



Choix de l'indigénat des végétaux en milieu urbain en contexte de changement climatique et d'érosion de la biodiversité : une Revue Exploratoire

Johan Bolle,

Encadré par Florian Martel (FREDON Occitanie)

Co-encadré par Nathalie Machon (CESCO – MNHN)

Financement par la DRAAF Occitanie dans le cadre du plan Écophyto

Résumé :

Cette revue exploratoire examine la pertinence d'utiliser des végétaux indigènes dans les milieux urbanisés dans un contexte de changement climatique et d'érosion de la biodiversité. S'appuyant sur une analyse de 52 études scientifiques, elle explore deux axes : (Q1) la résilience et la résistance des végétaux selon leur indigénat face aux stress climatiques, et (Q2) leur intégration dans les réseaux écologiques urbains et leur contribution pour la biodiversité. Les résultats mettent en évidence une variabilité importante dans les performances physiologiques et les traits fonctionnels des espèces indigènes et exotiques, sans consensus clair sur leurs aptitudes différentes face aux stress thermique et hydrique. Toutefois, les végétaux indigènes semblent favoriser davantage la diversité fonctionnelle et les interactions avec la faune locale. Les végétaux exotiques, favorisés par leurs interactions avec les communautés du sol, semblent plus compétitives que les espèces indigènes. La revue confirme ainsi l'intérêt d'intégrer des espèces d'origine locale dans les aménagements urbains, notamment dans le cadre de la marque Végétal Local, tout en appelant à des approches complémentaires selon les attentes de l'aménagement végétal en termes de gestion et de fonctionnalité écologique.

Abstract:

This scoping review investigates the relevance of using native plant species in urban environments in a changing climate. Drawing on an analysis of 52 scientific studies, it focuses on two main questions: (Q1) the resilience and resistance of plants to climate-related stress, depending on their nativeness, and (Q2) their integration into urban ecological networks and their contribution to biodiversity. The findings highlight substantial variability in the physiological performance and functional traits of native and exotic species, with no clear consensus on their superior ability to withstand thermal and water stress. However, native plants appear to promote greater functional diversity and interactions with local fauna. The review thus supports the value of incorporating native species, locally sourced if possible, into urban landscaping, particularly within the framework of the *Végétal Local* label, while also calling for complementary approaches based on the desired management and ecological functionality outcomes of planting schemes.

Préambule:

Cette revue exploratoire s'inscrit dans le déploiement de la feuille de route de la marque Végétal Local en Occitanie animée par AFAHC Occitanie, Fédération Rénova, Conservatoire botanique national méditerranéen et le Conservatoire botanique des Pyrénées et de Midi-Pyrénées dans ses objectifs d'expérimenter la résilience des végétaux locaux et l'efficacité des alternatives à la plantation et dans l'évaluation de l'évolution des végétaux sauvages d'origine locale au regard du changement climatique.

Aussi, le stage à l'origine de la mise en place de la revue exploratoire s'insère dans la mission JEVI au sein du pôle environnement à FREDON Occitanie. Le milieu JEVI : Jardins, Espaces Verts et Infrastructures ; anciennement appelé Zones Non Agricoles (ZNA) ; désigne l'ensemble des espaces végétalisés qui ne sont pas en milieu naturel ou agricole.

Alors, le sujet initial imaginé pour ce travail de revue exploratoire visait à explorer les effets de l'évolution de paramètres environnementaux induits par le changement climatique sur le succès d'implantation des végétaux sauvages d'origine locale en JEVI. De plus, cette exploration devait se restreindre à des climats similaires à ceux rencontrés en Occitanie. Ainsi, la combinaison des restrictions géographiques, populationnelles et climatiques imposée par ce sujet ont rendu impossible l'identification d'études appropriées.

Ces limitations ont été exposées lors d'un comité scientifique organisé dans le cadre de la mise en place de la revue exploratoire. Cette réunion a permis d'identifier les attentes de plusieurs professionnels quant à ce travail exploratoire. La volonté de comparer les végétaux d'origine locale et les végétaux exotiques dans leur réponse aux effets du changement climatique et notamment ressortie, ainsi que la volonté de comparer ces deux populations dans les liens qu'elles entretiennent avec la biodiversité.

