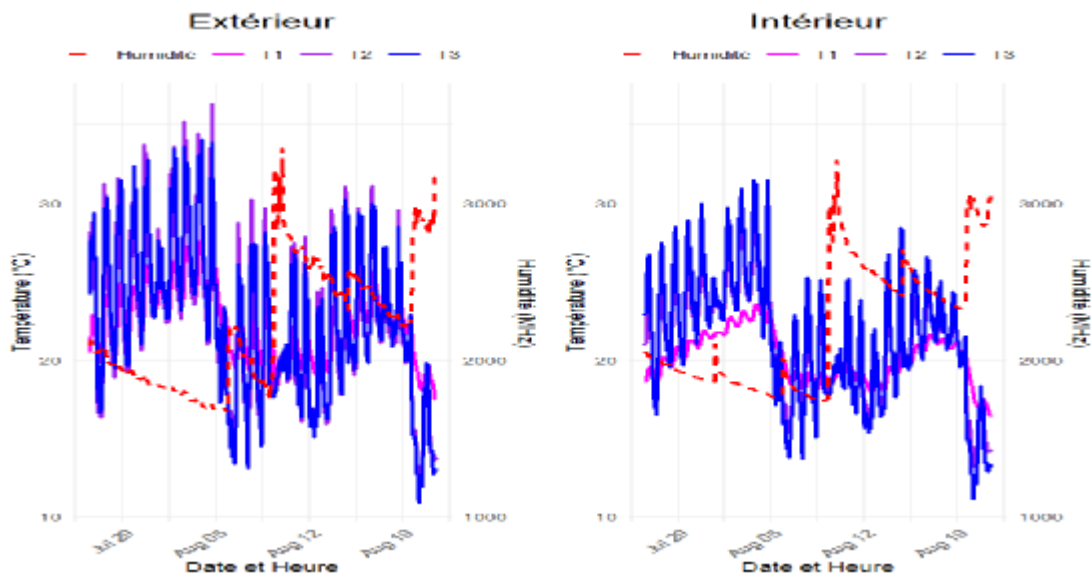


Figure 6. Humidité, température à 6 cm au-dessous du sol (T1), 2 cm au-dessus du sol (T2) et 15 cm au-dessus le sol (T3) mesurée à chaque 15 minutes par les thermomètres TMS-4 à l'intérieur et à l'extérieur de la microforêt Diversifié du parc Père-Marquette du 26 juillet au 21 août 2024.

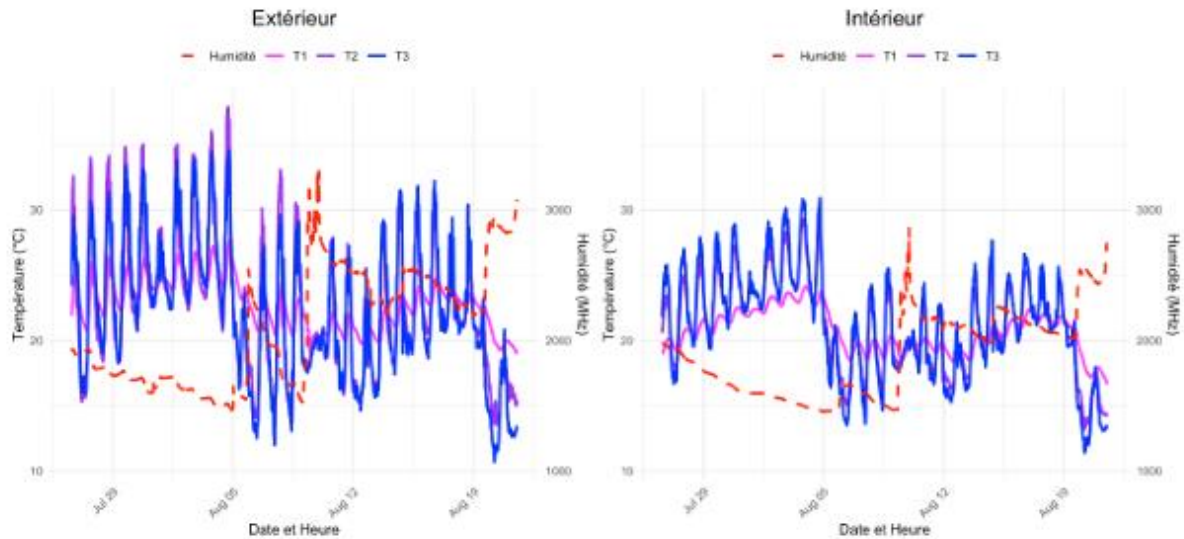


Figure 7. Humidité, température à 6 cm au-dessous du sol (T1), 2 cm au-dessus du sol (T2) et 15 cm au-dessus le sol (T3) mesurée à chaque 15 minutes par les thermomètres TMS-4 à l'intérieur et à l'extérieur de la microforêt Nourricier du parc Père-Marquette du 26 juillet au 21 août 2024.

Pour ce qui est de l'humidité du sol, des différences ont été observées entre l'intérieur et l'extérieur des micro-forêts au **parc du Pélican** et au **parc Père-Marquette** (Figures 5 à 7).

