Synthèses

DE L'ARBRE EN VILLE À LA FORÊT URBAINE

Édition revue

Bastien Castagneyrol, Serge Muller et Alain Paquette, coord.



Presses de l'Université du Québec

éditions Quæ

De l'arbre en ville à la forêt urbaine

Édition revue

Bastien Castagneyrol, Serge Muller,
Alain Paquette, coordinateurs

Éditions Quæ
Presses de l'Université du Québec

Collection Synthèses

Des contrats dans les filières agricoles, forêt-bois et halieutiques
Dialogue entre le droit, l'économie et la sociologie
Magrini M.-B., Aubin Brouté R.-J., Bouamra-Mechemache Z., Marty G., Vignes A., coord.
2025, 232 p.

Invasion et expansion d'insectes bioagresseurs forestiers
Quels risques pour la forêt française dans le contexte des changements globaux ?
Robinet C., Saintonge F.-X., Tassus X., Brault S., coord.
2025, 312 p.

Écologie urbaine
Connaissances, enjeux et défis de la biodiversité en ville
Machon N., Di Pietro F., Bertaudière-Montès V., Carassou L., Muller S., coord.,
2025, 322 p.

Les éditions Quæ réalisent une évaluation scientifique des manuscrits avant publication dont la procédure est décrite ici :
https://www.quae.com/store/page/199/processus-d-evaluation

Pour citer cet ouvrage :
Castagneyrol B., Muller S., Paquette A. (coord.), 2026. *De l'arbre en ville à la forêt urbaine*, édition revue. Versailles, éditions Quæ, Presses de l'Université du Québec, 178 p. (coll. Synthèses).

Cet ouvrage a bénéficié du soutien financier de la DipSo, de l'UMR Biogeco et du département Ecodiv d'INRAE.
Les versions numériques de cet ouvrage sont diffusées sous licence CC-by-NC-ND 4.0.

Cette édition ne comprend plus le chapitre 3 de l'ouvrage précédent publié en 2024, retiré après identification de passages plagiés.
La numérotation des chapitres et la pagination ont été revues.

Éditions Quæ
RD 10, 78026 Versailles Cedex
www.quae.com – www.quae-open.com

© Éditions Quæ, 2026

Éditions Quæ
ISBN (papier): 978-2-7592-4319-8
ISBN (pdf): 978-2-7592-4320-4
ISBN (ePub): 978-2-7592-4321-1

Presses de l'Université du Québec
ISBN (papier) : 978-2-7605-6446-6
ISBN (pdf) : 978-2-7605-6447-3

ISSN: 1777-4624

Sommaire

Introduction. Pourquoi et pour qui ce livre ? 5
Bastien Castagneyrol, Serge Muller, Rita Sousa-Silva, Alain Paquette
Les arbres urbains, entre bon sens, magie, science et politique 7
Balade bibliométrique autour des arbres urbains 10
À qui s'adresse cet ouvrage et comment nous l'avons construit 10
Références bibliographiques 12

Chapitre 1. L'arbre urbain et son fonctionnement 15
Kaisa Rissanen, Alain Paquette
L'arbre urbain vit de lumière, d'eau et d'air, mais pas forcément purs 15
L'arbre urbain vit à l'interface entre deux mondes 17
L'arbre urbain s'acclimate à son environnement 18
L'arbre urbain et le changement climatique 21
Références bibliographiques 22

Chapitre 2. L'arbre, un support de « biodivercité » 25
Marine Fernandez, Alain Paquette
La biodiversité au XXIe siècle 25
L'arbre, un support de biodiversité au niveau aérien 27
Les interactions souterraines 39
Entre interactions et interconnexions : un vaste réseau trophique 40
La biodiversité au-delà des continents mais au cœur des débats 40
Conclusion 41
Références bibliographiques 42

Chapitre 3. La diversité des forêts urbaines 49
Serge Muller
Qu'est-ce que la forêt urbaine ? Définition, historique et état des lieux 49
Une évaluation globale de la forêt urbaine 50
Les composantes de la forêt urbaine 54
Des forêts étagées ou verticales ? 65
Dynamique et organisation de la biodiversité de la forêt urbaine en une trame verte 66
Conclusion : quelles forêts urbaines pour les villes de demain ? 70
Références bibliographiques 72

Chapitre 4. Un air de ville, grâce aux arbres et à la forêt urbaine 77
Marc Saudreau, Raïa-Silvia Massad
L'air de nos villes *versus* l'air de nos campagnes, et l'apport du végétal 77
Les principaux mécanismes 79
Diminuer les îlots de chaleur urbain 85

Les arbres en ville, source de COVB 91
Les arbres en ville, puits de polluants 94
Les arbres en ville, atout ou dommage pour la qualité de l'air ? 95
Conclusion 96
Références bibliographiques 97

Chapitre 5. Forêt urbaine et santé des citadins 103
Rita Sousa-Silva, Alain Paquette
Services et desservices des arbres urbains : une mise au point 103
Les inconvénients associés aux arbres 110
Comment maximiser les bienfaits des arbres sur la santé ? 112
Conclusion 113
Références bibliographiques 113

Chapitre 6. La santé des arbres urbains : menaces et prévention ? 119
Sivajanani Sivarajah, Bastien Castagneyrol
À quoi reconnaît-on un arbre en mauvaise santé ? 120
Un environnement urbain qui fragilise les arbres 120
Les activités humaines, directement responsables des dégâts aux arbres 122
Les innovations techniques, facteur de stress abiotiques 125
Des conditions favorables aux bioagresseurs des arbres urbains 127
La diversité des arbres en ville, une assurance vis-à-vis des risques biotiques et abiotiques ? 132
Conclusion 133
Références bibliographiques 134

Chapitre 7. Les arbres et la forêt urbaine, objets politiques 143
Baptiste Hautdidier
Les relations entre couvert arboré et pensées de la croissance urbaine 146
Les réalités de la gentrification verte 149
Des esthétiques inégalement partagées 153
Favoriser l'arbre en ville, une politique en concurrence avec d'autres 156
Ces marginalités que la végétation permet de cacher 157
Le sort des arbres interpelle toujours les populations citadines 158
Changements de regards, esthétiques alternatives 161
Références bibliographiques 163

Conclusion. Quelle forêt urbaine pour les villes de demain ? 167
Alain Paquette, Serge Muller, Bastien Castagneyrol
Davantage d'arbres 168
Aux bons endroits 169
Plus diversifiée 171
Mieux adaptée 172
Mieux documentée 173
Références bibliographiques 175

Liste des auteurs 177

Introduction

Pourquoi et pour qui ce livre ?

Bastien Castagneyrol, Serge Muller,
Rita Sousa-Silva, Alain Paquette

Les arbres ont longtemps été considérés comme du « mobilier urbain »[1], des éléments que l'on pouvait déplacer, installer, supprimer selon les besoins, les modes ou les affects. Dès le Moyen-Âge, l'arbre urbain a cette ambivalence : ressource essentielle à la construction et à la production d'énergie quand il est abattu et débité, vitrine du pouvoir économique, politique et culturel quand il est aligné, taillé, maîtrisé. Le dilemme entre ces deux fonctions s'accentue avec la révolution industrielle. D'un côté, le bois est nécessaire à la voracité énergétique de l'industrie, et il faut de la place pour loger la main-d'œuvre. D'un autre côté, on reconnaît les vertus hygiénistes des parcs et des jardins, censés nettoyer l'air vicié des villes et favorisant l'activité physique et sociale des citadins. En France, l'arbre se retire un peu des villes pendant les Trente Glorieuses, du moins dans les périphéries où l'on construit de grands ensembles d'habitations et dans les quartiers pavillonnaires : l'amélioration du niveau de vie et le développement de la voiture individuelle réduisent la perception des bienfaits des arbres sur la santé des personnes ou permettent d'aller facilement les chercher hors des villes. C'est la lente prise de conscience d'une dégradation alarmante de l'environnement — et de la capacité de l'humain à continuer à en tirer des avantages — qui fait que l'arbre et plus généralement la nature en ville font leur retour dans les politiques d'aménagement urbain au tournant des années 1990. On voit dès lors s'opérer un glissement, pas encore abouti, entre un besoin de gérer les espaces verts urbains pour améliorer le bien-être des citadins et une reconnaissance de la place intrinsèque de l'arbre et du vivant dans le socio-écosystème urbain.

Les villes se verdissent, et pour beaucoup le vert c'est les arbres. Paris annonce 170 000 plantations d'arbres entre 2020 et 2026 au travers de son Plan arbre[2]. À Bordeaux, l'objectif est fixé à un million d'arbres pour l'ensemble de la métropole[3]. Idem à Los Angeles (Pincetl, 2010) et New York[4], où l'objectif a d'ailleurs été atteint

1. Aux lecteurs qui s'intéressent davantage à l'histoire de la forêt urbaine nous recommandons l'ouvrage de Charles-François Mathis et Émilie-Anne Pépy, *La ville végétale. Une histoire de la nature en milieu urbain (France, XVIIe-XXIe siècle)*, paru en 2017 chez Champ Vallon, de même que la lecture du chapitre 7 du présent ouvrage.
2. https://www.paris.fr/pages/l-arbre-a-paris-199
3. https://www.bordeaux-metropole.fr/metropole/projets-en-cours/nature/plantons-1-million-darbres
4. https://www.milliontreesnyc.org/



Figure I.1. Les « fêtes de l'arbre » se multiplient dans les municipalités françaises. Dans l'ordre de lecture, Meudon, Bordeaux, Poitiers, Carpentras, Aulnay-Sous-Bois, Sens et Carcassonne.

(Campbell, 2014). À Pékin, ce sont 50 millions d'arbres qui ont été plantés en l'espace de quatre ans (Yao *et al.*, 2019). La ville de Québec vise quant à elle 130 000 arbres plantés d'ici 2029[5], et Montréal aspire au demi-million à la même échéance. On pourrait multiplier les exemples (Sousa-Silva *et al.*, 2023 ; FAO, 2018). Ces programmes sont ambitieux, souhaitables, et réalisables si la volonté politique est au rendez-vous (Muller, 2018 ; 2020). Signe de la prise de conscience de l'importance que jouent les arbres dans nos villes, les « fêtes de l'arbre » se multiplient (figure I.1).

⏩ Les arbres urbains, entre bon sens, magie, science et politique

Les grands programmes en faveur des arbres urbains mettent en avant les services qu'ils rendent et s'appuient sur la concertation et la collaboration entre les élus, les services de gestion et les citadins — à titre personnel ou fédérés en associations. L'échantillon d'affiches assemblées sur la figure I.1 a été pris au hasard parmi les résultats d'une requête faite sur Google en mai 2023, sans prétention de représentativité ou d'exhaustivité. Toujours est-il que l'iconographie et les mots-clés associés sont instructifs et illustrent bien le propos de cette introduction. Pour toutes ces villes, il s'agit de s'amuser, d'agir pour les arbres et la nature au travers d'ateliers, de se rencontrer, d'échanger autour de créations artistiques, et de transmettre des savoirs au travers de conférences ou d'actions auprès des écoles. L'arbre en ville apparaît d'emblée comme un objet utile, vecteur de lien social et levier pour des politiques environnementales et culturelles.

Planter des arbres, une panacée ?

Les arbres dans les villes offrent bien plus que de simples décorations pour notre environnement. Ils sont une composante essentielle des systèmes urbains et peuvent fournir des biens matériels, mais aussi des bienfaits immatériels. Les arbres des villes ont ainsi une dimension utilitariste qui était reconnue bien avant que les services écosystémiques ne soient conceptualisés (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Les services écosystémiques peuvent être définis comme les multiples avantages que les êtres humains retirent de l'environnement naturel et du bon fonctionnement des écosystèmes, tels que la régulation du climat, la purification de l'air et de l'eau, la régulation des inondations, la production de nourriture et d'autres biens, ainsi que des avantages culturels et récréatifs (de Groot *et al.*, 2002 ; Fisher *et al.*, 2009). Les arbres urbains contribuent à fournir ces services en tant qu'éléments clés de l'écosystème urbain, notamment en aidant à réguler la température, en réduisant la pollution de l'air, en atténuant l'effet d'îlot de chaleur, et en offrant des espaces de loisirs et de détente pour les citadins (Gómez-Baggethun et Barton, 2013 ; Roy *et al.*, 2012).

Si les arbres urbains sont si vertueux, alors, de manière évidente, planter c'est bien. Ainsi, les municipalités mettant en avant de grands programmes en faveur des arbres se donnent, en presque totalité, des objectifs de plantation en nombre d'arbres plantés. Mais un arbrisseau ne tient pas la comparaison avec un arbre centenaire, que ce soit par son ombre ou en tant que support de biodiversité. D'autres programmes, plus rares, raisonnent la plantation d'arbres par l'augmentation du volume occupé par l'ensemble des houppiers des arbres (la canopée), ce que l'on mesure par l'« indice de canopée »

5. https://www.ledevoir.com/societe/774944/quebec-lance-un-appel-aux-arbres

qui représente, en vue aérienne ou satellitaire, le pourcentage d'occupation du sol attribuable à la canopée des arbres. On voit apparaître là une tension dans la manière de quantifier les arbres urbains et, par extension, les services qu'ils peuvent fournir aux citadins : le nombre d'arbres ou la surface arborée ? De plus, alors que les services écosystémiques sont souvent évoqués, rares sont les programmes qui se donnent un objectif chiffré directement mesurable en matière de services, par exemple diminuer de 1 °C la température ambiante de tel quartier, ou de 1 % l'incidence des maladies cardiovasculaires. En l'absence d'objectifs clairs et mesurables, la probabilité de rater les cibles est malheureusement élevée (Sousa-Silva *et al.*, 2021).

La quantification des services écosystémiques fournis par les arbres urbains est une gageure, d'autant plus qu'il y a un revers à la médaille à ne pas occulter : les arbres urbains peuvent également être source de « desservices » écosystémiques. Ce terme, qui était d'usage bien établi en français avant de passer de mode au XIX^e^ siècle, ne demande qu'à être remis au goût du jour en tant que traduction directe de l'anglais *disservice*. Par opposition aux services écosystémiques, il décrit les risques et les nuisances liés aux écosystèmes et perçus comme négatifs pour le bien-être humain (Saunders, 2020). Des exemples classiques sont la production de pollens allergènes, qui peuvent entraîner des problèmes de santé chez les personnes allergiques ou atteintes de maladies respiratoires, la chute de feuilles ou de fruits, qui peuvent rendre les trottoirs glissants ou boucher les canalisations, la chute de branches ou d'arbres sur les habitations, les véhicules ou les personnes, mais également l'action mécanique des racines, susceptibles d'endommager les infrastructures routières ou les fondations d'immeubles.

Les desservices liés aux arbres urbains sont d'autant plus visibles que les arbres grandissent et vieillissent. Un vieil arbre produit plus de feuilles et plus de fruits qu'un arbrisseau récemment planté ; il développe en outre un système racinaire plus étendu et plus large, et ses branches offrent plus de prise au vent, augmentant le risque de brisure et de chute en cas de tempête. Un arbre vieillissant, s'il présente une menace possible ou avérée, doit être abattu. L'abattage des arbres peut être une source de conflits. La plantation de nouveaux arbres en ville est en effet une tendance forte qui ne doit pas faire oublier l'attachement des populations aux arbres déjà là, déjà grands, déjà pourvoyeurs d'ombre et supports de biodiversité. Ainsi, une autre mobilisation de plus en plus forte des citoyens en faveur des arbres des villes correspond à la défense des arbres sains (non malades) menacés d'abattage par des projets d'urbanisme et d'aménagement peu soucieux de leur existence, de leur qualité esthétique et de leur intérêt écologique. Par exemple, Thomas Brail, arboriste-grimpeur, s'est installé dans la canopée d'un platane à Paris, devant le ministère de la Transition écologique, et l'a occupée pendant vingt-huit jours afin d'empêcher l'abattage d'arbres sans justification acceptable (Brail, 2022). Ces actions à fort relais médiatique ont conduit en juillet 2020 à la création d'une association, le Groupe national de surveillance des arbres (GNSA), qui compte déjà plus de 70 groupes locaux en France mobilisés pour la défense des arbres menacés dans les villes.

L'arbre en ville cache la complexité de la forêt urbaine

Une analyse trop rapide, partielle et sans doute partiale du discours sur les arbres en ville, fait donc émerger un mélange doux-amer de science, de bon sens et de magie. Il ne s'agit évidemment pas ici de remettre en question les choix en matière de commu-

nication de telle ou telle ville, mais d'illustrer la complexité des acteurs et des enjeux qui mettent l'arbre urbain sous tension. L'engouement récent autour des « microforêts de Miyawaki » en est une illustration emblématique. Ces microforêts, dont l'emprise au sol est habituellement de quelques centaines de mètres carrés, se caractérisent par un schéma de plantation d'arbres à forte densité. Pour leurs promoteurs, elles ont une croissance exceptionnelle permettant, sans efforts ni intrants, de restaurer la biodiversité d'une forêt primaire et de stocker une grande quantité de dioxyde de carbone (CO_2) atmosphérique. À n'en pas douter, remplacer quelques cases de stationnement par une microforêt ne peut qu'accroître localement la biodiversité et l'ombre apportée par les arbres qui auront grandi et survécu, et rafraîchira le trottoir et les façades des maisons alentour. C'est du bon sens. Si l'on ne se fonde que sur le nombre d'arbres plantés comme seul indicateur, alors cette stratégie est payante : les objectifs sont atteints. Mais si au contraire l'on considère l'indice de canopée ou la réduction de la température comme indicateurs de l'efficacité des plantations d'arbres, alors l'intérêt des microforêts doit être évalué. Enfin, lorsqu'elles sont mises en place de manière participative en mobilisant les particuliers, les écoliers ou les associations impliquées dans des activités de réinsertion, ces plantations permettent de créer du lien social dans les quartiers et de contribuer à la (re)connexion des citadins à la nature. L'approche est intéressante, mais, lorsque des voix s'élèvent pour simplement interroger la validité scientifique de certaines assertions des promoteurs de la méthode (Castagneyrol *et al.*, 2021), le débat s'agite (Muller, 2021 ; Ducousso *et al.*, 2021). Ce débat est légitime et généralisable à l'ensemble de la forêt urbaine, micro ou pas. Les tenants et les aboutissants méritent d'être analysés et portés à la connaissance du plus grand nombre.

Il convient alors de proposer quelques définitions. Dans son *Dictionnaire encyclopédique des sciences de la nature et de la biodiversité*, François Ramade définissait un arbre comme « un végétal ligneux d'au moins 7 mètres de hauteur à l'état adulte qui comporte un tronc vertical sur lequel s'insèrent des branches ramifiées portant le feuillage dont l'ensemble forme la couronne ou encore houppier » (Ramade, 2008). Plusieurs arbres, ensemble, peuvent faire une forêt, soit « un ensemble d'écosystèmes qui se définissent par une couverture végétale dominante constituée par des arbres dont la frondaison est continue en l'absence d'intervention humaine ». Au sens de l'Inventaire forestier (IGN France), une forêt est « un territoire occupant une superficie d'au moins 50 ares avec des arbres capables d'atteindre une hauteur supérieure à 5 mètres à maturité *in situ*, un couvert arboré de plus de 10 % et une largeur moyenne d'au moins 20 mètres » (IGN, 2023). Une forêt n'est donc pas qu'un ensemble d'arbres, c'est un écosystème, ce qui implique des flux de matière et d'énergie entre les compartiments biotiques et abiotiques, et au sein des compartiments biotiques. La forêt urbaine échappe en apparence à cette définition. Elle a donc sa spécificité. La forêt urbaine a été définie par la FAO comme « un réseau ou un système incluant toutes les surfaces boisées, les groupes d'arbres et les arbres individuels se trouvant en zone urbaine et périurbaine, y compris, donc, les forêts, les arbres des rues, les arbres des parcs et des jardins, et les arbres d'endroits abandonnés » (Salbitano *et al.*, 2017). On considère donc aujourd'hui que la forêt urbaine intègre l'ensemble des arbres de la ville, qu'ils soient sur les terrains publics ou privés. La forêt urbaine constitue ainsi une mosaïque d'espaces diversement et plus ou moins densément arborés. Cette approche synthétique permet de prendre en compte toutes les composantes arborées en une même démarche d'ensemble.

L'arbre et la forêt urbaine sont des symboles de nature. L'arbre est peut-être le principal représentant de la nature en ville, ou du moins le représentant le plus visible, et pour beaucoup le plus désirable. Mais ne nous y trompons pas, il s'agit d'une nature maîtrisée, pilotée, instrumentalisée, dont le périmètre déborde les magistères des biologistes, des écologues, des géographes, des sociologues et des politistes. L'arbre en ville, son histoire et ses fonctions ne peuvent être compris que s'ils sont éclairés par ces différentes disciplines. C'est le parti que nous avons pris dans ce livre : croiser les savoirs actuels de différentes disciplines scientifiques.

⏩ Balade bibliométrique autour des arbres urbains

Pour illustrer l'intérêt scientifique porté à l'arbre en ville et à la forêt urbaine, nous avons effectué une requête dans la base de données Web of Science avec les mot-clés {"urban trees" OR "urban forest"} (7 mai 2023). La requête a renvoyé 4 358 articles publiés depuis 1969.

Dans leur majorité, ces articles s'inscrivent dans les champs de l'écologie et des sciences environnementales, de la foresterie, des « études urbaines », de la botanique, de la biologie et physiologie végétale, que l'usage anglophone rassemble sous le terme de « *plant science* » (figure I.2). Ce sont donc majoritairement les sciences et techniques qui sont représentées, avec les exceptions notables des études urbaines, de la géographie, et des études en lien avec l'administration publique.

Les articles traitant des arbres en ville et de la forêt urbaine sont publiés dans des revues scientifiques spécialisées en écologie urbaine (*Urban Forestry and Urban Greening*, *Landscape and Urban Planning*, *Urban Ecosystems*), autant que dans des revues traitant plus généralement de la forêt (*Forests*, *Journal of Forestry*, *Forest Ecology and Management*) ou des revues généralistes en écologie et en sciences de l'environnement (*Science of the Total Environment, Sustainability*, *Ecological Indicators*). Cette comparaison indique que, loin d'être une thématique de niche, l'écologie des arbres et de la forêt urbaine est reconnue comme un sujet d'intérêt pour l'ensemble de la communauté des écologues et des spécialistes de l'environnement. Bien qu'elles soient moins représentées dans ce corpus, Farkas *et al.* (2023) ont montré dans une étude bibliométrique plus approfondie qu'au cours des trente dernières années, les thématiques sociales avaient gagné de l'importance. Une interprétation possible de cette chronologie est que les connaissances scientifiques en écologie urbaine sont suffisamment développées et robustes pour alimenter les politiques publiques et les réflexions citoyennes.

⏩ À qui s'adresse cet ouvrage et comment nous l'avons construit

Les arbres nous sont familiers, et c'est toute leur tragédie. Parce qu'ils sont là, en apparence immuables, nous pensons les connaître. Et pourtant… en préparant ce livre, nous, autrices et auteurs, avons beaucoup appris de la lecture des chapitres écrits par nos collègues. Nous proposons à nos lectrices et lecteurs une synthèse la plus à jour possible des connaissances scientifiques sur les différentes manières d'aborder les arbres urbains et leur prolongement naturel, la forêt urbaine.

Nous ne prétendons toutefois pas à l'exhaustivité. D'ailleurs, la recherche est tellement active autour de ces objets qu'une synthèse prétendument exhaustive serait

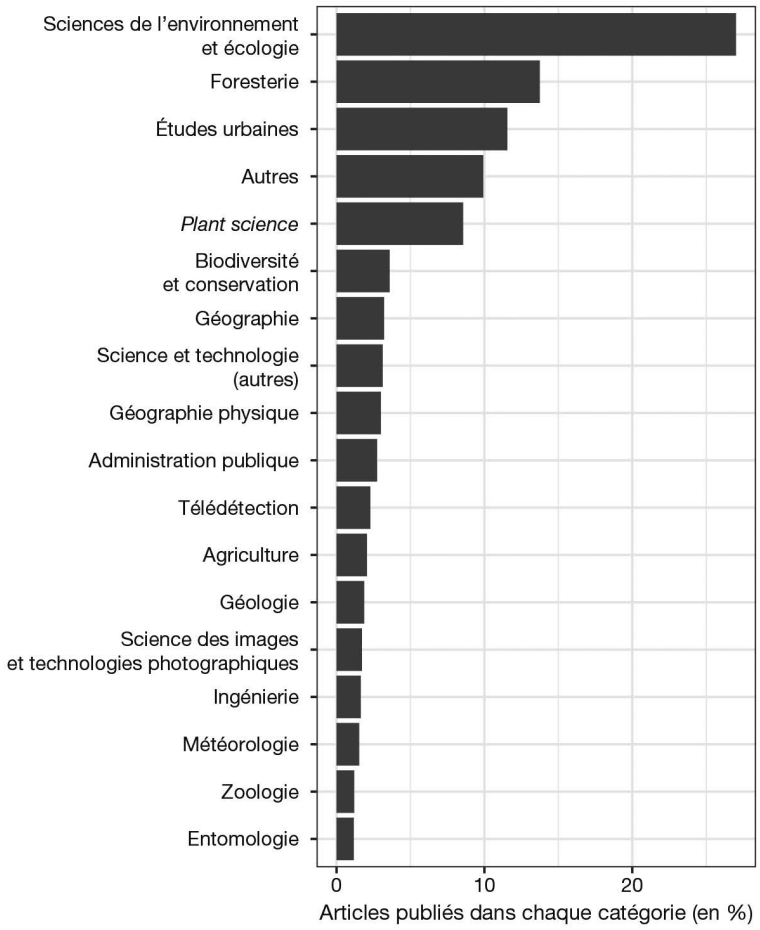


Figure I.2. Champs disciplinaires concernés par les articles indexés par les mots-clés {"urban trees" OR "urban forest"}.

rapidement dépassée. Il s'agit d'un ouvrage scientifique, pluridisciplinaire, à destination d'un public averti et curieux de prendre du recul pour embrasser l'arbre en ville avec une vue d'ensemble.

Ce livre ne s'adresse donc pas à un public de spécialistes ; ceux-là pourront se tourner vers les références bibliographiques citées. Ce n'est pas non plus un manuel technique qu'urbanistes, gestionnaires ou particuliers pourraient consulter pour les accompagner dans leurs choix d'aménagements ou d'interventions sur les arbres urbains. Que vous soyez écologue, géographe, sociologue, déjà aguerri ou encore aux études, vous trouverez dans les chapitres qui suivent les éléments profitables pour développer ou asseoir vos connaissances et pour appréhender la complexité des interactions biologiques et sociales qui se nouent autour des arbres urbains. L'ouvrage s'ouvre sur de nécessaires notions fondamentales en écologie, rappelant ce qu'est un arbre, et à plus forte raison un arbre urbain, et la manière dont il façonne la ville autant qu'il est façonné par elle (chapitres 1 et 2). Il se prolonge par un voyage dans le temps et l'espace — géographique — informant les lecteurs sur le fait que la diversité des arbres urbains d'aujourd'hui et la diversité

des situations dans lesquelles on les trouve ont été pilotées par les activités humaines à des fins utilitaristes, ou résultent au contraire de l'abandon de certains terrains laissés en friche (chapitre 3). S'ensuivent tout naturellement deux chapitres explicitant les fonctions des arbres et de la forêt urbaine que les responsables des aménagements cherchent à favoriser (chapitres 4 et 5). Évidemment, ces fonctions ne peuvent être remplies que si les arbres et la forêt urbaine sont en bonne santé ; un chapitre y est dédié (chapitre 6). L'ouvrage se ferme sur un chapitre intégrant l'ensemble des considérations précédentes dans une perspective sociale et politique (chapitre 7), avant de se conclure sur une tentative de réponse à la question — vous l'aurez compris, éminemment complexe — « Quels arbres pour quelles villes, demain ? ».

Proposer un ouvrage de synthèse intégrant les connaissances en écologie, en géographie et en sociologie n'a pas été une mince affaire. Bien que nous ayons convoqué des concepts et des sources s'attachant aux mêmes objets — les arbres et la forêt urbaine —, force a été de constater que les pratiques et les habitudes diffèrent d'une discipline à l'autre. Il en résulte une certaine hétérogénéité dans le style des différents chapitres. Nous aurions pu chercher à la gommer, à lisser le phrasé, pour proposer un tout débarassé de ces héritages disciplinaires. Cela aurait été contraire à l'idée principale qui se dégage de l'ouvrage (*spoiler alert**) : l'hétérogénéité est un héritage, une force, et une assurance dans un monde en mouvement ; elle est souhaitable. Nous l'avons conservée.

* La langue évolue, surtout quand elle voyage avec les gens qui la parlent. La langue façonne aussi les concepts. Certains sont intraduisibles sans recourir à de longues périphrases plus ou moins alambiquées. Nous voulions un ouvrage en français, à destination de lectrices et de lecteurs francophones, parce que l'accès à la science ne devrait pas se heurter à la barrière de la langue. De l'anglais traîne encore çà et là pour permettre aux personnes intéressées par l'approfondissement d'un concept de se référer à la littérature spécialisée. Proposer un ouvrage pour un public francophone aura a été un beau défi, parce que le français n'était pas la langue maternelle de toutes les personnes ayant contribué à cet ouvrage. Et puis le français varie dans la francophonie, surtout quand il s'agit, par exemple, de parquer son char sur une place de parking. Nous espérons que ces clins d'œil rendront la lecture du présent ouvrage ludique.

⏩ Références bibliographiques

Brail T. (avec Besson F.), 2022. *L'homme qui sauvait les arbres. Dans nos villes et villages : arrêtons le massacre !*, Flammarion, Paris, 157 p.

Campbell L.K., 2014. Constructing New York City's urban forest: The politics and governance of the MillionTreesNYC campaign. *In: Urban Forests, Trees, and Greenspace*, Routledge.

Castagneyrol B., Porté A., Plomion C., 2021. Méthode Miyawaki : pourquoi les « microforêts » ne sont pas vraiment des forêts. *The Conversation*, 24 février 2021. http://theconversation.com/methode-miyawaki-pourquoi-les-microforets-ne-sont-pas-vraiment-des-forets-155091

de Groot R.S., Wilson M.A., Boumans R.M.J., 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, 41 (3), 393-408. https://doi.org/10.1016/S0921-8009(02)00089-7

Ducousso A., Jactel H., Muller S., 2021. Forêts Miyawaki : comment bien adapter la méthode japonaise au contexte français ? *The Conversation*, 14 juillet 2021. http://theconversation.com/forets-miyawaki-comment-bien-adapter-la-methode-japonaise-au-contexte-francais-164331

FAO, 2018. *Forests and Sustainable Cities: Inspiring Stories from around the World*, FAO, Rome, Italie. https://www.fao.org/documents/card/fr/c/I8838EN/

Farkas J.Z., Hoyk E., Batista de Morais M., Csomos G., 2023. A systematic review of urban green space research over the last 30 years: A bibliometric analysis. *Heliyon*, 9 (2), e13406. https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e13406

Fisher B., Turner R.K., Morling P., 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics*, 68 (3), 643-653. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.09.014

Gómez-Baggethun E., Barton D.N., 2013. Classifying and valuing ecosystem services for urban planning. *Ecological Economics*, 86, 235-245. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2012.08.019

IGN, 2023. *Inventaire forestier national. Mémento, édition 2023*, Institut national de l'information géographique et forestière. https://inventaire-forestier.ign.fr/IMG/pdf/memento_2023.pdf

Mathis C.-M., Pépy É.-A., 2017. *La ville végétale. Une histoire de la nature en milieu urbain (France, XVIIe-XXIe siècle)*, Champ Vallon.

Millennium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*, a report of the Millennium Ecosystem Assessment, Island Press.

Muller S., 2018. Les « forêts urbaines », essentielles aux villes de demain. *The Conversation*, 18 avril 2018. https://theconversation.com/les-forets-urbaines-essentielles-aux-villes-de-demain-94335

Muller S., 2020. Fact check : planter 170 000 arbres à Paris en 6 ans, est-ce faisable ? *The Conversation*, 4 mars 2020. http://theconversation.com/fact-check-planter-170-000-arbres-a-paris-en-6-ans-est-ce-faisable-132916

Muller S., 2021. Microforêts urbaines : que penser de la « méthode Miyawaki » ? *The Conversation*, 16 mars 2021. https://theconversation.com/microforets-urbaines-que-penser-de-la-methode-miyawaki-156822

Pincetl S., 2010. Implementing municipal tree planting: Los Angeles million-tree initiative. *Environmental Management*, 45 (2), 227-38. https://doi.org/10.1007/s00267-009-9412-7

Ramade F., 2008. *Dictionnaire encyclopédique des sciences de la nature et de la biodiversité*, Dunod.

Roy S., Byrne J., Pickering C., 2012. A systematic quantitative review of urban tree benefits, costs, and assessment methods across cities in different climatic zones. *Urban Forestry and Urban Greening*, 11, 351-363.

Salbitano F., Borelli S., Conigliaro M., Chen Y., 2016. Guidelines on urban and peri-urban forestry. Food and Agriculture Organization of the United Nations. https://www.fao.org/3/i6210e/i6210e.pdf

Saunders M.E., 2020. Conceptual ambiguity hinders measurement and management of ecosystem disservices. *Journal of Applied Ecology*, 57 (9), 1840-1846. https://doi.org/10.1111/1365-2664.13665

Sousa-Silva R., Cameron E., Paquette A., 2021. Prioritizing street tree planting locations to increase benefits for all citizens: Experience from Joliette, Canada. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 9. https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fevo.2021.716611

Sousa-Silva R., Duflos M., Ordóñez Barona C., Paquette A., 2023. Keys to better planning and integrating urban tree planting initiatives. *Landscape and Urban Planning*, 231, 104649. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2022.104649

Yao N., Konijnendijk van den Bosch C.C., Yang J., Devisscher T., Wirtz Z. *et al.*, 2019. Beijing's 50 million new urban trees: Strategic governance for large-scale urban afforestation. *Urban Forestry and Urban Greening*, 44, 126392. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2019.126392

Chapitre 1

L'arbre urbain et son fonctionnement

Kaisa Rissanen, Alain Paquette

Un arbre est un arbre, qu'il pousse dans une forêt ancienne, une forêt de plantation, une haie, un parc urbain ou sur un carrefour giratoire. Pourtant, tous les arbres ne se ressemblent pas : un chêne sessile n'a, par exemple, pas le même port selon qu'il pousse seul ou entouré de voisins. Ce chapitre s'attache à présenter les formes et les fonctions des arbres pour montrer comment celles-ci façonnent l'environnement urbain autant qu'elles sont modelées par lui.

⏩ L'arbre urbain vit de lumière, d'eau et d'air, mais pas forcément purs

L'arbre est autotrophe, autrement dit, un organisme qui crée sa matière et son énergie depuis le Soleil d'une façon autonome. Comme les autres plantes, les arbres produisent l'énergie par la photosynthèse : en combinant l'énergie solaire, l'eau et le dioxyde de carbone (CO_2) pour construire des glucides. La photosynthèse se produit dans les parties vertes de l'arbre, surtout dans les feuilles. Les photons provenant du Soleil franchissent les membranes des chloroplastes et lancent une réaction en chaîne qui mène à la réduction du CO_2 par l'eau. Il en résulte une libération de l'oxygène et une production de glucides. Ces glucides sont ensuite utilisés comme source d'énergie et matériaux de construction dans l'arbre entier.

Le CO_2 nécessaire à la photosynthèse diffuse de l'atmosphère aux feuilles et aux cellules photosynthétiques par les stomates. Ce sont des pores à la surface des feuilles dont l'ouverture est régulée en fonction de l'état de la feuille et de l'environnement. Comparée au CO_2, l'eau prend une route plus longue. Dans le processus de transpiration, l'eau est absorbée du sol par les racines, puis transportée vers les feuilles par le xylème (le système de plomberie qui forme une partie importante du bois), et finalement évaporée vers l'atmosphère (figure 1.1). Son chemin suit, à travers les tissus de l'arbre, un gradient décroissant du potentiel hydrique, allant du sol jusqu'à l'atmosphère. Par conséquent, même si une partie de l'eau prise du sol est utilisée dans la photosynthèse et dans d'autres processus biochimiques de l'arbre, la plupart (~ 95 %) de l'eau est perdue en un processus d'évaporation vers l'atmosphère qui transite par les stomates (Kozlowski et Pallardy, 1997). L'équilibre entre le besoin d'acquérir du CO_2 et la nécessité de limiter la perte d'eau par la transpiration est régulé par le degré d'ouverture des stomates qui conditionne la conductance stomatique.

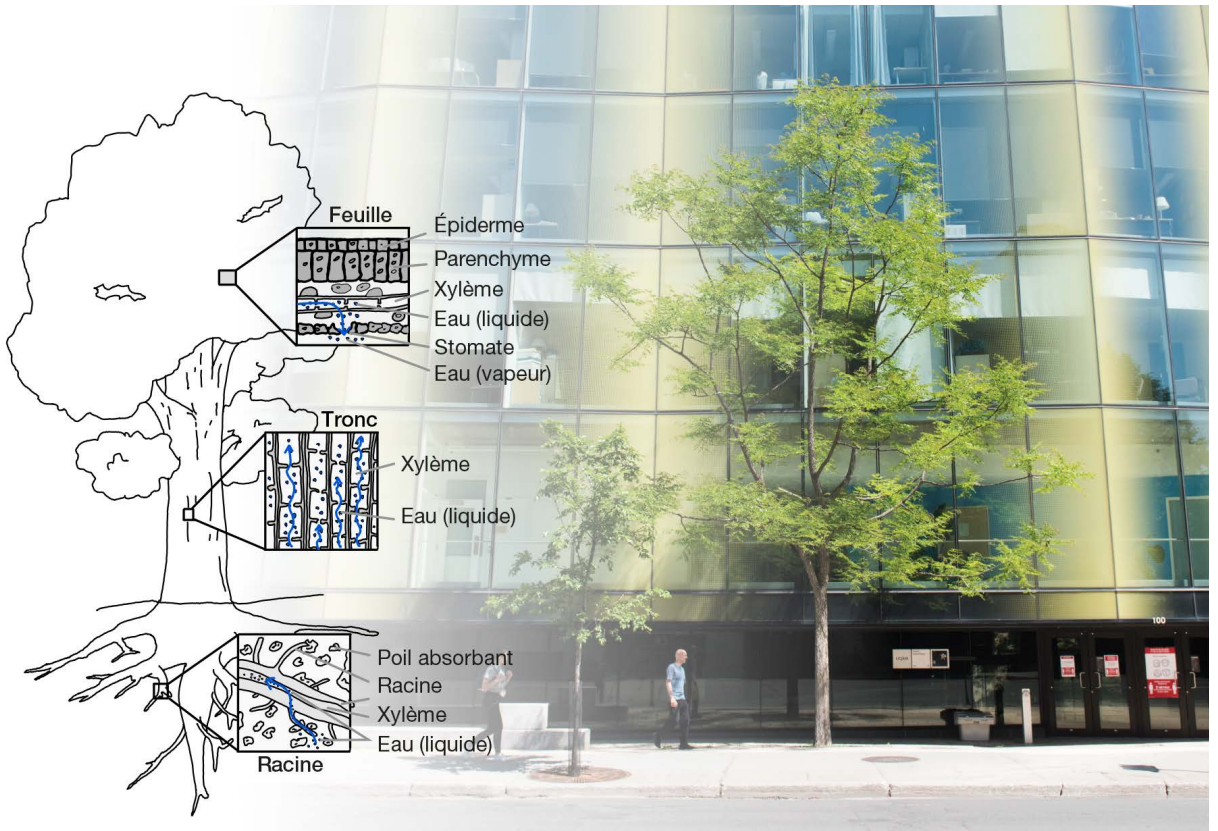


Figure 1.1. Le trajet de l'eau le long du continuum sol-plante-atmosphère emprunte les cellules du xylème qui sont en continuité depuis les racines jusqu'aux plantes. La différence de potentiel hydrique entre le sol et l'atmosphère met la sève sous tension dans le xylème et permet son ascension depuis les racines, où elle est absorbée sous forme liquide jusqu'aux feuilles, puis libérée sous forme de gaz (vapeur d'eau).

Comme chez tous les organismes vivants, chez l'arbre, l'eau n'est pas seulement une nécessité pour la photosynthèse, mais aussi la solution de la vie — la biochimie dans les cellules se passe dans une solution aqueuse. De plus, la rigidité des cellules vivantes et leur capacité à s'élargir et se multiplier dépendent de leur turgescence (la pression d'eau dans les cellules). Le transport des glucides à partir des feuilles vers d'autres cellules de l'arbre se passe aussi dans une solution aqueuse du phloème (le tissu vivant conduisant la sève élaborée), dont la vélocité est fonction de la vitesse de transport de l'eau dans le xylème. Finalement, les nutriments nécessaires pour la vie de l'arbre entrent dans le système racinaire majoritairement avec l'eau prise du sol.

En plus de la lumière, du CO_2 et de l'eau, les nutriments sont un besoin fondamental de l'arbre. Les plus importants, les « macronutriments », sont d'abord l'azote (N), le phosphore (P) et le potassium (K) (Mengel *et al.*, 2001). L'azote est une « brique » des acides aminés, des protéines et des acides nucléiques (ADN et ARN), indispensables à la vie. Le phosphore est un composant des acides nucléiques et des enzymes jouant un rôle dans le captage, le stockage et le transport d'énergie dans les cellules. Le potassium est nécessaire pour le fonctionnement des enzymes et de la photosynthèse ainsi que pour la régulation de l'ouverture des stomates. Les autres macronutriments importants sont le calcium (Ca), le magnésium (Mg) et le soufre (S). Les micronutriments comme le fer (Fe) ou le zinc (Zn) sont aussi essentiels pour la survie de l'arbre, mais dans des quantités plus faibles. Le manque de nutriments (macro- et micro-) peut entraîner des dysfonctionnements variés dans les processus de l'arbre, qui peuvent eux-mêmes causer des symptômes visibles, comme des feuilles décolorées et un ralentissement de la croissance.

⏩ L'arbre urbain vit à l'interface entre deux mondes

Comme le rayonnement solaire est la source d'énergie indispensable pour la photosynthèse, il est important que les feuilles en reçoivent assez. L'arbre possède des adaptations qui soutiennent les feuilles au-dessus de la végétation concurrente pour l'accès à la lumière : le tronc et les branches. C'est le bois (une spécialisation des tissus du xylème, désigné à l'occasion de secondaire) qui permet tout cela. Cette innovation majeure dans l'évolution des plantes a tout changé : elle est à l'origine des forêts qui dominent aujourd'hui une grande partie des terres émergées de la planète. Les branches soutiennent les feuilles, qui sont renouvelées soit complètement chaque année (espèces caducifoliées, ou décidues), soit partiellement (à feuillage persistant, ou sempervirent). Dans le processus de croissance primaire, l'arbre pousse en hauteur et les bouts des branches s'allongent, offrant plus d'espace pour de nouvelles feuilles.

Pour supporter le poids et l'équilibre du houppier grandissant, ainsi que ses besoins en eau, les branches et le tronc s'accroissent aussi en largeur (croissance secondaire). La croissance en largeur prend place dans le cambium, une couche mince de cellules entre le xylème et le phloème. Durant la saison de croissance, le cambium forme à la fois plus de xylème vers l'intérieur pour transporter l'eau vers les feuilles plus efficacement, et du nouveau phloème vers l'extérieur (juste sous l'écorce) pour supporter le transport des glucides vers les parties en croissance, comme les racines. Le taux de croissance ralentit au cours de la saison de végétation, ce qui se traduit par une variation annuelle de la taille des cellules du xylème et du phloème, formant des cernes concentriques. La taille des cernes enregistre ainsi non seulement le temps qui passe

et qui permet de connaître l'âge de l'arbre (dendrochronologie), mais également les conditions environnementales auxquelles l'arbre était soumis l'année où les cernes ont été produites (dendroécologie).

L'écorce qui entoure et protège le tronc et les branches de l'arbre s'accroît par l'action d'une autre couche mince de cellules appelée « assise subéro-phellodermique ». Ensemble, cambium et assise subéro-phellodermique agissent aussi pour cicatriser des blessures dans le cas de dommages sur le tronc.

Mais jusqu'ici on a parlé surtout de la partie visible de l'arbre. Dans le sol, la biomasse racinaire représente en moyenne le quart de la biomasse aérienne d'un arbre (Cairns *et al.*, 1997). Le système racinaire de l'arbre consiste en des racines fines qui explorent la matrice du sol en cherchant et en absorbant de l'eau et des nutriments, et en des racines ligneuses qui transportent l'eau et les nutriments des racines fines vers le tronc. Les racines ligneuses ont aussi la tâche importante d'ancrer l'arbre au sol et de le maintenir debout, même en présence de vents violents. Comme la partie aérienne de l'arbre, les racines poussent et se renouvellent durant la saison de croissance. Les racines ligneuses s'accroissent en longueur et en largeur comme les branches et le tronc. Les racines fines s'allongent et se ramifient pour rechercher de l'eau, mais elles ont une durée de vie courte, semblable à celle des feuilles décidues. Ce renouvellement rapide des racines fines dirige les explorations vers les endroits avec des teneurs importantes en eau et autres ressources. De plus, c'est un mécanisme qui introduit du carbone directement dans le sol, ce qui peut être important dans le contexte de la séquestration du carbone dans les villes.

L'arbre étant perpétuellement en croissance, l'espace aérien et souterrain disponible peut être considéré comme une ressource fondamentale, comme l'eau et les nutriments. D'un côté, un espace suffisant pour l'accroissement du tronc, du houppier et du système racinaire soutient le fonctionnement de l'arbre, sa capacité à trouver les ressources nécessaires et à produire les services écosystémiques dont nous dépendons (voir chapitre 5). D'un autre côté, même s'il s'agit d'un processus lent, la pousse de l'arbre peut au fil du temps causer des conflits avec les infrastructures de la ville. Par exemple, les fils électriques aériens, les clôtures ou la tuyauterie en sous-sol peuvent être en contact avec l'arbre, ce qui peut causer des risques aussi bien pour l'arbre que pour le fonctionnement et la sécurité des infrastructures (Lyytimäki, 2017).

L'arbre urbain est intégré dans le tissu minéral et vivant de la ville. Du fait de sa stature, de sa croissance et de sa physiologie; c'est un élément structurant du microclimat de la ville (voir chapitre 4) et de la biodiversité urbaine (voir chapitre 2).

⏩ L'arbre urbain s'acclimate à son environnement

La ville peut être vue comme un environnement particulièrement contraignant pour les arbres, ou au contraire comme un environnement très favorable. Tout dépend des besoins physiologiques que l'on considère (figure 1.2).

En plus de la quantité d'espace au-dessus et dans le sol, la qualité de cet espace est importante pour le développement de l'arbre urbain. L'environnement urbain diffère de l'environnement naturel de l'arbre par des facteurs qui peuvent être aussi bien nuisibles que bénéfiques. Premièrement, par la présence importante de surfaces imperméables et de sols compactés. Ces facteurs limitent l'infiltration de l'eau dans les sols et augmentent le ruissellement de surface, réduisant l'eau accessible aux racines de l'arbre



Figure 1.2. L'environnement urbain contraint l'accès des arbres à trois ressources essentielles : la lumière, l'eau et l'espace (© Serge Muller).

(Yang et Zhang, 2011 ; Morgenroth *et al.*, 2013). De plus, les surfaces pavées imperméables chauffent les sols ainsi que l'air au-dessus. La température peut dépasser les limites du fonctionnement optimal des racines et des feuilles, ainsi qu'augmenter le déficit de pression d'eau et la demande de transpiration par les feuilles (Kjelgren et Montague, 1998 ; Zipper *et al.*, 2017). En effet, la transpiration abaisse la température des feuilles — ce qui permet aussi un service important, le rafraîchissement de l'air ambiant —, mais peut entraîner un usage excessif de l'eau, déjà peu disponible, et un stress hydrique. Les surfaces de la ville étant une mosaïque de matériaux variés, il existe aussi des îlots d'accumulation d'eau, par exemple autour des bordures entre les surfaces perméables et imperméables (Gillefalk *et al.*, 2021), de même que le long des systèmes d'aqueducs et d'égouts vieillissants. Cette plus grande disponibilité de l'eau peut servir à l'arbre, mais un excès causera au contraire un manque d'oxygène dans les sols qui nuira au fonctionnement et à la croissance des racines (Kreuzwieser *et al.*, 2004). L'échange des gaz entre le sol et l'atmosphère peut aussi être ralenti par l'imperméabilité des surfaces pavées et par les sols compactés (Viswanathan *et al.*, 2011).

Deuxièmement, la composition de l'atmosphère et du sol urbain diffère de celle d'une forêt. L'arbre en milieu urbain profite de la concentration élevée en CO_2. Celle-ci soutient la photosynthèse et, par conséquent, l'accroissement de l'arbre si d'autres facteurs de croissance ne sont pas limitants. Elle peut aussi réduire la perte d'eau par les stomates, ce qui améliore l'efficacité de l'utilisation de l'eau de l'arbre (Kozlowski et Pallardy, 1997). Cependant, l'air de la ville contient des concentrations élevées de polluants comme l'ozone (O_3), le dioxyde de soufre (SO_2) et les oxydes d'azote (NO_x) provenant des transports, de l'industrie ou de réactions des polluants primaires dans l'atmosphère. Ces polluants sont toxiques aussi bien pour l'arbre (voir chapitre 6) que pour l'humain ; par exemple, les concentrations élevées d'O_3 peuvent détériorer les feuilles, ralentir la photosynthèse en relation avec la respiration et ainsi la croissance de l'arbre (Chappelka et Samuelson, 1998).

Quant aux sols, ils peuvent être pollués par des métaux lourds provenant de l'industrie et du transport et, dans les régions aux hivers froids, par les sels de déglaçage. Les métaux lourds ont des effets variés sur l'arbre, mais généralement ils inhibent le développement des racines et réduisent leur capacité à absorber l'eau et les nutriments (Day *et al.*, 2010). Les concentrations importantes de sels réduisent le potentiel hydrique du sol, ce qui affecte la capacité des racines à absorber l'eau de la même manière qu'une sécheresse. Les sels peuvent aussi entrer et s'accumuler dans les tissus avec des effets toxiques (Day *et al.*, 2010). Cependant, les sols urbains peuvent être riches en nutriments, par exemple l'azote, provenant également de l'activité industrielle et du trafic (Boyer *et al.*, 2002). Les concentrations élevées en nutriments ont été considérées comme une des raisons expliquant les taux de croissance rapides des arbres urbains (Searle *et al.*, 2012).

Par ailleurs, les changements cycliques des conditions environnementales à travers les saisons affectent la vie de l'arbre, en ville comme ailleurs. Les arbres ont des adaptations variées pour répondre aux défis de chaque saison ; ces ajustements saisonniers forment ce que l'on appelle la « phénologie ». Dans les régions qui connaissent un hiver froid (boréales, tempérées), avec ou sans périodes de gel, la phénologie de l'arbre est caractérisée par l'arrêt ou la diminution de la photosynthèse. Dans des régions plus chaudes et surtout arides, la phénologie de l'arbre suit les cycles de précipitations, ralentissant les activités physiologiques durant les sécheresses saisonnières. Les caractéristiques du milieu urbain peuvent modifier ou accentuer les changements saisonniers dans les deux cas.

Dans les régions aux hivers froids, les cycles saisonniers de température et de luminosité contrôlent les changements phénologiques de l'arbre, par exemple les couleurs automnales et la chute des feuilles chez les espèces décidues. Dans les villes, la phénologie de l'arbre peut être affectée par la lumière artificielle et les températures élevées (Jochner et Menzel, 2015). La lumière artificielle a divers effets sur la physiologie de l'arbre, qui ne sont pas tous connus, mais on a montré qu'elle peut avancer le début de la saison de croissance (ffrench-Constant *et al.*, 2016 ; Czaja et Kołton, 2022), à l'instar des températures élevées dans la ville (Jochner et Menzel, 2015). Les effets potentiels du milieu urbain sur la fin de la saison de croissance sont moins clairs (Jochner et Menzel, 2015).

Pendant l'hiver, les températures élevées de la ville peuvent avoir d'autres effets importants sur les arbres sempervirents. Dans les régions aux hivers froids et peu lumineux, les températures douces peuvent augmenter l'activité physiologique et donc la respiration cellulaire de l'arbre, mais pas nécessairement sa photosynthèse (qui est dépendante de la lumière), causant des pertes de glucides (Saxe *et al.*, 2001). Elles peuvent aussi provoquer la transpiration, même si le sol est gelé et si l'eau n'est pas accessible, causant la dessiccation des feuilles (Saxe *et al.*, 2001). Dans les régions aux hivers doux et lumineux, les températures douces peuvent potentiellement soutenir la photosynthèse hivernale des espèces sempervirentes et permettre aux arbres de stocker davantage de carbone (Weissert *et al.*, 2017). Au contraire, dans les régions où la température hivernale reste normalement inférieure à 0 °C, les températures élevées de la ville peuvent engendrer plus de fluctuations autour de zéro. Ces fluctuations causent des cycles de gel et de dégel dans les tissus de l'arbre, ce qui peut entraîner des embolies dans le xylème de l'arbre (introduction d'une bulle d'air, rendant les portions de xylème concernées inopérantes) et ainsi réduire sa capacité de transport de l'eau (Hacke et Sperry, 2001 ; Lintunen *et al.*, 2015).

Dans des régions chaudes et surtout arides, les espèces d'arbres sont adaptées à tolérer ou éviter les effets des sécheresses saisonnières, par exemple en réduisant leurs activités ou en laissant tomber les feuilles pour protéger l'intégrité du xylème. L'arbre urbain dans ces régions doit par ailleurs tolérer ou éviter les effets des surfaces imperméables et les températures élevées de la ville, qui peuvent rendre les sécheresses plus longues et intenses (Chapman *et al.*, 2017 ; Zipper *et al.*, 2017). Malheureusement, peu d'études ont porté sur ces environnements (Jochner et Menzel, 2015).

L'arbre urbain et le changement climatique

Le réchauffement climatique menace l'intégrité des écosystèmes, et les systèmes urbains ne font pas exception. En effet, les températures extrêmes et les périodes de sécheresse de plus en plus fréquentes sont aggravées par les infrastructures imperméables et par les îlots de chaleur en ville. La réponse de l'arbre à ces défis dépend de sa plasticité (capacité de modifier sa structure ou ses fonctions) et de son origine. Comme les arbres sont sédentaires avec un long cycle de vie, ils possèdent plusieurs mécanismes d'acclimatation. Par exemple, ceux impliqués dans l'anatomie du bois peuvent protéger leur système de transport d'eau dans des conditions sèches (Tng *et al.*, 2018 ; Lens *et al.*, 2022), et ceux qui concernent le fonctionnement des feuilles peuvent soutenir la photosynthèse, même à des températures élevées (Tarvainen *et al.*, 2022). Cependant, l'évolution des conditions en matière de températures et de précipitations est telle que la majorité des espèces d'arbres en milieu urbain pourrait se trouver dans des conditions défavorables, au-delà de leurs marges de sécurité (Esperon-Rodriguez *et al.*, 2022). Pour l'anticiper, plusieurs villes ont commencé à planifier leurs assemblages d'espèces selon le climat futur.

Même s'ils sont tous construits à l'aide des mêmes éléments (racines, tronc, branches, feuilles), et que leur fonctionnement est régi par les mêmes éléments fondamentaux, tous les arbres ne sont pas faits du même bois. Au cours de l'évolution, ils se sont adaptés aux contraintes de leur environnement, ce qui a façonné leur architecture et ajusté leur physiologie. Il en résulte une grande diversité de tailles, de formes, de vitesses de croissance ou encore de longévités, autant de caractéristiques qui peuvent être exploitées pour adapter les arbres aux contraintes du milieu urbain — le bon arbre, au bon endroit — et piloter la production de services écosystémiques. Par exemple, des espèces adaptées au manque d'oxygène dans les sols pour les sols compactés ; ou des espèces à plus faible déploiement sous les fils électriques ; ou tolérantes à l'ombre pour les canyons urbains, entre les grands édifices qui bloquent la lumière. Dans un contexte de réchauffement climatique et de mondialisation accélérant les épisodes de stress intense et les introductions d'agents pathogènes et de ravageurs exotiques, la diversité des arbres apparaît également comme une assurance pour maintenir une canopée dense dans les villes en cas d'aléas biotiques ou abiotiques, afin d'éviter la disparition de certaines espèces (Paquette *et al.*, 2021). Les différentes espèces et types fonctionnels (groupes d'espèces présentant les mêmes caractéristiques) d'arbres ne réagiront pas de la même façon à un type de stress donné, comme un insecte introduit ou une canicule intense. Cela est important, car la forêt urbaine ne protège pas seulement les services écosystémiques et le bien-être humain, mais aussi l'intégrité de l'écosystème urbain par la régulation du microclimat et la provision d'habitats et de ressources pour le reste des organismes.

Références bibliographiques

Boyer E.W., Goodale C.L., Jaworski N.A., Howarth R.W., 2002. Anthropogenic nitrogen sources and relationships to riverine nitrogen export in the northeastern USA. *Biogeochemistry*, 57 (1), 137-69. https://doi.org/10.1023/A:1015709302073

Cairns M.A., Brown S., Helmer E.H., Baumgardner G.A., 1997. Root biomass allocation in the world's upland forests. *Oecologia*, 111 (1), 1-11. https://doi.org/10.1007/s004420050201

Chapman S., Watson J.E.M., Salazar A., Thatcher M., McAlpine C.A., 2017. The impact of urbanization and climate change on urban temperatures: A systematic review. *Landscape Ecology*, 32 (10), 1921-35. https://doi.org/10.1007/s10980-017-0561-4

Chappelka A.H., Samuelson L.J., 1998. Ambient ozone effects on forest trees of the eastern United States: A review. *New Phytologist*, 139 (1), 91-108. https://doi.org/10.1046/j.1469-8137.1998.00166.x

Czaja M., Kołton A., 2022. How light pollution can affect spring development of urban trees and shrubs. *Urban Forestry and Urban Greening*, 77, 127753. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2022.127753

Day S., Wiseman P., Dickinson S., Harris J., 2010. Tree root ecology in the urban environment and implications for a sustainable rhizosphere. *Arboriculture and Urban Forestry*, 36, 193-205. https://doi.org/10.48044/jauf.2010.026

Esperon-Rodriguez M., Tjoelker M.G., Lenoir J., Baumgartner J.B., Beaumont L.J. *et al.*, 2022. Climate change increases global risk to urban forests. *Nature Climate Change*, 12 (10), 950-55. https://doi.org/10.1038/s41558-022-01465-8

ffrench-Constant R.H., Somers-Yeates R., Bennie J., Economou T., Hodgson D. *et al.*, 2016. Light pollution is associated with earlier tree budburst across the United Kingdom. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 283 (1833). https://doi.org/10.1098/rspb.2016.0813

Gillefalk M., Tetzlaff D., Hinkelmann R., Kuhlemann L.-M., Smith A. *et al.*, 2021. Quantifying the effects of urban green space on water partitioning and ages using an isotope-based ecohydrological model. *Hydrology and Earth System Sciences*, 25 (6), 3635-52. https://doi.org/10.5194/hess-25-3635-2021

Hacke U.G., Sperry J.S., 2001. Functional and ecological xylem anatomy. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 4 (2), 97-115. https://doi.org/10.1078/1433-8319-00017

Jochner S., Menzel A., 2015. Urban phenological studies: Past, present, future. *Environmental Pollution*, 203, 250-61. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.01.003

Kjelgren R., Montague T., 1998. Urban tree transpiration over turf and asphalt surfaces. *Atmospheric Environment*, 32 (1), 35-41. https://doi.org/10.1016/S1352-2310(97)00177-5

Kozlowski T.T., Pallardy S.G., 1997. Absorption of water and ascent of sap. *In: Physiology of Woody Plants* (T.T. Kozlowski, S.G. Pallardy, eds), second edition, San Diego, Academic Press, 237-68. https://doi.org/10.1016/B978-012424162-6/50028-4

Kreuzwieser J., Papadopoulou E., Rennenberg H., 2004. Interaction of flooding with carbon metabolism of forest trees. *Plant Biology (Stuttgart, Germany)*, 6 (3), 299-306. https://doi.org/10.1055/s-2004-817882

Lens F., Gleason S.M., Bortolami G., Brodersen C., Delzon S. *et al.*, 2022. Functional xylem characteristics associated with drought-induced embolism in angiosperms. *New Phytologist*, 236 (6), 2019-36. https://doi.org/10.1111/nph.18447

Lintunen A., Paljakka T., Riikonen A., Lindén L., Lindfors L. *et al.*, 2015. Irreversible diameter change of wood segments correlates with other methods for estimating frost tolerance of living cells in freeze-thaw experiment: A case study with seven urban tree species in Helsinki. *Annals of Forest Science*, 72 (8), 1089-98. https://doi.org/10.1007/s13595-015-0516-3

Lyytimäki J., 2017. Disservices of urban trees. *In: Routledge Handbook of Urban Forestry*, Routledge. https://doi.org/10.4324/9781315627106.ch12

Mengel K., Kirkby E.A., Kosegarten H., Appel T., 2001. Plant nutrients. *In: Principles of Plant Nutrition* (K. Mengel, E.A. Kirkby, H. Kosegarten, T. Appel, eds), Dordrecht, Springer Netherlands, 1-13. https://doi.org/10.1007/978-94-010-1009-2_1

Morgenroth J., Buchan G., Scharenbroch B.C., 2013. Belowground effects of porous pavements: Soil moisture and chemical properties. *Ecological Engineering*, 51, 221-28. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.12.041

Paquette A., Sousa-Silva R., Maure F., Cameron E., Belluau M. *et al.*, 2021. Praise for diversity: A functional approach to reduce risks in urban forests. *Urban Forestry and Urban Greening*, 62, 127157. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2021.127157

Saxe H., Cannell M.G.R., Johnsen Ø., Ryan M.G., Vourlitis G., 2001. Tree and forest functioning in response to global warming. *New Phytologist*, 149 (3), 369-99. https://doi.org/10.1046/j.1469-8137.2001.00057.x

Searle S.Y., Turnbull M.H., Boelman N.T., Schuster W.S.F., Yakir D. *et al.*, 2012. Urban environment of New York City promotes growth in northern red oak seedlings. *Tree Physiology*, 32 (4), 389-400. https://doi.org/10.1093/treephys/tps027

Tarvainen L., Wittemann M., Mujawamariya M., Manishimwe A., Zibera E. *et al.*, 2022. Handling the heat: Photosynthetic thermal stress in tropical trees. *New Phytologist*, 233 (1), 236-50. https://doi.org/10.1111/nph.17809

Tng D.Y.P., Apgaua D.M.G., Ishida Y.F., Mencuccini M., Lloyd J. *et al.*, 2018. Rainforest trees respond to drought by modifying their hydraulic architecture. *Ecology and Evolution*, 8 (24), 12479-91. https://doi.org/10.1002/ece3.4601

Viswanathan B., Volder A., Watson W.T., Aitkenhead-Peterson J.A., 2011. Impervious and pervious pavements increase soil CO2 concentrations and reduce root production of American sweetgum (*Liquidambar styraciflua*). *Urban Forestry and Urban Greening*, 10 (2), 133-39. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2011.01.001

Weissert L.F., Salmond J.A., Schwendenmann L., 2017. Photosynthetic CO2 uptake and carbon sequestration potential of deciduous and evergreen tree species in an urban environment. *Urban Ecosystems*, 20 (3), 663-74. https://doi.org/10.1007/s11252-016-0627-0

Yang J.-L., Zhang G.-L., 2011. Water infiltration in urban soils and its effects on the quantity and quality of runoff. *Journal of Soils and Sediments*, 11 (5), 751-61. https://doi.org/10.1007/s11368-011-0356-1

Zipper S.C., Schatz J., Kucharik C.J., Loheide II S.P., 2017. Urban heat island-induced increases in evapotranspirative demand. *Geophysical Research Letters*, 44 (2), 873-81. https://doi.org/10.1002/2016GL072190

Chapitre 2

L'arbre, un support de « biodivercité »

Marine Fernandez, Alain Paquette

Vous rappelez-vous la manière dont vous dessiniez un arbre lorsque vous étiez enfant ? Généralement, on commence par le tronc, puis on fait un gros feuillage vert, parfois quelques branches. Ceux qui ont le sens du détail ajouteront peut-être quelques fruits… Et aujourd'hui, à quoi ressemblerait votre dessin d'arbre ? On pourrait y ajouter un nid d'oiseau dans les branches, et si on se sent l'âme d'un artiste, on pourrait même y dessiner un écureuil en pleine course. Peut-être même que vous feriez une chenille qui mange un bout de feuille, ou une abeille qui butine une fleur. Vous l'avez vu de vos propres yeux : l'arbre interagit avec divers animaux. Et maintenant ça y est, votre esprit s'embrase, vous visualisez du lierre, du gui, et même quelques champignons. L'ensemble des êtres vivants ainsi que les écosystèmes dans lesquels ils vivent désigne ce que l'on nomme la « biodiversité » (figure 2.1). À l'heure où nous sommes de plus en plus nombreux à vivre dans les villes, nous côtoyons ces arbres sans même les voir, comme faisant partie du « mobilier urbain ». Pourtant, ces arbres sont indispensables, pour nous et pour cette biodiversité. Comme l'écrivent Pinho *et al.* (2017), « les zones forestières sont souvent considérées comme des points chauds pour la biodiversité et les services écosystémiques, car l'ajout d'arbres à un écosystème enrichit sa structure écologique — et donc, sa biodiversité » (traduit de l'anglais).

⏩ La biodiversité au XXIe siècle

Il y a un siècle, les populations humaines ont commencé à migrer massivement des campagnes vers les villes. Les villes sont devenues plus nombreuses, plus grandes, et cette urbanisation continue de s'étendre mondialement. Parallèlement, les courbes de CO_2 et de température à l'échelle planétaire ont entamé une forte ascension, et ces modifications climatiques rapides ont eu, et ont toujours, des conséquences dramatiques sur la biodiversité, avec des risques d'extinction majeurs. L'urbanisation, en même temps qu'elle participe au changement climatique, en subit les effets. En réduisant les milieux naturels, en créant des conditions de vie extrêmes (par exemple îlot de chaleur), l'urbanisation tend à nuire à la biodiversité (Habibullah *et al.*, 2022 ; Wilby et Perry, 2006). Des projections sur un horizon de 2050 suggèrent que l'expansion de l'urbanisation induira la perte d'habitat pour environ un tiers (26 à 39 %) des espèces communes de vertébrés (Simkin *et al.*, 2022). Pour 855 espèces (2 à 3 % des espèces évaluées), l'urbanisation est un facteur direct qui menace la persistance des espèces, puisqu'elle est à

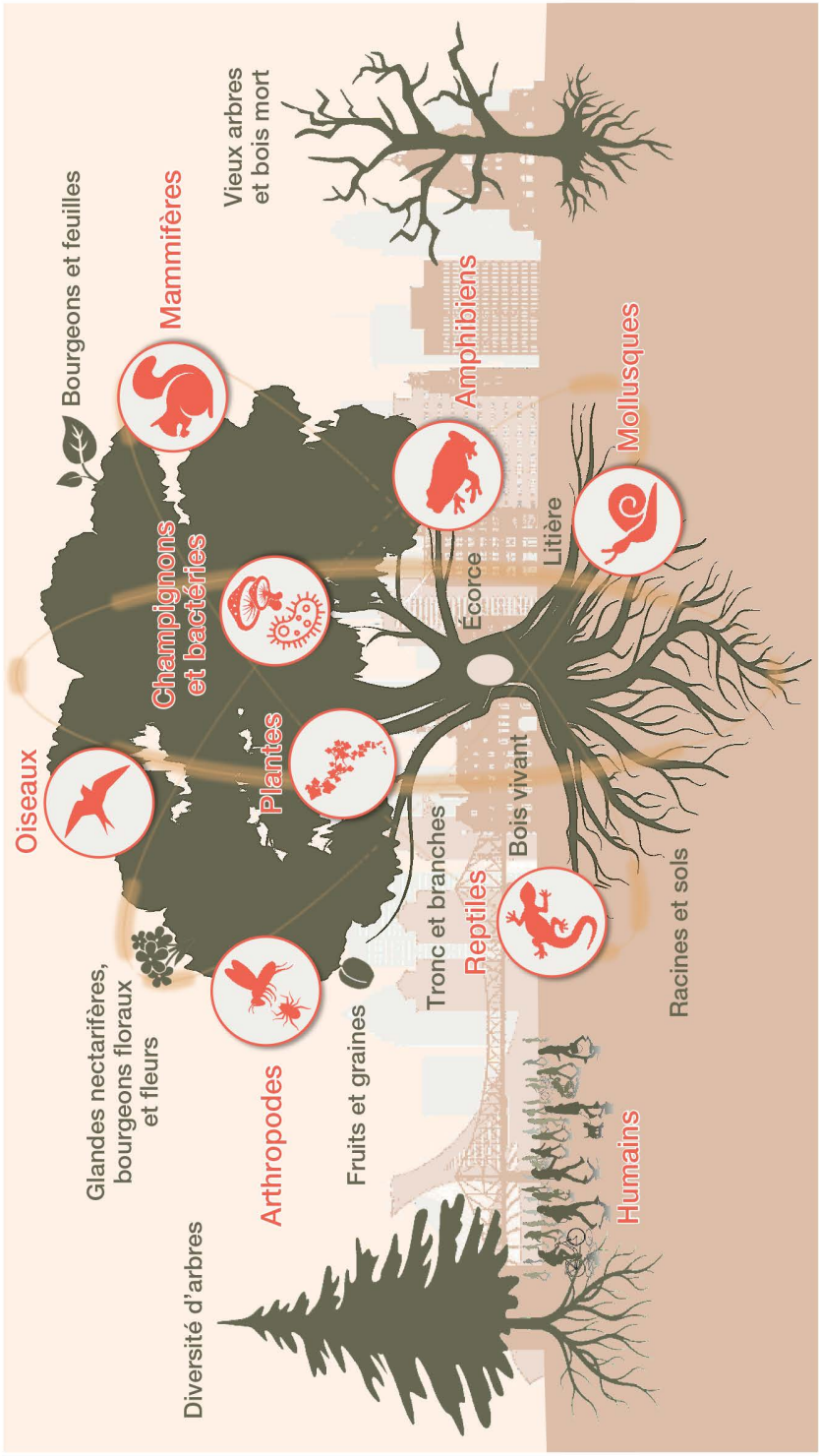


Figure 2.1. Tous les compartiments de l'arbre, qu'ils soient morts ou vivants, supportent une large biodiversité, dont l'arbre lui-même fait partie. Les arbres créent des environnements propices au développement de nombreuses espèces animales, végétales, fongiques et microbiennes, permettant de maintenir la biodiversité en milieu urbain. Les membres de la biodiversité interagissent entre eux pour former de vastes réseaux avec lesquels l'humain est en contact étroit.

l'origine d'au moins un quart de la perte nette d'habitat. Les plans de gestion de l'habitat et de la conservation de la biodiversité sont actuellement insuffisants, surtout dans les grandes villes (Alvey, 2006 ; Cooper *et al.*, 2021).

