



Mise en garde

La bibliothèque du Cégep de l'Abitibi-Témiscamingue et de l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT) a obtenu l'autorisation de l'auteur de ce document afin de diffuser, dans un but non lucratif, une copie de son œuvre dans [Depositum](#), site d'archives numériques, gratuit et accessible à tous. L'auteur conserve néanmoins ses droits de propriété intellectuelle, dont son droit d'auteur, sur cette œuvre.

Warning

The library of the Cégep de l'Abitibi-Témiscamingue and the Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT) obtained the permission of the author to use a copy of this document for nonprofit purposes in order to put it in the open archives [Depositum](#), which is free and accessible to all. The author retains ownership of the copyright on this document.

Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue

DYNAMIQUES DU CARBONE ORGANIQUE DANS LES TECHNOSOLS URBAINS : VERS
UNE GESTION DURABLE DES INFRASTRUCTURES VERTES À MONTRÉAL

Mémoire présenté comme exigence
partielle de la maîtrise sur mesure
en agroalimentaire

Par
Antonious Petro

Août 2025

© Antonious Petro, 2025

REMERCIEMENTS

Ce mémoire n'aurait jamais pu voir le jour sans l'accompagnement exceptionnel de Vincent Poirier, mon directeur de recherche, qui a été bien plus qu'un superviseur académique. Il a été un véritable mentor, m'offrant son éclairage, sa patience, son savoir et son humilité à chaque étape de ce parcours. Je tiens également à exprimer ma profonde gratitude à Alison Munson, ma codirectrice, pour son soutien et ses conseils précieux tout au long de cette recherche..

Ma reconnaissance va aussi à l'équipe du Laboratoire d'Intégration de l'Écologie Urbaine (LIEU), et particulièrement à Élise, Laure, Guy et l'équipe de terrain qui ont rendu possible la réalisation de cette étude sur le terrain.

Mes remerciements les plus chaleureux vont également à mes ami.es et collègues qui ont partagé cette aventure avec moi.

DÉDICACE

À Caro.

Merci d'avoir cru en moi. Tu liras ceci assise sur de beaux nuages, à ton image.

TABLE DES MATIÈRES

Remerciements.....	ii
DÉDICACE.....	iii
TABLES DES MATIÈRES.....	iv
LISTE DE FIGURES	vi
LISTE DE TABLEAUX	viii
LISTE DES ABRÉVIATIONS	ix
1. INTRODUCTION GÉNÉRALE	1
1.1 Problématique	1
1.2 Le rôle des sols dans l'adaptation aux changements climatiques et leur atténuation	2
1.3 Les sols urbains.....	3
1.3.1 Les services écosystémiques des sols urbains.....	6
1.3.2 Stratégies déployées pour améliorer la fertilité des sols urbains.....	8
1.3.3 Le choix des espèces.....	10
1.4 Objectif et hypothèses.....	12
2 URBAN SOILS AS CLIMATE TOOLS: ASSESSING TECHNOSOL AND PLANT PERFORMANCE IN THEIR CAPACITY TO STORE ORGANIC CARBON.....	13
2.1 Abstract.....	13
2.2 Introduction	14
2.3 Materials and methods	16
2.3.1 Study area	16
2.3.2 Management types and experimental designs.....	18
2.3.3 Selected species and ground covers.....	20
2.3.4 Soil characterization, sampling and analysis.....	21
2.3.5 Plant biomass and litter sampling and analysis.....	24
2.3.6 Total C stocks and C balance in the plant-soil system.....	25
2.3.7 Sunlight exposure analysis	25
2.3.8 Statistical analysis	26
2.4 Results.....	27
2.4.1 Carbon concentrations and stocks in aboveground plant biomass and surface soil litter	27
2.4.2 Carbon concentrations and stocks in plant roots and soils	32
2.4.3 Total carbon stocks in the plant-soil system.....	35
2.4.4 Total carbon balance in plant-soil system after two growing seasons.....	36
2.5 Discussion	39
2.5.1 Soil type limits carbon storage capacity	39
2.5.2 Sunlight exposure increases carbon loss	40
2.5.3 Ground covers influence carbon storage.....	41
2.6 Conclusion.....	43

3	CONCLUSION GÉNÉRALE.....	44
3.1	Limite de l'étude.....	44
3.2	Repenser l'avenir	45
3.3	Promouvoir la diversité	46
3.4	Sciences du sol et politiques publiques	47
3.5	Vers une transition écologique ancrée dans le sol, la diversité et la participation	48
4	BIBLIOGRAPHIE	50

LISTE DE FIGURES

Figure 1: The island of Montreal and the study site located in the Ahuntsic-Cartierville borough.	17
Figure 2: Location of management types	18
Figure 3: The four management types used in the study: small pits (a, e), large pits (b, f), elevated pits (c, g) and median strip (d, h). The images were taken in spring 2018 prior to the beginning of the experiment (a - d) and in Summer 2019, after two growing seasons.	19
Figure 4: Example of seeding pattern for different species in distinct associations in (a) small pits and (b) large pits, elevated pits as well as in the median strip. See section 2.3.3 for details on species and associations.	20
Figure 5: Seasonal variation in shading patterns across the study site at different times of day, showing shadow coverage on June 15th, August 15th, and October 15th at 8:00 AM and 4:00 PM. Gray areas indicate shadows cast by surrounding buildings and infrastructures.	26
Figure 6: Carbon stocks in the aboveground biomass of species found in small pits (a), large pits (b), elevated pits (c), and the median strip (d). ALLI = <i>Allium schoenoprasum</i> ; ASCL = <i>Asclepias tuberosa</i> ; ASTE = <i>Aster laevis</i> ; CICH = <i>Cichorium intybus</i> ; DESC = <i>Deschampsia cespitosa</i> ; ECHI = <i>Echinacea purpurea</i> ; GAZON = mowed turfgrass (control); LUZE = <i>Medicago lupulina</i> ; RUDB = <i>Rudbeckia fulgida</i> ; SB-SN = Bélair mix sown on bare soil; THYM = <i>Thymus serpyllum</i> . In each setup, species with at least one similar letter do not differ from each other according to Fisher's Least Significant Difference (LSD) test at the $\alpha = 0.05$ level. Probability values for species effects (P _{Sp}) are provided above the graphs.	30
Figure 7: Carbon stocks in plant litter found in small pits (a), large pits (b), elevated pits (c), and the median strip (d). ALLI = <i>Allium schoenoprasum</i> ; ASCL = <i>Asclepias tuberosa</i> ; ASTE = <i>Aster laevis</i> ; CICH = <i>Cichorium intybus</i> ; DESC = <i>Deschampsia cespitosa</i> ; ECHI = <i>Echinacea purpurea</i> ; GAZON = mowed turfgrass (control); LUZE = <i>Medicago lupulina</i> ; RUDB = <i>Rudbeckia fulgida</i> ; SB-SN = Bélair mix sown on bare soil; THYM = <i>Thymus serpyllum</i> . In each setup, species with at least one similar letter do not differ from each other according to Fisher's Least Significant Difference (LSD) test at the $\alpha = 0.05$ level. Probability values for species effects (P _{Sp}) are provided above the graphs.	31
Figure 8: Carbon stocks in root biomass of species found in small pits (a), large pits (b), elevated pits (c), and the median strip (d). ALLI = <i>Allium schoenoprasum</i> ; ASCL = <i>Asclepias tuberosa</i> ; ASTE = <i>Aster laevis</i> ; CICH = <i>Cichorium intybus</i> ; DESC = <i>Deschampsia cespitosa</i> ; ECHI = <i>Echinacea purpurea</i> ; GAZON = mowed turfgrass (control); LUZE = <i>Medicago lupulina</i> ; RUDB = <i>Rudbeckia fulgida</i> ; SB-SN = Bélair mix sown on bare soil; THYM = <i>Thymus serpyllum</i> . In each setup, species with at least one similar letter do not differ from each other	

according to Fisher's Least Significant Difference (LSD) test at the $\alpha = 0.05$ level. Probability values for species effects (P _{Sp}) are provided above the graphs.....	35
Figure 9: Carbon stocks in the plant-soil system in small pits (PF), large pits (GF), elevated pits (BACS), and the median strip (TP).Probability values for species effects (P _{Sp}) are provided above the graphs	36
Figure 10: Net carbon stored in the plant-soil system before species sowing in spring 2019 and at the end of the 2020 growing season in small pits (a), large pits (b), elevated pits (c), and the median strip (d). ALLI = <i>Allium schoenoprasum</i> ; ASCL = <i>Asclepias tuberosa</i> ; ASTE = <i>Aster (ASTE) laevis</i> ; CICH = <i>Cichorium intybus</i> ; DESC = <i>Deschampsia cespitosa</i> ; ECHI = <i>Echinacea purpurea</i> ; GAZON = mowed turfgrass (control); LUZE = <i>Medicago lupulina</i> ; RUDB = <i>rudbeckia (RUDB) fulgida</i> ; SB-SN = Bélair mix sown on bare soil; THYM = <i>Thymus serpyllum</i> . In each setup, species with at least one similar letter do not differ from each other according to Fisher's Least Significant Difference (LSD) test at the $\alpha = 0.05$ level. Probability values for species effects (P _{Sp}) are provided above the graphs.....	37
Figure 11: Relationships between the stored C balance in the plant-soil system from spring 2019 before species seeding to the end of the 2020 growing season and (a) the amount of C stored in the soil in spring 2019 as well as (b) the average number of sunlight hours received during the growing season. The green area indicates carbon gains and the red area indicates losses, while the dashed line marks zero where the balance is neutral	38

LISTE DE TABLEAUX

Table 1: Numbers of replicates for each species seeded in individual associations or in a mix and for ground covers applied on the soil surface in each management type in Spring 2019.	21
Table 2: Specifications of the standard growing soil type 1 in volumetric proportion (DTNP-A5, Soil Supply for Cultivation, City of Montreal, 2024)	22
Table 3: Means ($\pm$ standard deviations) of nitrogen content, C/N ratio, moisture, bulk density, and pH in the soils of small and large pits, as well as in the elevated pits and the median strip in spring 2019 before species seeding.	24
Table 4: Means (and standard deviations) of carbon concentrations in aboveground biomass for the species found in each of the management types at the end of the growing season ..	28
<i>Table 5: Means (and standard deviations) of carbon concentrations in plant litter for the species found in each of the management types at the end of the growing season</i>	<i>29</i>
Table 6: Means (and standard deviations) of carbon concentrations in root biomass for the species found in each of the management types at the end of the 2020 growing season.....	33
Table 7: Means (and standard deviations) of carbon concentrations in soil under the species found in each of the management types at the end of the 2020 growing season	34

LISTE DES ABRÉVIATIONS

CO₂ : Dioxyde de carbone

GES : Gaz à effet de serre

GIEC : Groupe intergouvernemental sur l'évolution du climat

LIEU : Laboratoire d'intégration de l'écologie urbaine

MOS : Matière organique du sol

MVA : Masse volumique apparente

ONU : Organisation des Nations Unies

SOC : Soil Organic Carbon

UQAT : Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue

GUI : Green Urban Infrastructure

LSD : Least Significant Difference

1. INTRODUCTION GÉNÉRALE

1.1 *Problématique*

L'accélération des changements climatiques est de nos jours un phénomène bien connu: il y a maintenant plusieurs décennies que les scientifiques constatent les effets négatifs des activités humaines sur le climat. Ces impacts sont aujourd'hui non seulement mesurables, mais leurs conséquences sur les populations sont également indéniables. La concentration de dioxyde de carbone (CO₂) dans l'atmosphère a atteint des niveaux jamais enregistrés depuis des centaines de milliers d'années, dépassant 420 ppm en 2023, contre environ 280 ppm avant l'ère industrielle (GIEC, 2023). Ce niveau élevé, directement lié à l'utilisation des énergies fossiles, à la déforestation et à l'intensification des activités industrielles, est la principale cause du réchauffement de la planète. Selon le dernier rapport du GIEC, le groupe intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC, 2023) , sans une réduction drastique des émissions de gaz à effet de serre (GES), la température moyenne mondiale pourrait augmenter de 2,5°C à 3°C d'ici 2050 par rapport aux niveaux préindustriels. Ce dépassement des seuils critiques pourrait engendrer des conséquences irréversibles sur les écosystèmes terrestres et marins.

Les zones urbaines sont au cœur de cette problématique. Bien que les milieux urbains ne couvrent qu'environ 3 % de la surface terrestre, on estime que 55% de la population mondiale y habitent (G. Chen et al., 2020). Ce pourcentage est appelé à augmenter pour atteindre 68% d'ici 2050 (ONU, 2022; GIEC, 2023). En partie à cause de leur grande densité de population, les villes génèrent près de 70 % des émissions mondiales de GES, une proportion qui peut atteindre jusqu'à 80% en Amérique du Nord (GIEC, 2018). Le transport, la production d'énergie, l'industrie et le secteur du bâtiment constituent les principales sources de ces émissions . Ainsi, l'urbanisation croissante, couplée à une forte consommation énergétique des populations urbaines, accentue la tendance de réchauffement climatique.

Les villes et leurs habitants sont également parmi les plus touchés par les conséquences des changements climatiques (Dhakal et al., 2023). Les milieux urbains sont particulièrement vulnérables aux événements climatiques extrêmes, comme les vagues de chaleur et les inondations. Cela s'explique en partie par le phénomène des îlots de chaleur urbains, qui est exacerbé par l'imperméabilisation des surfaces et la réduction des espaces verts, et qui dégrade les conditions de vie des populations, en particulier des plus vulnérables (Wolf et al.,

2020). À cela s'ajoute une perte accélérée de biodiversité (Shochat et al., 2010), la détérioration de la qualité de l'air et une pression croissante sur les infrastructures urbaines. Conscientes de leur double position - à la fois contributrices et victimes des changements climatiques - de nombreuses villes à travers le monde se sont donné la mission de mettre en place des stratégies ambitieuses pour à la fois réduire leur empreinte écologique et renforcer leur résilience face aux aléas climatiques (Pavao-Zuckerman, 2008; Rosenzweig et al., 2010). Ce virage est d'autant plus important que, tel que mentionné précédemment, la majorité de la population mondiale vit en milieu urbain, et cette tendance est portée à croître.

L'expansion des infrastructures vertes occupe une place cruciale dans l'adaptation des villes aux changements climatiques. Parmi les mesures mises en place en milieux urbains pour répondre aux enjeux environnementaux et améliorer la qualité de vie des citoyennes et des citoyens, on retrouve notamment l'augmentation des espaces verts, la gestion des forêts urbaines, la création de corridors écologiques et l'intégration de toitures végétalisées (Delgado-Baquerizo et al., 2021; Wolf et al., 2020). Ces initiatives ont principalement pour objectif d'atténuer les effets des îlots de chaleur, de favoriser la gestion des eaux pluviales, d'améliorer la qualité de l'air et de renforcer la biodiversité urbaine. Dans certaines villes, des approches innovantes ont permis de développer de nouveaux concepts; on peut par exemple penser aux corridors verts et bleus, qui relient les espaces naturels et permettent une meilleure circulation de la faune et de la flore tout en jouant un rôle dans la régulation thermique et hydrique du milieu (Pan et al., 2023; Perrelet et al., 2024). D'autres approches consistent à désimperméabiliser des surfaces pour restaurer la capacité d'infiltration des sols et ainsi limiter les risques d'inondation.

Afin que les villes prennent la place centrale qui leur revient dans la lutte contre les changements climatiques, il est primordial d'adopter une approche globale et intégrée. Ainsi, les infrastructures vertes doivent être conçues à la fois pour répondre aux besoins esthétiques ou fonctionnels propres aux milieux urbains et pour maximiser leur contribution au ralentissement des changements climatiques. Cela implique de repenser les matériaux utilisés, la gestion des sols et le choix des espèces végétales, mais surtout d'inscrire ces actions dans une vision à long terme.

1.2 Le rôle des sols dans l'adaptation aux changements climatiques et leur atténuation

Les sols jouent un rôle crucial dans la dynamique des cycles du carbone sur terre (Lal, 1998, 2004, 2018). Par leur grande capacité de stockage, ils représentent le plus grand réservoir

terrestre de carbone organique. En effet, à l'échelle mondiale, les sols emmagasinent environ 2 500 gigatonnes de carbone (GtC), soit près de trois fois plus que l'atmosphère et plus du double des réserves contenues dans la biomasse végétale (Zomer et al., 2017). La matière organique du sol (MOS), qui est créée par la décomposition des résidus végétaux, les racines, et l'activité des organismes du sol, est la forme sous laquelle se retrouve principalement le carbone dans les sols. Une partie de ce carbone est dite stable et elle est protégée par les agrégats du sol ou se trouve associée aux particules minérales fines (limon et argile). Une autre partie est plus labile, donc facilement décomposable et sujette aux pertes sous forme de CO₂ via la respiration microbienne (Lavalée et al., 2020; Liu et al., 2025).

Les sols représentent cependant un réservoir fragile. L'intensification des activités humaines telles que la déforestation, l'agriculture intensive et l'urbanisation au cours des dernières décennies ont contribué à une perte massive du carbone stocké dans les sols. On estime que la dégradation des sols a entraîné la libération de près de 133 GtC depuis l'ère préindustrielle (Crowther et al., 2016; Sanderman et al., 2017). Dans ce contexte, la séquestration du carbone dans les sols est une solution envisageable pour atténuer les changements climatiques tout en limitant les impacts environnementaux. En favorisant l'accumulation de matière organique et en stabilisant le carbone déjà emmagasiné dans les sols, il est possible de transformer ces derniers en véritables puits de carbone.

Le rôle des sols comme puits de carbone est un concept bien établi dans la recherche scientifique. Les chercheuses et les chercheurs qui intéressées à la séquestration du carbone ont historiquement étudié les milieux dits « naturels » ou productifs comme les sols agricoles, les forêts, ainsi que les écosystèmes riches en matière organique comme les tourbières et les pergélisols (Boehm et al., 2004; García-Oliva & Masera, 2004; LaCanne & Lundgren, 2018; Lal, 2020). Ces recherches ont permis d'identifier des mécanismes clés, notamment la stabilisation du carbone par les particules minérales fines, essentielles à la rétention à long terme. Cependant, l'attention portée à ces milieux a laissé dans l'ombre d'autres types de sols qui s'avèrent stratégiques dans le contexte contemporain : les sols urbains. Avec l'importance démographique des milieux urbains, il devient impératif de reconnaître que, même au cœur des environnements aménagés par la société humaine, les sols doivent jouer un rôle prépondérant dans la régulation du carbone.

1.3 Les sols urbains

Malgré leur potentiel pour lutter contre les changements climatiques, les sols urbains restent quasiment absents de la recherche et sont peu exploités dans les plans de transition climatiques des villes. Cela s'explique en partie par la complexité des milieux urbains, souvent hétérogènes, perturbés et artificiels. Également, la gestion des sols est souvent écartée par les politiques climatiques locales, qui privilégient encore souvent des actions plus visibles, comme la plantation d'arbres. Pourtant, un sol fonctionnel et riche en matière organique est indispensable pour que les végétaux puissent croître durablement et contribuer efficacement à la séquestration du carbone.

L'une des caractéristiques majeures des sols urbains est leur degré de compaction (Magdoff, 1993; Zandybay et al., 2024). Les pressions mécaniques répétées (circulation piétonne, véhicules, machinerie lourde) auxquelles ils sont soumis font en sorte que la masse volumique apparente (MVA) des sols est élevée, ce qui limite la porosité et l'infiltration de l'eau. Cette compaction nuit également à la croissance des racines et réduit l'activité microbienne, deux éléments essentiels à la formation et au maintien de la matière organique du sol (MOS). Par ailleurs, les apports organiques naturels y sont généralement moins abondants que dans les milieux naturels, notamment en raison de la gestion fréquente des résidus végétaux (feuilles, branches) et des pratiques d'entretien. Cette limitation contribue à appauvrir les sols urbains en éléments nutritifs tels que l'azote (N) et le phosphore (P). Leur teneur en matière organique est également faible, ce qui diminue leur capacité à emmagasiner le carbone et à favoriser une végétation diversifiée.