Au **parc du Pélican**, à la suite des épisodes de précipitations, les valeurs d'humidité mesurées à l'intérieur de la micro-forêt diminuaient plus rapidement que celles enregistrées à l'extérieur.

À la micro-forêt **diversifiée du parc Père-Marquette**, aucune différence marquée n'a été observée entre l'intérieur et l'extérieur en ce qui concerne l'évolution des valeurs d'humidité.

En revanche, à la micro-forêt **nourricière du parc Père-Marquette**, les valeurs d'humidité étaient généralement plus faibles à l'intérieur de la micro-forêt qu'à l'extérieur sur l'ensemble de la période de suivi.

IV. Discussion

1. Richesse spécifique et abondance des micro-forêts

Globalement, les six micro-forêts étudiées présentent une richesse spécifique élevée et une abondance importante, ce qui correspond aux objectifs recherchés dans les plantations denses de type micro-forêt. Toutefois, les résultats révèlent des profils contrastés selon les sites et les types d'implantation : certaines micro-forêts se distinguent par une forte diversité spécifique, tandis que d'autres se caractérisent davantage par une abondance élevée associée à une richesse plus limitée, traduisant des choix de plantation et des trajectoires écologiques différenciées.

Richesse spécifique : diversité initiale et enrichissement par la flore spontanée

Le site de Candiac illustre bien une richesse spécifique initiale élevée, avec 21 espèces d'arbres et d'arbustes plantées en 2022, conformément aux principes fondamentaux de la méthode Miyawaki visant à maximiser la diversité floristique dès la phase d'implantation (Miyawaki, 1999 ; Miyawaki & Golley, 1993). Lors des suivis réalisés en 2023 et 2024, la richesse spécifique demeure relativement élevée, avec respectivement 20 puis 19 espèces plantées encore présentes, traduisant une bonne persistance globale du peuplement malgré une mortalité non négligeable.

L'intégration, en 2024, d'espèces spontanées portant la richesse totale à 27 espèces constitue un indicateur intéressant de la dynamique écologique du site. Cette augmentation de la richesse floristique au-delà de la plantation initiale est cohérente avec les observations réalisées dans d'autres micro-forêts urbaines, où la fermeture progressive du couvert végétal favorise l'installation d'une flore spontanée, notamment pionnière, contribuant à la diversification fonctionnelle de l'écosystème (Mori et al., 2017 ; Oldfield et al., 2013). Ce phénomène est généralement interprété comme un signe précoce de naturalisation du système et de création de niches écologiques variées.

En revanche, la disparition complète de certaines espèces telles que *Larix laricina* et *Sambucus pubens* souligne que la réussite des arbres en milieu urbain dépend étroitement de leur tolérance physiologique aux stress environnementaux, conditionnant leur survie, leur performance physiologique, leur accès à la maturité et, par conséquent, le maintien des services écosystémiques qu'ils fournissent (Sjöman et al., 2016).

Micro-forêts montrant une bonne conservation de la richesse spécifique

Plusieurs micro-forêts se distinguent par une bonne conservation de leur richesse spécifique. À Candiac, bien que 30 % des individus n'aient pas été retrouvés en 2024, la richesse spécifique reste élevée avec 19 espèces plantées toujours présentes, et s'enrichit jusqu'à 27 espèces en intégrant les espèces spontanées. À Repentigny, la perte n'est que de 1 %, ce qui témoigne d'une stabilité remarquable tant en termes d'abondance que de richesse.

Dans les micro-forêts diversifiées et nourricières de Père-Marquette, les pertes sont modérées (respectivement 15 % et 16 %), tout en maintenant l'ensemble ou la quasi-totalité des espèces plantées. Ces résultats suggèrent que ces micro-forêts conservent une diversité floristique globalement stable.

Ces dynamiques rejoignent les processus observés dans les forêts naturelles, où différentes espèces coexistent en occupant des niches écologiques variées (Lewis, 2022 ; Anand et al., 2023). Elles sont également cohérentes avec les principes de la méthode Miyawaki visant à favoriser une structuration rapide et résiliente des peuplements (Miyawaki, 1999). En contexte urbain, les plantations diversifiées sont connues pour favoriser l'installation progressive d'espèces spontanées, enrichissant la dynamique écologique des sites (Alvey, 2006).

Micro-forêts présentant des pertes plus marquées

Certaines micro-forêts montrent toutefois des pertes plus importantes en abondance. Candiac constitue le cas le plus notable avec 30 % des individus disparus en 2024. De même, la micro-forêt Miyawaki de Rosemont (implantée en 2021) présente 23 % de pertes. Ces pertes affectent

particulièrement certaines espèces comme *Larix laricina*, qui apparaissent plus sensibles aux conditions de plantations denses, malgré leur statut indigène.

Ces observations montrent qu'une richesse initiale élevée ne garantit pas la réussite de toutes les espèces. Certaines d'entre elles sont plus vulnérables à la compétition, aux contraintes édaphiques ou aux stress propres aux milieux urbains (McKinney, 2008 ; Sjöman et al., 2016). Cela met en évidence l'importance du choix des espèces et de leur compatibilité avec un mode de plantation dense.