Alors, afin d'ouvrir le sujet initial en incluant les demandes du comité scientifique, plusieurs choix ont été effectués. Puisque le stage est réalisé au sein du réseau JEVI, il a été choisi de garder ce milieu comme milieu d'étude, il a toutefois été assimilé en tant que milieu urbain par simplification. Ensuite, il a été choisi d'ouvrir le sujet à tous les climats et toutes les zones géographiques mondiales. Enfin, la population principale d'étude, les végétaux sauvages d'origine locale, a aussi été généralisée aux végétaux indigènes à l'aire géographique d'étude.

Finalement, la revue exploratoire s'est donc intéressée à la comparaison entre végétaux indigènes et exotiques implantés en milieu urbain dans leur réponse aux effets du changement climatique d'une part et dans leur intégration à la biodiversité urbain d'autre part.

Une version très synthétique des résultats extraits est proposée en 3.2. Une version bien plus détaillée de ces résultats et de leur discussion est proposée en partie 4. Une discussion générale de l'étude est proposée en partie 5.

Sommaire

1. Introduction	5
2. Matériel et Méthodes.....	8
2.1. Organisation d'un comité scientifique pour définir les questions de recherche et les mots clés du sujet	8
2.2. Construction du jeu de mots-clés utilisé.....	9
2.3. Filtrage des études selon le critère d'éligibilité	11
2.4. Extraction des résultats.....	11
3. Résultats	12
3.1. Etat de l'art de la littérature	12
3.2. Synthèse des résultats dégagés par étude	18
4. Discussion exhaustive des résultats	21
4.1. Comparaison des capacités de résistance et résilience des végétaux aux effets du changement climatique selon leur indigénat.....	21
4.1.1. Comparaison des performances des plantes en conditions de stress thermique et hydrique selon leur indigénat	21
4.1.2. Comparaison de la régulation des traits fonctionnels intervenant dans la réponse aux stress thermique et hydrique selon l'indigénat des végétaux	22
4.1.2.1. Les traits fonctionnels associés à la morphologie de l'organisme.....	23
4.1.2.2. Les traits fonctionnels hydrauliques (économie et transport d'eau).....	24
4.1.2.3. Les traits fonctionnels de régulation des transports gazeux et de la photosynthèse	25
4.1.3. Comparaison de la dynamique des communautés végétales en réponse au changement climatique selon l'indigénat des végétaux.....	26
4.2. Comparaison de l'intégration des végétaux dans la biodiversité urbaine selon leur indigénat.....	27
4.2.1. Comparaison de l'intégration des végétaux au sein des réseaux d'interactions avec la faune urbaine selon l'indigénat des végétaux	27
4.2.1.1. Interactions avec les oiseaux.....	28
4.2.1.2. Interactions avec les insectes phytophages	28
4.2.1.3. Interactions avec les pollinisateurs	29
4.2.2. Comparaison de la compétition et des interactions avec le sol dans les communautés végétales selon l'indigénat des végétaux.....	31
4.2.2.1. Comparaison des interactions de compétition entre les végétaux natifs et exotiques ...	31
4.2.2.2. Comparaison des interactions avec le sol entre végétaux exotiques et natifs	32
5. Discussion et limites	33
6. Conclusion.....	35
7. Bibliographie	35
8. ANNEXE.....	42