Un autre défi majeur pour les sols urbains réside dans leur contamination. L'accumulation de métaux lourds, d'hydrocarbures, et l'usage de sels de déglacage en hiver dégradent la qualité chimique du sol et perturbent les communautés microbiennes qui y résident. De plus, ces polluants ont un impact négatif sur la fertilité et inhibent la croissance des plantes, ce qui compromet les processus naturels de séquestration du carbone. En outre, la fragmentation des écosystèmes urbains représente une entrave à la résilience écologique des sols. En effet, les écosystèmes sont séparés par des surfaces imperméables (routes, bâtiments), ce qui crée des îlots de sols isolés, souvent exposés à des conditions extrêmes comme les variations rapides de température, la sécheresse ou l'ensoleillement excessif.

Contrairement aux caractérisations simplement basées sur la texture, le référentiel pédologique français distingue avec précision plusieurs types de sols urbains, en fonction de l'origine des matériaux et des interventions humaines (Baize & Girard, 2009) :

► **Anthroposols transformés**

Il s'agit de sols ayant subi des modifications volontaires, anciennes et durables. Ces

interventions sont souvent liées à des pratiques agricoles traditionnelles, comme l'aménagement de rizières ou de zones de maraîchage intensif, et sont généralement faites dans le but d'améliorer la fertilité. Ces sols conservent une dynamique pédologique active, bien que fortement influencée par l'activité humaine.

► **Anthroposols artificiels**

Ces sols sont constitués exclusivement de matériaux non pédologiques, tels que des gravats, des déblais de chantier ou des résidus industriels. Ils se développent à partir de matériaux qui ont été déplacés et provenant d'autres milieux, sans lien direct avec un sol préexistant. On les retrouve surtout en milieux urbains, notamment sur d'anciennes zones industrielles ou après des travaux d'excavation.

► **Anthroposols construits**

Ces sols sont créés à partir de matériaux technologiques ou de déchets (ex : scories, cendres, sous-produits industriels) dans des espaces sans sol naturel préexistant. Ils sont conçus dans le but de former un substrat apte à recevoir de la végétation et sont notamment utilisés dans des projets d'infrastructures vertes en contexte urbain où l'on cherche à végétaliser des espaces artificialisés.

► **Anthroposols archéologiques**

Ces sols ont subi des interventions humaines anciennes et sont le résultat de ces activités passées (construction, occupation humaine). Ils sont caractérisés par l'accumulation de couches profondes (plus de 50 cm) contenant une forte proportion de débris anthropiques (au moins 20 %). Leur pédogenèse est marquée par l'histoire des usages du site.

► **Anthroposols reconstitués**

Ce type de sol provient du déplacement et de la réutilisation de matériaux pédologiques. Il s'agit par exemple de la terre végétale transportée pour l'aménagement de parcs, de fosses d'arbres ou d'espaces verts urbains. Les matériaux qui le composent sont issus de sols naturels, mais sont souvent déstructurés, ce qui altère leur fonctionnement écologique initial.

Selon cette classification, les sols étudiés dans le cadre de notre recherche s'inscrivent dans la catégorie des anthroposols reconstitués repuisqu'ils sont le résultat de l'utilisation de matériaux pédologiques transportés et remaniés. Ces matériaux se retrouvent principalement sous forme de terre végétale enrichie déposée lors de l'aménagement d'infrastructures vertes urbaines telles que les fosses de plantation d'arbres, les terre-pleins et les bacs surélevés.

Bien que ces matériaux soient composés de sols d'origine naturelle, ils ont été déplacés, tamisés et souvent mélangés à des matières fertilisantes naturelles comme le compost, ce qui entraîne la perturbation de leur structure initiale et modifie leur fonctionnement écologique.

Les anthroposols reconstitués sont fréquemment utilisés en milieu urbain et présentent des caractéristiques spécifiques, comme une texture propice au drainage relativement rapide et une forte teneur initiale en matière organique. Cependant, en raison de l'absence d'agrégats de sol formés naturellement, la stabilité de sa structure est moindre en comparaison à un sol naturel. Ce type de sol est de plus en plus utilisé comme substrat dans les projets de verdissement urbain. L'évaluation de leur capacité à séquestrer du carbone constitue donc un enjeu majeur, d'autant plus que leur performance écologique à long terme, c'est-à-dire leur capacité durable à maintenir leurs fonctions écologiques et à fournir des services écosystémiques, n'a pas été véritablement documentée.

1.3.1 Les services écosystémiques des sols urbains

Le rôle des sols urbains dépasse largement la simple fonction de support physique pour les infrastructures ou la végétation. En effet, les sols constituent une composante essentielle des écosystèmes des villes et rendent de nombreux services écosystémiques à la collectivité (Christel et al., 2023; Morel et al., 2015; Pataki et al., 2006; Schwartz et al., 2015). Ils participent activement à la régulation des grands cycles naturels de l'eau et des nutriments, à la résilience climatique (Yli-Pelkonen & Niemelä, 2005), à la biodiversité et au bien-être des populations urbaines et ce, malgré leur artificialisation et les perturbations qu'ils subissent.

L'un des services majeurs fournis par les sols urbains est la régulation du climat, notamment à travers leur capacité à atténuer les effets des îlots de chaleur. Comme ils favorisent l'infiltration de l'eau et permettent le développement d'une végétation diversifiée, les sols aident à diminuer les températures ressenties en contribuant à la transpiration de la végétation. Cela représente un enjeu crucial étant donné l'intensification des vagues de chaleur dans les milieux densément peuplés (Francoeur et al., 2021; Vasenev et al., 2023). De plus, les sols urbains jouent un rôle clé dans la gestion des eaux de pluie. Lorsqu'ils sont perméables, ils permettent de réduire le ruissellement et les risques d'inondation, allégeant du même coup la pression sur les réseaux d'égouts souvent saturés en eau (Pavao-Zuckerman, 2008).

En plus de ces fonctions hydriques et thermiques, les sols urbains possèdent un grand potentiel de séquestration du carbone. Des études ont montré que certains sols urbains, notamment ceux associés à des espaces verts ou des friches urbaines, peuvent stocker des

quantités significatives de carbone organique s'ils sont gérés de manière convenable (Cambou et al., 2018). Cette capacité est cependant trop souvent négligée, en partie à cause de l'hétérogénéité des sols urbains, souvent constitués de Technosols, de remblais ou de sols dégradés, et du manque de données précises sur leurs dynamiques biogéochimiques (Pavao-Zuckerman, 2008).

Les sols urbains ont aussi un rôle de support fondamental pour les écosystèmes. Ils hébergent une biodiversité microbienne et faunique essentielle au fonctionnement écologique des villes (Guilland et al., 2018). Malgré les contraintes des environnements dans lesquels ils se trouvent, les sols permettent le maintien de cycles écologiques vitaux, notamment ceux du carbone, de l'azote et du phosphore (Scharenbroch et al., 2005). Ces processus sont indispensables à la fertilité des sols et à la santé des végétaux qui y poussent, et donc au bon fonctionnement des infrastructures vertes présentes dans les villes.

Dans certains contextes, les sols urbains jouent également un rôle d'approvisionnement: le développement de l'agriculture urbaine et des jardins communautaires en sont de bons exemples. Ces pratiques connaissent une grande popularité dans de nombreuses villes et permettent de produire des aliments localement tout en améliorant la qualité des sols par l'apport régulier de matière organique. Elles favorisent de surcroît l'engagement citoyen (Baldi et al., 2023; Tresch et al., 2019). Ces espaces cultivés se transforment alors en lieux de valorisation des sols, faisant de surfaces autrefois stériles des milieux productifs et écologiques.

Enfin, les sols urbains jouent un rôle culturel et social essentiel. Ils sont le fondement des parcs, des squares et des espaces verts; ils participent donc à la création de lieux de détente, de loisirs et de socialisation qui contribuent au bien-être psychologique des habitants des villes (Bolund & Hunhammar, 1999). Les espaces naturels accessibles qu'ils offrent sont des vecteurs de cohésion sociale et de reconnexion à la nature. Leur présence a donc un impact direct sur la qualité de vie en milieu urbain (Paudel & States, 2023; Wolf et al., 2020; Yli-Pelkonen & Niemelä, 2005).

Toutefois, la capacité des sols urbains à remplir ces rôles dépend fortement de leur état de santé et de la manière dont ils sont gérés. Effectivement, la compaction, la pollution, l'appauvrissement en matière organique et l'artificialisation excessive des sols limitent leur fonctionnement écologique, et donc les bienfaits qu'ils peuvent apporter au milieu. Pour maximiser ces bienfaits, il est indispensable d'adopter des stratégies de restauration et de valorisation des sols adaptées au milieu urbain (Ariluoma et al., 2024; Blanchart, n.d.; G. Chen et al., 2020; Fiorentino et al., 2025; Francoeur et al., 2021). Des pratiques comme l'apport

d'amendements organiques, la désimperméabilisation et la diversification végétale s'inscrivent dans une saine gestion des sols.

Dans un contexte qui allie changements climatiques et densification urbaine, les sols urbains représentent indéniablement des leviers stratégiques pour renforcer la durabilité et la résilience des villes. Reconnaître les services qu'ils rendent aux écosystèmes et les intégrer pleinement dans les politiques d'aménagement urbain sont des éléments incontournables pour répondre aux défis environnementaux actuels.

1.3.2 Stratégies déployées pour améliorer la fertilité des sols urbains

Pour contrer les différents facteurs qui diminuent la qualité des sols urbains et qui nuisent à leurs fonctions écologiques — compaction, pauvreté en matière organique, contamination — plusieurs stratégies ont été développées. Parmi celles-ci, l'apport de matière organique sous différentes formes s'impose comme une solution centrale. Cette pratique permet d'améliorer la structure des sols, de favoriser l'activité biologique et de renforcer leur capacité à séquestrer le carbone.

L'utilisation de compost est l'une des méthodes les plus répandues (Diacono & Montemurro, 2010; Leifeld et al., 2002; Scharenbroch et al., 2005). Le compost permet d'enrichir le sol en matière organique stable, ce qui améliore la rétention d'eau, stimule la biodiversité microbienne et favorise la formation d'agrégats. Tous ces éléments sont essentiels à la stabilité physique du sol. Ces études ont montré que l'enrichissement des technosols avec du compost municipal avait pour effet d'augmenter significativement la teneur en carbone et en azote (Abbruzzini et al., 2025; Omokaro et al., 2024). L'efficacité dépend toutefois fortement de la qualité et de la maturité du compost utilisé.

Le recours au paillis organique, notamment le paillis de bois, est également une pratique courante en milieu urbain. Cette technique permet à la fois de limiter l'évaporation, de protéger le sol contre l'érosion et de réduire la croissance des mauvaises herbes (Billeaud & Zajicek, 1989; Greenly & Rakow, 1995; Jonas et al., 2019; H. Wang et al., 2023). Lorsqu'il se décompose, le paillis contribue également à l'apport de carbone au sol. Toutefois, son efficacité quant à la séquestration du carbone reste variable; certaines études rapportent des pertes rapides de carbone causées par la décomposition accélérée du paillis dans des conditions chaudes et humides (Sun et al., 2021; Zhou et al., 2022). L'impact du paillis sur les paramètres physico-chimiques du sol, et notamment sur la séquestration du carbone, est influencé par ses propriétés, en particulier par son rapport C/N (Rossi et al., 2024; Sun et al., 2021).

Plus récemment, l'ajout de biochar, un charbon végétal obtenu par la pyrolyse de biomasse, a gagné en popularité. Le biochar présente une structure stable qui permet de fixer le carbone dans le sol sur une longue période de temps (Imrul et al., 2025; Senadheera et al., 2024). Il améliore également la capacité d'échange cationique, la rétention d'eau et offre un habitat favorable aux micro-organismes (Biswal & Balasubramanian, 2025; Bolan et al., 2024). Néanmoins son déploiement dans les projets municipaux demeure limité en raison de son coût, de ses conditions de production et de la variabilité de ses propriétés qui dépendent de la matière première dont il est issu et de la manière dont il est produit.

En plus des amendements organiques, des approches plus globales ont récemment vu le jour. Ces approches intègrent à la fois la désimperméabilisation des sols, la réduction de la compaction par des techniques mécaniques ou végétales et la reconstitution de profils de sols plus proches des sols naturels. Certaines villes pionnières, notamment en Europe du Nord (Ariluoma et al., 2024; Yli-Pelkonen & Niemelä, 2005), ont intégré ces pratiques dans leurs politiques d'urbanisme durable. Ces villes considèrent en effet que la gestion des sols est un levier à part entière dans la lutte contre les changements climatiques et la gestion des écosystèmes urbains. Cependant, ces interventions restent souvent ponctuelles et isolées; elles ne s'inscrivent que très rarement dans une vision systémique et globale. Afin d'optimiser le potentiel des sols urbains, il demeure essentiel d'associer ces pratiques à des choix réfléchis en matière de couvert végétal. Des synergies durables entre sol et plantes pourront alors être créées.

Le gazon, omniprésent dans les espaces publics (DeKeyser et al., 2015; Künnemann et al., 2023; Thompson & Kao-Kniffin, 2017), résidentiels et institutionnels, est un exemple flagrant de ce manque de cohérence dans les interventions. S'il a l'avantage d'offrir une couverture végétale permanente et un certain confort d'usage, il présente néanmoins de nombreuses limites environnementales. Le gazon peut, dans certains contextes, agir comme de faibles puits de carbone, mais leur contribution reste très variable et dépend étroitement des pratiques de gestion et des conditions locales. Des études récentes indiquent que, lorsqu'il est établi depuis moins de dix ans et géré de manière modérée, il peut séquestrer en moyenne autour de 5,3 Mg CO₂/ha/an (Phillips et al., 2023), ce qui est comparable à d'autres systèmes naturels (R. Wang et al., 2022). Cependant, les bénéfices potentiels peuvent être largement annulés, voire inversés, dans des situations de gestion intensive, comme sur certains terrains sportif comme le golf (Velasco et al., 2021). De plus, l'apport fréquent d'engrais azotés peut induire des émissions non négligeables de N₂O, un puissant gaz à effet de serre (Townsend-Small & Czimczik, 2010). En fin, la monoculture de gazon contribue à appauvrir la biodiversité, tant au niveau de la flore que de la faune (Francoeur et al., 2021; Tessler et al., 2023).

1.3.3 Le choix des espèces

Au-delà des amendements organiques et des techniques d'amélioration des sols, le choix des espèces végétales constitue un facteur déterminant dans la capacité des infrastructures vertes urbaines à séquestrer du carbone. Chaque espèce possède des caractéristiques propres qui influencent directement la quantité et la stabilité du carbone stocké dans le système sol-plante. Ces différences, souvent négligées dans les projets d'aménagement urbain, peuvent pourtant faire la différence entre un espace vert qui contribue activement à la lutte contre les changements climatiques et un autre qui demeure neutre, voire contre-productif, en matière de stockage du carbone.

Face aux limites du gazon, l'introduction d'espèces qui développent des systèmes racinaires plus profonds, comme les plantes vivaces et les légumineuses, représente une alternative pertinente. L'architecture racinaire varie considérablement d'une espèce à l'autre : certaines développent des systèmes racinaires profonds qui permettent de stocker le carbone dans les horizons plus stables du sol, tandis que d'autres concentrent leurs racines en surface, où le carbone est plus vulnérable à la décomposition (Jackson et al., 1996). Ces systèmes racinaires favorisent l'accumulation de biomasse souterraine et contribuent donc à la stabilisation du carbone dans le sol (Ferchaud et al., 2016; Nam et al., 2024; Sánchez-Navarro et al., 2022). Les traits racinaires spécifiques - leur morphologie, leur composition chimique et leurs interactions avec les micro-organismes du sol - déterminent également l'efficacité avec laquelle le carbone organique est stabilisé dans la matrice du sol (Poirier et al., 2018).

Les légumineuses occupent une place particulière dans cette dynamique grâce à leur capacité de fixation symbiotique de l'azote atmosphérique avec les bactéries du genre *Rhizobium*. Elles enrichissent naturellement le sol, réduisant le besoin en fertilisants de synthèse (Heavenrich & Hall, 2016). Cette caractéristique leur permet aussi de stimuler la croissance des espèces voisines par le biais du transfert d'azote (Fornara & Tilman, 2008). Cette complémentarité fonctionnelle entre légumineuses et autres espèces peut significativement augmenter la productivité globale de l'écosystème et, par conséquent, les apports de carbone au sol. Par ailleurs, la qualité de la litière produite par chaque espèce influence directement les dynamiques de décomposition. Les graminées, par exemple, génèrent généralement une litière riche en lignine qui se décompose lentement, favorisant l'accumulation de carbone à long terme, alors que certaines plantes à fleurs produisent des résidus plus facilement décomposables (Cotrufo et al., 2013).

Plusieurs études démontrent les nombreux avantages des couvre-sols diversifiés, c'est-à-dire qui associent fleurs sauvages, graminées pérennes et légumineuses. Ceux-ci permettent

d'augmenter la séquestration du carbone, mais aussi de renforcer la résilience des espaces verts face aux stress climatiques comme la sécheresse ou la chaleur (Trémeau et al., 2023; Zhang et al., 2025). De plus, ces mélanges de végétaux favorisent la biodiversité: ils soutiennent les pollinisateurs et améliorent la structure du sol par l'action conjointe des racines et des micro-organismes (Vega & Küffer, 2021).

Repenser la végétation urbaine ne répond donc pas uniquement à des préoccupations de design paysager. Il s'agit d'un moyen stratégique pour favoriser une bonne gestion des sols et transformer les espaces verts en véritables infrastructures écologiques multifonctionnelles. Intégrer des espèces adaptées au milieu urbain, pérennes et bénéfiques pour le sol est un moyen incontournable pour maximiser le potentiel de stockage du carbone des sols urbains. C'est aussi un moyen de répondre aux autres enjeux environnementaux et sociaux des milieux urbains. Les principes de gestion durable des sols et de diversification végétale, en particulier dans les milieux urbains, s'imposent désormais comme des réponses incontournables aux enjeux climatiques. Toutefois, leur application concrète demeure encore incomplète. La plupart des initiatives de verdissement urbain considèrent peu, voire pas du tout, la notion de séquestration du carbone comme indicateur de performance écologique.

Dans ce contexte, il devient essentiel de se pencher sur les impacts, à l'échelle locale, des approches combinant une amélioration des sols urbains, un choix de couverts végétaux adaptés et des pratiques de gestion favorisant la durabilité des infrastructures vertes. Les espaces souvent perçus comme secondaires — fosses d'arbres, terre-pleins centraux, bacs surélevés — représentent une opportunité sous-exploitée pour mettre en œuvre ces stratégies et en observer les résultats. L'utilisation courante de Technosols dans ces aménagements présente des avantages pour des considérations techniques comme le drainage. Toutefois, l'emploi de ce type de sol soulève des questions quant à la capacité réelle de ces installations à retenir du carbone dans le sol à long terme. De plus, les pratiques standardisées telles que la plantation de gazon ou l'application de paillis ne considèrent pas la complexité des interactions entre le sol, la végétation et le climat urbain.

C'est dans ce cadre que s'inscrit la présente étude. Celle-ci vise à explorer comment des choix éclairés en matière de composition des sols, de sélection d'espèces végétales et de pratiques de gestion peuvent transformer les espaces urbains restreints en contributeurs actifs à la lutte aux changements climatiques. Les données locales sur ce sujet, notamment dans les climats tempérés comme celui de Montréal, sont nettement insuffisantes. C'est pourquoi il est impératif de documenter et d'évaluer ces approches, ce qui permettra également de fournir des recommandations concrètes aux décideurs, urbanistes et gestionnaires d'espaces verts.

1.4 Objectif et hypothèses

L'objectif de cette étude est d'évaluer le potentiel du sol urbain et des plantes vivaces qui y poussent à emmagasiner du carbone en fonction du type d'aménagement et des espèces végétales utilisées et ce, dans un contexte montréalais. Plus précisément, il s'agit de comparer les quantités de carbone stockées dans quatre compartiments, soit le sol (0-30 cm), la litière, les racines et les parties aériennes des plantes selon la nature des couverts végétaux au sein de quatre types d'aménagements distincts, soit des petites et grandes saillies de trottoir, des bacs surélevés et un terre-plein central. Globalement, cette recherche vise à mieux comprendre le rôle que peuvent jouer ces aménagements dans la lutte contre les changements climatiques et l'amélioration de la qualité de l'environnement en ville.

En lien avec cet objectif, nous avons émis les hypothèses suivantes :

- Les couverts de plantes herbacées permettent de stocker davantage de carbone dans le système sol-plante que les couverts de gazon et le paillis de bois
- Les espèces diffèrent quant à leurs capacités à stocker du carbone dans leur biomasse aérienne et racinaire
- Après deux saisons de croissance, les stocks de carbone dans le système sol-plante sont plus élevés que ceux initialement présents dans les Technosols.