Cas intermédiaires : pertes modérées et dynamique d'ajustement

Entre ces deux extrêmes, les micro-forêts diversifiées et nourricières de Père-Marquette présentent des pertes jugées modérées (15 % et 16 %), sans disparition complète d'espèces. Ces valeurs s'inscrivent dans une plage attendue pour des peuplements jeunes à forte densité, où une phase de sélection naturelle précoce s'opère entre les individus.

Ces micro-forêts apparaissent ainsi engagées dans une dynamique d'ajustement structurel, caractéristique des premières années suivant la plantation, telle que décrite dans les travaux sur la méthode Miyawaki et la restauration forestière urbaine (Miyawaki, 1999 ; Alvey, 2006).

2. État de santé des arbres et arbustes

L'état de santé des arbres et arbustes constitue un indicateur central pour évaluer la viabilité écologique des micro-forêts urbaines, car il reflète à la fois l'adéquation entre les espèces sélectionnées et les conditions locales, ainsi que la capacité du peuplement à résister aux stress biotiques et abiotiques propres au milieu urbain.

Les résultats mettent en évidence des profils sanitaires contrastés selon les sites et les types de micro-forêts, révélant des dynamiques différenciées d'adaptation et de résilience.

Micro-forêts présentant un excellent état sanitaire global

Certaines micro-forêts se distinguent par un état de santé particulièrement favorable, traduisant une très bonne adaptation des espèces aux conditions locales.

Le cas le plus remarquable est celui de Repentigny, où 98,8 % des individus étaient classés en santé dès 2023, et encore 94,4 % en 2024. L'analyse interannuelle montre que 94 % des individus en santé en 2023 le demeuraient en 2024, témoignant d'une stabilité sanitaire exceptionnelle du peuplement. La mortalité y demeure marginale (≈ 1 % en 2024), malgré la présence ponctuelle d'individus en déclin léger chez certaines espèces telles que *Acer saccharum*, *Amelanchier canadensis* et *Betula alleghaniensis*.

Cette performance suggère une adéquation particulièrement réussie entre les espèces sélectionnées, les conditions édaphiques et microclimatiques du site, ainsi qu'un bon succès d'implantation initial. En milieu urbain, plusieurs travaux montrent que la survie et la santé des arbres sont étroitement liées à la qualité du site, au drainage, à la disponibilité hydrique et à la tolérance physiologique des espèces (Lagariya & Kaneria, 2021 ; Miyawaki, 2004).

Micro-forêts avec bon état sanitaire mais dynamique plus contrastée

D'autres micro-forêts présentent un état sanitaire globalement satisfaisant, mais accompagné d'une dynamique plus contrastée, traduisant une phase d'ajustement plus marquée.

À Candiac, les résultats illustrent une situation ambivalente : une forte proportion d'individus survivants classés en bon état de santé dès 2023 (84,3 %), proportion qui se maintient voire s'améliore légèrement en 2024 (87,5 %). Toutefois, lorsque les individus non retrouvés sont intégrés à l'analyse, la mortalité globale atteint environ 29 % après un an de suivi.

Ce contraste entre la bonne santé des individus encore présents et une perte relativement importante d'effectifs suggère que la dynamique du peuplement est moins liée à un dépérissement progressif qu'à une élimination précoce d'une fraction des individus. Cette observation peut être mise en relation directe avec l'un des principes fondamentaux de la

méthode Miyawaki, à savoir la plantation à très haute densité. Heuch et Thurman (2024) soulignent en effet que cette densité extrême induit une compétition intense pour les ressources essentielles (lumière, eau, nutriments), conduisant inévitablement à des mortalités élevées à moyen terme.

Dans cette perspective, les pertes observées à Candiac apparaissent non comme un échec isolé, mais comme une conséquence structurelle attendue d'un système fondé sur une sélection rapide par compétition. Les individus survivants présentent ainsi un bon état sanitaire précisément parce que la densité initiale favorise une élimination précoce des individus les moins compétitifs, renforçant ensuite la vigueur des arbres restants.

Cependant, cette dynamique soulève un enjeu important : si la compétition permet effectivement de sélectionner des individus robustes, elle implique également une perte significative d'effectifs, ce qui relativise les promesses initiales de réussite uniforme et interroge la durabilité réelle des plantations à très forte densité en contexte urbain.

L'analyse de la transition entre 2023 et 2024 montre que 77 % des individus en santé en 2023 le demeuraient en 2024, un taux satisfaisant mais inférieur à celui observé à Repentigny, suggérant une stabilité sanitaire plus fragile.

Micro-forêts présentant une hétérogénéité sanitaire selon les types de plantation

Dans l'arrondissement de Rosemont–La Petite-Patrie, l'état de santé global demeure élevé sur l'ensemble des micro-forêts, avec des proportions d'individus en santé généralement supérieures à 85 % en 2023 et 2024. Toutefois, des différences notables apparaissent selon le type de micro-forêt.