1. Introduction

L'anthropisation participe à la dégradation des écosystèmes par le changement climatique, la raréfaction des ressources naturelles, la perte de biodiversité et la pollution des habitats (Haddad et al., 2015). L'altération du climat est causée avant tout par l'émission de gaz à effet de serre qui ont déjà contribué au réchauffement de l'atmosphère de 1,1°C depuis la période préindustrielle (Calvin et al., 2023). La limite d'un réchauffement climatique de +1.5°C sera probablement dépassée dès 2035 (Hervé, 2023). Un tel réchauffement changera la répartition mondiale des précipitations et augmentera la fréquence et intensité des événements climatiques majeurs comme les sécheresses ou les tempêtes (Clarke et al., 2022; Dore, 2005). De tels événements climatiques impactent les dynamiques au sein des écosystèmes et peuvent potentiellement les déstabiliser (Anderegg et al., 2020; Bastos et al., 2023; Mahecha et al., 2017). La perte de biodiversité fragilise les écosystèmes les rendant davantage vulnérables aux aléas climatiques (Mahecha et al., 2024). Les sécheresses éclairs, des périodes de sécheresse sur quelques jours qui entraînent une dessiccation rapide du sol, sont particulièrement néfastes aux écosystèmes en privant les sols en eau (Gu et al., 2025). Les épisodes caniculaires de sécheresse et de fortes chaleurs seraient d'autant plus intenses en milieu urbain, notamment par l'effet d'îlot de chaleur urbain, soit l'augmentation de la température locale dans ces milieux fortement artificialisés (Masson et al., 2020).

A l'échelle du monde, les différents modèles prédictifs de l'évolution du climat urbain indiquent une intensification de la fréquence des épisodes de sécheresse et d'inondations (Shah & Sharifi, 2025). La quasi-totalité des villes d'Europe feront face à une augmentation du nombre de jours caniculaires quel que soit le scénario climatique envisagé (Guerreiro et al., 2018). Nous savons aussi à quel point ces épisodes de fortes chaleurs peuvent être néfastes pour les vies humaines comme l'a montré la canicule de 2003 en Europe avec plus de 40000 morts enregistrées (García-Herrera et al., 2010). De plus, la hausse des températures en milieu urbain et les effets d'îlots de chaleur urbains altèrent la survie et le développement de différents organismes vivant dans cet espace (Frank & Backe, 2022; Kaiser et al., 2016; Zipper et al., 2016). Ainsi, l'effet d'îlot de chaleur urbain est responsable d'une partie de la perte de la biodiversité urbaine (Cai et al., 2023; McGlynn et al., 2019). Un moyen de lutte contre l'effet d'îlot de chaleur urbain est la végétalisation des infrastructures (H. Lin & Li, 2025). Par la transpiration foliaire et l'ombre qu'offrent les végétaux, les villes connaissant des épisodes caniculaires récurrents voient leurs températures réduites grâce à ces végétaux (Bachofen, 2025; Gill et al., 2007; Zhao et al., 2023). Seulement, la végétation subit une multitude de stress en réponse à l'urbanisation et au changement climatique. La sécheresse, les hautes températures et la pollution de l'air sont autant de pressions environnementales appliquées sur les plantes en milieu urbain entraînant des inhibitions de croissance, des dégâts oxydatifs et des modifications phénologiques¹ (Kisvarga et al., 2023).

La volonté croissante d'ajuster les communautés végétales plantées dans les milieux anthropiques à ces nouvelles pressions environnementales pose la question des types d'aménagements urbains à adopter (Priya & Senthil, 2024; Teixeira et al., 2022). La conception des aménagements urbains passe notamment par la sélection des espèces végétales utilisées. Ce choix est réalisé en accord avec la fonction recherchée de la plantation (bien-être, brise-vent...), les traits des essences envisagées

¹ Modifications dans le développement des végétaux au cours des saisons influencé par les variations dans les paramètres climatiques.

(tolérance, structure et valeur sélective²) et les principes d'élaboration de plantations urbaines (visibilité, diversité, complexité...) (Oliveira Fernandes et al., 2025). Selon le choix de ces différents paramètres, les espèces sélectionnées peuvent être indigènes ou non à l'aire d'implantation.