2 URBAN SOILS AS CLIMATE TOOLS: ASSESSING TECHNOSOL AND PLANT PERFORMANCE IN THEIR CAPACITY TO STORE ORGANIC CARBON

2.1 *Abstract*

Urban soils play an important role in carbon storage, yet their potential remains underexplored in cities' climate strategies. This study examines soil carbon storage (SOC) dynamics in constructed Technosols within new green infrastructures in Montreal, Canada. Over two growing seasons, we monitored carbon storage in four different compartments [i.e., above-ground biomass, litter, root biomass and soil (0-30 cm depth)] across four urban management types (i.e., small and large tree pits, median strips, and elevated planters) in which 12 soil covers were installed (i.e., eight ornamental species, one mixture of species dominated by legumes, turfgrass and wood chips). Results indicated that soil properties, particularly fine-particle content, are primary determinants of organic carbon retention, outweighing the influence of plant species. The sandy, organic-rich Technosols used in Montreal's urban landscapes exhibited significant carbon losses. While some carbon gains were observed in plots that were less exposed to sunlight, overall findings highlight the necessity of refining urban soil mixtures to enhance long-term carbon storage potential. After two growing seasons, these values represent a gain in SOC stocks of $6.5 \pm 5.5\%$ in the small pits and losses of approximately $-25.0 \pm 5.7\%$ in the case of the large pits and elevated pits, and $-42.9 \pm 4.8\%$ in the case of the median strip, compared to SOC stocks found at the beginning of the experiment, before the implementation of soil covers. The study underscores the need for a holistic approach to urban green infrastructure, integrating carbon storage with other ecosystem services such as stormwater management, biodiversity enhancement, and climate adaptation. These findings provide valuable guidance for urban planners and policymakers, highlighting the need for carefully engineered soil specifications and ongoing monitoring to optimize the carbon storage potential and overall ecological benefits of urban green spaces.

Keywords: Urban soil carbon storage, Green infrastructure, Technosols, Perennial vegetation, Ecosystem-Based Management

2.2 Introduction

Apart from residential lawns and public parks, urban spaces are generally dominated by mineral surfaces, including roads, parking lots, sidewalks, and other transport and industrial infrastructure (Czekajlo et al., 2020; Davies et al., 2011; Hamilton et al., 2021), which account for over 50% of urban land cover in many North American cities (Rees et al., 2019). Many cities are now integrating more flowering meadows and herbaceous plants, as part of municipal strategies to increase canopy cover and mitigate rising urban temperatures as well as improving the quality of life of urban residents (Rosenzweig et al., 2010; Thompson & Kao-Kniffin, 2017; Zhang et al., 2025).

The stated objectives of these campaigns include improving ecosystem services that enhance urban livability and safety, such as cooling effects, improved stormwater drainage, and increased biodiversity (Ariluoma et al., 2024; Farinha-Marques et al., 2011). However, carbon storage—both in plants and soils—is rarely emphasized. Since the pioneering work of the USDA (Nowak et al., 2013; Nowak & Crane, 2002), increasing attention has been given to carbon storage in planted urban trees (Fiorentino et al., 2025). More recent studies in Finland have also explored biochar additions to urban soils to further enhance soil carbon storage potential (Yli-Pelkonen & Niemelä, 2005).

One reason soil carbon storage is less frequently cited is the lack of precise data on urban soil carbon dynamics. Urban soil carbon studies remain rare, but research by Cambou et al., (2018) in Paris measured soil carbon to 1 m depth under different types of land use and compared the results to data from New York City. Their findings showed high variability in carbon stocks across parks, woodlands, and gardens, highlighting the complexity of urban soil carbon storage (Allaire et al., 2008; Edmondson et al., 2012; Gayathri & Raj, 2023).

As part of this trend, municipalities are also testing native perennials in vegetated pits and in stormwater collection infrastructure, such as “sponge parks”, designed to absorb excess runoff and reduce flooding risks (Paudel & States, 2023). This new approach has the potential to contribute to local insect and soil biodiversity, even when implemented at small scales (Baldi et al., 2023). However, these designs often involve imported engineered soils, which are selected based on civil engineering specifications aimed at maximizing drainage rather than soil carbon sequestration and storage. For example, in Montreal, soil specifications for new tree pits include a blend of sand, compost, and loam to facilitate tree establishment, but their ability to store carbon over time remains unclear. The key question remains: Are these engineered soils and green infrastructures well-designed to enhance carbon storage?

There are a number of studies that estimate the carbon stock in green spaces such as urban and suburban parks (Ariluoma et al., 2024; G. Chen et al., 2020; Davies et al., 2011). However, few studies examine carbon accumulation in ornamental plant systems, including tree pits and boulevards with perennial plants and shrubs, now very common green infrastructure. (Marble et al., 2011) identified this knowledge gap more than a decade ago, emphasizing that perennial species vary in their growth rates and root architectures, which could influence their carbon storage potential (Bazrgar et al., 2020).

Plant species selection plays a crucial role in determining how much carbon can be stored in urban green infrastructure. Different perennial species have distinct characteristics that affect their carbon storage potential (De Deyn et al., 2008). Some species develop deep root systems that can reach far into the soil profile, while others concentrate their roots near the surface. This is important because deeper roots tend to store carbon for longer time in the soil, where it is better protected from decomposition (Jackson et al., 1996; Rasse et al., 2005). Root traits themselves are fundamental drivers of soil organic matter stabilization, with specific architectural, morphological, and chemical characteristics influencing how effectively carbon is retained in soils (Poirier et al., 2018). Leguminous plants offer added benefits through their ability to fix atmospheric nitrogen, which enhance nitrogen availability leading to increased plant productivity and soil carbon accumulation (Fornara & Tilman, 2008). The type of plant litter that different species produce also influences soil carbon dynamics. Grasses typically create tougher, slower-decomposing litter, while flowering plants often contribute litter that breaks down more quickly (Cotrufo et al., 2013). Understanding these differences becomes particularly important in urban environments, where soil conditions are often challenging and the choice of resilient, well-adapted species can determine the long-term success of carbon storage efforts.

Beyond plant species selection, research on the impact of mulch on urban soil carbon remains inconclusive. Some studies report that wood mulch can increase soil carbon concentrations by up to 60%, while others suggest that rapid decomposition and leaching could limit its effectiveness (Leclercq-Dransart et al., 2020; Livesley et al., 2010; Sun et al., 2021; Wang et al., 2021). Given the increasing emphasis on urban greening and climate resilience, it is critical to more precisely quantify how much carbon can be stored in urban soil + plant systems, and whether certain soil management types and plant species can enhance soil carbon storage in green infrastructures such as vegetated pits.

Our study therefore aims to quantify carbon storage in urban soils under different perennial plantings and soil management strategies in a case study in Montreal. We hypothesize that:

1. Herbaceous plant covers allow for greater carbon storage in the soil-plant system than turfgrass covers and wood chip mulch.
2. Plant species differ in their capacity to store carbon in their aboveground and root biomass.
3. After two growing seasons, carbon stocks in the soil-plant system are higher than those initially present in the Technosols.

By addressing these hypotheses, we seek to provide actionable insights for urban planners and policymakers to optimize Green Urban Infrastructure(GUI) designs for long-term carbon storage and climate resilience.

2.3 *Materials and methods*

2.3.1 Study area

The site is located in the north-western part of the Greater Montreal Area, which lies at the southern part of the Province of Quebec, Canada. According to the Köppen classification system (Kottek et al., 2006), the area is characterized by a hot-summer humid continental climate (Dfa). Average annual precipitation is 995 mm, of which 785 mm fall as rain and 210 mm as snow (*Données Des Normales Climatiques Canadiennes Pour 1991-2020 - Climat - Environnement et Changement Climatique Canada*, n.d.). The hottest month of the year is July and the coldest is February, with average temperature of 25.1°C and -12.4°C, respectively (*PDF*, n.d.). The study site is located in the Ahuntsic-Cartierville borough, at the intersection of boulevard Laurentien and boulevard Gouin Ouest (45°31'47.5" of latitude north, 73°43'23.8" longitude west) (**Error! Not a valid bookmark self-reference.**).The site is located in a plant hardiness zone of 5b (*Canada's Plant Hardiness Site | Natural Resources Canada*, n.d.). The site is located in a residential sunny area with few shaded spots, although solar radiance may vary depending on the location within the study site (see section 2.3.7 below). To study the effect of new species introduction on soil carbon storage in a new green infrastructure project, the study site was selected in coordination with the City of Montreal's department of urban landscaping and LIEU (Laboratoire d'Intégration de l'Écologie Urbaine), a Montreal-based non profit organization promoting ecological urban landscaping.

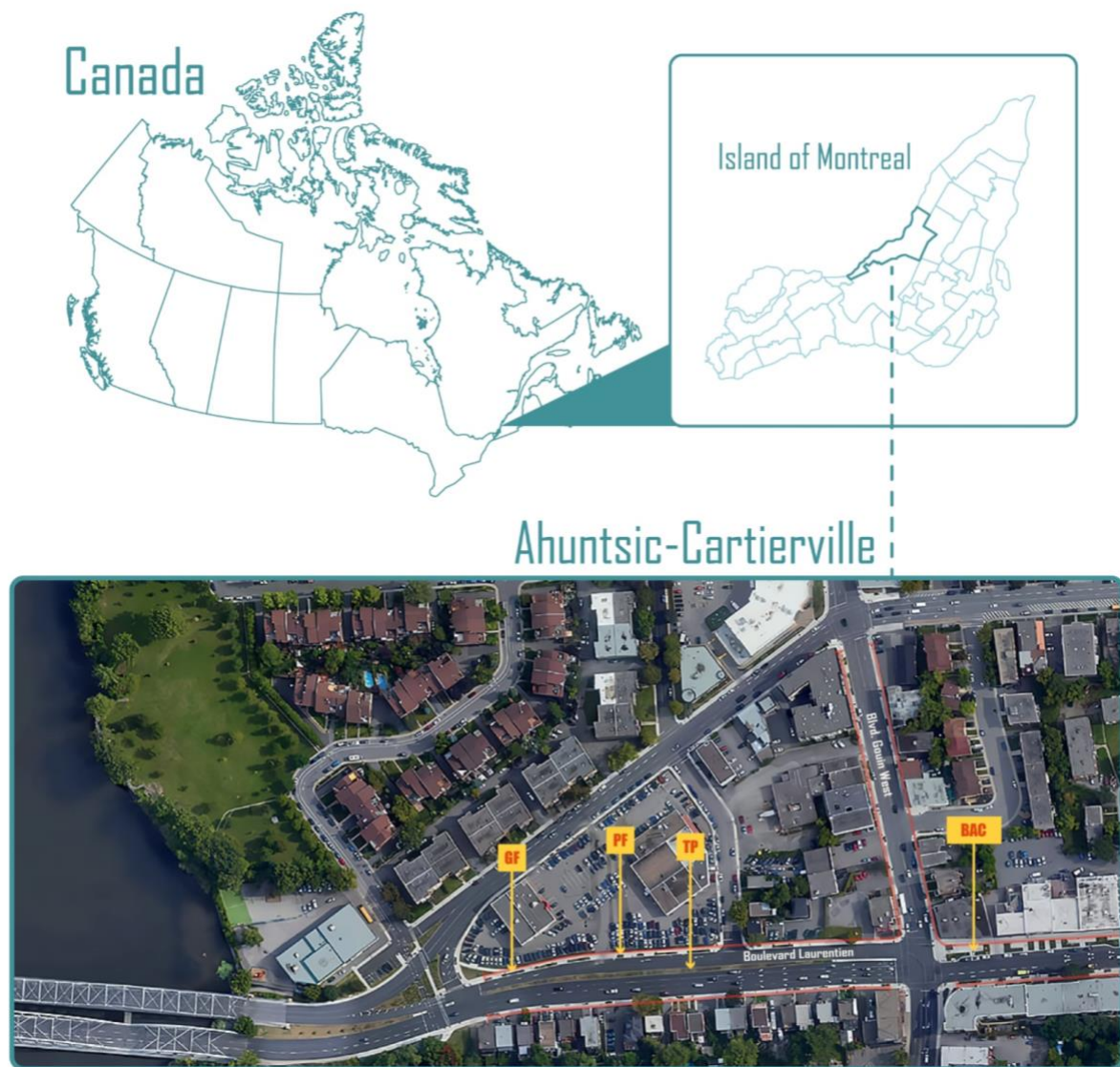


Figure 1: The island of Montreal and the study site located in the Ahuntsic-Cartierville borough.

2.3.2 Management types and experimental designs

The study comprised four management types, i.e. small pits (SP), large pits (LP), elevated pits (EP) and median strip (MS), covering altogether 940 m² of surface area. Each management type was organized to constitute an independent experimental design. Small pits totaled 107.3 m² and were situated between the sidewalk and the curb (Fig. 2.2 and 2.3). They are rectangular in shape (3.3 to 6.8 m length; 1.1 to 1.2 m width) and have an average surface area of 4.5 m². A total of 10 small pits were selected as experimental plots. Large pits covered 160.0 m² and were also rectangular and situated between the sidewalk and the curb (Fig. 2.2). Due to their large size and to ensure consistency in the treatments, each large pit was divided into two plots. Twelve plots (5.7 to 6.6 m length; 1.1 to 1.3 m width) were selected as experimental ones. They have an average area of 8 m². Elevated pits are irregular in shape and located on a small square in front of commercial buildings (Figure 2). Unlike other pits, the planters are raised by a 10 cm high granite border; they don't have the same environmental conditions. There are nine elevated pits divided into plots of which seven were selected as experimental plots (3.2 to 5.1 m length; 1.0 to 1.4 m width) having an average surface area of 4.3 m². The median strip is located in the center of Laurentien Boulevard, west of Gouin Boulevard (Figure 2). Sixteen plots (11 m length; 1.3 to 2.6 m width) were selected for the experiment with an average surface area of 23.6 m². Being in the middle of a highway, site conditions are much harsher than those of the pits.



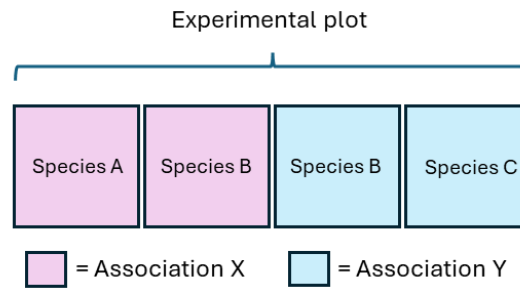
Figure 2: Location of management types



Figure 3:The four management types used in the study: small pits (a, e), large pits (b, f), elevated pits (c, g) and median strip (d, h). The images were taken in spring 2018 prior to the beginning of the experiment (a - d) and in Summer 2019, after two growing seasons.

We investigated 12 different types of ground covers, of which 10 were seeded directly in the soil (i.e., nine individual species + 1 mix of five species, see section 2.3.3 below) and two were applied on the soil surface (i.e., turfgrass rolls used for laying lawns and woodchips used to make a mulch). For ground covers including turfgrass, woodchip mulch and the mix of five species, treatments were applied on the whole experimental plot area. For other seeded ground covers, experimental plots were either split in two (in small pits) or in three (in large and elevated pits and median strip) to allow for the seeding of species in different associations at the sub-plot level, which were further divided in zones where species were seeded alongside (Figure 4).

(a) Small pits



(b) Large and elevated pits and median strip

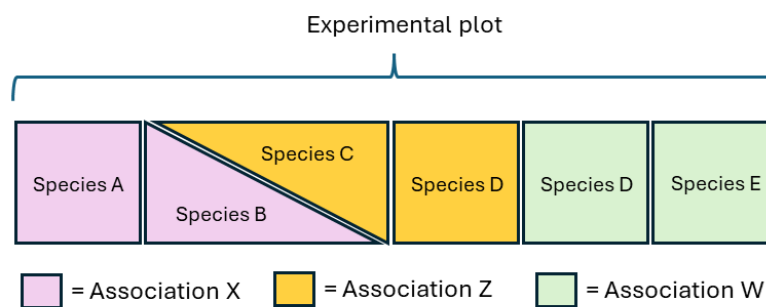


Figure 4: Example of seeding pattern for different species in distinct associations in (a) small pits and (b) large pits, elevated pits as well as in the median strip. See section 2.3.3 for details on species and associations.

2.3.3 Selected species and ground covers

The species and ground covers selected for this study were chosen in coordination with land-use planning technical and professional staff from the Laboratoire d'intégration de l'écologie urbaine (LIEU) and the City of Montreal (**Table 1**). Selection criteria included rapid germination rate, perennial native plants as much as possible, seed availability, social acceptability and diversity of plant root systems. As mentioned above, species were seeded in associations at a rate of 30 g/m² (300 kg/ha). The first association (M1) included *Rudbeckia fulgida* (rudbeckia) alongside a mixture of *Cichorium intybus* (chicory) and *Bouteloua gracilis* (bouteloua). The second association (M2) consisted in the same mixture of chicory and bouteloua as in M1, but alongside *Asclepias tuberosa* (milkweed). The third association (M3) consisted in *Aster laevis* (aster) alongside a mixture of *Baptisia australis* (baptisia) and *Deschampsia cespitosa* (deschampsia). The fourth association (M4) included the same mixture of baptisia and deschampsia as in M3, but alongside *Echinacea purpurea* (echinacea). The fifth association investigated (M6) consisted in *Thymus serpyllum* (thyme) alongside *Allium schoenoprasum*

(allium). The sixth association (EQ1) included *Medicago sativa* (alfalfa) alongside *Schizachyrium scoparium*, but solely alfalfa was investigated. Moreover, *bouteloua* and *baptisia* did not grow in any experimental plots; solely chicory grew alongside *rudbeckia* in M1 and milkweed in M2, and *deschampsia* alongside *aster* in M3 and *echinacea* in M4. Therefore, we chose to study the impact of nine individual species over associations. This choice was also motivated by the variability of seeding patterns from one management type to the other.

Table 1: Numbers of replicates for each species seeded in individual associations or in a mix and for ground covers applied on the soil surface in each management type in Spring 2019.

Common name (<i>Latin name</i>)	Number or replicates per management type				Associations
	SP	LP	EP	MS	
Ground covers involving species directly seeded in the soil					
Allium (<i>Allium schoenoprasum</i>)	0	3	3	0	M6
Alfalfa (<i>Medicago sativa</i>)	0	0	0	3	EQ1
Aster (<i>Aster laevis</i>)	3	2	2	0	M3
Chicory (<i>Cichorium intybus</i>)	6	5	4	3	M1, M2
Milkweed (<i>Asclepias tuberosa</i>)	3	3	4	3	M2
Purple coneflower (<i>Echinacea purpurea</i>)	3	3	3	0	M4
Rudbeckia or black-eyed Susan (<i>Rudbeckia fulgida</i>)	2	3	2	4	M1
Tufted hair grass (<i>Deschampsia cespitosa</i>)	3	5	3	0	M3, M4
Thyme (<i>Thymus serpyllum</i>)	0	4	0	3	M6
Mixture of five species					
- Black medic or hop clover (<i>Medicago lupulina</i>) 25%					
- Crown vetch (<i>Coronilla varia</i>) 5%					
- Bird's foot trefoil (<i>Lotus corniculatus</i>) 35%	0	0	0	3	-
- White Clover (<i>Trifolium repens</i>) 35%					
- Annual Ryegrass (<i>Lolium multiflorum</i>) 35%					
Ground covers that were applied on the soil surface					
Turfgrass of Kentucky bluegrass (<i>Poa Pratensis</i>)	0	0	0	7	-
Woodchip mulch	2	2	0	0	-

2.3.4 Soil characterization, sampling and analysis

The reconstructed Technosols investigated were made of two different types of soil: type 1 soil was used in the small and large pits as well as in the median strip, while the elevated pits

received type 2 soil. Specifications regarding the properties of these two soil types according to the standardized technical documents of the city of Montreal are presented in **Table 2**. The differences between the two types lies in the organic matter concentration. Type 1 soil has 4 - 7 % organic matter while type 2 soil has 10 - 15% organic matter (**Table 2**).