De nombreuses recherches concernant les effets bénéfiques de la biodiversité, notamment sur le bien-être et la santé humaine, ont vu le jour au XXIe siècle (Marselle *et al.*, 2021 ; Pinho *et al.*, 2017 ; 2021 ; Zari, 2018) (voir chapitre 5). La compréhension des interactions de facilitation (mutualisme, coopération) a alors suscité plus d'intérêt. Le rapprochement entre les sciences de la nature et les sciences humaines et sociales a ainsi abouti au concept de service écosystémique. Les services écosystémiques représentent les bénéfices offerts par les écosystèmes aux sociétés humaines. À l'échelle de la planète, l'arbre, cet être vivant capable de séquestrer le carbone, apparaît comme un outil d'aide et de support majeur dans le maintien de diverses fonctions écologiques fondamentales. En témoignent bon nombre de services marketing dans lesquels les entreprises utilisent les arbres et les forêts à des fins publicitaires et de relations publiques (Kronenberg et Mieszkowicz, 2011). En milieu urbain, l'arbre est devenu le symbole même du service écosystémique (Livesley *et al.*, 2016) : régulation de la température, diminution de la pollution, augmentation des infiltrations et de la rétention d'eau (voir chapitres 4 et 5). L'arbre est également devenu un moyen d'améliorer l'image des villes (voir chapitres 3 et 7), et elles sont de plus en plus nombreuses à s'investir pour augmenter leur couverture végétale en des temps records (Braiterman, 2011 ; Daniels, 2009 ; Sousa-Silva *et al.*, 2023). Les effets positifs des arbres sur le bien-être humain en milieu urbain sont de plus en plus documentés, mais la manière dont ils peuvent contribuer à l'augmentation de la biodiversité et à la conservation de la faune, et surtout de la flore, est moins étudiée (Liu et Slik, 2022). Pourtant, chaque compartiment, chaque organe, chaque millimètre carré de la tête au pied de l'arbre peut contribuer à favoriser la biodiversité, qu'elle soit visible ou invisible. Les villes ont la responsabilité d'agir de toute urgence et devraient être reconnues et financées pour le rôle qu'elles doivent jouer dans la protection de la biodiversité (Oke *et al.*, 2021).

Alors explorons, compartiment par compartiment, de haut en bas, en quoi l'arbre est un support de biodiversité en présentant des exemples d'organismes associés. Ce chapitre n'a pas vocation à l'exhaustivité, mais à présenter la diversité des interactions qui gravitent autour des arbres urbains et les effets de l'urbanisation sur la relation arbre-biodiversité. Nous verrons comment les organismes vivants terrestres sont connectés les uns aux autres, des liens les plus ponctuels aux plus durables, des plus éloignés aux plus symbiotiques. Comme l'a écrit le philosophe Aristote (384-322 av. J.-C.), « la nature a horreur du vide », et les moindres petits espaces et interstices de l'arbre constituent un refuge pour la biodiversité.

⏩ L'arbre, un support de biodiversité au niveau aérien

Le rôle structurant des arbres pour la biodiversité urbaine intervient à plusieurs niveaux et à plusieurs échelles. L'arbre urbain peut être décrit comme un ingénieur d'écosystème en ceci que sa seule présence modifie les propriétés physiques et chimiques de son environnement immédiat. En effet, l'arbre constitue lui-même un habitat. Les lichens et les plantes épiphytes (littéralement « à la surface du végétal ») l'utilisent comme support, et de nombreux organismes trouvent refuge dans les dendro-microhabitats que constituent, par exemple, les cavités dans les troncs des arbres âgés.

Les arbres représentent également une ressource trophique pour les consommateurs primaires, initiant ainsi des réseaux trophiques plus ou moins complexes et diversifiés.

L'écorce : un support *stricto sensu*

L'écorce (suber) protège le bois de l'arbre à tous les étages. Elle présente une grande diversité de structures selon les espèces d'arbres : fine, épaisse, lisse, écailleuse, rugueuse, squameuse, crevassée, etc. L'écorce du tronc et des branches constitue un support physique pour les plantes grimpantes et les organismes épiphytes tels que les bryophytes, les algues, les champignons ou les lichens. Les êtres vivants, animaux et végétaux vivant sur ou au creux de l'écorce, sont appelés « organismes corticoles ». En formant une enveloppe protectrice autour du bois, l'écorce le protège, ainsi que les organismes qui s'y trouvent, des agressions extérieures. L'effet de l'urbanisation sur la biodiversité des organismes corticoles et leur relation avec les arbres semble contrasté et, surtout, peu étudié par rapport au milieu rural.

Les plantes grimpantes et épiphytes

Certaines plantes qui prennent racine dans le sol développent des structures lignifiées jouant principalement un rôle de protection, mais pas de support pour leur propre port. C'est le cas des plantes grimpantes, qui s'élèvent alors verticalement en prenant appui sur un autre support, comme les arbres, qui offrent un environnement favorable, notamment par la fraîcheur qu'ils dégagent. Dans les zones les plus polluées, ceci peut constituer un avantage pour l'absorption des particules en suspension dans l'air que nous respirons (Lyu *et al.*, 2023).

D'autres végétaux, eux, ne possèdent pas de système racinaire et n'ont donc pas besoin du sol pour se développer. Ce caractère peut présenter un avantage dans les villes dont les surfaces sont fortement minéralisées. Une volonté de verdir les villes par des bryophytes (les mousses et plantes apparentées) a émergé ces dernières années, notamment car elles semblent rendre de nombreux services écosystémiques, avec peu de contraintes. Les bryophytes rafraîchissent les façades et capturent certains polluants atmosphériques. Cette capacité à capter les polluants fait d'elles des indicateurs de pollution en milieu urbain (Chaudhuri et Roy, 2023). Bien que les bryophytes soient capables de se développer sur des surfaces minérales, le bon développement des espèces épiphytes est tributaire des arbres (Gosselin *et al.*, 2017 ; Gu *et al.*, 2022). De premiers résultats semblent néanmoins indiquer que le maintien de zones boisées riches en vieux arbres avec des microclimats plus frais et plus humides semble être crucial pour le maintien de la diversité des espèces de bryophytes épiphytes dans le paysage urbain (Żołnierz *et al.*, 2022). Parmi les épiphytes, se trouvent également les lichens. Ce sont des organismes symbiotiques formés d'un champignon hétérotrophe appelé « mycobionte », et de cellules microscopiques photoautotrophes, possédant de la chlorophylle, nommées « photobiontes », qui peuvent être soit une algue, soit une cyanobactérie. Les lichens peuvent coloniser à la fois les arbres, le sol et les surfaces minérales. Comme les bryophytes, leur intérêt concernant les études en milieu urbain réside principalement dans le fait que les lichens aussi peuvent être de bons indicateurs de la qualité de l'air (Matos *et al.*, 2019). Si cette propriété est bien documentée, les relations entre lichens et urbanisation le sont beaucoup moins.

Les arthropodes

Il est estimé qu'environ 80 % de la biodiversité animale est représentée par les arthropodes. Les arthropodes regroupent divers animaux tels que les insectes, les araignées ou encore les crabes. Pour les milliards de petits arthropodes qui vivent en ville, l'écorce des arbres et ses moindres recoins constituent un micro-habitat sécuritaire et protégé des éventuels prédateurs comme les oiseaux (figure 2.2). Les interstices deviennent alors des zones de ponte idéales. Pour d'autres arthropodes, l'écorce sert de support pour faire son nid, comme certaines chenilles qui forment leur cocon sur l'écorce des troncs (Yamazaki *et al.*, 2007). Toutefois, vivre sur l'écorce des arbres en ville peut être contraignant, tant cette zone est soumise à de multiples contraintes (pollution, dégradation). Certains auteurs font le constat que l'abondance globale des arthropodes diminue avec le niveau d'urbanisation (Chatelain *et al.*, 2023). En plus d'une réduction de la quantité d'arthropodes, l'urbanisation en modifie aussi la diversité. L'urbanisation peut également entraîner des modifications morphologiques et comportementales chez les arthropodes. Par exemple, dans les régions d'Amérique du Nord, des études ont montré que les cigales vivant sur l'écorce des arbres urbains avaient une taille plus importante que leurs homologues du milieu rural (Beasley *et al.*, 2018). Aussi, des études menées à Séoul montrent que les îlots de chaleur semblent favoriser certaines espèces de cigales et modifient leur morphologie (Nguyen *et al.*, 2018 ; 2020), démontrant l'étroite connexion entre la présence d'arbre et les arthropodes en milieu urbain.



Figure 2.2. Insecte sur l'écorce d'un arbre (© PxHere).

Les champignons

La partie visible du champignon qu'on appelle le « sporophore » constitue l'appareil reproducteur des champignons supérieurs. L'écorce d'un arbre est une zone de choix pour fructifier, avec le ruissellement des eaux de pluie qui maintient la zone humide,

la hauteur qui permet d'accroître la dissémination des spores et les contacts avec les animaux, comme les insectes, qui constituent un vecteur de transport des spores d'arbre en arbre. La présence de champignons visibles sur l'écorce est souvent synonyme de maladie (champignons pathogènes), mais cela peut aussi indiquer que l'arbre est en train de dépérir pour une autre raison, et les champignons présents peuvent simplement avoir le rôle de décomposeur. Concernant les arbres de rue, les zones de pourrissement localisées sur l'écorce sont fréquentes, mais rarement graves, d'après une étude menée sur les érables de New York (Luley *et al.*, 2009).

L'écorce est donc un support et un abri, mais elle peut aussi être une voie d'entrée pour les arthropodes, leurs larves, et les champignons afin d'atteindre une source de nourriture : les sèves qui circulent dans le xylème et le phloème. Pour ces organismes, l'arbre constitue véritablement « le gîte et le couvert ».

Le bois vivant et le liber

Sous l'écorce, le liber (ou phloème) et le bois (xylème) constituent un abri pour pondre des œufs, mais aussi une source de composés nutritifs pour diverses catégories d'organismes xylophages (ou lignivores) qui attirent eux-mêmes des prédateurs. En milieu urbain, atteindre le bois est plus facile qu'en milieu naturel, car aux intempéries s'ajoutent les blessures anthropiques. Par exemple, les équipements d'entretien, les antivols de vélo, les nombreux élagages détériorent notamment l'écorce et créent une porte d'entrée permettant d'accéder directement à la sève. Généralement, les organismes xylophages comprennent des arthropodes et des champignons.

Les arthropodes xylophages

Près de 10 % des espèces d'arthropodes seraient xylophages (Sattler *et al.*, 2011). Les analyses révèlent que certaines espèces d'arthropodes sont plus communes, voire uniquement présentes dans les zones urbaines par rapport aux zones agricoles et boisées alentour. Néanmoins, bien que les villes constituent un bon refuge pour certains organismes, d'autres peuvent devenir problématiques pour les arbres urbains. Récemment, une méta-analyse globale regroupant des études internationales a permis de mettre en évidence que l'urbanisation favorisait notamment une catégorie d'insecte : les ravageurs suceurs de sève. En parallèle, les prédateurs naturels des arthropodes étaient moins nombreux dans les zones urbanisées (Korányi *et al.*, 2022). Finalement, l'urbanisation tend à déséquilibrer les relations trophiques et peut entraîner des proliférations d'organismes ravageurs des arbres. Il existe différents exemples tristement célèbres à travers le monde, faisant le constat que la configuration urbaine et les imports de bois peuvent permettre l'invasion extrêmement rapide d'insectes ravageurs, comme l'exemple bien connu de l'agrile du frêne en Amérique du Nord.

Les champignons pathogènes et lignivores

Parmi les autres exemples de pathologies associées à des insectes perceurs, il y a la graphiose (maladie hollandaise de l'orme). Répandue à travers tout l'hémisphère nord, elle induit des interactions plus complexes que celles des agriles. Elle est décrite comme étant la plus grosse pandémie forestière du XX^{e} siècle en milieu rural et urbain. Bien que la graphiosee ait été identifiée pour la première fois aux Pays-Bas en 1919, elle est

vraisemblablement originaire d'Asie. Elle est en réalité causée par un champignon qui pénètre dans le système vasculaire de l'orme et se développe progressivement dans les vaisseaux du xylème, causant des cavitations. Les interactions entre des groupes de champignons et de coléoptères colonisant le bois et leur diversité sont vraisemblablement sous-estimées, et la nature de la relation peut aller encore plus loin, puisqu'il existe des symbioses entre les deux types d'organismes.

Il existe aussi des champignons pathogènes qui provoquent la pourriture du bois, ou carie. Ces champignons colonisent le bois des arbres vivant, conduisant à la mort, mais ils se développent aussi sur le bois mort. La richesse et l'abondance des champignons décomposeurs responsables de carie du bois sont plus élevées dans la forêt urbaine que dans la forêt rurale (Ochimaru et Fukuda, 2007).

L'arbre apparaît comme un support de biodiversité, mais pas nécessairement en sa faveur. Il existe encore des lacunes considérables dans la compréhension des impacts des pathogènes et des ravageurs sur les arbres en ville, et plus largement dans la compréhension des effets de l'urbanisation sur les interactions écologiques (Theodorou, 2022).

Le bois mort

Le bois mort « est une source de vie » (Pastorelli *et al.*, 2022 ; Yang *et al.*, 2021). Ces dernières décennies, le rôle positif du bois mort pour la biodiversité a suscité plus d'intérêt, et les chercheurs considèrent sa présence comme un enjeu écologique encore sous-estimé (Korhonen *et al.*, 2020 ; Seibold *et al.*, 2015). L'entretien régulier des arbres en ville a conduit à des niveaux de microhabitats (cavités et blessures) comparables aux forêts naturelles non gérées (Großmann *et al.*, 2020). Néanmoins, dans le milieu urbain, les politiques de gestion laissent généralement peu de place au bois mort, alors qu'il joue un rôle essentiel dans les forêts plus naturelles. L'essentiel du bois mort en milieu urbain provient de débris tels que les branches mortes, plus abondants dans les jardins privés puis dans les parcs urbains (Fröhlich et Ciach, 2020a). Comme les pelouses peu tondues, le bois mort souffre d'une mauvaise image, synonyme de négligence, voire de risque, et perçu comme inesthétique (Nali et Lorenzini, 2009 ; Tyrväinen *et al.*, 2003).

Les oiseaux et les mammifères

De nombreux oiseaux et mammifères sont dépendants du bois pour se nourrir, nicher ou marquer leur territoire, comme le font par exemple les pics lorsqu'ils tambourinent (figure 2.3). Les jardins privés et les débris d'arbres sont des habitats importants pour les pics dans le milieu urbain (Fröhlich et Ciach, 2020b). Les branches d'arbres morts, les souches et les grands vieux arbres, morts ou vivants, peuvent constituer une composante essentielle de l'habitat pour les organismes saproxyliques dans l'écosystème urbain, et ainsi aider à maintenir la biodiversité de l'avifaune dans les zones urbanisées. La présence et l'abondance des pics sont liées au volume de bois mort disponible, tandis que l'abondance de mésanges, de sittelles et de grimpereaux est principalement influencée par la diversité de bois mort disponible (Redolfi De Zan *et al.*, 2017).

Les mammifères sont aussi attirés par le bois mort, pour se nourrir d'arthropodes ou d'oiseaux. Les amas de bois mort peuvent par ailleurs être un refuge pour les chauves-souris (Printz *et al.*, 2021), les rongeurs et les Mustélidés. Les écureuils se servent également du bois mort pour y cacher leurs réserves de nourriture.



Figure 2.3. Pic épeiche sur le tronc d'un arbre mort (© PxHere).

Les arthropodes saproxylophages

La frontière entre xylophages et saproxylophages est parfois très mince, du fait que les deux régimes alimentaires font appel à des propriétés morphologiques et physiologiques communes. Tous ces organismes sont ainsi capables de broyer le bois et de digérer la cellulose et la lignine. Certains des exemples d'organismes associés au bois mort peuvent aussi être des consommateurs de bois d'arbres encore vivants. Toutefois, il existe des arthropodes uniquement tributaires du bois mort pour vivre et se nourrir. Le bois mort est utilisé comme habitat par plus de 70 espèces de collemboles (Raymond-Léonard *et al.*, 2020). Différentes études font état de la menace qui pèse sur les arthropodes saproxylophages à cause de l'urbanisation.

Les champignons décomposeurs

Le bois mort humide est un élément propice au développement des spores de champignons (figure 2.4). Comme pour les autres consommateurs de bois, le champignon produit des enzymes qui ont la capacité de décomposer la lignine et la cellulose et d'en extraire les sucres et les acides organiques. Plus d'une cinquantaine d'espèces de champignons sont responsables de la pourriture du bois mort en milieu urbain (Schmidt *et al.*, 2012). Par ailleurs, la diversité spécifique des arbres urbains constitue un atout pour la diversité des champignons décomposeurs (Yang *et al.*, 2021).

Le tronc et les branches, un support physique

Le tronc, surtout chez les arbres plus âgés, peut offrir des cavités idéales pour nicher. Les arbres urbains, avec les blessures et les modes de gestion qu'ils subissent (élagage parfois intensif, par exemple en présence de réseaux électriques aériens), offrent un



Figure 2.4. Champignons décomposeurs sur le tronc d'un arbre mort (© PxHere).

potentiel habitable parfois important. La chute des branches peut aussi laisser place à une cavité, mais en milieu urbain, ce genre d'événement, compromettant la sécurité des citoyens et de leurs biens, est peu souhaitable, d'où les coupes préventives. Les grands arbres anciens sont réputés pour être de véritables fournisseurs d'éléments structurels (cavités, creux ou débris ligneux grossiers), mais, dans le milieu urbain, ils sont retirés pour des raisons de sécurité évoquées précédemment. Enfin, le tronc porte les branches qui forment le houppier de l'arbre, et l'ensemble des houppiers des arbres forme la canopée, qui est la cible de bien des programmes de verdissement.

Les oiseaux, les mammifères et même quelques reptiles et amphibiens

La gestion urbaine doit œuvrer pour la préservation des arbres avec des cavités ou utiliser alternativement des nichoirs pour soutenir la présence d'oiseaux nichant dans des cavités (LaMontagne *et al.*, 2015). Dans le comté de Cook (Illinois, États-Unis), des chercheurs ont constaté qu'il y avait 3,4 fois plus de cavités creusées par des pics dans les

cimetières que dans les parcs. Une raison qui explique cette différence est que les arbres des cimetières ont tendance à être plus grands et plus délabrés que ceux des parcs. Ainsi, les vieux arbres, avec leur taille, leurs cavités, leurs blessures et cicatrices, participent à la préservation de la biodiversité urbaine (Bovyn *et al.*, 2019 ; Hohl *et al.*, 2023). Les cavités creusées par les oiseaux peuvent également être utilisées par certains mammifères arboricoles, comme les écureuils, la souris sylvestre, le raton laveur. La base du tronc est aussi un lieu de choix pour d'autres animaux. Grâce aux cavités formées par les fourmis ou les champignons, des petits mammifères mais aussi des amphibiens et des reptiles, comme les tortues, les salamandres ou, plus communs en ville, les lézards (Winchell *et al.*, 2018), peuvent trouver refuge et nicher au pied de l'arbre.

Au sommet du tronc, les branches sont des supports idéaux pour les nids de divers animaux (figure 2.5), même si en milieu urbain, ils développent de nouvelles stratégies de nidification grâce à une plus grande variété de supports (bâtiments, pylônes électriques, nichoirs) et de matériaux (plastique, coton, mégots de cigarettes, cheveux). Pour améliorer la diversité des oiseaux et encourager leur nidification dans les villes, les gestionnaires des espaces verts urbains devraient favoriser certaines espèces d'arbres de taille moyenne et d'élagage intensif, tout en soutenant la biodiversité globale de l'espace vert urbain urbain (Marlès Magre *et al.*, 2019). Parmi les animaux qui nichent dans les branches, on trouve aussi quelques mammifères arboricoles comme les singes (Chaves *et al.*, 2022) et les écureuils gris, très présents dans des zones urbaines d'Amérique du Nord. Il arrive également que les écureuils s'installent dans les nids construits par des oiseaux.



Figure 2.5. Mésange charbonnière sur une branche d'arbre (© PxHere).

Les arthropodes

Dans les jardins de New York, les habitudes de nidification de différentes espèces d'abeilles ont été comptabilisées : les cavités ont été choisies par 33 % des espèces, qui les ont préférées aux ruches et aux amas de bois (Matteson *et al.*, 2008). Les abeilles,

ainsi que les frelons et les guêpes, peuvent aussi faire leur nid ou former des essaims sur les branches d'arbres. Certains arthropodes utilisent leur capacité à creuser pour construire un véritable logement social au cœur du tronc. Par exemple, les fourmis charpentières broient le bois dans le but de former des galeries au sein du tronc. Bien que les fourmis puissent construire leur nid au cœur des troncs sains, elles ont tendance à s'installer préférentiellement dans les arbres plus âgés dont les troncs peuvent être pourris au centre. Leur présence est donc un bon indicateur de l'état d'un arbre (Luley, 2012). Les fourmis, comme certains autres arthropodes, sont affectées par l'urbanisation du fait de la pollution, des espèces d'arbres exotiques avec lesquels elles ont moins d'interactions ou encore de la diminution de la disponibilité des ressources (Stahlschmidt et Johnson, 2018). Plusieurs études ont démontré que la présence d'arbres indigènes dans le paysage urbain permettait de maintenir les communautés de fourmis (MacArthur-Waltz *et al.*, 2021 ; Mendonça-Santos *et al.*, 2023). D'autres arthropodes peuvent aussi se servir des branches pour nicher, se déplacer ou pour tisser leur toile.

Que ce soit comme support physique ou comme ressource, le tronc et les branches des arbres urbains sont particulièrement convoités par la biodiversité animale. La préservation des arbres offrant des cavités est aussi un enjeu actuel (Stagoll *et al.*, 2012 ; Treby et Castley, 2015). Dans les espaces verts urbains australiens, Le Roux *et al.* (2014) ont prédit que le nombre total d'arbres creux est susceptible de diminuer de 87 % sur trois cents ans avec les pratiques de gestion existantes. Ils proposent alors des stratégies alternatives de gestion urbaine, telles que conserver les arbres debout au moins 40 % plus longtemps que la durée de vie actuellement tolérée, et construire des structures d'habitat pour la faune afin de compenser les déficits à court terme des coupes des grands arbres anciens.

Les bourgeons et les feuilles

Pour se nourrir, nicher ou se cacher dans un endroit sécuritaire et frais, les bourgeons et les feuilles des arbres jouent un rôle fondamental pour la biodiversité. Toutefois, la tendreté de certains bourgeons et de certaines feuilles et leur richesse en sève peuvent les rendre vulnérables à des herbivores particulièrement voraces, et entraîner des dégâts pour les arbres.

Les arthropodes et les mollusques

De nombreux insectes se nourrissent de feuilles, tels que les chenilles, les pucerons, les scarabées, les acariens ou les criquets. La surface des feuilles peut aussi être un refuge idéal pour faire son cocon. Certaines espèces sont même capables d'enrouler une feuille pour y construire leur nid. Les feuilles des arbres sont également prisées des mollusques comme les escargots. S'il existe un grand nombre d'études montrant que le milieu urbain et son manque d'arbres constituent une menace pour la biodiversité, il semblerait que certains herbivores soient plutôt favorisés par l'urbanisation. Korányi *et al.* (2021) ont prouvé que l'abondance des pucerons herbivores augmente avec le niveau d'urbanisation. En fait, l'urbanisation a un effet négatif sur l'abondance des fourmis prédatrices, permettant aux populations de pucerons de croître. En altérant la composition des communautés de prédateurs, l'urbanisation peut accroître et intensifier les épidémies causées par les herbivores sur les arbres urbains.

Les interactions fourmis-pucerons n'impliquent pas toujours de relation de prédation. Selon les espèces considérées, il existe une interaction mutualiste entre les deux insectes : les pucerons, consommateurs de sève, excrètent une substance sucrée par leur abdomen appelée « miellat ». Certaines espèces de fourmis consomment ce miellat, qui constitue une source de nourriture riche en énergie. En retour, les fourmis protègent les pucerons en éloignant leurs prédateurs et en les déplaçant vers les plantes riches en sève. Rocha et Fellowes (2020) ont montré que les abondances de fourmis et de pucerons étaient corrélées et qu'elles augmentaient lorsque l'habitat urbain était plus diversifié en plantes. Globalement, une augmentation de la diversité des arbres urbains a pour effet de diminuer l'intensité de l'herbivorie par les insectes (Stemmelen *et al.*, 2022). Plusieurs études ont aussi relié les températures plus chaudes des habitats urbains à une plus grande abondance de ravageurs herbivores. Dale et Frank (2014) ont suggéré que l'état des arbres de rue et les services écosystémiques pourraient décliner à mesure que l'expansion urbaine et le réchauffement climatique exacerbent l'effet d'îlot de chaleur urbain, qui bénéficie aux communautés d'herbivores. Backe *et al.* (2021) ont, quant à eux, montré que le réchauffement urbain favorisait la survie et le développement des chenilles processionnaires, qui font leur cocon sur les pins.

Les champignons et les bactéries

La majorité des micro-organismes sont présents en permanence et, bien que certains soient vecteurs de maladies, d'autres assurent des fonctions diverses telles que la résistance aux pathogènes et la résistance aux stress abiotiques (Vorholt, 2012). L'urbanisation peut induire des modifications dans les communautés microbiennes de la phyllosphère (micro-écosystème de la surface des feuilles). La composition du paysage urbain, l'identité de l'espèce d'arbre et l'exposition à la pollution de l'air semblent expliquer en partie les modifications induites sur les communautés bactériennes de la phyllosphère des arbres urbains (Li *et al.*, 2023 ; Wuyts *et al.*, 2020).

Les glandes nectarifères, les bourgeons floraux et les fleurs

Les nectaires sont des organes pourvus d'une glande qui sécrète le nectar. Les fleurs, en produisant du nectar, sont une source de nourriture pour les organismes dits « nectarivores ». Ces organismes sont généralement plus connus pour le rôle qu'ils jouent dans la pollinisation. Les pollinisateurs, comme les abeilles, apparaissent même comme des êtres emblématiques quand on présente l'arbre en tant que support pour la biodiversité (Mach et Potter, 2018 ; Stevenson *et al.*, 2020).

En allant de fleur en fleur pour consommer le nectar issu des nectaires floraux, les abeilles, les bourdons, les guêpes, les papillons, les coccinelles et même certaines mouches et punaises nectarivores peuvent participer activement à la pollinisation et favoriser la reproduction croisée des végétaux. Dans le milieu urbain, la recherche sur les pollinisateurs et leurs interactions avec les arbres est bien documentée. En tant que source de nourriture, les arbres urbains jouent un rôle important, car leur densité de fleurs par surface dépasse celle de toute espèce herbacée (MacIvor *et al.*, 2014). Le nectar floral des arbres urbains s'avère généralement riche en sucre, ce qui en fait une ressource nutritionnellement équilibrée pour les insectes pollinisateurs (Somme *et al.*, 2016). Plusieurs travaux soulignent la nécessité de mettre en place des pratiques

de planification et de gestion des arbres urbains, et des espaces verts en général, pour soutenir les pollinisateurs de manière plus homogène et durable dans les rues, en fournissant à la fois des ressources alimentaires et des habitats (Daniels *et al.*, 2020 ; Gomes *et al.*, 2023 ; Wenzel *et al.*, 2020).

Malgré la tendance générale qui montre un impact négatif de l'urbanisation sur la biodiversité, les interactions entre les fleurs des arbres urbains et les organismes présentent un cas particulier. En effet, de nombreuses espèces nectarivores semblent plus abondantes et diversifiées en milieu urbain qu'en milieu rural.

Les fruits et les graines

Les fruits constituent une source de nourriture pour un large éventail de la biodiversité dont nous faisons partie. L'approvisionnement alimentaire est désigné comme l'un des services écosystémiques fournis par les forêts urbaines, qui sont composées de nombreux arbres fruitiers. Malgré les inconvénients qu'engendre la présence d'arbres fruitiers en milieu urbain, comme la chute des fruits, il y a dans certaines villes une volonté d'intégrer plus d'arbres fruitiers afin de contribuer à la durabilité socio-environnementale et au bien-être des citadins (Clark et Nicholas, 2013 ; Colinas *et al.*, 2019).

Bon nombre d'études montrent que les arbres fruitiers dans les zones urbaines constituent une ressource alimentaire importante pour l'avifaune. Le sorbier des oiseleurs, avec ses fruits orange en grappe, est un bon candidat pour maintenir les populations d'oiseaux frugivores dans les zones urbaines (Mardiastuti, 2021 ; Suhonen et Jokimäki, 2015). L'utilisation d'arbres d'ornement portant des fruits ou des baies dans la planification urbaine peut aussi induire des contacts plus positifs entre la nature et les habitants (Sullivan *et al.*, 2004). Actuellement, la majorité des arbres fruitiers se trouvent dans les cours et les jardins privés du fait du choix des gestionnaires urbains d'intégrer peu d'arbres fruitiers dans les plantations. Le pourcentage de jardins avec des arbres fruitiers est généralement corrélé positivement à la richesse en espèces d'oiseaux indigènes (Belaire *et al.*, 2014). Les pépins ou les noyaux contenus dans les fruits, ainsi que les graines des arbres consommés par les oiseaux, peuvent aussi être transportés et dispersés (zoochorie). Bien que les oiseaux soient les principaux consommateurs de fruits, certains mammifères (par exemple les chauves-souris) et certains reptiles dépendent également des ressources des arbres fruitiers (Rigacci *et al.*, 2021).

La litière

La litière est la couche supérieure du sol formée par les débris végétaux : feuilles, branches, fragments d'écorce, brindilles qui tombent des étages supérieurs et se décomposent, participant alors à la formation du sol (figure 2.6). Elle constitue une zone d'intersection entre la partie aérienne et la partie souterraine des arbres, et implique une vaste communauté d'organismes. En milieu urbain, les propriétés des litières sont fonction d'éléments particulièrement diversifiés, incluant les espèces d'arbres et leur localité (parcs, jardins, rues, etc.). De nombreux organismes sont présents dans la litière et participent à des processus biologiques tels que la dégradation des composés organiques (Tresch *et al.*, 2019). Laisser les matériaux ligneux en décomposition dans les espaces verts urbains pourrait permettre d'accroître la biodiversité de la litière (Wang et Tong, 2012), notamment les champignons

saprophytes (Kotze et Setälä, 2022). Par ailleurs, pour Kotze *et al.* (2022), « notre succès dans la sauvegarde des fonctions et des processus écosystémiques face à une population humaine de plus en plus dense repose réellement sur "les petites choses qui dirigent le monde" » (traduit de l'anglais).



Figure 2.6. Litière de feuilles d'arbres au sol (© PxHere).

Les mollusques et les arthropodes

Les feuilles et autres débris végétaux qui tombent au sol sont rapidement broyés et consommés par les petits organismes qui s'y trouvent. Les effets de l'urbanisation sur la biodiversité de la litière sont difficiles à généraliser, tant l'écosystème urbain est fragmenté. Une étude a montré que les acariens étaient les plus fréquents dans les forêts des zones modérément urbanisées, tandis que les collemboles étaient plus abondants dans celles des zones fortement urbanisées. En même temps, la richesse en espèces végétales semblait avoir un effet positif sur la décomposition de la litière, en augmentant conjointement la richesse en espèces de la faune du sol et l'activité microbienne (Meyer *et al.*, 2020). Bien que les études soient plus nombreuses sur les communautés de collemboles, la litière des arbres urbains est aussi favorable aux gastéropodes comme les limaces et les escargots (Hodges et McKinney, 2018).

Les champignons et les bactéries

Invisibles mais indispensables, les micro-organismes participent à la décomposition des débris végétaux préalablement broyés par la mésofaune. La composition des communautés bactériennes et fongiques de la litière est directement associée à la complexité de l'habitat et au microclimat, ainsi qu'à leurs effets sur l'état de décomposition de la

litière (Ossola *et al.*, 2017). Bien que présents dans la litière, bactéries et champignons se trouvent majoritairement dans le sol, formant une biodiversité particulièrement riche et remplissant des fonctions biologiques majeures.

⏩ Les interactions souterraines

Les parties souterraines de l'arbre sont certainement les plus mystérieuses : elles sont cachées, piétinées, ignorées. Mais elles ne sont pas en reste concernant leur rôle dans la biodiversité.

Les racines et les sols

Le sol, support des arbres, est l'une des composantes de l'écosystème les plus diversifiées. Il accueille une multitude d'organismes qui interagissent avec les racines des végétaux. Pourtant, ces interactions souterraines ont longtemps été négligées par rapport aux interactions aériennes, et en particulier la manière dont les arbres influent sur la biodiversité. L'activité biologique des sols étant sous l'influence des racines des arbres, ces derniers ont un impact majeur sur les processus biologiques souterrains.

Les arthropodes et les vers

Les zones végétalisées, qui souvent augmentent l'humidité du sol et fournissent des ressources alimentaires, sont primordiales pour assurer le maintien des communautés urbaines de vers de terre (Maréchal *et al.*, 2021 ; Tóth *et al.*, 2020). Dans les parcs urbains soumis à peu de contraintes et de perturbations, une étude a montré que la population de nématodes (vers ronds) avait augmenté avec le temps. La majorité des études souligne toutefois que les sols des zones urbanisées sont moins riches en biodiversité que ceux des zones rurales (Guilland *et al.*, 2018). Globalement, la présence de zones végétalisées avec le moins de perturbations possible est nécessaire à la préservation de la biodiversité souterraine urbaine, qui comprend les vers et les arthropodes (Melliger *et al.*, 2018 ; Melo *et al.*, 2021 ; Milano *et al.*, 2018).

Les champignons et les bactéries

Comme les arthropodes, les micro-organismes sont présents sur et dans tous les compartiments de l'arbre, et ceux présents au niveau racinaire peuvent participer à la croissance des plantes et à la résistance aux perturbations biotiques et abiotiques. La diversité des interactions de la rhizosphère (micro-écosystème de la surface des racines) comprend notamment les relations symbiotiques. Les plus connues sont les interactions mycorhiziennes impliquant les racines d'une plante et les hyphes d'un champignon. En règle générale, les mycorhizes jouent un rôle bénéfique, car elles favorisent l'accès des plantes aux nutriments du sol. L'étude des effets de l'urbanisation sur les mycorhizes est assez récente, et les mécanismes en jeu ne sont pas tous connus. Des études ont démontré que la colonisation mycorhizienne était significativement plus faible chez différentes espèces d'arbres poussant en milieu urbain par rapport aux milieux ruraux (Bainard *et al.*, 2011 ; Rusterholz *et al.*, 2020). Les arbres les moins mycorhizés avaient un taux de survie plus faible. Toutefois, les auteurs n'ont pas identifié les facteurs « urbains » responsables de la réduction de la colonisation fongique mycorhizienne.

L'abondance et la diversité spécifique des arbres influencent directement les communautés microbiennes du sol, mais d'autres critères sont aussi en jeu, comme la diversité

fonctionnelle des arbres ou leur âge. Il a été démontré que l'abondance de champignons était plus importante dans le sol rhizosphérique de vieux arbres feuillus que dans celui des conifères (Francini *et al.*, 2018). De plus, comme pour les vers et les arthropodes, la biomasse microbienne dans les sols des parcs urbains augmente avec le temps quand les sols ne sont pas perturbés (Francini *et al.*, 2018 ; Hui *et al.*, 2017). Le fait même d'être dans le sol peut aussi être un avantage dans les zones urbaines soumises à de nombreuses contraintes, principalement aériennes. En effet, les communautés fongiques déclinent avec l'urbanisation, mais de manière moins intense dans le sol que dans l'air (Abrego *et al.*, 2020).

L'étude de l'impact des arbres sur les communautés microbiennes en est à ses débuts, mais son importance tend à être reconnue, surtout dans le milieu urbain où arbres, humains et autres membres de la biodiversité se côtoient en permanence. Les microbiomes biotiques et l'environnement forment une boucle microbiologique susceptible d'influencer la constitution de tous les organismes vivant au sein d'un écosystème. Ce concept d'éco-holobionte est émergent et pousse les chercheurs à s'intéresser aux micro-organismes urbains avec lesquels l'homme est particulièrement en contact.

⏩ Entre interactions et interconnexions : un vaste réseau trophique

Dans tous les écosystèmes, urbains compris, la biodiversité est intrinsèquement liée à la santé des réseaux trophiques. Or l'urbanisation affecte ces interactions de plusieurs manières. La diminution de la couverture végétale et l'augmentation des ressources d'origine anthropique modifient le comportement des prédateurs et de la faune en général. Par exemple, les chenilles sont plus petites en milieu urbain, ce qui influence la reproduction des mésanges charbonnières urbaines. Aussi, la réduction de la couverture arborée et la fragmentation des zones végétalisées entraînent une diminution des ressources et des refuges disponibles pour de nombreuses espèces. Les arbres non seulement procurent de la nourriture et un abri pour une grande variété d'animaux, mais ils soutiennent également des interactions complexes au sein des réseaux trophiques en hébergeant des insectes, des oiseaux, des petits mammifères, et en fournissant des microhabitats pour la reproduction et la nidification. Le manque d'arbre n'est pas le seul élément qui peut modifier l'équilibre des réseaux trophiques naturels. La présence de l'homme et de ses animaux domestiques, comme les chats, particulièrement problématiques par leur prédation intensive dans certaines villes, peut également affecter la biodiversité. Concevoir des zones urbaines plus semblables aux zones naturelles permettrait de préserver et de maintenir des réseaux trophiques équilibrés entre les différents membres de la biodiversité.

⏩ La biodiversité au-delà des continents mais au cœur des débats

La biodiversité « indésirable » venue d'ailleurs

Ces dernières années, l'accent mis sur la verdure urbaine a conduit à des plantations monospécifiques dans le monde entier (Paquette *et al.*, 2021), avec des conséquences néfastes à l'échelle de l'arbre (maladies, compétition pour les ressources, etc.), mais aussi plus globalement à l'échelle de l'écosystème (épuisement des sols, perte de diversité globale, etc.). Les pertes d'arbres urbains, parfois massives, ont également permis

d'identifier les impacts négatifs du manque de végétation sur les services écosystémiques et sur la biodiversité (Schrader *et al.*, 2021). Les conditions de vie en milieu urbain particulièrement difficiles ont poussé les gestionnaires des villes à planter des espèces végétales exotiques, choisies pour leur résistance aux contraintes urbaines (sécheresse, pollution, etc.) et pour leur croissance rapide (Roloff *et al.*, 2009). La présence d'espèces d'arbres exotiques pose divers problèmes. Ils peuvent par exemple contribuer à introduire d'autres espèces exotiques, animales ou végétales (Newbound *et al.*, 2010). Diverses études soulignent que l'élimination d'arbres indigènes prive la biodiversité de ses sources de nourriture, habitat ou abri. De plus, certaines de ces espèces exotiques sont particulièrement envahissantes et peuvent nuire aux espèces indigènes. Le choix des espèces d'arbres et leurs effets sur la biodiversité suscitent de nombreux débats.

Plus d'exotisme pour plus de diversité et de services écosystémiques ?

Favoriser les espèces indigènes est un objectif largement répandu. Pourtant, diverses études tendent à montrer que la présence d'espèces exotiques peut accroître les services écosystémiques et la biodiversité en milieu urbain. Dans une étude menée à Genève (Suisse), les auteurs ont montré que les arbres indigènes contribuaient légèrement plus aux services de régulation (par exemple qualité de l'air, érosion, maladies, pollinisation) que les exotiques (Schlaepfer *et al.*, 2020). En revanche, pour ce qui est des services culturels (par exemple valeurs esthétiques, écotourisme), la contribution des arbres exotiques est plus importante que celle des arbres indigènes. À Genève, 40 % des arbres sont exotiques, mais ils représentent à eux seuls 90 % de la diversité spécifique, soulignant que la diversité des espèces indigènes est faible. Les fonctions des espèces d'arbres sont souvent considérées comme le critère important pour verdir les villes, plutôt que leurs origines (Davis *et al.*, 2011 ; Sagoff, 2005). Mais le débat persiste : pour Chalker-Scott (2015), « le message est simple et direct : une politique visant à planter uniquement des arbres indigènes réduit considérablement la palette de plantations et, en fin de compte, la biodiversité des zones urbaines » (traduit de l'anglais), tandis que Liu et Slik (2022) concluent en recommandant « aux urbanistes d'encourager la plantation d'un plus grand nombre d'arbres indigènes, d'identifier et d'utiliser davantage d'espèces capables d'attirer la faune et la flore, et de promouvoir ainsi la biodiversité dans les villes, en particulier dans les régions chaudes et en développement à forte densité de population » (traduit de l'anglais).

⏩ Conclusion

La biodiversité, du plus petit des organismes au plus grand, permet aux écosystèmes de fournir d'innombrables services essentiels pour les populations humaines. « L'amélioration de la biodiversité dans les écosystèmes urbains peut avoir un impact positif sur la qualité de vie et l'éducation des citadins, et favoriser ainsi la préservation de la biodiversité dans les écosystèmes naturels » (traduit de l'anglais, Savard *et al.*, 2000). Pourtant, l'intensification actuelle des activités anthropiques (activités attribuables aux humains) provoque une diminution globale de la biodiversité (Ripple *et al.*, 2017). Aujourd'hui, la plupart des écosystèmes subissent des perturbations constantes liées aux modifications directes de l'habitat et aux effets indirects du changement global sur les conditions abiotiques. Les pertes de biodiversité, et donc des services qu'elle nous procure, menacent les écosystèmes et les êtres qui y vivent, humains compris

(Anderson-Teixeira, 2018). Par ailleurs, aucun écosystème n'évolue et ne se développe aussi rapidement que l'écosystème urbain. Il est estimé que les personnes vivant en ville représenteront plus de 70 % de la population mondiale dans les trente prochaines années (World Health Statistics, 2016). La synergie entre perte de biodiversité globale et urbanisation pourrait affecter la santé des populations humaines, entraînant alors des coûts substantiels de santé pour la société (Sandifer *et al.*, 2015). Ainsi, les villes doivent accorder une place prépondérante aux arbres, qui supportent et constituent une part considérable de la biodiversité.

⏩ Références bibliographiques

Abrego N., Crosier B., Somervuo P., Ivanova N., Abrahamyan A. *et al.*, 2020. Fungal communities decline with urbanization: More in air than in soil. *ISME Journal*, 14 (11), 2806-2815. https://doi.org/10.1038/s41396-020-0732-1

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

Anderson-Teixeira K.J., 2018. Prioritizing biodiversity and carbon. *Nature Climate Change*, 8 (8), 667-668. https://doi.org/10.1038/s41558-018-0242-6

Backe K., Rousselet J., Bernard A., Frank S., Roques A., 2021. Human health risks of invasive caterpillars increase with urban warming. *Landscape Ecology*, 36 (5), 1475-1487. https://doi.org/10.1007/s10980-021-01214-w

Bainard L.D., Klironomos J.N., Gordon A.M., 2011. The mycorrhizal status and colonization of 26 tree species growing in urban and rural environments. *Mycorrhiza*, 21 (2), 91-96. https://doi.org/10.1007/s00572-010-0314-6

Beasley D.A.E., Penick C.A., Boateng N.S., Menninger H.L., Dunn R.R., 2018. Urbanization disrupts latitude-size rule in 17-year cicadas. *Ecology and Evolution*, 8 (5), 2534-2541. https://doi.org/10.1002/ece3.3879

Belaire J.A., Whelan C.J., Minor E.S., 2014. Having our yards and sharing them too: The collective effects of yards on native bird species in an urban landscape. *Ecological Applications*, 24 (8). https://www.census.gov/acs/www/data_documentation/

Bovyn R.A., Lordon M.C., Grecco A.E., Leeper A.C., LaMontagne J.M., 2019. Tree cavity availability in urban cemeteries and city parks. *Journal of Urban Ecology*, 5 (1). https://doi.org/10.1093/jue/juy030

Braiterman J., 2011. City branding through new green spaces. *In: City Branding* (K. Dinnie, ed.), Palgrave Macmillan, 70-81.

Chalker-Scott L., 2015. Nonnative, noninvasive woody species can enhance urban landscape biodiversity. *Arboriculture and Urban Forestry*, 41 (4), 173-186. International Society of Arboriculture. https://doi.org/10.48044/jauf.2015.017

Chatelain M., Rüdisser J., Traugott M., 2023. Urban-driven decrease in arthropod richness and diversity associated with group-specific changes in arthropod abundance. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 11. https://doi.org/10.3389/fevo.2023.980387

Chaudhuri S., Roy M., 2023. Global ambient air quality monitoring: Can mosses help? A systematic meta-analysis of literature about passive moss biomonitoring. *Environment, Development and Sustainability*, 26, 5735-5773. https://doi.org/10.1007/s10668-023-03043-0

Chaves Ó.M., Júnior J.C.S., Buss G., Hirano Z.M.B., Jardim M M.A. *et al.*, 2022. Wildlife is imperiled in peri-urban landscapes: Threats to arboreal mammals. *Science of the Total Environment*, 821, 152883. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152883

Clark K.H., Nicholas K.A., 2013. Introducing urban food forestry: A multifunctional approach to increase food security and provide ecosystem services. *Landscape Ecology*, 28 (9), 1649-1669. https://doi.org/10.1007/s10980-013-9903-z

Colinas J., Bush P., Manaugh K., 2019. The socio-environmental impacts of public urban fruit trees: A Montreal case-study. *Urban Forestry and Urban Greening*, 45, 126132. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2018.05.002

Cooper D.S., Wood E.M., Katz N.D., Superfisky K., Osborn F.M. *et al.*, 2021. Large cities fall behind in "neighborhood biodiversity." *Frontiers in Conservation Science*, 2. https://doi.org/10.3389/fcosc.2021.734931

Dale A.G., Frank S.D., 2014. The effects of urban warming on herbivore abundance and street tree condition. *PLOS One*, 9 (7). https://doi.org/10.1371/journal.pone.0102996

Daniels B., Jedamski J., Ottermanns R., Ross-Nickoll M., 2020. A "plan bee" for cities: Pollinator diversity and plant-pollinator interactions in urban green spaces. *PLOS One*, 15 (7), e0235492. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0235492

Daniels T.L., 2009. A trail across time: American environmental planning from city beautiful to sustainability. *Journal of the American Planning Association*, 75 (2), 178-192. https://doi.org/10.1080/01944360902748206

Davis M.A., Chew M.K., Hobbs R.J., Lugo A.E., Ewel J.J. *et al.*, 2011. Don't judge species on their origins. *Nature*, 474, 153-154.

Francini G., Hui N., Jumpponen A., Kotze D.J., Romantschuk M. *et al.*, 2018. Soil biota in boreal urban greenspace: Responses to plant type and age. *Soil Biology and Biochemistry*, 118, 145-155. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.11.019

Fröhlich A., Ciach M., 2020a. Dead tree branches in urban forests and private gardens are key habitat components for woodpeckers in a city matrix. *Landscape and Urban Planning*, 202, 103869.

https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2020.103869

Fröhlich A., Ciach M., 2020b. Dead wood resources vary across different types of urban green spaces and depend on property prices. *Landscape and Urban Planning*, 197. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2020.103747

Gomes I.N., Bosenbecker C., Silva V.H.D., Cardoso J.C.F., Pena J.C. *et al.*, 2023. Spatiotemporal availability of pollinator attractive trees in a tropical streetscape: Unequal distribution for pollinators and people. *Urban Forestry and Urban Greening*, 83, 127900. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2023.127900

Gosselin M., Fourcin D., Dumas Y., Gosselin F., Korboulewsky N. *et al.*, 2017. Influence of forest tree species composition on bryophytic diversity in mixed and pure pine (*Pinus sylvestris* L.) and oak (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) stands. *Forest Ecology and Management*, 406, 318-329. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.09.067

Großmann J., Pyttel P., Bauhus J., Lecigne B., Messier C., 2020. The benefits of tree wounds: Microhabitat development in urban trees as affected by intensive tree maintenance. *Urban Forestry and Urban Greening*, 55, 126817. https://doi.org/10.1016/J.UFUG.2020.126817

Gu J., Song X., Liao Y., Ye Y., Wang R. *et al.*, 2022. Tree species drive the diversity of epiphytic bryophytes in the Alpine forest ecosystem: A case study in Tibet. *Forests*, 13 (12). https://doi.org/10.3390/f13122154

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

Habibullah M.S., Din B.H., Tan S.H., Zahid H., 2022. Impact of climate change on biodiversity loss: Global evidence. *Environmental Science and Pollution Research*, 29 (1), 1073-1086. https://doi.org/10.1007/s11356-021-15702-8

Hodges M.N., McKinney M.L., 2018. Urbanization impacts on land snail community composition. *Urban Ecosystems*, 21 (4), 721-735. https://doi.org/10.1007/s11252-018-0746-x

Hohl D., Stoycheva T., Kilgour R.J., Anderson E.C., LaMontagne J.M., 2023. Changes over time in tree cavity availability across urban habitats. *Urban Forestry and Urban Greening*, 84, 127926. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2023.127926

Hui N., Jumpponen A., Francini G., Kotze D.J., Liu X. *et al.*, 2017. Soil microbial communities are shaped by vegetation type and park age in cities under cold climate. *Environmental Microbiology*, 19 (3), 1281-1295. https://doi.org/10.1111/1462-2920.13660

Korányi D., Egerer M., Rusch A., Szabó B., Batáry P., 2022. Urbanization hampers biological control of insect pests: A global meta-analysis. *Science of the Total Environment*, 834. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155396

Korányi D., Szigeti V., Mezőfi L., Kondorosy E., Markó V., 2021. Urbanization alters the abundance and composition of predator communities and leads to aphid outbreaks on urban trees. *Urban Ecosystems*, 24 (3), 571-586. https://doi.org/10.1007/s11252-020-01061-8

Korhonen A., Siitonen J., Kotze D.J., Immonen A., Hamberg L., 2020. Stand characteristics and dead wood in urban forests: Potential biodiversity hotspots in managed boreal landscapes. *Landscape and Urban Planning*, 201. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2020.103855

Kotze D.J., Setälä H., 2022. Urbanisation differently affects decomposition rates of recalcitrant woody material and labile leaf litter. *Urban Ecosystems*, 25, 65-74. https://doi.org/10.1007/s11252-021-01125-3/Published

Kotze D.J., Lowe E.C., MacIvor J.S., Ossola A., Norton B.A. *et al.*, 2022. Urban forest invertebrates: How they shape and respond to the urban environment. *Urban Ecosystems*, 25 (6), 1589-1609. https://doi.org/10.1007/s11252-022-01240-9

Kronenberg J., Mieszkowicz J., 2011. Planting trees for publicity: How much are they worth? *Sustainability*, 3 (7), 1022-1034. https://doi.org/10.3390/su3071022

LaMontagne J.M., Kilgour R.J., Anderson E.C., Magle S., 2015. Tree cavity availability across forest, park, and residential habitats in a highly urban area. *Urban Ecosystems*, 18 (1), 151-167. https://doi.org/10.1007/s11252-014-0383-y

Le Roux D.S., Ikin K., Lindenmayer D.B., Manning A.D., Gibbons P., 2014. The future of large old trees in urban landscapes. *PLOS One*, 9 (6), 99403. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0099403.g001

Li J., Jin M.-K., Neilson R., Hu S.-L., Tang Y.-J. *et al.*, 2023. Plant identity shapes phyllosphere microbiome structure and abundance of genes involved in nutrient cycling. *Science of the Total Environment*, 865, 161245. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.161245

Liu J., Slik F., 2022. Are street trees friendly to biodiversity? *Landscape and Urban Planning*, 218. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2021.104304

Livesley S.J., McPherson E.G., Calfapietra C., 2016. The urban forest and ecosystem services: Impacts on urban water, heat, and pollution cycles at the tree, street, and city scale. *Journal of Environmental Quality*, 45 (1), 119-124. https://doi.org/10.2134/jeq2015.11.0567

Luley C., 2012. Potential decay indicators. *Arborist News*, 18-20.

Luley C.J., Nowak D.J., Greenfield E.J., 2009. Frequency and severity of trunk decay in street tree maples in four New York cities. *Arboriculture and Urban Forestry*, 35 (2), 94-99.

Lyu X., Chang L., Lu Z., Li J., 2023. The ability of three climbing plant species to capture particulate matter and their physiological responses at different environmental sampling sites. *Frontiers in Environmental Science*, 10. https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.1084902

MacArthur-Waltz D.J., Nelson R.A., Lee G., Gordon D.M., 2021. Tree preference and temporal activity patterns for a native ant community in an urbanized California woodland. *Journal of Insect Behavior*, 34 (4), 211-222. https://doi.org/10.1007/s10905-021-09778-w

Mach B.M., Potter D.A., 2018. Quantifying bee assemblages and attractiveness of flowering woody landscape plants for urban pollinator conservation. *PLOS One*, 13 (12), e0208428. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0208428

MacIvor J.S., Cabral J.M., Packer L., 2014. Pollen specialization by solitary bees in an urban landscape. *Urban Ecosystems*, 17 (1), 139-147. https://doi.org/10.1007/s11252-013-0321-4

Mardiastuti A., 2021. Urban trees to attract wild birds in a tropical urban residential complex in Sentul, West Java, Indonesia. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 918 (1). https://doi.org/10.1088/1755-1315/918/1/012003

Maréchal J., Hoeffner K., Marié X., Cluzeau D., 2021. Response of earthworm communities to soil engineering and soil isolation in urban landscapes. *Ecological Engineering*, 169, 106307. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2021.106307

Marlès Magre J., Boada Juncà M., Campanera J.M., Bach Pagès A., Ruiz Mallén I. *et al.*, 2019. How urban green management is influencing passerine birds' nesting in the Mediterranean: A case study in a Catalan city. *Urban Forestry and Urban Greening*, 41, 221-229. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2019.03.012

Marselle M.R., Lindley S.J., Cook P.A., Bonn A., 2021. Biodiversity and health in the urban environment. *Current Environmental Health Reports*, 8, 146-156. https://doi.org/10.1007/s40572-021-00313-9/Published

Matos P., Vieira J., Rocha B., Branquinho C., Pinho P., 2019. Modeling the provision of air-quality regulation ecosystem service provided by urban green spaces using lichens as ecological indicators. *Science of the Total Environment*, 665, 521-530. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.023

Matteson K.C., Ascher J.S., Langellotto G.A., 2008. Bee richness and abundance in New York City urban gardens. *Annals of the Entomological Society of America*, 101 (1), 140-150. https://doi.org/10.1603/0013-8746(2008)101[140:BRAAIN]2.0.CO;2

Melliger R.L., Braschler B., Rusterholz H.P., Baur B., 2018. Diverse effects of degree of urbanisation and forest size on species richness and functional diversity of plants, and ground surface-active ants and spiders. *PLOS One*, 13 (6). https://doi.org/10.1371/journal.pone.0199245

Melo T.S., Moreira E.F., Lopes M.V.A., Andrade A.R.S., Brescovit A.D. *et al.*, 2021. Influence of urban landscape on ants and spiders richness and composition in forests. *Neotropical Entomology*, 50 (1), 32-45. https://doi.org/10.1007/s13744-020-00824-4

Mendonça-Santos R.G., Antoniazzi R., Camarota F., dos Reis Y.T., Viana-Junior A.B., 2023. Scattered trees as crucial elements in maintaining urban diversity: A case study with canopy ants in a biodiversity hotspot. *Acta Oecologica*, 118, 103894. https://doi.org/10.1016/j.actao.2023.103894

Meyer S., Rusterholz H.P., Salamon J.A., Baur B., 2020. Leaf litter decomposition and litter fauna in urban forests: Effect of the degree of urbanisation and forest size. *Pedobiologia*, 78. https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2019.150609

Milano V., Maisto G., Baldantoni D., Bellino A., Bernard C. *et al.*, 2018. The effect of urban park landscapes on soil Collembola diversity: A Mediterranean case study. *Landscape and Urban Planning*, 180, 135-147. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2018.08.008

Nali C., Lorenzini G., 2009. Residents' perception of tree diseases in the urban environment. *Arboriculture and Urban Forestry*, 35 (2), 87-93.

Newbound M., Mccarthy M.A., Lebel T., 2010. Fungi and the urban environment: A review. *Landscape and Urban Planning*, 96 (3), 138-145. https://doi.org/10.1016/J.LANDURBPLAN.2010.04.005

Nguyen H.Q., Andersen D.K., Kim Y., Jang Y., 2018. Urban heat island effect on cicada densities in metropolitan Seoul. *PeerJ*, (1). https://doi.org/10.7717/peerj.4238

Nguyen H.Q., Serret H., Bae Y., Ji S., Chae S. *et al.*, 2020. Not all cicadas increase thermal tolerance in response to a temperature gradient in metropolitan Seoul. *Scientific Reports*, 10 (1). https://doi.org/10.1038/s41598-020-58276-0

Ochimaru T., Fukuda K., 2007. Changes in fungal communities in evergreen broad-leaved forests across a gradient of urban to rural areas in Japan. *Canadian Journal of Forest Research*, 37 (2), 247-258. https://doi.org/10.1139/X06-293

Oke C., Bekessy S.A., Frantzeskaki N., Bush J., Fitzsimons J.A. *et al.*, 2021. Cities should respond to the biodiversity extinction crisis. *Npj Urban Sustainability*, 1 (1). https://doi.org/10.1038/s42949-020-00010-w

Ossola A., Aponte C., Hahs A.K., Livesley S.J., 2017. Contrasting effects of urban habitat complexity on metabolic functional diversity and composition of litter and soil bacterial communities. *Urban Ecosystems*, 20 (3), 595-607. https://doi.org/10.1007/s11252-016-0617-2

Paquette A., Sousa-Silva R., Maure F., Cameron E., Belluau M. *et al.*, 2021. Praise for diversity: A functional approach to reduce risks in urban forests. *Urban Forestry and Urban Greening*, 62. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2021.127157

Pastorelli R., De Meo I., Lagomarsino A., 2022. The necrobiome of deadwood: The life after death. *Ecologies*, 4 (1), 20-38. https://doi.org/10.3390/ecologies4010003

Pinho P., Casanelles-Abella J., Luz A.C., Kubicka A.M., Branquinho C. *et al.*, 2021. Research agenda on biodiversity and ecosystem functions and services in European cities. *Basic and Applied Ecology*, 53, 124-133. https://doi.org/10.1016/j.baae.2021.02.014

Pinho P., Moretti M., Luz A.C., Grilo F., Vieira J. *et al.*, 2017. Biodiversity as support for ecosystem services and human wellbeing. *In: The Urban Forest. Future City*, (7) (D. Pearlmutter *et al.*, eds), Springer, Cham, 67-78. https://doi.org/10.1007/978-3-319-50280-9_8

Printz L., Tschapka M., Vogeler A., 2021. The common noctule bat (*Nyctalus noctula*): Population trends from artificial roosts and the effect of biotic and abiotic parameters on the probability of occupation. *Journal of Urban Ecology*, 7 (1). https://doi.org/10.1093/jue/juab033

Raymond-Léonard L.J., Bouchard M., Handa I.T., 2020. Dead wood provides habitat for springtails across a latitudinal gradient of forests in Quebec, Canada. *Forest Ecology and Management*, 472, 118237. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118237

Redolfi De Zan L., Rossi de Gasperis S., Fiore L., Battisti C., Carpaneto G.M., 2017. The importance of dead wood for hole-nesting birds: A two years study in three beech forests of central Italy. *Israel Journal of Ecology and Evolution*, 63 (1), 19-27. https://doi.org/10.1080/15659801.2016.1191168

Rigacci E.D.B., Paes N.D., Félix G.M., Silva W.R., 2021. The resilient frugivorous fauna of an urban forest fragment and its potential role in vegetation enrichment. *Urban Ecosystems*, 24 (5), 943-958. https://doi.org/10.1007/s11252-020-01080-5

Ripple W.J., Chapron G., López-Bao V., Durant S.M., Macdonald D.W. *et al.*, 2017. Conserving the world's megafauna and biodiversity: The fierce urgency of now. *BioScience*, 67 (3). https://doi.org/10.1093/biosci/biw168

Rocha E.A., Fellowes M.D.E., 2020. Urbanisation alters ecological interactions: Ant mutualists increase and specialist insect predators decrease on an urban gradient. *Scientific Reports*, 10 (1), 6406. https://doi.org/10.1038/s41598-020-62422-z

Roloff A., Korn S., Gillner S., 2009. The Climate-Species-Matrix to select tree species for urban habitats considering climate change. *Urban Forestry and Urban Greening*, 8 (4), 295-308. https://doi.org/10.1016/J.UFUG.2009.08.002

Rusterholz H.P., Studer M., Zwahlen V., Baur B., 2020. Plant-mycorrhiza association in urban forests: Effects of the degree of urbanisation and forest size on the performance of sycamore (*Acer pseudoplatanus*) saplings. *Urban Forestry and Urban Greening*, 56. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2020.126872

Sagoff M., 2005. Do non-native species threaten the natural environment? *Journal of Agricultural and Environmental Ethics*, 18 (3), 215-236. https://doi.org/10.1007/s10806-005-1500-y

Sandifer P.A., Sutton-Grier A.E., Ward B.P., 2015. Exploring connections among nature, biodiversity, ecosystem services, and human health and well-being: Opportunities to enhance health and biodiversity conservation. *Ecosystem Services*, 12, 1-15. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.12.007

Sattler T., Obrist M.K., Duelli P., Moretti M., 2011. Urban arthropod communities: Added value or just a blend of surrounding biodiversity? *Landscape and Urban Planning*, 103 (3-4), 347-361. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.08.008

Savard J.-P.L., Clergeau P., Mennechez G., 2000. Biodiversity concepts and urban ecosystems. *Landscape and Urban Planning*, 48, 131-142.

Schlaepfer M.A., Guinaudeau B.P., Martin P., Wyler N., 2020. Quantifying the contributions of native and non-native trees to a city's biodiversity and ecosystem services. *Urban Forestry and Urban Greening*, 56. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2020.126861

Schmidt O., Gaiser O., Dujesiefken D., 2012. Molecular identification of decay fungi in the wood of urban trees. *European Journal of Forest Research*, 131 (3), 885-891. https://doi.org/10.1007/s10342-011-0562-9

Schrader G., Baker R., Baranchikov Y., Dumouchel L., Knight K.S. *et al.*, 2021. How does the Emerald Ash Borer (*Agrilus planipennis*) affect ecosystem services and biodiversity components in invaded areas? *EPPO Bulletin*, 51 (1), 216-228. https://doi.org/10.1111/epp.12734

Seibold S., Bässler C., Brandl R., Gossner M.M., Thorn S. *et al.*, 2015. Experimental studies of dead-wood biodiversity: A review identifying global gaps in knowledge. *Biological Conservation*, 191, 139-149. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.06.006

Simkin R.D., Seto K.C., Mcdonald R.I., Jetz W., 2022. Biodiversity impacts and conservation implications of urban land expansion projected to 2050. *PNAS*, 119, 1-10. https://doi.org/10.1073/pnas.2117297119/-/DCSupplemental

Somme L., Moquet L., Quinet M., Vanderplanck M., Michez D. *et al.*, 2016. Food in a row: Urban trees offer valuable floral resources to pollinating insects. *Urban Ecosystems*, 19 (3), 1149-1161. https://doi.org/10.1007/s11252-016-0555-z

Sousa-Silva R., Duflos M., Ordóñez Barona C., Paquette A., 2023. Keys to better planning and integrating urban tree planting initiatives. *Landscape and Urban Planning*, 231, 104649. https://doi.org/10.1016/J.LANDURBPLAN.2022.104649

Stagoll K., Lindenmayer D.B., Knight E., Fischer J., Manning A.D., 2012. Large trees are keystone structures in urban parks. *Conservation Letters*, 5 (2), 115-122. https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2011.00216.x

Stahlschmidt Z.R., Johnson D., 2018. Moving targets: Determinants of nutritional preferences and habitat use in an urban ant community. *Urban Ecosystems*, 21 (6), 1151-1158. https://doi.org/10.1007/s11252-018-0796-0

Stemmelen A., Paquette A., Benot M.-L., Kadiri Y., Jactel H. *et al.*, 2022. Insect herbivory on urban trees: Complementary effects of tree neighbours and predation. *Peer Community Journal*, 2 (e22), 1-16. https://doi.org/10.24072/pci

Stevenson P.C., Bidartondo M.I., Blackhall-Miles R., Cavagnaro T.R., Cooper A. *et al.*, 2020. The state of the world's urban ecosystems: What can we learn from trees, fungi, and bees? *Plants People Planet*, 2 (5), 482-498. https://doi.org/10.1002/ppp3.10143

Suhonen J., Jokimäki J., 2015. Fruit removal from rowanberry (*Sorbus aucuparia*) trees at urban and rural areas in Finland: A multi-scale study. *Landscape and Urban Planning*, 137, 13-19. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.12.012

Sullivan W.C., Kuo F.E., DePooter S.F., 2004. The fruit of urban nature: Vital neighborhood spaces. *Environment and Behavior*, 36 (5), 678-700. https://doi.org/10.1177/0193841X04264945

Theodorou P., 2022. The effects of urbanisation on ecological interactions. *Current Opinion in Insect Science*, 52, 100922. https://doi.org/10.1016/J.COIS.2022.100922

Tóth Z., Szlavecz K., Epp Schmidt D.J., Hornung E., Setälä H. *et al.*, 2020. Earthworm assemblages in urban habitats across biogeographical regions. *Applied Soil Ecology*, 151, 103530. https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2020.103530

Treby D.L., Castley J.G., 2015. Distribution and abundance of hollow-bearing trees in urban forest fragments. *Urban Forestry and Urban Greening*, 14 (3), 655-663. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2015.06.004

Tresch S., Frey D., Le Bayon R.C., Zanetta A., Rasche F. *et al.*, 2019. Litter decomposition driven by soil fauna, plant diversity and soil management in urban gardens. *Science of the Total Environment*, 658, 1614-1629. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.235

Tyrväinen L., Silvennoinen H., Kolehmainen O., 2003. Ecological and aesthetic values in urban forest management. *Urban Forestry and Urban Greening*, 1 (3), 135-149. https://doi.org/10.1078/1618-8667-00014

Vorholt J.A., 2012. Microbial life in the phyllosphere. *Nature Reviews Microbiology*, 10 (12), 828-840. https://doi.org/10.1038/nrmicro2910

Wang J., Tong X., 2012. Species diversity, seasonal dynamics, and vertical distribution of litterdwelling thrips in an urban forest remnant of South China. *Journal of Insect Science*, 12. https://doi.org/10.1673/031.012.6701

Wenzel A., Grass, I., Belavadi V.V, Tscharntke T., 2020. How urbanization is driving pollinator diversity and pollination: A systematic review. *Biological Conservation*, 241, 108321. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108321

Wilby R.L., Perry G.L.W., 2006. Climate change, biodiversity and the urban environment: A critical review based on London, UK. *Progress in Physical Geography*, 30 (1), 73-98. https://doi.org/10.1191/0309133306pp470ra

Winchell K.M., Carlen E.J., Puente-Rolón A.R., Revell L.J., 2018. Divergent habitat use of two urban lizard species. *Ecology and Evolution*, 8 (1), 25-35. https://doi.org/10.1002/ece3.3600

World Health Organization, 2016. *World Health Statistics*. https://www.who.int/docs/default-source/gho-documents/world-health-statistic-reports/world-heatlth-statistics-2016

Wuyts K., Smets W., Lebeer S., Samson R., 2020. Green infrastructure and atmospheric pollution shape diversity and composition of phyllosphere bacterial communities in an urban landscape. *FEMS Microbiology Ecology*, 96 (1), fiz173. https://doi.org/10.1093/femsec/fiz173

Yamazaki K., Kitamoto T., Yariyama Y., Sugiura S., 2007. An analysis of spatial distribution in the exotic slug caterpillar *Parasa lepida* (Cramer) (Lepidoptera: Limacodidae) at an urban coastal site in central Japan. *Pan-Pacific Entomologist*, 83 (3), 193-199. https://doi.org/10.3956/0031-0603-83.3.193

Yang S., Limpens J., Sterck F.J., Sass-Klaassen U., Cornelissen J.H.C. *et al.*, 2021. Dead wood diversity promotes fungal diversity. *Oikos*, 130 (12), 2202-2216. https://doi.org/10.1111/oik.08388

Zari M.P., 2018. The importance of urban biodiversity: An ecosystem services approach. *Biodiversity International Journal*, 2 (4), 357-360. https://doi.org/10.15406/bij.2018.02.00087

Żołnierz L., Fudali E., Szymanowski M., 2022. Epiphytic bryophytes in an urban landscape: Which factors determine their distribution, species richness, and diversity? A case study in Wroclaw, Poland. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 19 (10). https://doi.org/10.3390/ijerph19106274

Chapitre 3

La diversité des forêts urbaines

Serge Muller

La forêt urbaine d'aujourd'hui est le résultat d'une longue évolution de la relation entre les humains, comme individus et comme sociétés, et les arbres, souvent considérés comme des emblèmes de la nature. L'éclairage historique du chapitre précédent permet d'appréhender la diversité de la forêt urbaine dans les formes qu'elle prend et dans son hétérogénéité au sein des villes. Dans ce chapitre, nous proposons de caractériser cette hétérogénéité et de la décrire de manière objective pour en proposer une approche comparative entre métropoles de manière à esquisser une compréhension de son importance écologique et sociale, deux aspects qui seront développés en détail dans les chapitres suivants.

⏩ Qu'est-ce que la forêt urbaine ? Définition, historique et état des lieux

Le concept de forêt urbaine a été élaboré et développé en Amérique du Nord (voir introduction). Il est étroitement associé à la notion de « foresterie urbaine », que Jorgensen (1974) a définie comme « un secteur spécialisé des sciences forestières dont l'objectif est la culture et la gestion des arbres en vue d'assurer leur contribution actuelle et future au bien-être physiologique, social et économique de la société urbaine. Sont inclus dans cette contribution les bienfaits environnementaux, les activités récréatives et l'utilité publique des arbres ». On note au passage que les arbres urbains étaient déjà perçus sous l'angle des services écosystémiques en 1974, plus de trente ans avant que cette notion ne soit formalisée (voir chapitres 4 et 5). Une première conférence canadienne sur la foresterie urbaine (CCFU) a été organisée à Winnipeg en 1993. Elle a été renouvelée approximativement tous les deux ans[6], la 14e CCFU ayant eu lieu à Charlottetown, à l'Île-du-prince-Édouard, du 3 au 5 octobre 2022[7]. Une stratégie canadienne sur la forêt urbaine a été élaborée dans ce contexte par le Réseau canadien de la forêt urbaine (RCFU), la 3e étant en cours pour la période 2019-2024.

Aux États-Unis, le service forestier du ministère de l'Agriculture a publié, sous la coordination de David J. Nowak, de nombreuses monographies des forêts urbaines

6. https://arbrescanada.ca/recherche-et-engagement/conference-canadienne-sur-la-foret-urbaine/
7. https://venuewest.eventsair.com/ccfu-2022/

de grandes villes américaines, comme Philadelphie et San Francisco en 2007, New York en 2009, ou Chicago et Scranton en 2010. Ces monographies présentent également des évaluations de la valeur des services écosystémiques rendus par ces forêts urbaines.

Cette approche globale a également été développée sur le continent asiatique, comme en Chine, au Japon et en Corée du Sud. La Chine affiche ainsi un important programme de développement de forêts urbaines pour les prochaines décennies (Li *et al.*, 2015 ; Cheng et Li, 2021).

En Nouvelle-Zélande, M.D. Wilcox a publié en 2012 un ouvrage sur la forêt urbaine de la ville d'Auckland (*Auckland's Remarkable Urban Forest*). En Australie, la ville de Melbourne a également adopté en 2011 une stratégie pour une forêt urbaine[8].

Quelques essais ont aussi été développés pour des villes africaines, à l'exemple du Nigeria (Dangulla *et al.*, 2020).

La plupart des grandes villes européennes ont également pris conscience de l'importance des forêts urbaines et mis en place au cours des dernières années des politiques de développement des peuplements ligneux en ville. Ainsi, la ville de Londres a établi en 2020 un plan de développement de la forêt urbaine (London Urban Forest Plan[9]).

Un premier forum mondial sur les forêts urbaines a été organisé par la FAO à Mantoue en Italie en novembre 2018, suivi par un deuxième à Washington en novembre 2023[10].

⏩ Une évaluation globale de la forêt urbaine

Toute approche comparative requiert un outil de mesure permettant d'objectiver des différences. Deux outils sont principalement utilisés : l'indice de canopée et l'indice de verdissement.