Les micro-forêts Miyawaki implantées en 2021 présentent une mortalité plus marquée pour certaines espèces, notamment chez les résineux, ce qui rejoint les observations faites sur leur sensibilité accrue à la compétition lumineuse et hydrique dans les plantations denses.

À l'inverse, les micro-forêts diversifiées et nourricières (implantées en 2022) affichent une répartition plus homogène des états de santé, traduisant une meilleure stabilité sanitaire interspécifique.

Ces résultats suggèrent que la structure fonctionnelle des plantations — notamment la diversité des formes biologiques, des strates végétales et des usages — peut influencer positivement la résilience sanitaire des micro-forêts, en réduisant les vulnérabilités propres à certains groupes fonctionnels (Oldfield et al., 2013).

Dans l'ensemble, les micro-forêts étudiées présentent un état sanitaire globalement satisfaisant à court terme, confirmant leur capacité d'adaptation aux contraintes urbaines. Toutefois, la variabilité observée entre les sites souligne que la santé des peuplements dépend non seulement du principe Miyawaki lui-même, mais aussi fortement du choix des espèces, de la qualité du site et du type de plantation adopté.

Les résultats mettent ainsi en évidence que les micro-forêts urbaines ne constituent pas des systèmes homogènes, mais des dispositifs écologiques sensibles aux décisions de conception, dont la réussite sanitaire repose sur une adéquation fine entre objectifs, espèces et conditions locales.

3. Végétation spontanée et dynamique écologique

La végétation spontanée observée dans les micro-forêts étudiées constitue un indicateur pertinent du stade de développement écologique de ces plantations urbaines, ainsi que de leur interaction avec la matrice urbaine environnante. Les résultats mettent en évidence une richesse variable selon les sites, une dominance marquée d'espèces exotiques et un recouvrement généralement faible, traduisant des micro-forêts encore en phase précoce d'établissement.

Richesse et composition floristique

Les micro-forêts étudiées présentent des profils contrastés en matière de richesse floristique spontanée, reflétant à la fois l'influence du contexte urbain et l'évolution des peuplements plantés.

À Candiac, le suivi de 2023 révèle une richesse spontanée élevée avec 53 espèces recensées, majoritairement exotiques. Cette richesse importante, associée à un nombre moyen de près de huit espèces par placette, suggère une forte influence des sources de propagules urbaines environnantes. En 2024, la richesse diminue nettement (16 espèces), avec une dominance persistante d'espèces exotiques telles que *Taraxacum officinale* et *Medicago lupulina*. Cette évolution peut être interprétée comme une conséquence de la fermeture progressive du couvert végétal et de l'intensification de la compétition exercée par les arbres et arbustes plantés.

La présence dominante d'espèces exotiques peut toutefois sembler en tension avec les principes de la méthode Miyawaki, qui privilégie l'utilisation d'espèces indigènes afin de recréer des communautés forestières proches de la végétation naturelle potentielle. En milieu urbain, cependant, les premières phases de colonisation végétale sont souvent dominées par des espèces rudérales ou exotiques en raison de l'abondance de propagules dans les espaces environnants. Dans l'approche Miyawaki, la gestion après plantation demeure généralement limitée, et les espèces spontanées ne sont pas systématiquement éliminées. À mesure que la canopée se referme et que les conditions d'ombrage augmentent, plusieurs espèces héliophiles tendent naturellement à diminuer, ce qui peut favoriser l'installation progressive d'espèces plus tolérantes à l'ombre. À Repentigny, la végétation spontanée demeure peu diversifiée comparativement à Candiac. En 2023, seules 15 espèces ont été recensées, avec un nombre moyen d'espèces par placette très faible (2,45), majoritairement exotiques. En 2024, la richesse reste similaire (14 espèces), mais l'apparition de semis spontanés d'espèces ligneuses indigènes (*Acer platanoïdes*, *Carya ovata*, *Prunus virginiana*) signale l'émergence d'une dynamique de régénération forestière encore marginale à ce stade. La persistance de *Taraxacum officinale* comme espèce dominante souligne le caractère encore ouvert et perturbé du milieu.

À Rosemont–La Petite-Patrie, les quatre micro-forêts présentent une richesse intermédiaire, avec 24 espèces recensées en 2023 et entre six et onze espèces selon les sites, puis 16 espèces en 2024. Comme dans les autres sites, la flore spontanée est dominée par des espèces exotiques, notamment *Taraxacum officinale*. Toutefois, la présence récurrente de semis d'arbres et l'observation d'*Asclepias syriaca* au parc du Pélican constituent des éléments notables, suggérant un potentiel d'accueil pour certaines espèces fauniques et une diversification fonctionnelle progressive.

Recouvrement et structure de la végétation spontanée

Dans l'ensemble des micro-forêts étudiées, le recouvrement de la végétation spontanée demeure faible, généralement inférieur à 25 % par placette. Ce faible recouvrement est cohérent avec les principes des micro-forêts denses, où la compétition exercée par les arbres plantés, combinée au paillage et à la fermeture progressive de la canopée, limite l'installation d'une strate herbacée abondante.