Table 2: Specifications of the standard growing soil type 1 in volumetric proportion (DTNP-A5, Soil Supply for Cultivation, City of Montreal, 2024)

Specifications	Description and Requirements	
	Type 1	Type 2
Black soil	1 part per volume	3 parts per volume
Coarse sand	1 part per volume	1 part per volume
Loamy soil	2 parts per volume	2 parts per volume
Organic constituents	-	1 part per volume
pH	6 - 7	6 - 7
Organic matter	4 - 7 %	10 - 15 %
Cation Exchange Capacity	10 - 20 cmol(+) kg ⁻¹	10 to 20 cmol(+) kg ⁻¹
Water retention capacity	20 % maximum	20% maximum
Electrical conductivity	< 3.5 mS cm ⁻¹	< 3.5 mS cm ⁻¹
Phosphorus	> 40 mg kg ⁻¹	> 40 kg ⁻¹
Potassium	> 110 kg ⁻¹	> 110 kg ⁻¹

In 2018, the City of Montreal filled small and large pits as well as the median strip with type 1 soil, while elevated pits were filled with type 2 soil. Prior to species seeding in spring 2019, municipal compost was applied uniformly across all experimental plots at a rate of 2 kg/m² (equivalent to 20 Mg/ha). The compost used was supplied by the City of Montreal. Annual cover crops were seeded in July to avoid leaving bare soil and prepare the site for the beginning of the experiment in spring 2019 intervention. Soil samples were collected before treatment implementation to establish baseline soil conditions in each management type, except in the median strip since it was not accessible for security reasons. Nevertheless, since

the soil in the median strip was the same type as the one used in small and large pits, we calculated average values using data from small and large pits to estimate soil properties in 2019 in the median strip.

Sampling was conducted to a depth of 0–30 cm using a 2.2 cm-diameter manual cylindrical auger. Two subsamples were collected and mixed to form a composite sample per experimental plot for small pits, while three subsamples per experimental plot were used for the large and elevated pits. . Samples were transported in coolers and stored at 4°C until soil analyses were performed. Once in the laboratory, whole fresh soil samples were weighted and a subsample of about 5 g was used to calculate the gravimetric water content of the soil by mass loss after drying at 105°C for 72h. Soil bulk density (BD, g cm⁻³) was then calculated as the dry mass of soil sampled in a known volume using the following formula:

$$BD = [M_F / (1 + \theta_w)] / V$$

where M_F is mass of the whole fresh soil sample (in g), θ_w is the gravimetric water content of the soil (in g g⁻¹) and V is the volume of soil sampled (in cm³). We measured SOC and soil total N concentrations and calculated soil C/N ratio and SOC stocks. Total soil carbon and N concentrations (g C or N kg⁻¹ soil) were analyzed using dry combustion with a LECO elemental analyzer. There was no inorganic C in the soil and thus total soil C concentration was considered equivalent to soil organic carbon. Soil organic carbon stocks were calculated using the following equation:

$$C \text{ stocks}_{\text{Soil}} (\text{kg C m}^{-2}) = \text{Concentration (g C kg}^{-1}) \times BD (\text{g cm}^{-3}) \times 30 \text{ cm} \times 0.01$$

Soil texture was determined using the hydrometer method (Kroetsh & Wange, 2008). It was similar in both types of soil and characterized as a loamy sand containing 85 ± 5 % of sand (2000 - 50 µm), 10 ± 2 % of loam (50 - 2 µm) and 5 ± 2 % of clay (<2 µm) particles. Further sampling took place at the end of the 2020 growing season (late October to early November) to assess short-term changes in soil properties, i.e. after two growing seasons. Table 3 presents the properties of the soils sampled in each management type prior to the initiation of the experiment in Spring 2019.

Table 3: Means ($\pm$ standard deviations) of nitrogen content, C/N ratio, moisture, bulk density, and pH in the soils of small and large pits, as well as in the elevated pits and the median strip in spring 2019 before species seeding.

Parameter	Small Pits	Large Pits	Elevated Pits	Median Strip
Nitrogen (N) (g kg ⁻¹)	2.4 (0.4)	2.3 (0.3)	4.2 (0.8)	2.2 (0.0)
Carbon (C) (g kg ⁻¹)	51.1 (1.4)	48.4 (1.4)	70.3 (1.1)	49.8 (0.0)
C/N Ratio	21.60 (1.24)	21.55 (0.85)	16.97 (2.64)	22.11 (0.0)
Bulk Density (g cm ⁻³)	1.09 (0.1)	1.56 (0.28)	1.07 (0.23)	1.55 (0.0)
Soil C stock (kg C m ⁻²)	16.4 (0.6)	22.6 (0.9)	22.9 (1.04)	20.18 (0.0)
Water content (%)	30.92 (6.17)	32.62 (4.75)	33.08 (4.32)	33.08 (0.0)
pH	6.51 (0.3)	6.53 (0.25)	6.78 (0.10)	6.55 (0.0)

2.3.5 Plant biomass and litter sampling and analysis

To evaluate plant biomass carbon concentration and stocks in each ground cover studied, we surveyed three compartments: aboveground plant biomass, surface soil litter, and plant roots. We initiated the process by positioning a metal ring (27 cm diameter) on the ground around the plant, in a portion deemed representative of the entire plot, with plants centered within the metal ring. We then collected all aboveground biomass and litter found within the circle separately. After that, we used a manual probe with a 7.8 cm diameter to extract a soil sample from the 0-30 cm depth taken at the center of the circled area to extract the root biomass. The roots were separated from the soil after being washed with an hydropneumatic elutriation after (Smucker et al., 1982) and recovered on a 500 μ m diameter sieve. The aboveground biomass, litter, and roots were dried at 60°C, weighted, and finely ground using an ultra centrifugal mill (model ZM200, Retsch GmbH, Haan, Germany). The carbon concentration of aboveground biomass, litter, and roots was determined using an elemental analysis instrument (model Vario Max Cube, Elementar Analysensysteme GmbH, Langenselbold, Germany) and expressed in mg of C per gram of dry weight of plant tissues (mg C g⁻¹). The amounts of aboveground biomass and litter recovered were quantified in kg of dry matter per square meter (kg m⁻²), while the amount of root biomass was quantified in kg per cubic meter (kg m⁻³) of soil. Carbon

stocks in aboveground biomass and litter (AB and LIT) and root biomass (RB) were calculated using the following equations:

$$\text{C stock}_{\text{AB or LIT}} (\text{g C m}^{-2}) = \text{Concentration} (\text{mg C g}^{-1}) \times \text{AB} (\text{kg m}^{-2})$$

$$\text{C stock}_{\text{RB}} (\text{g C m}^{-2}) = \text{Concentration} (\text{mg C g}^{-1}) \times \text{RB} (\text{kg m}^{-3}) \times 30 \text{ cm}$$

2.3.6 Total C stocks and C balance in the plant-soil system

The total carbon stored in the plant-soil system was determined by adding up the carbon stocks from four compartments: aboveground biomass, litter, root biomass, and soil. This total is reported in kilograms of carbon per square meter (kg C m^{-2}). The carbon balance (gain or loss) under different ground covers following the introduction of the species after two growing seasons was calculated by comparing the measured C stocks in 2020 and 2019. A positive difference indicates an increase in soil carbon storage, while a negative difference indicates a decrease. Since there was no vegetation at the time of sampling in 2019, the initial stocks for the plant compartments (aboveground biomass, litter, and roots) are zero and no loss can be observed in these compartments.

2.3.7 Sunlight exposure analysis

Solar radiation exposure varied considerably across the study site due to surrounding infrastructure and vegetation. To quantify these differences, we collaborated with LIEU (*Laboratoire d'intégration de l'écologie urbaine*) to assess daily sunlight hours received by each experimental plot during the growing season. The analysis used astronomical data from sunrise-and-sunset.com combined with field observations to account for shading from buildings and trees. Measurements were taken three times per month (first, middle, and last day of each month) between June and October 2020.

Sunlight exposure ranged from approximately 2.8 hours per day in shaded areas to over 14 hours per day in fully exposed locations (Figure 5). The median strip plots received the highest exposure, averaging 8.3 to 13.4 hours per day. These plots were located in the center of the boulevard with minimal shading. Small pits experienced lower exposure, averaging 6.1 to 8.8 hours per day, with some plots shaded by nearby buildings. Elevated pits received consistently high exposure, averaging 8.3 to 10.4 hours per day.

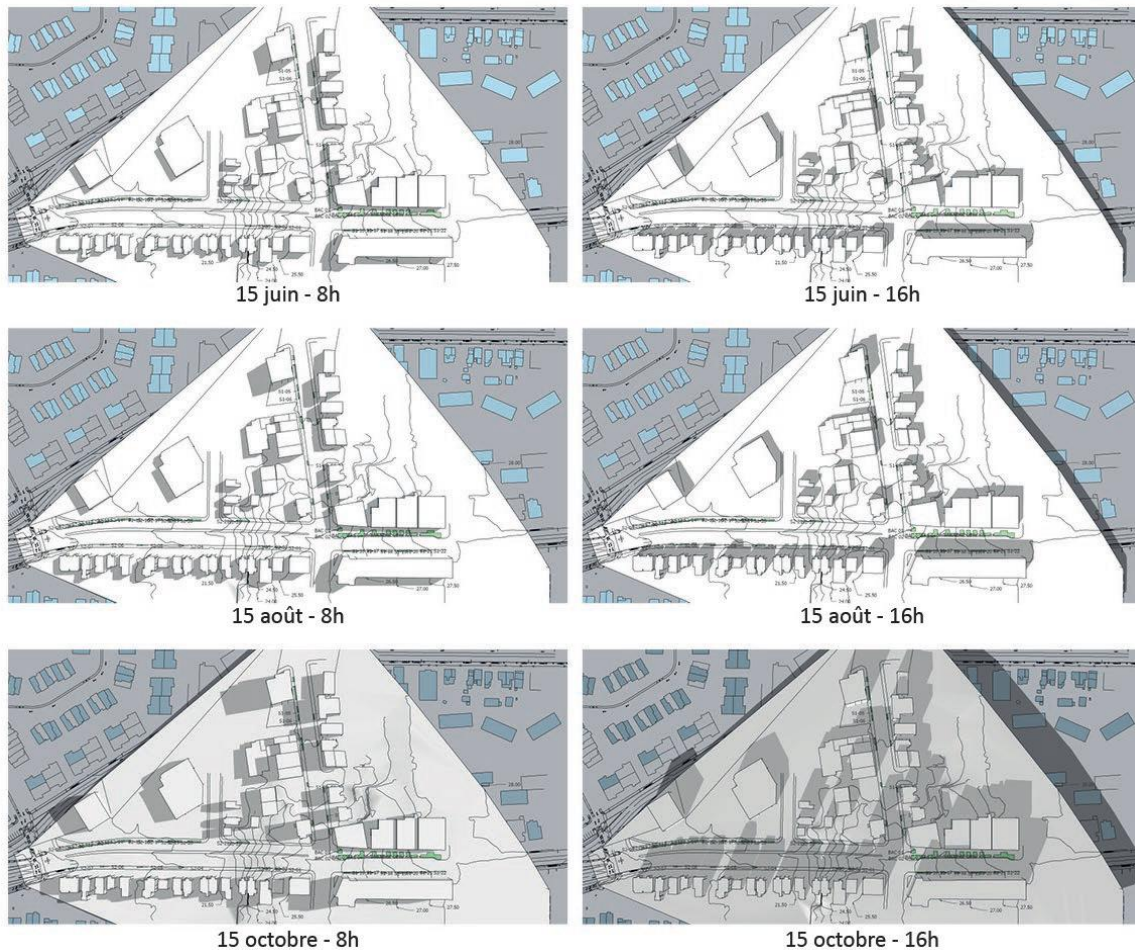


Figure 5: Seasonal variation in shading patterns across the study site at different times of day, showing shadow coverage on June 15th, August 15th, and October 15th at 8:00 AM and 4:00 PM. Gray areas indicate shadows cast by surrounding buildings and infrastructures.

2.3.8 Statistical analysis

We performed analysis of variance (ANOVA) on each of the four management types (i.e., small, large and elevated pits as well as the median strip) independently from each other using a mixed linear model with the PROC MIXED procedure in SAS v. 9.4 (SAS Institute, 2016). In each management type, the experimental design was completely randomized. Each plot was considered as an independent replicate of each treatment and thus was set as the random effect in the model. We focused our analyses on the fixed effect of species, and considered the type of association (see section 2.2 above) as a covariable in the model. To ensure the validity of the ANOVA, the postulates of homoscedasticity and normal distribution of scaled residuals were verified by analysing their visual distribution and the results of the Shapiro-Wilk test using the PROC GPLOT and UNIVARIATE procedures. When the ANOVA postulates were not met, a log, square root or rank transformation was performed on the raw data and

the transformed data were analyzed again until the criteria of homoscedasticity and normal distribution were met. When the ANOVA yielded a significant effect, we used Fisher's least significant difference (LSD) test to separate treatment means.

We also used a model selection approach to evaluate relationships between the carbon balance in the plant + soil system and other variables. First, a correlation matrix was determined using the PROC CORR procedure in SAS using all potential explanatory variables. Second, the GLMSELECT procedure with a forward selection approach was used against all potential explanatory variables combined. The best model was chosen as the first one with the minimal value of Akaike's corrected information criterion (AICC). If the model selected yielded multiple explanatory variables, we checked if the latter were correlated to each other using Pearson correlation coefficients computed by the correlation matrix computed previously. To avoid multicollinearity and overfitting, only combinations of variables that were not significantly correlated to each other were selected. The REG procedure of SAS was then used to test options combining non-correlated variables and the final model was chosen based on the highest level of significance (P value) and adjusted coefficient of determination (R^2 value). The Sigmaplot software (Systat Software Inc. 2014) was used for graphical representations. Results are presented and discussed based on significant levels at $P < 0.05$.

2.4 Results

2.4.1 Carbon concentrations and stocks in aboveground plant biomass and surface soil litter

Notably, in the elevated pits, aster and thyme demonstrated the highest carbon concentrations in their above-ground biomass (Table 4) registering around 443 mg of C per gram of tissue. Chicory and milkweed, following closely behind at approximately 426 mg of C per gram, also exhibited significant carbon storage potential in their aboveground biomass. Regarding the carbon concentration in the litter on the soil surface (

Table 5), statistically significant effects were only observed in the small pits. The rudbeckia has the highest carbon concentration in its litter at 410 mg of C per g of litter. The litter found in the control plot with the mowed turfgrass in the median strip is the lowest in carbon concentration at 183 mg of C per g of litter.

Aster is the species that produces the most aboveground biomass, which translated in the highest amount of C stored in this compartment compared to other species, especially in the

large and small pits. However, the amount of litter found under this species is relatively low. In comparison, chicory exhibits greater aboveground biomass in large pits and median strip, emerging as the predominant litter producer, particularly in the elevated pits. Figure 6 shows that aster and chicory are key species for higher carbon stocking in their aboveground biomass, followed by rudbeckia to a lesser extent.

Table 4: Means (and standard deviations) of carbon concentrations in aboveground biomass for the species found in each of the management types at the end of the growing season

	Small Pits	Large Pits	Elevated Pits	Median strip
(mg of C per g of aboveground biomass)				
ALLI †	-	414 (09) a	403 (22) cd	-
ASCL	359 (97) a	407 (22) a	425 (04) bc	392 (14) b
ASTE	427 (13) a	436 (nd) a	444 (01) a	-
CICH	404 (19) a	423 (06) a	427 (10) b	411 (01) ab
DESC	410 (51) a	376 (60) a	412 (30) bcd	-
ECHI	375 (03) a	377 (02) a	391 (08) d	-
GAZON	-	-	-	347 (67) b
LUZE	-	-	-	426 (07) a
RUDB	409 (24) a	413 (11) a	406 (02) cd	391 (31) ab
SB-SN	-	-	--	407 (10) ab
THYM	-	382 (95) a	442 (05) a	-

† ALLI = *Allium schoenoprasum*; ASCL = *Asclepias tuberosa*; ASTE = *Aster (ASTE) laevis*; CICH = *Cichorium intybus*; DESC = *Deschampsia cespitosa*; ECHI = *Echinacea purpurea*; GAZON = mowed Turfgrass (control); LUZE = *Medicago lupulina*; RUDB = *rudbeckia fulgida*, SB-SN = Bélair mix sown on bare soil; THYM = *Thymus serpyllum*. In each management type, species that have at least one similar letter are not significantly different from each other based on Fisher's Least Significant Difference (LSD) test at the 0.05 significance level. $\alpha = 0.05$

Table 5: Means (and standard deviations) of carbon concentrations in plant litter for the species found in each of the management types at the end of the growing season

	Small Pits	Large Pits	Elevated Pits	Median strip
(mg of C per g of litter)				
ALLI †	-	335 (89) a	266 (116) a	-
ASCL	346 (57) ab	244 (26) a	270 (17) a	285 (68) a
ASTE	363 (100) ab	272 (nd) a	315 (120) a	-
CICH	292 (45) bc	304 (44) a	312 (28) a	274 (14) a
DESC	222 (40) c	246 (81) a	361 (80) a	-
ECHI	320 (59) ab	335 (19) a	286 (44) a	-
GAZON	-	-	-	183 (72) a
LUZE	-	-	-	320 (111) a
RUDB	410 (31) a	256 (70) a	346 (37) a	293 (35) a
SB-SN	-	-	-	252 (149) a
THYM	-	285 (33) a	340 (27) a	-

† ALLI = *Allium schoenoprasum*; ASCL = *Asclepias tuberosa*; ASTE = *Aster (ASTE) laevis*; CICH = *Cichorium intybus*; DESC = *Deschampsia cespitosa*; ECHI = *Echinacea purpurea*; GAZON = mowed Turfgrass (control); LUZE = *Medicago lupulina*; RUDB = *rudbeckia fulgida*, SB-SN = Bélair mix sown on bare soil; THYM = *Thymus serpyllum*. In each management type, species that have at least one similar letter are not significantly different from each other based on Fisher's Least Significant Difference (LSD) test at the 0.05 significance level. $\alpha = 0.05$

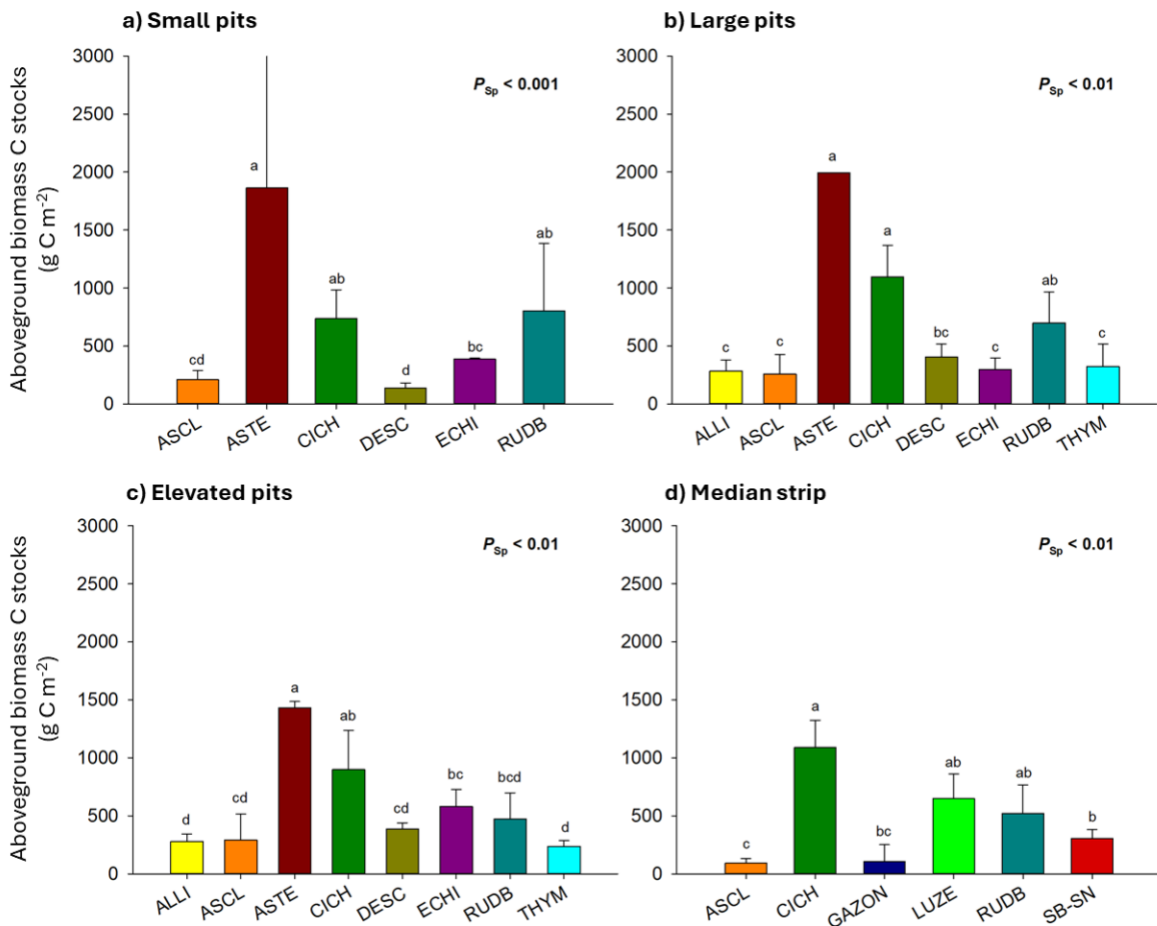


Figure 6: Carbon stocks in the aboveground biomass of species found in small pits (a), large pits (b), elevated pits (c), and the median strip (d). ALLI = *Allium schoenoprasum*; ASCL = *Asclepias tuberosa*; ASTE = *Aster laevis*; CICH = *Cichorium intybus*; DESC = *Deschampsia cespitosa*; ECHI = *Echinacea purpurea*; GAZON = mowed turfgrass (control); LUZE = *Medicago lupulina*; RUDB = *rudbeckia fulgida*; SB-SN = Bélair mix sown on bare soil; THYM = *Thymus serpyllum*. In each setup, species with at least one similar letter do not differ from each other according to Fisher's Least Significant Difference (LSD) test at the $\alpha = 0.05$ level. Probability values for species effects (P_{sp}) are provided above the graphs.