L'indice de canopée

La situation des villes vis-à-vis de leur forêt urbaine peut être comparée grâce à l'indice de canopée de la ville, correspondant au rapport entre la somme des projections au sol des couronnes des arbres de plus de 3 m de hauteur et la superficie totale de la zone urbaine prise en compte (Boyce, 2011). Cet indice de canopée a été développé outre-Atlantique et est très utilisé dans les villes des États-Unis (Nowak *et al.*, 2007a ; 2007b ; 2007c ; 2010) et du Canada (Boyce, 2011). Cette approche globale a également été adoptée dans d'autres grandes villes dans le monde. Ainsi, à l'occasion d'une évaluation des états de référence sur la canopée urbaine, l'agence d'urbanisme de l'aire métropolitaine lyonnaise (Urba-Lyon) a comparé en 2019 les indices de canopée de 21 grandes villes, avec des résultats variant entre 13 % à Melbourne et 56 % à Canberra, deux villes d'Australie. Pour Paris (105 km^2 intra-muros), l'indice a été calculé en 2019 à partir de photos aériennes de 2015 à l'occasion de l'élaboration du Plan arbre 2021-2026. Le résultat est de 14,03 % sans les bois de Boulogne et de Vincennes, et de 21,28 % avec les deux bois. Le tableau 3.1 propose une comparaison des indices de canopée d'un échantillon de métropoles avec des surfaces et des densités de populations différentes.

8. https://www.melbourne.vic.gov.au/sitecollectiondocuments/urban-forest-strategy.pdf
9. https://www.london.gov.uk/sites/default/files/londonurbanforestplan_final.pdf
10. https://www.fao.org/silva-mediterranea/resources/news/detail/urban-forestry---placeholder/fr

Tableau 3.1. Comparaison d'indices de canopée pour des villes européennes et nord-américaines.

Ville	Nombre d'habitants (millions)	Superficie (km^2)	Nombre d'arbres*	Canopée (%)	Source
Paris (avec les bois de Boulogne et de Vincennes)	2,1	105	500 000	21	APUR, 2023
Barcelone	1,6	102	166 000	25,2	UrbaLyon, 2019
Londres	8,67	1 772	727 000	21,9	UrbaLyon, 2019
Montréal	1,7	431	325 000	20,3	Boyce, 2011
New York	8,63	1 214	5 200 000	20,9	Nowak *et al.*, 2007a
Vancouver	0,631	115	440 000	18	UrbaLyon, 2019
Toronto	2,7	630	569 000	28	UrbaLyon, 2019
Lyon Métropole	1,4	534	3 000 000	27	UrbaLyon, 2019
Strasbourg (avec les forêts suburbaines)	0,29	78	588 000	26	Selmi, 2014
San Francisco	0,815	121	669 000	11,9	Nowak *et al.*, 2007c
Chicago	2,7	607	3 600 000	17,2	Nowak *et al.*, 2010
Philadelphie	1,5	367	2 100 000	15,7	Nowac *et al.*, 2007b

* Le nombre des arbres est évalué de manières assez différentes selon les villes, en y incluant ou non ceux des espaces non publics et des forêts suburbaines.

L'intérêt de l'indice de canopée est aussi de pouvoir présenter des objectifs d'accroissement de cette canopée. Ainsi, la métropole de Lyon a l'objectif de faire passer l'indice de 27 à 30 % d'ici à 2030 grâce à la plantation de 300 000 arbres. Pour Paris, le Plan biodiversité 2018-2024 prévoit d'accroître cet indice de 1 % d'ici 2024 et de 2 % d'ici 2030, par rapport à l'état de référence établi sur les données de 2015 (Ville de Paris, 2021). De même, en 2020, l'Eurométropole de Strasbourg a fixé pour objectif dans son Plan canopée de passer, pour la ville de Strasbourg (7 835 ha), d'un indice de 26 % en 2015 à un indice de 30 % à l'échéance 2050 grâce à la plantation nouvelle de 305 ha d'espace boisé (soit 27 445 arbres à houppier moyen) et, pour l'Eurométropole (31 600 ha), d'un indice de 20 à 30 % en créant 3 065 ha de canopée (soit 275 000 arbres à houppier moyen). Pour l'agglomération de Montréal, un des objectifs du Plan de développement durable adopté en 2010 a été d'améliorer les infrastructures vertes en faisant passer l'indice de canopée de 20 à 25 % d'ici 2025. Pour ce faire, la création de 2 333 ha supplémentaires de canopée a été jugée nécessaire (Boyce, 2014).

L'indice de verdissement, ou *green view index*

Un autre outil d'évaluation du couvert ligneux urbain — le *green view index* (ou indice de verdissement) — a récemment été mis au point par des chercheurs du Massachusetts Institute of Technology (dans le cadre de leur projet Treepedia[11]) à partir

11. https://senseable.mit.edu/treepedia

de l'outil d'observation des rues de Google, ou Google Street View (Li *et al.*, 2015 ; Seiferling *et al.*, 2017 ; Li et Ratti, 2018). Cet indice est calculé à partir de la proportion de verdure visible dans un cercle autour d'un point donné[12]. Il est ensuite cumulé à l'ensemble des points d'observation et des rues d'une ville.

Cette technique a été appliquée à 34 villes dans le monde[13]. Paris, seule ville française prise en compte, arrive en dernière position (avec un indice de verdissement de 8,8 %), loin derrière Oslo (28,8 %), Amsterdam (20,6 %) et Londres (12,7 %). Pour les villes nord-américaines, les résultats sont aussi assez variables entre Tampa (36,1 %), Montréal (25,5 %) et New York (13,5 %), de même que dans d'autres grandes villes dans le monde comme Singapour (29,3 %) ou Sydney (25,9 %). À noter toutefois que cet indice prend en compte uniquement les arbres des rues, pas ceux des parcs, jardins et autres espaces non parcourus par des voies de circulation, et ne donne donc qu'une vision partielle de la canopée urbaine.

La composition en essences d'arbres des forêts urbaines

Une grande diversité d'espèces d'arbres occupe les forêts urbaines — souvent bien davantage que dans les forêts adjacentes —, correspondant, d'une part, à des essences qui sont indigènes au territoire périphérique de la ville et, d'autre part et surtout, à des essences exotiques, originaires de régions plus ou moins éloignées, éventuellement d'autres continents.

Une étude détaillée avec une base de données associée, nommée « GUTI » (Global Urban Tree Inventory), a été réalisée à l'échelle mondiale par Ossola *et al.* (2020). En inventoriant les arbres de 473 villes de 73 pays dans le monde, ils ont comptabilisé 4734 espèces d'arbres présentes en milieu urbain. En complément, une base de données spécifique de plus de 5 millions d'arbres présents dans 63 des plus grandes villes des États-Unis a été constituée par McCoy *et al.* (2022), permettant de comparer les cortèges dendrologiques de ces villes.

Les espèces ligneuses présentes en ville varient grandement en fonction des conditions climatiques et sont logiquement très différentes selon les climats, froid, tempéré, méditerranéen ou tropical.

Ainsi, dans les régions arctiques et subarctiques, le nombre d'espèces d'arbres rencontrées dans les villes de Murmansk (Russie), de Nuuk (Groenland) et de Reykjavik (Islande) est très limité (28 espèces) du fait des contraintes climatiques, avec seulement 4 espèces communes à ces trois villes du Grand Nord, l'aulne blanchâtre (*Alnus incana*), le bouleau pubescent (*Betula pubescens*), l'épicéa commun (*Picea abies*) et le saule glauque soyeux (*Salix glauca*) (McBride et Douhovnikoff, 2012).

Pour des climats tempérés, le nombre d'espèces d'arbres est bien plus élevé, dominé par des espèces caducifoliées (figure 3.1). Ainsi à Montréal, selon Boyce (2011), avec un indice de canopée de 20,3 %, 10 espèces représentent 64,0 % de la canopée totale. Ce sont uniquement des essences phanérogames caducifoliées. Mis à part l'érable plane (*Acer platanoides*) et le tilleul d'Europe (*Tilia* × *europaea*), il s'agit d'espèces indigènes en Amérique du Nord.

12. https://www.sigterritoires.fr/index.php/le-plugin-green-view-index-de-qgis/
13. https://senseable.mit.edu/treepedia

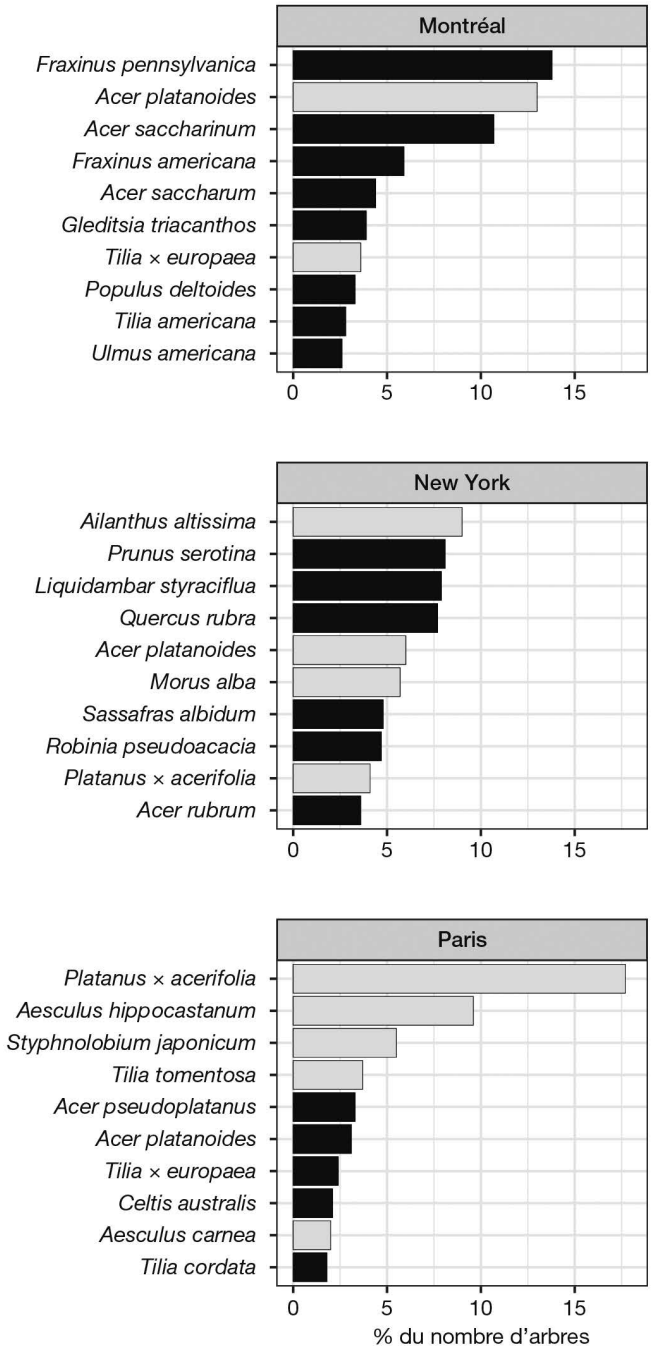


Figure 3.1. Les 10 principales essences de Montréal (source : Boyce, 2011), New York (source : Nowak *et al.*, 2007a) et Paris (source : open data de Paris[14]), selon le nombre d'arbres. En gris : les espèces exotiques ; en noir : les espèces indigènes des pays correspondants.

14. https://opendata.paris.fr/explore/dataset/les-arbres/

Pour New York, avec un indice de canopée de 20,9 %, 10 espèces représentent 61,6 % des arbres, un cortège constitué également d'espèces caducifoliées, mais assez différent de celui de Montréal (figure 3.1). Ce déséquilibre dans la distribution des essences s'observe également à Paris, où 10 essences représentent 51,2 % de la canopée (figure 3.1). Ce sont en fait plus de 700 espèces d'arbres qui sont mentionnées dans la base de données de la ville (Muller, 2022), avec des abondances très variables entre les espèces. Par exemple, les 5 genres les plus représentés à Paris sont *Platanus, Aesculus, Tilia, Acer* et *Fraxinus*. Les données quantitatives de nombres d'arbres de chaque espèce sont toutefois difficiles à établir précisément, car elles dépendent du stade de développement de l'arbre pris en compte, ainsi que du territoire d'inventaire. En effet, la base de données des arbres de Paris[15] fait état de 209 349 arbres comptabilisés au 17 mars 2024, mais cette base de données intègre les arbres présents dans les six cimetières extra-muros de Paris (situés dans les départements des Hauts-de-Seine, de Seine-Saint-Denis et du Val-de-Marne, soit tout de même 24 377 arbres). En revanche, elle ne prend pas en compte les arbres des espaces verts intra-muros non gérés par la Ville de Paris, comme le jardin du Luxembourg (environ 3 000 arbres sur 22 ha), le parc de la Cité internationale (3 000 arbres sur 34 ha) ou le Jardin des Plantes (environ 1 300 arbres sur 20 ha), ni *a fortiori* le reste du patrimoine sur foncier privé. Les données chiffrées publiées ne donnent donc qu'une illusion de précision, mais restent tout de même valables dans les grandes lignes.

À Madrid, en région méditerranéenne, ce sont des espèces sempervirentes (angiospermes et gymnospermes) qui dominent les forêts urbaines, soit le chêne vert (*Quercus ilex*), le chêne tauzin (*Q. pyrenaica*), le pin sylvestre (*Pinus sylvestris*), le pin parasol (*P. pinea*), le pin maritime (*P. maritima*), le pin d'Alep (*P. halepensis*), le pin noir (*P. nigra*), le genévrier (*Juniperus* sp.), le frêne (*Fraxinus* sp.), le peuplier (*Populus* sp.) et le platane (*Platanus* sp.).

Dans les régions tropicales, la composition dendrologique des espèces présentes en ville est évidemment très différente. Dangulla *et al.* (2020) mentionnent comme espèces dominantes dans deux villes du Nigeria (Sokoto et Zaria) les 2 espèces introduites, le margousier ou neem (*Azadirachta indica* ; voir encadré 7.2) et le manguier (*Mangifera indica*), et indiquent comme familles les mieux représentées celles des Méliacées, Anacardiacées, Fabacées, Moracées et Combrétacées.

⏩ Les composantes de la forêt urbaine

Les forêts urbaines, telles que nous les avons conçues dans cet ouvrage, sont toujours composites et constituées de nombreux types de formations ligneuses qui constituent des mosaïques complexes.

De « vraies forêts » en milieu urbain

On y trouve d'abord parfois des « vraies forêts », c'est-à-dire des peuplements arborescents anciens développés sur des sols naturels, surtout en situation suburbaine. Ces vraies forêts sont souvent relativement dégradées par les activités urbaines (fragmentation, invasions biologiques, eutrophisation, surfréquentation, etc.).

15. https://opendata.paris.fr/explore/dataset/les-arbres/

C'est le cas à Paris des bois de Vincennes (995 ha) et de Boulogne (845 ha), anciennes chasses royales, considérés comme les « poumons verts » de la ville, même si ces forêts sont très artificialisées et fragmentées par de multiples installations sportives ou de loisirs. Un autre exemple français remarquable est constitué par les forêts périurbaines rhénanes de Strasbourg (Bloch, 1991), dont la richesse biologique et l'intérêt écosystémique ont conduit à les classer en trois réserves naturelles nationales, celle de l'île du Rohrschollen (310 ha de forêts alluviales), celle du massif forestier de Strasbourg-Neuhof/Illkirch-Graffenstaden (945 ha) et celle du massif forestier de la Robertsau et de la Wantzenau (710 ha). En Pologne, la forêt suburbaine d'Olsztyn (de 1 400 ha) est considérée comme la plus grande d'Europe.

Certains espaces boisés urbains ou suburbains qualifiés de « parcs » peuvent également constituer en fait de vraies forêts relictuelles au milieu ou en bordure des villes. C'est le cas du parc du Mont-Royal (214 ha) à Montréal (figure 3.2) ou du parc Stanley (404 ha) à Vancouver.



Figure 3.2. La ville de Montréal, vue depuis la forêt urbaine du parc de Mont-Royal (© Bastien Castagneyrol).

Ces vraies forêts constituent des refuges importants de biodiversité, qui pourront irradier les autres composantes de la forêt urbaine.

Parcs, jardins et squares publics urbains

La plupart des villes grandes et moyennes possèdent des parcs urbains, parfois aussi nommés « jardins », avec des densités de boisement plus ou moins élevées. Ces parcs ont été créés aux siècles passés (un grand nombre au XIX^{e} siècle) et imaginés avant tout

comme des espaces de récréation pour les populations citadines, qui les fréquentent assidûment et les plébiscitent de plus en plus (Muller *et al.*, 2020). Mais ces parcs abritent en général de grandes diversités de peuplements ligneux, avec souvent des arbres remarquables et des essences rares.

Parmi les parcs urbains les plus vastes et les plus renommés dans le monde, on peut citer Central Park (340 ha) à New York, Richmond Park (950 ha) et Hyde Park (140 ha) à Londres.

De nombreux parcs agrémentent ainsi la ville de Londres, dont les parcs royaux (The Royal Parks), propriétés de la Couronne britannique[16] et pour partie anciennes chasses royales, constituant un réseau de 8 parcs de tailles très variables, Richmond Park (950 ha), Bushy Park (450 ha), Regent's Park (166 ha), Hyde Park (140 ha), Kensington Gardens (110 ha), Greenwich Park (70 ha), St James's Park (23 ha) et Green Park (17 ha), auxquels s'ajoute aussi le cimetière de Brompton.

À Paris, un des parcs les plus anciens est le jardin du Luxembourg, créé en 1612, qui comporte 2 980 arbres sur 23 ha. Les parcs haussmanniens (Montsouris, Buttes-Chaumont, Monceau) ont été créés au XIX^e^ siècle pour l'agrément des citadins et sont très fréquentés par le public. Bien que leurs superficies restent modestes par rapport aux grands parcs anglais ou américains, ces parcs haussmanniens n'en présentent pas moins une grande richesse dendrologique, dépassant pour chacun d'entre eux les 100 espèces différentes d'arbres : environ 115 pour celui des Buttes-Chaumont (24,7 ha), 140 pour le parc Montsouris (15,5 ha), et même 150 pour le parc Monceau, qui ne fait que 8,4 ha.

Ces vastes espaces permettant le développement de grands arbres ont une importance particulière pour la biodiversité, et notamment pour l'avifaune (Stagoll *et al.*, 2012).

Les « squares », quant à eux, correspondent à des espaces récréatifs plus petits que les parcs. Parfois qualifiés de l'appellation plus valorisante de « jardins », ils sont en général largement végétalisés et plantés d'arbres pour assurer un cadre verdoyant et un ombrage aux usagers de ces espaces verts. Certains d'entre eux peuvent également abriter une diversité ligneuse élevée, voire des espèces rares, à l'image du square du Serment-de-Koufra (encadré 3.1).

Parcs et jardins urbains privés

Les parcs et les jardins privés, dont les superficies peuvent varier de quelques centaines de mètres carrés à plusieurs hectares, ne sont pas toujours pris en compte dans les dénombrements des arbres et des espaces végétalisés. Ils contribuent pourtant grandement aux espaces verts urbains et à leurs services écosystémiques. Ainsi, Hutt-Taylor et Ziter (2022) ont montré toute leur importance quantitative à Montréal. À Londres, ces jardins privés correspondent à 20 % de la forêt urbaine.

À Paris, une analyse des espaces libres végétalisés et non végétalisés des grands propriétaires institutionnels — que sont la Ville de Paris, les bailleurs sociaux, l'État, l'Assistance publique Hôpitaux de Paris (APHP), la SNCF, la RATP et les congrégations religieuses — a été faite en 2021 par l'Atelier parisien d'urbanisme (APUR[17]).

16. https://fr.wikipedia.org/wiki/Parcs_royaux_de_Londres

17. L'APUR est une association à but non lucratif créée en 1967 et réunissant 29 partenaires. Elle documente, analyse et imagine les évolutions urbaines et sociétales concernant Paris, les territoires et la Métropole du Grand Paris.

Encadré 3.1. Les arbres du square du Serment-de-Koufra

Ce vaste square parisien du 14e arrondissement, d'une superficie de 2,75 ha, a été créé en 1930 sur l'emplacement des anciennes fortifications de l'enceinte de Thiers (figure 3.3). Il est situé entre le cimetière de Montrouge et l'avenue du Général-Leclerc, et bordé au sud par le boulevard périphérique. Il a reçu sa dénomination en 1954 en souvenir du serment, prononcé par le général Leclerc le 2 mars 1941, à l'issue de la bataille de Koufra (Libye), de ne pas déposer les armes avant que le drapeau français flotte sur les cathédrales de Metz et de Strasbourg.



Figure 3.3. Le square du Serment-de-Koufra, dans le 14e arrondissement de Paris, héberge une grande diversité d'arbres remarquables (© Serge Muller).

Une statue d'Armand Martial, *La Baigneuse* (1958), agrémente ce jardin, qui bénéficie de nombreux espaces de jeux et d'activités (dont une piste de roller). Un jardin partagé a en outre été installé sur une partie du square, ainsi qu'un rucher. Une petite zone humide et un bassin en eau ont été créés récemment, avec de nouvelles plantations ligneuses, dans le cadre du budget participatif du 14e arrondissement, montrant l'attachement des habitants du quartier à ce lieu.

Le square est agrémenté de plus de 200 arbres d'une grande diversité d'essences (plus d'une cinquantaine d'espèces présentes). Les arbres les plus abondants dans le square sont le platane commun (*Platanus* × *hispanica*), le pin noir (*Pinus nigra*) ainsi que l'if commun (*Taxus baccata*). Une double rangée de 10 tilleuls argentés (*Tilia tomentosa*), située en arc de cercle en bordure des arrêts de bus de la porte d'Orléans, assure un ombrage apprécié par de nombreux usagers de cet espace.

Le square abrite aussi 6 hêtres communs (*Fagus sylvatica*), dont un classé par la Ville de Paris remarquable par sa variété '*atropunicea*' et sa circonférence de 315 cm pour une hauteur de 15 m. On peut également y observer un exemplaire de chacune des variétés '*laciniata*', '*riversii*' et '*pendula*', ainsi qu'un autre vieil arbre de 270 cm de circonférence et de 15 m de hauteur.

Encadré 3.1. Les arbres du square du Serment-de-Koufra (suite)

Deux cèdres du Liban (*Cedrus libani*) et un cèdre de l'Himalaya (*C. deodara*), dans sa variété '*pendula*', de seulement 4 m hauteur pour une circonférence de 215 cm, agrémentent également le parc.

Mais ce parc recèle de nombreuses autres espèces ligneuses qui en font son intérêt botanique, comme 5 espèces de chênes, dont 2 méditerranéens, le chêne vert (*Quercus ilex*) et le chêne liège (*Q. suber*), mais encore 3 espèces de chênes plus rares, un chêne de Hongrie (*Q. frainetto*), un chêne du Japon (*Q. acutissima*) et surtout un chêne noir (*Q. nigra*), l'un des deux seuls arbres de cette espèce américaine enregistrés dans l'open data de la Ville de Paris, le 2e étant situé dans le parc floral du bois de Vincennes.

On y découvre également 5 espèces d'érables, dont 5 beaux érables de Cappadoce (*Acer cappadocicum*), et surtout 2 espèces d'érables à « peau de serpent » (c'est-à-dire à écorce verdâtre avec des bandes verticales sinueuses plus claires), avec 3 érables de David (*A. davidii*) et un érable jaspé de rouge (*A. capillipes*). Ils côtoient 4 espèces de frênes, le frêne élevé (*Fraxinus excelsior*), le frêne à fleurs (*F. ornus*), le frêne à feuilles étroites (*F. angustifolia*) et surtout le frêne américain (*F. americana*), avec 20 individus qui présentent une très belle croissance. S'y ajoutent encore 5 espèces de tilleuls, le tilleul argenté déjà mentionné, le tilleul à petites feuilles (*Tilia cordata*), le tilleul de Henry (*T. henryana*), le tilleul de Mongolie (*T. mongolica*) et le tilleul américain (*T. americana*).

On peut encore y observer 2 superbes orangers des osages (*Maclura pomifera*) (un arbre mâle et un arbre femelle, avec ses gros fruits très particuliers en septembre), un arbre de Judée (*Cercis siliquastrum*), un beau peuplier baumier (*Populus balsamea*), un superbe néflier du Japon (*Eriobotrya japonica*), un jeune arbre aux mouchoirs (*Davidia involucrata*), un plaqueminier lotier (*Diospyros lotus*), un poivrier du Sichuan (*Zanthoxyllum simulans*), 2 arbres à soie (*Albisia julibrissin*), un jeune cyprès chauve (*Taxodium distichum*), un poirier à feuilles de saule (*Pyrus salicifolia*), plusieurs micocouliers de Provence (*Celtis australis*) ainsi qu'un frémontia (*Fremontodendron californicum*) qui égaye le parc de ses belles fleurs jaunes au mois de mai, et même un citronnier (*Poncirus trifoliata*) qui produit de nombreux fruits, mais non comestibles.

Parmi les plantations plus récentes figurent en outre un arbre au caramel (*Cercidiphyllum japonicum*), un arbre de fer (*Parrotia persica*) et un pommier à feuilles trilobées (*Malus trilobata*).

Cette remarquable richesse fait du square du Serment-de-Koufra un réel square botanique !

Elle apporte un éclairage sur la présence de la nature dans les cœurs d'îlots, leur protection et la part parfois importante de surfaces libres non végétalisées. Ainsi, les emprises des équipements de petite enfance et d'enseignement sont non bâties sur 50 % de leurs surfaces, en moyenne. La couverture végétale de ces espaces libres est cependant assez faible, avec 46 % de couverture végétale pour les espaces libres des équipements de petite enfance, et seulement 27 % pour les universités.

Une prise de conscience de l'importance des espaces des cours d'école a conduit à de nombreux programmes de végétalisation, à l'image du programme Oasis à Paris[18],

18. https://www.paris.fr/pages/les-cours-oasis-7389#:~:text=Les%20cours%20de%20récréation%20des,et%20mieux%20partagés%20par%20tous

dont l'objectif est de renforcer la part du couvert végétal (dont des arbres) dans les cours d'école, sachant qu'y sont dénombrés actuellement 7 340 arbres, principalement (par ordre d'abondance) des marronniers, des platanes, suivis des arbres fruitiers (pommiers, poiriers, cerisiers) et des tilleuls. Ce programme sera encore intensifié dans le cadre des actions d'adaptation de « Paris à 50 °C » (Florentin et Lelièvre, 2023).

De la même manière, la ville de Québec poursuit depuis plus de quinze ans, dans le cadre du volet santé du Plan d'action sur les changements climatiques, une politique de « désimperméabilisation » et de végétalisation ambitieuse. Pour cela, 17 cours d'école ont été végétalisées, 7 ruelles vertes ont été créées, 2 toits blancs ont été installés, 8 lieux de fraîcheur ont été créés, 10 parkings ont été végétalisés, 4 toits verts de plus de 600 m^2 ont été plantés et 11 projets d'agriculture urbaine ont été réalisés. Au total, plus de 3 000 arbres et 26 000 arbustes, plantes grimpantes, annuelles et vivaces, ont été plantés. Plus de 40 000 m^2 d'asphalte ont été enlevés, et près de 65 000 m^2 de toiture blanche ont été installés. Une évaluation de la qualité de vie a montré que les projets ont été accueillis positivement par les utilisateurs, en particulier par ceux qui vivent en situation de vulnérabilité (Beaudoin et Gosselin, 2016).

La Ville de Paris a par ailleurs lancé en 2016 une opération « Un arbre dans mon jardin », consistant à offrir entre 2017 et 2021 aux citoyens de la ville 5 000 arbres (platanes, érables ou arbres fruitiers) pour enrichir les jardins privés (au moins 10 m^2), à condition de respecter une « charte d'engagement », consistant à « entretenir ces arbres (arrosage, taille) en ayant recours à des méthodes de gestion écologiques et en permettant leur bon développement (l'utilisation de produits phytosanitaires est strictement interdite), en pratiquant des tailles raisonnées de l'arbre et en veillant à valoriser sous forme de compost ou de broyat les feuilles et produits issus de la taille, à suivre leur état de santé en surveillant l'apparition de maladies et à remplacer les plantations en cas de dépérissement ».

Arboretums et jardins botaniques

Les arboretums et les jardins botaniques constituent un type particulier de parcs et jardins, créés dans les centres des villes ou en périphérie, qui présentent des collections souvent d'une grande richesse et d'une haute valeur botanique.

L'ensemble botanique le plus remarquable est certainement constitué par les Jardins botaniques royaux de Kew, à Londres, fondés en 1759 et qui présentent un arboretum d'une centaine d'hectares, avec plus de 14 000 arbres plantés d'une très grande richesse dendrologique (plus de 2 000 espèces et variétés présentes), comprenant un séquoia toujours vert (*Sequoia sempervirens*) de 40 m de hauteur et un chêne à feuilles de châtaignier (*Quercus castaneifolius*) de 30 m de haut et 30 m de largeur de canopée. Les arbres les plus anciens y ont été plantés dès le XVIII^{e} siècle, comme le sophora du Japon (*Styphnolobium japonicum*).

L'Arboretum du Jardin botanique de Montréal est bien plus récent (créé en 1945), il occupe environ 40 ha d'espaces verts au cœur de l'agglomération, avec 6 000 arbres de près de 800 espèces et variétés.

Le Jardin botanique de Paris a été créé en 1998 par le regroupement en un même organisme de quatre sites consacrés à la flore parisienne, avec, dans l'ordre d'ancienneté de création : le parc de Bagatelle (1775) et le jardin des Serres d'Auteuil (1898) dans

le bois de Boulogne, l'Arboretum (1936) et le Parc floral de Paris (1969) dans le bois de Vincennes. Ces quatre structures, qui cultivent ensemble plus de 15 000 espèces et variétés de plantes sur plus de 70 ha, sont bien complémentaires quant aux collections végétales présentées et aux thématiques abordées. Les arbres constituent évidemment la thématique principale de l'Arboretum (avec 485 espèces présentes sur 12 ha), mais ils sont également bien représentés dans les trois autres composantes du Jardin botanique de Paris, avec des arbres parfois plus vieux, mais aussi des originalités botaniques dans les deux jardins les plus anciens.

Il s'y ajoute à Paris le Jardin des Plantes, créé en 1635, dépendant du Muséum national d'histoire naturelle (MNHN), présentant, sur une superficie de 20 ha, une grande richesse dendrologique avec plus de 1 400 arbres de 270 espèces. Des premières plantations ligneuses du XVII^e^ siècle, il ne reste que les descendants du robinier faux-acacia (*Robinia pseudacacia*), planté par Vespasien Robin dès 1636. En revanche, de nombreux arbres remarquables plantés au XVIII^e^ siècle y persistent toujours. Il en est ainsi de l'érable de Crète (*Acer orientale = sempervirens*), planté par Joseph Pitton de Tournefort en 1702 sur le « belvédère » (petit monticule issu d'un dépotoir médiéval recouvert de terre au début du XIV^e^ siècle, près de la rue Geoffroy-Saint-Hilaire) et du pistachier vrai (*Pistachia vera*), espèce dioïque avec un individu femelle planté au Jardin des Plantes. De même, le cèdre du Liban (*Cedrus libani*), rapporté d'Angleterre par Bernard de Jussieu en 1734, le sophora du Japon, introduit en 1747 au Jardin des Plantes sous forme de graines envoyées de Chine par le père d'Incarville, le pin laricio (*Pinus nigra* subsp. *laricio*), planté en 1774, année du début du règne de Louis XVI, l'arbre de Judée (*Cercis siliquastrum*), ainsi que deux platanes, un platane d'Orient et un platane hybride, plantés en 1785, figurent parmi les arbres les plus âgés de Paris.

L'arboretum de Versailles-Chèvreloup, dépendant également du MNHN, d'une superficie de 200 ha, avec plus de 2 500 espèces et variétés d'arbres et d'arbustes, est bien plus vaste et situé sur le territoire de la Métropole du Grand Paris. Il comprend :
– une zone systématique (50 ha), qui rassemble les arbres par affinités botaniques, issue des premières plantations réalisées entre 1924 et 1935. De cette période datent aussi de magnifiques alignements constitués de platanes, de noyers noirs d'Amérique et de cèdres de l'Atlas ;
– une zone géographique (120 ha), définie en 1965. Elle regroupe les arbres par continent (Europe : 250 espèces ; Asie : 960 espèces ; Amérique : 700 espèces) et, pour chaque continent, par région. L'Afrique, l'Amérique du Sud et l'Océanie sont représentées par des espèces, peu nombreuses, de régions montagnardes ou de latitudes très australes ;
– une zone horticole (au centre du domaine, sur 30 ha), qui regroupe plusieurs centaines de variétés d'arbres n'existant pas dans la nature, des cultivars créés ou sélectionnés par l'homme en raison de leur potentiel ornemental ou de leur étrangeté.

De nombreux autres jardins botaniques constituent, souvent au cœur des villes, des espaces verts relativement boisés et riches en arbres remarquables. C'est le cas en France du jardin des plantes de Nantes (7 ha en plein centre-ville, certifié « jardin remarquable »[19]), du jardin botanique de Metz (4,4 ha) ou de celui de l'université de Strasbourg (créé dès 1619).

19. https://www.parcsetjardins.fr/jardins/719-jardin-des-plantes-de-nantes

Cimetières

Les cimetières constituent un type particulier de parc. Ils peuvent être relativement boisés et contribuent donc significativement aux forêts urbaines des villes dans lesquelles ils sont situés. On peut y observer une grande diversité d'essences.

À Paris, un des exemples les plus remarquables est sans doute le cimetière du Père-Lachaise qui, sur plus de 44 ha au cœur du 20e arrondissement, comporte plus de 3 916 arbres, soit 89 arbres par hectare (figure 3.4). Certaines de ses parties anciennes forment de réelles « forêts sépulcrales ». Les autres cimetières parisiens affichent également une politique importante de boisements. C'est le cas des 6 cimetières périphériques de Paris, ceux de Pantin (9 112 arbres sur 107 ha), Thiais (5 627 arbres sur 103 ha), Bagneux (4 800 arbres sur 62 ha), Saint-Ouen (2 077 arbres sur 27 ha), Ivry (1 912 arbres sur 28 ha) et La Chapelle (320 arbres sur 2 ha).



Figure 3.4. Les cimetières, comme celui du Père-Lachaise à Paris, sont des espaces souvent arborés et propices au développement de la nature en ville (© Serge Muller).

De même, à Montréal, le cimetière Notre-Dame-des-Neiges du Mont-Royal abrite pas moins de 13 500 arbres sur 140 ha, dont des arbres remarquables et âgés, comme des érables[20].

On peut encore citer comme cimetières boisés celui de Stockholm, inscrit au patrimoine mondial de l'Unesco en 1994, et celui de Munich (Münchner Waldfriedhof), créé en 1905 sur 170 ha.

Quelques initiatives innovantes de forêts urbaines

Face à la prise de conscience de l'importance des arbres et de la forêt urbaine pour le bon fonctionnement des socio-écosystèmes urbains, la forêt urbaine évolue, et de nombreuses municipalités lancent des initiatives et des expérimentations en la matière, avec un soutien plus ou moins marqué de la population.

20. https://www.cimetierenotredamedesneiges.ca/fr/environnement/flore-faune

Les microforêts urbaines Miyawaki

Un type de peuplement urbain relativement récent, qui se rapproche des jardins et des bosquets urbains, tire son origine des « microforêts urbaines Miyawaki ». Ce sont de petits espaces de quelques centaines à quelques milliers de mètres carrés à plantations ligneuses denses. Ce type de forêt urbaine a été conçu dans les années 1970 au Japon par le botaniste Akira Miyawaki. Fondé sur le concept de « végétation naturelle potentielle », élaboré en Allemagne par le botaniste Reinhold Tüxen (1956) et développé en France par le botaniste Jean-Marie Géhu à partir des années 1970, il correspond à des plantations très denses (3 à 4 plants ligneux au mètre carré) de mélanges d'essences indigènes. L'objectif est de favoriser une croissance et une dynamique végétale rapides des plants ligneux, en vue de reconstituer la végétation potentielle naturelle en quelques décennies (Miyawaki, 1975). Ces microforêts se distinguent des parcs et des squares par la densité de leur peuplement ligneux, qui n'est pas conçue pour en faire des espaces de récréation pour les populations citadines, si ce n'est éventuellement en bordure.

Cette approche a connu un grand succès populaire au Japon et dans d'autres pays asiatiques (Miyawaki, 2004 ; 2014). Relayée notamment par une initiative indienne (Afforest), elle a été importée en Europe sous l'impulsion de l'association belge Urban Forests. D'autres structures (entreprises ou associations) ont été créées pour réaliser et promouvoir ce type de peuplement ligneux en France (Boomforest, Colibri Forest, EcoTree, MiniBigForest, Permafforest, Semeurs de Forêts, Trees-Everywhere, etc.) ou ont adopté cette démarche (Reforest'Action). Grâce à une communication très active et à une quête de légitimité scientifique en décalage avec l'ampleur des promesses (croissance 10 fois plus rapide, 10 fois plus de biodiversité, etc.), ainsi qu'à l'implication (bénévole) du public, en particulier des scolaires, et aux budgets participatifs des communes, cette méthode connaît depuis quelques années un fort engouement populaire en France (à Bordeaux, Grenoble, Lille, Lyon, Metz, Mulhouse, Nancy, Nantes, Paris, Rennes, Strasbourg, Toulouse, etc.). Un ouvrage a même été récemment consacré à la présentation de cette technique (Lewis, 2023). Toutefois, les rares bilans publiés à ce jour montrent des résultats qui sont loin des annonces (Schirone *et al.*, 2011), ce qui conduit à des réserves très fortes de la part des chercheurs universitaires (Castagneyrol *et al.*, 2021 ; Muller, 2021a ; Ducousso *et al.*, 2021) et des adeptes de la naturalité, qui considèrent que ces projets « relèvent plus du marketing vert que de l'écologie » (Génot, 2021). Ce type de peuplement conduisant à des bosquets denses peut toutefois trouver sa place dans certains espaces urbains (bordures de voies de communications, comme le boulevard périphérique de Paris) et s'inscrire dans une approche globale de forêt urbaine.

Les nouvelles forêts urbaines parisiennes

La Ville de Paris avait affiché en 2019 l'objectif de créer 4 forêts urbaines, la première derrière l'Opéra, une autre sur le parvis de l'Hôtel de Ville, la troisième devant la gare de Lyon et la dernière sur les berges de Seine (Maviel et Le Mitouard, 2019), auquel s'est même ajouté un cinquième projet au pied de la tour Montparnasse (avec la plantation prévue de 2 000 arbres représentant les essences franciliennes, chênes, trembles, charmes, bouleaux, frênes, etc.) (Allix, 2019). Les difficultés techniques — en particulier au niveau du sous-sol — ont ensuite conduit à modifier sensiblement ces projets, pour n'en retenir actuellement que 3, présentés ci-dessous. Ces nouvelles forêts urbaines parisiennes correspondent à un type de peuplement ligneux intermédiaire entre les

microforêts Miyawaki et les parcs urbains. Les densités de plantations ne seront pas aussi élevées que dans les microforêts. Et il ne s'agira pas non plus, semble-t-il, d'espaces récréatifs (ouverts au public), ce qui les distingue des parcs ou des squares classiques.

Le projet le plus avancé (et en cours de finalisation au printemps 2024) est celui de la place de Catalogne (14e arrondissement), où il est prévu, d'après le site internet de la Ville de Paris, sur une surface de projet de 11 600 m^2 dont 4 000 m^2 de « forêt », de planter environ 470 arbres, avec une densité de 10 arbres (accompagnés de 40 arbustes) pour 100 m^2 de forêt (soit 0,5 plant ligneux/m^2). L'objectif est d'atteindre 60 % d'indice de canopée (l'ombre portée par les arbres sur le sol) et 50 % d'espace de forêt mis en défens, dans lequel il ne sera pas permis de pénétrer afin de protéger la végétation[21]. Début 2024, la composition dendrologique précise de cette forêt n'avait pas encore été révélée. Dans un article publié en décembre 2021, nous avions proposé d'y créer une forêt adaptée aux conditions climatiques des années 2050 à Paris, correspondant à une « forêt méditerranéenne à chêne vert, dans une variante subméditerranéenne, avec le chêne pubescent, le micocoulier de Provence, l'érable de Montpellier, l'érable champêtre, l'alisier blanc, l'alisier torminal, le frêne à fleurs, l'if, etc., et, pour la strate arbustive, des espèces comme l'arbousier, le buis, le cornouiller mâle, le laurier des bois, l'amélanchier ovale, le laurier-sauce, la viorne tin, le fragon, le pistachier térébinthe, le nerprun alaterne, le myrte commun, etc. » (Muller, 2021c).

Le second projet est celui de Charonne, non loin de la Petite Ceinture (20e arrondissement), sur une surface de 2 ha, avec la plantation réalisée fin 2023 de plus de 2 000 jeunes arbres pour une livraison également envisagée avant les Jeux olympiques de Paris à l'été 2024. Cette forêt urbaine sera adossée à un jardin déjà existant de 1,5 ha, au niveau des anciennes voies ferroviaires de la Petite Ceinture parisienne.

Le troisième projet concerne la place du colonel Fabien, où est prévue la plantation de 60 à 80 arbres sur 1 ha pour fin 2025[22]. Ce projet, avec un nombre d'arbres qui seront plantés bien plus restreint que les deux autres, semble s'apparenter davantage à une place arborée qu'à une « forêt urbaine ».

Les peuplements ligneux linéaires

Entre ces différents types de végétation surfacique plus ou moins vastes et denses, se développent des « peuplements ligneux linéaires » correspondant aux alignements d'arbres (d'une ou de plusieurs rangées) dans les rues, avenues, boulevards, etc. Pour des raisons paysagères, ces alignements sont souvent nettement moins diversifiés, voire monospécifiques (à Paris, ce sont des alignements de platanes, de marronniers, de tilleuls, de sophoras, etc.). Ces peuplements présentent potentiellement une bien plus grande fragilité aux attaques d'agents pathogènes (voir chapitre 6).

Selon l'open data de la ville, Paris compte 107 000 arbres d'alignement le long de ses voies, soit pratiquement la moitié des arbres de Paris intra-muros, résultat d'un long historique de promotion (voir encadré 7.1). Les essences les plus abondantes y sont les platanes (36 %), les marronniers (16 %), les tilleuls (12 %, principalement *Tilia tomentosa* 5,7 %, *T. cordata* 2,2 %, *T. europaea* 1,8 % et *T. platyphyllos* 1,4 %), puis le sophora (8 %), les érables (6 %) et les frênes (2 %).

21. https://www.paris.fr/pages/foret-urbaine-place-de-catalogne-la-concertation-est-lancee-19389
22. https://www.ouest-france.fr/ile-de-france/paris-75000/paris-une-foret-urbaine-sortira-de-terre-place-du-colonel-fabien-fin-2025-64c486b8-9d60-11ed-9616-5696692cf2d9

Le nombre d'arbres d'alignement par hectare de surface totale de la capitale française apparaît moyen (12 arbres/ha), par rapport aux autres villes européennes : Genève (25), Londres et Barcelone (16), Berlin (5), Madrid (4), Bruxelles (2), Rome (1). Un premier bilan sur le développement des arbres d'alignement dans Paris a été réalisé par l'APUR (2010). Ce bilan fait état de l'importance des arbres d'alignement pour l'embellissement de la ville, l'amélioration du microclimat et le maintien de la biodiversité en ville.

Une étude comparative de la canopée de 8 essences principales des rues parisiennes, l'érable plane, le marronnier d'Inde, le noisetier de Byzance (*Corylus colurna*), le micocoulier de Provence, le sophora du Japon, le platane à feuilles d'érable, le poirier de Chine (*Pyrus calleryiana*) et le tilleul argenté, a été réalisée par l'APUR (2023). Elle montre évidemment un effet espèce déterminant, mais aussi, pour une même espèce, une importance très grande des densités et des localisations des plantations par rapport aux espaces verticaux voisins, et plaide pour des choix d'espèces adaptées aux espaces disponibles.

Les arbres des places et des ronds-points

Aux croisements des voies de circulation se trouvent des espaces (places ou ronds-points) souvent très minéralisés et qui constituent des îlots de chaleur urbains (ICU, voir chapitre 4). L'orientation actuelle est d'y planter davantage d'arbres pour y réduire les températures élevées.

De nombreuses essences ligneuses peuvent occuper ces lieux, souvent — lorsque l'espace est disponible — des arbres à couronne assez élargie comme des paulownia, des catalpas, des gingkos, des magnolias, mais aussi des platanes, des marronniers ou des frênes. Une place du 13e arrondissement de Paris est ainsi cerclée de lilas d'Inde (*Lagerstroemia indica*), de toute beauté lors de la floraison automnale de cette espèce.

On trouve parfois sur ces places des arbres remarquables, comme le célèbre platane d'Orient du village d'Inkaya, en Turquie, dont l'âge est estimé à plus de 600 ans, avec une hauteur de 35 m et une circonférence du tronc de 9,2 m, qui surplombe une vaste terrasse de café au centre du village[23].

D'autres arbres remarquables ont été maintenus ou plantés sur des places de villes ou de villages à l'occasion de circonstances particulières. Le concept d'arbre remarquable a été largement développé en France par l'association A.R.B.R.E.S. (Arbres remarquables : bilan, recherche, études et sauvegarde[24]), qui attribue un label « arbre remarquable de France » à des arbres, aussi bien en ville que dans le milieu naturel, exceptionnels par leurs dimensions, âge, caractère esthétique, particularité, histoire, légendes, etc. Pour Paris, Feterman (2016) évoque ainsi des arbres plantés sur des places à l'occasion d'événements, comme l'orme de la place Saint-Gervais (4e arrondissement), mentionné depuis 1235 au début du règne de Saint-Louis, sous lequel la justice était rendue, et qui est toujours présent (mais l'arbre a été renouvelé plusieurs fois), le tilleul argenté planté en 1945 sur la place Stalingrad pour célébrer la libération de Paris, ou un chêne du souvenir planté place de la République en janvier 2016 en hommage aux victimes des attentats terroristes de 2015.

23. https://www.monumentaltrees.com/fr/tur/marmara/bursa/15199_theriver/
24. https://www.arbres.org/

C'est aussi le cas des quatre gingkos majestueux de la place de la République à Strasbourg, qui auraient été offerts à la fin du XIXe siècle par l'empereur du Japon à Guillaume II suite à l'annexion de l'Alsace à l'empire allemand. Ces arbres ornent toujours cette place centrale de Strasbourg. Le plus beau d'entre eux, haut de 29 m pour un diamètre du tronc de 180 cm et une canopée de 572 m^2, avait participé en 2021 au concours du plus bel arbre de France.

Les friches ligneuses

Dans des espaces urbains marginaux ou délaissés (bords de routes, de voies de chemin de fer, voies ou zones abandonnées, en attente d'urbanisation, etc.) peuvent se développer spontanément des friches herbacées qui évoluent naturellement et progressivement vers des friches arbustives, puis arborescentes, suite à leur colonisation spontanée par des espèces ligneuses (arbustes et arbres) indigènes ou exotiques, dont certaines peuvent aussi devenir envahissantes (ailante, *Ailanthus altissima*, robinier faux-acacia, etc.).

Ces friches urbaines peuvent héberger une biodiversité élevée (Tarte, 2016 ; Muratet *et al.*, 2022), et le maintien de telles friches spontanées s'inscrit dans une approche de renaturation des villes en vue d'y favoriser l'expression et la dynamique naturelle de la biodiversité (Deboeuf *et al.*, 2022). Les délaissés urbains présentent également des services écosystémiques culturels (Brun *et al.*, 2017).

Ces espaces ont souvent une courte « durée de vie », étant généralement très convoités pour une « mise en valeur » plus lucrative. Leur protection règlementaire et leur pérennisation comme espaces de libre évolution de la biodiversité permettraient d'assurer leur dynamique naturelle, à l'exemple du Natur-Park Schöneberger Südgelände à Berlin, ouvert au public après une cinquantaine d'années de libre évolution[25].

À Paris, un exemple remarquable est constitué par les talus parfois en forte pente de la Petite Ceinture, ancienne voie ferrée en double voie de 32 km qui encerclait Paris à l'intérieur du boulevard des Maréchaux. Cette voie ferrée a été progressivement fermée à partir de 1936, ce qui a permis une dynamique spontanée de la végétation sur ces espaces et leur colonisation par des érables sycomores, des robiniers faux-acacia, des ailantes glanduleux, etc.

⏩ Des forêts étagées ou verticales ?

Les forêts urbaines se développent habituellement au niveau du sol, où les arbres peuvent s'enraciner et se fixer dans le substrat plus ou moins artificialisé et dégradé des milieux urbains. Mais il arrive que certains arbres ou peuplements ligneux soient plantés à des niveaux plus bas (correspondant à des « sous-sols » par rapport au niveau de référence) ou plus élevés (au niveau d'étages plus ou moins élevés de constructions).

L'exemple le plus connu est celui des deux fameuses tours d'habitation végétalisées (110 et 76 m) du Bosco Verticale de Milan, inaugurées en 2014, où des arbres ont été plantés à tous les étages des deux tours, assurant une continuité forestière jusqu'aux sommets des tours. Les façades des deux tours abritent ainsi 711 arbres et 5 000 arbustes de 60 espèces différentes, par exemple le chêne vert (*Quercus ilex*),

25. https://www.natur-park-suedgelaende.de/

le savonnier (*Koelreuteria paniculata*), le frêne à fleurs (*Fraxinus ornus*), le poirier sauvage (*Pyrus pyraster*), l'arbousier commun (*Arbutus unedo*), l'amélanchier de Lamarck (*Amelanchier lamarckii*), ainsi que 15 000 plantes vivaces ou annuelles. Au total, la surface végétale couvre l'équivalent de 2 ha. D'autres forêts verticales de ce type ont été réalisées ou sont en projet dans différentes villes dans le monde (Singapour, Lausanne, Eindhoven, São Paulo, etc.). Ce type de forêt urbaine représente toutefois un défi majeur, celui de fournir un substrat permettant l'ancrage et la nutrition minérale et hydrique des arbres (encadré 3.2).

Plus modestement, des arbres plantés au niveau d'étages inférieurs au milieu d'immeubles permettent l'épanouissement de leur canopée à « hauteur d'homme ». C'est ce qui a été réalisé par le centre hospitalier Saint-Joseph (Paris, 14e), avec des frênes à feuilles étroites à hauteur du sol. De manière similaire, des arbustes ou même de petits arbres sont de plus en plus plantés à des étages supérieurs d'immeubles, correspondant à des terrasses végétalisées.

⏩ Dynamique et organisation de la biodiversité de la forêt urbaine en une trame verte

C'est cette structure composite et hétérogène de forêt urbaine qui constitue la trame verte boisée des villes, servant de support au maintien et au développement de la biodiversité urbaine.

De nombreuses publications, comme celles de McKinney (2006) ou d'Aronson *et al.* (2014), ont mis en évidence que l'urbanisation était une cause majeure d'homogénéisation et d'appauvrissement de la biodiversité, par exemple pour les abeilles sauvages (Roparts *et al.*, 2017). Toutefois, Kowarik (2011) insiste sur le fait que les milieux urbains peuvent abriter une biodiversité parfois plus élevée que celle des milieux ruraux avoisinants, suite à la constitution de nouveaux écosystèmes urbains (*novel urban ecosystems*), du fait d'une composition originale des communautés biologiques combinant des espèces indigènes et exotiques. Ainsi à Paris, l'*Atlas de la nature* mentionne plus de 2 900 espèces sauvages présentes, dont certaines espèces rares, menacées et protégées.

Cette biodiversité urbaine révèle en effet plusieurs composantes avec de nombreuses interactions (Muller, 2018) :
– une composante « autochtone » ou « sauvage », constituée d'espèces indigènes de la région, présentes spontanément dans le milieu urbain (par exemple, à Paris, l'écureuil roux, le rouge-gorge ou le faucon crécerelle) ;
– une biodiversité « naturalisée », formée d'espèces introduites qui se sont acclimatées et se reproduisent spontanément dans le milieu urbain, dont certaines deviennent invasives (ailante, perruche à collier, *Psittacula krameri,* etc.) ;
– une composante « domestique » ou « anthropique » (espèces directement introduites et gérées par l'humain) : animaux de compagnie (chien, chat, etc.), abeille domestique, plantes d'ornement, arbres plantés, etc. ;
– une « espèce ingénieur » de cette biodiversité urbaine, l'espèce humaine.

Shackleton (2016) a mis en évidence, pour les oiseaux dans le contexte de l'Afrique du Sud, que les arbres indigènes abritent une biodiversité plus élevée que les arbres exotiques. Gloor *et al.* (2021) ont également établi, pour le territoire suisse,

Encadré 3.2. Le jardin Atlantique de la gare Montparnasse

Ce jardin de 3,5 ha, situé dans le 15e arrondissement à Paris et de création assez récente (en 1994, soit il y a trente ans), a la particularité d'avoir été installé sur une dalle de béton couvrant les quais de la gare Montparnasse, ce qui a imposé des contraintes techniques spécifiques. Ainsi, plus d'une centaine d'ouvertures, appelées « trémies », ont été réalisées dans la dalle afin d'assurer une bonne ventilation de la gare et du site de stationnement situé en dessous. Le jardin Atlantique comporte un espace de jeux pour les enfants ainsi que des courts de tennis, des tables de ping-pong et une aire de musculation. Il est surplombé par une longue passerelle piétonne courbe.

Ce jardin est également très intéressant par le choix des essences qui l'agrémentent. En effet, parmi les quelque 150 arbres qui y ont été plantés, une centaine sont des pins, principalement le pin parasol (*Pinus pinea*), espèce dominante avec 60 arbres, le pin sylvestre (*P. sylvestris*) avec 27 arbres, et le pin de l'Himalaya (*P. wallichiana*) avec 8 arbres. Dans la conception des paysagistes de ce jardin, François Brun et Christophe Péna, les pins doivent évoquer le littoral.

Au sein de cette matrice de pinède, l'idée originale a aussi été de présenter, de part et d'autre de l'allée centrale (nommée « allée de la Deuxième-Division-Blindée ») et en vis-à-vis, des espèces américaines (à l'est) et européennes (à l'ouest) d'un même genre ou de deux genres voisins. Ainsi, du nord au sud :
– les platanes d'Orient (*Platanus orientalis*) et d'Amérique (*P. occidentalis*) ;
– les micocouliers de Provence (*Celtis australis*) et de Virginie (*C. occidentalis*) ;
– les marronniers d'Inde (*Aesculus hippocastanum*) et jaune (*A. flava*) ;
– les tilleuls à petites feuilles (*Tilia cordata*) et d'Amérique (*T. americana*) ;
– les pins sylvestre (*Pinus sylvestris*) et blanc (*P. strobus*) ;
– les chênes pédonculé (*Quercus robur*) et rouge d'Amérique (*Q. rubra*) ;
– les frênes à fleurs (*Fraxinus ornus*) et blanc (*F. americana*) ;
– les érables sycomore (*Acer pseudoplatanus*) et argenté (*A. saccharinum*) ;
– les noyers royal (*Juglans regia*) et noir d'Amérique (*J. nigra*) ;
– les chênes de Hongrie (*Quercus frainetto*) et des marais (*Q. palustris*) ;
– le hêtre (*Fagus sylvatica*) et le faux-hêtre austral (*Nothofagus antarctica*) ;
– le cèdre du Liban (*Cedrus libani*) et le séquoia géant (*Sequoiadendron giganteum*) ;
– les cyprès de Provence (*Cupressus sempervirens*) et de l'Arizona (*C. arizonica*) ;
– les pins de Bosnie (*Pinus heldreichii*) et de Jeffrey de Californie (*P. jeffreyi*) ;
– les frênes élevé (*Fraxinus excelsior*) et de Pennsylvanie (*F. pennsylvanica*) ;
– les épicéas de Serbie (*Picea omorika*) et du Colorado (*P. pungens*).

Malgré une confusion d'espèces et des plantations à renouveler, cette composition donne, pour les botanistes connaisseurs, un air transatlantique tout à fait original et sympathique à ce peuplement. Ces parallélismes biogéographiques mériteraient toutefois d'être davantage explicités et mis en valeur dans le jardin.

Quelques autres arbres complètent les plantations sur dalle. On y trouve en particulier 7 cerisiers à fleurs (*Prunus* × *subhirtella*), 3 autres hêtres communs (dont 2 cultivars '*pendula*'), 1 chêne vert et un autre chêne pédonculé, 3 oliviers de Bohème (*Eleagnus angustifolius*), 1 arbre de Judée, 2 tulipiers (*Liriodendron tulipifera*) et 8 saules hybrides (*Salix* × *sepulcralis*). Cette strate arborescente est complétée par des strates arbustives et herbacées denses composées d'alangium de Chine (*Alangium chinense)*, d'arbre aux sept fleurs (*Heptacodium miconioides)*, de pittospore du Japon (*Pittosporum tobira*) et d'osmonde royale (*Osmunda regalis*), qui rappellent par petites touches une microforêt urbaine.

l'importance des essences indigènes pour le développement de la biodiversité, mais précisent toutefois que « toutes les espèces locales ne sont pas précieuses pour la biodiversité, et toutes les espèces exotiques n'ont pas un index de biodiversité bas. Ainsi, des espèces européennes ou exotiques peuvent tout à fait être précieuses pour la biodiversité. Indépendamment de leur origine, les espèces d'arbres se distinguent fortement par leur valeur pour la biodiversité ».

La biodiversité urbaine, qu'il s'agisse de son état à un instant donné ou de sa dynamique temporelle, est étroitement dépendante des connectivités, qui permettent d'assurer la circulation des espèces depuis des espaces périphériques pouvant constituer des sources de biodiversité. Le Plan biodiversité de Paris identifie ainsi la Petite Ceinture comme une continuité écologique à préserver et à renforcer (figure 3.5).

Mais certaines espèces exotiques peuvent également profiter des conditions urbaines pour s'étendre. Ainsi, plusieurs espèces d'arbres présentes en ville sont considérées comme des invasives potentielles ou même avérées. C'est le cas en particulier de l'ailante, qui a été considéré en 2019 comme une « espèce exotique envahissante préoccupante pour l'Union européenne », en application du règlement européen n° 1143/2014. Des plantations d'ailante avaient toutefois été réalisées au cours du XX^{e} siècle dans différentes villes, dont Paris sur le boulevard de l'hôpital (5^{e}), sur l'avenue Pierre-de-Coubertin (13-14^{e}) ou sur l'avenue du Président-Wilson (16^{e}), où elles forment actuellement de beaux peuplements ligneux. Mais, du fait de son caractère invasif en milieu naturel désormais attesté à l'échelle européenne, l'introduction et donc la plantation de cette essence sont désormais interdites sur le territoire national par l'Arrêté ministériel du 10 mars 2020 relatif à la « prévention de l'introduction et de la propagation des espèces végétales exotiques envahissantes sur le territoire métropolitain ». Ses peuplements actuels en ville, résultant de plantations antérieures, doivent donc être contrôlés afin d'empêcher leur expansion vers des milieux naturels. Il en est de même pour les autres pays de l'Union européenne.

Des espèces animales exotiques ont également colonisé récemment les forêts urbaines. Le meilleur exemple est sans doute celui de la perruche à collier, qui a envahi au cours des vingt dernières années les forêts urbaines de toutes les grandes villes d'Europe de l'Ouest (Strubbe et Matthysen, 2007 ; Clergeau *et al.*, 2015 ; Mori *et al.*, 2017). Cette espèce est considérée par certains auteurs comme une espèce invasive (Le Louarn *et al.*, 2016 ; Berthier *et al.*, 2017), mais une étude récente (White *et al.*, 2019) tend à conclure qu'elle n'aurait pas d'impact négatif significatif sur les populations des autres espèces aviaires dans le milieu urbain.

Certaines espèces rares et patrimoniales peuvent aussi trouver des habitats appropriés dans les milieux urbains. C'est le cas pour un certain nombre d'espèces d'oiseaux dans les parcs urbains (éperviers, pics, roitelets, grimpereaux, etc.) et d'insectes, hyménoptères et autres, préservés en ville des traitements insecticides (voir chapitre 2).

Cela peut aussi être le cas pour des espèces végétales, à l'exemple de l'angélique des estuaires (*Angelica heterocarpa*), taxon endémique et protégé en France, inféodé aux mégaphorbiaies subhalophiles, souvent présent sous le couvert de grands arbres, dans les estuaires de la Loire, de la Charente, de la Gironde et des Adour. Cette espèce possède des habitats secondaires sur des sites anthropisés de ponts, de quais et autres installations au bord de l'eau dans les villes des estuaires (Nantes, Bordeaux, etc.).



Figure 3.5. La trame verte et bleue de l'agglomération parisienne, mettant en évidence l'importance de la Petite Ceinture périphérique et les actions stratégiques pour la réalisation de la trame verte et bleue (© Plan Biodiversité de Paris, 2011, p. 23*).

* https://cdn.paris.fr/paris/2019/07/24/fcc84248a7b149abd4b0cf747c45bd43.pdf

Une approche globale a permis de mettre en place des plans de conservation et de gestion afin d'assurer la pérennité des populations de l'espèce, sans entraver les travaux indispensables à la sécurité dans les villes concernées[26].

Des plantations en ville de certaines espèces menacées dans leurs habitats naturels permettent également d'en accroître les populations et de diminuer les pressions sur les populations naturelles de ces espèces. C'est dans cet objectif que, dès les années 1980, le Conservatoire botanique national de Brest avait effectué la reproduction sexuée, puis la multiplication *ex situ* (en serre à Brest) des rares individus subsistants du bois de senteur (*Ruizia cordata*), espèce ligneuse dioïque endémique de l'île de La Réunion. Des centaines d'individus de l'espèce issus de cette multiplication avaient été rapatriés par la suite pour les planter dans les espaces verts des villes réunionnaises, afin d'y repeupler ce patrimoine naturel, mais aussi de réduire les pressions de récolte de l'écorce de l'espèce, fort recherchée par les tisaneurs sur les très rares arbres (5 ou 6 actuellement) retrouvés dans les milieux naturels de l'île (Lesouef, 1988 ; 1991 ; 2000 ; Augros *et al.*, 2015).

La découverte en Australie en 1994 d'une nouvelle espèce de gymnosperme relictuelle, le pin de Wollemi (*Wollemia nobilis*), à aire de distribution très restreinte (Jones *et al.*, 1995), a conduit les acteurs australiens de la protection de la nature à en réaliser rapidement la culture *ex situ* et à diffuser des plants de l'espèce dans les jardins botaniques et les parcs du monde entier, afin de garantir sa conservation et de restreindre les risques de surfréquentation et de prélèvements dans sa seule population naturelle existante (Rouhan et Muller, 2020). L'espèce est désormais présente dans les jardins publics ou privés de nombreuses villes (à Paris, au Jardin des Plantes, dans le parc de Bagatelle et le jardin du musée du Quai Branly).

Ces démarches montrent comment les forêts urbaines peuvent contribuer à la protection de la biodiversité, et parfois même d'espèces endémiques très menacées. Toutefois, ces actions de conservation de la biodiversité en milieu urbain, pour méritoires qu'elles puissent être, ne doivent pas donner l'illusion qu'elles sauveront, à elles seules, la biodiversité des milieux naturels à enjeux les plus élevés de la planète. Afin d'éviter des conflits d'intérêts et de mobilisation de moyens publics entre biodiversité urbaine et non urbaine, des partenariats entre villes et espaces naturels protégés ou à protéger pourraient être mis en place. Ces parrainages d'espaces naturels remarquables (réserves naturelles, parcs nationaux) par des villes qui s'impliqueraient davantage — y compris financièrement — dans la conservation et/ou la restauration de leur biodiversité permettraient ainsi une meilleure compréhension et appropriation de la « vraie forêt naturelle » par le citadin (Muller *et al.*, 2018).

⏩ Conclusion : quelles forêts urbaines pour les villes de demain ?

La plupart des grandes villes affichent l'ambition d'une augmentation significative du nombre d'arbres et du pourcentage de canopée pour les prochaines décennies. Des objectifs quantitatifs très élevés de plantations d'arbres en ville sont affichés par les municipalités, à l'image des 170 000 nouveaux arbres promis à Paris pendant la mandature 2021-2027 ou, mieux, des 3 millions d'arbres dont la plantation a été

26. https://www.pays-de-la-loire.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/plan_de_conservation_angelique_scirpe_2015-2020-vf.pdf

annoncée par le maire de Milan d'ici à 2030. Il ne faut toutefois pas que ces objectifs quantitatifs se fassent au détriment de la qualité et de la pérennité des plantations réalisées. À ce titre, les milliers d'arbustes plantés dans le cadre des projets Miyawaki ne doivent pas être pris en compte dans ces comptabilités, car la plupart d'entre eux ne deviendront pas des arbres matures (Castagneyrol *et al.*, 2021 ; Muller, 2021a).

De nombreuses espèces d'arbres actuellement largement présentes dans les villes sont par ailleurs menacées par les changements climatiques. Dans une étude portant sur 3 129 espèces d'arbres et d'arbustes présentes dans 164 villes à travers 78 pays, Esperon-Rodriguez *et al.* (2022a) ont mis en évidence que les deux tiers des espèces pourraient être en situation de risque si des mesures importantes d'atténuation des changements climatiques ne sont pas mises en œuvre d'ici 2050, ce qui entraînerait des conséquences néfastes sur la qualité de vie et l'habitabilité de nos villes. Malgré les lacunes de connaissance sur les réactions d'un grand nombre d'espèces ligneuses au stress, hydrique en particulier (Esperon-Rodriguez *et al.*, 2022b), les résultats montrent que 56 à 65 % des espèces étudiées sont déjà en situation de risque.

Pour ce qui est de la France, 5 villes ont été prises en compte dans cette étude (Paris, Lyon, Bordeaux, Montpellier et Grenoble), avec 506 espèces d'arbres et d'arbustes présentes dans ces villes. Selon Lenoir (2022), « à l'horizon 2050, 71 % des espèces d'arbres et arbustes de ces cinq villes françaises seront en situation de risque vis-à-vis de l'augmentation des températures moyennes annuelles, 69 % des espèces seront à risque vis-à-vis de la diminution du cumul des précipitations annuelles et 49 % des espèces seront à risque pour les deux phénomènes à la fois ».

La sécheresse de l'été 2022 en France a ainsi durement touché les plantations réalisées. Par exemple à Strasbourg, une grande partie des arbustes plantés au printemps 2022 dans le cadre du Plan canopée sont morts au cours de l'été (Vetter, 2022), mettant en évidence les difficultés croissantes de plantation de nouveaux arbres dans les villes dans le contexte des changements climatiques.

Ces données plaident d'abord pour un renforcement des mesures de réduction des émissions de gaz à effet de serre, mais aussi pour un accroissement des mesures d'atténuation des changements climatiques en ville, en particulier par la conservation — tant que leur état sanitaire et les conditions de sécurité le permettent — des arbres existants, et ensuite par la réalisation de plantations complémentaires. Elles amènent aussi à reconsidérer la palette des plantations urbaines pour y favoriser des espèces plus résistantes au stress hydrique et aux températures élevées. Dans ce contexte, les jardins botaniques et les arboretums situés à proximité des villes constituent des sites d'expérimentation appropriés (Hirons *et al.*, 2021).

De nombreuses villes ont ainsi déjà commencé à anticiper ces changements et modifié leurs palettes végétales en y introduisant des espèces résistantes à la sécheresse ou en en renforçant le pourcentage. Des outils ont été créés pour les aider dans le choix des essences les mieux adaptées aux différentes situations. Ainsi, les services forestiers américains ont développé de longue date un logiciel d'évaluation et d'aide à la décision, doté de nombreuses applications, appelé « i-Tree »[27]. Parmi elles, i-Tree Eco[28] permet d'évaluer les services écologiques rendus par les arbres. Cet outil a été appliqué

27. https://www.itreetools.org/
28. https://www.itreetools.org/eco/overview.php

pour la première fois en France en 2014 à Strasbourg dans le cadre d'une thèse de doctorat. L'outil complémentaire i-Tree Species[29] permet de guider le choix, parmi 1 600 espèces, des arbres les mieux adaptés à chaque situation et pour chaque objectif.

Un outil adapté au contexte français, le projet Sésame[30] (Services écosystémiques rendus par les arbres, modulés selon l'essence), prenant en compte une grande palette végétale (environ 250 espèces), a été mis au point par le Centre d'études et d'expertise sur les risques, l'environnement, la mobilité et l'aménagement (Cerema), en partenariat avec la municipalité de Metz, afin de proposer des gammes d'espèces indigènes et exotiques adaptées aux conditions de chaque situation.

Mais certaines villes restent encore bloquées sur des critères d'indigénat régional des espèces d'arbres à planter. Ainsi, le Plan biodiversité 2018-2024 de la Ville de Paris[31] recommande de privilégier les espèces indigènes régionales pour les plantations, en oubliant que les conditions écologiques en ville ne sont pas celles des espaces naturels de l'Île-de-France et que les changements climatiques en cours rendront encore plus problématique l'adéquation des essences indigènes aux conditions climatiques des prochaines décennies.

Il paraît bien préférable de prendre en compte les modifications climatiques en cours et de planter des essences, indigènes ou exotiques, qui seront adaptées aux conditions climatiques de la seconde moitié du XXIe siècle (Muller, 2022). C'est ce qui a été proposé dans le rapport « Paris à 50 °C » (Florentin et Lelièvre, 2023) dans les mesures n° 24 « Diversifier les nouvelles espèces plantées (locales et allochtones), en priorisant les espèces identifiées comme ayant une forte capacité d'adaptation vis-à-vis du climat futur », et n° 28, en coopération avec l'arboretum de Paris et le MNHN, de créer un « laboratoire arbres et climat » par exemple dans le Jardin botanique de Paris, afin d'expérimenter les arbres les plus adaptés au futur climat parisien, privilégier la diversité des essences et anticiper les évolutions et les contraintes liées à la chaleur dans les prochaines décennies, notamment à partir du *Guide des essences* et de l'étude « Arbres et climat ».

⏩ Références bibliographiques

Allix G., 2019. Les forêts urbaines, bon moyen d'atténuer la canicule dans les villes ? *Le Monde*, 25 juillet 2019.

APUR, 2010. *Essai de bilan sur le développement des arbres d'alignement dans Paris. Analyse statistique*, Agence parisienne d'urbanisme, 83 p. https://www.apur.org/sites/default/files/documents/APBROAPU506.pdf

APUR, 2023. *La canopée des arbres plantés dans les espaces publics parisiens. Étude comparative de 8 essences principales*, Agence parisienne d'urbanisme. https://www.apur.org/sites/default/files/indice_canopee_paris.pdf?token=KGpqxnRq

Aronson M.F.J., La Sorte F.A., Nilon C.H., Katti M., Goddard M.A. *et al.*, 2014. A global analysis of the impacts of urbanization on bird and plant diversity reveals key anthropogenic drivers. *Proceedings: Biological Sciences*, 281, 20133330.

Augros S., Hoareau D., Paillusseau J., Lombard C., Thueux P. *et al.*, 2015. Découverte d'un nouvel individu de Bois de senteur blanc, *Ruizia cordata* Cav., dans le Nord de l'île de La Réunion et bilan des connaissances sur l'état de conservation de l'espèce (Malvales, Malvaceae, Dombeyoideae). *Cahiers scientifiques de l'océan Indien occidental*, 6, 1-22.

29. https://www.itreetools.org/species/index.php
30. https://sesame.cerema.fr/
31. https://cdn.paris.fr/paris/2021/02/17/fbb551749cd3dabdf2b730d5f4097629.pdf

Beaudoin M., Gosselin P., 2016. An effective public health program to reduce urban heat islands in Québec, Canada. *Panamerican Journal of Public Health*, 40, 3, 160-166.

Berthier A., Clergeau P., Raymond R., 2017. De la belle exotique à la belle invasive : perceptions et appréciations de la Perruche à collier (*Psittacula krameri*) dans la métropole parisienne. *Annales de géographie*, (716), 408-434.