Ce patron est particulièrement visible à Repentigny, où la végétation spontanée reste peu développée malgré la forte densité de plantation. À Candiac et à Rosemont–La Petite-Patrie, le recouvrement demeure également limité, bien que la richesse spécifique soit parfois plus élevée, ce qui traduit une présence diffuse de nombreuses espèces sans dominance marquée, typique des stades précoces de succession en milieu urbain.

Lecture écologique transversale

Pris ensemble, les résultats relatifs à la végétation spontanée suggèrent que les micro-forêts étudiées se situent majoritairement dans une phase initiale de succession écologique, caractérisée par :

- Une dominance d'espèces herbacées rudérales et exotiques ;
- Une forte influence du contexte urbain sur les processus de colonisation végétale ;

- L'émergence progressive d'une dynamique plus forestière, perceptible par l'apparition ponctuelle de semis d'arbres indigènes, notamment à Repentigny et à Rosemont–La Petite-Patrie.

La faible abondance et le recouvrement limité de la végétation spontanée ne constituent pas nécessairement un indicateur négatif. Ils sont au contraire compatibles avec les objectifs des micro-forêts, qui visent une fermeture rapide du couvert arboré afin de limiter l'installation durable d'une strate herbacée concurrente et de favoriser, à plus long terme, une structuration forestière dominée par les espèces ligneuses.

4. Variables environnementales et microclimatiques

Les variables environnementales et microclimatiques mesurées dans les micro-forêts étudiées permettent d'évaluer leur capacité à modifier localement les conditions abiotiques en milieu urbain. Les résultats mettent en évidence des dynamiques contrastées selon l'âge des plantations, la densité du couvert végétal et la structure des peuplements, tout en révélant des tendances communes quant à l'influence progressive des micro-forêts sur la température et l'humidité du sol.

Ouverture de la canopée et structure du couvert

Dans les micro-forêts les plus récentes, notamment à Candiac et à Repentigny, l'ouverture de la canopée demeure très élevée, voire totale (93,5 à 100 %), traduisant un stade précoce de développement dominé par des individus de petite taille. Ces résultats sont cohérents avec les faibles hauteurs moyennes observées et l'absence de structuration verticale marquée durant les premières années suivant la plantation.

À Rosemont–La Petite-Patrie, les micro-forêts présentent des situations plus contrastées, reflétant leur âge et leur type de plantation. Les micro-forêts implantées en 2022 (diversifiée et nourricière) montraient une ouverture quasi totale en 2023, suivie d'une fermeture rapide du couvert à 130 cm en 2024, particulièrement marquée dans la micro-forêt diversifiée (de 88 % à 23,8 %). À l'inverse, la micro-forêt Miyawaki du parc Père-Marquette présente des valeurs

relativement stables entre 2023 et 2024, suggérant une progression plus graduelle de la structuration verticale. La micro-forêt du parc du Pélican se distingue par une fermeture quasi complète du couvert dès 2024, indiquant une densité et une stratification plus avancées.

Ces résultats confirment que la fermeture du couvert peut constituer un processus rapide dans les micro-forêts, mais qu'elle demeure fortement dépendante du design de plantation, de la densité initiale et de l'âge des peuplements (Miyawaki, 2004).

Température du sol et effet modérateur des micro-forêts

Les données de température recueillies montrent des fluctuations journalières marquées, avec des températures plus élevées le jour et plus basses la nuit, quel que soit le site étudié. De manière générale, les températures mesurées à 6 cm sous la surface du sol présentent des variations plus faibles que celles mesurées au-dessus du sol, illustrant le rôle tampon du sol face aux variations thermiques rapides.

À Rosemont–La Petite-Patrie, les températures diurnes mesurées à l'intérieur des micro-forêts sont généralement inférieures à celles observées à l'extérieur pour les sites présentant une canopée plus développée, notamment au parc du Pélican et au parc Père-Marquette. Ces résultats suggèrent que la densité du couvert végétal et la structuration verticale des peuplements jouent un rôle déterminant dans la régulation thermique locale, en réduisant l'exposition directe au rayonnement solaire et en favorisant les processus d'évapotranspiration.

À Repentigny, la température moyenne du sol mesurée en 2024 (21,5 °C) demeure inférieure aux températures maximales de l'air enregistrées lors de la même journée, ce qui indique un effet modérateur du sol et de la végétation, malgré une canopée encore largement ouverte. Ce résultat montre que même à un stade précoce de développement, une micro-forêt peut exercer une influence mesurable sur le microclimat local.

Ces observations sont cohérentes avec les travaux montrant que les micro-forêts urbaines contribuent à l'atténuation de l'effet d'îlot de chaleur grâce à un couvert dense qui limite l'absorption solaire et favorise la transpiration végétale (Lewis, 2022 ; Sandeep et al., 2022).

Contrairement aux plantations classiques d'arbres espacés, les micro-forêts, par leur densité et leur structuration multi-strates, offrent une régulation thermique plus efficace (Poddar, 2021).