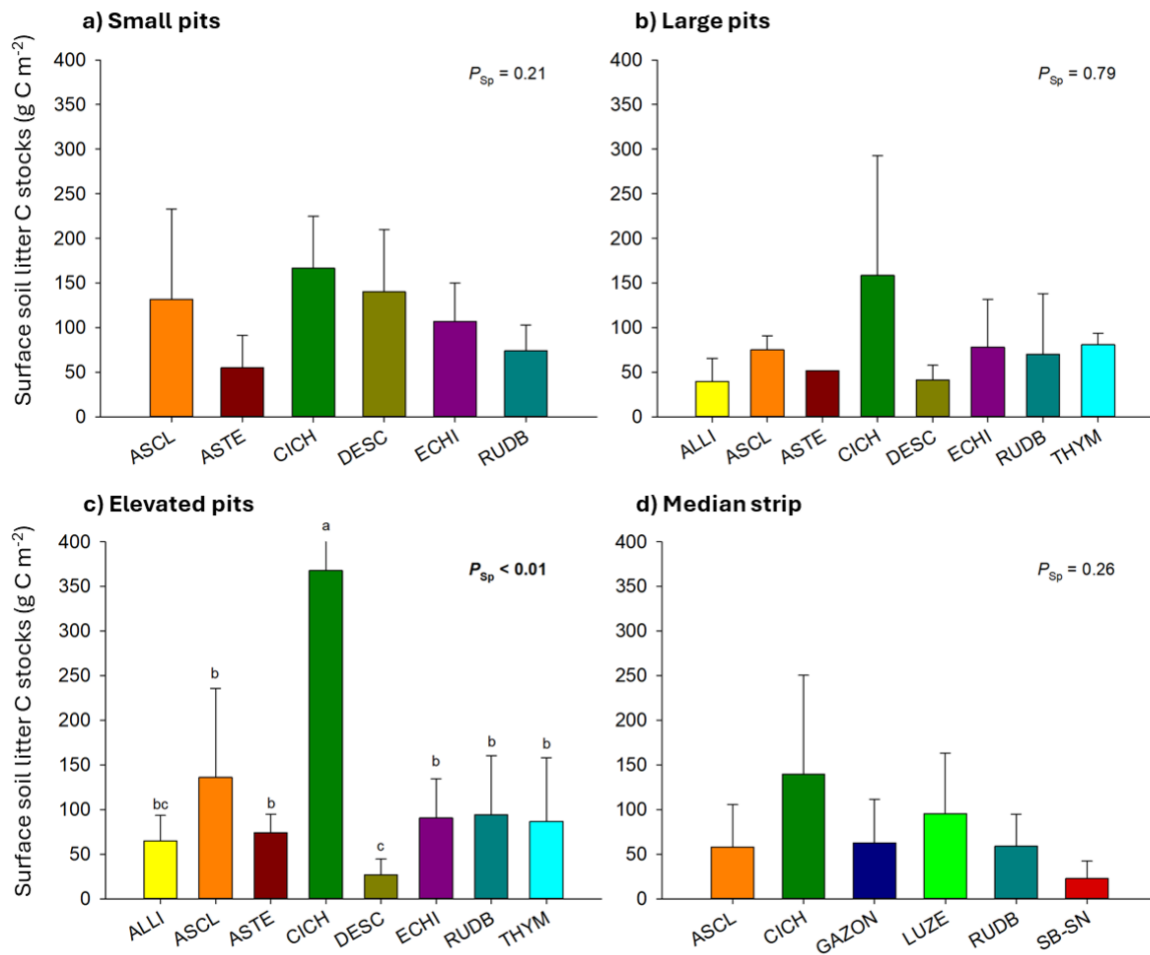


Figure 7: Carbon stocks in plant litter found in small pits (a), large pits (b), elevated pits (c), and the median strip (d). ALLI = *Allium schoenoprasum*; ASCL = *Asclepias tuberosa*; ASTE = *Aster laevis*; CICH = *Cichorium intybus*; DESC = *Deschampsia cespitosa*; ECHI = *Echinacea purpurea*; GAZON = mowed turfgrass (control); LUZE = *Medicago lupulina*; RUDB = *rudbeckia fulgida*; SB-SN = Bélair mix sown on bare soil; THYM = *Thymus serpyllum*. In each setup, species with at least one similar letter do not differ from each other according to Fisher's Least Significant Difference (LSD) test at the $\alpha = 0.05$ level. Probability values for species effects (P_{Sp}) are provided above the graphs.

2.4.2 Carbon concentrations and stocks in plant roots and soils

Regarding carbon concentrations in root biomass, chicory and rudbeckia showed the highest values in large pits at approximately 458-468 mg of C per gram of root tissue (Table 6). In other management types, root carbon concentrations were more similar among species, generally ranging from 378 to 461 mg of C per gram. For soil carbon concentrations, no significant differences were observed among species in any of the four management types (Table 7). Soil carbon concentrations ranged from approximately 30 g C kg⁻¹ in the median strip to over 60 g C kg⁻¹ in the elevated pits, but these differences were related to management type rather than plant species effects.

Results for C stocks in root biomass showed no significant difference among species in small pits, elevated pits and the median strip. Only in the large pits milkweed has significantly more C stock in roots in comparison with rudbeckia and chicory (Figure 8). No significant difference is observed in C stock in the soil under different species in any of the four management types. Only a significant effect ($P < 0.001$) of the management type is observed (not shown), where soil carbon stocks rank in the following order: small pits (17.2 ± 0.6 kg C m⁻²) = elevated pits (16.0 ± 0.5 kg C m⁻²) > large pits (13.7 ± 0.6 kg C m⁻²) > median strip (10.9 ± 0.6 kg C m⁻²).

Table 6: Means (and standard deviations) of carbon concentrations in root biomass for the species found in each of the management types at the end of the 2020 growing season

	Small Pits	Large Pits	Elevated Pits	median strip
(mg of C per g of root biomass)				
ALLI †	-	431 (18) bc	415 (34) a	-
ASCL	416 (03) a	420 (04) c	440 (13) a	434 (12) a
ASTE	437 (26) a	432 (nd) abc	426 (nd) a	-
CICH	416 (54) a	458 (15) a	424 (29) a	439 (07) a
DESC	448 (22) a	422 (18) c	452 (04) a	-
ECHI	378 (98) a	423 (16) c	448 (04) a	-
GAZON	-	-	-	403 (25) b
LUZE	-	-	-	440 (17) a
RUDB	455 (12) a	468 (06) a	460 (09) a	439 (07) a
SB-SN	-	-	-	450 (24) a
THYM	-	448 (07) ab	461 (20) a	-

† ALLI = *Allium schoenoprasum*; ASCL = *Asclepias tuberosa*; ASTE = *Aster (ASTE) laevis*; CICH = *Cichorium intybus*; DESC = *Deschampsia cespitosa*; ECHI = *Echinacea purpurea*; GAZON = mowed Turfgrass (control); LUZE = *Medicago lupulina*; RUDB = *rudbeckia (RUDB) fulgida*, SB-SN = Bélair mix sown on bare soil; THYM = *Thymus serpyllum*. In each management type, species that have at least one similar letter are not significantly different from each other based on Fisher's Least Significant Difference (LSD) test at the 0.05 significance level. $\alpha = 0.05$

Table 7: Means (and standard deviations) of carbon concentrations in soil under the species found in each of the management types at the end of the 2020 growing season

	Small Pits	Large Pits	Elevated Pits	Median strip
(g of C per kg of soil at 0-30 cm depth)				
ALLI †	-	48.6 (5.2) a	61.6 (0.6) a	-
ASCL	50.4 (2.3) a	42.0 (6.5) a	61.6 (5.1) a	30.8 (1.4) a
ASTE	50.7 (5.9) a	45.5 (nd) a	-	-
CICH	50.6 (4.7) a	43.9 (1.2) a	61.2 (3.2) a	33.1 (5.2) a
DESC	51.9 (2.6) a	52.4 (1.6) a	69.1 (5.4) a	-
ECHI	54.6 (0.8) a	47.2 (.01) a	56.5 (2.6) a	-
GAZON	-	-	-	-
LUZE	-	-	-	39.9 (2.2) a
RUDB	45.8 (nd) a	53.5 (3.9) a	68.4 (1.6) a	29.9 (3.4) a
SB-SN	-	-	-	29.00 (1.8) a
THYM	-	46.2 (3.4) a	65.4 (2.0) a	-

† ALLI = *Allium schoenoprasum*; ASCL = *Asclepias tuberosa*; ASTE = *Aster (ASTE) laevis*; CICH = *Cichorium intybus*; DESC = *Deschampsia cespitosa*; ECHI = *Echinacea purpurea*; GAZON = mowed Turfgrass (control); LUZE = *Medicago lupulina*; RUDB = *rudbeckia (RUDB) fulgida*, SB-SN = Bélair mix sown on bare soil; THYM = *Thymus serpyllum*. In each management type, species that have at least one similar letter are not significantly different from each other based on Fisher's Least Significant Difference (LSD) test at the 0.05 significance level. $\alpha = 0.05$

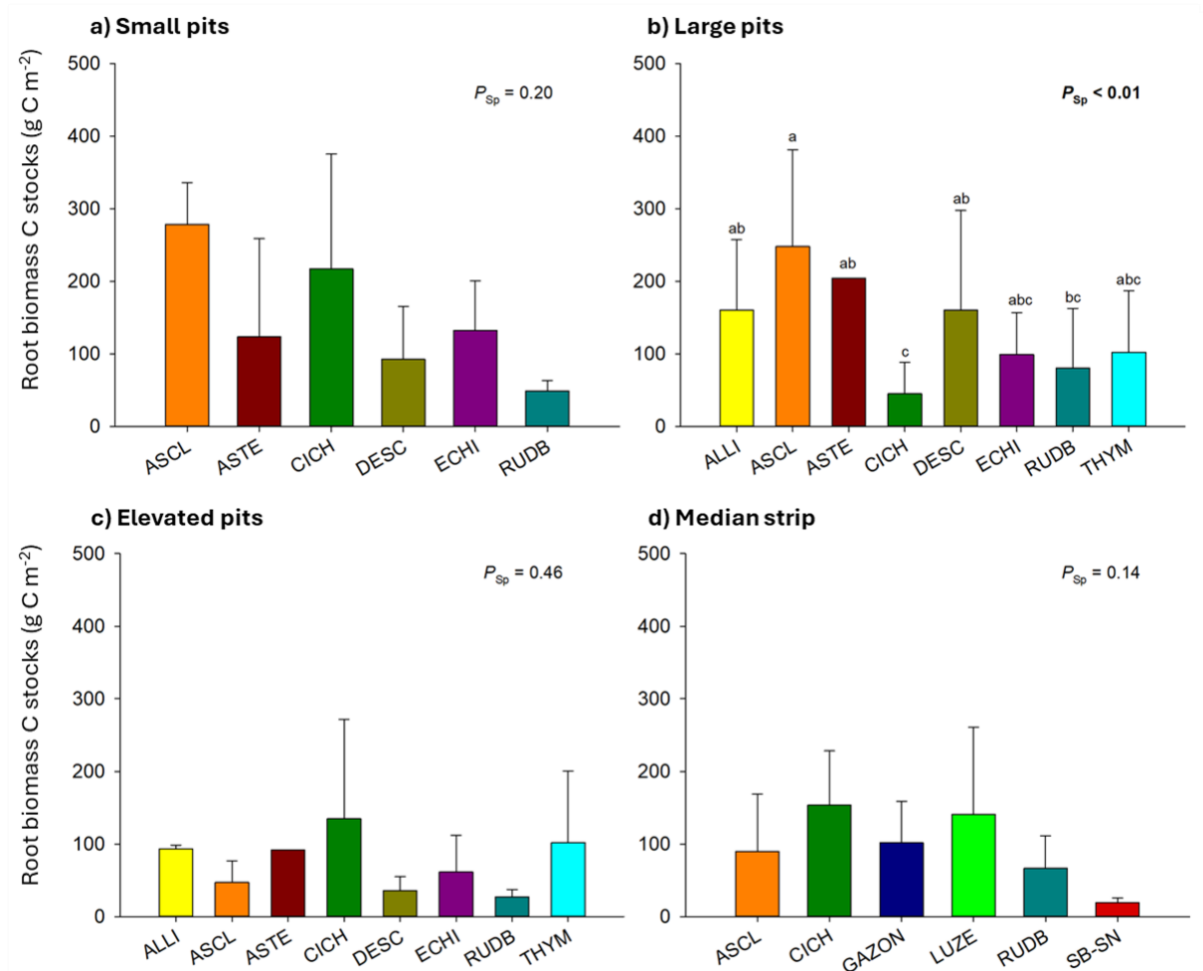


Figure 8: Carbon stocks in root biomass of species found in small pits (a), large pits (b), elevated pits (c), and the median strip (d). ALLI = *Allium schoenoprasum*; ASCL = *Asclepias tuberosa*; ASTE = *Aster laevis*; CICH = *Cichorium intybus*; DESC = *Deschampsia cespitosa*; ECHI = *Echinacea purpurea*; GAZON = mowed turfgrass (control); LUZE = *Medicago lupulina*; RUDB = *rudbeckia fulgida*; SB-SN = Bélair mix sown on bare soil; THYM = *Thymus serpyllum*. In each setup, species with at least one similar letter do not differ from each other according to Fisher's Least Significant Difference (LSD) test at the $\alpha = 0.05$ level. Probability values for species effects (P_{Sp}) are provided above the graphs.

2.4.3 Total carbon stocks in the plant-soil system

The statistical analysis showed no effect of species on the amount of carbon stored in the plant-soil system measured in 2020 after two growing seasons. Soil carbon stock represents on average 95% of total carbon stocks compared to 5% for plant compartments (aboveground biomass + litter + root biomass). Although some species stored larger quantities of carbon in

plant compartments than others, these are not yet significant enough to have a notable influence on the total carbon stocks of the plant-soil system at the end of the 2020 growing season. Still, we found a significant difference in the amount of carbon stored in the plant-soil system among the different management types, mainly influenced by soil carbon stocks (Figure 9).

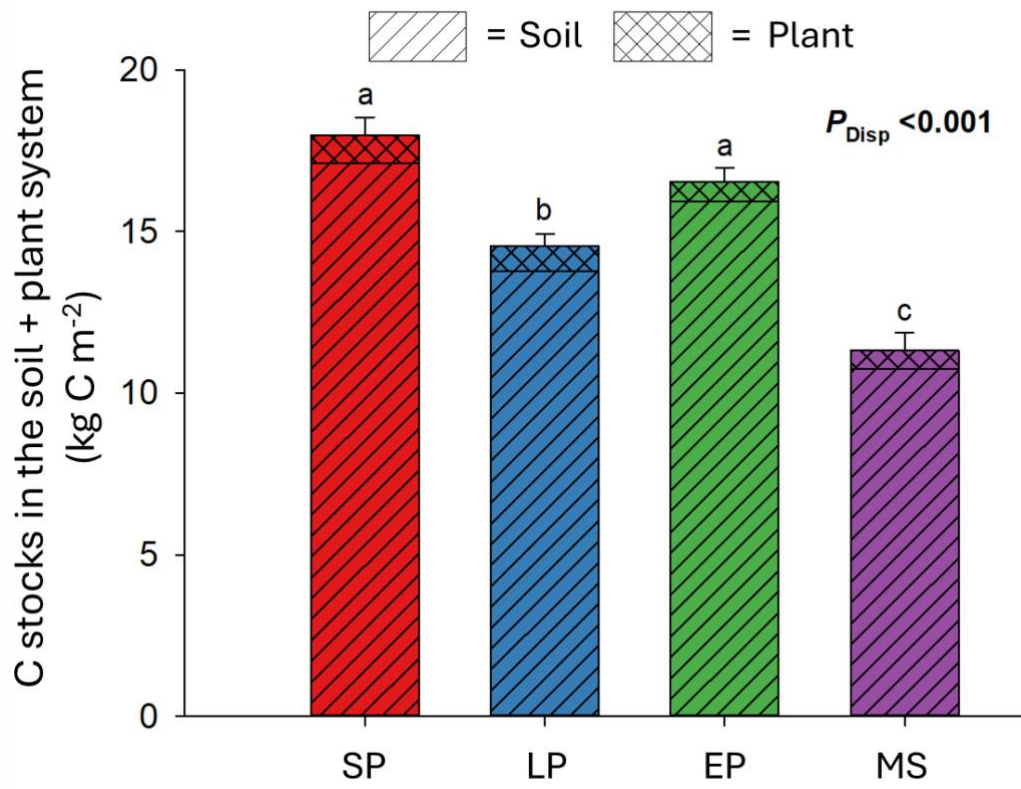


Figure 9: Carbon stocks in the plant-soil system in small pits (PF), large pits (GF), elevated pits (BACS), and the median strip (TP). Probability values for species effects (P_{Sp}) are provided above the graphs

2.4.4 Total carbon balance in plant-soil system after two growing seasons.

The variation in carbon storage within the plant-soil system from the start of the 2019 season before species planting until the end of the 2020 growing season demonstrates notable fluctuations, characterized by the size of the error bars (Figure ##). This variability limits the ability to distinguish significant effects when comparing different species, including mulch. Nevertheless, discernible trends are evident, with probability values at $P = 0.07$ and 0.09 for the small and large pits, respectively (as shown in Figures ## and ##). Comparing carbon balance values with zero shows important effects. A positive balance indicates an increase in

C stocks in fall 2020 compared to spring 2019, while a negative balance indicates a decrease in stocks and reflects a net loss of C. Overall, carbon gain was only observed in the small pits (Figure 10), particularly for aster (ASTE) and echinacea (ECHI), and to a lesser extent for chicory (CHICH) and deschampsia (DESC). Compared to the initial C stocks found on the site in spring 2019 before the treatment implementation, these values represent a gain of $6.5 \pm 5.5\%$ in the small pits and losses of approximately $-25.0 \pm 5.7\%$ in the case of the large pits and elevated pits, and $-42.9 \pm 4.8\%$ in the case of the median strip.