Bloch A., 1991. Les forêts péri-urbaines de Strasbourg ou la reconstruction d'un décor naturel (1851-1988). *Cahiers de Fontenay*, 9, 109-122, n° thématique « Le bois et la ville, du Moyen Âge au xx^{e} siècle ». https://www.persee.fr/doc/cafon_0984-9912_1991_act_9_1_916

Boyce M.C., 2011. *La canopée montréalaise*, Montréal, Direction des grands parcs et du verdissement, 185 p.

Brun M., Vaseux L., Martouzet D., Di Pietro F., 2017. Usages et représentations des délaissés urbains, supports de services écosystémiques culturels en ville. *Environnement Urbain/Urban Environment*, 11. http://journals.openedition.org/eue/1906

Castagneyrol B., Porté A., Plomion C., 2021. Méthode Miyawaki : pourquoi les « microforêts » ne sont pas vraiment des forêts. *The Conversation*, 24 février 2021. https://theconversation.com/methode-miyawaki-pourquoi-les-microforets-ne-sont-pas-vraiment-des-forets-155091

Cheng W.Y., Li X., 2021. Urban forest' recreation and habitat potentials in China: A nationwide synthesis. *Urban Forestry and Urban Greening*, 66, 127376. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2021.127376

Clergeau P., Leroy O., Lenancker P., 2015. Dynamique de population de la perruche à collier *Psittacula krameri* introduite en Île-de-France. *Alauda*, 83 (3), 165-174.

Dangulla M., Manaf L.A., Ramli M.F., Yacob M.R., 2020. Urban tree composition, diversity and structural characteristics in Northwestern Nigeria. *Urban Forestry and Urban Greening*, 48, 126512.

Deboeuf De Los Rios G., Barra M., Grandin G., 2022. *Renaturer les villes. Méthode, exemples et préconisations*, ARB ÎdF/L'Institut Paris Région.

Ducousso A., Jactel H., Muller S., 2021. Forêts Miyawaki : comment bien adapter la méthode japonaise au contexte français ? *The Conversation*, 14 juillet 2021. https://theconversation.com/forets-miyawaki-comment-bien-adapter-la-methode-japonaise-au-contexte-francais-164331

Esperon-Rodriguez M., Rymer P.D., Power S.A., Barton D.N., Cariñanos P. *et al.*, 2022a. Assessing climate risk to support urban forests in a changing climate. *Plants, People, Planet*, 4 (3), 201-213.

Esperon-Rodriguez M., Tjoelker M.G., Lenoir J., Baumgartner J.B., Beaumont L.J. *et al.*, 2022b. Climate change increases global risk to urban forests. *Nature Climate Change*, 12, 950-955. https://www.nature.com/articles/s41558-

Feterman G., 2016. *Paris, un arbre une histoire : 100 arbres d'exception*, Éditions Christine Bonneton, 144 p.

Florentin A., Lelièvre M., 2023. Paris à 50 °C, le rapport. Ville de Paris, Mission d'information et d'évaluation du Conseil de Paris, 260 p.

Génot J.C., 2021. Les plantations Miyawaki ou l'illusion d'une nature maîtrisée. *Canopée, forêts vivantes*. https://www.canopee-asso.org/les-plantations-miyawaki-ou-lillusion-dune-nature-maitrisee/

Gloor S., Taucher A., Rauchenstein K., 2021. *Biodiversitätsindex 202 für Stadtbäume im Kliimawandel*, SWILD Zürich, Grün Stadt Zürich, interner Bericht, 58 p.

Hirons A.D. *et al.*, 2021. Using botanic gardens and arboreta to help identify urban trees for the future. *Plants People Planet*, 3, 182-193.

Hutt-Taylor K., Ziter C.D., 2022. Private trees contribute uniquely to urban forest diversity, structure and service-based traits. *Urban Forestry and Urban Greening*, 78, 127760.

Jones W.G., Hill K.D., Allen J.M., 1995. *Wollemia nobilis*, a new living Australian genus and species in the Araucariaceae. *Tolepea*, 6 (2/3), 173-176.

Jorgensen E., 1974. Towards an urban forestry concept. *Proceedings of the 10th Commonwealth Forestry Conference*, Ottawa, Canada, Forestry Service.

Kowarik I., 2011. Novel urban ecosystems, biodiversity, and conservation. *Environmental Pollution*, 159, 1974-1983.

Le Louarn M., Couillens B., Deschamps-Cottin M., Clergeau P., 2016. Interference competition between an invasive parakeet and native bird species at feeding sites. *Journal of Ethology*, 34, 291-298.

Lenoir J., 2022. Climat : d'ici 2050, 71 % des espèces d'arbres en situation de risque à Paris, Bordeaux, Montpellier et Grenoble. *The Conversation*, 19 septembre 2022. https://theconversation.com/climat-dici-2050-71-des-especes-darbres-en-situation-de-risque-a-paris-bordeaux-montpellier-grenoble-et-lyon-190511

Lesouef J.-Y., 1988. The rescue of *Ruizia cordata* and the possible extinction of *Astiria rosea*. *Botanic Gardens Conservation News*, 1 (2), 36-39.

Lesouef J.-Y., 1991. From rescue to re-introduction: The example of *Ruizia cordata*. *In: Tropical Botanic Gardens: Their Role in Conservation and Development* (V.H. Heywood, P.S. Wyse Jackson, eds), Academic Press, 217-222.

Lesouef J.-Y., 2000. La réintroduction des plantes. *Le Courrier de la Nature*, (182), n° spécial « Réintroductions », 52-53.

Lewis H., 2023. *La révolution des mini-forêts. La méthode Miyawaki*, Éditions Eyrolles, 260 p.

Li X., Ratti C., 2018. Mapping the spatial distribution of shade provision of street trees in Boston using Google Street View panoramas. *Urban Forestry and Urban Greening*, 31, 109-119.

Li X., Zhang C., Li W., Ricard R., Meng Q. *et al.*, 2015. Assessing street-level urban greenery using Google Street View and a modified green view index. *Urban Forestry and Urban Greening*, 14 (3), 675-685.

Maviel N., Le Mitouard E., 2019. Anne Hidalgo : « Nous allons créer de la forêt urbaine sur 4 sites emblématiques à Paris ». *Le Parisien*, 13 juin 2019.

McBride J.R., Douhovnikoff V., 2012. Characteristics of the urban forests in arctic and near-arctic cities. *Urban Forestry and Urban Greening*, 11 (2), 113-119.

McCoy D.E. *et al.*, 2022. Species clustering, climate effects, and introduced species in 5 million city trees across 63 US cities (Y. Chen, M.C. Schuman, eds). *eLife*, 11, e77891.

McKinney M.L., 2006. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation*, 127, 247-260.

Miyawaki A., 1975. Entwicklung der Umweltschtz-Pflanzungen und-Ansaaten in Japan. *In: Sukuzessionsforschung. Berichte Über Internationales Sym-posium der Internationalen Vereinigung für Vegetationskunde* (Tüxen R., ed). J. Cramer, Vaduz, 237-254.

Miyawaki A., 2004. Restoration of living environment based on vegetation ecology. Theory and practice. *Ecological Research*, 19, 83-90.

Miyawaki A., 2014. The Japanese and Chinju-no-mori tsunami-protecting forest after the Great East Japan earthquake 2011. *Phytocoenologi*a, 44 (3-4), 235-244.

Mori E., Grandi G., Menchetti M., Tella J.L., Jackson H.A. *et al.*, 2017. Worldwide distribution of non-native Amazon parrots and temporal trends of their global trade. *Animal Biodiversity and Conservation*, 40 (1), 49-62.

Muller S., 2018. Les forêts urbaines, essentielles aux villes de demain. *The Conversation*, 19 avril 2018. https://theconversation.com/les-forets-urbaines-essentielles-aux-villes-de-demain-94335

Muller S., 2020a. Fact check : planter 170 000 arbres en 6 ans à Paris, est-ce faisable ? *The Conversation*, 4 mars 2020. https://theconversation.com/fact-check-planter-170-000-arbres-a-paris-en-6-ans-est-ce-faisable-132916

Muller S., 2020b. Arbres et oiseaux : balade au parc Montsouris, ce point chaud de biodiversité parisienne. *The Conversation*, 26 mai 2020. https://theconversation.com/arbres-et-oiseaux-balade-au-parc-montsouris-ce-point-chaud-de-la-biodiversite-parisienne-139329

Muller S., 2020c. Grand Paris : pourquoi il faut suivre l'exemple de New York et planter un million d'arbres. *The Conversation*, 25 juin 2020. https://theconversation.com/grand-paris-pourquoi-il-faut-suivre-lexemple-de-new-york-et-planter-1-million-darbres-141393

Muller S., 2021a. Microforêts urbaines : que penser de la « méthode Miyawaki » ? *The Conversation*, 16 mars 2021. https://theconversation.com/microforets-urbaines-que-penser-de-la-methode-miyawaki-156822

Muller S., 2021b. De quoi se compose exactement la « forêt urbaine » ? *The Conversation*, 23 septembre 2021. https://theconversation.com/de-quoi-se-compose-exactement-la-foret-urbaine-168450

Muller S., 2021c. Quels arbres choisir pour la future « forêt urbaine », place de Catalogne à Paris ? *The Conversation*, 16 décembre 2021. https://theconversation.com/quels-arbres-choisir-pour-la-future-foret-urbaine-place-de-catalogne-a-paris-173781

Muller S., 2022. À Paris, quels arbres pour adapter la ville au changement climatique ? *The Conversation*, 24 octobre 2022. https://theconversation.com/a-paris-quels-arbres-pour-adapter-la-ville-au-changement-climatique-190030

Muller S., Marchand D., Bailly E., Consales J.-N., Clergeau P., Bonnaud X., 2020. Confinement en ville : pourquoi l'accès à la nature est tout simplement vital. *The Conversation*, 29 avil 2020. https://theconversation.com/confinement-en-ville-pourquoi-lacces-a-la-nature-est-tout-simplement-vital-137500

Muller S., Rouhan G., Clergeau P., 2018. « En direct des espèces » : la biodiversité urbaine, enjeu de nature ou de société ? *The Conversation*, 26 février 2018. https://theconversation.com/en-direct-des-especes-la-biodiversite-urbaine-enjeu-de-nature-ou-de-societe-90146

Muratet A., Muratet M., Pellaton M., 2022. *Flore des friches urbaines*, Les Presses du réel, 544 p.

Nowak D.J., Hoehn R.E.III, Crane D.E., Stevens J.C., Walton J.T., 2007a. Assessing urban forest effects and values: New York City's urban forest. *Resource Bulletin*, (NRS-9), Newtown Square, USDA Forest Service, 22 p. https://doi.org/10.2737/NRS-RB-9

Nowak D.J., Hoehn R.E.III, Crane D.E., Stevens J.C., Walton J.T., 2007b. Assessing urban forest effects and values, Philadelphia's urban forest. *Resource Bulletin*, (NRS-7), Newtown Square, USDA Forest Service, 22 p.

Nowak D.J., Hoehn R.E III, Crane D.E., Stevens J.C., Walton J.T., 2007c. Assessing urban forest effects and values, San Francisco's urban forest. *Resource Bulletin*, (NRS-8), Newtown Square, USDA, Forest Service, 22 p.

Nowak D.J., Hoehn R.E.III, Crane D.E., Stevens J.C., Leblanc F.C., 2010. Assessing urban forest effects and values, Chicago's urban forest. *Resource Bulletin*, (NRS-37), Newtown Square, USDA, Forest Service, 27 p.

Ossola *et al.*, 2020. The Global Urban Tree Inventory: A database of the diverse tree flora that inhabits the world's cities. *Global Ecology and Biogeography*, 29, 1907-1914.

Rouhan G., Muller S., 2020. Le pin de Wollemi, la découverte botanique la plus retentissante du xx^{e} siècle. *The Conversation*, 23 décembre 2020. https://theconversation.com/le-pin-de-wollemi-la-decouverte-botanique-la-plus-retentissante-du-xx-siecle-151997

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

Seiferling I., Naikc N., Ratti C., Proulx R., 2017. Green streets: Quantifying and mapping urban trees with street-level imagery and computer vision. *Landscape and Urban Planning*, 165, 93-101.

Selmi W., 2014. Services écosystémiques rendus par la végétation urbaine : application d'approches d'évaluation à la ville de Strasbourg. Thèse de doctorat en aménagement, université de Strasbourg, 344 p.

Shackleton C., 2016. Do indigenous street trees promote more biodiversity than alien ones? Evidence using mistletoes and birds in South Africa. *Forests*, 7, 1-9.

Stagoll K., Lindenmayer D.B., Knight E., Fischer J., Manning A.D., 2012. Large trees are keystone structures in urban parks. *Conservation Letters*, 5 (2), 115-122.

Strubbe D., Matthysen E., 2007. Invasive ring-necked parakeets *Psittacula krameri* in Belgium: Habitat selection and impact on native birds. *Ecography*, 30 (4), 578-588.

Tarte D., 2016. Les friches, ces écosystèmes sous-estimés. *Urbanité*, 33-34.

Tüxen R., 1956. Die heutige potentielle natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung. *Angew. Pflanzensoziologie*, 13, 5-42, Stolzenau/Weser.

UrbaLyon, 2019. Une canopée pour la métropole de Lyon ? Enseignements d'un benchmark international. Résumé, 24 p. https://www.urbalyon.org/sites/default/storage_files/productions/publications/imports/2020-06/E-11335B.pdf

Vetter T., 2022. Des dizaines d'arbres du plan canopée sont morts cet été. *Rue 89 Strasbourg*, 21 octobre 2022. https://www.rue89strasbourg.com/dizaines-arbres-plan-canopee-morts-248178#

Ville de Paris, 2021. Plan arbre. Les actions de Paris pour l'arbre et la nature en ville. Fiches actions 2021-2026, 104 p. https://cdn.paris.fr/paris/2021/12/13/daf6cce214190a66c7919b34989cf1ed.pdf

White R.L., Strubbe D., Dallimer M., Davies Z.G., Davis A.J.S. *et al.*, 2019. Assessing the ecological and societal impacts of alien parrots in Europe using a transparent and inclusive evidence-mapping scheme. *NeoBiota*, 48, 45-69.

Wilcox M.D., 2012. *Auckland's Remarkable Urban Forest*. Auckland Botanical Society, 347 p.

Chapitre 4

Un air de ville, grâce aux arbres et à la forêt urbaine

Marc Saudreau, Raïa-Silvia Massad

C'est au travers d'une approche physique de l'environnement que ce chapitre présente le rôle des arbres et de la forêt urbaine dans la régulation de la température et des flux de matière et d'énergie dans l'écosystème urbain. Il y est question d'îlots de chaleur et de pollution.

⏩ L'air de nos villes *versus* l'air de nos campagnes, et l'apport du végétal

La ville est le lieu qui connaît les plus fortes concentrations humaines et elle est devenue le lieu de vie de la majorité de la population : en 2008, la population urbaine dans le monde égalait pour la première fois de l'histoire la population rurale, et en 2050, les trois quarts de la population habiteront en ville (United Nations, 2018). Or le milieu urbain présente des particularités très différentes du milieu rural, par la densité de population, la typologie des bâtiments et des matériaux, les usages (habitations, bureaux, zones industrielles) et les flux de personnes associés. Une conséquence directe est que l'air des villes et des zones périurbaines est généralement plus pollué (EEA, 2021) et plus chaud (IPCC, 2023), avec de multiples effets sur la santé humaine (Kelly, 2019) et l'environnement (Singh *et al.*, 2020). Au niveau des températures ressenties, cela se caractérise par l'apparition du phénomène d'îlot de chaleur urbain (ICU) (encadré 4.1). Ces aspects de la qualité de l'air se révèlent particulièrement prégnants si on ajoute la perspective du changement climatique, dont on évalue encore difficilement les conséquences, même si les projections climatiques indiquent une variabilité plus importante du climat, avec une occurrence plus fréquente des extrêmes climatiques (Pörtner *et al.*, 2022).

La préparation de la « ville durable » au changement climatique implique une amélioration du confort thermique et de la qualité de l'air à l'intérieur du milieu urbain, notamment lors des phénomènes de fortes chaleurs. Les solutions envisagées doivent assurer une protection efficace de la population, aussi bien à l'intérieur qu'à l'extérieur des bâtiments, en améliorant significativement la qualité de l'air. Cela passe par plusieurs étapes : d'abord, identifier les processus chimiques et physiques en jeu ; puis améliorer la gestion des flux d'air et des flux thermiques ; enfin, proposer des solutions concrètes comme la végétalisation du sol, l'isolation de l'habitat et la modification des formes de

l'habitat (Heino, 1979 ; Oke, 1987). Dans tous les cas, les solutions choisies sont fondées soit sur une action indirecte, ou préventive, qui consiste à agir sur la source de pollution et de chaleur, comme le rayonnement solaire ou son stockage, en modifiant l'albédo du sol et du bâti urbain, soit sur une action plus directe, ou symptomatique, de lutte contre l'augmentation de la température, en rafraîchissant l'atmosphère par climatisation naturelle (enherbement, parcs arborés) ou artificielle (arrosage des chaussées).

Encadré 4.1. Le phénomène d'îlot de chaleur urbain

L'ICU est un phénomène climatique qui se manifeste surtout la nuit et qui correspond à une différence positive des températures entre la ville et la campagne voisine. Cette différence peut aller de 2 à 3 °C, jusqu'à plus de 10 °C pour de très grandes villes lorsque tous les facteurs sont réunis (Heino, 1979 ; Oke, 1987 ; Coutts *et al.*, 2013).

Ce phénomène est purement physique. La journée, les éléments minéraux qui constituent le paysage urbain sont réchauffés par le soleil et emmagasinent de l'énergie. La nuit, cette énergie est restituée, notamment par rayonnement infra-rouge, et réchauffe la masse d'air urbaine (figure 4.1).

Toutes les grandes villes connaissent des phénomènes d'ICU nocturnes importants. Les vagues de chaleur qui ont frappé la France lors des étés 2003 et 2015 en sont la preuve. Par exemple, les études menées sur une ville moyenne comme Strasbourg ont permis d'observer des ICU de 8 °C (Kastendeuch *et al.*, 2010).

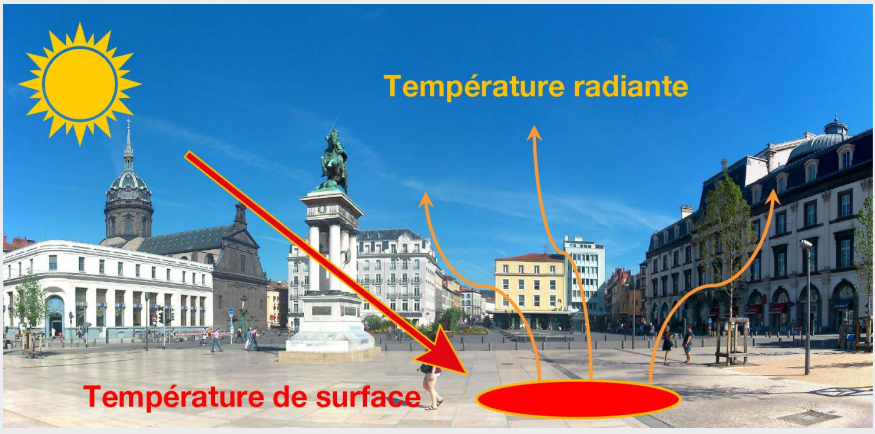


Figure 4.1. Illustration du phénomène d'îlot de chaleur urbain (ICU) : augmentation de la température de surface des éléments minéraux le jour et réchauffement de la masse d'air par rayonnement infra-rouge thermique (température radiante) la nuit (place de Jaude, Clermont-Ferrand, France ; photographie : © J. Ngao).

Parmi la gamme de solutions, l'augmentation des surfaces végétales en introduisant davantage de pelouses et d'arbres semble une solution prometteuse, car, au-delà de l'aspect thermique, elle offre aussi un large éventail de services sociétaux, environnementaux et économiques (Mullaney *et al.*, 2015). L'utilisation du levier végétal n'est pas nouvelle. Il y a près de deux siècles en France, la végétation était perçue comme vectrice de bien-être pour les habitants des villes en ceci qu'elle pourvoyait un « air plus sain ». Ainsi ont été initiés de grands programmes de plantations d'arbres dans les grandes villes (Santini, 2017). Depuis quelques années, ce mouvement reprend de

l'ampleur avec la mise en place de plans climat ou canopée dans toutes les grandes métropoles (voir introduction). Toutefois, la mise en œuvre du levier végétal nécessite de bien comprendre le fonctionnement de la végétation et de ses interactions avec le microclimat urbain, qui repose essentiellement sur du bon sens : mettre du végétal là où il y en a besoin et faciliter son développement en créant des systèmes de plantation adéquats. Or les interactions entre les arbres et le milieu urbain sont complexes, car un arbre est un organisme vivant qui, par sa plasticité (croissances aérienne et racinaire par exemple), peut s'adapter à un nouvel environnement (pratiques culturales, contraintes climatiques) et, par son fonctionnement, peut modifier son environnement proche (Hallé, 2005), voire émettre également des composés organiques volatils (COV) parfois néfastes pour la santé humaine. Cette complexité est renforcée par la multiplicité des aménagements envisagés — arbre seul, alignements, forêt urbaine — et par la variabilité du bâti urbain — hauteur de bâtiment, largeur de rue et usage de ces espaces. Plasticité et fonctionnement sont intimement liés, mais ce chapitre se focalise sur le fonctionnement (sa physiologie) en lien avec sa forme et son environnement climatique et pédoclimatique. Un des objectifs sera tout d'abord de rappeler les principes physiques et physiologiques sous-jacents en complément du chapitre 1. La régulation thermique par la transpiration et les échanges gazeux (dioxyde de carbone, CO_2, et COV) seront plus particulièrement développés, car moins bien connus que l'ombrage, plus facilement perçu et compris. Ces mécanismes seront ensuite replacés dans l'environnement urbain *via* des exemples issus d'expérimentations ou de simulations. Ils permettront de mieux cerner les possibilités d'action et leurs limites.

⏩ Les principaux mécanismes

Les processus qui permettent aux arbres d'avoir un effet sur la qualité de l'air sont l'ombrage, qui réduit l'énergie transmise au sol, au bâti ou aux passants (figure 4.2, point 4), et la transpiration, qui contribue au rafraîchissement de l'air urbain et à l'échange de molécules chimiques avec l'atmosphère (figure 4.2, point 2). Ces deux aspects sont principalement pilotés par l'interception du rayonnement solaire par les feuilles (figure 4.2, point 1), qui induit la mise en place d'un flux d'eau (sève brute) entre les racines, qui absorbent l'eau et des nutriments, et les feuilles, d'où l'eau s'évapore (figure 4.2, point 2). Le moteur de ce flux est le système foliaire qui évacue de l'eau sous forme de vapeur (transpiration). Cette transpiration induit en effet une montée de l'eau par les vaisseaux conducteurs dans le bois. Parallèlement, les feuilles échangent des gaz avec l'environnement et absorbent notamment le CO_2 présent dans l'air. Ce CO_2 est alors transformé en sucres par la plante grâce au processus de photosynthèse. Ces composés sont ensuite redistribués aux différents organes *via* la sève phloémienne, ou sève élaborée, et alloués aux différentes fonctions physiologiques telles que la croissance, la maintenance des tissus, l'élaboration des composés de défense ou de réserve (Lacointe, 2000). Comprendre et quantifier le rôle des arbres sur l'atmosphère urbaine nécessite de bien cerner les processus d'ombrage et de transpiration.

Ombrage

La capacité d'interception du rayonnement solaire direct (figure 4.2, point 1) dépend des propriétés radiatives des feuilles et de leur agencement dans l'espace. La quantité de rayonnement absorbé par le feuillage varie tout d'abord en fonction de la longueur d'onde

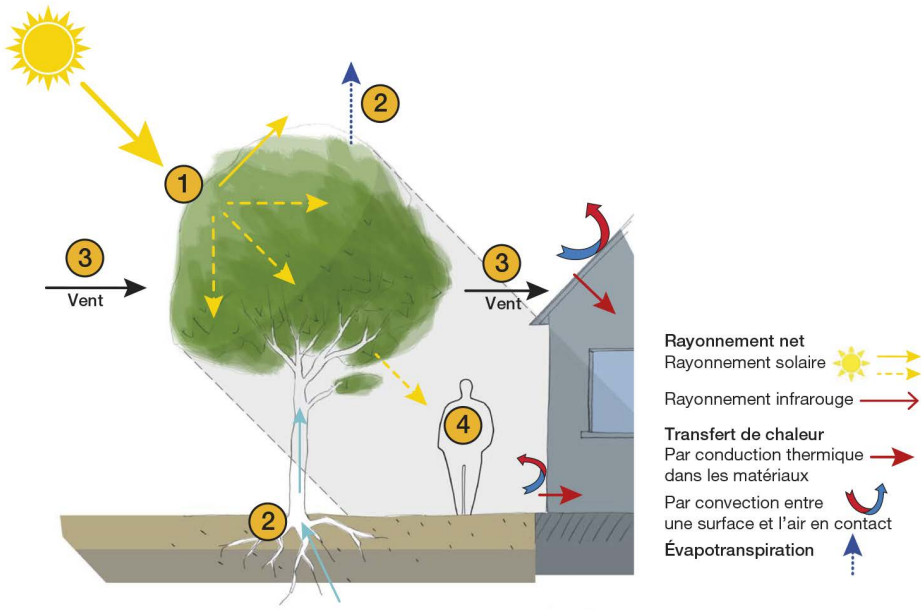


Figure 4.2. Schéma descriptif du fonctionnement d'un arbre et des différents mécanismes de régulation du climat urbain (Musy *et al.*, 2014).

du rayonnement. Pour une feuille, plus de 80 % du rayonnement solaire qui participe à la photosynthèse (de 400 à 700 nm) sont interceptés. Les 20 % restants sont transmis vers le sol (figure 4.2, point 4) ou réfléchis vers l'atmosphère. Inversement, seuls 15 % du rayonnement dans le proche infrarouge (de 700 à 1 100 nm) sont absorbés. Une plus grande quantité est alors transmise au sol ou réfléchie vers l'atmosphère ou les bâtiments voisins. Ce schéma, valable pour une feuille saine et verte, varie tout au long de la saison de végétation en fonction de son âge et de son état sanitaire (maladie, insecte).

À l'échelle d'un houppier, la répartition spatiale des feuilles va induire également une plus ou moins grande porosité du feuillage. Ainsi, pour un arbre donné, la surface foliaire interceptrice est fonction de nombreux paramètres géométriques du couvert : densité foliaire, dispersion et orientation angulaire des feuilles, forme du houppier (Ross, 1981). Par exemple, une essence avec une densité foliaire élevée fera plus d'ombre qu'une essence caractérisée par un feuillage plus aéré. De nombreuses formulations plus ou moins détaillées des liens entre la structure d'un couvert et son efficience d'interception du rayonnement sont développées depuis de nombreuses années (Varlet Grancher *et al.*, 1993), car l'efficacité d'interception d'un couvert est fortement liée au potentiel photosynthétique de l'arbre. Globalement, la quantité de rayonnement absorbé (R_{abs}) est reliée à la quantité de rayonnement solaire incident (R_{inc}) suivant une loi de type Beer-Lambert (Chartier, 1966). Dans le cas le plus simple (couvert homogène, distribution uniforme des angles foliaires), elle peut s'exprimer ainsi :

$$R_{abs} = R_{inc}\,(1 - exp\,(-Kc \times LAI)) \text{ (équation 1)}$$

où *LAI* (*leaf area index*, ou indice de surface foliaire) est la somme de la surface foliaire totale ramenée à la surface projetée sur le sol du houppier (Watson, 1947), et *Kc* est un coefficient d'extinction qui dépend de l'agrégation du feuillage et de la position

de la source de rayonnement (Varlet Grancher *et al.*, 1993). L'utilisation de l'équation 1 permet assez simplement, pour des paramètres *LAI* et *Kc* connus, de donner un ordre de grandeur de l'efficacité de l'ombrage d'un couvert. La figure 4.3 montre clairement que le *LAI* et le coefficient d'extinction *Kc* ont une forte incidence sur la capacité d'interception du rayonnement. Ces paramètres sont très variables d'une essence à l'autre et ils évoluent au cours de la journée et des saisons. *Kc* est fonction de la position du Soleil par exemple et ses valeurs sont comprises entre 0,3 et 0,6. Le *LAI* varie avec l'évolution de la surface foliaire au cours de la saison de végétation et des pratiques culturales (Breda, 2003 ; Zhang *et al.*, 2014). En fonction du type d'ombrage voulu, le choix d'une essence et sa conduite sont cruciaux.

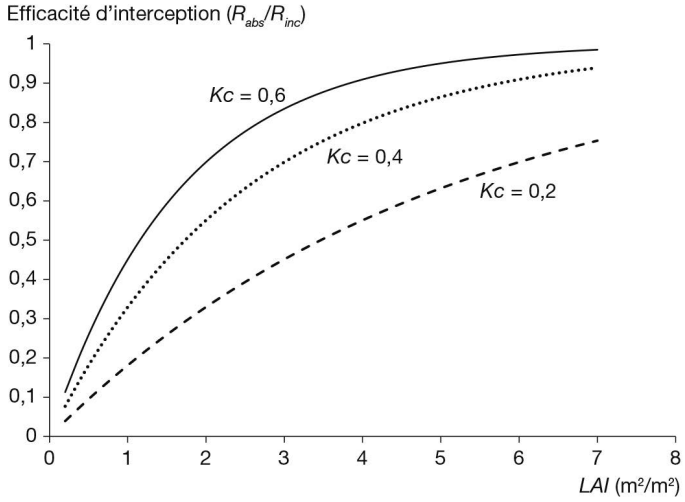


Figure 4.3. Illustration de l'évolution de la quantité de rayonnement absorbé en fonction du *LAI* et du coefficient d'extinction *Kc* et suivant la loi de Beer-Lambert (équation 1).

Ce type de formulation est utilisé dans les modèles de climat urbain, notamment certains modèles de « surface » ou lorsqu'un ensemble d'arbres assimilable à un couvert continu est considéré (parc, peuplement) (Loridan *et al.*, 2013 ; Muller *et al.*, 2014). Dans ces cas, la forme 3D des arbres n'est pas prise en compte. Cette formulation perd de son sens pour des arbres urbains isolés ou d'alignement, car leurs formes 3D prennent plus d'importance pour le calcul des surfaces projetées au sol ou l'atténuation du rayonnement au sein du houppier. Dans ce cas, des modèles, toujours basés sur la loi de Beer-Lambert mais de géométrie plus complexe, doivent être mis en œuvre, dans lesquels le *LAI* et le *Kc* n'apparaissent plus comme des variables pertinentes. Elles sont alors remplacées par des variables géométriques plus précises, comme la densité foliaire (*LAD*) et les angles d'inclinaison des feuilles (Ross, 1981 ; Sinoquet *et al.*, 2001).

Rafraîchissement : transpiration et température du couvert

La transpiration correspond au processus de vaporisation de l'eau (passage de l'état liquide à l'état gazeux) par une voie physiologique, au niveau des feuilles. Ce processus consommateur de chaleur est dit « endothermique ». En consommant de la chaleur, il a un effet refroidissant sur son environnement proche. C'est ce processus qui est

mis en œuvre par les plantes pour réguler leur température foliaire. Il est piloté à la fois par le climat — c'est la demande évaporative — et par la réponse fonctionnelle de la plante, qui régule *via* les stomates ses pertes en eau en fonction des contraintes climatiques, physiologiques et pédoclimatiques. Dans un climat urbain, la transpiration des couverts correspond à un flux de chaleur latente qui vient contrebalancer l'apport de chaleur par rayonnement et permet une évacuation efficace de l'énergie, donc moins de stockage. En présence d'un houppier sain, bien alimenté en eau, la température de surface des feuilles éclairées sera largement inférieure à celle d'une surface minérale quelconque, ce qui contribue à faire baisser globalement les températures de la zone (Oke, 1987).

À l'échelle foliaire

La transpiration se déroule au niveau des feuilles, et plus particulièrement *via* les stomates, qui sont des pores situés sur la surface inférieure et/ou supérieure des feuilles (voir chapitre 1). Les flux de matière ont lieu par ces orifices : sortie d'eau et entrée de CO_2 principalement. Cette surface d'échange est variable car les plantes ont la capacité de plus ou moins ouvrir leurs stomates, par exemple lorsque l'arbre vient à manquer d'eau. Cette capacité de réguler ces flux gazeux est formalisée par le concept de conductance à la surface des feuilles, g_w, qui est la résultante de l'ouverture des stomates (formalisée par une conductance stomatique g_s) et de la vitesse du vent (formalisée par une conductance de couche limite g_b) : $g_w = f(g_s, g_b)$. Le flux de chaleur latent, λE (W/m^2), peut se formaliser comme suit (Monteith et Unsworth, 1990) :

$$\lambda E \approx g_w(g_s, g_b)\,(e_{sat}(T_l) - e_{vap}(T_a)) = g_w(g_s, g_b)\,VPD \quad \text{(équation 2)}$$

où g_w (m/s) est la conductance de la vapeur d'eau d'une feuille, $e_{sat}(T_l)$ (Pa) est la pression de vapeur saturant l'eau à la température de la feuille T_l (K), et $e_{vap}(T_a)$ (Pa) est la pression de vapeur de l'eau dans l'air à la température de cette dernière, T_a (K). La différence $(e_{sat}(T_l) - e_{vap}(T_a))$ correspond au déficit de pression de vapeur et est notée *VPD* (Pa).

L'équation 2 montre clairement que la transpiration est directement pilotée, d'une part, par le climat *via* le *VPD* et, d'autre part, par l'arbre *via* sa capacité à échanger de la vapeur d'eau avec l'air ambiant, c'est-à-dire la conductance g_w. Malgré sa simplicité, la résolution de l'équation 2 et donc l'estimation de λE n'est pas triviale. En effet, de nombreux travaux ont été et sont toujours menés sur l'explicitation des mécanismes qui pilotent la conductance stomatique (Damour *et al.*, 2010). Les données acquises montrent que g_s dépend à la fois des conditions climatiques (comme le rayonnement, l'hygrométrie et la température de l'air, le vent, la teneur en CO_2 de l'air), de l'état physique (température, teneur en eau) et physiologique (teneur en azote) de la feuille, et de l'état hydrique du sol. Un exemple de formes de réponse de la conductance stomatique aux variables rayonnement, température et *VPD* est illustré en figure 4.4. De même, la température foliaire, T_l, résulte de l'équilibre thermique entre apport d'énergie (rayonnement) et pertes par transpiration et convection (flux de chaleur sensible – effet du vent) (Monteith et Unsworth, 1990). T_l n'est donc pas connue *a priori*. L'estimation de λE nécessite alors de formaliser plus avant cette notion d'équilibre thermique. Citons notamment l'équation de Penman-Monteith qui, parmi les formulations existantes fondées sur cette notion d'équilibre thermique, est la plus connue et la plus utilisée (Monteith et Unsworth, 1990). Un exemple de la dynamique de température de feuille est donné en figure 4.5. Cette figure permet d'appréhender,

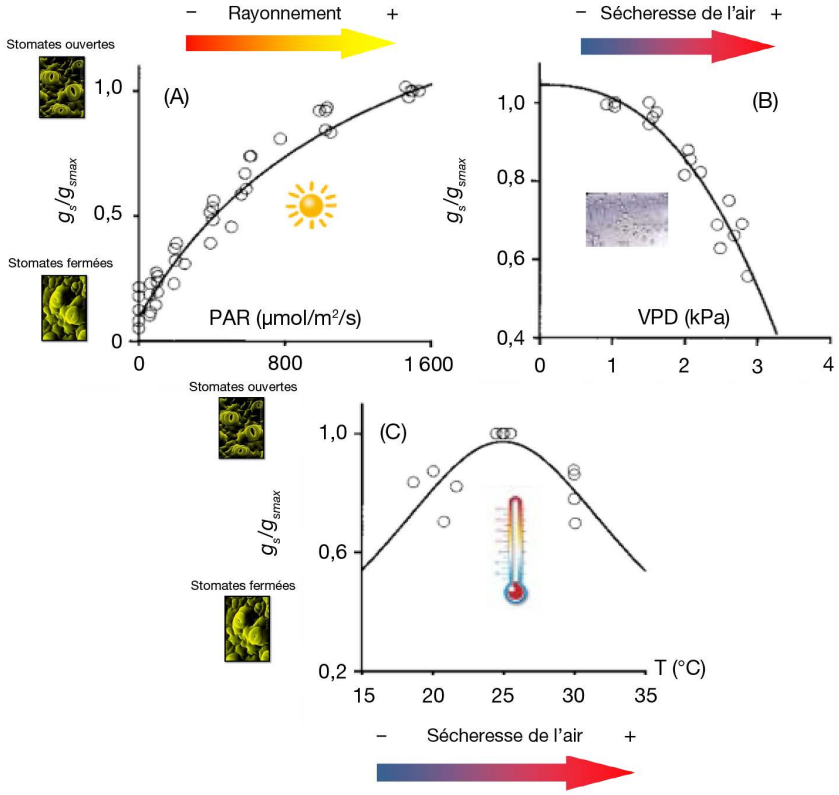


Figure 4.4. Évolutions caractéristiques de la conductance stomatique normalisée g_s/g_{smax} en fonction : (A) du rayonnement reçu (PAR), (B) du déficit de pression de vapeur et (C) de la température foliaire (d'après Pincebourde et Casas, 2006).

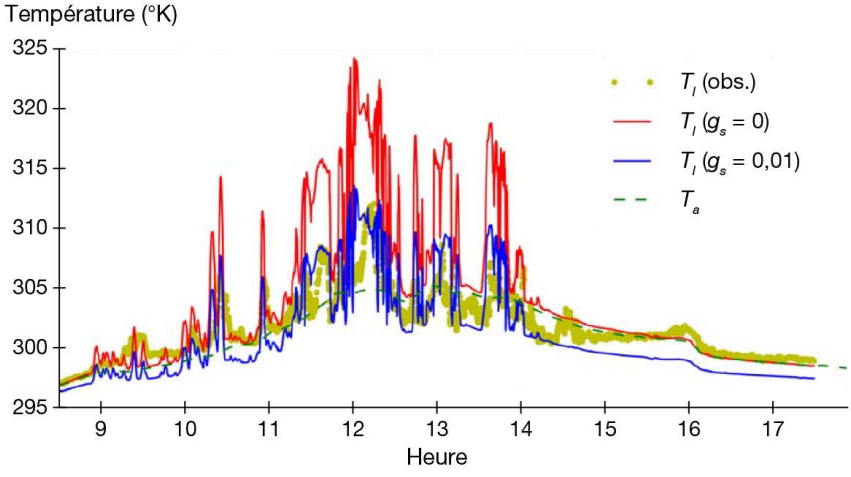


Figure 4.5. Exemple de dynamiques journalières de la température d'une feuille (points vert) et de l'air (tiret vert) observées, et des dynamiques simulées avec régulation stomatique (trait bleu) et sans régulation (trait rouge) (Schymanski et Zwieniecki, 2013).

d'une part, l'écart entre la température d'une feuille et la température de l'air, et, d'autre part, l'effet de la conductance stomatique sur l'intensité du refroidissement de la feuille. Lorsque le rayonnement solaire est maximal en milieu de journée, la transpiration permet de contrebalancer l'apport d'énergie et de refroidir la feuille de 5 à 10 °C (courbe rouge sans transpiration et bleue avec transpiration).

À l'échelle du houppier

Les feuilles qui constituent le houppier vont percevoir un microclimat différent selon leurs positions. Ainsi, conformément à la loi de Beer-Lambert (équation 1 et figure 4.3), les feuilles situées en haut du houppier vont recevoir plus de rayonnement comparativement aux feuilles situées à l'intérieur et sous la canopée. La réponse fonctionnelle, g_s, qui dépend de nombreux facteurs, à la fois climatiques (figure 4.4) et physiologiques, va également varier localement suivant le rayonnement disponible et la température des feuilles (Ngao *et al.*, 2013). La combinaison de tous ces facteurs conduit à des températures de feuille variables au sein du houppier et dans le temps, et à un flux d'évaporation total variable dans le temps et fonction de la forme et de l'espèce d'arbre considérées. La mesure du flux total d'eau transporté par un arbre (méthode des flux de sève par exemple ; Granier, 1985) ou la résolution des équations de Penman-Monteith à l'échelle d'un houppier permettent d'estimer les différents flux du bilan thermique (figure 4.6) (Green, 1993 ; Ngao *et al.*, 2015). Il ressort que dans certaines conditions (vitesse du vent faible notamment), la part du flux évapotranspiré contribue très largement au refroidissement (> 200 W/m^2). Les caractères multifactoriels et non linéaires des composantes qui pilotent le flux de transpiration d'un arbre rendent les approches complexes et, globalement, ces lois de réponses ne sont pas facilement applicables en milieu urbain. Ce constat a conduit au développement de modèles de simulation très variés, du plus simpliste à des modèles 3D, suivant l'échelle considérée et la précision souhaitée : ville, quartier, rue.

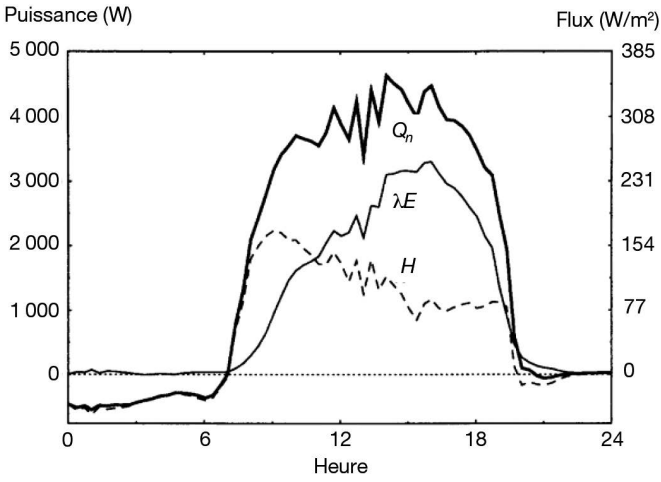


Figure 4.6. Exemple de dynamique journalière des différentes composantes du bilan thermique d'un arbre isolé (un noyer dont la surface foliaire fait 13 m^2). Q_n est le flux total absorbé (mesuré), λE le flux de transpiration (calculé suivant Penman-Monteith), et H le flux de chaleur sensible (déduit de $H = Q_n - \lambda E$) (d'après Green *et al.*, 1993).

Diminuer les îlots de chaleur urbain

Les capacités potentielles des arbres à réguler le climat thermique urbain semblent évidentes au vu des connaissances acquises sur leur fonctionnement. Toutefois, la complexité des processus et la diversité des types de plantations arborées rencontrés en ville (choix des essences, leur forme, leur densité, leur agencement : arbre isolé, arbres de rue, forêt urbaine ?), de même que les effets recherchés en matière de régulation du climat (effet local ou effet plus large ?) posent question : comment quantifier le rôle des arbres sur la qualité de l'air urbain ? Il est en effet important de quantifier plus précisément leurs impacts en matière de refroidissement, de quantité et de type de polluants, ou de hiérarchiser le rôle de l'ombrage et de la transpiration afin de favoriser l'un ou l'autre processus. Cette quantification passe essentiellement par des mesures de température de l'air, des surfaces (bâti ou sol) et des habitants (température ressentie), et par des approches de simulations assez complexes (Saudreau *et al.*, 2021).

Globalement, la capacité de régulation de la température est confirmée par les études effectuées depuis une vingtaine d'années, qu'elles soient fondées sur des expérimentations ou des modélisations. La température de l'air est largement utilisée, car c'est une variable facilement mesurable. C'est également une donnée importante qui entre dans la définition des événements de type caniculaire par Météo France (2023). Une méta-analyse des données publiées sous forme d'articles ou de rapports scientifiques permet de confirmer que la température de l'air dans les parcs arborés diminue par rapport à une zone complètement minérale (Bowler *et al.*, 2010). Toutefois, cet effet est très variable, avec dans certains cas une baisse très significative de la température de l'air (– 3 °C), et dans d'autres cas aucune différence notable observée. Cette diversité, ou variabilité, repose essentiellement sur la richesse des situations étudiées selon la typologie urbaine, la taille des parcs, le climat, et notamment l'exposition au vent, et la zone de prise de mesure (à proximité du sol, dans les houppiers ou au-dessus des arbres). Par exemple, Rahman *et al.* (2018) ont mesuré, lors de jours chauds estivaux, les températures de l'air sous des tilleuls (*Tilia Cordata*) et des robiniers (*Robinia pseudoacacia*) à différentes hauteurs (1,5 m, 3 m et 4,5 m). La température mesurée était systématiquement inférieure à la température de l'air mesurée en zone minérale, mais avec des différences variant de 0,5 à 1,3 °C selon la hauteur et l'espèce. Il est parfois difficile *in situ* de clarifier les causes de cette variabilité spatiale. Cela met clairement en exergue la nécessité de développer des outils de simulation à des fins de compréhension ou de prédiction qui soient capables de prendre en compte cette diversité. À partir de modélisations du vent aux échelles locales (l'arbre ; Manickathan *et al.*, 2018) ou plus globales (la ville ; Lin et Lin, 2016), il est possible de mieux comprendre le rôle primordial du vent pour déterminer la zone d'influence d'un arbre ou d'une forêt urbaine, et appréhender la variabilité spatiale de la température de l'air. En effet, en refroidissant ses feuilles, un arbre va refroidir localement la masse d'air. Cet air plus frais va être transporté par le vent en aval. Cet effet est fondamental pour penser les aménagements urbains et prédire les zones d'influence des parcs arborés.

Arbres urbains et confort thermique : la température ressentie

La température de l'air contribue à l'inconfort thermique des habitants, mais ce n'est pas le meilleur indicateur, car la température ressentie par une personne est, tout comme la température des feuilles d'un arbre, le résultat d'un bilan d'énergie entre apports et

pertes d'énergie par rayonnement, transpiration, convection. Ainsi, d'autres indicateurs thermiques comme le *physiological equivalent temperature* (PET) (Matzarakis *et al.*, 1999) ou l'*universal thermal comfort index* (UTCI) (Brode *et al.*, 2012) ont été développés. Ces indicateurs, même s'ils reflètent mieux l'impact du climat sur le confort thermique des habitants, sont plus délicats à estimer car ils nécessitent la mesure simultanée d'autres variables climatiques : les rayonnements issus du Soleil, la température des surfaces minérales, la vitesse du vent, la température de l'air et l'hygrométrie. Cette difficulté est accrue par la complexité tridimensionnelle du paysage urbain, qui induit des sources de rayonnement très diverses : rayonnements de longueurs d'onde courte et longue réfléchis par le sol et les bâtiments, rayonnements absorbés, émis (Lee *et al.*, 2013), et directions et vitesses de vent très variables (Blocken *et al.*, 2012). Ce constat a conduit au développement de capteurs dédiés (Thorsson *et al.*, 2007) et de modèles numériques capables de prendre en compte la diversité des formes et des caractéristiques physiques du paysage urbain. Toute une palette de modèles sont développés depuis quelques années : du modèle qui simule le mouvement des masses d'air dans les rues (Bruse et Fleer, 1998) à celui qui prédit les échanges radiatifs au sein d'un paysage urbain (Kastendeuch *et al.*, 2010), en passant par des modèles qui se focalisent sur la température de confort des résidents (Matzarakis *et al.*, 2010). Les études récentes montrent clairement que les arbres sont très efficaces pour réduire la température ressentie. Les figures 4.7 et 4.8, issues de simulations récentes (Saudreau *et al.*, 2021),

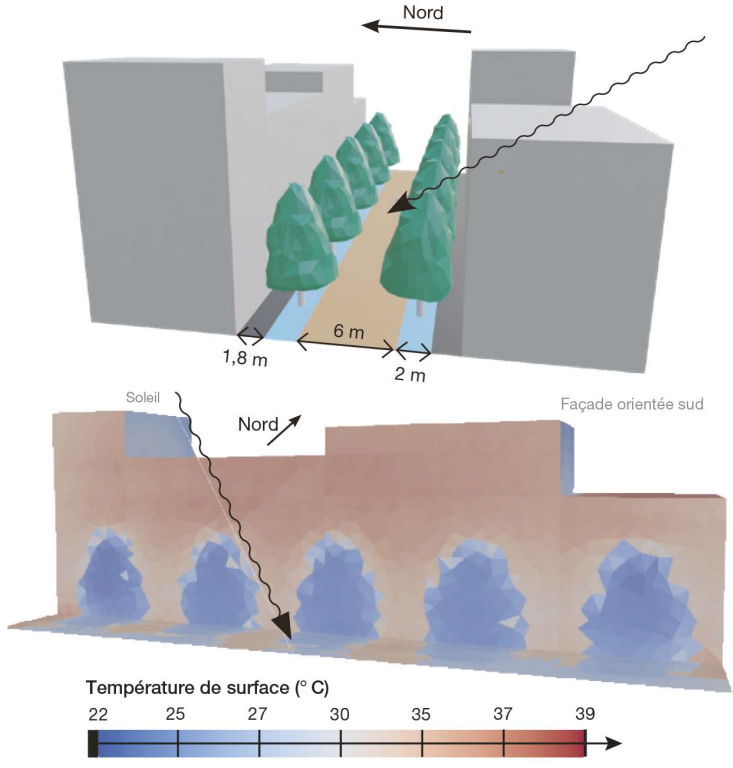


Figure 4.7. Simulation de l'effet d'ombrage par les arbres sur les températures de surface à l'aide du modèle LASERT dans le cas d'une rue canyon (Saudreau *et al.*, 2021).

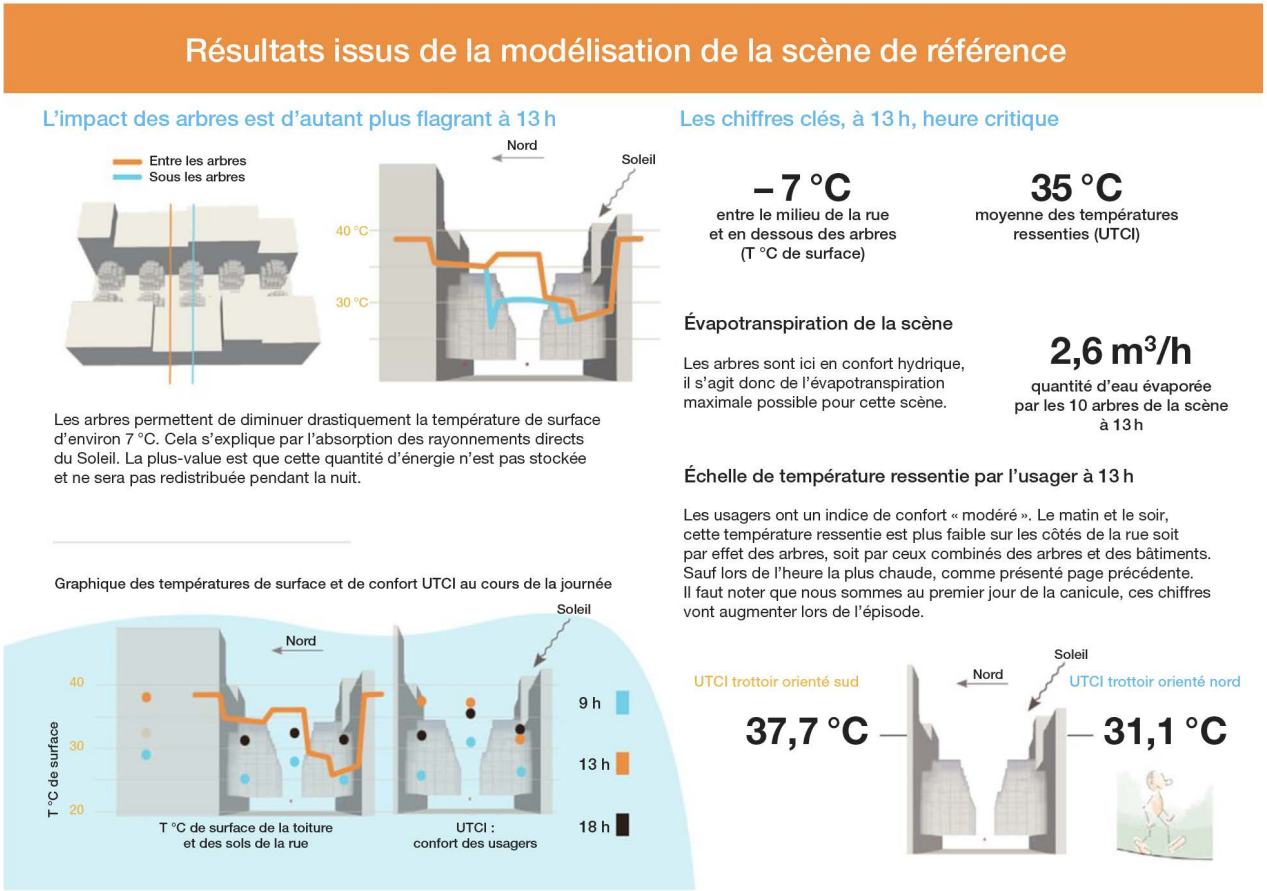


Figure 4.8. Simulation de la présence des arbres sur le confort thermique estimé à partir de l'UTCI calculé à l'aide du modèle LASERT dans le cas d'une rue canyon (Saudreau *et al.*, 2021).

montrent que la présence d'arbres, *via* l'ombrage notamment, permet de réduire fortement les températures de surface de plus de 15 °C, et la température ressentie, et donc le stress thermique sous les arbres, de plus de 7 °C.

Si les effets bénéfiques des arbres sur la température ressentie ont été clairement démontrés en pleine journée, leurs effets sur l'ICU nocturne font encore l'objet de recherches, voire de débats. Grâce au phénomène d'ombre portée et à leur transpiration, ils permettent de diminuer la quantité d'énergie stockée dans le milieu urbain, ce qui devrait logiquement faire baisser l'intensité de l'ICU. Cependant, certaines études démontrent qu'en s'interposant entre la chaussée et le ciel, les feuilles empêchent un refroidissement radiatif correct du sol en captant et en réémettant une partie du rayonnement infrarouge reçu (Wujeska-Klause et Pfautsch, 2020). C'est pourquoi des études complémentaires et spécifiquement destinées à étudier le rôle de l'arbre en ville sont encore nécessaires.

Ce rôle de régulation suppose que les arbres puissent se développer et fonctionner de manière normale tout au long de leur saison de végétation. Or un arbre est soumis à de nombreux aléas et stress d'origines abiotique et biotique qui vont l'affecter plus ou moins fortement. Parmi les multiples contraintes extérieures prégnantes pour l'arbre, l'accès à l'eau est primordial. En milieu urbain, l'efficacité de la régulation de l'ambiance thermique par les arbres, et plus généralement par les couverts végétaux, doit ainsi être resituée dans le cadre d'une gestion raisonnée des sols (Oldfield *et al.*, 2014), et notamment de la disponibilité en eau (Coutts *et al.*, 2013). Pour assurer leur croissance, leur fonctionnement, et résister aux différents stress qu'ils subissent, les arbres doivent nécessairement utiliser de l'eau. La quantité d'eau utilisée est très variable suivant l'espèce, la taille de l'arbre et les conditions climatiques. Par exemple, pour des tilleuls situés dans un parc, d'environ 8 m de haut et un houppier ayant environ 30 m^2 de surface projetée au sol, jusqu'à 100 l d'eau par jour peuvent être transpirés par une journée d'été bien ensoleillée (Ngao *et al.*, 2015). Or le milieu urbain est particulièrement contraignant hydriquement, notamment pour les arbres isolés ou d'alignement. Ce constat est lié à la présence en surface de matériaux imperméables très drainants, limitant la recharge en eau des sols, et à des sols tassés ou pauvres. L'impact du manque d'eau a un effet direct sur le potentiel de transpiration d'un arbre ainsi que sur ses capacités photosynthétiques. À court terme, l'arbre ne va donc plus avoir un effet rafraîchissant sur son environnement (figure 4.5, courbe rouge $g_s = 0$ *versus* courbe bleue $gs \neq 0$) et son fonctionnement carboné sera modifié (croissance stoppée, réserves non renouvelées ; McDowell, 2011). Les occurrences de stress hydriques, seules ou en conjonction avec d'autres stress abiotiques (stress thermique ou carence minérale par exemple) ou biotiques (maladies ou insectes), peuvent conduire à un affaiblissement progressif de l'arbre, qui se manifeste par un développement moindre des feuilles, voire le dessèchement d'une pousse ou d'une branche. Les conséquences en chaîne induisent un dépérissement de l'arbre, d'où un niveau d'ombrage largement diminué. À plus long terme, la mort de l'arbre peut survenir (Niinemets, 2010).

Arbres urbains et pollution atmosphérique

Depuis le début des années 1970, l'Union européenne a pris des mesures pour améliorer la qualité de l'air en contrôlant les émissions de polluants atmosphériques, en améliorant la qualité des combustibles fossiles et en intégrant des exigences de protection de l'environnement dans les secteurs du transport et de l'énergie. En conséquence,

les émissions de nombreux polluants atmosphériques, principalement le dioxyde de soufre (SO_2), le plomb (Pb), les oxydes d'azote (NO_x), le monoxyde de carbone (CO) et le benzène (C_6H_6), ont diminué au cours des dernières décennies. La concentration de certains composés reste cependant élevée, notamment dans les villes, où les normes de qualité de l'air sont fréquemment dépassées. À titre d'exemple, d'après le bilan de la qualité de l'air en France, parmi les douze polluants faisant l'objet de seuils réglementaires fixés pour la protection de la santé humaine aux niveaux national et européen, trois présentent des dépassements de ces seuils en 2021 : l'ozone (O_3), le dioxyde d'azote (NO_2) et les particules en suspension (*particulate matter*, PM). C'est le cas généralement dans toute l'Union européenne, où on a constaté que la pollution par les PM, le NO_2 et l'O_3 reste stable, malgré une baisse continue des émissions (EEA, 2021).

La pollution en ville a pour origine principale les activités liées à de la combustion (le trafic routier, le chauffage domestique et des bâtiments tertiaires, l'industrie, etc.). Les sols et la végétation, en échangeant des composés chimiques avec l'atmosphère, mais aussi en modifiant le microclimat (turbulence, température et gradients thermiques, humidité relative, etc.) vont également affecter la composition de l'air et ainsi moduler son niveau de pollution. Ces échanges peuvent être des émissions de composés : certains arbres et plantes émettent par exemple une grande quantité de composés organiques volatils (COV, dont les composés organiques volatils biogéniques, COVB) qui contribuent à la formation d'O_3 et de particules de pollution. Les échanges entre la végétation et les sols peuvent aussi se produire sous la forme de dépôts de composés polluants et ainsi diminuer leur concentration dans l'atmosphère. Nous parlons ici d'émissions ou de dépôts, mais il s'agit souvent d'échanges bidirectionnels avec des processus interdépendants impliquant des équilibres physico-chimiques. La figure 4.9 schématise ces processus d'émissions par la végétation en ville. On distingue les

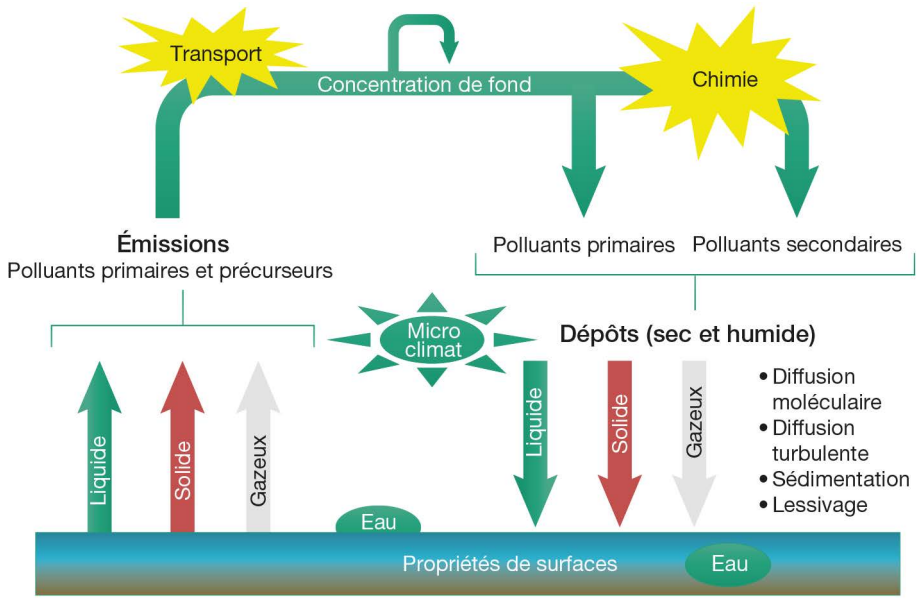


Figure 4.9. Schéma illustrant les émissions, les transports, les transformations et les dépôts des polluants atmosphériques aux interfaces (d'après Saint-Jean *et al.*, 2019).

polluants primaires, directement émis par les surfaces, transportés puis déposés sans transformation, et les polluants secondaires, issus de transformations physico-chimiques dans l'atmosphère et en relation avec la composition de l'air en ville.

Un cas d'étude représentatif de ce schéma et typique de la pollution de l'air en ville en lien avec la végétalisation et les arbres est le triptyque COVB-NO_x-O_3 (figure 4.10). L'ozone troposphérique est un gaz incolore et extrêmement irritant qui se forme juste au-dessus de la surface de la Terre ; c'est donc un polluant secondaire. Il est principalement produit par photo-oxydation de précurseurs (hydrocarbures, NO_x, CO, CH_4). Ces précurseurs sont largement émis par des sources anthropiques (industrie, transport). Toutefois, dans une atmosphère polluée, de nombreux composés entrent en jeu dans le processus de formation d'O_3, les COV (Jenkin et Clemitshaw, 2000). En se liant préférentiellement avec le monoxyde d'azote (NO), ces composés favorisent l'accumulation d'O_3, un oxydant puissant qui engendre des impacts divers sur les bâtiments, la santé des animaux — dont nous, humains (voir chapitre 5) — et celle des plantes (voir chapitre 6).

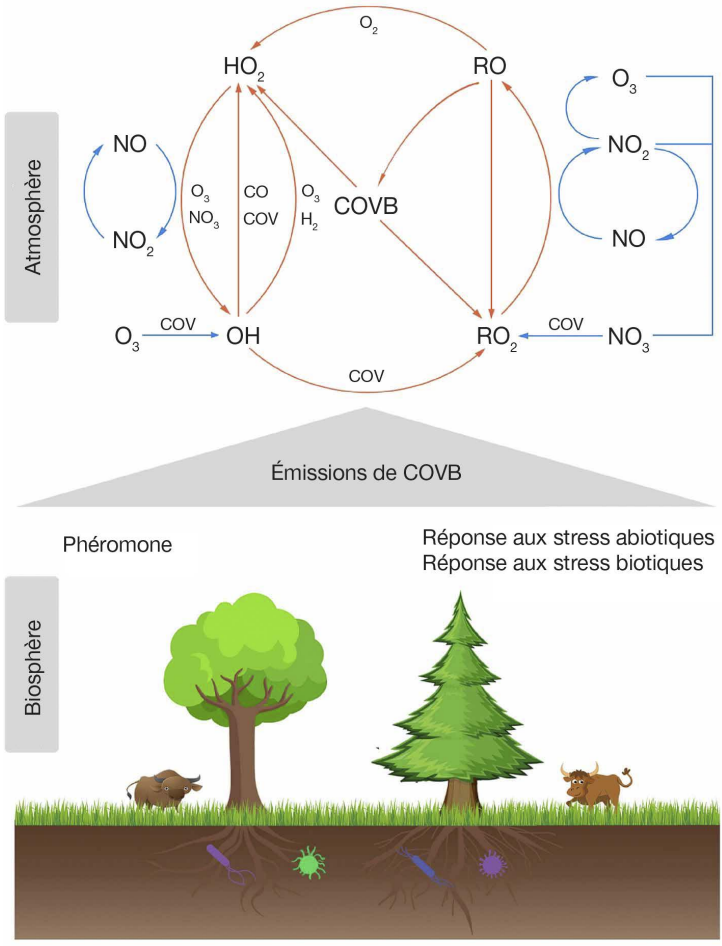


Figure 4.10. Cycle de l'ozone troposphérique (d'après Duan *et al.*, 2020).

⏩ Les arbres en ville, source de COVB

L'émission de composés par les surfaces végétales en ville dépend fortement de leur état physique et biologique. Les émissions par les sols, par exemple, peuvent être le résultat d'une production biologique (micro-organismes des sols) ou d'équilibres physico-chimiques à l'interface sol-air, et même souvent des deux à la fois. Ces émissions dépendent donc fortement de l'état hydrique, thermique, chimique et biologique de la surface. Il est donc important de connaître les caractéristiques des surfaces végétales (nature, surface développée, température, humidité, présence d'eau liquide par exemple), mais aussi leur état biologique (ouverture des stomates par exemple).

Les principaux polluants émis par la végétation en ville et ayant un impact direct ou indirect (précurseurs d'autres polluants) sont les COVB. De manière générale, il a été constaté que les émissions de COVB dépendent, jusqu'à plusieurs ordres de grandeur, des espèces végétales, du stade de développement des plantes, et des facteurs écosystémiques et climatiques tels que la température et le rayonnement solaire (Roeland *et al.*, 2019 ; Barwise et Kumar, 2020 ; Leung *et al.*, 2011). L'interaction des COVB avec les polluants atmosphériques gazeux et particulaires peut constituer une source importante de particules secondaires, et notamment de particules ultrafines (PUF) (Ehn *et al.*, 2014).

La production et l'émission de COVB par les plantes résultent de mécanismes extrêmement diversifiés. Ces mécanismes peuvent servir à protéger les tissus végétaux contre diverses menaces, telles que les dommages provoqués par l'O_3, les attaques de bioagresseurs ou d'autres facteurs nuisibles. De plus, ils peuvent contribuer à accroître la résistance thermique des plantes, à communiquer avec les individus voisins, ou même simplement à éliminer un excès d'énergie en libérant des sous-produits de processus physiologiques (Niinemets *et al.*, 2013). Il convient de noter que les profils d'émissions de COVB varient considérablement selon les espèces d'arbres (Niinemets *et al.*, 2013 ; Courtois *et al.*, 2009), voire au sein des différents génotypes d'une même espèce (Blanch *et al.*, 2012). Parmi les arbres urbains les plus courants, on a identifié le peuplier (*Populus nigra* et *P. trémula*) et le chêne (*Quercus robur* et *Q. pubescens*) comme étant des émetteurs importants d'isoprène. L'isoprène est reconnu comme le principal COVB émis par les arbres à l'échelle mondiale et comme ayant le potentiel le plus élevé pour contribuer à la formation de l'O_3 troposphérique (Kamens *et al.*, 1982 ; Loreto et Velikova, 2001 ; Xie *et al.*, 2008). Les conifères et plusieurs feuillus, dont le hêtre commun (*Fagus sylvatica*), qui domine les forêts d'Europe centrale (Kramer *et al.*, 2010), émettent des monoterpènes (COVB émis par la biosphère), qui peuvent également jouer un rôle significatif en tant que précurseurs de particules et d'O_3, en particulier dans les zones rurales et suburbaines.

Le tableau 4.1, dont les données sont extraites de Fitzky *et al.* (2019), présente les potentiels d'émission standard d'isoprène, de monoterpènes, de sesquiterpènes et de composés organiques volatils oxygénés (COVO) pour des espèces d'arbres couramment présentes dans les zones urbaines européennes, dans des conditions non stressantes. Certains arbres urbains communs, tels qu'*Acer platanoides* et *Ulmus minor*, sont considérés comme de faibles émetteurs (Karl *et al.*, 2009 ; Singh *et al.*, 2007), tandis que d'autres, comme *Fraxinus excelsior* et *Tilia platyphyllos*, sont généralement considérés comme des émetteurs d'isoprène. En ce qui concerne les sesquiterpènes, ils sont généralement émis en quantités limitées et ont un potentiel de formation d'O_3 similaire à celui des monoterpènes, bien que plus faible que celui de l'isoprène, ce qui leur

confère une influence moindre sur la formation d'O_3 (Holopainen et Blande, 2013). Les COVO ont des potentiels de formation d'O_3 variables, mais en général, leur contribution à ce processus est limitée. Ils sont généralement émis en tant que composés de signalisation ou en réponse à des conditions de stress (Seco *et al.*, 2007).

Tableau 4.1. Potentiels d'émissions en µg/g/MS/h pour une température de feuille de 30 °C et une densité de flux de photons photosynthétiques de 1 000 µmol/m²/s pour l'isoprène, les monoterpènes, les sesquiterpènes et les composés organiques volatiles oxygénées (COVO) d'espèces végétales d'espaces urbains (d'après Fitzky *et al.*, 2019).

Nom	Genre	Espèce	Isoprène	Monoterpènes	Sesquiterpènes	COVO	Références
Érable	*Acer*	sp.					c, n
Érable plane	*A.*	*platanoides*					c, t
Érable sycomore	*A.*	*pseudoplatanus*					w
Marronnier commun	*Aesculus*	*hippocastanum*					u
Bouleau verruqueux	*Betula*	*pendula*					g, h, l, r
Charme commun	*Carpinus*	*betulus*					a, m
Micocoulier occidental	*Celtis*	*occidentalis*					d, e
Hêtre commun	*Fagus*	*sylvatica*					l, o, t
Frêne	*Fraxinus*	sp.					t
Frêne pleureur	*F.*	*excelsior*					a, c
Frêne à fleurs ou Orne	*F.*	*ornus*					c
Épicéa commun	*Picea*	*abies*					f, l
Pin sylvestre	*Pinus*	*sylvestris*					a, j, l, v
Pin parasol	*P.*	*pinea*					y
Platane commun	*Platanus*	*acerifolia*					b
Platane d'orient	*P.*	*orientalis*					a, c, b
Peuplier	*Populus*	sp.					t
Peuplier noir	*P.*	*nigra*					c
Tremble d'Europe	*P.*	*tremula*					a, c
Merisier	*Prunus*	*avium*					c, f

Nom	Genre	Espèce	Isoprène	Monoterpènes	Sesquiterpènes	COVO	Références
Cerisier d'automne	*P.*	*serotina*					c, f
Chêne vert	*Quercus*	*ilex*					b, l, p, t
Chêne pubescent	*Q.*	*pubescens*					t, y
Chêne pédonculé	*Q.*	*robur*					b, l, o, t
Robinier faux-acacia	*Robinia*	*pseudoacacia*					b, c, r, t
Arbre des pagodes	*Sophora*	*japonica*					b, k
Tilleul à petites feuilles	*Tilia*	*cordata*					c, t
Tilleul de Hollande	*T.*	*platyphyllos*					c
Orme champêtre	*Ulmus*	*minor*					c

Les potentiels d'émissions sont groupés en classes : pas d'émissions (blanc), faibles émissions (vert), émissions moyennes (jaune), émissions élevées (rouge) et pas de données (gris). Isoprène : faible < 10, élevé > 30,1 ; monoterpènes et COVO : faible < 2, élevé > 5,1 ; sesquiterpènes : faible < 0.5, élevé > 1,1. Références : a (Aydin *et al.*, 2014), b (Benjamin et Winer, 1998), c (Richardson, 1999), d (Curtis *et al.*, 2014), e (Geron *et al.*, 1994), f (Grote *et al.*, 2016), g (Hakola *et al.*, 1998), h (Hakola *et al.*, 2001), j (Hakola *et al.*, 2006), k (Hendrichs *et al.*, 2007), l (Karl *et al.*, 2009), m (König *et al.*, 1995), n (Lamb *et al.*, 1987), o (Meeningen *et al.*, 2016), p (Owen *et al.*, 1997), q (Paoletti *et al.*, 2011), r (Préndez *et al.*, 2013), s (Singh *et al.*, 2007), t (Steinbrecher *et al.*, 2009), u (Streiling et Matzarakis, 2003), v (Tarvainen *et al.*, 2005), w (Tiwary *et al.*, 2013), y (Veldt, 1989).