Une espèce indigène correspond à une espèce naturellement présente (sans intervention humaine) dans une région donnée (Mayeur, 2025; Trigger & Mulcock, 2005). Cette définition est floue quant aux échelles géographiques et délimitations pertinentes sous-jacentes à la notion d'espèce indigène (Martin & Trigger, 2015). Les délimitations géographiques qui sont utilisées dans la notion du caractère indigène d'une plante sont figées dans le temps et sont alors déterminées selon les intérêts humains mais sont en réalité des délimitations dynamiques (Martin & Trigger, 2015; Warren, 2007). Aussi, la notion de caractère indigène d'un matériel végétal (MV) implanté est imprécise quant à la nature génotypique de celui-ci. La notion de MV « local » n'implique pas de critères systématiques et universels aux délimitations géographiques de ce qui peut être considéré comme local, mais n'équivaut pas non plus au caractère indigène par sa prise en compte de la provenance génétique du MV (Dupré la Tour et al., 2020). L'exigence dans la provenance géographique et génétique du MV est bien plus importante quand on parle de végétaux sauvages d'écotypes locaux (Mayeur, 2025). Vander Mijnsbrugge et al. (Vander Mijnsbrugge et al., 2010) utilisent le terme « local » pour le MV provenant du lieu où celui-ci est implanté, et considéré par extension comme adapté aux conditions environnementales locales. On parle de végétal sauvage lorsque celui-ci provient d'une zone de récolte naturelle (pas ou peu d'interventions humaines) ; ce matériel sauvage et local est sourcé de zones où son transfert³ implique le moins de risques d'inadaptation et de perte de biodiversité (Malaval et al., 2010). A l'encontre des précédents concepts, une plante exotique décrit une plante appartenant à une espèce présente hors de son aire de distribution indigène (Kendle & Rose, 2000). Bien souvent, ces espèces sont introduites par l'humain, volontairement ou non, et peuvent mener à la naturalisation de l'espèce dans la flore indigène (Richardson & Pyšek, 2012). Le statut d'indigénat d'une espèce végétale est défini notamment par son caractère indigène ou exotique (Fried et al., 2024). Par simplicité, dans la suite de ce projet, le terme « indigénat » désignera la nature indigène ou exotique des espèces végétales. Ces distinctions selon la provenance géographique et génétique du MV sont essentielles car l'utilisation de végétaux sauvages et d'origine locale permettrait de préserver l'intégrité de l'espace planté au niveau génétique et écosystémique (Hancock et al., 2013).

En effet, la diversité en géotypes locaux offerte permise par le prélèvement d'un MV sauvage et d'origine locale sur des individus multiples est centrale en restauration écologique, notamment pour éviter les maladaptations à l'environnement local (Bischoff et al., 2008). Cependant, le rôle de la provenance sauvage et locale d'un MV planté dans le cadre d'aménagements paysagers semble très peu étudié, notamment son adaptabilité à l'environnement urbain. Toutefois, bien qu'il ne garantisse pas la provenance locale du géotype, l'indigénat est étudié dans les projets de plantation en milieu urbain autant dans ses capacités d'adaptation à l'environnement local actuel que ses capacités d'adaptation au futur climat (Russo et al., 2025; Teixeira et al., 2022). Les végétaux exotiques peuvent être perçus comme de meilleurs candidats par rapport aux VI face aux futurs climats, là où les VI seraient des meilleurs candidats dans l'inclusion à la biodiversité urbaine (De Carvalho et al., 2022;

² Valeur sélective ou fitness, décrit la capacité d'un géotype à être transmis à la descendance.

³ Ces zones sont définies souvent en contexte régional en accord avec les limites phytogéographiques (Malaval et al., 2010)

Russo et al., 2025; Tartaglia & Aronson, 2024). En effet, les plantes ornementales⁴ exotiques utilisées en milieu urbain peuvent constituer une menace pour la biodiversité locale par la nature des interactions entretenues avec les autres organismes et le risque d'invasion qu'elles peuvent poser (Hu et al., 2023). L'utilisation de MV exotique présente aussi un risque d'introduction d'organismes pathogènes ou parasites de la flore locale et de la végétation agricole (Tricahyati et al., 2025). A contrario, l'utilisation de végétation indigènes, notamment de provenance locale, permettraient aussi une résilience face au climat par l'évolution de ces végétaux avec le climat local ainsi qu'un support de la fonctionnalité écologique des écosystèmes (Krautzer et al., 2012; Rivière et al., 2022).