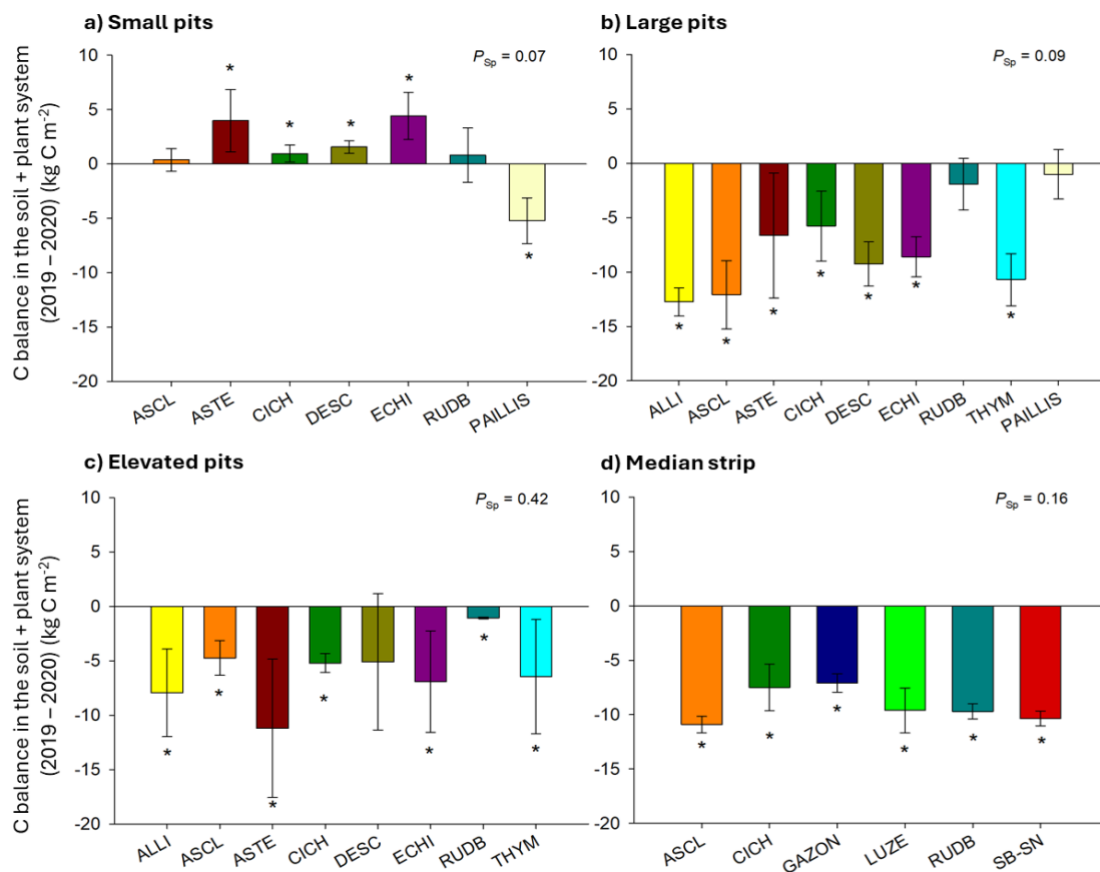


Figure 10: Net carbon stored in the plant-soil system before species sowing in spring 2019 and at the end of the 2020 growing season in small pits (a), large pits (b), elevated pits (c), and the median strip (d). ALLI = *Allium schoenoprasum*; ASCL = *Asclepias tuberosa*; ASTE = *Aster (ASTE) laevis*; CICH = *Cichorium intybus*; DESC = *Deschampsia cespitosa*; ECHI = *Echinacea purpurea*; GAZON = mowed turfgrass (control); LUZE = *Medicago lupulina*; RUDB = *rudbeckia (RUDB) fulgida*; SB-SN = Bélair mix sown on bare soil; THYM = *Thymus serpyllum*. In each setup, species with at least one similar letter do not differ from each other according to Fisher's Least Significant Difference (LSD) test at the $\alpha = 0.05$ level. Probability values for species effects (Psp) are provided above the graphs.

To explain the results presented in Figure 10, we used a model selection approach to evaluate relationships between the carbon balance in the plant + soil system and other variables. A correlation matrix was first determined using all potential explanatory variables, followed by a forward selection approach to identify the best predictive model, as described in section 2.3.8. Our analysis demonstrated that the carbon balance of the plant-soil system is negatively impacted by the initial soil carbon stocks recorded in 2019 prior to species planting (Figure 11a), as well as by the sunlight exposure of the plots quantified as the average sunlight hours received throughout the growth period (Figure 11b).

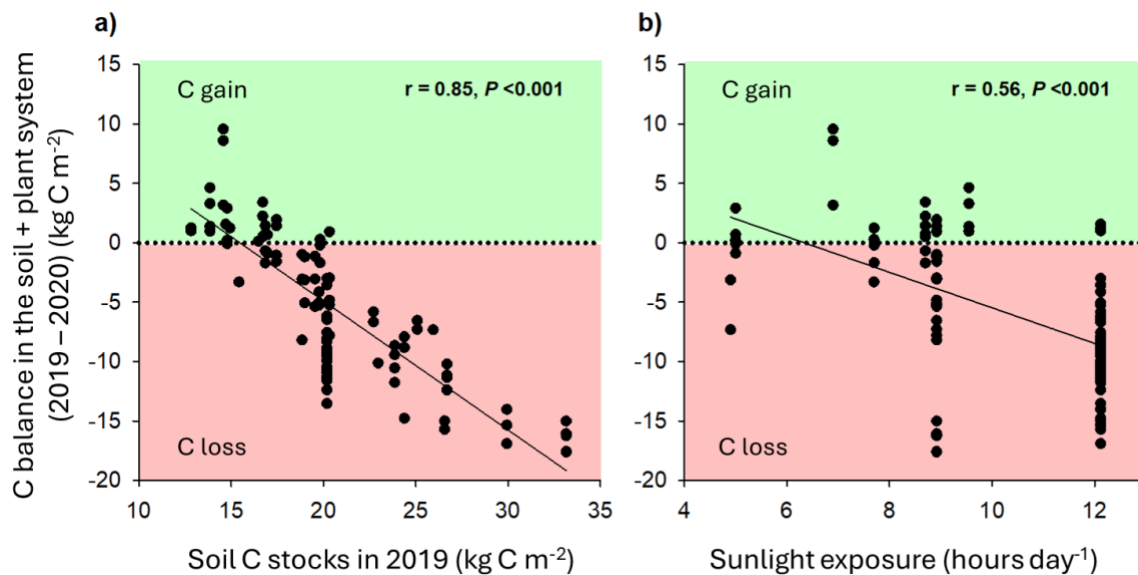


Figure 11: Relationships between the stored C balance in the plant-soil system from spring 2019 before species seeding to the end of the 2020 growing season and (a) the amount of C stored in the soil in spring 2019 as well as (b) the average number of sunlight hours received during the growing season. The green area indicates carbon gains and the red area indicates losses, while the dashed line marks zero where the balance is neutral

2.5 Discussion

The objective of this study was to measure carbon storage in the plant + soil systems in four different urban management types in which new ground covers were implemented, either in the form of herbaceous species seeded directly in the soil or in the form of woodchip mulch and turfgrass rolls applied on the soil surface. Similar to what (Edmondson et al., 2014) found in their studies in UK cities with herbaceous soil cover in non-domestic green infrastructure, our study shows that plant species didn't have a significant impact on soil organic C storage after two growing seasons. While plant diversity plays a crucial role in determining soil carbon dynamics, most of the carbon stored in urban green infrastructure is found in the soil (Edmondson et al., 2012; J. Wang et al., 2024). Other key factors for promoting soil carbon accumulation are soil texture (Kong et al., 2009), soil organism activities and organic amendments (Fiorentino et al., 2025).

2.5.1 Soil type limits carbon storage capacity

The use of a sandy soil heavily enriched in exogenous organic matter by the city of Montreal to construct the Technosols in the green infrastructures studied has led, overall, to significant losses of carbon from the plant-soil system. This is similar to the finding by (Smagin et al., 2018) where carbon rich substrate such as peat lost up to 60% of its mass after the first year of implementation. Considering the low concentration of fine particles [i.e., silt + clay ($<53\ \mu\text{m}$) = 15%] and the high initial organic matter concentration (i.e., $>48\ \text{g C kg}^{-1}$), it is highly likely that the soil was not able to stabilize more carbon than it initially contained. Sandy soils have a limited capacity to protect organic matter from microbial decomposition due to their concentration of fine particles and consequently low surface area and weak aggregate formation; it is the fine particles (silt + clay) that have the ability to protect organic compounds from decomposition (Churchman et al., 2020; Matus, 2021; Six et al., 2002a) and promote carbon retention in the soil (Hassink, 1997).

According to the theoretical model proposed by (Guillaume et al., 2022), the maximum C retention capacity of soil when it contains 15% fine particles is $12.3\ \text{g C kg}^{-1}$. Since the soils at the site contain on average 4 to 5 times more carbon than their maximum retention capacity, it is not surprising that significant losses were observed. The results from our study are similar to what Vidal-Beaudet et al., (2012) have found in their controlled experiment with reconstituted Technosols amended with large quantities of organic matter (20-40% v/v of compost or peat),

where organic carbon decreased 20-40% after the first year of soil reconstitution. In their study, this carbon loss was primarily attributed to the decomposition of coarse organic fractions (>1 mm) during the initial stabilization period of newly constructed urban soils. Similarly, (Rees et al., 2019) found in their 12-year monitoring study of constructed Technosols in Lorraine, France, that organic carbon decreased by approximately 30% after three years in these engineered soils designed for ecosystem restoration on degraded lands.

This initial carbon loss in constructed Technosols was followed by stabilization as organic matter-mineral interactions developed and plant inputs increased over time. Most of the carbon found in our sandy technosols was likely not protected from decomposition and may have been lost through microbial decomposition (Baldock & Skjemstad, 2000; Krull et al., 2003; Six et al., 2002b) and leaching (Vinther et al., 2006) after two growing seasons. While studies explicitly examining SOC saturation in urban soils are scarce, the underlying principles are well-documented for agricultural and forest ecosystems (L. Chen et al., 2024; Stewart et al., 2007). This underlines the importance of considering the maximum carbon retention capacity of the soil along with other important nutritional properties when building sustainable green infrastructure. If feasible, it would be necessary to increase the amount of fine particles in the soils used for horticultural landscaping in urban areas to enhance their capacity to retain organic matter, carbon, and exchangeable nutrients.

2.5.2 Sunlight exposure increases carbon loss

We observed a negative relationship between the carbon balance in the plant + soil system and the number of hours of sunlight exposure per day. Sunlight thus appears to play a major role in stimulating mineralization activity as it alters soil temperature and soil humidity. Sandy soils rich in organic matter and exposed to direct sunlight create favorable conditions for the loss of previously stored carbon (Kong et al., 2009). In studying factors that impact gaseous carbon emissions from urban soils in the Moscow area, (Vasenev et al., 2023) concluded that soil temperature was responsible for up to 70 percent in total variance of CO₂ emissions. Other studies such as (Conant et al., 2011; Song et al., 2022) demonstrate the role of soil temperature and fluctuations in soil moisture in the decomposition rate of SOC. It is important to note that the only management type where a positive carbon balance was observed was in the small pits which received the least amount of direct sunlight during the 2019 - 2020 growing seasons.

2.5.3 Ground covers influence carbon storage

Notably, in the elevated pits, aster and thyme demonstrated the highest carbon concentrations in their above-ground biomass (Table 4), registering around 443 mg of C per gram of tissue. Chicory and milkweed, following closely behind at approximately 426 mg of C per gram, also exhibited significant carbon storage potential in their aboveground biomass. Regarding the carbon concentration in the litter on the soil surface (Table 5), statistically significant effects were only observed in the small pits. The rudbeckia has the highest carbon concentration in its litter at 410 mg of C per g of litter. For soil carbon concentrations, no significant differences were observed among species in any of the four management types (Table ##). Soil carbon concentrations ranged from approximately 30 g C kg⁻¹ in the median strip to over 60 g C kg⁻¹ in the elevated pits, but these differences were related to management type rather than plant species effects.

Aster is the species that produces the most aboveground biomass, which translated in the highest amount of C stored in this compartment compared to other species, especially in the large and small pits. However, the amount of litter found under this species is relatively low. In comparison, chicory exhibits greater aboveground biomass in large pits and median strip, emerging as the predominant litter producer, particularly in the elevated pits. Results for C stocks in root biomass showed no significant difference among species in small pits, elevated pits and the median strip. Only in the large pits milkweed has significantly more C stock in roots in comparison with rudbeckia and chicory. No significant difference is observed in C stock in the soil under different species in any of the four management types.

Although the impact of species was not statistically significant across all treatments, there were discernible trends suggesting species effects. C gain, for the whole soil-plant system, was observed at the end of the 2020 growing season in the small pits plots- which received the least amount of sunlight during the growing season- under the Aster and Echinacea. Among the species tested, our results show that aster stood out for its ability to produce significant biomass. Chicory also excelled in biomass production but was more notable for its litter production, which helps protect the soil surface from compaction. Milkweed, on the other hand, generated a considerable amount of root biomass, offering an advantage as root biomass carbon remains in the soil on average 2.3 times longer than carbon from aboveground plant parts (Kätterer et al., 2011). Ultimately, considering the entire plant-soil

system, the presence of aster and echinacea significantly increased carbon stocks, but only in the small pit plots.

Aster exhibited the highest aboveground C stock in the small pits. However, this was not the case for Echinacea, for which the mechanism underlying soil C gain remains unclear. Nevertheless, Echinacea has demonstrated high resistance to urban environmental stressors (Liu et al., 2025; Pretorius et al., 2018). A species cannot effectively contribute to carbon sequestration if it lacks the resilience to withstand frequent anthropogenic disturbances in urban environments.

In Montreal, woodchip mulch has been integrated into new urban green infrastructures to suppress weed growth and enhance soil fertility. In our study, woodchip mulch was used as a control treatment to assess its impact on soil carbon storage relative to the establishment of perennial herbaceous species. While carbon loss was observed across all plots except for the small pits, soil under mulch exhibited carbon depletion even within small pits. This phenomenon may be attributed to a combination of increased soil moisture under mulch, which could accelerate the decomposition of soil organic matter, and the absence of carbon inputs via root exudates and litter from actively growing plants.

Cities worldwide increasingly utilize wood mulch as an alternative to traditional lawn cover in urban landscapes. In Melbourne, Australia, wood mulch has demonstrated positive effects on reducing CO₂ emissions and enhancing methane uptake (Livesley et al., 2010). Similarly, in Northern France, the application of Ramial Chipped Wood (RCW) has been shown to facilitate the colonization of degraded and contaminated soils by pedofauna, contributing to soil biological recovery (Leclercq-Dransart et al., 2020). In arid and semi-arid regions, the strategic application of wood mulch has been found to improve soil water retention and drainage capacity, thereby mitigating water stress (R. Wang et al., 2022). The effects of organic mulch on soil organic carbon (SOC) remain variable across studies. For instance, (Sun et al., 2021) reported that wood mulch did not significantly influence SOC levels in the topsoil layer but did affect subsoil and bulk soil carbon, potentially due to carbon leaching into deeper soil layers. In our study, soil samples were collected at a depth of 0–30 cm, allowing for the evaluation of SOC dynamics within this profile. Further research is necessary to determine the long-term impacts of wood mulch on carbon storage, particularly regarding carbon redistribution within soil horizons and its interaction with microbial decomposition processes.

2.6 Conclusion

Our study highlights significant carbon depletion in soils within just two growing seasons, indicating the necessity for careful selection of soil types without overwhelming them with easily decomposable organic materials like peat. Municipalities and cities utilizing reconstituted Technosols must consider the carbon flux sensitivity when designing urban green infrastructure. The sandy soils with high initial organic matter content experienced substantial carbon losses, particularly in plots exposed to high sunlight levels. Commercially available potting soils and soil mixes in Canada have a similar or higher organic matter content which poses the same challenge on urban farming, roof gardening and other residential and institutional urban landscaping. Our study team faced multiple challenges in sampling, maintenance and regular monitoring of the study sites, with the residential-commercial nature of the site making secure visits difficult to maintain. Carbon balance analysis was conducted over 18 months, representing a short-term study of two growing seasons

The implications of our findings at the ecosystem level underscore the critical importance of rethinking urban soil composition and management strategies to optimize carbon storage potential while maintaining other essential functions. Future urban green infrastructure projects should prioritize soil mixtures with higher fine particle content to enhance carbon retention capacity. Urban planners and landscape architects must integrate soil science expertise into design processes rather than focusing solely on drainage and aesthetic considerations. Long-term monitoring programs are essential to understand carbon dynamics beyond the initial establishment period. There is a need for further research in the realm of carbon storage in urban soils to prevent CO₂ emissions resulting from soil respiration and organic matter decomposition. Additionally, developing standardized protocols for urban soil carbon assessment will enable cities to better evaluate the climate benefits of their green infrastructure investments.

3 CONCLUSION GÉNÉRALE

3.1 *Limite de l'étude*

Cette étude a permis d'identifier des éléments essentiels à la compréhension du rôle des Technosols urbains et des couverts végétaux alternatifs dans la séquestration du carbone en milieu urbain. Toutefois, afin de situer les résultats dans leur juste contexte et d'orienter les recherches futures, les limites de la recherche doivent être exposées.

La durée de l'étude constitue une première limite. Le suivi s'est déroulé sur une période relativement courte, ce qui ne permet pas de caractériser convenablement les dynamiques à long terme de la séquestration du carbone. Cette limite est d'autant plus significative dans des systèmes où la stabilisation de la matière organique nécessite plusieurs années, comme c'était le cas dans cette étude. Des phénomènes tels que les fluctuations saisonnières, l'évolution des communautés microbiennes du sol ainsi que la croissance progressive des végétaux sont des facteurs qui influencent la dynamique du carbone. Ceux-ci ne peuvent être saisis dans leur complexité que par des suivis prolongés.

Ensuite, le nombre limité de configurations sur lesquelles l'étude s'est concentrée limite la possibilité d'en généraliser les résultats à d'autres contextes urbains ou à d'autres types de sols. En effet, seulement quelques types de couverts végétaux, des parcelles de sol spécifiques (fosses, bacs, terre-pleins) et un substrat majoritairement homogène, typique aux pratiques municipales courantes, ont été étudiés. Bien que cette approche soit pertinente pour un cadre expérimental, la variabilité intrinsèque des Technosols, la diversité des pratiques d'aménagement selon les villes ainsi que les conditions climatiques locales rendent les données de l'étude incomplètes. Une multiplication des études comparatives est donc nécessaire.

Ces limites ne diminuent toutefois pas la portée des résultats; au contraire, elles mettent en évidence l'importance d'approfondir ces travaux à travers des recherches à plus long terme et des expérimentations diversifiées. Également, une meilleure intégration des dimensions sociales, écologiques et économiques des infrastructures vertes urbaines est une avenue qui pourra être explorée dans les études subséquentes.

3.2 *Repenser l'avenir*

Les résultats de cette étude invitent à réfléchir sérieusement sur les matériaux utilisés dans la conception des infrastructures vertes urbaines, et particulièrement sur la nature des sols que l'on choisit pour mettre en place ces aménagements. Aujourd'hui, les critères techniques priment la plupart du temps quand il s'agit de sélectionner les Technosols à employer dans les aménagements paysagers. L'importance est notamment donnée aux facultés de drainage, à la facilité d'entretien ou à la portance du substrat, alors que la fonction écologique et la capacité à séquestrer du carbone à long terme sont laissées de côté.

Parmi les pratiques courantes dans l'aménagement d'espaces verts en ville figure l'utilisation massive de tourbe dans les mélanges de sols. La tourbe est prisée pour sa légèreté, sa capacité de rétention d'eau et sa richesse en matière organique; toutefois, son usage pose un véritable problème environnemental. La tourbe provient de tourbières, qui sont parmi les plus grands réservoirs naturels de carbone au monde, et son extraction entraîne la destruction de ces écosystèmes (Laine et al., 2013; Turetsky et al., 2002; Yu, 2012). Chaque mètre cube de tourbe extrait libère d'importantes quantités de CO₂, ce qui contribue directement aux émissions de gaz à effet de serre. Ainsi, l'usage de la tourbe dans les villes vient exacerber les problèmes climatiques; il entraîne un transfert du carbone stocké depuis des millénaires vers des substrats urbains où il sera rapidement décomposé et relâché dans l'atmosphère dans les microclimats relativement chaude (surfaces de béton)

Face à ce constat, repenser la composition des sols utilisés dans les projets de verdissement est inévitable. Il devient de plus en plus urgent de privilégier des matériaux locaux et issus de l'économie circulaire, tels que des composts de haute qualité, des résidus organiques valorisés ou des substrats minéraux favorisant la stabilisation du carbone. Le biochar, lorsqu'il est produit de manière durable, représente une alternative intéressante pour renforcer la longévité des réserves de carbone qui se retrouvent dans les sols urbains.