Les conditions météorologiques ont une incidence sur les émissions de COVB et la formation d'O_3 dans l'atmosphère. Les températures plus élevées et l'intensité lumineuse accrue sont souvent accompagnées d'une augmentation de la formation de polluants atmosphériques secondaires, notamment l'O_3 (Chameides *et al.*, 1988). De plus, les émissions de COVB sont fortement corrélées positivement avec la température (Guenther *et al.*, 1991 ; Guidolotti *et al.*, 2019) car les plantes peuvent utiliser, par exemple, l'isoprène pour stabiliser leur membrane cellulaire pendant les périodes de températures élevées (Singsaas *et al.*, 1997). Behnke *et al.* (2013) ont montré que les feuilles de *Populus* × *canescens* dans lesquelles la production d'isoprène avait été génétiquement supprimée étaient moins résistantes à la chaleur. Cependant, la sensibilité à la température des émissions de COVB est hautement spécifique à chaque espèce, liée aux caractéristiques d'émission qui distinguent les arbres émetteurs d'isoprène ou de monoterpènes, et, pour ces derniers, aux arbres avec ou sans réserves d'isoprénoïdes (Grote *et al.*, 2013 ; Niinemets *et al.*, 2010).

Un autre facteur météorologique pertinent mais hautement variable est le vent. La ventilation des canopées accroît l'évapotranspiration et refroidit les feuilles (Drake *et al.*, 1970). Des températures plus basses des feuilles entraînent des émissions d'isoprène plus faibles chez les espèces de *Populus* et *Quercus* (Potosnak *et al.*, 2014). De plus, de fortes rafales de vent peuvent endommager les arbres, ce qui entraîne la libération de

COVB (Loreto *et al.*, 2006). Par exemple, une augmentation soudaine des émissions de monoterpènes a été mesurée à des vitesses de vent élevées chez les *Eucalyptus*, dont les émissions sont par ailleurs extrêmement faibles (Guidolotti *et al.*, 2019).

⏩ Les arbres en ville, puits de polluants

Les particules en suspension dans l'air et les molécules de gaz peuvent être déposées lorsqu'elles passent à proximité d'une surface. La plupart des plantes ont une grande surface par unité de volume, ce qui augmente la probabilité de dépôt par rapport aux surfaces lisses que l'on trouve dans les zones urbaines. Par exemple, il a été rapporté que le dépôt de particules de taille submicrométrique (< µm) sur de l'herbe synthétique est 10 à 30 fois plus rapide que sur des surfaces en verre et en ciment (Roupsard *et al.*, 2013).

Le dépôt sur la végétation est généralement décrit comme un dépôt vertical unidimensionnel sur une couche homogène de végétation sous forme de forêt ou de champ. Dans le contexte urbain, la végétation se réduit souvent à de simples arbres, buissons, ou à des rangées linéaires formant des avenues et des barrières, et le processus de dépôt doit être modélisé de manière plus détaillée. Les mécanismes de dépôt sont influencés, d'une part, par les processus atmosphériques tels que les transferts turbulents, la diffusion brownienne et la sédimentation (dans le cas des particules lourdes) et, d'autre part, par les caractéristiques des surfaces d'échanges (température et humidité) qui altèrent les échanges avec l'atmosphère. Les variables à prendre en compte dans le calcul de ces dépôts sont les différentes résistances aux transferts (résistance aérodynamique, résistance de couche limite et résistance de surface) (Davidson et Wu, 1990), mais aussi la surface disponible. Pour les végétaux, la surface disponible est représentée par le *leaf area index* (*LAI*), ou surface de feuille par mètre carré de sol.

L'effet direct de la température sur le dépôt de l'ozone est généralement considéré comme faible ; cependant, à mesure que la température élevée augmente l'évapotranspiration, et donc potentiellement les niveaux de stress dus à la sécheresse, la diminution indirecte du dépôt de l'ozone par la fermeture stomatique peut être significative (Morani *et al.*, 2014). En revanche, des vitesses de vent plus élevées peuvent rendre les feuilles à l'intérieur des canopées fermées plus disponibles pour le dépôt de l'ozone.

Plusieurs synthèses bibliographiques récentes ont été publiées, se concentrant par exemple sur le dépôt de particules sur la végétation (Litschke et Kuttler, 2008), sur les dépôts secs sur les couverts végétaux (Petroff *et al.*, 2008) ou encore sur la végétation urbaine et la pollution atmosphérique due aux particules (Janhäll, 2015).

Yok et Sia (2005) ont comparé la qualité de l'air entre un toit vert (avec une épaisseur de substrat de 5 à 10 cm et une végétation herbacée) et un toit conventionnel à Singapour. Ils ont constaté une réduction de 37 % du NO_2, de 21 % du N_2O et de 6 % des PM grâce au toit vert. Cependant, une émission supplémentaire de 48 % d'acide nitrique (HNO_3) a été observée. De même, Yang *et al.* (2008) ont estimé que 19,8 ha de toits verts extensifs à Chicago pourraient éliminer 1 675 kg de pollution par an, comprenant 52 % de O_3, 27 % de NO_2, 14 % de PM et 7 % de SO_2. Currie et Bass (2008), quant à eux, ont évalué à 7 870 kg la quantité de pollution éliminée par 109 ha de toits verts à Toronto. Le rôle de la végétation urbaine dans la régulation locale des concentrations d'O_3 troposphérique est complexe. L'effet net d'un arbre sur la concentration d'O_3 dépend de l'espèce d'arbre, de son état physiologique, des facteurs environnementaux d'émission, ainsi que du climat et de la chimie de l'air, tels que les concentrations de COV et de NO_x.

Parmi les différentes formes de végétation urbaine, les arbres sont essentiels, car ils peuvent à la fois être un puit d'O_3 (Hardin et Jensen, 2007) et contribuer de manière significative à la formation de cet O_3 *via* les émissions de COVB (Jenkin *et al.*, 2015). De plus, les réactions de chimie atmosphérique, et donc la formation de l'O_3, sont indirectement influencées par les propriétés de refroidissement et d'ombrage de la végétation (Yli-Pelkonen *et al.*, 2018).

⏩ Les arbres en ville, atout ou dommage pour la qualité de l'air ?

L'évaluation de la qualité de l'air en milieu urbain a fait l'objet d'un nombre croissant d'études récentes afin de quantifier les impacts de la végétation urbaine (Selmi *et al.*, 2016). Il est important dans ce contexte de différencier végétation et arbres en ville. Dans le premier cas, les modifications de la turbulence sont minimes et modifient peu la dispersion des polluants, dans le deuxième tel que mis en avant par différentes études, l'impact doit être pris en compte. Jeanjean *et al.* (2017) et Santiago *et al.* (2017) ont montré que les arbres ont à la fois aidé et entravé la qualité de l'air. Abhijith *et al.* (2017) ont synthétisé des données issues de mesures et de modélisations et concluent qu'en moyenne, dans toutes les études considérées, les arbres avaient un effet néfaste (augmentation d'environ 20 à 96 % des concentrations de pollutions locales), souvent attribué à la réduction de la ventilation induite par la présence d'arbres dans les rues (Buccolieri *et al.*, 2018). Cependant, ces conclusions sont à prendre avec précaution car, selon les cas et les configurations, les effets ne sont pas les mêmes. D'une part, les espèces végétales sélectionnées et leurs surfaces peuvent augmenter ou diminuer les échanges et le devenir des composés réactifs émis, tels que les COVB, les NO_x, les PM ou l'O_3, et ainsi influencer la composition chimique de l'air (Janhäll, 2015 ; Ghirardo *et al.*, 2016). D'autre part, les modifications des conditions de surfaces telles que la température due à l'atténuation de l'ICU pourraient affecter les processus d'échanges physico-chimiques, comme la dispersion (Lai et Cheng, 2009). Les canopées des arbres modifient le bilan énergétique et le microclimat local (Grylls et Van Reeuwijk, 2021). Par conséquent, la distribution spatiale, mais aussi la magnitude des sources et des puits au sein de la canopée urbaine sont différentes en présence ou en l'absence d'arbres. Ces effets thermiques affectent également de manière significative la dispersion des polluants, et donc la qualité de l'air local (Janhäll, 2015 ; Abhijith *et al.*, 2017 ; Buccolieri *et al.*, 2018).

Les résultats de modélisation de Grylls et van Reewjick (2022) montrent que, selon l'emplacement des sources de précurseurs de particules, les impacts des arbres sur la qualité de l'air ne sont pas les mêmes. Dans la figure 4.11, on peut voir les résultats d'une simulation dans laquelle la présence d'un arbre a entraîné une amélioration de la qualité de l'air local à toutes les échelles, avec des précurseurs issus de sources externes à la rue étudiée. Ils notent que la concentration moyenne de particules fines (PM2,5) a été réduite de 49 % et de 22 % en présence d'arbres dans des conditions de turbulence neutres et convectives respectivement. Ils attribuent ce phénomène aux dépôts sur le feuillage des arbres, qui, dans ces champs de polluants spatialement plus homogènes, l'emportent sur les effets de dispersion. Pour les cas où les concentrations de précurseurs, notamment de NO_x (présence de trafic dense dans la rue), sont dominées par les émissions locales, les effets de modification de la dispersion des polluants par la présence des arbres peuvent contrecarrer les avantages du dépôt.

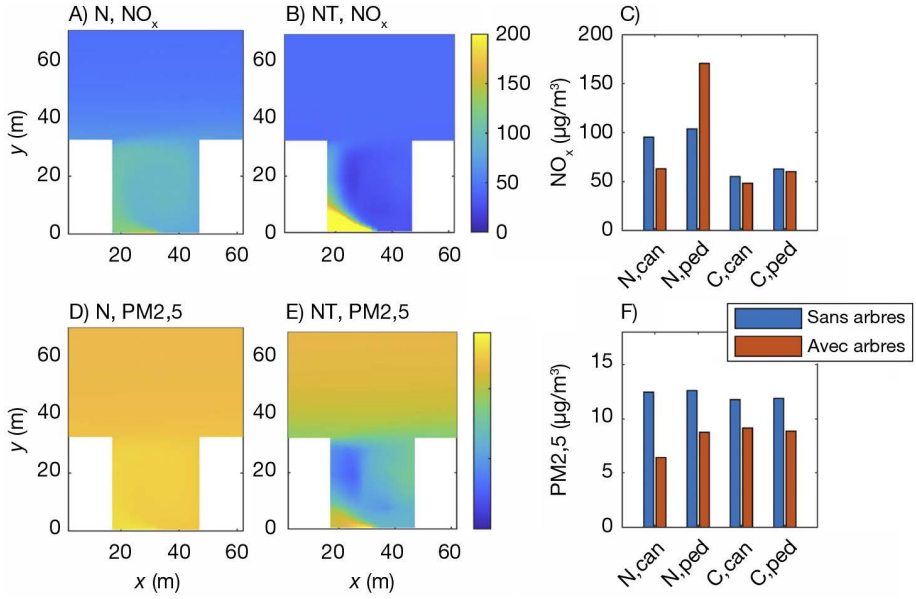


Figure 4.11. Résultats de simulations de distribution verticale des concentrations de NO_x et de PM2,5. Concentration de NO_x pour le cas neutre A) sans arbres (N), B) avec arbres (NT). C) Concentration de NO_x moyenne en fonction du canyon (can) et de la hauteur des piétons (ped) pour les quatre cas. Concentration de PM2,5 pour le cas neutre D) sans arbres (N), E) avec arbres (NT). F) Concentration moyenne de PM2,5 en fonction du canyon et de la hauteur des piétons pour les quatre cas (d'après Grylls et van Reewjick, 2022).

Dans une perspective d'adaptation par la végétalisation pour lutter contre les effets de l'ICU, il est donc important de séléctionner les espèces végétales avec soin afin de ne pas dégrader la qualité de l'air. Ceci est d'autant plus crucial dans les zones fortement polluées, où le changement climatique peut aggraver la production d'ozone en surface et donc augmenter la pollution. De plus, bien que les émissions de COVB, de pollen et de spores émis par les plantes soient souvent évoquées comme des effets secondaires potentiellement nuisibles des interventions vertes, leur rôle dans la manière dont les plantes modifient les propriétés des PM pertinentes pour la santé demeure incertain. Il est donc important d'avoir une approche pluridisciplinaire afin d'évaluer les effets du verdissement urbain sur la qualité de l'air (Baró *et al.*, 2014) en impliquant des scientifiques en physique et en chimie de l'atmosphère, mais aussi des urbanistes. En effet, si les rôles de la forme urbaine, du tissu urbain et de la disposition et de l'orientation des bâtiments sur l'atténuation de l'ICU ont été explorés dans de nombreuses études, il n'en est pas de même pour la composition atmosphérique.

⏩ Conclusion

Les travaux d'expérimentation et de modélisation entrepris depuis de nombreuses années ont permis de confirmer et de quantifier les potentiels d'action des arbres sur la qualité de l'air en milieu urbain. Ainsi, les connaissances acquises sur les processus physiologiques, physiques et chimiques en jeu permettent de comprendre les mécanismes d'atténuation et d'expliciter le rôle des variables environnementales

(température, rayonnement, vent) sur l'action des arbres. Ces connaissances sont très utiles pour anticiper le choix des essences et les aménagements de la ville de demain. Toutefois, elles mettent également en exergue des difficultés dans l'analyse du rôle des arbres sur le milieu urbain. L'essentiel de cette difficulté provient, d'une part, de la grande variabilité de typologies de formes, aussi bien du bâti que des arbres, du microclimat, avec des zones ventées ou non, ensoleillées ou non, ou du sol, souvent peu propice au développement du végétal, et, d'autre part, des multiples interactions entre le milieu urbain et les arbres. Face à ce constat, le développement d'outils de modélisation plus précis intégrant l'essentiel des mécanismes impliqués apparaît comme une approche nécessaire pour comprendre, quantifier et hiérarchiser ces mécanismes et pour proposer des pistes d'aménagement. La tendance actuelle en modélisation est à l'intégration des mécanismes, avec notamment une description plus réaliste des couverts végétaux. Le succès des prédictions futures repose par ailleurs sur la mise en place de campagnes de collectes de données afin de paramétrer les modèles (réponses des arbres et agencement spatial du paysage urbain) et de les valider. L'étude des arbres urbains fait en outre apparaître un manque de connaissances sur les essences d'arbres urbains, et entre autres leurs capacités d'acclimatation (plasticité) et de résilience, notamment lors de la conjonction ou de la succession de différents stress comme le manque d'eau ou la survenue de températures élevées. Les projections climatiques pour l'Europe indiquent qu'en moyenne les épisodes de sécheresse et de canicules seront de plus en plus fréquents et de plus en plus intenses dans les décennies à venir. Un choix raisonné et durable des espèces à implanter pour des villes plus respirables ne pourra donc se faire qu'à la lumière de toutes ces connaissances.

⏩ Références bibliographiques

Abhijith K.V. *et al.*, 2017. Air pollution abatement performances of green infrastructure in open road and built-up street canyon environments: A review. *Atmospheric Environment*, 162, 71-86.

Aydin Y.M. *et al.*, 2014. Biogenic volatile organic compound (BVOC) emissions from forested areas in Turkey: Determination of specific emission rates for thirty-one tree species. *Science of the Total Environment*, 490, 239-253.

Baró F. *et al.*, 2014. Contribution of ecosystem services to air quality and climate change mitigation policies: The case of urban forests in Barcelona, Spain. *AMBIO*, 43 (4), 466-479.

Barwise Y., Kumar P., 2020. Designing vegetation barriers for urban air pollution abatement: A practical review for appropriate plant species selection. *npj Climate and Atmospheric Science*, 3 (1), 12.

Behnke K. *et al.*, 2013. Isoprene function in two contrasting poplars under salt and sunflecks. *Tree Physiology*, 33 (6), 562-578.

Benjamin M.T., Winer A.M., 1998. Estimating the ozone-forming potential of urban trees and shrubs. *Atmospheric Environment*, 32 (1), 53-6.

Blanch J.S. *et al.*, 2012. Effects of phosphorus availability and genetic variation of leaf terpene content and emission rate in *Pinus pinaster* seedlings susceptible and resistant to the pine weevil, *Hylobius abietis*. *Plant Biology*, 14 (s1), 66-72.

Blocken B., Janssen W.D., Hooff T.V., 2012. CFD simulation for pedestrian wind comfort and wind safety in urban areas: General decision framework and case study for the Eindhoven University campus. *Environmental Modelling and Software*, 30, 15-34.

Bowler D.E. *et al.*, 2010. Urban greening to cool towns and cities: A systematic review of the empirical evidence. *Landscape and Urban Planning*, 97 (3), 147-155.

Breda N.J.J., 2003. Ground-based measurements of leaf area index: A review of methods, instruments and current controversies. *Journal of Experimental Botany*, 54 (392), 2403-2417.

Brode P. *et al.*, 2012. Deriving the operational procedure for the Universal Thermal Climate Index (UTCI). *International Journal of Biometeorology*, 56 (3), 481-494.

Bruse M., Fleer H., 1998. Simulating surface-plant-air interactions inside urban environments with a three dimensional numerical model. *Environmental Modelling and Software*, 13 (3-4), 373-384.

Buccolieri R. *et al.*, 2018. Review on urban tree modelling in CFD simulations: Aerodynamic, deposition and thermal effects. *Urban Forestry and Urban Greening*, 31, 212-220.

Chameides W.L. *et al.*, 1988. The role of biogenic hydrocarbons in urban photochemical smog: Atlanta as a case study. *Science*, 241 (4872), 1473-1475.

Chartier P., 1966. Étude du microclimat lumineux dans la végétation. *Annales agronomiques*, 17 (5), 571-602.

Courtois E.A. *et al.*, 2009. Diversity of the volatile organic compounds emitted by 55 species of tropical trees: A survey in French Guiana. *Journal of Chemical Ecology*, 35 (11), 1349-1362.

Coutts A.M. *et al.*, 2013. Watering our cities: The capacity for water sensitive urban design to support urban cooling and improve human thermal comfort in the Australian context. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, 37 (1), 2-28.

Currie B.A., Bass B., 2008. Estimates of air pollution mitigation with green plants and green roofs using the UFORE model. *Urban Ecosystems*, 11, 409-422.

Curtis A.J. *et al.*, 2014. Biogenic volatile organic compound emissions from nine tree species used in an urban tree-planting program. *Atmospheric Environment*, 95, 634-643.

Damour G. *et al.*, 2010. An overview of models of stomatal conductance at the leaf level. *Plant Cell and Environment*, 33 (9), 1419-1438.

Davidson C.I., Wu Y.-L., 1990. Dry deposition of particles and vapors. *Acidic Precipitation: Sources, Deposition, and Canopy Interactions*, 103-216.

Drake B.G., Raschke K., Salisbury F.B., 1970. Temperature and transpiration resistances of xanthium leaves as affected by air temperature, humidity, and wind speed. *Plant Physiology*, 46 (2), 324-330.

EEA, 2021. *Air Quality in Europe 2021*, European Environment Agency, 84 p.

Ehn M. *et al.*, 2014. A large source of low-volatility secondary organic aerosol. *Nature*, 506 (7489), 476-479.

Fitzky A.C. *et al.*, 2019. The interplay between ozone and urban vegetation: BVOC emissions, ozone deposition, and tree ecophysiology. *Frontiers in Forests and Global Change*, 2.

Geron C.D., Guenther A.B., Pierce T.E., 1994. An improved model for estimating emissions of volatile organic compounds from forests in the eastern United States. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 99 (D6), 12773-12791.

Ghirardo A. *et al.*, 2016. Urban stress-induced biogenic VOC emissions and SOA-forming potentials in Beijing. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 16 (5), 2901-2920.

Granier A., 1985. Une nouvelle méthode pour la mesure du flux de sève brute dans le tronc des arbres. *Annales des sciences forestières*, Inra/EDP Sciences, 42 (2), 193-200.

Green S.R., 1993. Radiation balance, transpiration and photosynthesis of an isolated tree. *Agricultural and Forest Meteorology*, 64 (3-4), 201-221.

Grote R., Monson R.K., Niinemets Ü., 2013. Leaf-level models of constitutive and stress-driven volatile organic compound emissions. *In: Biology, Controls and Models of Tree Volatile Organic Compound Emissions*, Springer, 315-355.

Grote R. *et al.*, 2016. Functional traits of urban trees: Air pollution mitigation potential. *Frontiers in Ecology and Environment*, 14 (10), 543-550.

Grylls T., Van Reeuwijk M., 2021. Tree model with drag, transpiration, shading and deposition: Identification of cooling regimes and large-eddy simulation. *Agricultural and Forest Meteorology*, 298-299, 108288.

Grylls T., Van Reeuwijk M., 2022. How trees affect urban air quality: It depends on the source. *Atmospheric Environment*, 290, 119275.

Guenther A.B., Monson R.K., Fall R., 1991. Isoprene and monoterpene emission rate variability: Observations with eucalyptus and emission rate algorithm development. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 96 (D6), 10799-10808.

Guidolotti G. *et al.*, 2019. Emission of constitutive isoprene, induced monoterpenes, and other volatiles under high temperatures in *Eucalyptus camaldulensis*: A ^{13}C labelling study. *Plant, Cell and Environment*, 42 (6), 1929-1938.

Hakola H., Rinne J., Laurila T., 1998. The hydrocarbon emission rates of tea-leafed willow (*Salix phylicifolia*), silver birch (*Betula pendula*) and European aspen (*Populus tremula*). *Atmospheric Environment*, 32 (10), 1825-1833.

Hakola H. *et al.*, 2001. Variation of the VOC emission rates of birch species during the growing season. *Boreal Environment Research*, 6 (3), 237-249.

Hakola H. *et al.*, 2006. Seasonal variation of mono- and sesquiterpene emission rates of Scots pine. *Biogeosciences*, 3 (1), 93-101.

Hallé F., 2005. *Plaidoyer pour l'arbre*, Arles, Actes Sud.

Hardin P.J., Jensen R.R., 2007. The effect of urban leaf area on summertime urban surface kinetic temperatures: A Terre Haute case study. *Urban Forestry and Urban Greening*, 6 (2), 63-72.

Heino R., 1979. *Urban Effect on Climatic Elements in Finland*, University of Helsinki, Department of Meteorology.

Hendrichs J. *et al.*, 2007. Area-wide integrated pest management (AW-IPM): Principles, practice and prospects. *In: Area-Wide Control of Insect Pests: From Research to Field Implementation*, Springer, Dordrecht Netherlands, 3-33.

Holopainen J.K., Blande J.D., 2013. Where do herbivore-induced plant volatiles go? *Frontiers in Plant Science*, 4.

IPCC, 2023. Synthesis Report. A Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC, Geneva, Switzerland.

Janhäll S., 2015. Review on urban vegetation and particle air pollution: Deposition and dispersion. *Atmospheric Environment*, 105, 130-137.

Jeanjean A.P.R. *et al.*, 2017. Air quality affected by trees in real street canyons: The case of Marylebone neighbourhood in Central London. *Urban Forestry and Urban Greening*, 22, 41-53.

Jenkin M.E., Clemitshaw K.C., 2000. Ozone and other secondary photochemical pollutants: Chemical processes governing their formation in the planetary boundary layer. *Atmospheric Environment*, 34 (16), 2499-2527.

Jenkin M.E., Young J.C., Rickard A.R., 2015. The MCM v3.3.1 degradation scheme for isoprene. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 15 (20), 11433-11459.

Kamens R.M. *et al.*, 1982. Ozone-isoprene reactions: Product formation and aerosol potential. *International Journal of Chemical Kinetics*, 14 (9), 955-975.

Karl M. *et al.*, 2009. A new European plant-specific emission inventory of biogenic volatile organic compounds for use in atmospheric transport models. *Biogeosciences*, 6 (6), 1059-1087.

Kastendeuch P. *et al.*, 2010. Modélisation de l'îlot de chaleur urbain à Strasbourg. *Climatologie*, 7, 21-37.

Kelly F.J., 2019. Urban air quality and health: Two steps forward, one step back. *European Respiratory Journal*, 53 (3), 1900280.

Konig G., 1995. Relative contribution of oxygenated hydrocarbons to the total biogenic VOC emissions of selected mid-European agricultural and natural plant species. *Atmospheric Environment*, 29 (8), 861-874.

Kramer K. *et al.*, 2010. Modelling exploration of the future of European beech (*Fagus sylvatica* L.) under climate change: Range, abundance, genetic diversity and adaptive response. *Forest Ecology and Management*, 259 (11), 2213-2222.

Lacointe A., 2000. Carbon allocation among tree organs: A review of basic processes and representation in functional-structural tree models. *Annals of Forest Science*, 57 (5), 521-533.

Lai L.-W., Cheng W.-L., 2009. Air quality influenced by urban heat island coupled with synoptic weather patterns. *Science of the Total Environment*, 407 (8), 2724-2733.

Lamb B. *et al.*, 1987. A national inventory of biogenic hydrocarbon emissions. *Atmospheric Environment (1967)*, 21 (8), 1695-1705.

Lee D. *et al.*, 2013. Modelling and observation of heat losses from buildings: The impact of geometric detail on 3D heat flux modeling. *In: 33rd AERSel Symposium "Towards Horizon 2020: Earth Observation and Social Perspectives"*, Matera, Italy.

Leung D.Y.C. *et al.*, 2011. Effects of urban vegetation on urban air quality. *Landscape Research*, 36 (2), 173-188.

Lin B.-S., Lin C.-T., 2016. Preliminary study of the influence of the spatial arrangement of urban parks on local temperature reduction. *Urban Forestry and Urban Greening*, 20, 348-357.

Litschke T., Kuttler W., 2008. On the reduction of urban particle concentration by vegetation: A review. *Meteorologische Zeitschrift*, 17 (3), 229-240.

Loreto F., Velikova V., 2001. Isoprene produced by leaves protects the photosynthetic apparatus against ozone damage, quenches ozone products, and reduces lipid peroxidation of cellular membranes. *Plant Physiology*, 127 (4), 1781-1787.

Loreto F. *et al.*, 2006. On the induction of volatile organic compound emissions by plants as consequence of wounding or fluctuations of light and temperature. *Plant, Cell and Environment*, 29 (9), 1820-1828.

Loridan T. *et al.*, 2013. High resolution simulation of the variability of surface energy balance fluxes across Central London with urban zones for energy partitioning. *Boundary-Layer Meteorology*, 147 (3), 493-523.

Manickathan L. *et al.*, 2018. Parametric study of the influence of environmental factors and tree properties on the transpirative cooling effect of trees. *Agricultural and Forest Meteorology*, 248, 259-274.

Matzarakis A., Mayer H., Iziomon M.G., 1999. Applications of a universal thermal index: Physiological equivalent temperature. *International Journal of Biometeorology*, 43 (2), 76-84.

Matzarakis A., Rutz F., Mayer H., 2010. Modelling radiation fluxes in simple and complex environments: Basics of the RayMan model. *International Journal of Biometeorology*, 54 (2), 131-139.

McDowell N.G., 2011. Mechanisms linking drought, hydraulics, carbon metabolism, and vegetation mortality. *Plant Physiology*, 155 (3), 1051-1059.

Meeningen Y. *et al.*, 2016. BVOC emissions from English oak (*Quercus robur*) and European beech (*Fagus sylvatica*) along a latitudinal gradient. *Biogeosciences*, 13 (21), 6067-6080.

Météo France, 2023. Comment les climatologues évaluent-ils les vagues de chaleur et les canicules ? 7 juin 2023. https://meteofrance.com/actualites-et-dossiers/comprendre-la-meteo/temperature/comment-les-climatologues-evaluent-vagues-chaleur-canicules

Monteith J.L., Unsworth M.H. (eds), 1990. *Principles of Environmental Physics*, London, Edward Arnold, 291 p.

Morani A. *et al.*, 2014. Comparing i-Tree modeled ozone deposition with field measurements in a periurban Mediterranean forest. *Environmental Pollution*, 195, 202-209.

Mullaney J., Lucke T., Trueman S.J., 2015. A review of benefits and challenges in growing street trees in paved urban environments. *Landscape and Urban Planning*, 134, 157-166.

Muller N., Kuttler W., Barlag A.B., 2014. Counteracting urban climate change: Adaptation measures and their effect on thermal comfort. *Theoretical and Applied Climatology*, 115 (1-2), 243-257.

Musy M. *et al.*, 2014. Rapport final Projet ANR-09-VILL-0007VegDUD, Programme Villes durables 2009, IRSTV FR CNRS 2488.

Ngao J. *et al.*, 2013. Spatial and temporal variability of leaf gas exchange and temperature responses of apple trees to drought assessed by a 3D turbid medium model. *In: 7th International Conference on Functional-Structural Plant Models*, Sariselka, Finlande, FSPM.

Ngao J. *et al.*, 2015. Temporal variations of transpiration and latent heat fluxes from isolated linden crowns and lawns in a park at Strasbourg, France. *In: ICUC9, 9th International Conference on Urban Climate*, International Association for Urban Climate, Toulouse, France.

Niinemets Ü., 2010. Responses of forest trees to single and multiple environmental stresses from seedlings to mature plants: Past stress history, stress interactions, tolerance and acclimation. *Forest Ecology and Management*, 260 (10), 1623-1639.

Niinemets Ü. *et al.*, 2010. The emission factor of volatile isoprenoids: Stress, acclimation, and developmental responses. *Biogeosciences*, 7 (7), 2203-2223.

Niinemets Ü., Kännaste A., Copolovici L., 2013. Quantitative patterns between plant volatile emissions induced by biotic stresses and the degree of damage. *Frontiers in Plant Science*, 4.

Oke T.R., 1987. *Boundary Layer Climates*, Methuen.

Oldfield E.E. *et al.*, 2014. Positive effects of afforestation efforts on the health of urban soils. *Forest Ecology and Management*, 313, 266-273.

Owen S. *et al.*, 1997. Screening of 18 Mediterranean plant species for volatile organic compound emissions. *Atmospheric Environment*, 31, 101-117.

Paoletti E. *et al.*, 2011. Air quality impact of an urban park over time. *Procedia Environmental Sciences*, 4, 10-16.

Petroff A. *et al.*, 2008. Aerosol dry deposition on vegetative canopies. Part I: Review of present knowledge. *Atmospheric Environment*, 42 (16), 3625-3653.

Pincebourde S., Casas J., 2006. Multitrophic biophysical budgets: Thermal ecology of an intimate herbivore insect-plant interaction. *Ecological Monographs*, 76 (2), 175-194.

Pörtner H.-O. *et al.*, 2022. Climate Change 2022: Impacts, adaptation and vulnerability. Working Group II Contribution to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.

Potosnak M.J., LeStourgeon L., Nunez O., 2014. Increasing leaf temperature reduces the suppression of isoprene emission by elevated CO2 concentration. *Science of the Total Environment*, 481, 352-359.

Préndez M. *et al.*, 2013. Biogenic volatile organic compounds from the urban forest of the Metropolitan Region, Chile. *Environmental Pollution*, 183, 143-150.

Rahman M.A. *et al.*, 2018. Vertical air temperature gradients under the shade of two contrasting urban tree species during different types of summer days. *Science of the Total Environment*, 633, 100-111.

Richardson S., 1999. *Atmospheric Emission Inventory Guidebook*, Copenhagen, EEA, vol. 1-3.

Roeland S. *et al.*, 2019. Towards an integrative approach to evaluate the environmental ecosystem services provided by urban forest. *Journal of Forestry Research*, 30 (6), 1981-1996.

Ross J. (ed.), 1981. *The Radiation Regime and Architecture of Plant Stands*, The Hague, Junk W. Pubs.

Roupsard P. *et al.*, 2013. Measurement in a wind tunnel of dry deposition velocities of submicron aerosol with associated turbulence onto rough and smooth urban surfaces. *Journal of Aerosol Science*, 55, 12-24.

Saint-Jean S. *et al.*, 2019. Mécanismes : échanges de polluants aux interfaces sol-végétation-atmosphère et devenir dans l'atmosphère. *In : Agriculture et qualité de l'air : comprendre, évaluer, agir*, Versailles, éditions Quæ, 324 p.

Santiago J.-L., Martilli A., Martin F., 2017. On dry deposition modelling of atmospheric pollutants on vegetation at the microscale: Application to the impact of street vegetation on air quality. *Boundary-Layer Meteorology*, 162, 451-474.

Santini C., 2017. De la science et de l'art du paysage urbain dans *Les Promenades de Paris* (1867-1873), traité d'art des jardins publics. *In : Jean-Charles-Adolphe Alphand et le rayonnement des parcs publics de l'école française du XIX^e siècle*, Actes de la journée d'étude organisée dans le cadre du bicentenaire de la naissance de Jean-Charles-Adolphe Alphand, Direction générale des patrimoines et École du Breuil, Paris, ministère de la Culture, 5-12.

Saudreau M., Triollet L., Laille P., 2021. *Les résultats du programme de recherche ANR Cooltrees, une fenêtre ouverte vers l'aménagement des villes de demain*, INRAE, Plante & Cité, université de Strasbourg (Unistra), CNRS.

Schymanski S.J., Or D., Zwieniecki M., 2013. Stomatal control and leaf thermal and hydraulic capacitances under rapid environmental fluctuations. *PLOS One*, 8 (1).

Seco R., Peñuelas J., Filella I., 2007. Short-chain oxygenated VOCs: Emission and uptake by plants and atmospheric sources, sinks, and concentrations. *Atmospheric Environment*, 41 (12), 2477-2499.

Selmi W. *et al.*, 2016. Air pollution removal by trees in public green spaces in Strasbourg city, France. *Urban Forestry and Urban Greening*, 17, 192-201.

Singh A.P., Varshney C.K., Singh U.K., 2007. Seasonal variations in isoprene emission from tropical deciduous tree species. *Environmental Monitoring and Assessment*, 131 (1-3), 231-235.

Singh N., Singh S., Mall R.K., 2020. Urban ecology and human health: Implications of urban heat island, air pollution and climate change nexus. *In: Urban Ecology* (P. Verma *et al.*, eds), Elsevier, 317-334.

Singsaas E.L. *et al.*, 1997. Isoprene increases thermotolerance of isoprene-emitting species. *Plant Physiology*, 115 (4), 1413-1420.

Sinoquet H. *et al.*, 2001. RATP: A model for simulating the spatial distribution of radiation absorption, transpiration and photosynthesis within canopies: Application to an isolated tree crown. *Plant Cell and Environment*, 24 (4), 395-406.

Steinbrecher R. *et al.*, 2009. Intra- and inter-annual variability of VOC emissions from natural and semi-natural vegetation in Europe and neighbouring countries. *Atmospheric Environment*, 43 (7), 1380-1391.

Streiling S., Matzarakis A., 2003. Influence of single and small clusters of trees on the bioclimate of a city: A case study. *Journal of Arboriculture*, 29 (6), 309-316.

Tarvainen V. *et al.*, 2005. Temperature and light dependence of the VOC emissions of Scots pine. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 5 (4), 989-998.

Thorsson S. *et al.*, 2007. Different methods for estimating the mean radiant temperature in an outdoor urban setting. *International Journal of Climatology*, 27 (14), 1983-1993.

Tiwary A. *et al.*, 2013. Systems scale assessment of the sustainability implications of emerging green initiatives. *Environmental Pollution*, 183, 213-223.

United Nations, 2018. *Population Division the World's Cities in 2018*, DoEaSA.

Varlet Grancher C., Bonhomme R., Sinoquet H. (eds), 1993. *Crop Structure and Light Microclimate: Characterization and Applications*, Paris, Inra, coll. Science Update, 518 p.

Veldt C., 1989. Leaf biomass data for the estimation of biogenic VOC emissions. Apeldoorn, The Netherlands, MT-TNO Report, 89-306.

Watson D.J., 1947. Comparative physiological studies on the growth of field crops: I. Variation in net assimilation rate and leaf area between species and varieties, and within and between years. *Annals of Botany*, 11 (1), 41-76.

Wujeska-Klause A., Pfautsch S., 2020. The best urban trees for daytime cooling leave nights slightly warmer. *Forests*, 11 (9), 945.

Xie X. *et al.*, 2008. Estimate of initial isoprene contribution to ozone formation potential in Beijing, China. *Atmospheric Environment*, 42 (24), 6000-6010.

Yang J., Yu Q., Gong P., 2008. Quantifying air pollution removal by green roofs in Chicago. *Atmospheric Environment*, 42 (31), 7266-7273.

Yli-Pelkonen V. *et al.*, 2018. The impact of urban trees on concentrations of PAHs and other gaseous air pollutants in Yanji, northeast China. *Atmospheric Environment*, 192, 151-159.

Yok T.P., Sia A., 2005. A pilot green roof research project in Singapore. *Proceedings from Green Roofs for Healthy Sustainable Cities Conference*, Washington DC, May 2005.

Zhang L. *et al.*, 2014. A meta-analysis of the canopy light extinction coefficient in terrestrial ecosystems. *Frontiers of Earth Science*, 8 (4), 599-609.

Chapitre 5

Forêt urbaine et santé des citadins

Rita Sousa-Silva, Alain Paquette

Les villes sont connues pour leurs gratte-ciel imposants, leurs rues animées et leur circulation incessante. Cependant, au milieu de cette jungle de béton se trouve un trésor caché qu'on a tendance à négliger : les arbres urbains. Que nous soyons à la recherche d'une bouffée d'air frais dans l'agitation de la ville, ou simplement d'un moment de détente au contact de la nature, les arbres urbains peuvent offrir une oasis inattendue de bénéfices, malgré certains aspects moins idylliques.

Ce chapitre explore le rôle crucial des arbres dans la promotion de la santé et du bien-être humain en milieu urbain. En plus d'agrémenter le paysage urbain, ils offrent une panoplie d'avantages pour la santé physique, mentale et sociale, contribuant à construire des communautés plus saines, plus heureuses et plus durables. Les arbres urbains peuvent également causer des désagréments, lesquels peuvent affecter la qualité de vie des populations citadines. Ce chapitre fournit donc une compréhension globale de l'impact des arbres urbains sur la santé et le bien-être humain, en examinant à la fois leurs bénéfices et leurs inconvénients. Allez, on vend la mèche : le bilan global est très positif.

⏩ Services et desservices des arbres urbains : une mise au point

Les services écosystémiques correspondent aux multiples avantages que les êtres humains retirent de l'environnement naturel et du bon fonctionnement des écosystèmes. Au contraire, les desservices représentent les risques et les nuisances liés aux écosystèmes et perçus comme négatifs pour le bien-être humain (production de pollens allergènes, chute de branches, dommages à la voirie). Les arbres urbains apportent les deux, services et desservices, susceptibles d'avoir un retentissement sur la santé humaine.

Il faut souligner que différencier les effets sur la santé et le bien-être humains qui sont dus spécifiquement aux arbres, par rapport à la nature urbaine en général (telle que les espaces verts comprenant des zones mixtes d'herbe, d'arbustes et d'arbres), peut s'avérer complexe. Cependant, de nombreux indicateurs convergent vers des bénéfices significatifs de la présence des arbres en ville, en sus des autres éléments naturels. Nous nous efforcerons donc d'être précis dans nos références, que ce soit aux arbres, aux espaces verts ou à la nature, en fonction des études respectives traitées.

Il est également important de noter que la manière dont les individus interagissent avec les arbres, ainsi qu'avec la nature en général, dépend de caractéristiques individuelles telles que l'âge et le genre (Frumkin *et al.*, 2017 ; Hartig *et al.*, 2014 ; Marselle *et al.*, 2021). Le type d'interaction, comme une exposition quotidienne aux arbres de rue près du domicile, influence les sensations et la quantité de nature qu'une personne « absorbe ». Prenons deux personnes vivant dans la même rue : si l'une se promène quotidiennement dans une rue bordée d'arbres, tandis que l'autre ne le fait qu'une fois par semaine, leur exposition aux arbres sera différente, ce qui peut à son tour influencer les effets de cette exposition sur leur santé. C'est avec cette complexité en tête qu'il convient d'aborder le présent chapitre.

L'importance des arbres urbains pour la santé physique

Les arbres dans les zones urbaines peuvent avoir un impact significatif sur la santé physique des populations humaines. En effet, de nombreuses études ont démontré une association positive entre les arbres urbains et la santé cardiovasculaire, respiratoire et métabolique des individus (Hartig *et al.*, 2014 ; Kuo, 2015 ; Wolf *et al.*, 2020). Ces effets sont toutefois diffus. Il est difficile d'identifier les causes proximales, mais plusieurs liens directs entre la présence d'arbres et la santé des humains peuvent être démontrés.

Les arbres réduisent la pollution

Les arbres tendent à réduire la pollution de l'air en absorbant les polluants atmosphériques tels que le dioxyde de carbone, le monoxyde de carbone, les oxydes d'azote et les particules fines. Cela a un impact direct sur la santé respiratoire des habitants des villes en réduisant le risque de maladies respiratoires telles que l'asthme, la bronchite et la pneumonie (Nowak *et al.*, 2014 ; 2018). Les arbres peuvent également contribuer à réduire les effets néfastes du bruit sur la santé en absorbant et en amortissant les ondes sonores. Ils modifient ainsi la sensibilité des gens au bruit et à ses effets sur la santé, notamment en réduisant le niveau de stress ressenti (Dzhambov *et al.*, 2014). Cela est important, car l'exposition prolongée au bruit peut causer des troubles de l'audition, des perturbations du sommeil, de l'hypertension artérielle et des maladies cardiovasculaires (Passchier-Vermeer et Passchier, 2000). Ce rôle d'atténuation de la pollution sonore est d'autant plus important que les arbres sont grands : plus de feuilles atténuent plus de bruit (Zhao *et al.*, 2021).

Les arbres atténuent les effets des îlots de chaleur urbains

Les arbres contribuent à réduire l'effet d'îlot de chaleur urbain, qui forme un dôme d'air plus chaud couvrant les villes par l'accumulation de chaleur dans les matériaux urbains tels que le béton et l'asphalte (voir chapitre 4). Cet effet d'îlot peut entraîner une augmentation de la température ambiante et des risques pour la santé tels que la déshydratation, la fatigue, l'insolation et l'aggravation des maladies cardiovasculaires et respiratoires. En effet, l'un des risques les plus pressants pour la santé humaine par rapport aux changements climatiques est l'augmentation des décès liés à la chaleur (Patz *et al.*, 2005 ; Romanello *et al.*, 2022). C'est particulièrement prévalent dans les villes, où l'effet d'îlot de chaleur urbain augmente l'impact des vagues de chaleur (Ward *et al.*, 2016). Pour rappel, la canicule de 2003 a causé la mort de 70 000 personnes en Europe (Robine *et al.*, 2008).

D'après une étude publiée en 2023 dans *The Lancet*, si la canopée d'une ville atteignait les 30 % (le double de la moyenne actuelle), la température moyenne quotidienne dans les zones urbaines pourrait baisser d'environ un demi-degré et réduire d'un tiers les décès prématurés liés aux canicules (Iungman *et al.*, 2023). En étudiant les données de 93 villes européennes, les chercheurs ont calculé que 6 700 personnes sont décédées prématurément du fait du réchauffement des températures lors de l'été 2015. Ces chercheurs avancent que ce chiffre aurait pu être inférieur à 4 500 avec une canopée à 30 %.

Les arbres peuvent atténuer les températures dans les environnements urbains par deux principaux facteurs : l'ombrage et l'évapotranspiration (figure 5.1). Tout d'abord, les arbres fournissent de l'ombre en interceptant et en absorbant la lumière. Ensuite, grâce à l'évapotranspiration, ils refroidissent activement l'air en absorbant de l'eau, en la pompant et en la relâchant par leurs feuilles sous forme de vapeur d'eau, un peu comme de petits climatiseurs (voir chapitre 1). Cependant, pour que les arbres puissent assurer ce refroidissement, il est important qu'ils ne soient pas eux-mêmes soumis à un stress thermique et hydrique, car dans de telles conditions, les stomates de leurs feuilles se ferment, la photosynthèse cesse et il n'y a plus d'évaporation (voir chapitre 1). Néanmoins, les arbres peuvent toujours fournir de l'ombre même dans ces conditions, du moins tant qu'ils conservent leurs feuilles.

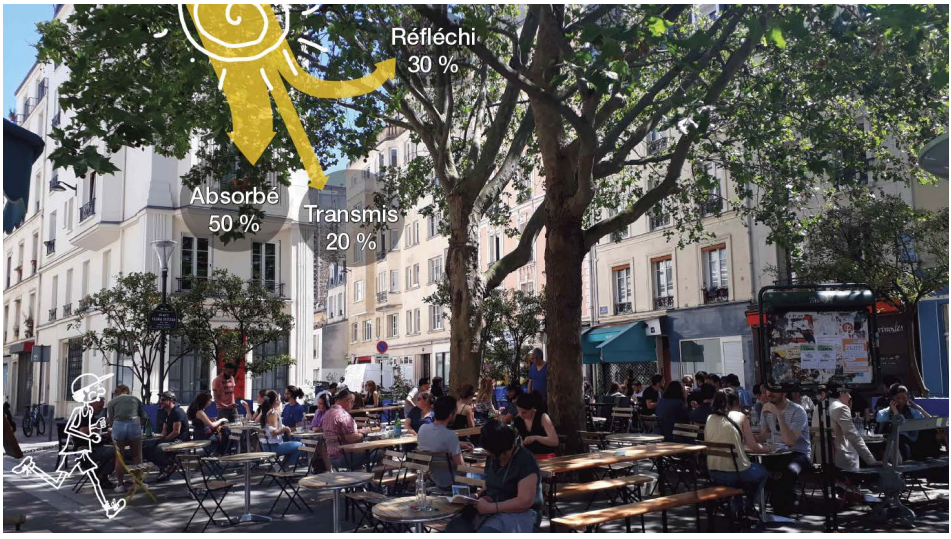


Figure 5.1. L'arbre urbain est un outil efficace contre les îlots de chaleur urbains en absorbant et en réfléchissant une partie de l'énergie solaire reçue (d'après une photographie de Serge Muller).

Les arbres peuvent réduire considérablement la température en été, à condition qu'ils couvrent une part significative du territoire (encadré 5.1). En effet, selon Marando *et al.* (2022), il est nécessaire d'avoir une couverture arborée d'au moins 16 % pour obtenir une réduction moyenne de la température estivale équivalente à 1 °C. Par ailleurs, Ziter *et al.* (2019) ont constaté que, pour un effet de rafraîchissement conséquent, la couverture arborée doit approcher les 40 %. Dans une autre étude qui met en évidence le potentiel des arbres pour contribuer à atténuer la chaleur urbaine, Schwaab *et al.* (2021) ont comparé les différences de température entre les zones urbaines avec arbres,

les espaces verts urbains sans arbres (parcs gazonnés) et les zones bâties sans arbres, à l'aide de données satellites de température de surface et de couverture terrestre pour 293 villes européennes. Leur étude a révélé que les zones avec arbres sont environ deux à quatre fois plus fraîches que les espaces verts urbains sans arbres. De plus, l'ombre créée par le feuillage des arbres peut servir de bouclier contre les rayons ultraviolets, et ainsi diminuer le risque de cancer de la peau.

Encadré 5.1. C'est combien, assez d'arbres ?

Nous avons vu qu'il faut une « quantité » importante d'arbres pour assurer des services de qualité en matière de santé humaine. Mais, par quantité, nous entendons la surface totale occupée par les arbres, la « canopée », pas leur nombre. Par exemple, la transpiration et la captation de polluants sont directement fonction de la quantité totale de surface foliaire. Ainsi, quelques grands arbres matures seront plus performants que plusieurs nouvelles plantations. Alors que dans les politiques municipales l'accent est presque toujours mis sur la plantation de nouveaux arbres, la protection des arbres matures devrait faire l'objet d'au moins autant d'attention (Sousa-Silva *et al.*, 2023). La structure d'âge de la forêt urbaine est importante, et il ne faut donc pas pour autant négliger la plantation, pour assurer le renouvellement des plus vieux et augmenter la quantité de services dans le futur.

Les arbres modifient le comportement des citadins, pour leur bien

Vivre dans un quartier arboré peut avoir des avantages considérables pour la santé physique, tels que la réduction du risque de maladies cardiovasculaires, de l'hypertension, de l'obésité et du diabète, ainsi que pour l'allongement de l'espérance de vie, comme le suggère une étude menée par Kardan *et al.* (2015). Après avoir analysé les données de plus de 30 000 résidents de Toronto, les chercheurs ont conclu que l'ajout de seulement 10 arbres à un seul pâté de maisons de la ville pourrait améliorer la sensation de bien-être d'une personne autant que si cette personne gagnait un revenu supplémentaire de 10 000 dollars canadiens par an ou avait sept ans de moins. L'étude a également révélé que les résidents des quartiers avec une densité d'arbres plus élevée ont moins de risques de développer des maladies cardio-métaboliques telles que l'hypertension, l'obésité et le diabète. Les chercheurs ont pris en compte les facteurs démographiques et socio-économiques dans leurs analyses de manière à en limiter les biais (voir chapitre 7), et ont constaté que vivre près des arbres était toujours positivement corrélé à un bon état de santé et à une perception favorable de son état de santé. Cependant, nous ne savons pas pourquoi avec certitude. Les chercheurs avancent que cela pourrait être dû au fait qu'ajouter plus d'arbres dans les rues encourage les gens à sortir et à faire plus d'exercice (Tabatabaie *et al.*, 2019). Cela pourrait aussi être dû au fait que l'environnement est plus beau, ce qui contribue au bien-être (Twohig-Bennett et Jones, 2018). Cependant, nous ne pouvons exclure la possibilité que des personnes en meilleure santé choisissent de vivre dans des quartiers avec plus d'arbres.

Le casse-tête des expériences contrôlées sur l'effet des arbres sur la santé

Prouver que les arbres améliorent la santé humaine est en effet assez ardu, principalement en raison des difficultés à concevoir une expérience contrôlée. L'expérience dite

« contrôlée » constitue la méthode de référence pour évaluer l'impact d'une intervention en santé, mais elle est souvent inapplicable. Dans un scénario hypothétique, et en faisant momentanément abstraction de considérations éthiques, on pourrait envisager la construction de 100 maisons identiques, y installer des familles complètement au hasard, planter des arbres autour de la moitié d'entre elles, puis attendre cinquante ans que les arbres atteignent leur maturité et mesurer l'effet sur leur santé (Donovan, 2014). Il faudrait contrôler de nombreux facteurs (environnementaux, économiques et sociaux) qui pourraient changer au cours de l'étude, et surtout empêcher les participants de déménager pendant cinquante ans. Il est évident que mener une expérience de ce genre est impraticable et, de fait, la majorité des études sont de nature corrélative (on observe un lien entre deux facteurs, mais on ne peut affirmer avec certitude que l'un cause l'autre). À noter que cela a longtemps été l'argument des compagnies de tabac, arguant que le lien entre le cancer et la cigarette n'était que circonstanciel, et que la véritable cause était autre. Une autre approche est toutefois possible : étudier l'effet de la perte d'arbres sur la santé.

Donovan *et al.* (2013) ont mené une étude visant à mesurer les effets délétères de la perte d'arbres dans de grandes villes aux États-Unis suite à l'arrivée de l'agrile du frêne, dont l'introduction en Amérique du Nord a déjà causé la perte de millions d'arbres (voir chapitre 6). Les auteurs ont mis en évidence une corrélation forte entre la mortalité des frênes causée par l'agrile et l'augmentation importante des décès liés aux maladies cardiovasculaires et respiratoires dans quinze États américains, soit environ 21 000 décès supplémentaires dans les six années suivant l'introduction du ravageur. Sans cacher que leur étude ne permet pas de conclure à une relation de cause à effet, les auteurs émettent l'hypothèse que certains facteurs plausibles pourraient inclure une amélioration de la qualité de l'air, une réduction du stress, une augmentation de l'activité physique et des températures plus modérées. De même, une autre étude plus récente a montré que dans les quartiers où davantage d'arbres avaient été plantés, les taux de mortalité (décès pour 100 000 personnes) étaient plus faibles. D'après les estimations des auteurs, chaque arbre planté était associé à une réduction significative de la mortalité non accidentelle et cardiovasculaire (respectivement de 20 % et 6 %), en particulier chez les hommes, ainsi que chez les personnes âgées de plus de 65 ans (Donovan *et al.*, 2022). Ils ont observé cet effet à la fois dans les quartiers verts et dans les quartiers moins verts, mettant en évidence le rôle important que les arbres peuvent jouer en matière de santé publique.

L'influence des arbres urbains sur la santé mentale

Ces dernières années, l'effet des arbres et de la forêt urbaine sur le bien-être et la santé mentale de la population a été largement étudié et reconnu. Des études ont montré que la présence d'arbres est associée à une meilleure santé mentale, tant en matière de perceptions que de symptômes cliniques, et aurait une influence positive notamment sur le niveau de stress et d'anxiété, sur les symptômes de dépression, de même qu'elle offrirait un sentiment réparateur (Bratman *et al.*, 2019 ; Marselle *et al.*, 2021 ; Triguero-Mas *et al.*, 2015 ; van den Berg *et al.*, 2015 ; Wolf *et al.*, 2020). Avec la pandémie de Covid-19, où les problèmes de santé mentale sont devenus une préoccupation majeure, les arbres et les espaces verts ont pris une importance encore plus grande (Geng *et al.*, 2021 ; Soga *et al.*, 2021 ; Venter *et al.*, 2020). Par exemple,

selon un sondage réalisé auprès de plus de 3 000 personnes vivant dans des villes du Canada, 94 % des répondants ont déclaré que les parcs étaient bénéfiques pour leur santé mentale. Dans la même étude, 55 % des 30 municipalités consultées ont confirmé que la fréquentation de leurs parcs avait augmenté depuis le début de la pandémie (Amis des parcs, 2022).

Les arbres soulagent le stress et la fatigue mentale

Les arbres ont un effet calmant sur le système nerveux et aident à réduire le stress et l'anxiété. Une étude menée à Édimbourg a montré que les participants ayant marché dans un espace vert avec arbres ont connu une réduction significative de l'activité cérébrale associée à l'anxiété et au stress, par rapport à ceux qui ont marché en zone urbaine sans arbres (Aspinall *et al.*, 2015). Les résultats ont indiqué que lors du passage d'une rue commerçante très fréquentée à un espace vert, les participants ont connu une réduction significative de leur niveau de frustration, et une baisse du stress lié à un état d'hypervigilance. Cet apaisement pourrait aider à améliorer leur attention dirigée, une ressource mentale clé qui nous permet de rester concentrés sur une tâche nécessitant un effort important pendant une longue période. Ceci est cohérent avec la théorie de la restauration de l'attention (Kaplan, 1995), qui suggère que l'exposition à un espace vert peut aider à réduire la fatigue mentale et restaurer les capacités d'attention. Il est désormais bien établi que la nature ou les espaces verts urbains peuvent avoir un impact positif sur les fonctions cognitives, telles que la mémoire de travail, la flexibilité cognitive et le contrôle attentionnel (Ohly *et al.*, 2016 ; Stevenson *et al.*, 2018). Les arbres sont bénéfiques non seulement pour les adultes, mais aussi pour les enfants et les adolescents. Par exemple, une étude menée dans 101 établissements scolaires du sud-est du Michigan, correspondant aux lycées publics français et aux écoles secondaires du Québec (*public high schools*), a montré que les élèves ayant une vue sur des arbres et arbustes, par opposition à de vastes étendues de pelouses et des places de stationnement, obtenaient de meilleurs résultats scolaires, et qu'une plus grande proportion voulait aller à l'université (Matsuoka, 2010). Sivarajah *et al.* (2018) rapportent des résultats comparables sur les enfants des écoles primaires de Toronto, au Canada. Selon une autre étude menée auprès d'élèves âgés de 6 à 18 ans, de leurs parents et de leurs enseignants, les jeunes qui passaient plus de temps dans des environnements naturels, comme des espaces boisés, avaient moins de problèmes de comportement et d'hyperactivité, une meilleure capacité d'attention et une amélioration de leur humeur générale (Chawla *et al.*, 2014). Les auteurs de l'étude ont suggéré que les avantages de ces environnements étaient liés aux opportunités de découverte, à l'immersion et à l'exposition à des expériences sensorielles positives ainsi qu'à la possibilité de faire des activités constructives, créatives et coopératives. L'effet bénéfique de l'enseignement en extérieur est d'ailleurs de plus en plus étudié (Ayotte-Beaudet *et al.*, 2023).

Conséquence indirecte de ces avantages, les bienfaits des arbres sur la santé mentale ont également des implications économiques importantes. Des études ont montré que la présence d'arbres dans les espaces publics pouvait diminuer les coûts de santé en réduisant les cas de dépression et d'anxiété (Bratman *et al.*, 2019 ; Nordh *et al.*, 2009 ; O'Brien *et al.*, 2019), entraînant ainsi une baisse des prescriptions d'antidépresseurs (Chi *et al.*, 2022 ; Marselle *et al.*, 2020) et des hospitalisations (Kardan *et al.*, 2015). Les arbres peuvent donc avoir un impact positif sur la santé physique et mentale, tout en contribuant à réduire les coûts de santé.

Évidemment, dans plusieurs des études citées dans cette section, il est parfois difficile de séparer l'effet des arbres eux-mêmes de celui de l'espace vert dans lequel ils se trouvent. Ici encore, concevoir une étude parfaitement contrôlée s'avère très complexe, et éthiquement sensible. Il nous faudrait des parcs avec et sans arbres, des quartiers avec et sans arbres mais d'une densité de bâti comparable (idéalement de plusieurs densités), le tout répliqué plusieurs fois, et, dans chacun de ces traitements, des personnes — au départ comparables — assignées là au hasard. À ce stade, nous pouvons cependant affirmer que les arbres semblent être une part intégrante et importante d'un espace vert de qualité.

L'importance des arbres urbains pour la santé sociale

L'importance de la présence d'arbres dans les environnements urbains s'étend également à la santé sociale, l'aspect du bien-être qui découle des liens sociaux et d'un sentiment d'appartenance à la communauté. Qu'elle soit explicitement revendiquée par les responsables de l'aménagement des villes ou implicitement perçue par les citadins, cette importance sociale des arbres et de la forêt urbaine joue un rôle majeur dans la dynamique du socio-écosystème urbain (voir chapitre 6).

En passant plus de temps dans un milieu vert, les résidents ont davantage d'occasions de rencontrer des gens et d'entrer en contact avec leurs voisins, ce qui favorise les interactions sociales dans le quartier (Kemperman et Timmermans, 2014 ; Maas *et al.*, 2009 ; Sullivan *et al.*, 2004). Par exemple, une étude menée aux Pays-Bas auprès de 10 089 résidents a cherché à déterminer si les contacts sociaux pourraient expliquer les effets positifs de la nature sur la santé perçue (Maas *et al.*, 2009). Les résultats, ajustés pour les facteurs démographiques et socio-économiques, ont révélé que les résidents vivant dans un environnement où l'on retrouve moins d'espaces verts ressentent plus de solitude et perçoivent un manque de soutien social. Pour ce qui est de l'importance spécifique des arbres, Coley *et al.* (1997) ont constaté que, par opposition aux espaces communs dénudés, la présence d'arbres prédisait systématiquement une plus grande utilisation des espaces extérieurs par toutes les personnes, jeunes et âgées, favorisant ainsi des rencontres plus fréquentes entre voisins. De plus, ils ont constaté que le temps que les résidents passaient dans les espaces communs était fortement prédit par la présence, l'emplacement et le nombre d'arbres.

L'association entre les arbres urbains et la violence et la criminalité a aussi été examinée dans quelques études (Bogar et Beyer, 2016). Même s'il est difficile de parvenir à des conclusions définitives en raison de la variété des études sur les types de crimes, les espaces verts et leurs effets sur les personnes, il ressort en général de ces études que la présence d'espaces verts est associée à une réduction de la criminalité ou de la violence. Parmi les études qui se penchent sur la relation entre les arbres et les crimes contre la propriété, l'effet des arbres est mitigé. Par exemple, selon Donovan et Prestemon (2012), les petits arbres qui obstruent la vue sont associés à une augmentation de la criminalité, tandis que les grands arbres sont associés à une réduction de la criminalité. Les auteurs spéculent que les arbres peuvent réduire la criminalité en signalant aux criminels potentiels que la propriété est bien entretenue et, par conséquent, plus susceptible d'être surveillée (voir chapitre 7).

⏩ Les inconvénients associés aux arbres

Bien que les arbres apportent de nombreux bienfaits, il est important de reconnaître que leur présence peut également avoir un impact délétère sur la santé, notamment en ce qui concerne la qualité de l'air et la santé respiratoire (figure 5.2). Les arbres émettent des composés organiques volatils (COV) tels que les terpénoïdes, et en particulier les isoprènes, les monoterpènes et les sesquiterpènes. Ces composés sont impliqués dans la thermorégulation des feuilles (voir chapitre 4) et les défenses indirectes contre les agressions biotiques (voir chapitre 6). C'est notamment le cas des conifères, en particulier des pins et des sapins, qui produisent une grande quantité de monoterpènes. Ces monoterpènes jouent un rôle protecteur en servant de moyen de défense contre l'invasion des insectes, des champignons et autres herbivores (Kopaczyk *et al.*, 2020). Mais les COV ont également un effet complexe sur la qualité de l'air, directement ou *via* des réactions impliquant l'ozone (O_3) et les oxydes nitriques (NO_x).

De plus, les grains de pollen émis par les arbres peuvent causer des allergies saisonnières chez certaines personnes sensibles. En effet, une revue interdisciplinaire menée par Eisenman *et al.* (2019) a examiné le lien entre les arbres urbains, la qualité de l'air et l'asthme. Les auteurs ont conclu que bien que les arbres puissent avoir des effets bénéfiques sur la qualité de l'air en absorbant les polluants atmosphériques, ils peuvent également contribuer à la pollution de l'air par l'émission de COV et de pollens. Les auteurs concluent que les avantages des arbres pour la qualité de l'air dépendent de nombreux facteurs, tels que le type d'arbre, l'âge, la densité de la canopée et la concentration de polluants atmosphériques dans l'environnement.

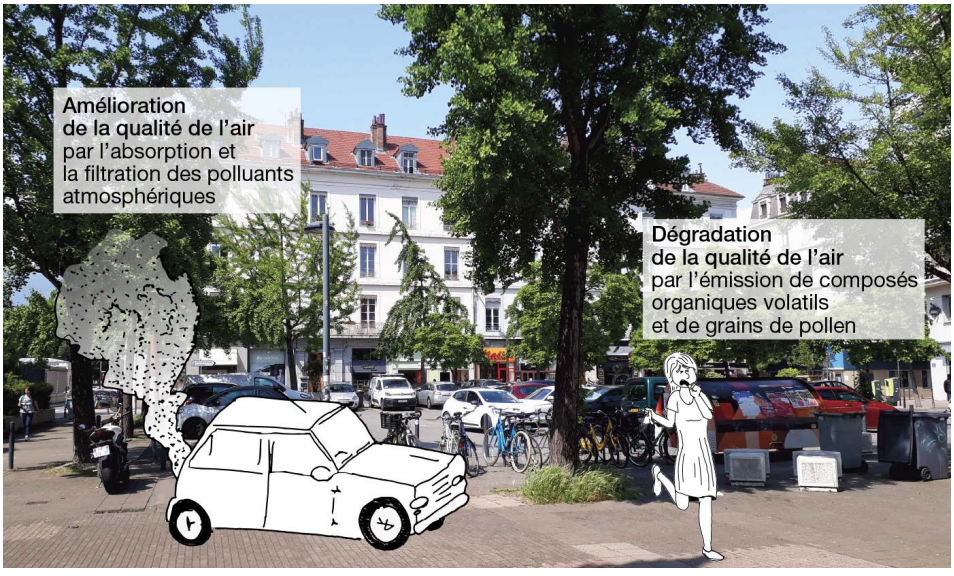


Figure 5.2. Les arbres urbains ont des effets complexes sur la qualité de l'air des villes. Ils absorbent et filtrent les polluants émis par les moteurs des véhicules thermiques, mais ils sont aussi responsables de l'émission de composés organiques volatils et de grains de pollen susceptibles de causer ou de renforcer des maladies respiratoires (adapté d'une photographie de Serge Muller).

En ce qui concerne les allergies, les personnes allergiques peuvent être affectées par la présence de grains de pollen provenant des arbres. Le rôle du pollen dans le développement et la gravité des allergies dépend de nombreux facteurs, y compris la durée de l'exposition (liée à la durée de la saison pollinique et du temps passé à l'extérieur), l'intensité de l'exposition (liée à la concentration de pollen dans l'air) ainsi que l'allergénicité du pollen (Cariñanos et Casares-Porcel, 2011 ; D'Amato *et al.*, 2007 ; Sousa-Silva *et al.*, 2020). En général, les arbres pollinisés uniquement, ou surtout, par les insectes ou les oiseaux (on les dit « entomophiles ») ne sont que peu ou pas allergènes. Au contraire, les arbres pollinisés par le vent (on les dit « anémophiles ») sont la cause principale des allergies saisonnières : leur pollen est léger et produit en grande quantité, beaucoup plus que le pollen des arbres entomophiles, puis transporté par le vent sur des dizaines de kilomètres, ce qui augmente les risques d'être inhalé par les individus sensibles et de causer des réactions allergiques. Parmi les arbres anémophiles, le pollen le plus allergène est produit par les bouleaux (Biedermann *et al.*, 2019). Trois autres genres de la même famille, les Bétulacées, se distinguent également : aulne, noisetier, charme (RNSA, 2016). Cependant, peu d'espèces d'arbres ont jusqu'à présent été étudiées pour l'allergénicité de leur pollen (Asam *et al.*, 2015 ; Sousa-Silva *et al.*, 2021a), ce qui laisse beaucoup d'incertitude quant au rôle de certaines espèces dans les allergies au pollen. Il convient de noter que le pollen allergène est également produit par plusieurs plantes herbacées, comme l'ambroisie. Les allergies au pollen peuvent provoquer des troubles du sommeil, une diminution de la qualité de vie, une baisse de la productivité et des performances scolaires chez les enfants, ainsi que des coûts de santé (Meltzer et Bukstein, 2011).

L'entomofaune associée aux arbres peut également être source de nuisance pour la santé des personnes. Les chenilles processionnaires (le genre *Thaumetopoea* en Europe ou *Ochrogaster* en Australie) en sont des exemples emblématiques. Ces chenilles produisent des soies urticantes qu'elles peuvent libérer dans l'atmosphère lorsqu'elles sont dérangées, ou qui restent présentes dans les exuvies après la mue. Chez les processionnaires, l'urtication est causée par une protéine, la thaumétopoéine. À titre d'exemple, une étude réalisée auprès de 1 025 personnes en Autriche a montré que les chenilles processionnaires du chêne (*T. processionea*) peuvent causer des réactions allergiques graves lorsqu'elles sont en contact avec la peau ou inhalées (Maier *et al.*, 2003). L'étude a révélé que près de 56 % des personnes exposées ont signalé un ou plusieurs symptômes tels que des éruptions cutanées, des démangeaisons, des difficultés respiratoires et des douleurs oculaires. Les auteurs ont conclu que dans les années où il y a des épidémies de ce ravageur, les chenilles peuvent être une menace pour la santé publique et ont appelé à des mesures de contrôle pour réduire les risques d'exposition.

Enfin, parmi les desservices des arbres urbains, on note également des préoccupations de sécurité. Celles-ci incluent le risque de blessure dû à la chute de branches ou à l'effondrement d'arbres, particulièrement lors d'intempéries ou en présence de maladies du bois. Le danger est d'autant plus important avec les grands arbres, car leurs troncs ou branches peuvent chuter sur des personnes, des véhicules ou des bâtiments, entraînant des blessures et parfois, bien que rarement, des décès (Schmidlin, 2009). Par ailleurs, les feuilles tombées constituent un autre risque en milieu urbain, celui des glissades sur les feuilles tombées, en particulier lorsqu'elles sont mouillées, provoquant des blessures. Toutes ces situations non seulement constituent un risque pour la sécurité des personnes et des biens, mais peuvent aussi entraîner des coûts significatifs (encadré 5.2).

Encadré 5.2. Les desservices écosystémiques liés aux arbres coûtent cher

L'ensemble des desservices liés aux arbres doit être pris en compte par les particuliers et les autorités en charge de l'aménagement urbain, ce qui implique nécessairement des coûts. Ces coûts concernent non seulement les interventions sur les arbres, comme l'élagage, l'abattage ou l'évacuation du bois, mais aussi ceux liés aux réparations des dommages causés aux biens et aux personnes. À ceux-là s'ajoutent les dépenses liées à l'achat et à l'entretien des équipements et aux salaires du personnel. De plus, d'autres coûts indirects s'ajoutent, comme ceux liés à la surveillance de l'état sanitaire des arbres et ceux engendrés par d'éventuelles procédures juridiques visant, le cas échéant, à obtenir une réparation financière suite à des dommages imputables aux arbres ou à leur gestion. Pour une vue d'ensemble des desservices des arbres, des coûts associés, et des stratégies de gestion visant à les minimiser, les lectrices et les lecteurs pourront consulter la synthèse réalisée par Roman *et al.* (2021).

⏩ Comment maximiser les bienfaits des arbres sur la santé ?

Pour optimiser les bénéfices des arbres pour la santé, il convient de choisir les espèces les plus adaptées au contexte local et de les distribuer judicieusement dans l'environnement urbain (Brulle et Pellow, 2006 ; Cavender et Donnelly, 2019 ; Sousa-Silva *et al.*, 2021a ; Wolch *et al.*, 2014). De plus, en choisissant les espèces de manière optimale, il est possible de maximiser les bénéfices pour la santé tout en minimisant les impacts négatifs sur celle-ci. Par exemple, certaines espèces d'arbres peuvent aider à absorber de grandes quantités de polluants de l'air (Chen *et al.*, 2017), tandis que d'autres peuvent causer des allergies (Sousa-Silva *et al.*, 2021a). En matière de gestion, l'erreur consisterait à considérer les espèces les unes séparément des autres.

La diversité des espèces joue aussi un rôle dans l'amélioration de la santé humaine (Marselle *et al.*, 2021). Par exemple, on a montré qu'une biodiversité élevée dans les espaces verts urbains a un impact positif sur le bien-être et la sensation réparatrice procurée par le contact avec la nature (Carrus *et al.*, 2015 ; Fuller *et al.*, 2007). En outre, la diversité des arbres contribue à améliorer la résilience de la forêt urbaine et à conserver les arbres (et leurs bénéfices) face à des menaces comme les changements climatiques (Paquette *et al.*, 2021). Optimiser la diversité implique de favoriser l'équitabilité, en augmentant l'abondance des espèces plus rares et en diminuant l'importance relative des espèces dominantes. Puisque ces dernières sont souvent anémophiles, cette stratégie représente également une excellente façon de réduire la concentration des grains de pollen de chaque espèce, et les symptômes allergiques associés (Cariñanos et Casares-Porcel, 2011 ; Sousa-Silva *et al.*, 2021b).

Bien que les arbres aient de nombreux avantages pour la santé humaine, allant de la santé physique et mentale au renforcement des relations sociales, les éléments de preuve à l'appui de ces différents effets ne sont pas toujours concordants, et leur qualité et quantité sont inégales (Bherer, 2021 ; Frumkin *et al.*, 2017). Dans une certaine mesure, on peut attribuer ces incohérences à la pluralité des méthodes d'évaluation des effets de l'exposition à la nature, ainsi qu'à la multitude des types et des qualités des environnements naturels, à des modes d'exposition divers et variés et à la large gamme de résultats étudiés ayant trait à la santé, autant du point de vue physique que psychologique.

Afin d'orienter les futures études et de combler les lacunes actuelles dans les connaissances, il est primordial d'approfondir notre compréhension des relations entre les mécanismes qui conduisent aux bienfaits pour la santé des forêts urbaines, mais aussi de déterminer leur importance relative dans des circonstances particulières. Par exemple, il est essentiel de mieux comprendre les mécanismes en jeu dans les quartiers urbains défavorisés, là où résident les personnes les plus susceptibles d'être affectées négativement par une exposition à des températures plus élevées ou à plus de pollution. De plus, il est nécessaire de mener des études longitudinales afin de préciser les relations causales entre la forêt urbaine et la santé, tandis que des études multidisciplinaires, dans différentes régions, pourront éclaircir la relation entre la proximité, l'accès et les avantages d'habiter près des arbres pour la santé. Il est également pertinent d'étudier comment la densité, l'aménagement et la sélection des arbres influencent la santé des citadins.