Dans ce contexte, une initiative européenne a été lancée en 2021 : la *European Native Seed Producers Association* (*European Native Seed Producers Association*). Ses membres se sont donnés pour objectif de développer un marché de graines sauvages et locales en Europe pour tous projets de végétalisation. Ce système a pour volonté d'améliorer la résilience, la tolérance et les services écosystémiques fournis par les écosystèmes plantés. Antérieurement à ce projet commun, des initiatives promouvant l'utilisation de MV d'origine sauvage et locale sont apparues en Europe, notamment en Allemagne et en France avec le VWW : l'association des producteurs de graines et plantes indigènes allemandes (*VWW | Verband deutscher Wildsamens- und Wildpflanzenproduzenten*) et la marque Végétal Local® (*Une marque au service de la nature | Végétal local*).

Créée en 2015 à l'initiative de plusieurs acteurs publics et associatifs, la marque Végétal local® est une marque collective portée par l'Office français de la biodiversité (OFB) dont l'animation est aussi assurée par Plante & Cité, le Réseau Haies France et le réseau des Conservatoires botaniques nationaux. Elle vise à garantir l'origine géographique et la traçabilité des végétaux sauvages, ainsi que la diversité génétique des espèces en collectant leurs graines sur au moins trente individus sauvages distincts. Ces végétaux sont ensuite multipliés dans des zones précises du territoire français. Ces zones sont appelées régions biogéographiques et sont au nombre de 11 en France métropolitaine, chaque région est considérée climatiquement et écologiquement homogène (Annexe 1) (Rivière et al., 2022). La marque certifie la provenance sauvage et locale du MV, si celui-ci est indigène à une des 11 régions définies et issu de graines ou boutures sauvages collectées durablement. Son objectif principal est de promouvoir l'utilisation de végétaux sauvages d'origine locale (VSOL) dans les projets de restauration écologique et d'aménagement, afin de préserver la diversité génétique des espèces, de favoriser leur adaptation aux conditions locales et de renforcer les interactions écologiques spécifiques à chaque territoire. En assurant une meilleure compatibilité entre les végétaux utilisés et les écosystèmes d'accueil, la marque Végétal local® s'inscrit dans une démarche de durabilité et de résilience face aux enjeux du changement climatique et de l'érosion de la biodiversité.

Cette revue exploratoire s'inscrit dans le déploiement de la feuille de route de la marque Végétal Local en Occitanie dans ses objectifs d'expérimenter la résilience des végétaux locaux et l'efficacité des alternatives à la plantation et dans l'évaluation de l'évolution des végétaux sauvages d'origine locale au regard du changement climatique. Cette revue s'intéressera donc au (Q1) lien entre l'indigénat des végétaux en milieu urbain et leur réponse aux effets du changement climatique et (Q2) le lien entre l'indigénat des végétaux et leur intégration à la biodiversité urbaine.

⁴ Plantes à valeurs esthétique et visuelles utilisées leur feuillage et/ou floraison (Francini et al., 2022)

2. Matériel et Méthodes

Cette revue exploratoire a été menée dans le but de faire l'état des lieux de la littérature actuelle en lien avec la plantation de végétaux sauvages d'origine locale dans un contexte urbain et d'un climat changeant. La revue exploratoire a été conduite selon les recommandations de Chloé Mour, 2022 (Mour, 2022) et les guides de Peters et al., 2020 (Peters et al., 2020), Collins et al., 2015 (Collins et al., 2015) et le *Preferred Reporting Items for Systematic Reviews and Meta-Analyses for Scoping Reviews* (PRISMA-ScR) en adaptant ces méthodes au temps disponibles. Les étapes suivantes ont été suivies :

- (i) Identifier les questions de recherche et les mots clés utilisés par l'organisation d'un comité scientifique
- (ii) Construction du jeu de mots-clés utilisé dans la base de données en utilisant une liste d'articles références
- (iii) Filtrer les études ressorties en utilisant le critère d'éligibilité (PICO⁵)
- (iv) Extraire les résultats des études et les regrouper par thématiques
- (v) Rapporter les résultats