Afin de repenser les pratiques, il est aussi essentiel d'améliorer la formation des acteurs et actrices de l'aménagement urbain: urbanistes, paysagistes, décideurs. Il est primordial que ces personnes considèrent le sol non plus comme un simple support physique, mais comme une infrastructure vivante, qui se place au cœur des stratégies de transition écologique des villes.

La transition écologique des villes ne sera pas possible sans l'implication active des citoyennes et citoyens qui y habitent. Les espaces verts urbains doivent cesser d'être perçus comme sous la seule responsabilité des services municipaux; ils doivent être considérés

comme des biens communs à co-construire et à co-gérer. Une ville résiliente, c'est une ville où chaque personne qui y habite se sent responsable de la transformation de son environnement immédiat. Les jardins communautaires, les initiatives d'agriculture urbaine ou les programmes de verdissement participatif sont des exemples qui démontrent à quel point l'engagement citoyen peut renforcer la qualité écologique des espaces urbains. L'impact de cet engagement est double. En participant à la plantation d'espèces diversifiées, à l'entretien écologique des sols ou encore au compostage collectif, les habitants et les habitantes contribuent à améliorer la résilience environnementale de leur quartier. Par le fait même, ces personnes contribuent aussi à renforcer le lien social et à développer une culture commune de la durabilité.

Pour aller au-delà des actions ponctuelles, il est primordial de repenser l'urbanisme en intégrant des dispositifs qui favorisent la participation citoyenne. Cela peut se traduire par des actions telles que aménager des espaces flexibles à vocation écologique et sociale, encourager l'appropriation des infrastructures vertes et sensibiliser la population à l'importance des sols dans l'atténuation des changements climatiques. Dans une ville en transition écologique, les citoyennes et citoyens comprennent que chaque mètre carré végétalisé et chaque sol vivant participent à un ensemble plus vaste de services écosystémiques. Dans ces villes, les choix de végétation, d'amendements ou de gestion des sols sont discutés collectivement et sont en harmonie avec les besoins environnementaux, sociaux et culturels du territoire.

Cette approche collaborative permettrait d'inscrire durablement les pratiques écologiques dans le tissu urbain. Elle permettrait aussi de dépasser les simples projets vitrines pour construire une véritable culture de la transition écologique partagée.

3.3 *Promouvoir la diversité*

La diversité végétale représente l'une des mesures les plus efficaces pour renforcer la résilience écologique des villes. Malheureusement, les aménagements urbains sont trop souvent conçus sous un modèle simplifié : quelques arbres, du gazon, et parfois quelques massifs floraux ornementaux. Ce manque de vision est un frein pour exploiter le potentiel des infrastructures vertes à fournir des services écosystémiques variés et durables.

Les écosystèmes naturels nous enseignent pourtant sur l'importance des structures complexes, dans lesquelles cohabitent différentes strates végétales. À leur image, les aménagements urbains tireraient profit d'un assortiment d'arbres, arbustes, herbacées pérennes, plantes grimpantes, et même d'espèces comestibles comme des légumes et des

arbres fruitiers. Intégrer cette logique multi strates aux espaces verts urbains permettrait de maximiser les fonctions écologiques telles que la séquestration du carbone, la régulation thermique, l'infiltration des eaux, le soutien à la biodiversité ou encore la production alimentaire locale.

La diversité végétale ne sert pas uniquement une visée esthétique ou de variété botanique: elle doit plutôt être pensée comme un véritable outil de performance écologique. Chaque strate et chaque type d'espèce remplit des rôles complémentaires, notamment en matière de gestion des sols. Ainsi, la diversité apporte aux sols des systèmes racinaires variés qui favorisent la porosité et la stabilité du sol, un apport différencié de matière organique et des interactions positives avec la microfaune et la microflore.

La stratégie de strates végétales multiples favorise également l'autonomie des espaces. Ceux-ci nécessitent alors moins d'entretien, moins d'arrosage et moins d'intrants chimiques. Il s'agit donc d'un moyen d'inscrire l'infrastructure verte dans une dynamique durable, capable de s'adapter aux aléas climatiques, en fournissant du même coup des services écosystémiques renforcés.

3.4 Sciences du sol et politiques publiques

Afin que les sols urbains puissent occuper la place centrale qui leur revient dans la transition écologique, il est indispensable qu'une expertise scientifique solide soutienne leur gestion et que celle-ci soit intégrée aux décisions publiques. Le sol est trop souvent mis de côté dans les politiques climatiques, de biodiversité ou d'aménagement urbain, en partie parce qu'il est considéré comme un simple support inerte plutôt qu'une infrastructure vivante.

Les scientifiques du sol sont des personnes clés pour inverser cette tendance. Leur expertise permet de comprendre les dynamiques complexes qui régissent la santé des sols. Les experts et expertes du sol mettent également en évidence la capacité des sols à séquestrer du carbone, à filtrer l'eau, à soutenir la biodiversité et à rendre de multiples services écosystémiques. Ces connaissances se doivent d'être mobilisées dès les phases de conception des projets urbains, et elles devraient être le point de départ pour les normes, les cahiers des charges et les stratégies municipales qui régissent l'aménagement des espaces verts..

Il est impératif que les gouvernements locaux et nationaux reconnaissent le sol comme une composante stratégique de leurs politiques environnementales. Cela implique notamment le développement d'indicateurs de qualité des sols urbains, le financement de programmes de

recherche appliquée et la mise en place de mécanismes de suivi et d'évaluation à long terme. De plus, des réglementations devraient encadrer l'usage de certains matériaux dans les aménagements verts, par exemple en interdisant l'utilisation massive de ressources non durables comme la tourbe. Ces réglementations devraient aussi viser à favoriser des pratiques respectueuses des cycles naturels.

Par ailleurs, il est fondamental de sensibiliser les décideurs et les décideuses ainsi que les urbanistes à l'importance des sols. La vision purement esthétique ou opérationnelle des espaces verts doit être mise de côté afin de valoriser une approche systémique, dans laquelle le sol est perçu comme un vecteur pour atteindre les objectifs climatiques, de biodiversité et de qualité de vie des villes.

Enfin, la collaboration entre les scientifiques, les municipalités et les citoyens et citoyennes doit être encouragée. Il est possible de placer le sol au cœur des préoccupations urbaines, notamment en intégrant des experts et expertes pédologues dans les comités de planification urbaine, en soutenant des projets pilotes et en diffusant les bonnes pratiques. Cette reconnaissance institutionnelle est indispensable à la construction de villes réellement durables et résilientes.

3.5 Vers une transition écologique ancrée dans le sol, la diversité et la participation

Un changement profond de paradigme est inévitable pour que soit menée à bien la transition écologique des villes. Pour ce faire, les sols urbains doivent être considérés non plus comme des surfaces à aménager ou des contraintes techniques, mais comme des leviers essentiels pour faire face aux défis climatiques, environnementaux et sociaux du XXI^e siècle. Les résultats de cette étude, bien qu'ils soient inscrits dans un cadre spécifique et limité, illustrent clairement le potentiel sous-exploité des Technosols et des couverts végétaux diversifiés pour améliorer la résilience des espaces urbains.

Nos pratiques d'aménagement se doivent d'être repensées, et cela passe par une remise en question des matériaux que nous utilisons, des végétaux que nous plantons et des modes de gestion que nous appliquons. Favoriser des substrats locaux et durables, encourager la diversité fonctionnelle des espèces et intégrer des logiques de multistrata végétale sont autant de stratégies à employer afin de maximiser les services écosystémiques rendus par les infrastructures vertes. Ce modèle d'aménagement doit également être soutenu par une économie circulaire, où les déchets organiques deviennent une ressource pour nourrir des sols vivants et fertiles.

Toutefois, au-delà de ces aspects techniques, la transition doit être portée par une vision inclusive et participative. Les citoyennes et citoyens doivent être placés au cœur de cette transformation et prendre en main la gestion des espaces verts, du compostage, de la plantation et de la valorisation des sols urbains. C'est par cette construction collaborative que les villes pourront véritablement devenir des territoires régénératifs, capables de restaurer leurs écosystèmes tout en améliorant la qualité de vie de leurs habitantes et habitants.

Enfin, cette démarche nécessite l'engagement des scientifiques, des urbanistes et des décideurs pour inscrire la gestion durable des sols dans les politiques publiques. Le sol doit impérativement être reconnu comme une infrastructure stratégique, au même titre que l'eau ou l'énergie. Il doit occuper une place centrale dans les stratégies d'atténuation et d'adaptation aux changements climatiques.

Lorsqu'on imagine la ville de demain, on doit penser à une ville résiliente, dans laquelle chaque parcelle de sol contribue activement à la lutte contre le réchauffement climatique, soutient la biodiversité, régule l'eau et offre des espaces nourriciers et conviviaux. Dans cette ville du futur, la diversité, la participation et le respect des cycles naturels guident l'aménagement du territoire. Cette vision est loin d'être utopique: elle repose sur des solutions concrètes et accessibles, à condition de repenser nos priorités et de se rendre compte de la valeur inestimable de ce qui se trouve sous nos pieds.

4 BIBLIOGRAPHIE

- Abbruzzini, T. F., Prado Pano, B. L., Mora Palomino, L., Lored-Jasso, A. U., Ortega Larrocea, M. D. P., Perez Vargas, C., & Peña Ramirez, V. M. (2025). Technosols constructed from urban waste enhance carbon stabilization through improved soil aggregation. *EQA - International Journal of Environmental Quality*, 67(EQA-International Journal of Environmental Quality, Vol. 67 (2025)), 71–85. <https://doi.org/10.6092/ISSN.2281-4485/21163>
- Allaire, S. E., Dufour-L'Arrivée, C., Lafond, J. A., Lalancette, R., & Brodeur, J. (2008). Carbon dioxide emissions by urban turfgrass areas. *Canadian Journal of Soil Science*, 88(4), 529–532. <https://doi.org/10.4141/CJSS07043>
- Ariluoma, M., Kinnunen, A., Lampinen, J., Hautamäki, R., & Ottelin, J. (2024). Optimizing the co-benefits of biodiversity and carbon sinks in urban residential yards. *Frontiers in Sustainable Cities*, 6, 1327614. <https://doi.org/10.3389/frsc.2024.1327614>
- Baize, D., & Girard, M. C. (2009). *Référentiel pédologique 2008*. Éditions Quæ.
- Baldi, D. S., Humphrey, C. E., Kyndt, J. A., & Moore, T. C. (2023). Native plant gardens support more microbial diversity and higher relative abundance of potentially beneficial taxa compared to adjacent turf grass lawns. *Urban Ecosystems*, 26(3), 807–820. <https://doi.org/10.1007/s11252-022-01325-5>
- Baldock, J. A., & Skjemstad, J. O. (2000). Role of the soil matrix and minerals in protecting natural organic materials against biological attack. *Organic Geochemistry*, 31(7–8), 697–710. [https://doi.org/10.1016/S0146-6380\(00\)00049-8](https://doi.org/10.1016/S0146-6380(00)00049-8)
- Bazrgar, A. B., Ng, A., Coleman, B., Ashiq, M. W., Gordon, A., & Thevathasan, N. (2020). Long-Term Monitoring of Soil Carbon Sequestration in Woody and Herbaceous Bioenergy Crop Production Systems on Marginal Lands in Southern Ontario, Canada. *Sustainability*, 12(9), 3901. <https://doi.org/10.3390/su12093901>
- Billeaud, L. A., & Zajicek, J. M. (1989). *Influence of Mulches on Weed Control, Soil pH, Soil Nitrogen Content, and Growth of Ligustrum japonicum* 1. 4.
- Biswal, B. K., & Balasubramanian, R. (2025). Use of biomass-derived biochar as a sustainable material for carbon sequestration in soil: Recent advancements and future perspectives. *Npj Materials Sustainability*, 3(1), 26. <https://doi.org/10.1038/s44296-025-00066-8>
- Blanchart, A. (n.d.). *Vers une prise en compte des potentialités des sols dans la planification territoriale et l'urbanisme opérationnel*. 381.
- Boehm, M., Junkins, B., Desjardins, R., Kulshreshtha, S., & Lindwall, W. (2004). Sink Potential of Canadian Agricultural Soils. *Climatic Change*, 65(3), 297–314. <https://doi.org/10.1023/B:CLIM.0000038205.09327.51>
- Bolan, S., Sharma, S., Mukherjee, S., Kumar, M., Rao, Ch. S., Nataraj, K. C., Singh, G., Vinu, A., Bhowmik, A., Sharma, H., El-Naggar, A., Chang, S. X., Hou, D., Rinklebe, J., Wang, H., Siddique, K. H. M., Abbott, L. K., Kirkham, M. B., & Bolan, N. (2024). Biochar modulating soil biological health: A review. *Science of The Total Environment*, 914, 169585. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.169585>
- Bolund, P., & Hunhammar, S. (1999). Ecosystem services in urban areas. *Ecological Economics*, 29(2), 293–301. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(99\)00013-0](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(99)00013-0)
- Calvin, G., Krinner, G., Mukherji, A., Thorne, P. W., Trisos, C., Romero, J., Aldunce, P., Barrett, K., Blanco, G., Cheung, W. W. L., Connors, S., Denton, F., Diongue-Niang, A., Dodman, D., Garschagen, M., Geden, O., Hayward, B., Jones, C., Jotzo, F., ... Péan, C. (2023). *IPCC, 2023: Climate Change 2023: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, H. Lee and J. Romero (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland. (First). Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)*. <https://doi.org/10.59327/IPCC/AR6-9789291691647>

- Cambou, A., Shaw, R. K., Huot, H., Vidal-Beaudet, L., Hunault, G., Cannavo, P., Nold, F., & Schwartz, C. (2018). Estimation of soil organic carbon stocks of two cities, New York City and Paris. *Science of The Total Environment*, 644, 452–464.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.322>
- Chen, G., Li, X., Liu, X., Chen, Y., Liang, X., Leng, J., Xu, X., Liao, W., Qiu, Y., Wu, Q., & Huang, K. (2020). Global projections of future urban land expansion under shared socioeconomic pathways. *Nature Communications*, 11(1), 537.
<https://doi.org/10.1038/s41467-020-14386-x>
- Chen, L., Wang, Y., Zhu, E., Wu, H., & Feng, D. (2024). Carbon storage estimation and strategy optimization under low carbon objectives for urban attached green spaces. *Science of The Total Environment*, 923, 171507.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.171507>
- Christel, A., Dequiedt, S., Chemidlin-Prevost-Bouré, N., Mercier, F., Tripied, J., Comment, G., Djemiel, C., Bargeot, L., Matagne, E., Fougeron, A., Mina Passi, J.-B., Ranjard, L., & Maron, P.-A. (2023). Urban land uses shape soil microbial abundance and diversity. *Science of The Total Environment*, 883, 163455.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.163455>
- Churchman, G. J., Singh, M., Schapel, A., Sarkar, B., & Bolan, N. (2020). Clay Minerals as the Key to the Sequestration of Carbon in Soils. *Clays and Clay Minerals*, 68(2), 135–143. <https://doi.org/10.1007/s42860-020-00071-z>
- Cotrufo, M. F., Wallenstein, M. D., Boot, C. M., Denef, K., & Paul, E. (2013). The Microbial Efficiency-Matrix Stabilization (MEMS) framework integrates plant litter decomposition with soil organic matter stabilization: Do labile plant inputs form stable soil organic matter? *Global Change Biology*, 19(4), 988–995.
<https://doi.org/10.1111/gcb.12113>
- Crowther, T. W., Todd-Brown, K. E. O., Rowe, C. W., Wieder, W. R., Carey, J. C., Machmuller, M. B., Snoek, B. L., Fang, S., Zhou, G., Allison, S. D., Blair, J. M., Bridgman, S. D., Burton, A. J., Carrillo, Y., Reich, P. B., Clark, J. S., Classen, A. T., Dijkstra, F. A., Elberling, B., ... Bradford, M. A. (2016). Quantifying global soil carbon losses in response to warming. *Nature*, 540(7631), 104–108.
<https://doi.org/10.1038/nature20150>
- Czekajlo, A., Coops, N. C., Wulder, M. A., Hermosilla, T., Lu, Y., White, J. C., & Van Den Bosch, M. (2020). The urban greenness score: A satellite-based metric for multi-decadal characterization of urban land dynamics. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 93, 102210.
<https://doi.org/10.1016/j.jag.2020.102210>
- 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>
- De Deyn, G. B., Cornelissen, J. H. C., & Bardgett, R. D. (2008). Plant functional traits and soil carbon sequestration in contrasting biomes. *Ecology Letters*, 11(5), 516–531.
<https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01164.x>
- DeKeyser, E. S., Dennhardt, L. A., & Hendrickson, J. (2015). Kentucky bluegrass (*Poa pratensis*) Invasion in the Northern Great Plains: A Story of Rapid Dominance in an Endangered Ecosystem. *Invasive Plant Science and Management*, 8(3), 255–261.
<https://doi.org/10.1614/IPSM-D-14-00069.1>
- Delgado-Baquerizo, M., Eldridge, D. J., Liu, Y.-R., Sokoya, B., Wang, J.-T., Hu, H.-W., He, J.-Z., Bastida, F., Moreno, J. L., Bamigboye, A. R., Blanco-Pastor, J. L., Cano-Díaz, C., Illán, J. G., Makhallanyane, T. P., Siebe, C., Trivedi, P., Zaady, E., Verma, J. P., Wang, L., ... Fierer, N. (2021). Global homogenization of the structure and function in the soil microbiome of urban greenspaces. *Science Advances*, 7(28), eabg5809.
<https://doi.org/10.1126/sciadv.abg5809>

- Diacono, M., & Montemurro, F. (2010). Long-term effects of organic amendments on soil fertility. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 30(2), 401–422. <https://doi.org/10.1051/agro/2009040>
- Edmondson, J. L., Davies, Z. G., McHugh, N., Gaston, K. J., & Leake, J. R. (2012). Organic carbon hidden in urban ecosystems. *Scientific Reports*, 2(1), 963. <https://doi.org/10.1038/srep00963>
- Farinha-Marques, P., Lameiras, J. M., Fernandes, C., Silva, S., & Guilherme, F. (2011). Urban biodiversity: A review of current concepts and contributions to multidisciplinary approaches. *Innovation: The European Journal of Social Science Research*, 24(3), 247–271. <https://doi.org/10.1080/13511610.2011.592062>
- Ferchaud, F., Vitte, G., & Mary, B. (2016). Changes in soil carbon stocks under perennial and annual bioenergy crops. *GCB Bioenergy*, 8(2), 290–306. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12249>
- Fiorentino, A., Rajput, F. Z., Di Serio, A., Baldi, V., Guarino, F., Baldantoni, D., Ronga, D., Mazzei, P., Motta, O., Falanga, M., Ciatelli, A., & Castiglione, S. (2025). Role of Plants and Urban Soils in Carbon Stock: Status, Modulators, and Sustainable Management Practices. *Plants*, 14(4), 546. <https://doi.org/10.3390/plants14040546>
- Fornara, D. A., & Tilman, D. (2008). Plant functional composition influences rates of soil carbon and nitrogen accumulation. *Journal of Ecology*, 96(2), 314–322. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2007.01345.x>
- Francoeur, X. W., Dagenais, D., Paquette, A., Dupras, J., & Messier, C. (2021). Complexifying the urban lawn improves heat mitigation and arthropod biodiversity. *Urban Forestry & Urban Greening*, 60, 127007. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2021.127007>
- García-Oliva, F., & Masera, O. R. (2004). Assessment and Measurement Issues Related to Soil Carbon Sequestration in Land-Use, Land-Use Change, and Forestry (LULUCF) Projects under the Kyoto Protocol. *Climatic Change*, 65(3), 347–364. <https://doi.org/10.1023/B:CLIM.0000038211.84327.d9>
- Gayathri, M., & Raj, A. J. (2023). Seasonal Assessment of Biomass and Carbon Sequestration of Herbaceous Vegetation and Litter Layer in Homegarden Agroforestry System of Sam Higginbottom University of Agriculture, Technology and Sciences Campus, Prayagraj, India. *International Journal of Plant & Soil Science*, 35(20), 564–573. <https://doi.org/10.9734/ijpss/2023/v35i203840>
- Greenly, K. M., & Rakow, D. A. (1995). The Effect of Wood Mulch Type and Depth on Weed and Tree Growth and Certain Soil Parameters. *Arboriculture & Urban Forestry*, 21(5), 225–232. <https://doi.org/10.48044/jauf.1995.036>
- Guilland, C., Maron, P. A., Damas, O., & Ranjard, L. (2018). Biodiversity of urban soils for sustainable cities. *Environmental Chemistry Letters*, 16(4), 1267–1282. <https://doi.org/10.1007/s10311-018-0751-6>
- Guillaume, T., Makowski, D., Libohova, Z., Bragazza, L., Sallaku, F., & Sinaj, S. (2022). Soil organic carbon saturation in cropland-grassland systems: Storage potential and soil quality. *Geoderma*, 406, 115529. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115529>
- Hamilton, B., Coops, N. C., & Lokman, K. (2021). Time series monitoring of impervious surfaces and runoff impacts in Metro Vancouver. *Science of The Total Environment*, 760, 143873. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143873>
- Hassink, J. (1997). [No title found]. *Plant and Soil*, 191(1), 77–87. <https://doi.org/10.1023/A:1004213929699>
- Heavenrich, H., & Hall, S. J. (2016). Elevated soil nitrogen pools after conversion of turfgrass to water-efficient residential landscapes. *Environmental Research Letters*, 11(8), 084007. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/11/8/084007>
- Imrul, K., Md Abdul, H., & Sean C, T. (2025). *Biochar mitigates methane emissions from organic mulching in urban soils_ Evidence from a long-term mesocosm experiment*. Journal of Environmental Management.
- IPCC, 2022: Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of

- Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [H.-O. Pörtner, D.C. Roberts, M. Tignor, E.S. Poloczanska, K. Mintenbeck, A. Alegría, M. Craig, S. Langsdorf, S. Löschke, V. Möller, A. Okem, B. Rama (eds.)]. Cambridge University Press. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA, 3056 pp., doi:10.1017/9781009325844.
- IPCC, 2023: Sections. In: Climate Change 2023: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, H. Lee and J. Romero (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, pp. 35-115, doi: 10.59327/IPCC/AR6-9789291691647
- Jackson, R. B., Canadell, J., Ehleringer, J. R., Mooney, H. A., Sala, O. E., & Schulze, E. D. (1996). A global analysis of root distributions for terrestrial biomes. *Oecologia*, 108(3), 389–411. <https://doi.org/10.1007/BF00333714>
- Jonas, J. L., Berryman, E., Wolk, B., Morgan, P., & Robichaud, P. R. (2019). Post-fire wood mulch for reducing erosion potential increases tree seedlings with few impacts on understory plants and soil nitrogen. *Forest Ecology and Management*, 453, 117567. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117567>
- Kätterer, T., Bolinder, M. A., Andrén, O., Kirchmann, H., & Menichetti, L. (2011). Roots contribute more to refractory soil organic matter than above-ground crop residues, as revealed by a long-term field experiment. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 141(1–2), 184–192. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.02.029>
- Kong, X., Dao, T. H., Qin, J., Qin, H., Li, C., & Zhang, F. (2009). Effects of soil texture and land use interactions on organic carbon in soils in North China cities' urban fringe. *Geoderma*, 154(1–2), 86–92. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2009.09.016>
- Kroetsh, D., & Wange, C. (2008). Particle-size distribution. In *Soil sampling and methods of analysis (2e édition)* (CRC Press, p. CRC Press).
- Krull, E. S., Baldock, J. A., & Skjemstad, J. O. (2003). Importance of mechanisms and processes of the stabilisation of soil organic matter for modelling carbon turnover. *Functional Plant Biology*, 30(2), 207. <https://doi.org/10.1071/FP02085>
- Künnemann, T., Cannavo, P., Guérin, V., & Guénon, R. (2023). Soil CO₂, CH₄ and N₂O fluxes in open lawns, treed lawns and urban woodlands in Angers, France. *Urban Ecosystems*, 26(6), 1659–1672. <https://doi.org/10.1007/s11252-023-01407-y>
- LaCanne, C. E., & Lundgren, J. G. (2018). Regenerative agriculture: Merging farming and natural resource conservation profitably. *PeerJ*, 6, e4428. <https://doi.org/10.7717/peerj.4428>
- Lal, R. (2020). Regenerative agriculture for food and climate. *Journal of Soil and Water Conservation*, 75(5), 123A-124A. <https://doi.org/10.2489/jswc.2020.0620A>
- Lavallee, J. M., Soong, J. L., & Cotrufo, M. F. (2020). Conceptualizing soil organic matter into particulate and mineral-associated forms to address global change in the 21st century. *Global Change Biology*, 26(1), 261–273. <https://doi.org/10.1111/gcb.14859>
- Leclercq-Dransart, J., Demuynck, S., Douay, F., Grumiaux, F., Pernin, C., & Leprêtre, A. (2020). Comparison of the interest of four types of organic mulches to reclaim degraded areas: A field study based on their relative attractiveness for soil macrofauna. *Ecological Engineering*, 158, 106066. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.106066>
- Leifeld, J., Siebert, S., & Kögel-Knabner, I. (2002). Changes in the chemical composition of soil organic matter after application of compost. *European Journal of Soil Science*, 53(2), 299–309. <https://doi.org/10.1046/j.1351-0754.2002.00453.x>
- Liu, M., Zheng, S., Pendall, E., Smith, P., Liu, J., Li, J., Fang, C., Li, B., & Nie, M. (2025). Unprotected carbon dominates decadal soil carbon increase. *Nature Communications*, 16(1), 2008. <https://doi.org/10.1038/s41467-025-57354-z>
- Livesley, S. J., Dougherty, B. J., Smith, A. J., Navaud, D., Wylie, L. J., & Arndt, S. K. (2010). Soil-atmosphere exchange of carbon dioxide, methane and nitrous oxide in urban

- garden systems: Impact of irrigation, fertiliser and mulch. *Urban Ecosystems*, 13(3), 273–293. <https://doi.org/10.1007/s11252-009-0119-6>
- Magdoff, F. (1993). Building Soils for Better Crops: Organic Matter Management. *Soil Science*, 156(5), 371. <https://doi.org/10.1097/00010694-199311000-00014>
- Marble, S. C., Prior, S. A., Runion, G. B., Torbert, H. A., Gilliam, C. H., & Fain, G. B. (2011). The Importance of Determining Carbon Sequestration and Greenhouse Gas Mitigation Potential in Ornamental Horticulture. *HortScience*, 46(2), 240–244. <https://doi.org/10.21273/HORTSCI.46.2.240>
- Matus, F. J. (2021). Fine silt and clay content is the main factor defining maximal C and N accumulations in soils: A meta-analysis. *Scientific Reports*, 11(1), 6438. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-84821-6>
- Morel, J. L., Chenu, C., & Lorenz, K. (2015). Ecosystem services provided by soils of urban, industrial, traffic, mining, and military areas (SUITMAs). *Journal of Soils and Sediments*, 15(8), 1659–1666. <https://doi.org/10.1007/s11368-014-0926-0>
- Nam, B. E., Kim, J.-M., Lee, S., Son, Y. K., Lee, B.-H., & Joo, Y. (2024). Estimation on Individual-Level Carbon Sequestration Capacity of Understory Perennial Herbs. *Journal of Plant Biology*, 67(3), 209–220. <https://doi.org/10.1007/s12374-024-09422-y>
- Nowak, D. J., & Crane, D. E. (2002). Carbon storage and sequestration by urban trees in the USA. *Environmental Pollution*, 116(3), 381–389. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(01\)00214-7](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(01)00214-7)
- Nowak, D. J., Greenfield, E. J., Hoehn, R. E., & Lapoint, E. (2013). Carbon storage and sequestration by trees in urban and community areas of the United States. *Environmental Pollution*, 178, 229–236. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.03.019>
- Omokaro, G. O., Osarhiemen, I. O., Idama, V., Airueghian, E. O., West, S. T., Igbigbi, F. E., Nnake, D. C., Obolokor, E., Ahmed, A., & Omoshie, V. O. (2024). The Role of Organic Amendments and Their Impact on Soil Restoration: A Review. *Asian Journal of Environment & Ecology*, 23(11), 41–52. <https://doi.org/10.9734/ajee/2024/v23i11620>
- Pan, H., Luo, Y., Zeng, L., Shi, Y., Hang, J., Zhang, X., Hua, J., Zhao, B., Gu, Z., & Buccolieri, R. (2023). Outdoor Thermal Environment Regulation of Urban Green and Blue Infrastructure on Various Types of Pedestrian Walkways. *Atmosphere*, 14(6), 1037. <https://doi.org/10.3390/atmos14061037>
- Pataki, D. E., Alig, R. J., Fung, A. S., Golubiewski, N. E., Kennedy, C. A., Mcpherson, E. G., Nowak, D. J., Pouyat, R. V., & Romero Lankao, P. (2006). Urban ecosystems and the North American carbon cycle. *Global Change Biology*, 12(11), 2092–2102. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01242.x>
- Paudel, S., & States, S. L. (2023). Urban green spaces and sustainability: Exploring the ecosystem services and disservices of grassy lawns versus floral meadows. *Urban Forestry & Urban Greening*, 84, 127932. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2023.127932>
- Pavao-Zuckerman, M. A. (2008). The Nature of Urban Soils and Their Role in Ecological Restoration in Cities. *Restoration Ecology*, 16(4), 642–649. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2008.00486.x>
- Perrelet, K., Moretti, M., Dietzel, A., Altermatt, F., & Cook, L. M. (2024). Engineering blue-green infrastructure for and with biodiversity in cities. *Npj Urban Sustainability*, 4(1), 27. <https://doi.org/10.1038/s42949-024-00163-y>
- Phillips, C. L., Wang, R., Mattox, C., Trammell, T. L. E., Young, J., & Kowalewski, A. (2023). High soil carbon sequestration rates persist several decades in turfgrass systems: A meta-analysis. *Science of The Total Environment*, 858, 159974. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159974>
- Poirier, V., Roumet, C., & Munson, A. D. (2018). The root of the matter: Linking root traits and soil organic matter stabilization processes. *Soil Biology and Biochemistry*, 120, 246–259. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.02.016>

- Rasse, D. P., Rumpel, C., & Dignac, M.-F. (2005). Is soil carbon mostly root carbon? Mechanisms for a specific stabilisation. *Plant and Soil*, 269(1–2), 341–356. <https://doi.org/10.1007/s11104-004-0907-y>
- Rees, F., Dagois, R., Derrien, D., Fiorelli, J.-L., Watteau, F., Morel, J. L., Schwartz, C., Simonnot, M.-O., & Séré, G. (2019). Storage of carbon in constructed technosols: In situ monitoring over a decade. *Geoderma*, 337, 641–648. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.10.009>
- Rosenzweig, C., Solecki, W., Hammer, S. A., & Mehrotra, S. (2010). Cities lead the way in climate-change action. *Nature*, 467(7318), 909–911. <https://doi.org/10.1038/467909a>
- Rossi, G., Beni, C., & Neri, U. (2024). Organic Mulching: A Sustainable Technique to Improve Soil Quality. *Sustainability*, 16(23), 10261. <https://doi.org/10.3390/su162310261>
- Sánchez-Navarro, V., Shahrokh, V., Martínez-Martínez, S., Acosta, J. A., Almagro, M., Martínez-Mena, M., Boix-Fayos, C., Díaz-Pereira, E., & Zornoza, R. (2022). Perennial alley cropping contributes to decrease soil CO₂ and N₂O emissions and increase soil carbon sequestration in a Mediterranean almond orchard. *Science of The Total Environment*, 845, 157225. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157225>
- Sanderman, J., Hengl, T., & Fiske, G. J. (2017). Soil carbon debt of 12,000 years of human land use. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114(36), 9575–9580. <https://doi.org/10.1073/pnas.1706103114>
- Scharenbroch, B. C., Lloyd, J. E., & Johnson-Maynard, J. L. (2005). Distinguishing urban soils with physical, chemical, and biological properties. *Pedobiologia*, 49(4), 283–296. <https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2004.12.002>
- Schwartz, C., Séré, G., Stas, M., Blanchart, A., Morel, J.-L., & Consalès J.-N. (2015). *Quelle ressource Sol dans les villes pour quels services et quels aménagements ? Innovations Agronomiques* 45, 1-11. <https://doi.org/10.15454/1.4622645463078948E12>
- Senadheera, S. S., Withana, P. A., Lim, J. Y., You, S., Chang, S. X., Wang, F., Rhee, J. H., & Ok, Y. S. (2024). Carbon negative biochar systems contribute to sustainable urban green infrastructure: A critical review. *Green Chemistry*, 26(21), 10634–10660. <https://doi.org/10.1039/D4GC03071K>
- Seto K.C., S. Dhakal, A. Bigio, H. Blanco, G.C. Delgado, D. Dewar, L. Huang, A. Inaba, A. Kansal, S. Lwasa, J.E. McMahon, D.B. Müller, J. Murakami, H. Nagendra, and A. Ramaswami, 2014: Human Settlements, Infrastructure and Spatial Planning. In: Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Edenhofer, O., R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, E. Farahani, S. Kadner, K. Seyboth, A. Adler, I. Baum, S. Brunner, P. Eickemeier, B. Kriemann, J. Savolainen, S. Schlömer, C. von Stechow, T. Zwickel and J.C. Minx (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Shochat, E., Lerman, S. B., Anderies, J. M., Warren, P. S., Faeth, S. H., & Nilon, C. H. (2010). Invasion, Competition, and Biodiversity Loss in Urban Ecosystems. *BioScience*, 60(3), 199–208. <https://doi.org/10.1525/bio.2010.60.3.6>
- Six, J., Conant, R. T., Paul, E. A., & Paustian, K. (2002a). [No title found]. *Plant and Soil*, 241(2), 155–176. <https://doi.org/10.1023/A:1016125726789>
- Six, J., Conant, R. T., Paul, E. A., & Paustian, K. (2002b). Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. *Plant and Soil*, 241(2), 155–176. <https://doi.org/10.1023/A:1016125726789>
- Smagin, A., Sadovnikova, N., Vasenev, V., & Smagina, M. (2018). Biodegradation of Some Organic Materials in Soils and Soil Constructions: Experiments, Modeling and Prevention. *Materials*, 11(10), 1889. <https://doi.org/10.3390/ma11101889>

- Smucker, A. J. M., McBurney, S. L., & Srivastava, A. K. (1982). Quantitative Separation of Roots from Compacted Soil Profiles by the Hydropneumatic Elutriation System¹. *Agronomy Journal*, 74(3), 500–503. <https://doi.org/10.2134/agronj1982.00021962007400030023x>
- Stewart, C. E., Paustian, K., Conant, R. T., Plante, A. F., & Six, J. (2007). Soil carbon saturation: Concept, evidence and evaluation. *Biogeochemistry*, 86(1), 19–31. <https://doi.org/10.1007/s10533-007-9140-0>
- Sun, X., Wang, G., Ma, Q., Liao, J., Wang, D., Guan, Q., & Jones, D. L. (2021). Organic mulching promotes soil organic carbon accumulation to deep soil layer in an urban plantation forest. *Forest Ecosystems*, 8(1), 2. <https://doi.org/10.1186/s40663-020-00278-5>
- Tessler, M., David, F. J., Cunningham, S. W., & Herstoff, E. M. (2023). Rewilding in Miniature: Suburban Meadows Can Improve Soil Microbial Biodiversity and Soil Health. *Microbial Ecology*, 85(3), 1077–1086. <https://doi.org/10.1007/s00248-023-02171-4>
- Thompson, G. L., & Kao-Kniffin, J. (2017). Applying Biodiversity and Ecosystem Function Theory to Turfgrass Management. *Crop Science*, 57(S1). <https://doi.org/10.2135/cropsci2016.05.0433>
- Townsend-Small, A., & Czimczik, C. I. (2010). Carbon sequestration and greenhouse gas emissions in urban turf. *Geophysical Research Letters*, 37(2), 2009GL041675. <https://doi.org/10.1029/2009GL041675>
- Trémeau, J., Olascoaga, B., Backman, L., Karvinen, E., Vekuri, H., & Kulmala, L. (2023). *Lawns and meadows in urban green space – A comparison from greenhouse gas, drought resilience and biodiversity perspectives*. Biogeochemistry: Greenhouse Gases. <https://doi.org/10.5194/bg-2023-107>
- Tresch, S., Frey, D., Bayon, R.-C. L., Mäder, P., Stehle, B., Fliessbach, A., & Moretti, M. (2019). Direct and indirect effects of urban gardening on aboveground and belowground diversity influencing soil multifunctionality. *Scientific Reports*, 9(1), 9769. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-46024-y>
- Vasenev, V. I., Varentsov, M. I., Sarzhanov, D. A., Makhinya, K. I., Gosse, D. D., Petrov, D. G., & Dolgikh, A. V. (2023). Influence of Meso- and Microclimatic Conditions on the CO₂ Emission from Soils of the Urban Green Infrastructure of the Moscow Metropolis. *Eurasian Soil Science*, 56(9), 1257–1269. <https://doi.org/10.1134/S106422932360121X>
- Vega, K. A., & Küffer, C. (2021). Promoting wildflower biodiversity in dense and green cities: The important role of small vegetation patches. *Urban Forestry & Urban Greening*, 62, 127165. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2021.127165>
- Velasco, E., Segovia, E., Choong, A. M. F., Lim, B. K. Y., & Vargas, R. (2021). Carbon dioxide dynamics in a residential lawn of a tropical city. *Journal of Environmental Management*, 280, 111752. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111752>
- Vidal-Beaudet, L., Grosbellet, C., Forget-Caubel, V., & Charpentier, S. (2012). Modelling long-term carbon dynamics in soils reconstituted with large quantities of organic matter. *European Journal of Soil Science*, 63(6), 787–797. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2012.01494.x>
- Vinther, F. P., Hansen, E. M., & Eriksen, J. (2006). Leaching of soil organic carbon and nitrogen in sandy soils after cultivating grass-clover swards. *Biology and Fertility of Soils*, 43(1), 12–19. <https://doi.org/10.1007/s00374-005-0055-4>
- Wang, H., Feng, Y., & Ai, L. (2023). Progress of carbon sequestration in urban green space based on bibliometric analysis. *Frontiers in Environmental Science*, 11, 1196803. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2023.1196803>
- Wang, J., Manning, D. A. C., & Werner, D. (2024). The limited potential of soil and vegetation in urban greenspace for nature-based offsetting of institutional carbon emissions. *Soil Use and Management*, 40(2), e13081. <https://doi.org/10.1111/sum.13081>

- Wang, R., Mattox, C. M., Phillips, C. L., & Kowalewski, A. R. (2022). Carbon Sequestration in Turfgrass–Soil Systems. *Plants*, 11(19), 2478. <https://doi.org/10.3390/plants11192478>
- Wolf, K. L., Lam, S. T., McKeen, J. K., Richardson, G. R. A., Van Den Bosch, M., & Bardekjian, A. C. (2020). Urban Trees and Human Health: A Scoping Review. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(12), 4371. <https://doi.org/10.3390/ijerph17124371>
- Yli-Pelkonen, V., & Niemelä, J. (2005). Linking ecological and social systems in cities: Urban planning in Finland as a case. *Biodiversity and Conservation*, 14(8), 1947–1967. <https://doi.org/10.1007/s10531-004-2124-7>
- Zandybay, A., Adylbek, Z., Saspugayeva, G., Khussainov, M., Karelkhan, N., & Kydyrova, A. (2024). Assessing the Impact of Urban Development on Soil Health and Nutrient Cycling Across Urban Areas. *Journal of Ecological Engineering*, 25(12), 106–123. <https://doi.org/10.12911/22998993/193832>
- Zhang, R., Cheng, X., Chen, W., Lu, F., Liu, S., Shi, H., Ni, Z., Chen, Y., Li, D., Zhou, Y., & Shi, Y. (2025). Effects of different urban vegetation cover and green space types on soil greenhouse gas emissions and carbon sequestration. *Frontiers in Environmental Science*, 13, 1555628. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2025.1555628>
- Zhou, W., Sun, X., Li, S., Du, T., Zheng, Y., & Fan, Z. (2022). Effects of organic mulching on soil aggregate stability and aggregate binding agents in an urban forest in Beijing, China. *Journal of Forestry Research*, 33(3), 1083–1094. <https://doi.org/10.1007/s11676-021-01402-z>
- Zomer, R. J., Bossio, D. A., Sommer, R., & Verchot, L. V. (2017). Global Sequestration Potential of Increased Organic Carbon in Cropland Soils. *Scientific Reports*, 7(1), 15554. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-15794-8>