Les résultats obtenus à Montréal trouvent également un appui empirique dans le cadre du projet SUGi à Londres, où une micro-forêt de 120 m² implantée au Southbank Centre a permis d'observer une réduction thermique maximale de 25,5 °C par rapport aux surfaces urbaines les plus chaudes environnantes (SUGi Project 2025). Bien que ce chiffre corresponde à un contraste extrême et non à une moyenne représentative, il illustre le potentiel élevé des micro-forêts pour créer des îlots de fraîcheur urbains, en particulier dans des contextes fortement minéralisés.

Ainsi, les résultats observés dans les sites montréalais, bien que plus modestes en amplitude, confirment que les micro-forêts peuvent constituer des infrastructures vertes efficaces pour la régulation thermique en milieu urbain, leur efficacité étant étroitement liée au degré de fermeture de la canopée, à la densité de plantation et à la maturité des peuplements.

Humidité du sol et dynamique hydrique

Les résultats montrent que, dans plusieurs sites, l'humidité du sol est plus élevée à l'intérieur des micro-forêts qu'à l'extérieur, particulièrement durant les phases précoces de développement. À Candiac et à Repentigny en 2023, l'humidité mesurée à l'intérieur des micro-forêts était systématiquement supérieure à celle observée à l'extérieur, ce qui peut être attribué à la présence de paillis, à la réduction de l'évaporation directe et à une amélioration de l'infiltration de l'eau.

Toutefois, les résultats de Rosemont–La Petite-Patrie mettent en évidence des dynamiques plus complexes. Dans certaines micro-forêts, notamment au parc du Pélican, les pics d'humidité observés après les précipitations diminuent plus rapidement à l'intérieur qu'à l'extérieur, suggérant une vitesse d'infiltration plus élevée et un assèchement plus rapide du sol. À l'inverse, dans la micro-forêt nourricière du parc Père-Marquette, les valeurs d'humidité sont généralement plus faibles à l'intérieur qu'à l'extérieur, ce qui pourrait être lié à une interception accrue par la végétation et à une évapotranspiration plus importante.

Ces résultats soulignent que l'effet des micro-forêts sur l'humidité du sol n'est pas uniforme et dépend étroitement de la structure du couvert, du type de plantation et des caractéristiques locales du sol.

Lecture transversale et implications écologiques

Pris dans leur ensemble, les résultats montrent que les micro-forêts étudiées possèdent un potentiel réel de modification locale des conditions microclimatiques, mais que ces effets sont progressifs et fortement dépendants de l'âge et de la structure des peuplements.

Les micro-forêts jeunes présentent encore un couvert ouvert et des effets thermiques limités, tandis que les micro-forêts plus denses et plus anciennes montrent déjà des signes clairs de régulation thermique et de modification des dynamiques hydriques.

Ces observations confirment que les bénéfices microclimatiques des micro-forêts urbaines ne sont pas immédiats, mais s'intensifient avec le temps, à mesure que la canopée se ferme et que les processus écologiques s'installent durablement.

5. Limites et controverses autour de la méthode Miyawaki en contexte urbain

Malgré l'engouement croissant suscité par la méthode Miyawaki dans les politiques de verdissement urbain, son efficacité écologique réelle demeure aujourd'hui sujette à de nombreuses limites et controverses. Une analyse critique de la littérature met en évidence des faiblesses à plusieurs niveaux : scientifique, écologique, bioclimatique et institutionnel.

Depuis ses premières formulations dans les années 1990, la méthode Miyawaki est fréquemment présentée comme une approche révolutionnaire de restauration forestière, notamment en raison de vitesses de croissance annoncées comme exceptionnellement élevées par rapport aux forêts conventionnelles (Miyawaki, 1999, 2004). Cette rhétorique de performance a largement contribué à la popularité actuelle de la méthode, en particulier en milieu urbain, où la recherche de solutions rapides face aux changements climatiques est particulièrement pressante.

Cependant, un examen critique de la littérature récente révèle que nombre de ces affirmations reposent davantage sur des supports de vulgarisation, des documents promotionnels ou des plateformes web (par exemple Afforestt, 2017) que sur des études scientifiques indépendantes et systématiques. Cette situation alimente une perception parfois idéalisée de la méthode, susceptible de générer des attentes irréalistes chez les décideurs publics et les acteurs municipaux.

Heuch et Thurman (2024) rappellent que la majorité des comparaisons entre micro-forêts Miyawaki et plantations traditionnelles sont réalisées par les promoteurs eux-mêmes, sans validation indépendante, ce qui limite considérablement la robustesse des conclusions avancées sur la supériorité écologique de la méthode.

Les bénéfices attribués aux micro-forêts Miyawaki en termes de biodiversité, de séquestration du carbone ou d'amélioration des sols apparaissent ainsi variables selon les contextes étudiés et rarement généralisables. La rareté d'études comparatives rigoureuses entre la méthode Miyawaki et d'autres formes de reboisement urbain limite fortement la capacité à isoler ses effets spécifiques.

Au-delà du manque de validation scientifique, plusieurs travaux récents mettent en évidence des limites écologiques intrinsèques liées au fonctionnement même de la méthode.