⏩ Conclusion

Il apparaît clairement que les arbres offrent des bienfaits importants pour la santé, favorisant plusieurs aspects de la santé physique, psychologique et sociale, comme en témoignent les études examinées dans ce chapitre. Bien que les mécanismes d'action demeurent peu connus à ce jour, certaines pistes de recherche peuvent être envisagées. De la réduction du stress et de la dépression à l'amélioration de la qualité de l'air et de la régulation de la température, les arbres jouent un grand rôle dans le maintien et l'amélioration de la santé des citadins, à condition que les effets négatifs soient également pris en compte et minimisés.

Dans cette optique, il est primordial que les décideurs politiques, les urbanistes et les professionnels de la santé travaillent ensemble pour intégrer les arbres et les espaces verts dans les villes de manière réfléchie et stratégique. Cela nécessite une approche globale qui tienne compte des besoins et des préférences des communautés, ainsi que des avantages potentiels et des défis à relever dans chaque contexte urbain. Les arbres doivent être considérés comme un élément clé de la planification urbaine et de la promotion de la santé publique, avec une attention particulière portée à la sélection d'espèces appropriées et à leur emplacement pour maximiser leurs avantages pour la santé. Enfin, il est également essentiel de sensibiliser le grand public aux bienfaits des arbres pour la santé et l'environnement, afin de renforcer leur soutien et leur engagement en faveur de leur préservation et de l'expansion des espaces verts urbains. Prendre soin d'un arbre, ou en planter un nouveau, c'est investir dans notre bien-être collectif !

⏩ Références bibliographiques

Amis des parcs, 2022. Rapport sur les parcs urbains du Canada de 2022.

Asam C., Hofer H., Wolf M., Aglas L., Wallner M., 2015. Tree pollen allergens: An update from a molecular perspective. *Allergy: European Journal of Allergy and Clinical Immunology*, 70, 1201-1211. https://doi.org/10.1111/all.12696

Aspinall P., Mavros P., Coyne R., Roe J., 2015. The urban brain: Analysing outdoor physical activity with mobile EEG. *British Journal of Sports Medicine*, 49, 272-276. https://doi.org/10.1136/bjsports-2012-091877

Ayotte-Beaudet J.-P., Chastenay P., Beaudry M.-C., L'Heureux K., Giamellaro M. *et al.*, 2023. Exploring the impacts of contextualised outdoor science education on learning: The case of primary school students learning about ecosystem relationships. *Journal of Biological Education*, 57, 277-294. https://doi.org/10.1080/00219266.2021.1909634

Bherer L., 2021. Les bienfaits de la nature sur la santé globale. Rapport pour la Société des établissements de plein air du Québec (Sépaq) en collaboration avec l'équipe de l'Observatoire de la prévention.

Biedermann T., Winther L., Till S.J., Panzner P., Knulst A. *et al.*, 2019. Birch pollen allergy in Europe. *Allergy: European Journal of Allergy and Clinical Immunology*, 74, 1237-1248. https://doi.org/10.1111/all.13758

Bogar S., Beyer K.M., 2016. Green space, violence, and crime: A systematic review. *Trauma, Violence, and Abuse*, 17, 160-171. https://doi.org/10.1177/1524838015576412

Bratman G.N., Anderson C.B., Berman M.G., Cochran B., de Vries S. *et al.*, 2019. Nature and mental health: An ecosystem service perspective. *Science Advances*, 5, 903-927. https://doi.org/10.1126/sciadv.aax0903

Brulle R.J., Pellow D.N., 2006. Environmental justice: Human health and environmental inequalities. *Annual Review of Public Health*, 27, 103-124. https://doi.org/10.1146/annurev.publhealth.27.021405.102124

Cariñanos P., Casares-Porcel M., 2011. Urban green zones and related pollen allergy: A review. Some guidelines for designing spaces with low allergy impact. *Landscape and Urban Planning*, 101, 205-214. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.03.006

Carrus G., Scopelliti M., Lafortezza R., Colangelo G., Ferrini F. *et al.*, 2015. Go greener, feel better? The positive effects of biodiversity on the well-being of individuals visiting urban and peri-urban green areas. *Landscape and Urban Planning*, 134, 221-228. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.10.022

Cavender N., Donnelly G., 2019. Intersecting urban forestry and botanical gardens to address big challenges for healthier trees, people, and cities. *Plants, People, Planet*, 1, 315-322. https://doi.org/10.1002/ppp3.38

Chawla L., Keena K., Pevec I., Stanley E., 2014. Green schoolyards as havens from stress and resources for resilience in childhood and adolescence. *Health and Place*, 28, 1-13. https://doi.org/10.1016/j.healthplace.2014.03.001

Chen L., Liu C., Zhang L., Zou R., Zhang Z., 2017. Variation in tree species ability to capture and retain airborne fine Particulate Matter (PM2.5). *Scientific Reports*, 7, 3206. https://doi.org/10.1038/s41598-017-03360-1

Chi D., Aerts R., Van Nieuwenhuyse A., Bauwelinck M., Demoury C. *et al.*, 2022. Residential exposure to urban trees and medication sales for mood disorders and cardiovascular disease in Brussels, Belgium: An ecological study. *Environmental Health Perspectives*, 130, 57003. https://doi.org/10.1289/EHP9924

Coley R.L., Sullivan W.C., Kuo F.E. 1997. Where does community grow?: The social context created by nature in urban public housing. *Environment and Behavior*, 29 (4), 468-494. https://doi.org/10.1177/001391659702900402

D'Amato G., Cecchi L., Bonini S., Nunes C., Annesi-Maesano I. *et al.*, 2007. Allergenic pollen and pollen allergy in Europe. *Allergy: European Journal of Allergy and Clinical Immunology*, 62, 976-990. https://doi.org/10.1111/j.1398-9995.2007.01393.x

Donovan G., 2014. Exploring connections between trees and human health. Science Findings-Pacific Northwest Research Station, USDA Forest Service.

Donovan G.H., Prestemon J.P., 2012. The effect of trees on crime in Portland, Oregon. *Environment and Behavior*, 44, 3-30. https://doi.org/10.1177/0013916510383238

Donovan G.H., Butry D.T., Michael Y.L., Prestemon J.P., Liebhold A.M. *et al.*, 2013. The relationship between trees and human health: Evidence from the spread of the emerald ash borer. *American Journal of Preventive Medicine*, 44, 139-145. https://doi.org/10.1016/j.amepre.2012.09.066

Donovan G.H., Prestemon J.P., Gatziolis D., Michael Y.L., Kaminski A.R. *et al.*, 2022. The association between tree planting and mortality: A natural experiment and cost-benefit analysis. *Environment International*, 170, 107609. https://doi.org/10.1016/j.envint.2022.107609

Dzhambov A.M., Dimitrova D.D., Dimitrakova E.D., 2014. Association between residential greenness and birth weight: Systematic review and meta-analysis. *Urban Forestry and Urban Greening*, 13, 621-629. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2014.09.004

Eisenman T.S., Churkina G., Jariwala S.P., Kumar P., Lovasi G.S. *et al.*, 2019. Urban trees, air quality, and asthma: An interdisciplinary review. *Landscape and Urban Planning*, 187, 47-59. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2019.02.010

Frumkin H., Bratman G.N., Breslow S.J., Cochran B., Kahn P.H. *et al.*, 2017. Nature contact and human health: A research agenda. *Environmental Health Perspectives*, 125. https://doi.org/10.1289/EHP1663

Fuller R.A., Irvine K.N., Devine-Wright P., Warren P.H., Gaston K.J., 2007. Psychological benefits of greenspace increase with biodiversity. *Biology Letters*, 3, 390-394. https://doi.org/10.1098/rsbl.2007.0149

Geng D., Innes J., Wu W., Wang G., 2021. Impacts of Covid-19 pandemic on urban park visitation: A global analysis. *Journal of Forestry Research*, 32, 553-567. https://doi.org/10.1007/s11676-020-01249-w

Iungman T., Cirach M., Marando F., Pereira Barboza E., Khomenko S. *et al.*, 2023. Cooling cities through urban green infrastructure: A health impact assessment of European cities. *The Lancet*. https://doi.org/10.1016/S0140-6736(22)02585-5

Kaplan S., 1995. The restorative benefits of nature: Toward an integrative framework. *Journal of Environmental Psychology*, 15, 169-182. https://doi.org/10.1016/0272-4944(95)90001-2

Kardan O., Gozdyra P., Misic B., Moola F., Palmer L.J. *et al.*, 2015. Neighborhood greenspace and health in a large urban center. *Scientific Reports*, 5, 11610. https://doi.org/10.1038/srep11610

Kemperman A., Timmermans H., 2014. Green spaces in the direct living environment and social contacts of the aging population. *Landscape and Urban Planning*, 129, 44-54. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.05.003

Kopaczyk J.M., Warguła J., Jelonek T. 2020. The variability of terpenes in conifers under developmental and environmental stimuli. *Environmental and Experimental Botany*, 180, 104197. https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2020.104197

Kuo M., 2015. How might contact with nature promote human health? Promising mechanisms and a possible central pathway. *Frontiers in Psychology*, 6.

Maas J., van Dillen S.M.E., Verheij R.A., Groenewegen P.P., 2009. Social contacts as a possible mechanism behind the relation between green space and health. *Health and Place*, 15, 586-595. https://doi.org/10.1016/j.healthplace.2008.09.006

Maier H., Spiegel W., Kinaciyan T., Krehan H., Cabaj A. *et al.*, 2003. The oak processionary caterpillar as the cause of an epidemic airborne disease: Survey and analysis. *British Journal of Dermatology*, 149, 990-997. https://doi.org/10.1111/j.1365-2133.2003.05673.x

Marando F., Heris M.P., Zulian G., Udías A., Mentaschi L. *et al.*, 2022. Urban heat island mitigation by green infrastructure in European functional urban areas. *Sustainable Cities and Society*, 77, 103564. https://doi.org/10.1016/j.scs.2021.103564

Marselle M.R., Bowler D.E., Watzema J., Eichenberg D., Kirsten T. *et al.*, 2020. Urban street tree biodiversity and antidepressant prescriptions. *Scientific Reports*, 10, 1-11. https://doi.org/10.1038/s41598-020-79924-5

Marselle M.R., Hartig T., Cox D.T.C., de Bell S., Knapp S. *et al.*, 2021. Pathways linking biodiversity to human health: A conceptual framework. *Environment International*, 150, 106420. https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.106420

Matsuoka R.H., 2010. Student performance and high school landscapes: Examining the links. *Landscape and Urban Planning*, 97, 273-282. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.06.011

Meltzer E.O., Bukstein D.A., 2011. The economic impact of allergic rhinitis and current guidelines for treatment. *Annals of Allergy, Asthma and Immunology*, 106, S12-S16. https://doi.org/10.1016/j.anai.2010.10.014

Nordh H., Grahn P., Währborg P., 2009. Meaningful activities in the forest, a way back from exhaustion and long-term sick leave. *Urban Forestry and Urban Greening*, 8, 207-219. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2009.02.005

Nowak D.J., Hirabayashi S., Bodine A., Greenfield E., 2014. Tree and forest effects on air quality and human health in the United States. *Environmental Pollution*, 193, 119-129. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.05.028

Nowak D.J., Hirabayashi S., Doyle M., McGovern M., Pasher J., 2018. Air pollution removal by urban forests in Canada and its effect on air quality and human health. *Urban Forestry and Urban Greening*, 29, 40-48. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.10.019

O'Brien L., Ambrose-Oji B., Wheeler B., 2019. Santé mentale et bien-être : l'apport des arbres et des forêts au bénéfice de différentes populations en Grande-Bretagne. *Santé publique*, S1, 163-171. https://doi.org/10.3917/spub.190.0163

Ohly H., White M.P., Wheeler B.W., Bethel A., Ukoumunne O.C. *et al.*, 2016. Attention Restoration Theory: A systematic review of the attention restoration potential of exposure to natural environments. *Journal of Toxicology and Environmental Health. Part B: Critical Reviews*, 19, 305-343. https://doi.org/10.1080/10937404.2016.1196155

Paquette A., Sousa-Silva R., Maure F., Cameron E., Belluau M. *et al.*, 2021. Praise for diversity: A functional approach to reduce risks in urban forests. *Urban Forestry and Urban Greening*, 62, 127157. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2021.127157

Passchier-Vermeer W., Passchier W.F., 2000. Noise exposure and public health. *Environmental Health Perspectives*, 108, 123-131. https://doi.org/10.1289/ehp.00108s1123

Patz J.A., Campbell-Lendrum D., Holloway T., Foley J.A., 2005. Impact of regional climate change on human health. *Nature*, 438, 310-317. https://doi.org/10.1038/nature04188

RNSA, 2016. Guide d'information de la végétation en ville (p. 68). Réseau national de surveillance aérobiologique. https://www.santeenvironnement-nouvelleaquitaine.fr/wp-content/uploads/2018/12/Guide-Vegetation-en-ville.pdf

Robine J.M., Cheung S.L.K., Le Roy S., Van Oyen H., Griffiths C. *et al.*, 2008. Death toll exceeded 70,000 in Europe during the summer of 2003. *Comptes Rendus Biologies*, 331, 171-178. https://doi.org/10.1016/j.crvi.2007.12.001

Roman L.A., Conway T.M., Eisenman T.S., Koeser A.K., Ordóñez Barona C. *et al.*, 2021. Beyond 'trees are good': Disservices, management costs, and tradeoffs in urban forestry. *Ambio*, 50 (3), 615-630. https://doi.org/10.1007/s13280-020-01396-8

Romanello M., Napoli C.D., Drummond P., Green C., Kennard H. *et al.*, 2022. The 2022 report of the Lancet Countdown on health and climate change: Health at the mercy of fossil fuels. *The Lancet*, 400, 1619-1654. https://doi.org/10.1016/S0140-6736(22)01540-9

Schwaab J., Meier R., Mussetti G., Seneviratne S., Bürgi C. *et al.*, 2021. The role of urban trees in reducing land surface temperatures in European cities. *Nature Communications*, 12, 1-11. https://doi.org/10.1038/s41467-021-26768-w

Schmidlin T.W., 2009. Human fatalities from wind-related tree failures in the United States, 1995-2007. *Natural Hazards*, 50, 13-25. https://doi.org/10.1007/s11069-008-9314-7

Sivarajah S., Smith S.M., Thomas S.C., 2018. Tree cover and species composition effects on academic performance of primary school students. *PLOS One*, 13, e0193254. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0193254

Soga M., Evans M.J., Tsuchiya K., Fukano Y., 2021. A room with a green view: The importance of nearby nature for mental health during the Covid-19 pandemic. *Ecological Applications*, 31, e2248. https://doi.org/10.1002/eap.2248

Sousa-Silva R., Cameron E., Paquette A., 2021a. Prioritizing street tree planting locations to increase benefits for all citizens: Experience from Joliette, Canada. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 9, 630. https://doi.org/10.3389/fevo.2021.716611

Sousa-Silva R., Duflos M., Barona C. O., Paquette A., 2023. Keys to better planning and integrating urban tree planting initiatives. *Landscape and Urban Planning*, 231, 104649. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2022.104649

Sousa-Silva R., Smargiassi A., Paquette A., Kaiser D., Kneeshaw D., 2020. Exactly what do we know about tree pollen allergenicity? *The Lancet Respiratory Medicine*, 8, e10. https://doi.org/10.1016/S2213-2600(19)30472-2

Sousa-Silva R., Smargiassi A., Kneeshaw D., Dupras J., Zinszer K. *et al.*, 2021b. Strong variations in urban allergenicity riskscapes due to poor knowledge of tree pollen allergenic potential. *Scientific Reports*, 11, 10196. https://doi.org/10.1038/s41598-021-89353-7

Stevenson M.P., Schilhab T., Bentsen P., 2018. Attention Restoration Theory II: A systematic review to clarify attention processes affected by exposure to natural environments. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part B*, 21, 227-268. https://doi.org/10.1080/10937404.2018.1505571

Sullivan W.C., Kuo F.E., DePooter S.F., 2004. The fruit of urban nature: Vital neighborhood spaces. *Environment and Behavior*, 36, 678-700. https://doi.org/10.1177/0193841X04264945

Tabatabaie S., Litt J.S., Carrico A., 2019. A study of perceived nature, shade and trees and self-reported physical activity in Denver. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16, 3604. https://doi.org/10.3390/ijerph16193604

Triguero-Mas M., Dadvand P., Cirach M., Martínez D., Medina A. *et al.*, 2015. Natural outdoor environments and mental and physical health: Relationships and mechanisms. *Environment International*, 77, 35-41. https://doi.org/10.1016/j.envint.2015.01.012

Twohig-Bennett C., Jones A., 2018. The health benefits of the great outdoors: A systematic review and meta-analysis of greenspace exposure and health outcomes. *Environmental Research*, 166, 628-637. https://doi.org/10.1016/j.envres.2018.06.030

van den Berg M., Wendel-Vos W., van Poppel M., Kemper H., van Mechelen W. *et al.*, 2015. Health benefits of green spaces in the living environment: A systematic review of epidemiological studies. *Urban Forestry and Urban Greening*, 14, 806-816. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2015.07.008

Venter Z.S., Barton D.N., Gundersen V., Figari H., Nowell M., 2020. Urban nature in a time of crisis: Recreational use of green space increases during the Covid-19 outbreak in Oslo, Norway. *Environmental Research Letters*, 15, 104075. https://doi.org/10.1088/1748-9326/abb396

Ward K., Lauf S., Kleinschmit B., Endlicher W., 2016. Heat waves and urban heat islands in Europe: A review of relevant drivers. *Science of the Total Environment*, (569-570), 527-539. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.119

Wolch J.R., Byrne J., Newell J.P., 2014. Urban green space, public health, and environmental justice: The challenge of making cities "just green enough". *Landscape and Urban Planning*, 125, 234-244. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.01.017

Wolf K.L., Lam S.T., McKeen J.K., Richardson G.R.A., Bosch M. van den *et al.*, 2020. Urban trees and human health: A scoping review. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17, 1-30. https://doi.org/10.3390/ijerph17124371

Zhao N., Prieur J.F., Liu Y., Kneeshaw D., Lapointe E.M. *et al.*, 2021. Tree characteristics and environmental noise in complex urban settings: A case study from Montreal, Canada. *Environmental Research*, 202, 111887. https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.111887

Ziter C.D., Pedersen E.J., Kucharik C.J., Turner M.G., 2019. Scale-dependent interactions between tree canopy cover and impervious surfaces reduce daytime urban heat during summer. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*, 116, 7575-7580. https://doi.org/10.1073/pnas.1817561116

Chapitre 6

La santé des arbres urbains : menaces et prévention ?

Sivajanani Sivarajah, Bastien Castagneyrol

Définir la notion de santé est une tâche ardue, tant tout est question de référentiel. On retient en général qu'un système, qu'il s'agisse d'un organisme, d'un système naturel ou d'un système économique, est en « bonne » santé si son état est « normal ». Encore faut-il s'entendre sur ce qui est normal.

Accordons-nous sur le fait qu'un organisme est en bonne santé dès lors qu'il est capable d'assurer sa survie, sa croissance et sa reproduction, malgré les contraintes exercées par son environnement biotique ou abiotique. Ajoutons toutefois une contrainte temporelle supplémentaire : un organisme est en bonne santé si, malgré la possible survenue de conditions stressantes, il recouvre rapidement son état physiologique normal, préexistant au stress, un des sens que l'on attribue au terme de résilience. Dans le cas des arbres et de la forêt, la notion de santé revêt en outre une dimension utilitariste : aux critères communs à tous les organismes s'ajoute la capacité à maintenir les fonctions et les services que les arbres et la forêt fournissent aux sociétés humaines. Lorsque nous intégrons les sociétés humaines, ce concept de réflexion sur la santé devient « Une seule santé » (*One Health*), un terme qui devient populaire dans le monde de la politique.

S'interroger sur la santé des arbres et de la forêt urbaine revient alors à se demander quelles sont les particularités du milieu urbain susceptibles de compromettre la capacité des arbres à assurer durablement, par leur stature, leur fonctionnement et leur distribution dans l'espace, un ensemble de services dont les populations citadines tirent bénéfice.

Les besoins intrinsèques des arbres et les fonctions et les services qui leur sont associés dans les milieux urbains ont été traités dans les précédents chapitres de ce livre. Ici, nous nous concentrerons sur les aléas que peuvent subir les arbres urbains et sur les facteurs de vulnérabilité, avec cette idée en tête que les personnes en charge de l'aménagement urbain, de même que les particuliers possédant des arbres dans leurs propriétés, peuvent travailler à réduire la vulnérabilité des arbres en tant qu'individus, et à réduire le risque de survenue d'aléas.

Ces objectifs amènent à considérer d'emblée que la santé des arbres doit se comprendre à deux niveaux d'organisation — l'individu et son environnement — et à différentes échelles de temps, en prenant en compte la résistance des arbres et de la forêt aux facteurs de stress, et leur résilience après perturbation.

⏩ À quoi reconnaît-on un arbre en mauvaise santé ?

La défoliation (la perte de tout ou partie de la surface des feuilles) et la décoloration du houppier ainsi que la présence de chancres (lésions du tissu cortical) sont des éléments diagnostiques permettant de caractériser l'état de santé d'un arbre urbain (Linhares *et al.*, 2021 ; Finch *et al.*, 2021). La présence de cavités, de fracturations du tronc ou des branches est moins pertinente pour décrire l'état de santé des arbres urbains : ceux-ci sont éliminés par les gestionnaires des espaces verts parce qu'ils représentent un risque pour la population.

L'intensité de la défoliation ou de la décoloration et la présence de chancres peuvent être évalués visuellement depuis le sol (Mattheck et Breloer, 1994 ; Fink, 2009) selon des protocoles utilisés pour la réalisation des inventaires forestiers nationaux (Lakatos et Mirtchev, 2014). Ces mesures sont faciles à mettre en œuvre mais, malgré la standardisation des protocoles, elles sont soumises à des biais d'observateur. Elles peuvent être complétées par des mesures instrumentales évaluant la densité des feuilles et leur teneur en chlorophylle (Rossini *et al.*, 2006 ; Yu *et al.*, 2018).

Des méthodes de télédétection se développent pour automatiser et standardiser l'évaluation de l'état sanitaire des arbres urbains (Lausch *et al.*, 2017). Le recours à l'imagerie multi- et hyperspectrale (images aériennes ou photos satellites) permet de quantifier la décoloration du houppier (Xiao et McPherson, 2005 ; Sari et Kushardono, 2016). Combinées avec une mesure de la densité et de la distribution des feuilles dans le houppier par la technologie du LiDAR (Oshio *et al.*, 2015), ces méthodes de télédétection colorimétriques permettent le calcul d'indices représentatifs de l'état de santé des arbres individuels (Degerickx *et al.*, 2018 ; Chi *et al.*, 2020).

Qu'elles soient visuelles ou instrumentées, réalisées au sol ou à distance, ces techniques d'évaluation de la santé des arbres urbains ne permettent pas d'établir un diagnostic quant aux causes de la décoloration ou de la défoliation tant ces symptômes sont non spécifiques. Bien souvent, une observation précise des arbres en mauvaise santé et le prélèvement d'échantillons sont nécessaires pour leur analyse (visuelle ou moléculaire) au laboratoire.

⏩ Un environnement urbain qui fragilise les arbres

L'environnement urbain concentre les facteurs écologiques qui influencent les interactions entre les arbres et leurs bioagresseurs, qu'il s'agisse des insectes herbivores ou des micro-organismes pathogènes. Ainsi, les connaissances acquises au cours des dernières décennies sur la réponse des arbres et des forêts aux changements climatiques (élévation des températures, récurrence et intensité des sécheresses), aux invasions biologiques, à la fragmentation des habitats et à l'érosion de la biodiversité sont utiles pour comprendre les facteurs de vulnérabilité des arbres urbains à leurs bioagresseurs. Elles offrent également des pistes de réflexion pour une gestion holistique des arbres et de la forêt urbaine afin d'augmenter leur résistance aux stress biotiques.

Les arbres de la ville subissent constitutivement un stress modérément sévère. Le développement des infrastructures grises, telles que les bâtiments, les rues et les infrastructures souterraines (par exemple, les canalisations d'eau et de gaz, le câblage), modifie l'accès de l'arbre à ses ressources (eau, nutriments, espace, voir

chapitre 1 ; Cavender et Donnelly, 2019). Par conséquent, la santé et la durée de vie moyenne d'un arbre peuvent être réduites par rapport aux arbres matures périurbains (Skiera et Moll, 1992 ; Roman et Scatena, 2011 ; Koeser *et al.*, 2013), d'autant que les conséquences directes et indirectes du changement climatique accentuent ces stress, réduisant encore plus leur durée de vie et leur résilience aux stress abiotiques (Close *et al.*, 1996).

Les arbres urbains ne sont pas sensibles aux mêmes stress ni à la même intensité de stress selon leurs emplacements et leurs modes d'installation. Par exemple, Rahman *et al.* (2013) ont trouvé que les arbres plantés dans des fosses ouvertes étaient généralement en meilleure santé que les arbres plantés dans des fosses fermées. Puis les auteurs ont remarqué que presque tous les arbres présentaient une diminution de la conductance stomatique (taux d'échanges gazeux, indicateur du stress hydrique des plantes) au fil du temps, ce qui peut s'expliquer par les stress abiotiques élevés dans les villes. Les arbres en ville sont plus sensibles aux facteurs de stress abiotiques. Les arbres situés dans ou près des rues subissent un niveau de stress plus élevé que ceux des aires boisées municipales. Puisque les arbres des villes sont plantés isolés les uns des autres, ils sont plus exposés à la chaleur et au rayonnement solaire dans les environnements urbains que leurs voisins des forêts naturelles. Cela s'explique par le fait que le rayonnement solaire est réfléchi par les infrastructures grises, puis absorbé et réémis sous forme de chaleur (voir chapitre 4). Certaines espèces d'arbres urbains, comme l'érable plane (*Acer platanoides*), sont plus facilement adaptées à l'augmentation du rayonnement solaire et résistent aux fortes radiations et à la chaleur, mais la majorité des espèces d'arbres sont confrontées à de nombreuses contraintes (Sivarajah *et al.*, 2020).

Dans le cadre des changements climatiques, avec des événements météorologiques extrêmes (canicules, sécheresse), l'entretien des arbres urbains deviendra plus difficile. Près de la moitié des espèces d'arbres urbains est ainsi déjà exposée à des conditions de températures et de précipitations allant au-delà des tolérances physiologiques des essences concernées (Esperon-Rodriguez *et al.*, 2022).

La conception et l'aménagement des villes amplifient le stress hydrique et les vagues de chaleur. Or les températures élevées et la faible disponibilité de l'eau sous terre entraînent une augmentation de la tension de la sève brute, qui peut elle-même conduire à une rupture du continuum hydraulique entre le sol, la plante et l'atmosphère. Il en résulte la formation de bulles d'air dans les vaisseaux (cavitation), les rendant non fonctionnels (Sperry et Tyree, 1988). Les chaleurs excessives modifient profondément la physiologie des arbres urbains, ce qui se traduit par une réduction de l'activité photosynthétique, une augmentation du stress oxydatif et une abscission prématurée des feuilles (Percival, 2023 ; Zahra *et al.*, 2023). Ces effets sont d'autant plus marqués en cas de stress hydrique. Il y a ainsi un risque de dépérissement des arbres consécutivement aux épisodes de sécheresse intense liés à de fortes chaleurs. Or de nombreux services écosystémiques fournis par les arbres urbains sont étroitement liés à l'utilisation de l'eau par l'arbre. Les conséquences des stress abiotiques et de l'évolution du climat ne se limitent pas aux arbres : le réchauffement et la réduction des précipitations pourraient causer une diminution des taux d'échanges gazeux de l'arbre, réduisant ainsi les nombreux services écosystémiques que les arbres fournissent dans les villes (séquestration du carbone, refroidissement, filtration de l'air).

⏩ Les activités humaines, directement responsables des dégâts aux arbres

Dégâts mécaniques

Les travaux routiers et les activités de construction dans les villes sont devenus inévitables dans le cadre du développement urbain. À mesure que les villes s'étendent, l'entretien des routes, les réparations et les projets de construction sont nécessaires pour améliorer les infrastructures de transport et fournir une meilleure connectivité à la population croissante. Les dommages physiques causés aux troncs et aux racines des arbres, tels que les blessures ou les plaies, peuvent compromettre leur stabilité structurelle et créer des ouvertures facilitant la pénétration des agents pathogènes. Bien que les outils législatifs existent pour la protection des arbres urbains (encadré 6.1), les effets de ces activités sur les arbres des villes sont souvent négligés, et peu de données empiriques existent (Hauer *et al.*, 1994).

Les travaux routiers et les activités de construction impliquent souvent des excavations susceptibles d'endommager les racines des arbres, ainsi que le recours à des machines lourdes qui compactent le sol. Outre ces actions involontaires, les racines des arbres peuvent être coupées lorsqu'elles représentent une menace potentielle pour les infrastructures existantes (par exemple, bâtiments, pistes cyclables). Dommages aux racines et compaction du sol ont pour conséquence de perturber les systèmes racinaires et la capacité des arbres à s'alimenter en eau et en nutriments. Les arbres ont en effet un système racinaire complexe, qui est essentiel à leur survie. Toute perturbation des racines peut causer des dommages importants à la santé de l'arbre. L'arbre ainsi endommagé subit un stress hydrique (Ferree, 1992), ce qui peut entraîner la chute prématurée d'une partie du feuillage pour limiter la perte d'eau, réduisant encore la croissance (Brendel et Cochard, 2011). Si l'arbre est sain et vigoureux, il peut être en mesure de réparer son système racinaire. Cependant, la capacité de récupération potentielle des racines et les délais de récupération dans les forêts urbaines ne sont pas suffisamment documentés, ce qui nécessite des recherches plus approfondies (Koeser *et al.*, 2013). C'est par exemple le cas à l'université Laval, à Québec, au Canada, affiliée à la Chaire de recherche sur l'arbre urbain et son milieu (Craum).

Stress salin

Dans les régions tempérées, boréales et montagneuses, les arbres urbains sont exposés au stress salin résultant de l'application de sels sur les espaces de circulation des véhicules et des personnes. L'excès de sel et des ions sodium (Na^+) et chlorure (Cl^-) dans le sol perturbe le fonctionnement des membranes cellulaires de l'arbre, avec des répercussions directes sur la respiration et la photosynthèse (Chaves *et al.*, 2009). Cela se traduit par une dégradation de l'état de santé de l'arbre, avec des décolorations des feuilles et des aiguilles, une abscission précoce, des mortalités de branches, jusqu'au dépérissement (Oleksyn, 2007 ; Cekstere *et al.*, 2008 ; Goodrich et Jacobi, 2012). La sévérité des dégâts causés par le stress salin varie selon les espèces, mais peu de données empiriques et de recommandations existent quant au choix des essences à privilégier en milieu urbain en lien avec le stress salin (Sjöman et Busse Nielsen, 2010). Il semble toutefois que la vulnérabilité au stress salin n'exacerbe pas les

dégâts causés par les insectes herbivores et les micro-organismes pathogènes (Munck *et al.*, 2010) ; au contraire, certains auteurs rapportent des effets antagonistes de sorte que l'accumulation d'ions Na^+ et Cl^- dans les feuilles des arbres serait délétère pour certains insectes herbivores (Sienkiewicz-Paderewska *et al.*, 2017).

Polluants atmosphériques

Les arbres urbains réduisent la pollution au bénéfice des humains (voir chapitre 5) ; ce n'est pas sans conséquence pour leur propre santé (Locosselli *et al.*, 2019 ; Chaudhary et Rathore, 2019). Les feuilles et les écorces captent et immobilisent les particules fines émises par le trafic routier (Moreira *et al.*, 2018 ; Gaglio *et al.*, 2022). Ces poussières sont chargées de divers constituants organiques toxiques et de métaux et métalloïdes tels que le cuivre, le nickel, l'antimoine et le plomb, provenant principalement de l'usure des pneus automobiles, de l'usure des freins et des surfaces asphaltées (Wiseman *et al.*, 2021 ; Beauchemin *et al.*, 2021). Le dépôt et l'accumulation de poussière et de polluants sur le feuillage des arbres affectent la fonction des arbres et induisent des changements physiologiques (Agbaire et Esiefarienrhe, 2009 ; Rai et Panda, 2015 ; Chaudhary et Rathore, 2019). En excès, ces éléments peuvent être phytotoxiques. Leurs effets s'ajoutent alors à ceux des particules fines, qui contribuent à l'abrasion des feuilles, à l'obstruction des stomates et au réchauffement des surfaces (Grantz *et al.*, 2003).

Signe de ces stress, la résistance stomatique est généralement plus élevée sur les arbres situés plus près des autoroutes que sur les arbres urbains loin des bords de route (Kardel *et al.*, 2010). La résistance stomatique est un trait fonctionnel végétal fondamental pour évaluer la réponse physiologique adaptative des plantes aux conditions environnementales changeantes (Kanemasu *et al.*, 1973). Elle fait référence à la résistance offerte par les stomates des feuilles pour faciliter la diffusion des gaz, notamment la vapeur d'eau et le dioxyde de carbone. Le mouvement des gaz à travers les stomates est souvent contrôlé par l'ouverture et la fermeture de ces pores stomatiques, qui sont fortement régulés par des facteurs environnementaux (par exemple, intensité du rayonnement solaire/lumière, température, humidité et disponibilité de l'eau). L'épaisseur des feuilles est un trait morphologique qui constitue l'un des nombreux indicateurs biophysiques adaptatifs permettant aux arbres de faire face aux stress abiotiques sévères de l'environnement. Les arbres près des bords de route présentent une épaisseur de feuille plus élevée que les autres arbres en ville (Singh *et al.*, 2022). L'accumulation de métaux lourds dans la couche épidermique des feuilles peut expliquer ce phénomène, des recherches sont en cours à l'université de Toronto et à l'université Laval à ce sujet. La capacité des arbres à réguler la qualité de l'air urbain est directement liée aux bénéfices pour la santé humaine (voir chapitre 5 pour les liens avec la santé humaine).

L'ozone (O_3) est un polluant atmosphérique particulier. Bien que naturellement présent dans l'atmosphère, ce gaz peut s'accumuler dans la troposphère (la couche la plus basse de l'atmosphère). En plus d'être nocif pour les voies respiratoires des animaux, il est également toxique pour les plantes. Lorsqu'il pénètre dans les feuilles par les stomates, O_3 interagit avec les acides gras des membranes biologiques (des cellules et des organelles) et entraîne la formation de composés réactifs de l'oxygène, dont l'accumulation est toxique pour les cellules (Juran *et al.*, 2021). La perturbation

des membranes provoque une altération de l'anatomie des feuilles, avec notamment un élargissement des espaces intercellulaires (Soda *et al.*, 2000). Au niveau macroscopique, O_3 induit l'apparition de taches nécrotiques, voire de chlorose (Nageleisen *et al.*, 2010 ; Juran *et al.*, 2021). Il résulte de ces modifications une altération de la photosynthèse qui s'accompagne d'une perte de croissance (Marzuoli *et al.*, 2019 ; Juran *et al.*, 2021). À noter toutefois que la perte de croissance peut survenir en l'absence de symptômes foliaires, et qu'inversement la présence de symptômes foliaires n'implique pas systématiquement une perte de croissance (Marzuoli *et al.*, 2019).

Les plantes — *a fortiori* les arbres — émettent des composés organiques volatils (COV) qui interviennent dans le cycle de l'ozone troposphérique (O_3). L'effet net des COV sur la quantité d'O_3 atmosphérique dépend notamment de la température et de la présence d'oxydes nitriques (NO_x) dans dans l'atmosphère. Les moteurs à combustion restent une source importante de NO_x atmosphériques, qui favorisent la production d'O_3. Les températures élevées facilitent l'émission de COV par les plantes. Alors que la réduction (espérée) des émissions de NO_x par les moteurs à combustion pourrait entraîner une diminution de la quantité d'O_3 dans l'atmosphère des villes, l'augmentation des températures pourrait atténuer cette baisse en accélérant la production d'O_3 biogénique résultant de la plus grande émission de COV par les arbres (Fitzky *et al.*, 2019).

Encadré 6.1. La loi et les outils législatifs pour protéger les arbres en ville

La législation sur la protection des arbres au Canada et aux États-Unis s'inspire largement des pratiques et des normes élaborées par la Société internationale d'arboriculture (SIA[(1)]). En tant qu'organisation professionnelle mondiale dédiée à l'amélioration des soins aux arbres et à l'arboriculture, la SIA joue un rôle essentiel dans l'élaboration des efforts de protection des arbres. Bien qu'elle n'adopte pas directement de législation sur la protection des arbres, ses conseils et ses recommandations de bonnes pratiques constituent une ressource précieuse pour les municipalités (par exemple, BMPs, ANSI A300 Standards, TRAQ[(2)]). La SIA encourage la préservation et le soin des arbres en fournissant aux municipalités des outils et des recommandations pour développer leurs propres réglementations en matière de protection des arbres. À noter que la législation sur la protection des arbres peut varier d'un pays à l'autre et d'une juridiction à l'autre, reflétant les contextes environnementaux et législatifs uniques de chaque région.

Au Québec par exemple, la limite d'approche des arbres est la distance à l'arbre en deçà de laquelle aucune intervention ne doit être entreprise. Elle est déterminée par un cercle dont le rayon est calculé en fonction du diamètre à hauteur de poitrine (DHP) de l'arbre multiplié par un facteur spécifique (BNQ, 2019 ; SIAQ, 2019). Idéalement, en minimisant la perturbation du sol à l'intérieur de cette zone désignée, la stabilité et la vitalité de l'arbre devraient être préservées (BNQ, 2019 ; SIAQ, 2019). Il est important de souligner que ces lignes directrices sont des recommandations, et non pas des lois mandatées par la province pour régir la protection des arbres urbains (par exemple, loi sur l'aménagement et l'urbanisme, c. A-19.1, chapitre IV, art. 113[(3)]). Par conséquent, chaque municipalité a la liberté d'adopter les recommandations de son choix, qu'il s'agisse de celles fournies par le Bureau de normalisation du Québec (BNQ), la SIA du Québec (SIAQ) ou une autre méthode applicable.

En plus des lignes directrices de la SIA, de nombreuses municipalités en Amérique du Nord ont établi leur propre règlement sur les arbres privés. Ces municipalités reconnaissent l'importance de l'indice de canopée urbain et se dotent des outils administratifs leur permettant d'atteindre leurs objectifs en matière d'indice de canopée en associant les arbres publics et privés. Des villes canadiennes comme Toronto, Montréal et Québec se sont fixé des objectifs précis pour augmenter leur couvert arboré, mais elles rencontrent des obstacles liés au développement et à l'expansion des surfaces urbanisées. Pour protéger les arbres situés sur des propriétés privées, qui représentent souvent plus de 50 % de la couverture arborée (Hutt-Taylor et Ziter, 2022), les municipalités mettent en œuvre diverses mesures législatives.

Par exemple, à Toronto, les propriétaires doivent obtenir un permis de la Division des forêts urbaines avant d'enlever un arbre dont le DHP est égal ou supérieur à 30 cm. Cette exigence s'applique même si l'enlèvement de l'arbre est souhaité pour des raisons telles que l'installation d'une terrasse en bois ou d'une piscine. Au cours de la procédure de demande de permis, les propriétaires engagent souvent des ingénieurs forestiers ou des arboristes pour préparer un rapport complet, qui comprend des détails tels que l'emplacement de l'arbre, les raisons de l'enlèvement et les plans de remplacement de l'arbre. Ce processus a un coût et peut prendre beaucoup de temps en raison de la documentation complète requise. De même, dans la ville de Montréal, à l'ouest de l'île, les règlements sur les arbres obligent les propriétaires à obtenir un permis du responsable de l'urbanisme de la ville pour couper tout arbre dont le DHP est supérieur à 10 cm ou dont la hauteur excède 25 cm du sol à l'apex(4). Le non-respect du règlement est passible d'amendes. L'enlèvement non autorisé ou les dommages causés aux arbres peuvent entraîner de fortes pénalités, ce qui souligne l'importance de respecter les règlements. En conclusion, ces règlements sur les arbres privés reflètent l'engagement des municipalités à protéger et à préserver leurs forêts urbaines.

(1) https://www.isa-arbor.com/
(2) https://wwv.isa-arbor.com/store/category/117/
(3) https://www.legisquebec.gouv.qc.ca/fr/document/lc/A-19.1
(4) https://montreal-west.ca/en/resident-services/town-permits/private-tree-removal/

⏩ Les innovations techniques, facteur de stress abiotiques

Les arbres et la forêt urbaine accompagnent l'étalement des villes sur son axe vertical, comme en témoignent les projets de forêts verticales développés ces quinze dernières années. Le Bosco Verticale[32] de la ville de Milan, en Italie, en est un exemple emblématique. On trouve aujourd'hui des arbres qui se développent sur les balcons et les toits des bâtiments, parfois à plusieurs dizaines de mètres au-dessus du sol. Les forêts verticales offrent une solution alternative pour augmenter l'infrastructure verte (par exemple, le couvert végétal) dans les villes dans un contexte de densification de l'habitat. Mais la durabilité de ces systèmes peut être questionnée.

Les forêts verticales ont suscité de nombreuses préoccupations sociales et environnementales (Di Paola, 2021). Les arbres urbains plantés sur les bâtiments manquent de profondeur, mais aussi de largeur dans les milieux de plantation pour faire pousser leurs racines. Faute d'ancrage racinaire, les arbres plantés sur des toits verts au sommet des bâtiments peuvent être plus vulnérables aux vents forts, et ce d'autant plus que la configuration de la ville modifie la circulation des masses d'air (voir chapitre 4).

32. https://www.stefanoboeriarchitetti.net/project/bosco-verticale/

En outre, les arbres déployés sur les murs et les toits sont confrontés à des conditions de croissance difficiles. Parfois, les semis spontanés d'arbres sont éliminés pour permettre à d'autres végétaux de pousser, car la survie des semis d'arbres peut être relativement faible (Snodgrass et McIntyre, 2010 ; FLL, 2018). Les apports minéraux et hydriques dépendent des interventions humaines (encadré 6.2). La sécheresse y est plus intense et les températures extrêmes (Oberndorfer *et al.*, 2007). Bien que des études aient montré que les toits verts peuvent fournir des habitats favorables aux arthropodes (MacIvor et Lundholm, 2011 ; Madre *et al.*, 2013), ces milieux de plantation contiennent moins de micro-organismes et une faible diversité d'insectes et d'arthropodes qui peuvent établir des relations symbiotiques avec les arbres. Nous avons besoin de plus de recherches dans ce domaine.

Encadré 6.2. Nouvelle innovation : le biochar comme amendement de substrat sur les toits verts

Récemment, le biochar a été suggéré comme une bonne alternative pour améliorer les substrats sur les toits verts et les forêts verticales. Il s'agit d'un charbon de bois (*bio-charcoal*) obtenu par la pyrolyse de biomasse végétale (copeaux de bois, feuilles, déchets organiques). Le biochar est riche en carbone ; il a une grande capacité de rétention d'eau, une forte capacité d'absorption des nutriments, une résistance à l'activité microbienne du sol et une faible densité (Abel *et al.*, 2013 ; Basso *et al.*, 2013 ; Laird et Rogovska, 2015 ; Chia *et al.*, 2015 ; Spokas, 2010 ; Gezahegn *et al.*, 2019 ; Liao *et al.*, 2022). Sur les toits verts, l'ajout de biochar au sol améliore les propriétés physiques du sol.

Les études scientifiques indiquent que l'eau absorbée par le biochar est facilement accessible aux plantes, et l'incorporation de biochar dans les substrats pourrait améliorer la croissance des plantes et des arbres pendant les périodes de sécheresse, tout en réduisant le besoin d'irrigation (Blanco-Canqui, 2017 ; Cao *et al.*, 2014 ; Trifunovic *et al.*, 2018). En outre, le biochar est un substrat poreux et, lorsqu'il est appliqué aux sols, il en augmente la porosité, ce qui favorise l'adhérence et le mouvement des racines ainsi que la circulation de l'eau et de l'air (Chia *et al.*, 2015 ; Obia *et al.*, 2016 ; Blanco-Canqui, 2017).

L'ajout d'engrais traditionnels aux toits verts est une pratique très répandue, mais la pratique peut entraîner le déversement d'eau polluée, provoquant ainsi l'eutrophisation des cours d'eau (Berndtsson, 2010 ; Buffam et Mitchell, 2015). À l'inverse, l'utilisation de biochar peut améliorer la disponibilité des nutriments pour les plantes, tout en minimisant le lessivage des nutriments (Kuoppamäki et Lehvävirta, 2016 ; Liao *et al.*, 2022). Le biochar est capable de fournir des nutriments directement aux plantes et d'augmenter la rétention des nutriments dans le sol, grâce à l'occlusion physique de l'eau qui contient des nutriments et aux effets de sorption (Chan et Xu, 2012). En outre, le biochar a la capacité d'équilibrer le pH du sol lorsqu'il est utilisé dans des sol acides (Gezahegn *et al.*, 2019 ; Biederman et Harpole, 2013).

La taille des particules de biochar est un facteur critique dans la détermination des propriétés physiques et chimiques du sol, qui à leur tour affectent la performance des plantes (Thomas, 2021 ; Głąb *et al.*, 2016 ; Ibrahim *et al.*, 2017 ; Liao et Thomas, 2019). Les toits verts étant très exposés aux intempéries (vent, précipitations), ils sont particulièrement vulnérables aux pertes de biochar (Li *et al.*, 2021). L'utilisation de granulés ou de pastilles de biochar au lieu de petites particules peut contribuer à atténuer ce problème, car ils sont plus faciles à manipuler et à appliquer.

Des recherches récentes montrent que le biochar granulé, formé en sphères, peut favoriser la croissance des plantes sur les toits verts (Liao et Thomas, 2019 ; Liao *et al.*, 2022). Le biochar granulé peut neutraliser le pH du substrat, augmenter les nutriments et améliorer la structure macroporeuse du substrat. En revanche, les biochars non traités peuvent empêcher la croissance des plantes en raison des composés toxiques, des effets de chaulage et de l'immobilisation du substrat (Liao *et al.*, 2022).

Une nouvelle étude menée par les chercheurs de l'université de Toronto a révélé que 94 % des biochars non traités étaient perdus sur les toits verts après deux ans, alors que seuls 24 % des biochars granulés étaient perdus à cause de l'érosion. Les chercheurs ont observé ce résultat indépendamment de la suppression de la poussière, qui consiste à ajouter une couche de poussière ou de sédiments au milieu de croissance d'un toit vert (Liao *et al.*, 2022). Bien que les biochars ne soient pas encore largement acceptés dans l'industrie des toits verts, ces innovations montrent un potentiel de croissance remarquable dans ce domaine.

⏩ Des conditions favorables aux bioagresseurs des arbres urbains

La biodiversité des villes diffère de celle des milieux environnants (voir chapitre 2), ce qui a des répercussions directes sur les interactions entre les arbres, leurs agresseurs, et les ennemis naturels de ces derniers. L'environnement urbain agit comme un filtre écologique au travers duquel les espèces généralistes sont plus à même de passer que les espèces spécialistes ; les organismes prédateurs sont également plus affectés par l'environnement urbain que les consommateurs primaires (McKinney, 2006 ; Eötvös *et al.*, 2018 ; Fenoglio *et al.*, 2020 ; Korányi *et al.*, 2022). Il en résulte une modification profonde des interactions trophiques, en ville, pouvant favoriser le développement de bioagresseurs autrement peu problématiques (Dreistadt *et al.*, 1990 ; Frank et Just, 2020 ; Moreira et Abdala-Roberts, 2023).

Diversité des bioagresseurs et de leurs impacts

Les arbres urbains sont exposés aux attaques de nombreuses espèces d'insectes herbivores et d'agents pathogènes, natifs ou exotiques (Raum *et al.*, 2023). Tous les organes des arbres sont potentiellement concernés, qu'il s'agisse des feuilles, des organes reproducteurs, des tissus aériens ligneux (branches et troncs) ou des racines.

L'impact des bioagresseurs sur les arbres est plus ou moins important selon l'identité du bioagresseur et les organes touchés. Le développement du bioagresseur peut altérer la valeur esthétique de l'arbre, sans conséquences majeures sur sa croissance ou sa survie (encadré 6.3). À l'inverse, d'autres bioagresseurs menacent la survie de l'arbre, soit directement, soit parce que les mesures de gestion consistent en l'abattage des arbres atteints et de leurs voisins vulnérables. C'est le cas de l'agrile du frêne (*Agrilus planipennis*) au Québec (encadré 6.4) ou du longicorne asiatique (*Anoplophora glabripennis*), pour lequel tous les arbres hôtes dans un rayon de 100 m d'un arbre infecté doivent être abattus (Plan national d'intervention sanitaire d'urgence, 2022).

Enfin, certains insectes herbivores des arbres ne représentent pas une menace directe pour les arbres, mais constituent une nuisance pour les citadins. Quiconque a déjà garé sa voiture à l'ombre d'un tilleul en plein été aura pesté contre cette

couche collante maculant la carrosserie : le miellat. Il s'agit littéralement de l'excès de sève absorbé et excrété par les pucerons (Mawson, 1948), principalement par *Eucallipterus tiliae*. Au-delà de l'anecdote automobile, lors des épisodes de pullulation, un miellat abondant peut rendre la chaussée glissante par temps humide et constituer un risque d'accident.

Encadré 6.3. La mineuse du marronnier, un ravageur de l'esthétique

La mineuse du marronnier (*Cameraria ohridella*) (Lepidoptera : Gracillariidae) est un petit papillon dont la larve accomplit l'ensemble de son cycle larvaire dans les tissus des feuilles de marronniers (*Aesculus* spp.), qu'elle creuse avec ses mandibules pour se nourrir. Originaire des Balkans, cette espèce a rapidement colonisé l'ensemble de l'Europe (Gilbert *et al.*, 2005 ; Valade *et al.*, 2009). Or le marronnier est un arbre emblématique des villes européennes, où il a été abondamment planté. Les feuilles attaquées sèchent et développent des nécroses autour des galeries creusées par l'insecte, de sorte que le houppier vire au marron parfois dès le mois de juillet. L'arbre perd sa valeur esthétique et ses capacités photosynthétiques sont réduites, particulièrement en été (Percival *et al.*, 2011). Il s'ensuit une réduction de la taille des graines et de leur viabilité (Percival *et al.*, 2011 ; Thalmann *et al.*, 2003). Les conséquences des attaques de *C. ohridella* sur la croissance du marronnier sont controversées, mais il semblerait qu'elles soient limitées (Salleo *et al.*, 2003 ; Straw et Williams, 2013 ; Thalmann *et al.*, 2003 ; Percival *et al.*, 2011).

Encadré 6.4. L'agrile du frêne, architecte malgré lui de la forêt urbaine nord-américaine

L'agrile du frêne (*Agrilus planipennis* Fairmaire, 1888) (Coleoptera : Buprestidae) est un bupreste originaire d'Asie. Il a été successivement introduit aux États-Unis et en Russie au début des années 2000, d'où il s'est propagé vers le Canada et vers l'Europe (Volkovitsh *et al.*, 2021).

L'adulte vit 3 à 6 semaines et consomme les feuilles des frênes. La larve se développe sous l'écorce. Elle consomme le phloème et le cambium. De fait, la présence d'agrile du frêne compromet l'alimentation carbonée et hydrique de l'arbre. Un frêne attaqué meurt en quelques années (Poland et McCullough, 2006).

Le genre *Fraxinus* est l'un des plus abondants dans les villes nord-américaines. L'impact économique de l'invasion par l'agrile du frêne est gigantesque. Il inclut la perte de valeur du bois du fait des galeries creusées par l'insecte. Le traitement insecticide, l'abattage préventif des frênes dans les zones infectées et leur remplacement par d'autres essences ont été estimés à 10,7 milliards de dollars américains dans une étude menée dans 25 États du nord des États-Unis (Kovacs *et al.*, 2010). Cela correspond à un triplement du budget « foresterie » des villes touchées par l'agrile du frêne dans les huit ans suivant la détection (Hauer et Peterson, 2017). À ce jour, ce ravageur a été détecté en Ukraine ; il fait l'objet d'une surveillance particulière en Union européenne (Marzano *et al.*, 2020 ; Volkovitsh *et al.*, 2021), d'autant plus que les frênes sont déjà fragilisés par *Hymenoscyphus fraxineus*, le champignon pathogène responsable de la chalarose du frêne.

Un effet très variable de l'urbanisation sur les insectes herbivores associés aux arbres

Les auteurs intéressés par les effets de l'urbanisation sur la vulnérabilité des arbres urbains aux attaques d'insectes herbivores ont principalement utilisé deux approches. Certains ont comparé l'abondance des insectes herbivores ou leurs dégâts en appariant sites urbains et habitats naturels pour la même espèce d'arbre (Nuckols et Connor, 1995 ; Herrmann *et al.*, 2012 ; Kozlov *et al.*, 2017 ; Moreira *et al.*, 2018 ; Schueller *et al.*, 2019 ; Dobrosavljević *et al.*, 2020). D'autres ont réalisé des mesures d'abondance ou de dégâts d'insectes le long de gradients d'urbanisation caractérisés par un pourcentage de surfaces imperméables dans un rayon donné (Koranyi *et al.*, 2020 ; Valdés-Correcher *et al.*, 2022 ; Meineke *et al.*, 2023) ou une distance à un habitat naturel (Long et Frank, 2020). Ces deux approches empêchent toute généralisation, mais des régularités peuvent être observées.

L'abondance et l'activité des insectes piqueurs-suceurs (pucerons, cochenilles) augmentent généralement avec l'urbanisation (Tooker et Hanks, 2000 ; Raupp *et al.*, 2010 ; Dale et Frank, 2014). Les réponses sont plus variables pour les mineuses de feuilles et les défoliateurs ectophages (Rickman et Connor, 2003 ; Schueller *et al.*, 2019 ; Dobrosavljević *et al.*, 2020), avec toutefois une tendance à des dégâts causés par les défoliateurs moindres dans les environnements fortement urbanisés (Nuckols et Connor, 1995 ; Kozlov *et al.*, 2017 ; Moreira *et al.*, 2019).

Pour comprendre la variabilité de réponse des différentes guildes d'insectes herbivores à l'urbanisation, il est nécessaire de caractériser les mécanismes susceptibles de renforcer ou d'atténuer la vulnérabilité des arbres urbains aux attaques d'insectes herbivores.

Les îlots de chaleur urbains accélèrent le développement des bioagresseurs

Frank et Backe (2022) rappellent, dans une synthèse récente de la littérature sur l'effet des îlots de chaleur urbains, la manière dont les arthropodes répondent à l'élévation des températures. Les insectes herbivores sont des organismes ectothermes poïkilothermes : leur température corporelle varie avec celle du milieu extérieur. Cette caractéristique entraîne plusieurs conséquences : d'abord, ces insectes sont plus actifs, leur métabolisme est plus élevé, leurs besoins alimentaires augmentent. Ensuite, les populations d'herbivores se déplacent vers les pôles et des altitudes plus hautes, créant potentiellement de nouvelles interactions hôtes-herbivores (Just *et al.*, 2019). Enfin, l'élévation des températures accélère le développement des insectes herbivores de sorte que certaines espèces univoltines — ne réalisant qu'une génération par an — peuvent devenir multivoltines, ce qui augmente la période pendant laquelle elles peuvent causer des dégâts sur leurs plantes hôtes (Frank, 2021). Toutes ces réponses des insectes herbivores aux îlots de chaleur urbains se traduisent par un accroissement des dégâts qu'ils peuvent causer sur les arbres (Frank et Backe, 2022). Les auteurs rappellent toutefois que ces effets dépendent de la géographie : dans les régions chaudes, les insectes vivent dans des conditions proches de leur optimum thermique, si bien que, pour eux, une élévation des températures peut s'avérer délétère. Ce sont ainsi les arbres des régions tempérées et boréales qui sont les plus vulnérables aux effets cumulés des îlots de chaleur et des insectes herbivores (Youngsteadt *et al.*, 2015 ; Diamond *et al.*, 2015).

Il existe très peu de littérature scientifique sur l'effet des îlots de chaleur urbains sur les micro-organismes pathogènes des arbres. Les recherches menées dans les systèmes forestiers hors de la ville rapportent des situations hétérogènes selon les agents pathogènes (Tubby et Webber, 2010). C'est probablement plus la conjonction entre l'élévation des températures et l'augmentation de l'intensité des sécheresses qui est susceptible de favoriser les pathogènes corticaux ; le cas des pathogènes foliaires et racinaires est moins clair (Desprez-Loustau *et al.*, 2006).

Des dégâts aggravés par les températures élevées et la pollution atmosphérique

De même que les polluants des gaz d'échappement ont un effet direct sur la physiologie de l'arbre, ils affectent également les insectes herbivores. Dans une étude menée en Californie, Meineke *et al.* (2023) ont montré que la proximité des arbres aux principaux axes autoroutiers de Sacramento accroissait la défoliation des chênes *Quercus lobata* par les insectes herbivores. Cet effet se maintenait lorsque les feuilles étaient ramenées au laboratoire pour être données à des larves d'*Orgyia vetusta* (un lépidoptère généraliste) élevées en boîtes de Petri, suggérant un effet indirect de la pollution sur les insectes herbivores, *via* une modification de la qualité des feuilles (Meineke *et al.*, 2023). Les causes proximales de ces effets restent à déterminer précisément, mais plusieurs pistes se dégagent.

L'effet de la pollution atmosphérique sur la vulnérabilité des arbres urbains aux bioagresseurs peut s'expliquer en partie par une élévation du dioxyde de carbone atmosphérique (CO_2). Au laboratoire, les expériences isolant l'effet du CO_2 de possibles facteurs confondants indiquent qu'une élévation du CO_2 aurait un effet négatif sur les performances des insectes herbivores du fait d'une accélération de leur métabolisme et d'une réduction de leur survie (Liu *et al.*, 2017). La situation est plus contrastée en milieu naturel, parce que la réponse des insectes herbivores au CO_2 est variable d'un taxon à l'autre, d'autant qu'elle intègre également les effets indirects liés à la qualité nutritive des tissus végétaux et aux défenses de la plante (Zvereva et Kozlov, 2006 ; Jactel *et al.*, 2019). Une augmentation du CO_2 serait généralement favorable aux insectes piqueurs-suceurs, mais délétère pour les défoliateurs, qui compensent la moindre qualité des feuilles par une surconsommation (Jactel *et al.*, 2019). Il est toutefois difficile d'isoler expérimentalement les effets du CO_2 des effets des autres polluants atmosphériques, d'autant plus que la réponse des plantes et des insectes herbivores au CO_2 est contingente de la température (Zvereva et Kozlov, 2006). Peu d'études ont spécifiquement abordé le problème de l'élévation du CO_2 et de son impact sur les insectes herbivores en milieu urbain (Moreira *et al.*, 2018 ; Xiang *et al.*, 2020), de sorte que toute généralisation de leurs résultat est à ce jour prématurée.

Les polluants atmosphériques affectent également les insectes herbivores. L'O_3 interagit avec les COV émis par les arbres (Fitzky *et al.*, 2019). Or les COV sont perçus par les insectes herbivores, qui les utilisent pour se repérer et s'orienter vers les essences hôtes, et pour éviter les essences non hôtes (Zhang et Schlyter, 2004 ; Bruce *et al.*, 2005). Les COV sont également perçus par les ennemis naturels des herbivores, et sont de fait impliqués dans les mécanismes de défense indirects des arbres pour contrer les attaques d'herbivores (Mäntylä *et al.*, 2020 ; Rasheed *et al.*, 2023). En conséquence, l'O_3 est susceptible de modifier la manière dont les arbres sont colonisés par les insectes herbivores, et s'en défendent. Outre l'O_3, les autres polluants atmosphériques — notamment le

monoxyde de carbone (CO), les oxydes nitriques (NO_x) et sulfuriques (SO_x) — peuvent avoir des effets directs et indirects favorisant les insectes herbivores associés aux arbres (Alstad *et al.*, 1982 ; Heidari Latibari *et al.*, 2022). Fort heureusement, les émissions de ces polluants, si elles restent problématiques en ville, ont largement baissé ces dernières années dans les pays industrialisés, de sorte que l'importance biologique de ces phénomènes reste à évaluer pour ce qui est des interactions arbres-insectes, notamment au regard des autres facteurs de stress agissant directement sur les arbres.

Des bioagresseurs également affectés par les stress abiotiques des arbres

Les insectes piqueurs-suceurs et corticaux profitent en général du stress hydrique que subissent les arbres (Jactel *et al.*, 2012), les piqueurs-suceurs étant favorisés par les stress modérés et intermittents, et les insectes corticaux par les stress sévères (Huberty et Denno, 2004 ; Gely *et al.*, 2020). La situation est plus contrastée pour les insectes défoliateurs, pour lesquels la réponse au stress hydrique de l'arbre hôte dépend largement du niveau de spécialisation, de la préférence pour les feuilles jeunes ou matures et de la date de survenue du stress (Gely *et al.*, 2020).

Les arbres urbains souffrent souvent d'un manque d'eau chronique, exacerbé par les fortes chaleurs. Ces effets conjugués contribuent à expliquer la prolifération des insectes piqueurs-suceurs en ville. Dans une étude très élégante menée dans la ville de Raleigh, en Caroline du Nord (États-Unis), Dale et Frank (2017) ont expérimentalement décorrélé les effets de la température et du stress hydrique sur la dynamique de population de la cochenille *Melanaspis tenebricosa* sur les érables. Ils ont montré des effets additifs de ces deux facteurs abiotiques sur les cochenilles, se traduisant par un impact d'autant moins important sur les arbres que ceux-ci étaient dans des environnements (relativement) plus frais et arrosés.

Les arbres urbains, chevaux de Troie des invasions biologiques

Les espèces exotiques envahissantes sont des exemples typiques de ravageurs des arbres urbains. En Europe, 88 % des premiers signalements de ravageurs forestiers ont été réalisés en milieu urbain (Branco *et al.*, 2019). Si les villes sont particulièrement vulnérables aux introductions d'espèces, c'est qu'elles concentrent les échanges commerciaux propices aux introductions d'espèces exotiques. Ceci est renforcé par le fait que les responsables de l'aménagement urbain ont tendance à privilégier des espèces exotiques soit pour leurs caractéristiques esthétiques, soit pour anticiper les effets du changement climatique et préadapter la forêt urbaine à un environnement plus chaud et plus sec. Les plants sont importés de l'étranger et maintenus en pépinière avant leur transplantation dans l'espace urbain. Insectes herbivores et agents pathogènes peuvent être présents sur ou dans les plants, ou dans le substrat qui les accompagne (Tubby et Webber, 2010). L'exemple de l'introduction de la chenille processionnaire du chêne *Thaumetopoea processionea* à Londres est emblématique à cet égard (Tomlinson *et al.*, 2015) : l'espèce a été introduite en 2006 sous forme d'œufs lors de la plantation de chênes dans un quartier résidentiel. Les arbres — une variété fastigiée — venaient d'Italie, *via* les Pays-Bas. La chenille processionnaire du chêne est aujourd'hui un des ravageurs les plus préoccupants dans l'espace urbain au Royaume-Uni, pour son impact sur la santé des arbres, mais également sur celle des personnes (voir chapitre 5).

Mais le revers de cette médaille s'avère plus positif : les arbres urbains peuvent être utilisés comme « sentinelles » des introductions biologiques, autant qu'ils sont sentinelles des changements du climat (Kirichenko et Kenis, 2016 ; Paap *et al.*, 2017 ; Cavender et Donnelly, 2019). Si les espèces exotiques envahissantes s'établissent en premier lieu dans les villes, alors il sera(it) possible de les détecter de manière précoce, avant qu'elles ne colonisent les espaces naturels, pour espérer les éradiquer (Paap *et al.*, 2017). Il y a pour cela un enjeu fort de sensibilisation des responsables de la gestion des espaces naturels en ville autant que des particuliers, et une formidable opportunité — pour ne pas dire une absolue nécessité — d'associer les citadins-citoyens à la surveillance des forêts au travers des programmes de science participative (Hulbert *et al.*, 2023 ; de Groot *et al.*, 2023).

Un contrôle biologique moins efficace

Les prédateurs et les parasitoïdes jouent un rôle essentiel dans la régulation descendante (*top-down*) des populations d'insectes herbivores et des dégâts associés (Vidal et Murphy, 2018). L'abondance et la diversité des arthropodes prédateurs sont généralement plus faibles en ville en comparaison des milieux adjacents (Fenoglio *et al.*, 2020 ; Korányi *et al.*, 2022), de sorte que le contrôle biologique qu'ils exercent sur les populations d'herbivores y est moins efficace (Koranyi *et al.*, 2020). L'environnement urbain est également délétère pour les oiseaux insectivores, avec toutefois une forte hétérogénéité spatiale (Lakatos *et al.*, 2022). Pourtant, dans une étude réalisée simultanément dans 16 villes du nord de l'Europe, Kozlov *et al.* (2017) ont déployé des leurres en pâte à modeler — mimant de vraies chenilles — dans des bouleaux en ville et dans les zones rurales avoisinantes. En dénombrant les traces de becs sur les leurres, ils ont montré que l'activité de prédation sur les leurres était plus importante en ville. Des résultats comparables ont été obtenus en Colombie (Cupitra-Rodríguez *et al.*, 2023). Il est toutefois difficile de généraliser ces résultats. D'abord, parce que les études sur le sujet sont encore rares et que les mécanismes sous-jacents ne sont pas connus. Ensuite, parce que les oiseaux ne répondent pas de manière linéaire à l'urbanisation et qu'il existe, au sein des villes, une forte variabilité spatiale dans l'activité des insectes herbivores et de leurs prédateurs qui invite à considérer la prédation à différentes échelles emboîtées (Batáry *et al.*, 2018 ; Long et Frank, 2020 ; Stemmelen *et al.*, 2022a).

⏩ La diversité des arbres en ville, une assurance vis-à-vis des risques biotiques et abiotiques ?

Une règle empirique : 10-20-30

Même si les villes arborent une diversité en arbres généralement bien plus élevée que les milieux naturels voisins (chapitre 3), cette diversité est distribuée de manière hétérogène (Riley *et al.*, 2018 ; McCoy *et al.*, 2022). Il n'est pas rare qu'au niveau local, les rues ou les avenues soient plantées de la même espèce, voire du même clone. Cela augmente la vulnérabilité de ces arbres, parce qu'il suffit qu'un insecte herbivore ou un agent pathogène particulièrement virulent soit introduit pour que l'ensemble de la canopée disparaisse localement. La quasi-éradication des ormes lors de la crise de la graphiose et l'expansion actuelle de l'agrile du frêne en Amérique du Nord en sont des exemples emblématiques (Helden *et al.*, 2012 ; Santini et Battisti, 2019).

La littérature est abondante sur la plus grande résistance et résilience des forêts mélangées aux risques biotiques et abiotiques (Jactel *et al.*, 2017 ; 2021) : la diversité des arbres dilue le risque en augmentant la probabilité qu'au moins une espèce d'un assemblage plurispécifique survive à un épisode de crise, elle rend aussi plus difficile la colonisation des arbres par les insectes herbivores et la propagation des agents pathogènes, de même qu'elle promeut la diversité des ennemis naturels susceptibles d'exercer un contrôle biologique des populations de ravageurs (Jactel *et al.*, 2021 ; Stemmelen *et al.*, 2022b). Il y a peu de démonstrations empiriques du rôle de la diversité des arbres dans la résistance de la forêt urbaine aux ravageurs, mais la transposition en milieu urbain des résultats de la recherche menée dans les forêts hors la ville vaut précaution (Nighswander *et al.*, 2021). En la matière, une règle empirique propose que celle-ci ne soit pas constituée de plus de 10 % d'individus de la même espèce, 20 % d'individus du même genre, et 30 % d'individus de la même famille (Santamours, 2004).

Le statut à part des essences exotiques

L'extraordinaire diversité des insectes herbivores est le résultat d'une longue histoire évolutive ayant abouti à des coadaptations permettant aux uns (les insectes herbivores) d'exploiter la ressource fournie par les autres (les arbres donc), malgré leurs adaptations pour échapper aux attaques ou en réduire les effets sur la croissance et la reproduction. Faute d'avoir coévolué avec les essences introduites qui, souvent, appartiennent même à des genres, voire des familles absentes de leur aire de distribution, les insectes herbivores natifs ne disposent généralement pas des adaptations leur permettant d'exploiter les essences exotiques comme ressource. En conséquence, celles-ci échappent partiellement aux attaques d'insectes herbivores (hypothèse du « relachement de la pression exercée par les ennemis naturels », *enemy release hypothesis ;* Hartshorn *et al.*, 2021 ; Laux *et al.*, 2022), ou du moins à celles des organismes spécialistes (Frank *et al.*, 2019). Il faut toutefois noter qu'une plus grande résistance vis-à-vis des espèces herbivores a un coût : celui de la biodiversité. Les plantes exotiques sont généralement associées à une faune moins diversifiée que les plantes natives (Laux *et al.*, 2022 ; Berthon *et al.*, 2021).

Les conséquences de l'association des essences natives et exotiques sur la résistance de la forêt urbaine aux agressions biotiques sont encore peu documentées. Certains auteurs ont montré que la proximité d'essences exotiques pouvait augmenter la pression d'herbivorie sur les essences natives voisines (Frank, 2014 ; Clem et Held, 2018), d'autres au contraire ont rapporté un effet neutre des essences exotiques sur le nombre d'interventions sanitaires sur les arbres (Riley *et al.*, 2022). Ces auteurs suggèrent que ces essences ont un rôle important à jouer dans la santé de la forêt urbaine en équilibrant les bénéfices de la résistance aux ravageurs et aux maladies, et les aspects délétères de l'appauvrissement de la biodiversité (Riley *et al.*, 2018).

⏩ Conclusion

La résilience écologique, concept développé par Crawford Stanley Holling en 1973, se définit comme la « mesure de la persistance des systèmes et de leur capacité à absorber les changements et les perturbations, tout en maintenant les mêmes relations entre les populations ou les variables d'état ». Prolongeant la définition de Holling, la théorie écologique actuelle prend également en compte le non-équilibre et ne suppose pas

nécessairement le retour à l'état initial (Suding *et al.*, 2004 ; Mori, 2011). Dans le contexte des forêts urbaines, la résilience peut être liée à de nombreuses fonctions fondées sur les conditions du site, les interactions entre les facteurs abiotiques et biotiques, et les pressions anthropiques humaines. Pour renforcer la résilience des forêts urbaines, il faut identifier les risques et les aléas, la vulnérabilité aux changements rapides et au stress, ainsi que la capacité d'adaptation pour surmonter le stress.

Tous les arbres ne sont pas égaux quant à leur tolérance aux stress biotiques et abiotiques. Pour limiter la vulnérabilité des arbres urbains et l'impact des aléas biotiques et abiotiques, il convient de planter « le bon arbre, au bon endroit, avec la bonne méthode ».

Pour comprendre et gérer la santé des arbres urbains, il est crucial d'adopter une approche holistique. Cela implique de croiser les échelles spatiales (l'individu, ses voisins, le peuplement, la forêt urbaine) et d'intégrer les domaines publics et privés. La conclusion d'une enquête menée auprès des services de gestion des espaces verts de la Ville de Paris au début de l'expansion de la mineuse du marronnier est en ceci éloquente : c'est le manque de coordination des propriétaires privés et des gestionnaires des espaces verts qui a favorisé le maintien et l'expansion de ce ravageur dans la ville (Walter et Binimelis, 2009). Les Londoniens, et plus tard les Anglais, ont fait la même expérience quelques années plus tard avec la chenille processionnaire du chêne. Pour conclure d'un mot, pour assurer la santé des arbres urbains, il faut penser à la fois l'arbre et la forêt.