2.1. Organisation d'un comité scientifique pour définir les questions de recherche et les mots clés du sujet

Tab 1 – Tableau récapitulatif des membres du comité scientifique

Membre du comité	Structure	Fonction
BIEUZEN Pierre	ARB Occitanie	Chargé de projet biodiversité – Urbanisme opérationnel et ERC
CASATI Marion	MNHN - PatriNat	Chargée d'étude scientifique « revues systématiques projet EBENN »
HAOUZI Méliissa	Plante & Cité	Chargée de mission écologie et biodiversité
JUILLARD Hugo	FAB'LIM	Chargé de projet – transition agroalimentaire sur le bassin méditerranéen
MACHON Nathalie	MNHN - CESCO	Professeure – Animatrice du groupe de travail biodiversité en ville
MALAVAL Sandra	CBNPMP – Marque Végétal Local	Coordinatrice nationale Végétal Local
MARTEL Florian	FREDON Occitanie	Chargé de mission espaces végétalisés
MAYEUR Anaël	Université Paris-Saclay - IDEEV	Chargé d'enseignement – écologie et biodiversité végétale
MULATERO Camille	CBNPMP	Chargée de restauration écologique
SILANDE Pascaline	AFAHC Occitanie	Coordinatrice réseau et chargée de communication
TIXIER-MALICORNE Philippe	FREDON Occitanie	Directeur régional
VIDEAU Noémie	CEN Occitanie	Chargée de projet en agroécologie

⁵ “Population Intervention Comparison and Outcomes”, permet de définir les critères requis pour inclure la littérature au corpus de la revue. (Collins et al., 2015)

Le 15/04/2025 différents professionnels se sont réunis dans l'optique de définir les attentes de chacun quant à la revue exploratoire (Tab 1). Ce comité a permis d'exposer la méthode de la revue exploratoire et tous les éléments autour du sujet de cette revue. Le but premier de cette réunion était de définir une question principale et des questions secondaires qui répondraient aux besoins de la majorité. Un manque de littérature scientifique au sujet de l'implantation de végétaux sauvages d'origine locale en milieu urbain a été identifié au préalable et exposé lors de ce comité. Alors, À la suite de ce travail, ce sont deux questions qui ont été retenues, une question principale et une question subsidiaire.

A la suite de cette réunion, un critère d'éligibilité ou PICO a été défini et validé par tous les partis. Ce critère d'éligibilité vise à définir clairement quels sont les critères requis quant à la population d'étude, l'intervention réalisée, la comparaison effectuée et les résultats attendus d'une étude pour pouvoir correspondre au sujet et être intégrée au corpus de littérature.

Ici, la population d'étude correspond à l'ensemble des végétaux terrestres herbacés, arbustifs et arborés utilisés en contexte de JEVI quel que soit le climat. Tous les végétaux utilisés en milieu agricole sont exclus. Pour l'intervention, ce sont les études centrées sur l'implantation de végétaux indigènes qui ont été retenues. Cela comprend l'utilisation de tous les végétaux indigènes à l'aire biogéographique de l'étude et les végétaux indigènes de provenance locale. La population comparée correspond aux végétaux exotiques (d'origine non locale). Cela comprend donc les comparaisons avec des végétaux de la même espèce mais provenant d'une provenance non locale, les végétaux exotiques. Enfin, les études ont été sélectionnées si elles concluaient sur les effets du changement climatique sur les végétaux aux effets du changements climatiques ou sur leurs rôles écologiques dans les écosystèmes urbains.