Heuch et Thurman (2024) soulignent que la forte densité de plantation, loin d'augmenter mécaniquement la résilience des peuplements, génère une compétition intense pour la lumière, l'eau et les nutriments, conduisant fréquemment à des mortalités élevées à moyen terme. Ces dynamiques remettent en question l'idée selon laquelle la densité serait systématiquement un facteur positif de succès écologique.

De plus, les bénéfices en matière de biodiversité et de séquestration du carbone restent incertains, voire contestés, notamment en raison de la faible superficie des micro-forêts, des coûts écologiques associés à la préparation des sites et de l'absence de données à long terme.

Ces éléments plaident pour une lecture prudente et contextualisée des performances écologiques revendiquées.

Bien que la méthode Miyawaki ait démontré une certaine efficacité dans les contextes tempérés humides et subtropicaux où elle a été initialement développée, notamment au Japon, sa transposition à d'autres contextes climatiques pose des défis majeurs.

Zeybek (2025) souligne que les performances écologiques de cette méthode ne sont pas systématiquement reproductibles dans des environnements contrastés, comme les régions méditerranéennes, caractérisées par des étés secs, des sols pauvres et une forte contrainte hydrique. Dans ces milieux, la forte densité de plantation, associée à une disponibilité limitée en eau, accentue la compétition entre individus et compromet la survie de certaines espèces, même lorsqu'elles sont indigènes.

Ces observations rappellent que la réussite d'une micro-forêt ne dépend pas uniquement de l'origine locale des espèces, mais surtout de leur adéquation fonctionnelle aux contraintes climatiques et hydriques propres à chaque région. Une application uniforme de la méthode Miyawaki sans adaptation fine au contexte bioclimatique peut ainsi conduire à des résultats écologiques sous-optimaux, voire contre-productifs (Zeybek, 2025).

Si les micro-forêts Miyawaki sont souvent présentées comme bénéfiques pour la qualité des sols, certaines études récentes invitent à nuancer cette affirmation.

Zeybek (2025) rapporte que l'afforestation dense et rapide peut, dans certains contextes, entraîner une dégradation de la diversité microbienne et des fonctions biologiques du sol, notamment lorsque la préparation du site repose sur un apport massif de substrats artificiels ou un remaniement important du sol urbain. Ces interventions, bien que favorables à l'implantation initiale des arbres, peuvent perturber durablement les communautés biologiques du sol et réduire sa résilience écologique.

Par ailleurs, une densité excessive peut accroître la consommation d'eau et de nutriments, contribuant à l'appauvrissement progressif du sol si aucun processus de régénération naturelle

ne s'installe efficacement. Ces constats soulignent que la restauration forestière urbaine ne peut être évaluée uniquement à partir de la survie des arbres, mais doit également intégrer le fonctionnement biologique et physico-chimique du sol comme indicateur central de durabilité écologique.

Dans le contexte québécois, et plus particulièrement montréalais, l'implantation des micro-forêts Miyawaki s'inscrit dans une dynamique municipale ambitieuse visant à verdir la ville, renforcer la résilience climatique et promouvoir la biodiversité urbaine. Le travail de suivi réalisé par l'IRBV s'inscrit pleinement dans cette volonté de validation scientifique adaptée au climat tempéré local.

Toutefois, cette articulation entre recherche, organismes environnementaux et partenaires municipaux introduit également des contraintes importantes : temporalités politiques souvent courtes, attentes de résultats visibles rapidement, objectifs parfois divergents entre acteurs scientifiques et décideurs, et pression pour démontrer des bénéfices mesurables à court terme.

Ces éléments renforcent la nécessité d'une approche prudente, fondée sur des suivis de long terme, afin d'éviter que la micro-forêt ne devienne un outil davantage symbolique que réellement écologique.

V. Conclusion

Cette étude visait à évaluer le succès écologique des micro-forêts Miyawaki implantées dans différents contextes urbains à Montréal. L'analyse comparative des six sites étudiés montre que ces plantations présentent des résultats contrastés selon l'âge des micro-forêts, leur contexte environnemental et les conditions écologiques locales. Dans plusieurs sites, la méthode Miyawaki semble favoriser l'établissement rapide d'un couvert végétal dense et contribuer à certaines fonctions écologiques urbaines, notamment l'amélioration du microclimat et le développement progressif d'une diversité végétale. Toutefois, les résultats montrent également que ces écosystèmes restent fortement influencés par le contexte urbain environnant, notamment par la colonisation d'espèces spontanées, souvent exotiques, et par les dynamiques de compétition entre espèces plantées et spontanées. Si la méthode Miyawaki est souvent présentée comme une

solution efficace pour accélérer la restauration forestière et renforcer la biodiversité urbaine, plusieurs travaux soulignent néanmoins que certaines de ses promesses doivent être évaluées avec prudence, notamment en raison des effets potentiels de la forte densité de plantation, qui peut entraîner une compétition importante et une mortalité élevée à moyen terme

Les résultats montrent que les micro-forêts Miyawaki peuvent constituer un outil intéressant de verdissement urbain et de renforcement des infrastructures vertes, mais que leur efficacité dépend largement du choix des espèces, des conditions du site et du suivi écologique réalisé après plantation. Dans cette perspective, il apparaît essentiel de poursuivre les recherches à long terme afin de mieux documenter l'évolution de ces écosystèmes urbains, tout en recommandant aux gestionnaires d'assurer un suivi régulier des plantations, de surveiller la dynamique des espèces exotiques et d'intégrer ces micro-forêts dans une stratégie plus large de planification écologique urbaine.