⏩ Références bibliographiques

Abel S., Peters A., Trinks S., Schonsky H., Facklam M. *et al.*, 2013. Impact of biochar and hydrochar addition on water retention and water repellency of sandy soil. *Geoderma*, 202, 183-191.

Agbaire P.O., Esiefarienrhe E., 2009. Air pollution tolerance indices (APTI) of some plants around Otorogun gas plant in Delta State, Nigeria. *Journal of Applied Sciences and Environmental Management*, 13 (1).

Alstad D.N. *et al.*, 1982. Effects of air pollutants on insect populations. *Annual Review of Entomology*, 27, 369-384.

Basso A.S., Miguez F.E., Laird D.A., Horton R., Westgate M., 2013. Assessing potential of biochar for increasing water-holding capacity of sandy soils. *GCB Bioenergy*, 5 (2), 132-143.

Batáry P. *et al.*, 2018. Non-linearities in bird responses across urbanization gradients: A meta-analysis. *Global Change Biology*, 24, 1046-1054.

Beauchemin S., Levesque C., Wiseman C.L., Rasmussen P.E., 2021. Quantification and characterization of metals in ultrafine road dust particles. *Atmosphere*, 12 (12), 1564.

Berndtsson J.C., 2010. Green roof performance towards management of runoff water quantity and quality: A review. *Ecological Engineering*, 36 (4), 351-360.

Berthon K., Thomas F., Bekessy S., 2021. The role of 'nativeness' in urban greening to support animal biodiversity. *Landscape and Urban Planning*, 205, 103959. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2020.103959

Biederman L.A., Harpole W.S., 2013. Biochar and its effects on plant productivity and nutrient cycling: A meta-analysis. *GCB Bioenergy*, 5 (2), 202-214.

Blanco-Canqui H., 2017. Biochar and soil physical properties. *Soil Science Society of America Journal*, 81 (4), 687-711.

BNQ, 2019. *Aménagement paysager à l'aide de végétaux*, Bureau de normalisation du Québec, Québec.

Branco M. *et al.*, 2015. Host range expansion of native insects to exotic trees increases with area of introduction and the presence of congeneric native trees. *Journal of Applied Ecology*, 52, 69-77.

Branco M. *et al.*, 2019. Urban trees facilitate the establishment of non-native forest insects. *NeoBiota*, 25-46.

Brendel O., Cochard H., 2011. Comment les espèces végétales s'adaptent au stress hydrique. *In : L'eau pour les forêts et les hommes en région méditerranéenne : un équilibre à trouver*, European Forest Institute, 84-89.

Bruce T.J.A. *et al.*, 2005. Insect host location: A volatile situation. *Trends in Plant Science*, 10, 269-274.

Buffam I., Mitchell M.E., 2015. Nutrient cycling in green roof ecosystems. *Green Roof Ecosystems*, 107-137.

Cao C.T., Farrell C., Kristiansen P.E., Rayner J.P., 2014. Biochar makes green roof substrates lighter and improves water supply to plants. *Ecological Engineering*, 71, 368-374.

Cavender N., Donnelly G., 2019. Intersecting urban forestry and botanical gardens to address big challenges for healthier trees, people, and cities. *Plants People Planet*, 1, 315-322.

Cekstere G. *et al.*, 2008. Toxic impact of the de-icing material to street greenery in Riga, Latvia. *Urban Forestry and Urban Greening*, 7, 207-217.

Chan K.Y., Xu Z., 2012. Biochar: Nutrient properties and their enhancement. *In: Biochar for Environmental Management*, Routledge, 99-116.

Chaudhary I.J., Rathore D., 2019. Dust pollution: Its removal and effect on foliage physiology of urban trees. *Sustainable Cities and Society*, 51, 101696.

Chaves M.M. *et al.*, 2009. Photosynthesis under drought and salt stress: Regulation mechanisms from whole plant to cell. *Annals of Botany*, 103, 551-560.

Chi D. *et al.*, 2020. Urban tree health classification across tree species by combining airborne laser scanning and imaging spectroscopy. *Remote Sensing*, 12, 2435.

Chia C.H., Downie A., Munroe P., 2015. Characteristics of biochar: Physical and structural properties. *In: Biochar for Environmental Management: Science, Technology, and Implementation* (J. Lehmann, S. Joseph, eds), 2nd edition, London, Earthscan, 89-109.

Clem C.S., Held D.W., 2018. Associational interactions between urban trees: Are native neighbors better than non-natives? *Environmental Entomology*, 47, 881-889.

Close R.E., Nguyen P.V., Kielbaso J.J., 1996. Urban vs. natural sugar maple growth: I. Stress symptoms and phenology in relation to site characteristics. *Journal of Arboriculture*, 22, 144-150.

Cupitra-Rodríguez J. *et al.*, 2023. Attack rates on artificial caterpillars in urban areas are higher than in suburban areas in Colombia. *Journal of Tropical Ecology*, 39, e19.

Dale A.G., Frank S.D., 2014. The effects of urban warming on herbivore abundance and street tree condition. *PLOS One*, 9, e102996.

Dale A.G., Frank S.D., 2017. Warming and drought combine to increase pest insect fitness on urban trees. *PLOS One*, 12, e0173844.

de Groot M. *et al.*, 2023. Citizen science and monitoring forest pests: A beneficial alliance? *Current Forestry Reports*, 9, 15-32.

Degerickx J. *et al.*, 2018. Urban tree health assessment using airborne hyperspectral and LiDAR imagery. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 73, 26-38.

Desprez-Loustau M.-L. *et al.*, 2006. Interactive effects of drought and pathogens in forest trees. *Annals of Forest Science*, 63, 597-612.

Diamond S.E. *et al.*, 2015. Shared and unique responses of insects to the interaction of urbanization and background climate. *Current Opinion in Insect Science*, 11, 71-77.

Di Paola L., 2021. Milan's private vertical forests vs. horizontal urban greening. *In: The Green City and Social Injustice*, Routledge, 25-34.

Dobrosavljević J. *et al.*, 2020. Pedunculate oak leaf miners' community: Urban vs. rural habitat. *Forests*, 11, 1300.

Dreistadt S.H. *et al.*, 1990. Urban forests and insect ecology. *BioScience*, 40, 192-198.

Eötvös C.B. *et al.*, 2018. A meta-analysis indicates reduced predation pressure with increasing urbanization. *Landscape and Urban Planning*, 180, 54-59.

Esperon-Rodriguez M., Tjoelker M.G., Lenoir J., Baumgartner J.B., Beaumont L.J. *et al.*, 2022. Climate change increases global risk to urban forests. *Nature Climate Change*, 12 (10), 950-955.

Fenoglio M.S. *et al.*, 2020. Negative effects of urbanization on terrestrial arthropod communities: A meta-analysis. *Global Ecology and Biogeography*, 29, 1412-1429.

Ferree D.C., 1992. Time of root pruning influences vegetative growth, fruit size, biennial bearing, and yield of Jonathan'Apple. *Journal of the American Society for Horticultural Science*, 117 (2), 198-202.

Finch J.P., Brown N., Beckmann M., Denman S., Draper J. 2021. Index measures for oak decline severity using phenotypic descriptors. *Forest Ecology and Management*, 485, 118948. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.118948

Fink S., 2009. Hazard tree identification by Visual Tree Assessment (VTA): Scientifically solid and practically approved. *Arboricultural Journal*, 32, 139-155.

Fitzky A.C. *et al.*, 2019. The interplay between ozone and urban vegetation: BVOC emissions, ozone deposition, and tree ecophysiology. *Frontiers in Forests, and Global Change*, 2.

FLL, 2018. *Guidelines for the Planning, Construction, and Maintenance of Green Roofs*. https://shop.fll.de/de/downloadable/download/sample/sample_id/44/

Frank S.D., 2014. Bad neighbors: Urban habitats increase cankerworm damage to non-host understory plants. *Urban Ecosystems*, 17, 1135-1145.

Frank S.D., 2021. Review of the direct and indirect effects of warming and drought on scale insect pests of forest systems. *Forestry*, 94 (2), 167-180. https://doi.org/10.1093/forestry/cpaa033

Frank S.D., Just M.G., 2020. Can cities activate sleeper species and predict future forest pests? A case study of scale insects. *Insects*, 11, 142.

Frank S.D., Backe K.M., 2022. Effects of urban heat islands on temperate forest trees and arthropods. *Current Forestry Reports*, 9, 48-57.

Frank S.D. *et al.*, 2019. Exotic urban trees conserve similar natural enemy communities to native congeners but have fewer pests. *PeerJ*, 7, e6531.

Gaglio M., Pace R., Muresan A.N., Grote R., Castaldelli G. *et al.*, 2022. Species-specific efficiency in PM2.5 removal by urban trees: From leaf measurements to improved modeling estimates. *Science of the Total Environment*, 844, 157131.

Gely C. *et al.*, 2020. How do herbivorous insects respond to drought stress in trees? *Biological Reviews*, 95, 434-448.

Gezahegn S., Sain M., Thomas S.C., 2019. Variation in feedstock wood chemistry strongly influences biochar liming potential. *Soil Systems*, 3 (2), 26.

Gilbert M. *et al.*, 2005. Forecasting *Cameraria ohridella* invasion dynamics in recently invaded countries: From validation to prediction. *Journal of Applied Ecology*, 42, 805-813.

Głąb T., Palmowska J., Zaleski T., Gondek K., 2016. Effect of biochar application on soil hydrological properties and physical quality of sandy soil. *Geoderma*, 281, 11-20.

Goodrich B.A., Jacobi W.R., 2012. Foliar damage, ion content, and mortality rate of five common roadside tree species treated with soil applications of magnesium chloride. *Water, Air, and Soil Pollution*, 223, 847-862.

Grantz D.A., Garner J.H.B., Johnson D.W., 2003. Ecological effects of particulate matter. *Environment International*, 29 (2), 213-239. https://doi.org/10.1016/S0160-4120(02)00181-2

Hartshorn J.A., Palmer J.F., Coyle D.R., 2022. Into the wild: Evidence for the enemy release hypothesis in the invasive callery pear (*Pyrus calleryana*) (Rosales: Rosaceae). *Environmental Entomology*, 51 (1), 216-221. https://doi.org/10.1093/ee/nvab136

Hauer R.J., Peterson W.D., 2017. Effects of emerald ash borer on municipal forestry budgets. *Landscape and Urban Planning*, 157, 98-105.

Hauer R., Miller R., Ouimet D., 1994. Street tree decline and construction damage. *Arboriculture and Urban Forestry*, 20 (2), 94-97. https://doi.org/10.48044/jauf.1994.017

Heidari Latibari M. *et al.*, 2022. Effects of carbon monoxide, nitrogen dioxide, and fine particulate matter on insect abundance and diversity in urban green spaces. *Scientific Reports*, 12, 17574.

Helden A.J. *et al.*, 2012. Urban biodiversity: Comparison of insect assemblages on native and non-native trees. *Urban Ecosystems*, 15, 611-624.

Herrmann D.L. *et al.*, 2012. Drivers of specialist herbivore diversity across 10 cities. *Landscape and Urban Planning*, 108, 123-130.

Holling C.S., 1973. Resilience and stability of ecological systems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 4 (1), 1-23.

Huberty A.F., Denno R.F., 2004. Plant water stress and its consequences for herbivorous insects: A new synthesis. *Ecology*, 85, 1383-1398.

Hulbert J.M. *et al.*, 2023. Citizen science can enhance strategies to detect and manage invasive forest pests and pathogens. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 11, 1113978. https://doi.org/10.3389/fevo.2023.1113978

Hutt-Taylor K., Ziter C.D. 2022. Private trees contribute uniquely to urban forest diversity, structure and service-based traits. *Urban Forestry and Urban Greening*, 78, 127760. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2022.127760

Ibrahim A., Usman A.R.A., Al-Wabel M.I., Nadeem M., Ok Y.S. *et al.*, 2017. Effects of conocarpus biochar on hydraulic properties of calcareous sandy soil: Influence of particle size and application depth. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 63 (2), 185-197.

Jactel H. *et al.*, 2012. Drought effects on damage by forest insects and pathogens: A meta-analysis. *Global Change Biology*, 18, 267-276.

Jactel H. *et al.*, 2017. Tree diversity drives forest stand resistance to natural disturbances. *Current Forestry Reports*, 3, 223-243.

Jactel H. *et al.*, 2019. Responses of forest insect pests to climate change: Not so simple. *Current Opinion in Insect Science*, 35, 103-108.

Jactel H. *et al.*, 2021. Tree diversity and forest resistance to insect pests: Patterns, mechanisms and prospects. *Annual Review of Entomology*, 66, 277-296.

Juran S. *et al.*, 2021. Temporal changes in ozone concentrations and their impact on vegetation. *Atmosphere*, 12, 82.

Just M.G. *et al.*, 2019. Urbanization drives unique latitudinal patterns of insect herbivory and tree condition. *Oikos*, 128, 984-993.

Kanemasu E.T., Chen A.J., Powers W.L., Teare I.D., 1973. Stomatal resistance as an indicator of water stress. *Transactions of the Kansas Academy of Science (1903)*, 159-166.

Kardel F., Wuyts K., Babanezhad M., Wuytack T., Potters G. *et al.*, 2010. Assessing urban habitat quality based on specific leaf area and stomatal characteristics of *Plantago lanceolata* L. *Environmental Pollution*, 158 (3), 788-794.

Kirichenko N., Kenis M., 2016. Using a botanical garden to assess factors influencing the colonization of exotic woody plants by phyllophagous insects. *Oecologia*, 182, 243-252.

Koeser A. *et al.*, 2013. Factors influencing long-term street tree survival in Milwaukee, WI, USA. *Urban Forestry and Urban Greening*, 12, 562-568.

Korányi D. *et al.*, 2020. Urbanization alters the abundance and composition of predator communities and leads to aphid outbreaks on urban trees. *Urban Ecosystems*, (3), 571-586.

Korányi D. *et al.*, 2022. Urbanization hampers biological control of insect pests: A global meta-analysis. *Science of the Total Environment*, 834, 155396.

Kovacs K.F. *et al.*, 2010. Cost of potential emerald ash borer damage in US communities, 2009-2019. *Ecological Economics*, 69, 569-578.

Kozlov M.V. *et al.*, 2017. Decreased losses of woody plant foliage to insects in large urban areas are explained by bird predation. *Global Change Biology*, 23, 4354-4364.

Kuoppamäki K., Lehvävirta S., 2016. Mitigating nutrient leaching from green roofs with biochar. *Landscape and Urban Planning*, 152, 39-48.

Laird D., Rogovska N., 2015. Biochar effects on nutrient leaching. *In: Biochar for Environmental Management: Science, Technology, and Implementation* (J. Lehmann, S. Joseph, eds), 2nd edition, London, Earthscan, 521-524.

Lakatos F., Mirtchev S., 2014. *Manual for Visual Assessment of Forest Crown Condition*, FAO.

Lakatos T. *et al.*, 2022. No place for ground-dwellers in cities: A meta-analysis on bird functional traits. *Global Ecology and Conservation*, 38, e02217.

Lausch A. *et al.*, 2017. Understanding forest health with remote sensing. Part II: A review of approaches and data models. *Remote Sensing*, 9, 129.

Laux M., Lv H., Entling M.H., Schirmel J., Narang A., Koehler M., Saha S., 2022. Native pedunculate oaks support more biodiversity than non-native oaks, but non-native oaks are healthier than native oaks: A study on street and park trees of a city. *Science of the Total Environment*, 853, 158603. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158603

Li L., Zhang Y.J., Novak A., Yang Y., Wang J., 2021. Role of biochar in improving sandy soil water retention and resilience to drought. *Water*, 13 (4), 407.

Liao W., Thomas S.C., 2019. Biochar particle size and post-pyrolysis mechanical processing affect soil pH, water retention capacity, and plant performance. *Soil Systems*, 3 (1), 14.

Liao W., Drake J., Thomas S.C., 2022. Biochar granulation enhances plant performance on a green roof substrate. *Science of the Total Environment*, 813, 152638.

Linhares C.S.F., Goncalves R., Martins L.M., Knapic S., 2021. Structural stability of urban trees using visual and instrumental techniques: A review. *Forests*, 12 (12), 1752. https://doi.org/10.3390/f12121752

Liu J. *et al.*, 2017. Effects of elevated CO2 on the fitness and potential population damage of *Helicoverpa armigera* based on two-sex life table. *Scientific Reports*, 7, 1119.

Locosselli G.M. *et al.*, 2019. The role of air pollution and climate on the growth of urban trees. *Science of The Total Environment*, 666, 652-661. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.291

Long L.C., Frank S.D., 2020. Risk of bird predation and defoliating insect abundance are greater in urban forest fragments than street trees. *Urban Ecosystems*, 23 (1).

MacIvor J.S., Lundholm J., 2011. Insect species composition and diversity on intensive green roofs and adjacent level-ground habitats. *Urban Ecosystems*, 14, 225-241.

Madre F., Vergnes A., Machon N., Clergeau P., 2013. A comparison of 3 types of green roof as habitats for arthropods. *Ecological Engineering*, 57, 109-117.

Mäntylä E. *et al.*, 2020. Insectivorous birds can see and smell systemically herbivore-induced pines. *Ecology and Evolution*, 10, 9358-9370.

Marzano M. *et al.*, 2020. Lessons from the frontline: Exploring how stakeholders may respond to emerald ash borer management in Europe. *Forests*, 11, 617.

Marzuoli R. *et al.*, 2019. Assessing the impact of ozone on forest trees in an integrative perspective: Are foliar visible symptoms suitable predictors for growth reduction? A critical review. *Forests*, 10, 1144.

Mattheck C., Breloer H., 1994. Field guide for Visual Tree Assessment (VTA). *Arboricultural Journal*, 18, 1-23.

Mawson C.A., 1948. Honeydew on lime trees. *Nature*, 161, 176-176.

McCoy D.E. *et al.*, 2022. Species clustering, climate effects, and introduced species in 5 million city trees across 63 US cities (Y. Chen, M.C. Schuman, eds). *eLife*, 11, e77891.

McKinney M.L., 2006. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation*, 127, 247-260.

Meineke E.K. *et al.*, 2023. Vehicle pollution is associated with elevated insect damage to street trees. *Journal of Applied Ecology*, 60, 263-277.

Moreira X., Abdala-Roberts L., 2023. Linking herbivory and ecosystem services in urban forests. *Trends in Plant Science*, 28, 139-141.

Moreira X. *et al.*, 2018. Impacts of urbanization on insect herbivory and plant defences in oak trees. *Oikos*, 128, 113-123.

Mori A.S., 2011. Ecosystem management based on natural disturbances: Hierarchical context and non-equilibrium paradigm. *Journal of Applied Ecology*, 48 (2), 280-292.

Munck I.A. *et al.*, 2010. Long-term impact of de-icing salts on tree health in the Lake Tahoe Basin: Environmental influences and interactions with insects and diseases. *Forest Ecology and Management*, 260, 1218-1229.

Nageleisen L.-M. *et al.*, 2010. *La santé des forêts : maladies, insectes, accidents climatiques. Diagnostic et prévention*, Institut pour le développement forestier.

Nighswander G.P. *et al.*, 2021. Importance of plant diversity and structure for urban garden pest resistance. *Landscape and Urban Planning*, 215, 104211.

Nuckols M.S., Connor E.F., 1995. Do trees in urban or ornamental plantings receive more damage by insects than trees in natural forests? *Environmental Entomology*, 20, 253-260.

Oberndorfer E., Lundholm J., Bass B., Coffman R.R., Doshi H. *et al.*, 2007. Green roofs as urban ecosystems: Ecological structures, functions, and services. *BioScience*, 57 (10), 823-833.

Obia A., Mulder J., Martinsen V., Cornelissen G., Børresen T., 2016. In situ effects of biochar on aggregation, water retention and porosity in light-textured tropical soils. *Soil and Tillage Research*, 155, 35-44.

Oleksyn J., 2007. Ecophysiology of horse chestnut (*Aesculus hippocastanum* L.) in degraded and restored urban sites. *Polish Journal of Ecology*, 245-260.

Oshio H. *et al.*, 2015. Estimation of the leaf area density distribution of individual trees using high-resolution and multi-return airborne LiDAR data. *Remote Sensing of Environment*, 166, 116-125.

Paap T. *et al.*, 2017. Urban trees: Bridge-heads for forest pest invasions and sentinels for early detection. *Biological Invasions*, 19, 3515-3526.

Percival G.C., 2023. Heat tolerance of urban trees – A review. *Urban Forestry and Urban Greening*, 86, 128021. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2023.128021

Percival G.C., Barrow I., Noviss K., Keary I., Pennington P., 2011. The impact of horse chestnut leaf miner (*Cameraria ohridella* Deschka and Dimic; HCLM) on vitality, growth and reproduction of *Aesculus hippocastanum* L. *Urban Forestry and Urban Greening*, 10 (1), 11-17. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2010.11.003

Plan national d'intervention sanitaire d'urgence, 2022. Plan national d'intervention sanitaire d'urgence relatif à *Anoplophora glabripennis* et à *Anoplophora chinensis* (capricornes asiatiques), DGAL/SAS/2022-769. https://info.agriculture.gouv.fr/gedei/site/bo-agri/instruction-2022-769/telechargement

Poland T.M., McCullough D.G., 2006. Emerald ash borer: Invasion of the urban forest and the threat to North America's ash resource. *Journal of Forestry*, 104, 118-124.

Rahman M.A., Stringer P., Ennos A.R., 2013. Effect of pit design and soil composition on performance of *Pyrus calleryana* street trees in the establishment period. *Arboric Urban For*, 39 (6), 256-266.

Rai P.K., Panda L.S., 2015. Roadside plants as bio indicators of air pollution in an industrial region, Rourkela, India. *International Journal of Advanced Research and Technology*, 4 (1), 14-36.

Rasheed M.U. *et al.*, 2023. Tree communication: The effects of "wired" and "wireless" channels on interactions with herbivores. *Current Forestry Reports*, 9, 33-47.

Raum S. *et al.*, 2023. Tree insect pests and pathogens: A global systematic review of their impacts in urban areas. *Urban Ecosystems*, 26, 587-604.

Raupp M.J. *et al.*, 2010. Ecology of herbivorous arthropods in urban landscapes. *Annual Review of Entomology*, 55, 19-38.

Rickman J.K., Connor E.F., 2003. The effect of urbanization on the quality of remnant habitats for leaf-mining Lepidoptera on *Quercus agrifolia*. *Ecography*, 26, 777-787.

Riley C.B. *et al.*, 2018. Exotic trees contribute to urban forest diversity and ecosystem services in inner-city Cleveland, OH. *Urban Forestry and Urban Greening*, 29, 367-376.

Riley C.B. *et al.*, 2022. Woody plant biodiversity explains arthropod pest management interventions in residential landscapes. *Urban Forestry and Urban Greening*, 67, 127439.

Roman L.A., Scatena F.N., 2011. Street tree survival rates: Meta-analysis of previous studies and application to a field survey in Philadelphia, PA, USA. *Urban Forestry and Urban Greening*, 10 (4), 269-274.

Rossini M. *et al.*, 2006. Assessment of oak forest condition based on leaf biochemical variables and chlorophyll fluorescence. *Tree Physiology*, 26, 1487-1496.

Salleo S. *et al.*, 2003. Effects of defoliation caused by the leaf miner *Cameraria ohridella* on wood production and efficiency in *Aesculus hippocastanum* growing in north-eastern Italy. *Trees: Structure and Function*, 17, 367-375.

Santamours F.S., 2004. Trees for urban planting: Diversity uniformity, and common sense. *In: The Overstory Book: Cultivating Connections with Trees* (C. Elevitch, ed.), Springer, 396-399.

Santini A., Battisti A., 2019. Complex insect-pathogen interactions in tree pandemics. *Frontiers in Physiology*, 10.

Sari N.M., Kushardono D., 2016. Quality analysis of single tree object with obia and vegetation index from LAPAN Surveillance Aircraft multispectral data in urban area. *Geoplanning: Journal of Geomatics and Planning*, 3, 93.

Schueller S.K. *et al.*, 2019. Urbanization decreases the extent and variety of leaf herbivory for native canopy tree species *Quercus rubra*, *Quercus alba*, and *Acer saccharum*. *Urban Ecosystems*, 22, 907-916.

SIAQ, 2019. *Meilleures pratiques de gestion. Gestion des arbres lors de travaux de construction*, Société internationale d'arboriculture Québec.

Sienkiewicz-Paderewska D. *et al.*, 2017. The effect of salt stress on lime aphid abundance on Crimean linden (*Tilia 'Euchlora'*) leaves. *Urban Forestry and Urban Greening*, 21, 74-79.

Singh H., Bandyopadhyay S., Kumar A., Singh M., Malik A. *et al.*, 2022. Understanding the physiological and biophysical response of urban roadside plantations for assessing adaptation and mitigation mechanisms toward vehicular emissions. *Urban Climate*, 44, 101183.

Sivarajah S., Thomas S.C., Smith S.M., 2020. Evaluating the ultraviolet protection factors of urban broadleaf and conifer trees in public spaces. *Urban Forestry and Urban Greening*, 51, 126679.

Sjöman H., Busse Nielsen A., 2010. Selecting trees for urban paved sites in Scandinavia: A review of information on stress tolerance and its relation to the requirements of tree planners. *Urban Forestry and Urban Greening*, 9, 281-293.

Skiera B., Moll G., 1992. The sad state of city trees. *American Forests*.

Snodgrass E.C., McIntyre L., 2010. *The Green Roof Manual: A Professional Guide to Design, Installation, and Maintenance*, Timber Press, Portland, Oregon, 235-247.

Soda C. *et al.*, 2000. Impacts of urban levels of ozone on *Pinus halepensis* foliage. *Environmental and Experimental Botany*, 44, 69-82.

Sperry J.S., Tyree M.T., 1988. Mechanism of water stress-induced xylem embolism. *Plant Physiology*, 88 (3), 581-587.

Spokas K.A., 2010. Review of the stability of biochar in soils: Predictability of O:C molar ratios. *Carbon Management*, 1 (2), 289-303.

Stemmelen A. *et al.*, 2020. Insect herbivory on urban trees: Complementary effects of tree neighbours and predation. *Peer Community in Ecology*, 2 (e22) .

Stemmelen A. *et al.*, 2022. Meta-analysis of tree diversity effects on the abundance, diversity and activity of herbivores' enemies. *Basic and Applied Ecology*, 58, 130-138.

Straw N.A., Williams D.T., 2013. Impact of the leaf miner *Cameraria ohridella* (Lepidoptera: Gracillariidae) and bleeding canker disease on horse-chestnut: Direct effects and interaction. *Agricultural and Forest Entomology*, 15, 321-333.

Suding K.N., Gross K.L., Houseman G.R., 2004. Alternative states and positive feedbacks in restoration ecology. *Trends in Ecology and Evolution*, 19 (1), 46-53.

Thalmann C., Freise J., Heitland W., Bacher S., 2003. Effects of defoliation by horse chestnut leafminer (*Cameraria ohridella*) on reproduction in *Aesculus hippocastanum*. *Trees – Structure and Function*, 17 (5), 383-388. https://doi.org/10.1007/s00468-003-0249-z

Thomas S.C., 2021. Post-processing of biochars to enhance plant growth responses: A review and meta-analysis. *Biochar*, 3 (4), 437-455.

Tomlinson I. *et al.*, 2015. Managing tree pests and diseases in urban settings: The case of oak processionary moth in London, 2006-2012. *Urban Forestry and Urban Greening*, 14, 286-292.

Tooker J.F., Hanks L.M., 2000. Influence of plant community structure on natural enemies of pine needle scale (Homoptera: Diaspididae) in urban landscapes. *Environmental Entomology*, 29, 1305-1311.

Trifunovic B., Gonzales H.B., Ravi S., Sharratt B.S., Mohanty S.K., 2018. Dynamic effects of biochar concentration and particle size on hydraulic properties of sand. *Land Degradation and Development*, 29 (4), 884-893.

Tubby K.V., Webber J.F., 2010. Pests and diseases threatening urban trees under a changing climate. *Forestry*, 83, 451-459.

Valade R. *et al.*, 2009. Mitochondrial and microsatellite DNA markers reveal a Balkan origin for the highly invasive horse-chestnut leaf miner *Cameraria ohridella* (Lepidoptera, Gracillariidae). *Molecular Ecology*, 18, 3458-3470.

Valdés-Correcher E. *et al.*, 2022. Herbivory on the pedunculate oak along an urbanization gradient in Europe: Effects of impervious surface, local tree cover, and insect feeding guild. *Ecology and Evolution*, 12, e8709.

Vidal M.C., Murphy S.M., 2018. Bottom-up vs. top-down effects on terrestrial insect herbivores: A meta-analysis. *Ecology Letters*, 21, 138-150.

Volkovitsh M.G. *et al.*, 2021. Emerald ash borer approaches the borders of the European Union and Kazakhstan and is confirmed to infest European ash. *Forests*, 12, 691.

Walter M., Binimelis R., 2009. The multiple meanings of the *Cameraria ohridella* biological invasion in Paris's green areas. *Landscape Research*, 34, 527-544.

Wiseman C.L., Levesque C., Rasmussen P.E., 2021. Characterizing the sources, concentrations and resuspension potential of metals and metalloids in the thoracic fraction of urban road dust. *Science of the Total Environment*, 786, 147467.

Xiang Z. *et al.*, 2020. Accumulation of urban insect pests in China: 50 years' observations on camphor tree (*Cinnamomum camphora*). *Sustainability*, 12, 1582.

Xiao Q., McPherson E.G., 2005. Tree health mapping with multispectral remote sensing data at UC Davis, California. *Urban Ecosystems*, 8, 349-361.

Youngsteadt E. *et al.*, 2015. Do cities simulate climate change? A comparison of herbivore response to urban and global warming. *Global Change Biology*, 21, 97-105.

Yu K. *et al.*, 2018. Foliar optical traits indicate that sealed planting conditions negatively affect urban tree health. *Ecological Indicators*, 95, 895-906.

Zahra N., Hafeez M.B., Ghaffar A., Kausar A., Zeidi M.A., Siddique K.H.M., Farooq M., 2023. Plant photosynthesis under heat stress: Effects and management. *Environmental and Experimental Botany*, 206, 105178. https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2022.105178

Zhang Q.-H., Schlyter F., 2004. Olfactory recognition and behavioural avoidance of angiosperm nonhost volatiles by conifer-inhabiting bark beetles. *Agricultural and Forest Entomology*, 6, 1-20.

Zvereva E.L., Kozlov M.V., 2006. Consequences of simultaneous elevation of carbon dioxide and temperature for plant-herbivore interactions: A meta-analysis. *Global Change Biology*, 12, 27-41.

Chapitre 7

Les arbres et la forêt urbaine, objets politiques

Baptiste Hautdidier

Si l'arbre n'est qu'une incarnation parmi d'autres de la présence du végétal en ville, il a pu faire — du fait de sa pérennité et de sa visibilité — l'objet d'investissements particuliers, tant matériels que symboliques. Une histoire des formes de la forêt urbaine peut donc être en partie racontée *via* celle des arbres, notamment remarquables (Bourdu, 1999). Elle a surtout de forts liens avec celle des parcs, des jardins et autres « embellissements » (Jonnes, 2017 ; Mathis et Pépy, 2017). Ces recouvrements varient selon les lieux, les sociétés et les époques, faisant advenir des relations plus ou moins antinomiques entre végétation et formes de la ville. Ces processus sont dans tous les cas sous forte influence des élites urbaines, qui ont pu trouver dans le maintien et le développement des espaces arborés un support pour l'exercice de la civilité et la mise en scène du soi (Mathis et Pépy, 2017). Ce n'est que progressivement que ces aspirations se sont faites plus partagées, sur fond de préoccupations hygiénistes qui trouvent des prolongements dans les enjeux du XXIe siècle.

En ce qu'elles sont le support d'attentes, de promesses, de vertus ou de menaces supposées (Mansfield *et al.*, 2014), les forêts urbaines sont inégalement investies par les populations citadines. Parce que leur présence et leur promotion redistribuent potentiellement les intérêts de divers groupes et formes de stratifications sociales, elles sont donc un objet éminemment politique. Il faut noter que les attentes sur les forêts urbaines ont été activement façonnées, résultat de choix politiques, d'écrits, d'une institutionnalisation permise notamment par la professionnalisation de ses acteurs. Une compréhension complète de l'histoire de la promotion des forêts urbaines est donc également tributaire de celle de plusieurs pensées s'étant positionnées à la croisée de ce que devrait être une ville « bonne » : économie, urbanisme, paysagisme, écologie du paysage, biologie de la conservation, etc. (Sénécal, 2004). Les processus sont néanmoins inégalement documentés. La production d'espaces liminaux étant inhérente à la fabrique de la ville et au renouvellement urbain, les interstices et les marges ont été le support d'une dynamique arborée qui a longtemps été disqualifiée et invisibilisée. Si les regards sur les formations végétales préexistantes ou plus ou moins spontanées ont pu largement évoluer au cours du XXe siècle, leur trajectoire est plus difficile à reconstituer du fait d'une présence minorée dans les archives écrites et la cartographie.

L'exemple parisien (encadré 7.1) a une valeur double : il illustre les évolutions sur la longue durée des statuts de l'arbre urbain ; il a eu une très grande influence au cours du XX^e siècle. Toutefois, ce cas ne saurait valoir tout à fait généralité. Les configurations ayant présidé au maintien ou à la reconstitution d'une forêt urbaine sont parfois contrastées : la végétalisation d'une ville est en effet plus ou moins prononcée, se fait sur un foncier plus ou moins public, est plus ou moins tournée vers l'arbre (en particulier celui d'alignement), est plus ou moins reconstruite ou encadrée… S'intéressant aux seuls arbres de rue de huit agglomérations (Amsterdam, Bologne, Buenos Aires, Cambridge, Melbourne, Oslo, Paris et Vancouver), Galle *et al.* (2021) ont pu montrer que les diversités spécifiques (indices de Shannon et Simpson) y sont moins élevées dans les centres historiques que dans une première couronne. Réalisant une analyse similaire sur cinq capitales (Ottawa, Stockholm, Buenos Aires, Paris et Washington) Smart *et al.* (2020) montrent de grandes différences, à la fois entre villes et zones climatiques, dans la densité des arbres urbains identifiés dans les jeux de données géonumériques. Ils attribuent ces disparités à un effet d'héritage (ou *legacy effect*) qui tient à la forme urbaine, aux normes esthétiques et aux régimes de gouvernance.

Encadré 7.1. Arbres d'alignement et modernité urbaine : l'exemple de Paris

Documentant une histoire de l'arbre dans l'espace public parisien, Laurian (2019) a pu y montrer la grande permanence des pratiques de promotion des arbres d'alignement. On peut en effet remonter au XIV^e siècle pour une première initiative documentée : alors que l'implantation des arbres était jusque-là limitée à quelques places publiques, le roi Charles V ordonne la plantation d'une rangée d'ormes à proximité de sa résidence (hôtel Saint-Paul, sur l'actuel quai des Célestins).

C'est à la fin du XVI^e siècle que la diffusion s'accélère. Alors que deux édits avaient précédemment ordonné la plantation d'arbres en bord des routes royales, c'est sous la forme de promenades arborées que ce motif se manifeste à Paris. Destinés à assouvir la vogue du jeu de *pall-mall* — un ancêtre du croquet —, deux « mails » sont d'abord implantés. Ils sont suivis par deux cours d'inspiration italienne, commandés respectivement par les reines Margot et Marie de Médicis. Les accès à ces alignements d'arbres (ormes, muriers, tilleuls) sont alors expressément réservés aux élites, principalement nobiliaires, parisiennes. Au cours du XVII^e siècle, l'engouement pour l'arbre planté se reporte assez largement sur la forme du jardin, majoritairement privé. C'est plus tard dans le siècle que les aménagements arborés reprennent sous une forme plus publique dans les rues parisiennes, par des plantations sur les remparts et les nouveaux boulevards. Le mot d'ordre est alors celui de l'embellissement, et concerne des périphéries de la ville en expansion.

Alors que l'arbre de rue relevait encore grandement de la seule initiative royale, la Révolution change la donne par le biais des arbres de la liberté : des chênes et des peupliers introduits à l'occasion de cérémonies festives sur des espaces publics à proximité des lieux de pouvoir. Si ces plantations sont un hommage à une pratique similaire initiée lors de la révolution américaine, elles puisent également dans un répertoire d'actions préexistant : les traditions de maïade[(1)]. Elles déplacent en tout cas le rapport symbolique à l'arbre urbain, dans la mesure où il devient l'incarnation vivante d'un pouvoir populaire (Pacini, 2018) dans une configuration qui sera rejouée plusieurs fois au cours du XIX^e siècle (voir la section « Le sort des arbres interpelle toujours les populations citadines »).

Dans la même période surviennent des aménagements arborés plus massifs qui ont été largement commentés (Harvey, 2003). Ils jouent un rôle notable dans une démarche qui va faire école en matière de planification et d'esthétique pour nombre de métropoles en prise avec des velléités de modernité (Buenos Aires, Moscou, New York ou Tokyo, etc.). Les opérations de renouvellement urbain auxquelles le nom d'Haussmann a été associé impliquent une architecture typique en pierre de taille et l'implantation conjointe d'un nouveau réseau routier et d'un système d'égouts. Ces nouveaux axes éventrent des quartiers — souvent populaires — préalablement identifiés comme des foyers d'insalubrité. Ils sont largement pourvus en trottoirs ombragés, parfois complantés de deux rangées d'arbres. Les parcs et les espaces publics sont également largement développés. Le mouvement ne saurait toutefois être résumé à la seule figure d'Haussmann. Rambuteau, son prédécesseur à la préfecture de la Seine, a initié ces « embellissements » dès la fin des années 1830, dans un climat intellectuel qui a vu l'expression grandissante de préoccupations hygiénistes. Des acteurs politiques d'obédiences assez diverses se saisissent en effet de l'enjeu, dont par exemple les disciples de Charles Fourier, précurseur d'un socialisme utopique. C'est par ailleurs à l'ingénieur Adolphe Alphand et au jardinier en chef Jean-Pierre Barillet-Deschamps que l'on doit la diversification des essences du patrimoine arboré, ainsi que la conception de grands aménagements d'inspiration pastorale (avec en particulier la remise en état du bois de Boulogne et la création des Buttes-Chaumont). La période est enfin celle d'un développement de relations entre public et privé que l'on ne qualifie pas encore de partenariat. Laurian (2019) rappelle ainsi que le parc Monceau, nationalisé à la Révolution, est amputé d'une bonne partie de sa surface lors de son remodelage pour la Ville de Paris. À sa réouverture en 1861, 10 ha sur 18 ont été lotis par les frères Pereire, financeurs d'une partie des aménagements haussmanniens.

Les pratiques actuelles s'inscrivent dans une continuité avec ce tableau. La diversification s'est accentuée et les conceptions paysagistes largement remaniées, mais c'est bien sur une période de six siècles que l'arbre d'alignement est demeuré la stratégie dominante de promotion de la forêt urbaine à Paris. Laurian *et al.* (2021) insistent sur les sens à donner à cette grande stabilité d'un motif qui a pu s'accompagner de grands changements dans les acteurs et les buts poursuivis. Le terme de « commodification » permettrait d'exprimer la permanence d'une certaine vision utilitariste du rapport à l'arbre. Cette clé de lecture ne peut être tout à fait exclusive, pas plus qu'une autre centrée sur les seuls intérêts royaux d'une mise en scène de leur pouvoir. Si les élites urbaines ont favorisé le végétal, c'est aussi parce qu'elles lui trouvaient un attrait, et qu'elles ont considéré que cet attrait devrait être partagé par les sujets citadins. Une analogie convaincante pourrait être trouvée dans une forme de coévolution entre les arbres et la modernité urbaine, au sens où les Parisiens et les Parisiennes auraient intégré progressivement un goût affirmé pour une forme contrôlée de la végétation en ville. Et c'est donc sur la forme de l'alignement arboré que se serait reportée cette appétence partagée pour des « paysages ordonnés, aérés, sains, avec une forte présence naturelle » (Laurian, 2019). Au XXIe siècle, ces préférences confèrent une certaine inertie à cette composante particulière des forêts urbaines face à d'éventuelles remises en cause de sa prééminence.

(1) https://www.pci-lab.fr/index.php?option=com_fichesinventaire&view=fiche&Itemid=389&id=56

⏩ Les relations entre couvert arboré et pensées de la croissance urbaine

Dans un livre décrivant les conditions ayant présidé à la croissance fulgurante de la ville de Chicago depuis le XIX^e^ siècle, William Cronon (1991) a pu montrer l'importance des forces sociales, économiques et environnementales qui ont façonné ce centre urbain majeur des États-Unis. Un aspect important du travail est l'exploration de la relation entre Chicago et son environnement naturel. Cronon analyse comment cette urbanisation rapide est consubstantielle à une altération profonde des écosystèmes environnants, *via* notamment la dégradation des terres agricoles, la déforestation et la pollution des cours d'eau. Parce qu'il documente des changements qui ont été accompagnés, voire suscités par des efforts politiques et discursifs, ce livre offre une fenêtre sur une histoire des idées des relations empiriques et normatives entre croissance urbaine et forêts.

Pour mieux comprendre la trajectoire du développement de Chicago, Cronon s'intéresse aux discours de ceux qui ont voulu parier sur cette ville particulière et s'en sont fait les premiers propagandistes. S'étant fait connaître sous le nom de *boosters*, ces acteurs ont cherché à identifier les facteurs clés du succès d'un site urbain, mêlant avantages naturels (par exemple, les ressources, le climat, les voies de communication) et humains. Le couvert forestier, sur le plan du moins de son éventuel maintien dans la ville en expansion, ne fait pas partie de l'analyse. Ce climat intellectuel a des liens avec les premières théories de la rente foncière, qui étudient la valeur économique des terres en fonction de leur utilisation. *Via* un modèle dit de « l'État isolé », Johann Heinrich Von Thünen montre comment les coûts de transport créent pour ces rentes des gradients spatiaux, aboutissant à des motifs concentriques dans les occupations optimales du sol autour des centres urbains. La présence d'arbres n'est pas niée, notamment sur le plan de la valeur économique (« un domaine est toujours pourvu de constructions, de clôtures, d'arbres et autres objets, dont la valeur est séparée de celle du sol », Von Thünen, 1851), mais elle n'est pas au centre d'une formalisation qui se veut simplifiée. Et, dans ce cadre théorique tourné vers les seules productions, les forêts urbaines n'ont donc que peu d'arguments en leur faveur. Cette comparaison des rentes foncières alimente une logique de changements systématiques des usages des terres : pression sur la conversion des terres forestières en terres agricoles, intensification de la sylviculture. Le différentiel est encore plus défavorable à proximité des zones urbaines, où la demande de logements et d'infrastructures est élevée. De tels exemples de ces processus abondent également en France à la même période : sous l'influence notamment du courant saint-simonien, qui plaide alors pour des usages optimaux des terres, les débats sur la question du reboisement sont marqués dans les années 1840 par l'inéluctabilité supposée du défrichement des forêts de plaine, *a fortiori* périurbaines (Kalaora et Savoye, 1985). Si les théories de la rente foncière et de la croissance urbaine se sont nettement complexifiées par la suite (par exemple, lieux centraux, écologie urbaine), la valeur esthétique et récréative des espaces forestiers en milieu urbain n'a été intégrée que progressivement. Alors qu'émergeaient les arguments pour une planification et une action publique au service des forêts urbaines, le vocabulaire économique (externalités positives, aménités) a accompagné ce changement de regard, les considérant notamment par leurs effets sur la valeur des propriétés voisines. Ce processus a été pensé comme matière à attirer résidents et investisseurs, non sans conséquences pour les populations citadines.

Le livre de Cronon reprend et discute une autre influence majeure issue de la pensée économique du XIXe siècle. C'est au vocabulaire de première et seconde nature, introduit par Georg Wilhelm Friedrich Hegel et repris par divers auteurs de tradition marxiste, que l'on doit de formaliser l'intérêt d'une distinction entre un état matériel du monde, possiblement préhumain, et ce que les sociétés ont pu construire par-dessus : mises en culture, aménagements, infrastructures, institutions, capital. Cronon utilise cette clé de lecture pour documenter la trajectoire de l'arrière-pays rural de Chicago et de ses ressources naturelles, dont par exemple « les bisons et les pins, [qui] étaient autrefois membres d'écosystèmes définis principalement par des flux d'énergie et de nutriments et par des relations entre organismes proches. Réarrangés dans la "seconde nature" du marché, ils sont devenus des commodités sujettes à un prix, achetées et vendues dans le cadre d'un système d'échange humain. De ce changement en ont découlés beaucoup d'autres » (Cronon, 1991). Sous l'influence changeante de la distance, des coûts de transport, des prix et de la demande, les populations rurales entourant Chicago ont ainsi été amenées à simplifier grandement leurs écosystèmes locaux. Ce mouvement, que Cronon qualifie de fusion entre première et seconde natures, a notamment transformé les massifs forestiers de l'Illinois et du Wisconsin en les orientant vers la monoculture.

Cette analyse d'une coproduction des paysages de la ville et des espaces ruraux alentour a été d'une grande influence, en montrant « la façon dont la nature a été amenée dans la ville, mais aussi, de manière plus importante, comment elle a formé un élément central de la matérialité urbaine » (Sirigotis, 2019). La parution de l'ouvrage en 1991 a inspiré de nombreux travaux théorisant des processus similaires de construction sociale de la nature, d'autant que des intérêts empiriques et théoriques se sont largement portés sur l'explication des évolutions régionales des usages du sol (Meyfroidt *et al.*, 2018) ou sur la place de la végétation en ville. Un des modèles heuristiques les plus notables est ainsi celui des transitions forestières. Kull (2017) distingue quatre dimensions dans les transitions des socio-écosystèmes forestiers : les changements quantitatifs du couvert forestier, les changements qualitatifs dans la composition en essences des forêts, la mise en œuvre de processus politiques et socio-économiques déterminant la dynamique forestière, et la création et la circulation d'idéologies, de discours et de représentations de la forêt. La conceptualisation des interrelations entre ces dimensions des transitions a progressivement permis de considérer les différentes causes du retour et du maintien des forêts, notamment urbaines, suite à leur exploitation par les sociétés humaines. Ne limitant pas ces transitions aux seules dimensions matérielles d'un changement quantitatif ou qualitatif (composition, densité) du couvert arboré, l'analyse a pu être étendue sur ces mêmes transitions à d'éventuels efforts et changements d'idéologies, de discours et de récits. La dernière plus-value du cadre est de s'intéresser aux processus et aux relations écologiques, socio-économiques et politiques qui vont façonner les trajectoires particulières des forêts (par exemple urbaines). Par leur attention portée à des notions de construction et d'interrelations spatiales, ces cadres ont donc des proximités intellectuelles avec les pistes initiées notamment par Cronon.

Le livre de Cronon fait la part belle à des protagonistes peu soucieux de considérer la « nature » en ville. Il ouvre également une fenêtre sur des acteurs ayant eu un rôle clé dans la reconsidération de ces questions à la fin du XIXe siècle, tant par leurs écrits que par des réalisations qui lancent la discipline de l'aménagement paysager. Une telle figure tutélaire est celle de Frederick Law Olmsted, paysagiste américain connu pour son travail sur Central Park ou sur la vallée de la rivière Hudson. Il a été parmi les

premiers à revendiquer une attention à la dimension sociale des rapports à la nature urbaine : un accès équitable à des espaces verts de qualité est présenté dans ses écrits comme un moyen de favoriser la cohésion sociale. Les idées paysagistes associées intègrent des préoccupations esthétiques fortes, qui donnent une place explicite à la création artistique. Elles valorisent surtout une certaine aspiration à la naturalité : l'imitation de formes et de processus naturels conduit à une préférence pour des paysages ouverts aux profils plutôt « savanicoles », avec différents éléments clés en combinaison : espaces verts, étendues d'eau, arbres et chemins sinueux (Eisenman, 2013). William Cronon (1991) a ainsi pu associer les paysages valorisés par Olmsted à l'idée mythique de la retraite pastorale, vue comme une « histoire de l'individu opprimé par la laideur déshumanisée de la vie citadine qui trouve refuge dans un paysage médian, entre sauvage et urbain ».

L'héritage d'Olmsted est aussi celui d'un regard très transversal. L'auteur s'était non seulement impliqué dans le mouvement américain conservationniste naissant, mais avait aussi défendu une vision holistique de la planification urbaine qui considère les parcs, les espaces végétalisés et autres coulées vertes comme des éléments centraux d'un plan de ville bien conçu. Ces velléités n'empêchent pas des formes de mise en tension dans la nature et la mise en œuvre des commandes. Cronon évoque l'aménagement d'ensemble proposé par le cabinet d'Olmsted à Riverside, une banlieue huppée située à 15 km du centre de Chicago (figure 7.1). S'étendant sur près de 7 km^2, Riverside a été richement dotée en parcs publics et en voies vertes, et intègre un réseau routier curviligne et une forêt urbaine très travaillée. Classée site historique national (*national historic landmark*), la ville se distingue de nos jours encore nettement de ses voisines par sa densité de forêt urbaine et des qualités paysagères qui sont largement reconnues par les habitants (Crow *et al.*, 2006).

Les avis ont divergé sur la signification et l'exemplarité d'un tel projet : antithèse ou prolongement de la ville ? S'il est probable qu'un aménagiste comme Olmsted ait envisagé cet idéal de banlieue comme la partie intégrante d'une condition métropolitaine plus englobante, cela n'a pas empêché des formes de tension dans la réception et la filiation de Riverside (Eisenman, 2013). Cronon observe ainsi la contradiction suivante : « Le fait qu'il s'agisse d'un paysage parasitaire nécessitant à la fois la ville surpeuplée et la campagne inconfortable pour soutenir sa retraite consumériste, que sa "nature" soit profondément artificielle et fondamentalement urbaine, n'a que peu dérangé ceux qui l'ont loué comme une solution idéale aux problèmes de la vie moderne » (Cronon, 1991).

Parmi les nombreux héritiers d'Olmsted, la figure de Jean Claude Nicolas Forestier a émergé comme un des plus influents. Dans un ouvrage alors remarqué (1906), Forestier constate l'insuffisance du seul « plan de ville » pour pouvoir œuvrer au « desserrement » et à l'« embellissement » des grandes villes. Il fait la proposition d'un système de parcs, consistant en une démarche de planification coordonnée à des échelles métropolitaines. Il s'agit alors principalement d'identifier et de sélectionner des réserves « où se trouvent le plus de beautés naturelles ou pittoresques dignes d'être conservées », en les connectant aux entrées de ville par un réseau d'avenues-promenades (*parkways*). Cette réflexion s'appuie sur des exemples américains de réalisations pionnières, dont justement celles d'Olmsted. Elle tente aussi de capitaliser sur l'enthousiasme soulevé par les deux premières cités-jardins, qu'un auteur comme Ebenezer Howard promeut alors comme des villes « sans bidonville et sans fumée » (*slumless and smokeless cities*) :



Figure 7.1. Plan général du quartier de Riverside, en 1869 (source : The New York Public Library)*.
* https://digitalcollections.nypl.org/items/250eb370-8137-0135-acb7-176cc9f33b4f

Adelaïde en Australie et Garden City au nord de Londres. Forestier convoque en exemple les fortifications de Cologne transformées en avenue-promenade circulaire. Les manques de Paris en la matière lui apparaissent d'autant plus flagrants (l'enceinte de Thiers ne sera rachetée par la ville qu'en 1919), se doublant de l'absence d'une logique radiale dans l'infrastructure verte alors existante. Le financement est évoqué : Forestier, suivant en cela les exemples londoniens et américains, préconisait des emprunts de long terme, et une sollicitation maximale de donateurs privés.

Ces deux auteurs ont eu une filiation notable, qui s'est incarnée au XX^{e} siècle dans un courant urbanistique que l'on a pu qualifier de « soucieux d'articulation historique et géographique » (Dacheux-Auzière *et al.*, 2015). Une école fonctionnaliste attachée aux principes de Le Corbusier leur a toutefois été largement opposée, et a imposé sur toute la période de l'après-guerre une conception beaucoup plus simplifiée du rapport au végétal. Réduite à une présence en négatif dans les plans de masse, renvoyée à une politique de l'espace vert, la forêt urbaine n'a été redécouverte que plus tardivement par les paysagistes aménageurs (Blanchon-Caillot, 2007 ; voir chapitre 5).

⏩ Les réalités de la gentrification verte

Diverse dans ses formes et les dynamiques de sa mise en œuvre, la végétation urbaine interagit de manière complexe avec les processus sociaux. Car, si un relatif consensus existe sur les bienfaits supposés d'une présence d'arbres dans un contexte urbain, se pose

alors la question de leurs effets différenciés. La présence ou l'absence de composants de la forêt urbaine a donc pu être analysée en des termes d'injustice environnementale, à la suite de travaux académiques et de mobilisations sociales initialement tournées vers la question d'une exposition différenciée aux pollutions et aux risques industriels.

On trouve dans une récente revue systématique de la littérature (Zuniga-Teran *et al.*, 2021) la diversité des formes d'injustices associées aux infrastructures vertes, que les auteurs rassemblent en six grands types : la « justice distributive », qui concerne l'accès à des infrastructures vertes ou leur proximité, côtoie ainsi la « justice procédurale », qui, elle, vise à l'inclusion dans les processus décisionnels. Ces deux logiques de justice dominent largement la littérature, avec une partie des travaux consacrée à une démarche d'état des lieux empirique. Les auteurs identifient également la « reconnaissance », mettant l'accent sur un groupe négligé ; la « justice interactionnelle », permettant la reconnaissance des différents usages, pratiques, préférences et besoins ; les « droits et responsabilités », dans le sens où ces derniers seraient potentiellement ignorés ; enfin la « justice de mobilité sociale », considérant la capacité à utiliser l'infrastructure verte comme moyen de subsistance et à monter dans l'échelle sociale. Les auteurs complètent cette liste par l'identification de facteurs sous-jacents, ce qui amène ainsi à déplacer légèrement le regard vers une analyse plus processuelle de l'enchaînement des prises de décision qui amènent à ces situations d'injustice.

Ce qu'on trouve ainsi, sur un versant tant académique que militant sur ces questions, est un questionnement de la nature des interactions des forêts urbaines avec des processus sociospatiaux. Un point de départ de ces réflexions est notamment le terme de « gentrification », qui a été initialement proposé par la sociologue critique Ruth Glass pour expliquer comment des transformations de l'espace urbain ont des conséquences sur les rapports sociaux. Ces premiers travaux ont pu montrer comment des formes d'embourgeoisement de quartiers — en l'occurrence à Londres — pouvaient conduire à une éviction de leurs classes populaires. La gentrification a toutefois progressivement été vidée de sa charge critique, pour désigner un « processus aussi inéluctable que positif de "revitalisation" des centres-villes » (Clerval et Fleury, 2009). Adossé au qualificatif de « vert », le terme a pu désigner l'effet combiné des politiques de promotion du végétal en ville sur ces mécanismes. La « gentrification verte » concerne dans ce cas la façon dont des quartiers urbains autrefois dévalorisés sont rénovés et réaménagés avec des infrastructures et des aménagements écologiques, ce qui peut inclure des stratégies de végétalisation et de promotion des forêts urbaines.

On retrouve là les mêmes différences d'appréciation que pour la gentrification originelle, tant dans la littérature académique que dans la constitution du phénomène comme un problème public. La gentrification verte est ainsi assumée par certains qui veulent retenir les effets positifs sur la revitalisation des quartiers dégradés, les infrastructures, la criminalité et les valeurs immobilières. L'introduction d'espaces verts est alors vue par le prisme de la qualité de vie des résidents et de l'attractivité des quartiers. À l'inverse, une conception critique de la gentrification verte met l'accent sur les effets d'éviction des ménages pauvres. Les améliorations environnementales sont évaluées au regard de leurs effets sur les populations marginalisées, qui sont souvent déplacées pour faire place à des projets de réaménagement urbain. Le résultat est une perte de diversité sociale, culturelle et économique, ainsi qu'une hausse des prix du logement et une diminution de l'accessibilité pour les communautés à faible revenu.

Une version forte de cette critique pourra également pointer un caractère éventuellement délibéré du processus, sur fond d'héritage de politiques discriminatoires. Une autre identifie la gentrification verte comme une forme d'écoblanchiment (*greenwashing*), qui verrait des projets environnementaux utilisés pour justifier un développement immobilier spéculatif, sans réel engagement envers la durabilité ou la justice sociale. Le processus peut être plus subtil. Ainsi à Paris, des opérations de requalifications de la voirie vers une logique de rue partagée ont pu être reprises par les agences immobilières comme argument de vente au sein d'un « quartier vert » (Clerval et Fleury, 2009 ; Reigner, 2013). Afin de clarifier l'usage de ces acceptions critiques, certains auteurs ont proposé une expression traduisible par « usages verts du sol localement indésirés pour les groupes historiquement marginalisés » (*green locally unwanted land uses for historically marginalized groups*) (Anguelovski *et al.*, 2022). Cette formulation, lourde mais explicite, permet d'insister à la fois sur la spécificité de certains changements d'usage des sols et sur leur caractère évitable. Si des travaux notables ont été consacrés à des métropoles asiatiques, dont par exemple Shanghai (Chen *et al.*, 2020), une récente revue systématique de la littérature de la gentrification verte (Quinton *et al.*, 2022) a identifié le biais anglophone, voire nord-américain, des études empiriques réalisées jusqu'à présent. Elle montre également que le déplacement de population causé par la gentrification reste la composante empiriquement la moins explorée, notamment du point de vue des habitants.

Dans ce contexte, un article précurseur (Heynen *et al.*, 2006, cité par Kitchen, 2013) a pu montrer que la forêt urbaine de Milwaukee (Wisconsin, États-Unis) faisait, à la maille des secteurs de recensement, l'objet d'une distribution inéquitable : le taux de couvert de la strate arborée y était négativement corrélé avec les proportions de ménages locataires et d'origine hispanique. Parmi la certaine diversité des cadres analytiques visant à expliquer ces configurations, le courant de l'écologie politique urbaine (*urban political ecology*), dont Heynen se réclame, met l'accent sur l'idée d'une production de la nature urbaine. Dans une certaine filiation avec les conceptions hégéliennes évoquées plus haut, l'approche peut alors être vue comme une conceptualisation des « flux de matière, de valeur et de représentations qui construisent, produisent et organisent la première et la seconde nature » (Sirigotis, 2019). Les auteurs et autrices du champ considèrent l'environnement (en l'occurrence urbain) comme socialement construit et politiquement façonné, proposant notamment un concept de socionature qui veut prendre en compte l'agencéité matérielle (ou *material agency*) des entités non humaines. Examinant sous un angle multiscalaire les conflits et les luttes qui émergent autour de l'environnement urbain, l'écologie politique urbaine met au jour les relations de pouvoir et les inégalités sociales qui influencent la gestion et l'appropriation des ressources naturelles dans les contextes urbains. La démarche se veut critique, en lien avec des préoccupations de justice environnementale qui dépassent les cercles académiques. Dans ce cadre, l'étude d'Heynen montre comment les processus d'une économie politique urbaine peuvent produire une inégale répartition des bénéfices associés au retour d'une forêt urbaine. Elle pointe particulièrement comment cette dynamique a pu croiser, voire perpétuer des ségrégations ethnoraciales héritées.

Dans le cas des États-Unis, l'exemple d'une pratique par ailleurs bien documentée par la littérature est le *redlining*. Ce terme, qui n'a pas d'équivalent français, désigne une démarche fine de zonage menée dans les années 1930 par l'autorité fédérale en charge

du marché hypothécaire secondaire. Une notation défavorable était appliquée de manière disproportionnée aux quartiers à majorité afroaméricaine, ce qui a contribué à les enfermer dans une spirale de désinvestissement. Une analyse exhaustive récente (Nowak *et al.*, 2022) a permis d'établir une comparaison entre les zones historiquement mal et bien notées à l'occasion du *redlining* : les taux de couvert arboré et d'imperméabilisation des sols y sont largement contrastés, les valeurs allant même du simple au double dans le cas de ce premier paramètre. Si ces différences s'expliquent en partie par la centralité des quartiers classés en 1935-1940 comme « dangereux », quatre-vingts ans de développement urbain n'ont pas inversé la tendance. Cette complexité des relations entre la densité des quartiers en habitants et en bâtiments, le facteur ethnoracial et la redistribution des composantes de la forêt urbaine, est aussi abordée par Heynen *et al.* (2006). C'est une enquête qualitative menée auprès des habitants et des professionnels qui leur permet de compléter et de tempérer leur constat empirique. Ainsi, des quartiers désinvestis peuvent avoir de manière contre-intuitive des couverts arborés notables, dans une configuration où la présence des arbres se limite à la ligne de clôture. Censées être entretenues par des propriétaires distants, ces haies envahies d'arbres et d'arbustes peuvent être localisées à proximité des habitations et devenir source de dommages sur le bâti.

Quelle est la généricité des processus qui ont été particulièrement étudiés dans des contextes nord-américains ? Anguelovski *et al.* (2022) ont pu tester l'hypothèse d'une gentrification verte sur un échantillon d'agglomérations d'Europe et d'Amérique du Nord. Ayant sélectionné 28 villes de taille « moyenne » (entre 0,5 et 1,5 million d'habitants) aux caractéristiques variées en matière de trajectoires de développement urbain et de végétalisation, ils déploient un modèle statistique multiniveau pour évaluer la relation entre des politiques explicites de « verdissement » et les indices tangibles d'une gentrification. Ils limitent l'évolution de l'offre en espaces verts accessibles au public à une acception plutôt restreinte, de manière à asseoir la robustesse de la comparaison : parcs, voies et promenades vertes, zones en réserve (le plus souvent des forêts urbaines), jardins de types ouvriers et collectifs, espaces sportifs et de loisirs. La gentrification est évaluée par un indice composite, fondé sur des critères de représentation de groupes sociaux marginalisés, de niveaux de diplôme, de revenu, d'emploi, d'accessibilité du logement et de taux de pauvreté. Les pas de temps considérés sont les décennies 1990, 2000 et la période 2010-2016, tandis que la maille spatiale est celle de quartiers statistiques (*census tracts* américains, IRIS — îlots regroupés pour l'information statistique — français, etc.). Les résultats montrent que pour 17 villes sur 28, soit une majorité de l'échantillon, une relation consistante est identifiée entre une politique active de verdissement urbain dans les années 1990 et une gentrification survenue sur la période 2000-2016.

La méthode permet également de construire une petite typologie de ces processus de gentrification verte. Elle est ainsi qualifiée de *principale* pour des villes (Atlanta, Austin, Copenhague, Louisville, Milwaukee, Montréal, Nantes, Vancouver) où la politique d'espaces verts éclipse clairement les autres covariables du modèle statistique pour expliquer la gentrification. Dans ces villes, la politique en faveur des espaces verts se manifeste par une stratégie de communication et des efforts discursifs endossés tant par les promoteurs que les élus. Le qualificatif d'*intégrée* désigne les villes (Barcelone, Boston, Denver, Édimbourg, San Francisco, Seattle) où des changements de l'environnement bâti (réseau routier, nouveaux programmes)

auraient eu un effet sensiblement du même ordre que les efforts en faveur du verdissement. Dans le dernier cas, le terme de *facultative* renvoie à un rôle significatif mais minoritaire du verdissement (Détroit, Philadelphie, Washington). Pour 11 villes, majoritairement européennes, de l'échantillon, une configuration nette de gentrification verte n'est en revanche pas vérifiée. Si le constat ne découle parfois que d'un manque de données, la relation peut être robuste et négative. C'est le cas par exemple d'Amsterdam, de Portland ou de Baltimore. Dans ces villes, les programmes de renouvellements urbains n'ont pas forcément été accompagnés d'espaces verts tels qu'ici définis, ou ont été tournés vers d'autres facteurs d'attractivité : gare grande vitesse, spécialisation vers la haute technologie. Les auteurs soulignent également, pour les villes européennes, l'existence de pratiques limitant explicitement les effets d'éviction, comme des politiques publiques de soutien au logement social. Il apparaît enfin que la distance au centre-ville, également considérée dans l'analyse, peut être un facteur à prendre en compte pour affiner la typologie : les configurations les plus courantes des gentrifications vertes semblent être les opérations menées à proximité des centres historiques.

⏩ Des esthétiques inégalement partagées

Les aspects délétères d'une gentrification verte ayant été identifiés, une partie de la réflexion a été portée sur les compromis (ampleur, localisation, formes) à apporter dans la mise en œuvre d'aménagements verts. Un qualificatif s'est même très rapidement imposé pour désigner de telles stratégies : « juste assez vert » (*just green enough*) (Wolch *et al.*, 2014).

Il y a une autre raison à cette prudence : les bienfaits des forêts urbaines ne font pas toujours l'objet d'un consensus aussi universel qu'il y paraît. Discutant des desservices associés aux arbres urbains, Lyytimäki (2017) insiste sur l'intérêt d'une notion qui doit inciter à compléter l'approche alors très en vogue des services écosystémiques : d'une part, en historicisant et en donnant une épaisseur sociale à la qualification des services ; d'autre part, en atténuant l'optimisme souvent excessif porté sur le rôle des arbres en ville. Les desservices identifiés sont d'une nature assez diverse et plus ou moins objectivable (voir chapitre 5), engageant dans tous les cas de fortes considérations normatives. Les désaccords peuvent ainsi être marqués sur le fait de qualifier la relation à des arbres comme des desservices, dans la mesure où entrent en ligne des aspects en partie subjectifs et relationnels : critères esthétiques, appréhension du risque (crainte d'une chute de branche, perception de lieux comme criminogènes), maladies allergiques, interactions avec la faune.

Une étude menée à Grenoble (Tollis, 2013) expose ainsi la nature des freins à une patrimonialisation des arbres en milieu urbain. Il ressort de l'analyse, sur des courriers adressés au service municipal des espaces verts ainsi que *via* des entretiens avec les résidents et les gestionnaires, qu'une partie non négligeable des habitants peut considérer les arbres comme une nuisance. Cette opposition n'est pas absolue, mais cible les arbres comme une cause active de préjudices, tels que la présence de racines, d'une ombre excessive ou de la gêne associée à la présence d'animaux. Reprenant à Michel Lussault le terme d'« offense spatiale », Tollis montre comment les arbres interfèrent avec les spatialités de populations citadines qui leur attribuent à l'occasion des caractéristiques qu'ils veulent présenter comme anormales. Pris dans une exigence

d'écologisation des pratiques qui incite à plus de laisser-faire dans la gestion, les professionnels doivent alors argumenter et faire preuve de pédagogie : en défendant notamment leurs principes de gestion différenciée ou de « lâchers d'auxiliaires », mais plus généralement en rappelant le caractère vivant, et donc non fondamentalement prédictible, des arbres urbains.

Sur un temps plus long, ce sont probablement les contextes avec une expérience coloniale qui permettent d'illustrer le caractère dynamique de l'appréciation des arbres urbains (encadré 7.2).

Encadré 7.2. Dynamiques postcoloniales, les destins croisés du caïlcédrat et du neem

Arbre emblématique des savanes et des forêts sèches soudano-guinéennes, le caïlcédrat (*Khaya senegalensis*) a tôt été utilisé pour la qualité de son bois, lui valant la dénomination d'acajou du Sénégal. Essence favorite des forestiers coloniaux pour un usage en alignement, l'arbre est encore bien présent dans de nombreuses agglomérations d'Afrique de l'Ouest, surtout dans les quartiers historiquement les plus marqués par la présence coloniale (administrations, résidentiels huppés). Cet héritage est ambigu, car marqué par des disparités sociospatiales exacerbées. On comprend dès lors que le destin d'une végétation perçue comme « coloniale » ne soit pas allé de soi dans les décennies ayant suivi les indépendances (Taïbi *et al.*, 2021), ni pour le maintien de l'existant, ni pour son extension à l'identique dans des quartiers précédemment périphériques et « indigènes ». Et, de fait, un désinvestissement a souvent pu être observé pour les caïlcédrats urbains, comme dans les grandes villes du sud du Mali par exemple. L'arbre reste pourtant largement apprécié par les populations locales pour la qualité de son ombrage et ses usages médicinaux.

Les velléités de promotion de l'arbre en ville peuvent être plus informelles, se matérialisant par une dynamique de végétalisation des parcelles privées, mais aussi par des plantations d'alignements. Ces pratiques impliquent souvent des reports sur d'autres essences.

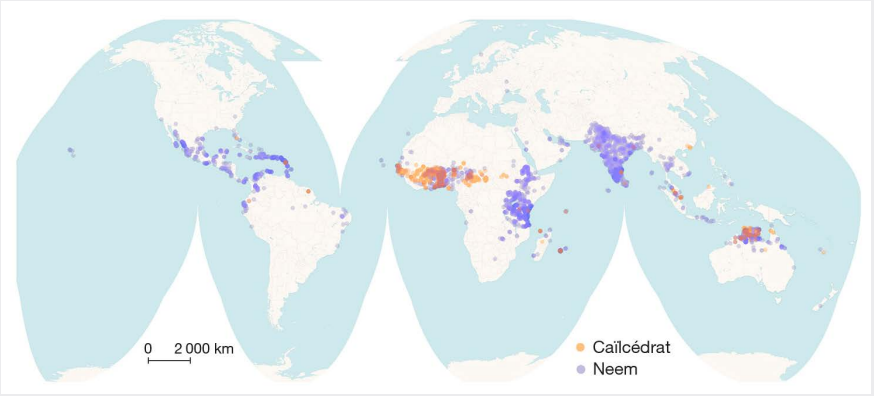


Figure 7.2. Occurrences géolocalisées du caïlcédrat (*Khaya senegalensis*) et du neem (*Azadirachta indica*) dans la base de données Global Biodiversity Information Facility (GBIF.org, mai 2023).

Un autre arbre de la famille des Méliacées incarne ainsi fortement une telle dynamique « par le bas » : le neem (*Azadirachta indica*). Originaire des forêts sèches d'Asie du Sud (avec une aire de répartition couvrant les régions frontalières actuelles de l'Inde, du Bangladesh et du Myanmar), il a tôt été approprié et cultivé, avec des usages multimillénaires attestés en médecine ayurvédique. Les forestiers britanniques l'ont, comme le caïlcédrat, assez vite identifié et en ont fait une intense promotion dans toutes les villes semi-arides sous leur influence. L'arbre est alors apprécié pour sa frugalité, sa pousse rapide et la qualité de son ombre. Sa trajectoire devient plus singulière dans la seconde partie du XX^e^ siècle du fait de deux caractéristiques : une action répulsive sur les moustiques (Ghosh *et al.*, 2012) soutenue par des pratiques vernaculaires d'utilisation des fruits ; l'activation d'un caractère invasif de l'espèce, facilité par une forte production de fruits, un enracinement profond et une capacité à recéper. Pour ces raisons, le neem est devenu omniprésent dans de nombreuses agglomérations tropicales semi-arides.

La configuration est tout autre dans le nord de l'Australie. Planté dans les années 1940 pour le bétail, le neem y a colonisé les espaces de savanes et les têtes de bassin versant. Plante ornementale des espaces résidentiels, il est classé dans les Territoires du Nord comme une adventice indésirable (*weed*) depuis 2014[(1)], signalant une volonté de contrôle, sinon d'éradication. Le caïlcédrat est un hôte plus récent (Atchison, 2021), choisi dans la ville de Darwin après un passage de cyclone en 1974. Les arbres adultes sont devenus des sujets d'inquiétude quand ils se sont révélés plus vulnérables à la casse et au chablis. Les dégâts d'un cyclone en 2018 ont acté la disgrâce des « acajous africains », dorénavant dépeints comme risqués et inadaptés à la région. Une telle opération de requalification-disqualification s'est faite, comme le remarque Atchison (2021), au prix d'une invisibilisation de variables contextuelles pourtant reconnues comme déterminantes dans la fabrique du risque d'un arbre urbain. Historique d'arrosage, profil pédologique, situation édaphique et élagage sont autant de signes d'un travail de maintenance non exclusivement humain que le débat sur l'acajou a eu tendance à évacuer. Qualité supposément innée du caïlcédrat, l'ombrage a pu glisser progressivement vers une appréhension beaucoup plus construite et ambivalente, quoique encore pas totalement attentive au contexte (Atchison, 2021). S'appuyant sur les recommandations de représentants de la nation aborigène Larrakia, Darwin a inclus le neem et les acajous africains dans une liste d'essences non recommandées à la plantation[(2)] — mais leur « remplacement » ne pourra être ni rapide, ni univoque ou indolore.