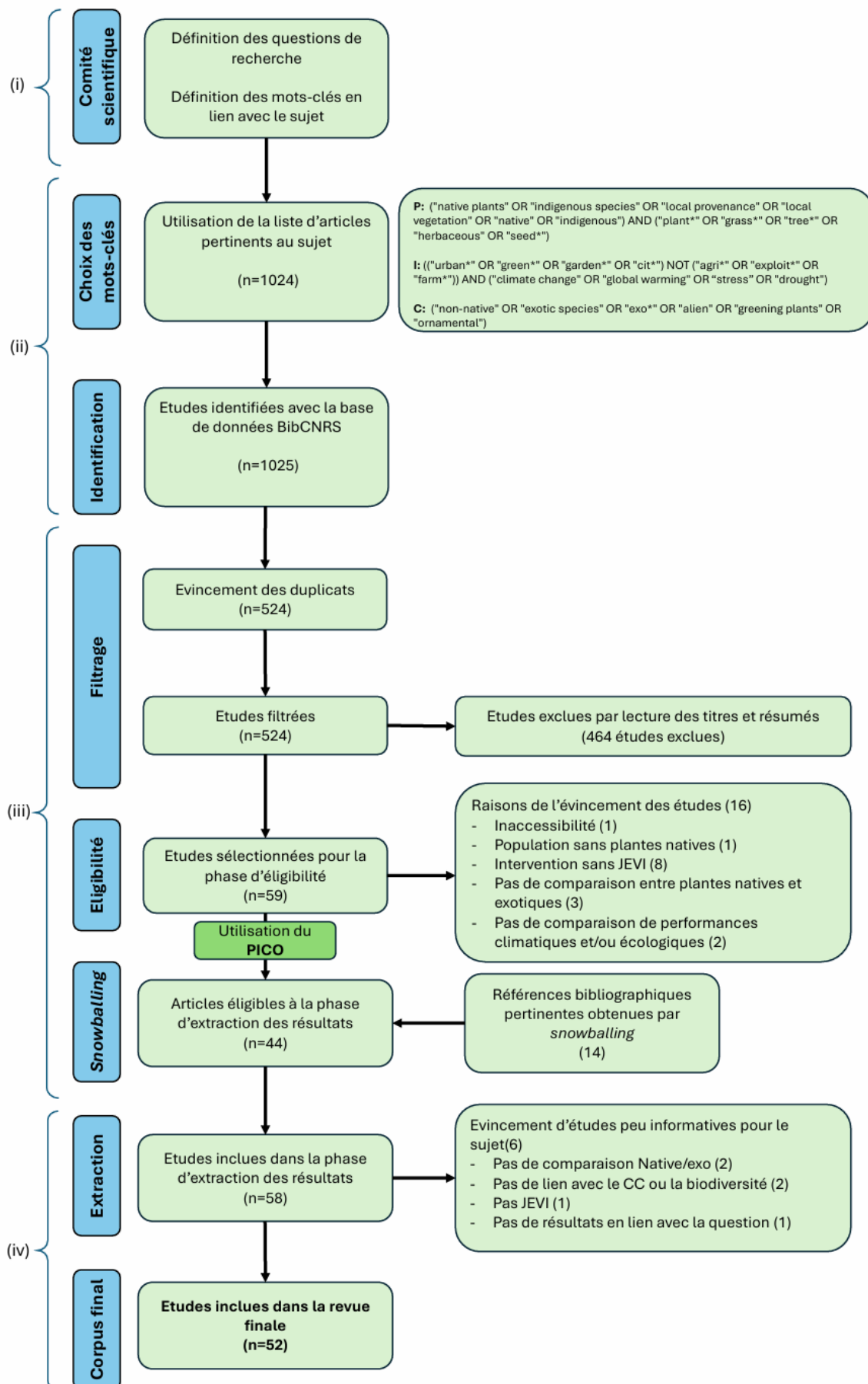
2.2. Construction du jeu de mots-clés utilisé

Pour obtenir les preuves en lien avec le sujet, un jeu de mots clés précis est nécessaire. Chaque mot-clé utilisé dans la recherche est déterminant pour la pertinence des études issues de la recherche. Pour déterminer le jeu de mots-clés le plus pertinent possible, une liste d'articles références a été utilisée. Ces études références ont été obtenues par des recherches bibliographiques au préalable du comité scientifique mais la plupart ont été obtenues par recherches utilisant de nombreuses associations de mots-clés. Finalement, ce sont 18 études références qui ont été obtenues.

Ensuite, différents jeux de mots-clés ont été testés dans la base de données BibCNRS⁶ afin de sélectionner celui semblant le plus adéquat. Cette base de données a été choisie parmi d'autres bases de données gratuites comme *Google Scholar* ou *Science Direct* pour le niveau de détail qu'elle offre dans la mise en place des recherches. BibCNRS ne limite pas le nombre de booléen et le nombre de champs utilisés dans une recherche bibliographique tout en offrant un vaste ensemble de littérature. Les mots-clés renvoyant le plus d'études de la liste référence devraient être sélectionnés pour l'étape d'identification de la littérature (Fig. 1). Ici, la combinaison de mots-clés ayant criblé le plus d'études références a renvoyé aussi 2234 études au total à filtrer. Par des contraintes de temps disponible, ce ne sont donc pas les combinaisons de mots clés renvoyant le plus de références qui ont été choisies.