VI. Références bibliographiques

Alvey, A. A. (2006). Promoting and preserving biodiversity in the urban forest. *Urban Forestry & Urban Greening*, 5(4), 195–201. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2006.09.003>

Anand, A. V., Sreedevi, M. J., & Swapna, T. S. (2023). Plant conservation associated with traditional knowledge: Past and future. Dans *Conservation and sustainable utilization of bioresources* (pp. 261–290). Springer Nature.

Cairns, J., Jr. (1988). *Rehabilitating damaged ecosystems*. CRC Press.

Earthwatch Europe. (2023). *Tiny Forest Monitoring Report 2022* [Rapport]. <https://tinyforest.earthwatch.org.uk/images/documents/Tiny-Forest-Monitoring-Report-2022.pdf>

Escobedo, F. J., Giannico, V., Jim, C. Y., Sanesi, G., & Laforteza, R. (2019). Urban forests, ecosystem services, green infrastructure and nature-based solutions: Nexus or evolving metaphors? *Urban Forestry & Urban Greening*, 37, 3–12. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2018.02.011>

Heuch, J., & Thurman, P. (2024). Reflections on the Miyawaki tree-planting method. *The Arboricultural Journal* (ARB Magazine). <https://easytreesie.com/wp-content/uploads/2024/03/heuchand-thurman-2024-reflections-on-the-miyawaki-tree-planting-method.-arb-magazine.pdf>

Lagariya, V. J., & Kaneria, M. J. (2021). Ethnobotanical profiling and floristic diversity of the Miyawaki plantation in Saurashtra University Campus, Rajkot. *Journal of Drug Delivery and Therapeutics*, 11(2), 87–99.

Lewis, H. (2022). *Mini-forest revolution: Using the Miyawaki method to rapidly rewild the world*. TerraNuova. https://media.terranovalibri.it/pdf_incipit/terra-nuova-edizioni/mini-forest-revolution236690.pdf

McKinney, M. L. (2008). Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. *Urban Ecosystems*, 11, 161–176.

Miyawaki, A. (1999). Creative ecology: Restoration of native forests by native trees. *Plant Biotechnology*, 16(1), 15–25.

Miyawaki, A. (2004). Restoration of living environment based on vegetation ecology. *Ecological Research*, 19(1), 83–90.

Miyawaki, A., Fujiwara, K., & Ozawa, M. (1993). Native forest by native trees: Restoration of indigenous forest ecosystem. *Bulletin of the Institute of Environmental Science and Technology*, 19, 72–107.

Miyawaki, A., & Golley, F. B. (1993). Forest reconstruction as ecological engineering. *Ecological Engineering*, 2, 333–345.

Miyawaki, A. (1993). Restoration of native forests from Japan to Malaysia. Paper presented at the Restoration of Tropical Forest Ecosystems: Proceedings of the Symposium held on October 7–10, 1991.

Mori, A. S., Lertzman, K. P., & Gustafsson, L. (2017). Biodiversity and ecosystem services in forest ecosystems: A research agenda for applied forest ecology. *Journal of Applied Ecology*, 54(1), 12–27. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12669>

Oldfield, E., Warren, R., Felson, A., & Bradford, M. (2013). Challenges and future directions in urban afforestation. *Journal of Applied Ecology*, 50. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12124>

Poddar, S. (2021). Planting the Miyawaki way. *Current Science*, 121(6), 726.

Sandeep, R., Sharma, P., & Modi, N. (2022). Development of tree plantation through Miyawaki method. *International Association of Biologicals and Computational Digest*, 1(1), 163–174.

Schirone, B., Salis, A., & Vessella, F. (2011). Effectiveness of the Miyawaki method in Mediterranean forest restoration programs. *Landscape and Ecological Engineering*, 7(1), 81–92.

Sjöman, H., Morgenroth, J., Sjöman, J. D., Sæbø, A., & Kowarik, I. (2016). Diversification of the urban forest—Can we afford to exclude exotic tree species? *Urban Forestry & Urban Greening*, 18, 237–241. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2016.06.011>

SUGi Project. (2025, 18 juin). SUGi pocket forests London | 2024 impact report. <https://www.sugiproject.com/blog/sugi-pocket-forests-london-2024-impact-report>

Tüxen, R. (1956). Die heutige potentielle natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung. *Angewandte Pflanzensoziologie*, 13, 5–42.

Zeybek, O. (2025). Evaluating the Miyawaki afforestation technique in urban landscapes. *ICONARP International Journal of Architecture and Planning*, 13(1), 313–337.

Zsolnai, B., & Bajor, Z. (2021). Preliminary data on the first Hungarian Miyawaki-forest. *International Multidisciplinary Scientific GeoConference SGEM*, 21(3.2), 205–212.