(1) https://nt.gov.au/environment/weeds/weeds-in-the-nt/A-Z-list-of-weeds-in-the-NT/neem
(2) https://www.darwin.nt.gov.au/sites/default/files/old_7_publications_files/trac_final_report-establishing_a_resilient_urban_forest_for_darwin.pdf

Dans une situation de préjudices et de traumatismes hérités, la promotion des forêts urbaines n'est donc pas neutre. La période post-Apartheid des villes sud-africaines est ainsi particulièrement marquée par de tels effets d'héritages (Shackleton et Gwedla, 2021). Safransky (2014) discute du cas emblématique de Détroit, ville ayant vu sa population baisser de moitié entre 1970 et 2010, en lien avec le déclin de son industrie automobile. Dans un contexte de réinvestissement et de réinvention d'une ville en déclin (*shrinking city*) à majorité afro-américaine, 100 000 parcelles vacantes ont été soumises en 2013 à une démarche de planification prévoyant de convertir les moins valorisables en une infrastructure verte et bleue. Un des projets les plus importants à avoir vu le jour est celui d'une forêt urbaine privée, constituée dans un premier temps

par des plantations de feuillus sur des terres vendues à bas prix par la ville, et potentiellement étendues ensuite par droit de préemption sur les parcelles voisines. Safransky propose de lire cette configuration comme celle d'une nouvelle frontière pour une accumulation capitalistique au sein de paysages post-industriels. Le processus reprend en effet la logique d'un colonialisme de peuplement qui supposait une appropriation exclusive et un effacement des pratiques locales préexistantes. Parmi les contre-propositions militantes à ces développements, une logique de recours aux communaux a pu se développer, par la forme notamment de fiducies foncières communautaires (*community land trusts*).

Le cas de Détroit a été l'objet de comparaisons avec d'autres villes, dont notamment celle de Berlin (Draus *et al.*, 2019). Les auteurs utilisent la notion de traumatisme historique pour désigner la façon dont un passé de violence peut laisser sa marque dans des lieux et des espaces, façonnant les expériences quotidiennes des populations urbaines. Considérant l'expérience de Berlin en la matière, ils défendent la démarche d'une réparation verte qui aspire à une « guérison des villes et des communautés grâce à la reconnaissance active des traumatismes passés, *via* la création d'espaces publics réparateurs et habilitants qui relient les domaines public et privé, qui sacralisent plutôt qu'ils n'effacent les souffrances passées et les blessures persistantes » (Draus *et al.*, 2019).

⏩ Favoriser l'arbre en ville, une politique en concurrence avec d'autres

Qu'elle soit pavée ou non d'aussi bonnes intentions, la promotion de la forêt urbaine n'en est pas moins devenue un objectif politique très consensuel dans de nombreuses métropoles au début du XXIe siècle. Parmi les raisons particulières d'un tel succès, il y a notamment une histoire de chiffres : c'est bien parce qu'ils sont faciles à dénombrer que les arbres représentent de si bons clients pour des attentes de « nature urbaine ». La sociologie de la quantification donne d'utiles clés de lecture sur cette situation (Demortain, 2019). Ce champ, largement initié en France par les travaux d'Alain Desrosières, a permis de mettre au jour les façons dont s'est construite socialement la centralité de la mesure dans les sociétés modernes. Documentant les effets pervers de la quantification (en tant qu'outil de pouvoir et de légitimation qui peut favoriser simplifications excessives, biais et stigmatisations), cette approche a également permis d'en explorer les résistances et les alternatives. Les conséquences d'une gouvernance par le chiffre sont bien documentées dans le cas de la lutte contre la criminalité : un recours accru aux indicateurs a pu conduire à faire glisser l'objectif de rendre compte vers des formes très simplifiées de la seule activité policière, ce qui en retour a pu alimenter une décorrélation entre l'orientation de cette activité et son efficacité réelle.

Ces enjeux sont présents dans le cas des forêts urbaines, pour lesquelles il existe une tentation pour la commande politique de s'en remettre à des objectifs chiffrés simples : « un million d'arbres » est par exemple plus aisément communicable et appréhendable que des hectares ou des TeqCO_2 (tonnes équivalent CO_2). Pour un service ayant à répondre à une telle commande, les arbitrages spatiaux et temporels sont alors conséquents : choisir où favoriser l'infrastructure arborée, décider de ce qui ne sera pas fait, planter plutôt que mettre en défens, convaincre de la suite en commençant vite et fort. On peut donc comprendre dans ce contexte que certaines propositions techniques

prometteuses aient pu faire converger des attentes parfois déraisonnables. C'est probablement l'une des raisons de la vogue, dans des villes européennes au climat tempéré, pour les microforêts Miyawaki (voir chapitre 3).

Travaillant sur la démarche de planification stratégique initiée par la ville de New York lors du deuxième mandat de Michael Bloomberg (PlaNYC 2030), Lindsay J. Campbell (2017) a pu analyser finement les interrelations et les formes de négociations qui ont pu se jouer entre les programmes de foresterie et d'agriculture urbaine. Les arbres étaient particulièrement présents dans le plan présenté en 2007 : la campagne emblématique MillionTreesNYC fixait 2017 comme horizon temporel, avec une logique de plantation tournée en partie vers des partenaires communautaires et privés. Cette stratégie avait également une rationalité économique : en se reportant sur l'arbre, tout particulièrement sous une forme d'alignements, elle ciblait un foncier déjà majoritairement soustrait à la construction. Cela n'était pas le cas d'autres options tournées vers l'usage, voire la préemption de parcelles non bâties, qui se seraient révélées plus ambitieuses mais aussi plus onéreuses.

Cette configuration n'est pas restée statique car une dimension agricole de PlaNYC 2030, absente dans sa première version, a été incorporée à partir de 2011, suite à une intense mobilisation de groupes civiques et de figures élues autour de la question alimentaire. La question foncière étant particulièrement exacerbée dans ce contexte, les efforts collectifs en faveur d'une agriculture urbaine se sont consacrés à la quête d'espaces cultivables : toits, occupations temporaires, etc. Ceci a notamment impliqué l'identification préalable et l'occupation militante de parcelles vacantes dans l'agglomération, avec un argumentaire convoquant la justice alimentaire et le droit à la ville.

⏩ Ces marginalités que la végétation permet de cacher

Si la végétation forestière prodigue de l'ombre, elle a aussi toujours fourni de l'occultation aux pratiques humaines. En témoigne la longue histoire d'un imaginaire occidental associant les forêts à des marginalités sociales. Cette vision s'incarne notamment dans la figure ambiguë du *Waldgänger*, « celui qui s'en va dans la forêt », en tant qu'individu voulant ainsi « échapper aux contraintes d'une vie hyper-socialisée et sortir des conventions établies, des dogmes, de l'enlisement des idéologies » (White, 1994). Elle a également alimenté des réflexions voulant voir les forêts comme un support particulièrement propice au déploiement d'espaces de luttes militantes (Vidalou, 2017).

Parce que les forêts urbaines sont matériellement accessibles et symboliquement investies par les populations citadines, ces marginalités peuvent s'y manifester dans des dimensions variées : socio-économiques, légales, sexuelles (chapitre 5 de Mathis et Pepy, 2017). On peut illustrer cette complexité par le cas du bois de Vincennes, propriété de la Ville de Paris depuis 1860 et rattaché au territoire de son 12e arrondissement depuis 1929. Initialement préservé de l'urbanisation par sa qualité de chasse royale, ce bois a été l'objet de nombreux aménagements (notamment militaires et universitaires) au caractère plus ou moins transitoire. Il a néanmoins eu un usage continu en tant que lieu de promenade pour les populations parisiennes et banlieusardes depuis le XVIIIe siècle. On peut noter la grande précarité et les sexualités fugitives parmi les enjeux qui ont été associés récemment à cette fréquentation. Leroy (2012) a documenté comment des secteurs du bois ont pu devenir des espaces pour des rencontres homosexuelles masculines, en tant que lieux de drague et de pratiques sexuelles furtives, le plus souvent anonymes.

Suffisamment accessible et explicite pour permettre des rencontres qui n'étaient pas encore médiées par des applications sur téléphone, cette déclinaison d'une centralité urbaine homosexuelle s'est maintenue dans une certaine invisibilité vis-à-vis des autres promeneurs et des forces de l'ordre. Les déplacements des pratiques, sous contrainte de discrétion et d'évitement des répressions policières, ont ainsi créé une géographie sociale particulière au sein de l'espace public. Cette configuration mouvante en réponse à une posture répressive n'est toutefois pas systématique : d'autres métropoles d'Europe du Nord ont en ce sens des politiques plus volontaristes (avec des zonages spécifiques, tel le Vondelpark d'Amsterdam) ou permissives.

Un autre usage documenté par la recherche est l'occupation du bois par les personnes sans domicile fixe (SDF) (Grésillon *et al.*, 2014 ; Lion, 2014) : une centaine d'individus ont pu y établir une présence à l'année par un recours à des habitats de fortune. Ce recours au bois est le plus souvent un choix très assumé par ces populations en grande précarité. S'inscrivant dans une quête de dignité et de stabilité, il est perçu comme une amélioration par rapport à la rue ou aux hébergements d'urgence (Lion, 2014). Pour les gestionnaires supposés assurer au bois des fonctions récréatives et écologiques, cette présence est une source de complexité. Il s'avère toutefois que les tentes et les cabanes ont été préférentiellement installées sur les parcelles les plus touchées par les dégâts de tempêtes survenues en 1999. Or l'objectif sur ces secteurs est d'y favoriser la régénération naturelle, ce qui suppose un sous-bois important qui assure justement occultation et sécurité aux campements. Une forme de compromis a dès lors pu s'instaurer progressivement entre les gestionnaires et les habitants précaires de la forêt (Grésillon *et al.*, 2014). Dans ce cas précis, l'ambivalence des pouvoirs publics peut donc amener à pérenniser une forme de tolérance pour des occupations illicites sur des espaces en gestions durables, d'autant que le schéma directeur du bois de Vincennes a pour objectif principal d'affirmer une dimension forestière, ce qui passe par un travail sur la sylviculture, les ambiances et les cheminements[33]. Ces formes de compromis sont parfois plus difficiles à trouver, notamment lorsque les populations riveraines d'une forêt urbaine associent sa fréquentation à des préoccupations de sécurité personnelle. Les théories liant végétation et criminalité sont en effet partiellement contradictoires, l'effet occultant « criminogène » étant généralement opposé aux bienfaits plus indirects de la présence d'un cadre végétalisé. Les situations d'insécurité prospérant sur des forêts urbaines ont pu être débattues (Locke *et al.*, 2017 ; Sreetheran et van den Bosch, 2014). Des principes d'aménagement spécifiques, dits « CPTED » (*crime prevention through environmental design*), ont de ce fait été proposés, avec une gestion de la végétation ainsi orientée vers la réduction des risques, que ceux-ci soient mesurés ou perçus. Cela ne suppose pas tant une absence de sous-bois que le maintien de formes d'intervisibilités à partir des cheminements privilégiés (Wolf, 2017).

⏩ Le sort des arbres interpelle toujours les populations citadines

Les arbres urbains sont soumis à des stress intenses et à des changements de fortunes liés à des décisions humaines : à ce titre, ils meurent… et dans l'ensemble plus vite que dans des contextes forestiers plus isolés. La disparition d'un individu, qu'elle soit le fruit

33. https://www.apur.org/fr/nos-travaux/propositions-un-schema-directeur-bois-vincennes-actualisation

d'un dépérissement progressif ou d'un abattage préemptif, produit une forme d'interpellation (Robbins, 2007) auprès des populations riveraines, ce qui peut développer en retour des affects particuliers ou des réponses beaucoup plus explicites.

Un exemple historique est sans doute à trouver dans les arbres de la liberté évoqués plus haut. Plantés en hâte sur des places publiques aux débuts de la Révolution française, ces arbres ont vite subi des pertes importantes. Dans le contexte d'un fort investissement symbolique qui devait les amener à incarner les espoirs du nouveau régime, ces mortalités étaient problématiques (Pacini, 2020). Les arbres étaient de surcroît dans certains secteurs la cible d'un vandalisme contre-révolutionnaire, ce qui déclencha une répression féroce. La convention nationale missionna son sous-comité à l'agriculture pour envisager les moyens de leur survie et de leur extension. C'est à cette occasion que les débats s'orientèrent vers la promotion d'arbres américains en complément de ces premiers arbres (Ginter et Hautdidier, 2022).

Au cours du XIX^e^ siècle, plusieurs cycles d'engouement et de réaction s'enchaînent. Les arbres sont largement arrachés sous la Restauration, mais bénéficient de vagues de plantations lors des révolutions suivantes (1830, 1848, 1870) et de leurs anniversaires (1889, 1892, 1989…). L'épisode le plus symptomatique de ces tensions se déroule en 1850, lorsque le préfet de Paris ordonne l'abattage total des arbres de la liberté plantés deux ans plus tôt lors de la révolution de 1848. La manœuvre est interprétée par la population parisienne comme le signe d'un tournant autoritaire de celui qui n'est alors que le président Bonaparte. Il s'en faut alors de peu pour que les protestations publiques à l'abattage ne dégénèrent en émeutes sanglantes (figure 7.3).



Figure 7.3. Honoré Daumier, *Le Charivari,* 5 février 1850 : « *Comment ! Pas un ami pour lui crier : cassecou !* » Le 24 février fait référence au jour de la promulgation de la II^e^ république en 1848.

Lorsque les dépérissements se font plus systématiques, des efforts massifs peuvent être portés sur des moyens de lutte. Mais en cas d'échec, tout l'enjeu consiste alors à faire avec cette mortalité « déjà là » : enrayer les pertes, envisager les reconstitutions sous d'autres modalités, faire avec le sentiment de perte.

La disparition des ormes est sur ce plan un des événements qui aura le plus marqué les paysages urbains d'Europe et d'Amérique du Nord (Campanella, 2003). Maladie fongique introduite accidentellement aux Pays-Bas en 1919 puis aux États-Unis en 1928, la graphiose de l'orme (*Ophiostoma* sp.) s'y est en effet propagée avec une grande vitesse, par le biais d'un coléoptère, le grand scolyte de l'orme (*Scolytus scolytus*). Dans les années 1950 et 1960, la graphiose de l'orme a atteint son apogée aux États-Unis, éradiquant ce qui formait un composant essentiel des infrastructures vertes des villes de la Nouvelle-Angleterre. Malgré des efforts notables dans la quête de régulateurs biologiques puis de cultivars résistants, la disparition des ormes urbains s'est également poursuivie en Europe.

Cet événement traumatique a largement influé sur les trajectoires paysagères des régions concernées, orientant le débat sur la nature du portfolio des essences de reboisement. Pour de nombreuses villes américaines, l'urgence liée à la reconstitution post-orme n'a souvent pas amené un moment de réflexion : si des critères de praticité ont alors pu prévaloir sur les arguments de la diversification, ces choix ont pu être réexaminés plusieurs décennies plus tard au prisme de leurs éventuels biais (encadré 7.3). Par ailleurs, de grandes disparités entre villes et quartiers ont pu être observées dans l'intensité des efforts de reconstitution des alignements arborés.

Encadré 7.3. Fruits ou allergie ? La controverse du « sexisme botanique »

On doit à l'horticulteur américain Tom Ogren d'avoir avancé qu'une tendance lourde dans la sélection des végétaux urbains aurait été la préférence, « pour des raisons de commodité, [à sélectionner] de plus en plus d'arbustes, d'arbres et d'autres plantes pour leurs caractéristiques "sans déchets", c'est-à-dire de type mâle et produisant peu ou pas de graines ou de fruits » (Ogren, cité dans Cariñanos et Casares-Porcel, 2011). Cette proposition forte a largement dépassé son initiateur après avoir été reprise sur de nombreux médias sociaux au tournant des années 2020.

Pour excessive qu'elle puisse avoir été jugée, la thèse s'appuie toutefois sur des éléments tangibles particulièrement vérifiés sur de nombreuses villes américaines : importance des espèces dioïques dans les assemblages arborés de villes du sud du pays (*Salix, Schinus, Acer, Morus, Ginkgo, Juniperus* ainsi que *Phoenix*), tendance pour des espèces monoïques ou hermaphrodites à orienter l'offre des cultivars vers une large dominance de fleurs mâles ou une absence de fruits. Galle *et al.* (2021) rappellent ainsi que l'espèce la plus représentée dans la base de données GUTI (voir la section « La composition en essences d'arbres des forêts urbaines », dans le chapitre 3) est le ginkgo (*Ginkgo biloba*), qui n'est présent en ville que sous la forme de plants mâles.

La conséquence de ce « sexisme botanique » pourrait être un accroissement du risque allergique pour les populations citadines (voir chapitre 5). Ce processus est cependant très loin d'être universellement observé : dans le cas de New York, un échantillonnage des grains de pollen ne montre pas de dominance des arbres mâles les plus allergéniques (Katz, 2023).

Heynen *et al.* (2006) évoquent ainsi comment les conséquences de la graphiose combinées à des dégâts de tempête ont pu interagir dans le Milwaukee des années 1950-1960 pour aboutir à des trajectoires très contrastées selon la composition ethno-raciale dominante des quartiers.

Des travaux récents ont abordé les sentiments de perte associés à la disparition d'arbres urbains, en montrant que leur réalité était à la fois individuelle et collective. S'appuyant sur l'expérience originale de la ville de Melbourne, qui avait attribué des adresses électroniques individuelles à ses arbres d'alignement pour recueillir des demandes d'entretien, Phillips *et al.* (2023) analysent les archives des courriels envoyés aux arbres morts. Mobilisant le concept de « complainte », ils montrent ainsi que le propos de ces messages dépasse le cadre d'un simple « deuil », en visant à agir sur le sentiment de perte de quatre manières : en faisant ressentir la perte, en en rendant compte, en la partageant, en en montrant les conséquences spatiales. Ce faisant, la complainte « expose et ordonne la perte, de manière à recréer des liens, à susciter l'empathie et à s'engager dans la critique sociale » (Phillips *et al.*, 2023). En cela, ces pratiques sont assez représentatives des façons dont le rapport au vivant a été reconsidéré au sein de sociétés urbaines prenant progressivement la mesure de notre basculement collectif dans l'Anthropocène.

⏩ Changements de regards, esthétiques alternatives

Dans un tel contexte, de nombreux changements de regards se sont opérés au cours des dernières décennies sur des espaces, des milieux et des espèces qui en contexte urbain avaient auparavant été largement disqualifiées pour leur caractère banal, transitoire, rudéral, invasif ou féral…

Les friches urbaines incarnent particulièrement ce mouvement. Leur requalification a pu se faire sur un plan naturaliste, avec la reconnaissance de niveaux notables de biodiversité et des débats disciplinaires autour de concepts dédiés. Mais c'est aussi sur une dimension sensible, et tout particulièrement esthétique, que leur réappréciation s'est également effectuée (Di Pietro et Robert, 2021 ; Gandy, 2013b ; Scapino, 2016). Ces retournements de perspective ont été largement intégrés dans les propositions des paysagistes contemporains, dont Gilles Clément est — avec ses principes du « jardin en mouvement » — un des représentants les plus influents. Une réalisation particulièrement commentée est ainsi celle de l'île Derborence, dans le parc Henri-Matisse à Lille : une forêt inaccessible au public, installée à 7 m de haut sur une structure en béton. Incarnant une forme de « tiers paysage », le projet est présenté comme l'expérimentation d'une jachère urbaine en libre évolution. L'île ne prétend toutefois pas singer la reconstitution d'une quelconque forêt primaire, ne serait-ce que du fait du poids des critères esthétiques dans le choix de l'assemblage initial des espèces (Gandy, 2013a). Ce regard en partie provocateur s'est inscrit dans un mouvement plus large du paysagisme qui a accompagné la pensée d'un retour de forêts dans la ville post-industrielle.

Si les réalisations de ce type ont été assez largement influentes en Europe pour contribuer à y dépasser l'héritage des embellissements modernistes, qu'en est-il dans d'autres régions du monde ? L'intérêt en Chine pour les forêts urbaines a été tardif, une revue de l'état de l'art (Li *et al.*, 2005) reconnaissant à Taïwan la primauté des efforts en la matière. Au début des années 2000, plusieurs métropoles chinoises avaient mis en place des stratégies de promotion de leurs forêts urbaines, selon des

configurations variées : ville-forêt, cité-jardin ou ceinture forestière, logique de bioéconomie. Commentant les embellissements urbanistiques initiés sur la même période dans un contexte d'ouverture, Yu et Padua (2007) constatent toutefois un tableau dominé par une superficialité dans les codes esthétiques et les pratiques. À l'occasion des Jeux olympiques de 2008, la plantation massive d'arbres semi-adultes dans Pékin et ses environs a été très contre-productive : une demande largement supérieure aux capacités des pépinières a abouti à de forts prélèvements dans les forêts et à une surmortalité des plants. Pour autant, certains exemples d'aménagements innovants, signe d'un changement de regard, ont aussi été initiés. Ainsi la ville de Zhongshan a-t-elle pu aménager dès 2002 un parc public sur le site d'un chantier naval fraîchement fermé, combinant végétalisation et rapport mémoriel explicite à un patrimoine industriel de la période Mao.

Dans la veine d'une esthétique plus explicitement dérangeante, Laurian *et al.* (2021) ont avancé une vision « transgressive » de la forêt urbaine. La démarche se démarque d'un urbanisme écologique qui semble vouloir poursuivre une économie de la promesse tournée vers l'intégration des villes dans les écosystèmes naturels, en valorisant notamment l'arbre dans des environnements « olmstediens » supposément maîtrisés et à l'ambiance pastorale rassurante. Le modèle de forêt urbaine proposé vise au contraire à utiliser les arbres comme des provocateurs environnementaux, en combinant différentes interventions paysagères ayant pour intention de « déconcerter, réveiller et provoquer » (Laurian *et al.*, 2021). Un élargissement de la palette des processus écologiques est recherché par un accompagnement des adventices, la mise en place de jachères et d'espaces favorisant les processus de décomposition. C'est sur les arbres que la rupture est la plus forte, avec une proposition d'implantations de « tessons forestiers » (*forest shards*). Placés telles des fissures en biais dans les espaces publics, ils empiètent sur les bordures des rues, des trottoirs et des espaces de stationnement, remettant en cause les attentes habituelles pour des alignements, des symétries et des agencements curvilinéaires. L'ambition d'une telle esthétique écologique est de faire partager d'une manière honnête la puissance et la fragilité des dynamiques végétales à l'heure de l'Anthropocène. Toute la gageure de la proposition réside alors dans le maintien pour ces végétalisations d'un certain niveau de services écosystémiques, d'accessibilité et de sécurité.

La quête d'un rapport sensible alternatif aux forêts urbaines peut aussi être le moyen d'y expérimenter des formes de lutte. C'est ce que l'architecte Feda Wardak et le cinéaste Romain Rampillon ont choisi de documenter, à près de 15 km de Paris, par un suivi au long cours de pratiques marginales dans la forêt de Bondy. Issus de la commune voisine de Clichy-Montfermeil, les habitants filmés expérimentent des formes de liberté dans des espaces forestiers qui restent pour eux un refuge face à l'intensité des processus de rénovation urbaine qui frappent une banlieue enrôlée dans les échéances du Grand Paris et des Jeux olympiques de 2024. Parmi les individus suivis, deux adolescents investissent une grande part de leur temps libre à fabriquer ainsi des cabanes temporaires en haut des arbres : « La forêt est un intérieur dans lequel ils éprouvent un sentiment d'appartenance. Dans cette cabane, ils échappent à différentes formes d'autorité ou de violence (que ce soit les démolitions dans la ville, l'école, les parents, la police ou les grands frères) » (Wardak et Rampillon, 2023). À l'ombre de la ville et du zèle des gestionnaires, cette forêt urbaine est le support d'une résistance qui, pour fragile et élusive qu'elle soit, n'en reste pas moins politique.

Références bibliographiques

Anguelovski I., Connolly J.J.T., Cole H., Garcia-Lamarca M., Triguero-Mas *et al.*, 2022. Green gentrification in European and North American cities. *Nature Communications*, 13 (1), 3816. https://doi.org/10.1038/s41467-022-31572-1

Atchison J., 2021. Shady work: African mahogany (*Khaya senegalensis*), cyclones and green urban futures in Darwin, Australia. *In: The Work That Plants Do* (M. Ernwein, F. Ginn, J. Palmer, eds), Bielefeld, Transcript Verlag, 149-162.

Blanchon-Caillot B., 2007. Pratiques et compétences paysagistes dans les grands ensembles d'habitation, 1945-1975. *Strates. Matériaux pour la recherche en sciences sociales*, (13).

Bourdu R., 1999. *Histoires de France racontées par les arbres*, Ulmer.

Campanella T.J., 2003. *Republic of Shade: New England and the American Elm*, Yale University Press.

Campbell L.K., 2017. *City of Forests, City of Farms: Sustainability Planning for New York City's Nature*, Cornell University Press.

Cariñanos P., Casares-Porcel M., 2011. Urban green zones and related pollen allergy: A review. Some guidelines for designing spaces with low allergy impact. *Landscape and Urban Planning*, 101 (3), 205-214. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.03.006

Chen Y., Yue W., La Rosa D., 2020. Which communities have better accessibility to green space? An investigation into environmental inequality using big data. *Landscape and Urban Planning*, 204, 103919. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2020.103919

Clerval A., Fleury A., 2009. Politiques urbaines et gentrification, une analyse critique à partir du cas de Paris. *L'Espace politique. Revue en ligne de géographie politique et de géopolitique*, (8).

Cronon W., 1991. *Nature's Metropolis. Chicago and the Great West*, New York London, WW Norton & Comany.

Crow T., Brown T., De Young R., 2006. The Riverside and Berwyn experience: Contrasts in landscape structure, perceptions of the urban landscape, and their effects on people. *Landscape and Urban Planning*, 75 (3), 282-299. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2005.04.002

Dacheux-Auzière B., Marco A., Petit-Berghem Y., 2015. Prise en compte de la diversité végétale arborée chez les paysagistes. Trois siècles d'histoire des jardins entre tradition et renouveau. *Projets de paysage. Revue scientifique sur la conception et l'aménagement de l'espace*, (13).

Demortain D., 2019. Les jeux politiques du calcul. Sociologie de la quantification dans l'action publique. *Revue d'anthropologie des connaissances*, 13, (4), 953-972. https://doi.org/10.3917/rac.045.0953

Di Pietro F., Robert A., 2021. *Urban Wastelands*, Springer.

Draus P., Haase D., Napieralski J., Roddy J., Qureshi S., 2019. Wounds, ghosts and gardens: Historical trauma and green reparations in Berlin and Detroit. *Cities*, 93, 153-163. https://doi.org/10.1016/j.cities.2019.05.002

Eisenman T.S., 2013. Frederick Law Olmsted, green infrastructure, and the evolving city. *Journal of Planning History*, 12 (4), 287-311. https://doi.org/10.1177/1538513212474227

Forestier J.C.N., 1906. *Grandes villes et systèmes de parcs*, Paris, Hachette et Cie.

Galle N.J., Halpern D., Nitoslawski S., Duarte F., Ratti C. *et al.*, 2021. Mapping the diversity of street tree inventories across eight cities internationally using open data. *Urban Forestry and Urban Greening*, 61, 127099. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2021.127099

Gandy M., 2013a. Entropy by design: Gilles Clément, Parc Henri Matisse and the limits to avant-garde urbanism. *International Journal of Urban and Regional Research*, 37 (1), 259-278. https://doi.org/10.1111/j.1468-2427.2012.01164.x

Gandy M., 2013b. Marginalia: Aesthetics, ecology, and urban wastelands. *Annals of the Association of American Geographers*, 103 (6), 1301-1316. https://doi.org/10.1080/00045608.2013.832105

Ghosh A., Chowdhury N., Chandra G., 2012. Plant extracts as potential mosquito larvicides. *Indian Journal of Medical Research*, 135 (5), 581-598.

Ginter Z., Hautdidier B., 2022. The 'gift of the new world': Retelling the trajectories of black Locust in France. *Journal of Historical Geography*, 78, 115-125. https://doi.org/10.1016/j.jhg.2022.06.001

Grésillon É., Amat J.-P., Tibaut A., 2014. Les « sans domicile fixe » du bois de Vincennes : une précarité dans des espaces de durabilité. *Géocarrefour*, 89 (4), 261-269.

Harvey D., 2003. *Paris, Capital of Modernity*, NY & Londres, Routledge.

Heynen N., Perkins H.A., Roy P., 2006. The political ecology of uneven urban green space: The impact of political economy on race and ethnicity in producing environmental inequality in Milwaukee. *Urban Affairs Review*, 42 (1), 3-25.

Jonnes J., 2017. *Urban Forests: A Natural History of Trees and People in the American Cityscape*, Penguin.

Kalaora B., Savoye A., 1985. *La forêt pacifiée. Sylviculture et sociologie au XIXe siècle*, Paris, L'Harmattan.

Katz D.S.W., 2023. The potential effects of tree planting on allergenic pollen production in New York City. *bioRxiv*, 2023.2004.2011.536416. https://doi.org/10.1101/2023.04.11.536416

Kitchen L., 2013. Are trees always 'good'? Urban political ecology and environmental justice in the Valleys of South Wales. *International Journal of Urban and Regional Research*, 37 (6), 1968-1983. https://doi.org/10.1111/j.1468-2427.2012.01138.x

Kull C.A., 2017. Forest transitions: A new conceptual scheme. *Geographica Helvetica*, 72 (4), 465-474. https://doi.org/10.5194/gh-72-465-2017

Laurian L., 2019. Planning for street trees and human-nature relations: Lessons from 600 years of street tree planting in Paris. *Journal of Planning History*, 18 (4), 282-310. https://doi.org/10.1177/1538513218820525

Laurian L., Sternberg E., Voigt da Mata N., 2021. The transgressive urban forest: An ecological aesthetic for the Anthropocene. *Journal of the American Planning Association*, 1-8. https://doi.org/10.1080/01944363.2021.1975556

Leroy S., 2012. « Tu cherches quelque chose ? ». Ethnogéographie de la drague et des relations sexuelles entre hommes dans le bois de Vincennes. *Géographie et cultures*, (83).

Li F., Wang R., Liu X., Zhang X., 2005. Urban forest in China: Development patterns, influencing factors and research prospects. *International Journal of Sustainable Development and World Ecology*, 12 (2), 197-204. https://doi.org/10.1080/13504500509469630

Lion G., 2014. En quête de chez-soi. Le bois de Vincennes, un espace habitable ? *Annales de géographie*, 697 (3), 956-981. https://doi.org/10.3917/ag.697.0956

Locke D.H., Han S., Kondo M.C., Murphy-Dunning C., Cox M., 2017. Did community greening reduce crime? Evidence from New Haven, CT, 1996-2007. *Landscape and Urban Planning*, 161, 72-79. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2017.01.006

Lyytimäki J., 2017. Disservices of urban trees. *In: Routledge Handbook of Urban Forestry* (F. Ferrini, C.C. Konijnendijk van den Bosch, A. Fini, eds), London, Routledge, 164-176.

Mansfield B., Biermann C., McSweeney K., Law J., Gallemore C. *et al.*, 2014. Environmental politics after nature: Conflicting socioecological futures. *Annals of the Association of American Geographers*, 105 (2), 284-293. https://doi.org/10.1080/00045608.2014.973802

Mathis C.-F., Pépy E.-A., 2017. *La ville végétale. Une histoire de la nature en milieu urbain (France, XVIIe-XXIe siècle)*, Champ Vallon.

Meyfroidt P., Roy Chowdhury R., de Bremond A., Ellis E.C., Erb K.H. *et al.*, 2018. Middle-range theories of land system change. *Global Environmental Change*, 53, 52-67. https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2018.08.006

Nowak D.J., Ellis A., Greenfield E.J., 2022. The disparity in tree cover and ecosystem service values among redlining classes in the United States. *Landscape and Urban Planning*, 221, 104370. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2022.104370

Pacini G., 2018. « La Tige Monarchique [et] l'Arbre de la République » : Trees and the body politic in Revolutionary France. *Journal for Eighteenth-Century Studies*, 41 (3), 407-425. https://doi.org/10.1111/1754-0208.12559

Pacini G., 2020. « Une Sève Nouvelle et Pure » : Tree sap and the regeneration of the Nation in French Revolutionary discourse and practice. *Eighteenth-Century Studies*, 53 (3), 409-427. https://doi.org/10.1353/ecs.2020.0039

Phillips C., Atchison J., Straughan E., 2023. The power of lament: Reckoning with loss in an urban forest. *Environment and Planning E: Nature and Space*, 0 (0), 25148486231153329. https://doi.org/10.1177/25148486231153329

Quinton J., Nesbitt L., Sax D., 2022. How well do we know green gentrification? A systematic review of the methods. *Progress in Human Geography*, 46 (4), 960-987. https://doi.org/10.1177/03091325221104478

Reigner H., 2013. *Sous les pavés de la qualité urbaine. Gouvernement des territoires, gouvernement des conduites et formes renouvelées de la domination dans la ville néohygiéniste*, Institut d'études politiques de Paris. https://theses.hal.science/tel-00842289

Robbins P., 2007. *Lawn People. How Grasses, Weeds, and Chemicals Make Us Who We Are*, Temple University Press.

Safransky S., 2014. Greening the urban frontier: Race, property, and resettlement in Detroit. *Geoforum*, 56, 237-248. https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2014.06.003

Scapino J., 2016. De la friche urbaine à la biodiversité : ethnologie d'une reconquête (La petite ceinture de Paris). Museum national d'histoire naturelle, MNHN Paris. https://theses.hal.science/tel-01449578

Sénécal G., 2004. Nature métropolitaine : une écologie sous tension. *Cosmopolitiques*, (7).

Shackleton C.M., Gwedla N., 2021. The legacy effects of colonial and apartheid imprints on urban greening in South Africa: Spaces, species, and suitability. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 8. https://doi.org/10.3389/fevo.2020.579813

Sirigotis J., 2019. Nature's Metropolis. *The Wiley Blackwell Encyclopedia of Urban and Regional Studies*, 1-5.

Smart N., Eisenman T.S., Karvonen A., 2020. Street tree density and distribution: An international analysis of five capital cities. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 8. https://doi.org/10.3389/fevo.2020.562646

Sreetheran M., van den Bosch C.C.K., 2014. A socio-ecological exploration of fear of crime in urban green spaces: A systematic review. *Urban Forestry and Urban Greening*, 13 (1), 1-18. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2013.11.006

Taïbi A., El Hannani M., Rejo-Fienena F., 2021. Évolution actuelle du modèle urbain colonial français à travers la place et les fonctions du végétal dans la ville de Toliara (Sud-Ouest Madagascar). *VertigO, la revue électronique en sciences de l'environnement*, 21 (1), 1-22. https://doi.org/doi.org/10.4000/vertigo.31269

Tollis C., 2013. Pour le meilleur et pour le pire ! Les arbres en ville peuvent-ils faire patrimoine ? Analyse des spatialités concurrentes arbres-riverains à Grenoble. *VertigO, la revue électronique en sciences de l'environnement* (hors-série 16).

Vidalou J.-B., 2017. *Être forêts. Habiter des territoires en lutte*, Paris, La Découverte.

Von Thünen J.H., 1851 [1826]. *Recherches sur l'influence que le prix des grains, la richesse du sol et les impôts exercent sur les systèmes de culture*, Guillaumin.

Wardak F., Rampillon R., 2023. Bondy forest: Resistance from the wooded margins. *The Funambulist*, (47), 74-78.

White K., 1994. Philosophie de la forêt. *In : Carnet n° 1*, Bruxelles, Atelier du Héron, 72.

Wolch J.R., Byrne J., Newell J.P., 2014. Urban green space, public health, and environmental justice: The challenge of making cities 'just green enough'. *Landscape and Urban Planning*, 125, 234-244. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.01.017

Wolf K.L., 2017. Social aspects of urban forestry and metro nature. *In: Routledge Handbook of Urban Forestry* (F. Ferrini, C.C. Konijnendijk van den Bosch, A. Fini, eds), London, Routledge, 65-81.

Yu K., Padua M., 2007. China's cosmetic cities: Urban fever and superficiality. *Landscape Research*, 32, 255-272. https://doi.org/10.1080/01426390701231820

Zuniga-Teran A.A., Gerlak A.K., Elder A.D., Tam A., 2021. The unjust distribution of urban green infrastructure is just the tip of the iceberg: A systematic review of place-based studies. *Environmental Science and Policy*, 126, 234-245. https://doi.org/10.1016/j.envsci.2021.10.001

Conclusion

Quelle forêt urbaine pour les villes de demain ?

Alain Paquette, Serge Muller, Bastien Castagneyrol

Nous avons vu dans les chapitres précédents à quel point les arbres sont importants en milieu urbain. D'abord pour les humains, dont la majorité vit désormais en ville, mais aussi pour une multitude d'organismes plus ou moins étroitement associés aux arbres (voir chapitre 2), toute cette biodiversité, évidente ou discrète, visible ou invisible, mais souvent simplement invisibilisée par nos modes de vie. Les arbres sont là, presque omniprésents en ville (voir chapitre 3). C'en serait presque leur principal défaut. Pour la majorité des habitants des villes, ce sont des compagnons de vie que l'on ne voit plus, que l'on tient pour acquis. Beaucoup ne prennent conscience de la présence d'un arbre que lorsque celui-ci est abattu ou qu'il cause des désagréments. C'était le défi de cet ouvrage : dépasser le paradoxe apparent de la connaissance sur les arbres des villes, étudiés par les scientifiques de toutes disciplines, mais trop mal connus de celles et ceux qui les côtoient et qui ont la responsabilité de construire la ville avec et autour d'eux.

Les changements climatiques se sont immiscés dans chacun des chapitres. Pourtant, nous ne les avions pas convoqués dans l'introduction générale de cet ouvrage. Tous les auteurs y ont fait référence pour souligner l'importance du couple arbre-climat pour l'humain. C'est peut-être la prise de conscience de l'exacerbation des effets des changements climatiques dans l'environnement minéral de la ville qui a permis aux personnes qui y vivent et aux autorités qui la gèrent et la dessinent de prendre conscience de l'importance cruciale des arbres et de la forêt urbaine (voir chapitre 7). Ensemble, ils sont un levier essentiel pour l'aménagement des villes dans une perspective de vie durablement agréable à l'échéance de la fin du XXI^{e} siècle, et même déjà en 2050.

Pourtant, ces arbres, dont nous sommes et serons de plus en plus dépendants pour notre santé et notre bien-être, sont eux-mêmes victimes des changements climatiques. Nous voyons déjà en effet les ravages que peuvent faire certains stress urbains, agents pathogènes et ravageurs sur la santé des arbres (voir chapitre 6), et les effets sur notre santé et notre bien-être (voir chapitre 5). Une modélisation récente réalisée sur 93 villes européennes a mis en évidence qu'un tiers des 6 700 décès attribués au réchauffement des températures en 2015 aurait pu être évité si l'indice de canopée de ces villes avait été de 30 % (Iungman *et al.*, 2023) (voir chapitre 5). Alors que l'on nous prédit une dépendance plus forte encore à ces géants tranquilles dans un avenir proche, si l'on ne fait rien pour les protéger et améliorer leur tolérance et résilience,

nous n'en aurons pas plus, mais moins. Il ne s'agit pas seulement de s'inquiéter ou de se battre pour l'avenir individuel de tel ou tel arbre, si remarquable soit-il. Il s'agit de changer d'échelle et d'adopter une approche systémique de l'arbre en ville, de la rue à la métropole en passant par le quartier. C'est un enjeu de santé individuelle et sociale.

Alors, quelle forêt urbaine voulons-nous pour les villes de demain ?

La question est essentielle. Le pronom « nous » est essentiel. Il désigne les autrices et les auteurs de cet ouvrage, comme scientifiques, mais aussi comme personnes résidant ou travaillant en ville. C'est donc un « nous » volontairement inclusif qui vise non pas à apporter une réponse qui ne serait que la nôtre, mais bien à souligner l'importance d'une relation étroite entre science et société. Il y a du sensible dans la relation du public aux arbres. Nous avons introduit l'ouvrage sur cette idée. Nous souhaitons le conclure en insistant sur le sensé.

⏩ Davantage d'arbres

Face à ces enjeux multiples, de plus en plus de grandes villes affichent l'ambition d'une augmentation significative du nombre d'arbres et du taux de canopée pour les prochaines décennies. Ces démarches se justifient par la science. En effet, de nombreuses études montrent un lien direct entre l'importance des arbres dans l'environnement urbain (habituellement rapporté par l'indice de canopée) et les effets sur la santé humaine, physique et mentale (voir chapitre 5). Mais combien en faut-il ? Il n'y a pas de chiffre magique, bien que plusieurs aient été proposés. Pendant vingt ans, le chiffre de 40 % a circulé. Quarante pour cent, ce serait l'indice de canopée souhaitable, c'est-à-dire la proportion de l'espace urbain qui serait occupée par les arbres si l'on regardait une ville d'en haut. Ce chiffre a été établi dans un article d'*American Forests* publié en 1997 après avoir analysé le couvert végétal de dizaines de villes aux États-Unis. Mais en janvier 2017, ce même organisme se rétractait, arguant que beaucoup d'autres facteurs étaient à considérer (densité de population, du bâti, climat, autre couvert végétal), et que la recherche des dernières années ne cautionnait plus cette valeur. Très récemment, d'autres auteurs ont analysé que si la canopée d'une ville atteignait les 30 %, la température moyenne pourrait baisser d'environ un demi-degré et réduire d'un tiers les décès prématurés liés aux canicules (Iungman *et al.*, 2023). Trente pour cent, c'est moins que 40 %, mais c'est le double de la moyenne actuelle de l'indice de canopée des principales grandes villes à l'échelle mondiale (voir chapitre 3).

Quel est l'indice de canopée souhaitable ? Trente pour cent ? Quarante pour cent ? Il n'y a pas de consensus, mais il est clairement apparu au travers des chapitres précédents que la question n'est pas seulement de déterminer le nombre d'arbres dont nous avons besoin pour rendre nos villes durablement vivables. L'enjeu est aussi d'identifier les espèces d'arbres dont nous avons besoin, à quels endroits, et la façon dont nous pouvons les accompagner dans leur croissance et leurs interactions avec leur environnement biotique et abiotique pour tirer le maximum des services, nombreux, qu'ils peuvent fournir aux populations citadines.

On le pointait dès l'introduction, les programmes de verdissement des villes affichent dans leur grande majorité des objectifs en matière de nombre d'arbres à planter (ou, déjà mieux, de points de canopée), avec une promesse de bénéfices sur la santé et le bien-être (voir cet inventaire des intentions dans Sousa-Silva *et al.*, 2023). Paradoxalement, très

peu de programmes de plantation mettent l'accent sur les services, comme réduire de 5 °C les températures extrêmes (Buenos Aires, Argentine). Ce choix est inquiétant car, sans cible claire, malgré les meilleures volontés et les ressources investies, le risque est grand de ne pas obtenir les effets escomptés ou, pire, de favoriser l'émergence de problèmes sanitaires, pour les arbres eux-mêmes et les espèces associées, humains y compris. Et parce que par ailleurs les programmes de plantation d'arbres urbains sont menés à grands renforts de communication sur les bienfaits attendus, il faut également s'inquiéter du risque insidieux de favoriser une forme de défiance des populations citadines vis-à-vis de la science si les promesses ne sont pas satisfaites et d'une défiance encore accrue de la part des populations habitant en dehors de ces cœurs métropolitains surinvestis par ces promesses.

⏩ Aux bons endroits

Un point commun qui revient dans plusieurs des chapitres qui précèdent est la nécessité d'intervenir aux bons endroits. C'est bien sûr d'abord un problème d'écologie : les performances d'un individu (sa croissance, sa survie, sa reproduction) sont en premier lieu déterminées par la qualité et la quantité des ressources (l'eau, l'azote, la lumière, etc.). Le manque autant que l'excès sont délétères. Les gammes optimales de disponibilité en ressources varient d'une espèce à l'autre. Les chênes à feuilles sempervirentes sont par exemple plus résistants au manque d'eau que les chênes aux feuilles caduques. Il convient donc d'adapter les essences aux conditions locales de leur environnement. Or, en ville, ces conditions peuvent changer de manière abrupte sur quelques dizaines de mètres seulement. Mais ce qui fait « le bon endroit » pour un arbre urbain n'est pas qu'une question d'écologie. « Le bon endroit », c'est aussi là où l'arbre est et sera le plus utile pour les populations citadines (voir chapitre 7).

Aujourd'hui, de nombreux arbres urbains ne sont pas aux bons endroits. D'abord, parce que la majorité d'entre eux vivent dans des conditions environnementales qui frôlent, voire dépassent les seuils au-delà desquels leur survie est compromise (voir chapitre 6). Ensuite, parce que les populatons citadines les plus vulnérables sur le plan économique sont celles qui, en ville, sont les plus exposées aux chaleurs extrêmes et aux pollutions ; ce sont également celles qui sont le moins bien pourvues en végétation (Andreson *et al.*, 2023 ; Burghardt *et al.*, 2023 ; Schell *et al.*, 2020 ; Schwarz *et al.*, 2015).

Sciences (au pluriel) et société doivent dialoguer pour déterminer quels sont les « bons endroits » pour maintenir ou établir telle ou telle essence en ville (encadré C.1).

Encadré C.1. Quels arbres, où, et pour quels bénéfices ?
L'exemple de la ville de Joliette (Québec, Canada)

Plutôt que de fixer un nombre d'arbres à planter, la ville a fixé un budget, puis s'est questionnée pour savoir où mettre chacun des arbres afin de maximiser les effets bénéfiques pour ses citoyens. Un exercice plus difficile qu'il n'y paraît, mais ô combien nécessaire. Il a fallu faire la liste des effets recherchés, sur la santé (par exemple, diminution des températures) des populations défavorisées, sur les conséquences de la plantation d'un arbre à tel ou tel endroit, sur la possibilté de maintenir diverses formes de circulation (active ou motorisée), sur la diversité des arbres et des organismes associés, sur la structure d'âge de la forêt urbaine.

Encadré C.1. (suite)

Puis il a fallu pondérer tous ces effets recherchés. Cet exercice scientifico-socio-politique est rendu d'autant plus délicat qu'il s'agit de prioriser des valeurs. Il n'y a alors ni bonne réponse ni détenteur de la vérité. Dans ce contexte, il est essentiel que puissent s'exprimer à la fois les personnes travaillant dans les services compétents de la municipalité, les élus, mais également la population dans son ensemble. Les participants à cette réflexion témoignent du fait que, bien souvent, les objectifs allaient dans le même sens (diminution des températures et santé mentale, par exemple), ce qui a facilité la réflexion et permis de simplifier le problème en créant des regroupements (figure C.1).

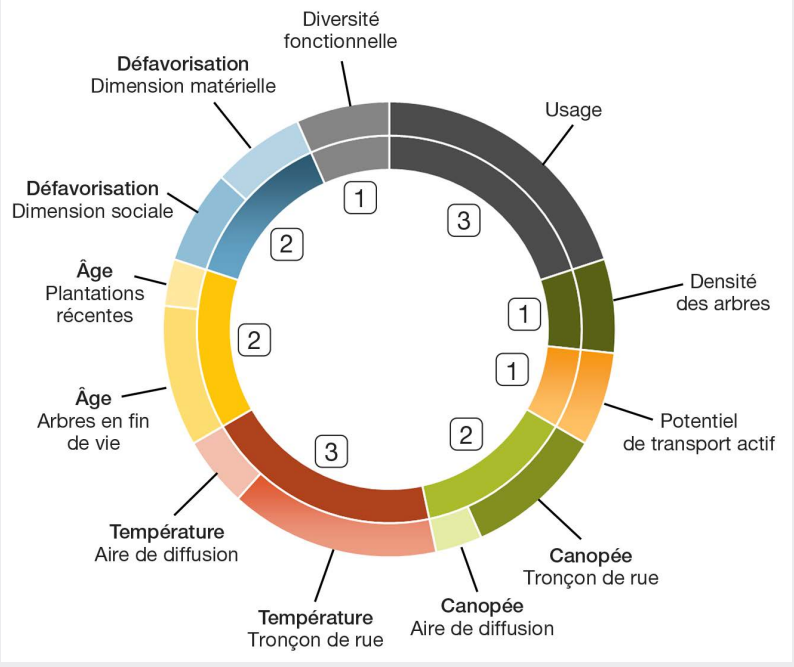


Figure C.1. Distribution de la pondération des critères dans l'analyse des niveaux de priorité pour les tronçons de rue de la ville de Joliette (Québec, Canada). Le cercle extérieur représente les critères de base (ce qui est mesuré). Le cercle intérieur représente les catégories agglomérées servant à la pondération des grands enjeux entre eux, ce que représentent les chiffres au centre de l'anneau. Par exemple, les objectifs de réduction de la température dans la rue (température – tronçon de rue) et au-delà (température – aire de diffusion) sont agglomérés en une seule catégorie (rouge), jugée particulièrement importante (pondération : 3).

Une fois les objectifs priorisés, il a fallu rechercher les données nécessaires pour procéder aux analyses, dans différentes sources comme les données de recensement ou de télédétection. Les résultats, publiés dans Sousa-Silva *et al.* (2021), sont frappants et très utiles pour la municipalité. Malgré certaines synergies, les priorités de plantation changent de façon importante selon les objectifs désirés, démontrant l'importance d'une réflexion allant au-delà du simple nombre d'arbres à planter (figure C.2).

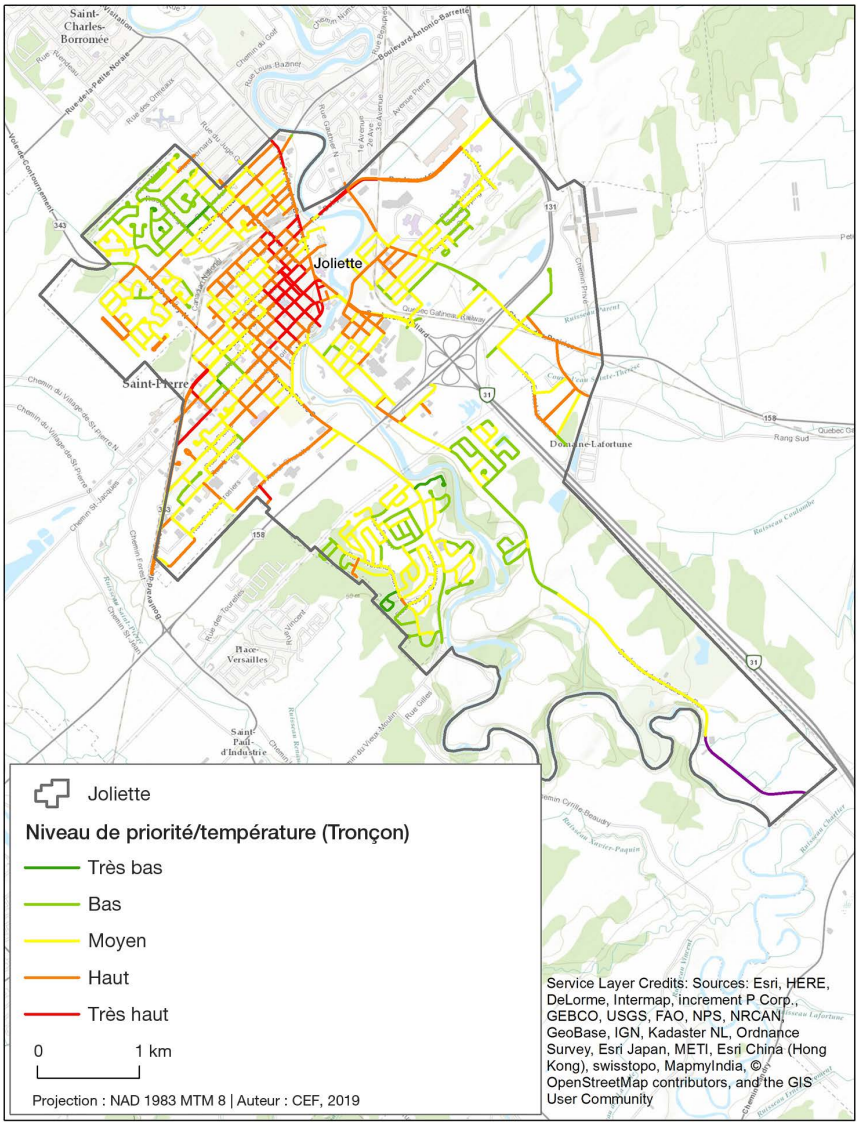


Figure C.2. Exemple de priorisation de plantations pour la ville de Joliette, ici selon un scénario où la priorité est donnée à la réduction des températures de surface. Le vert indique une priorité faible, le rouge une priorité forte (adapté de Sousa-Silva *et al.*, 2021).

⏩ Plus diversifiée

L'une des plus grandes menaces pour la forêt urbaine est son manque de diversité en matière d'essences, mais aussi de distribution dans l'espace, maintes fois documenté (voir chapitre 3). En effet, dans la plupart des villes du monde, à peu d'exceptions près, les inventaires font état d'un grand nombre d'espèces au total, mais aussi d'un fort déséquilibre d'abondance entre essences, un petit nombre d'entre elles regroupant la

majorité des effectifs. Ainsi, à Montréal, l'érable plane représente à lui seul plus de 17 % des arbres de la ville, et le genre *Acer* plus de 30 % des effectifs (Paquette *et al.*, 2021). Tout aussi alarmant, Nock *et al.* (2013) ont montré que les principales espèces utilisées dans les villes du nord-est de l'Amérique du Nord étaient les mêmes d'une ville à l'autre, et n'avaient aucun lien avec les forêts naturelles environnantes.

Ces dernières années ont bien montré l'impact que peut avoir une surabondance de certaines espèces ou groupes, comme les frênes en Amérique du Nord, victimes d'un insecte, l'agrile du frêne, qui en absence de traitement tue pratiquement tous les arbres en quelques années (voir chapitre 6). Or les frênes sont parmi les espèces les plus fréquentes dans la canopée des villes d'Amérique du Nord (plus de 20 % à Montréal, par exemple). Qu'un insecte ravageur s'installe durablement, et c'est la majorité de la forêt urbaine qui est menacée, avec des conséquences rapidement mesurables sur la santé humaine (voir chapitre 5).

Ainsi, la diversification des plantations est le meilleur outil que nous ayons pour réduire le risque lié aux changements climatiques, aux insectes et aux maladies exotiques. De la même manière que l'agricultrice avisée ne placera pas tous ses œufs dans un seul panier, ou que la banquière performante diversifiera son portefeuille d'actions, la diversification de la forêt urbaine diminue son exposition au risque par « effet de portefeuille », cette idée portant en effet le même nom en économie et en écologie (Schindler *et al.*, 2015). Seulement il faut diversifier de façon efficace. Prenons encore l'image des portefeuilles financiers. Il est risqué de n'investir que dans des compagnies appartenant à un même secteur d'activité (pétrolier, par exemple) ; il faut plutôt miser sur des secteurs différents (technologies, énergies renouvelables, services). C'est pareil pour les arbres. La règle au doigt mouillé, dite « règle de Santamour » (pas plus de 10 % d'une espèce, 20 % d'un genre et 30 % d'une famille), est certainement utile, mais imparfaite, puisqu'elle ne tient pas compte des ressemblances fonctionnelles entre espèces non apparentées, et inversement. Un nouvel outil a ainsi été proposé s'appuyant sur les groupes fonctionnels, c'est-à-dire des groupes d'espèces qui se ressemblent (comme des compagnies appartenant au même domaine) ; il suffit de choisir des espèces appartenant à des groupes différents pour s'assurer d'une diversification et d'une réduction du risque efficace (Paquette *et al.*, 2021).

La diversification vise donc non pas à augmenter les effectifs aujourd'hui, mais à s'assurer que la canopée dont nous aurons encore plus besoin prochainement sera encore là pour garantir un niveau de services adéquat. Il est intéressant de noter que la diversification est aussi un moyen tout indiqué pour atténuer les desservices associés à la forêt urbaine, comme l'effet des pollens sur les allergies (voir chapitre 5).

⏩ Mieux adaptée

Le changement climatique menace de nombreuses espèces d'arbres qui sont actuellement abondamment présentes dans nos villes. Ainsi Esperon-Rodriguez *et al.* (2022) ont montré dans une étude concernant 3 129 espèces d'arbres et d'arbustes présentes dans 164 villes de 78 pays différents que les deux tiers de ces espèces pourraient être en situation de risque à l'échéance 2050 (voir chapitre 3).

C'est pourquoi de nombreuses villes ont déjà commencé à anticiper ces changements et modifié leurs palettes végétales en y introduisant ou en renforçant la part des espèces résistantes à la sécheresse. Des outils ont été créés pour les aider dans le choix des essences les mieux adaptées aux différentes situations (voir chapitre 3).

Cependant, les objectifs de diversification et d'adaptation impliquent qu'il faut élargir l'offre et lancer rapidement, si ce n'est déjà fait, des essais avec des espèces de différentes provenances. Cela pose nécessairement la difficile question de l'indigénat (voir chapitre 3), mais aussi de l'urgence de développer et de tester de nouveaux cultivars adaptés à la réalité urbaine. À partir d'espèces locales bien sûr, lorsque c'est possible, mais l'utilisation d'essences exotiques apparaît incontournable pour augmenter la diversité et la résilience.

L'esthétisme sera toujours un élément important, ne serait-ce que pour l'acceptabilité publique des opérations d'intensification de la canopée. Mais il faut désormais, et de façon urgente, intégrer d'autres critères liés à la tolérance aux stress anticipés. Il serait aussi intéressant de cesser le développement et l'utilisation de cultivars dits « stériles » car ne produisant pas de fruits (graines), que d'aucuns trouvent indésirables, mais qui ne sont la plupart du temps que mâles, et produisant des pollens (voir chapitres 5 et 7). Ce phénomène porte même un nom : le sexisme botanique (Ogren, 2015 ; encadré 7.3). Bien que cette idée ait été largement reprise, aucune étude probante n'a documenté un effet réel sur les symptômes allergiques (Whelan, 2003 ; Fallert, 2021), et il serait intéressant de remettre au goût du jour les cultivars femelles, ou au moins réellement stériles.

⏩ Mieux documentée

Sans connaissances, impossible de poser des gestes concrets et sûrs pour augmenter la résistance et la résilience de la forêt urbaine de manière à assurer le bénéfice des précieux services écosystémiques qu'elle rend. Après des décennies de travaux en foresterie et en écologie forestière en forêts naturelles et aménagées, que peu de gens côtoient au quotidien, nous en avons développé une connaissance loin d'être complète mais suffisante pour faire des prédictions et des prescriptions avec une relative précision. Mais après tout au plus vingt ans de recherches encore parcellaires sur la forêt urbaine, nous allons de surprise en surprise et devons admettre que nous n'y connaissons pas grand-chose, et que la forêt urbaine est autrement plus complexe qu'imaginée au départ, tels que le démontrent les chapitres précédents.

Au chapitre 1 par exemple, l'on montrait à quel point les conditions de croissance des arbres urbains sont souvent très différentes de celles de la forêt naturelle dans laquelle ils ont évolué. Les facteurs de stress et les maladies y sont aussi différents (voir chapitre 6). On le sait désormais, l'arbre n'est pas seul, et supporte tout un microbiome complexe, partagé en partie avec les humains avec qui il cohabite dans la ville, et un nombre important d'autres organismes, petits et grands (insectes, oiseaux) (voir chapitre 2). La forêt urbaine est par définition indissociable des villes, et de leur développement historique et politique (voir chapitres 3 et 7). Mais toute cette connaissance est très récente, et l'on commence à peine à connaître ces arbres avec qui nous partageons notre milieu de vie intime.

La connaissance de la forêt urbaine, aussi trivial que cela puisse paraître, commence par son inventaire. Et cela peut même révéler de bonnes nouvelles ! La vaste majorité des inventaires de forêts urbaines disponibles se limitent aux arbres dans l'emprise publique, et sous la juridiction de la municipalité. En pratique, ces arbres représentent souvent moins de 50 % du total. Un écologue qui aurait réussi l'exploit d'échantillonner, de façon aléatoire, 50 % d'un habitat serait certainement en droit de prétendre

à une excellente représentation. Mais justement, un échantillonnage centré uniquement sur l'emprise publique n'est pas aléatoire, et pourrait être fortement biaisé si les autres « propriétaires » d'arbres dans la ville prennent des décisions différentes, ce qui est hautement probable. Cela représente un frein au développement de plans d'intervention, par exemple pour augmenter la résilience de la forêt urbaine.

Les rares études ayant intégré les arbres privés (sur les terrains industriels, commerciaux, institutionnels et évidemment résidentiels) montrent que cette composante souffre elle aussi d'un manque de diversité causé par la surabondance de certaines espèces. Mais ces espèces ne sont pas les mêmes ! Ce qui a pour effet d'augmenter la diversité réelle de la ville, et c'est une excellente nouvelle (Hutt-Taylor et Ziter, 2022 ; Sousa-Silva *et al.*, 2023).

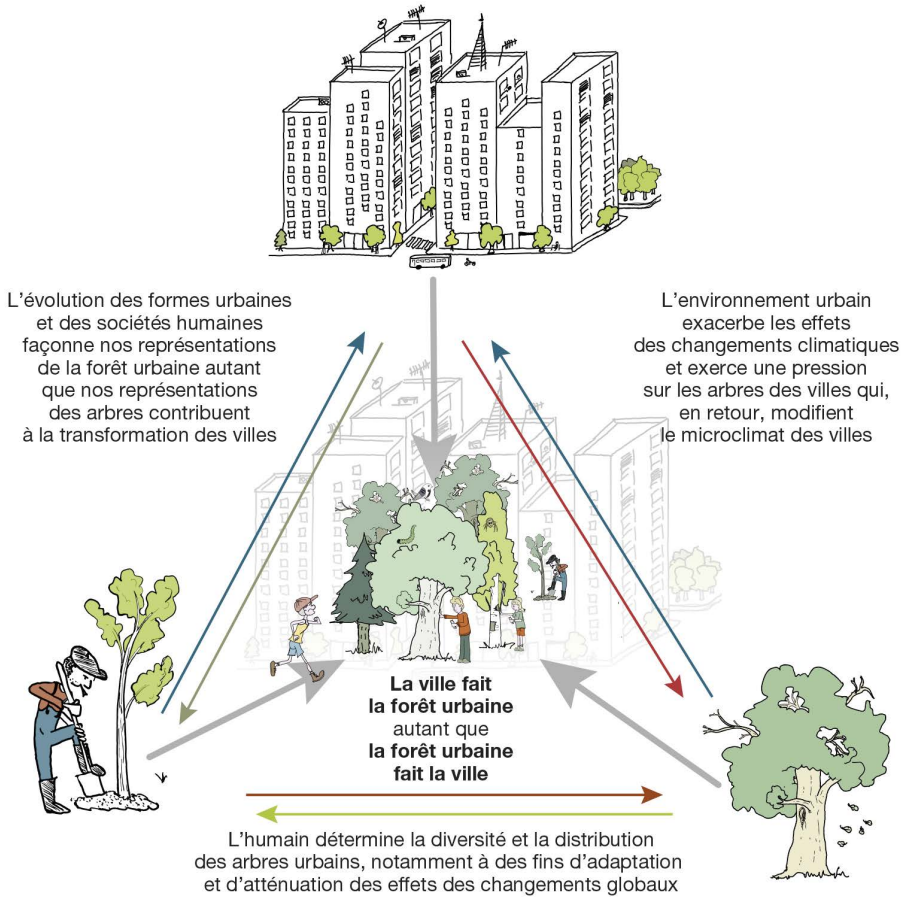


Figure C.3. Les formes, les fonctions et la dynamique de la forêt urbaine (au centre) sont conjointement déterminées par les choix d'aménagement (à gauche), les contraintes liées aux infrastructures et aux bâtiments (en haut), et les caractéristiques des espèces d'arbres qui la constituent (à droite) au travers d'un jeu complexe d'interactions et de rétroactions entre les humains, la ville et les arbres.

Au travers de cet ouvrage, nous avons cherché à ce que les arbres ne cachent pas plus la forêt urbaine que la forêt urbaine ne camoufle la complexité des interactions entre le vivant, humain et non humain, et son environnement minéral largement anthropisé. Ce sont les interactions entre la ville, les arbres, et nos choix d'aménagements qui façonnent la forêt urbaine, sa dynamique dans l'espace et dans le temps, et les bénéfices que nous en retirons. On retiendra donc que la ville fait la forêt urbaine, autant que la forêt urbaine fait la ville (figure C.3).

Références bibliographiques

Anderson E.C., Locke D.H., Pickett S.T.A., LaDeau S.L., 2023. Just street trees? Street trees increase local biodiversity and biomass in higher income, denser neighborhoods. *Ecosphere*, 14 (2), e4389. https://doi.org/10.1002/ecs2.4389

Burghardt K., Avolio M.L., Locke D.H., Grove J.M., Sonti N.F., Swan C.M., 2023. Current street tree communities reflect race-based housing policy and modern attempts to remedy environmental injustice. *Ecology*, 104 (2), e3881. https://doi.org/10.1002/ecy.3881

Esperon-Rodriguez M., Rymer P.D., Power S.A., Barton D.N., Cariñanos P. *et al.*, 2022. Assessing climate risk to support urban forests in a changing climate. *Plants, People, Planet*, 4 (3), 201-213.

Fallert N., 2021. The "botanical sexism" theory on male trees went viral. *BuzzFeed News*.

Hutt-Taylor K, Ziter C.D., 2022. Private trees contribute uniquely to urban forest diversity, structure and service-based traits. *Urban Forestry and Urban Greening*, 78, 127760.

Iungman T., Cirach M., Marando F., Pereira Barboza E., Khomenko S. *et al.*, 2023. Cooling cities through urban green infrastructure: A health impact assessment of European cities. *The Lancet*, 401, 577-89.

Nock C.A., Paquette A., Follett M., Nowak D.J., Messier C., 2013. Effects of urbanization on tree species functional diversity in eastern North America. *Ecosystems*, 16, 1487-1497.

Ogren T., 2015. Botanical sexism cultivates home-grown allergies. *blogs.scientific American*, 29 avril 2015.

Paquette A., Sousa-Silva R,. Maure F., Cameron E., Belluau M., Messier C., 2021. Praise for diversity: A functional approach to reduce risks in urban forests. *Urban Forestry and Urban Greening*, 62, 127157. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2021.127157

Schell C.J., Dyson K., Fuentes T.L., Des Roches S., Harris N.C. *et al.*, 2020. The ecological and evolutionary consequences of systemic racism in urban environments. *Science*, 369, eaay4497.

Schindler D.E., Armstrong J.B., Reed T.E. 2015. The portfolio concept in ecology and evolution. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 13, 257-263.

Schwarz K., Fragkias M., Boone C.G., Zhou W., McHale M. *et al.*, 2015. Trees grow on money: Urban tree canopy cover and environmental justice. *PloS ONE*, 10, e0122051.

Sousa-Silva R., Cameron E., Paquette A., 2021. Prioritizing street tree planting locations to increase benefits for all citizens: Experience from Joliette, Canada. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 9, 716611.

Sousa-Silva R., Lambry T., Cameron E., Belluau M., Paquette A., 2023. Urban forests: Different ownership translates to greater diversity of trees. *Urban Forestry and Urban Greening*, 88, 128084.

Whelan L., 2003. Male plants are not to blame for allergies. Mississippi State University Extension Service. http://extension.msstate.edu/news/feature-story/2003/male-plants-are-not-blame-for-allergies

Liste des auteurs

Bastien CASTAGNEYROL, BIOGECO, INRAE, université de Bordeaux, Cestas, France

Marine FERNANDEZ, Centre d'étude de la forêt, Université du Québec à Montréal, Montréal, Québec, Canada

Baptiste HAUTDIDIER, ETTIS, INRAE, 50 avenue de Verdun, 33612 Cestas Cedex, France

Serge MULLER, Institut de systématique, évolution, biodiversité (ISYEB), UMR 7205 (MNHN, CNRS, UPMC, EPHE, université des Antilles), Muséum national d'histoire naturelle, CP 39, 16 rue Buffon, 75005 Paris, France

Alain PAQUETTE, Centre d'étude de la forêt, Université du Québec à Montréal, Montréal, Québec, Canada

Kaisa RISSANEN, Centre d'étude de la forêt, Université du Québec à Montréal, Montréal, Québec, Canada

Marc SAUDREAU, université Clermont-Auvergne, INRAE, PIAF, 63000 Clermont-Ferrand, France

Raïa-SILVIA MASSAD, université Paris-Saclay, INRAE, AgroParisTech, UMR EcoSys, 91120 Palaiseau, France

Sivajanani SIVARAJAH, Département des sciences du bois et de la forêt, Faculté de foresterie, de géographie et de géomatique, Université Laval, Québec, Canada

Rita SOUSA-SILVA, Institute of Environmental Sciences, Department of Environmental Biology, University of Leiden, Einsteinweg 2, 2333 CC Leiden, The Netherlands

Couverture : © Jon Arnold Images/hemis.fr

Édition : Juliette Blanchet
Infographie : Hélène Bonnet, Studio9
Mise en pages : Hélène Bonnet, Studio9
Achevé d'imprimer en mars 2026
par Isiprint
139 rue Rateau
93120 La Courneuve

Dépôt légal : avril 2026

La plantation d'arbres est utilisée par de nombreuses municipalités comme solution naturelle pour faire face aux enjeux du changement climatique. Ce choix permet d'abaisser la température en luttant contre les îlots de chaleur urbains, de fournir un support à la biodiversité, d'améliorer le cadre de vie ainsi que la santé physique et mentale des citadins.

L'arbre en ville, qu'il soit seul, en alignement ou dans un parc urbain, dépend de ses interactions avec les organismes qui lui sont associés dans les feuilles, le bois, le sol, mais aussi de ses liens avec les arbres voisins et avec l'écosystème urbain. Fortement liés aux activités humaines, l'arbre en ville et la forêt urbaine font l'objet d'une gestion précise dont les enjeux et les modalités ont évolué au cours du temps.

L'environnement urbain présente en effet des contraintes, mais offre également des opportunités pour le développement des arbres. En retour, l'arbre et la forêt contribuent à façonner l'environnement urbain, avec un bénéfice recherché pour les populations humaines, faisant d'eux des objets autant écologiques que politiques.

Cet ouvrage s'adresse à un public averti, et particulièrement aux personnes étudiantes et enseignantes en sciences du vivant et de l'environnement, en géographie, en sociologie et en sciences politiques. Il intéressera également les urbanistes, les gestionnaires des espaces verts et les élues et élus des municipalités.

Bastien Castagneyrol est écologue et entomologiste. Il est chercheur à INRAE au sein de l'UMR Biogeco (Biodiversité, gènes et communautés).

Serge Muller est professeur émérite au Muséum national d'histoire naturelle, chercheur à l'Institut de systématique, évolution, biodiversité (ISYEB).

Alain Paquette est professeur au département des Sciences biologiques de l'Université du Québec à Montréal (UQAM), chercheur au Centre d'étude de la forêt (CEF) et titulaire de la Chaire de recherche sur la forêt urbaine.

Presses de l'Université du Québec

25 €

ISBN : 978-2-7592-4319-8

éditions Quæ

INRAE

Éditions Cirad, Ifremer, INRAE
www.quae.com

ISSN : 1777-4624
Réf. : 03077