⁶ Portail d'accès aux ressources électroniques documentaires du CNRS

Fig. 1 - Diagramme de flux PRISMA de la sélection des mots-clés puis des articles



2.3. Filtrage des études selon le critère d'éligibilité

Finalement, une combinaison renvoyant 1152 études le 06/05/2025, dont 10 études références parmi les 18 études références de départ, a été gardée (Fig 1).

Les 1152 études renvoyées par BibCNRS à la date du 06/05/2025 ont ensuite été filtrées à la date du 07/05/2025. Ainsi, n'ont été gardées que les études en anglais ou français et revues par les pairs. Dans le cadre de cette revue, aucune restriction temporelle ou géographique n'a été appliquée. Il en a résulté une liste de 999 études triées des plus récentes aux plus anciennes le 07/05/2025.

La première étape de filtrage s'intéressait principalement aux titres des études. La lecture du titre permettait de déterminer si l'étude s'insérait a priori dans le sujet (pas de critère ici, cela dépend de l'opinion et du ressenti du lecteur). Si un titre ne permettait pas de discriminer la pertinence de l'étude, alors le résumé était lu. Cette étape a été réalisée sur deux jours, la quantité d'études ressorties par BibCNRS est passée de 999 le 07/05/25 à 1025 le 09/05/2025 sans explication particulière (Fig 1). En évinçant les duplicats, ce sont 524 études qui ont été filtrées au total sur les 1025 annoncées. À la suite de cette première étape de filtre, 464 études dont le titre ou résumé suffisaient pour affirmer leur non-pertinence au sujet ont donc été exclues. Cette étape se basait donc sur l'appréciation personnelle du lecteur quant à l'adéquation 59 études ont finalement été sélectionnées pour passer la phase d'éligibilité en utilisant cette fois le PICO (Fig 1).

Le résumé de chacune des 59 études a été lu pour en dégager la population étudiée, l'intervention réalisée, la comparaison effectuée et les résultats chaque étude (PICO). Si le résumé ne suffisait pas pour retrouver ces informations, les parties matériels et méthodes et discussion étaient lues jusqu'à retrouver ces informations. Suite à cette seconde étape de filtre, ce sont 16 études qui ont été identifiées comme ne suivant pas le critère d'éligibilité, portant le nombre d'études à intégrer à la revue à 44 (Fig 1).

Enfin, dans l'optique de compléter le corpus de littérature, une étape de *snowballing* des références bibliographiques répertoriées dans chaque étude a été effectuée. Cette étape vise à collecter des études pertinentes au sujet au sein des références des études déjà sélectionnées. Pour cela le terme « *native* » a été cherché dans les listes des références bibliographiques de chaque étude. Ainsi les titres de tous les papiers cités dans les références des articles contenant le terme « *native* » ont été analysés. De manière similaire à la première étape de filtrage, toutes les études présentant un titre correspondant au sujet ont été sélectionnées pour la phase d'extraction des résultats. 14 études supplémentaires ont ainsi été intégrées au corpus de littérature montant le total des preuves à 58 (Fig 1).

2.4.Extraction des résultats

Les 58 études ont été lues afin de retirer les informations suivantes :

- Type d'étude (article ou revue)
- Auteurs, date de publication, le titre et le DOI
- Origine géographique de l'étude
- But de l'étude
- Population étudiée (végétaux natifs, espèces, nombre d'individus, origine biogéographiques)
- Intervention réalisée (expérience réalisée, variables explicatives)
- Comparaison effectuée (végétaux exotiques)

- Résultats en lien avec les questions posées
- Les biais principaux relevés par les auteurs
- Résultats en lien avec la Q1 et résultats en lien avec la Q2

Les résultats dégagés des études ne se sont basés sur aucune variable particulière afin de retirer un maximum de résultats généraux. On aurait pu imaginer un protocole de sélection des résultats uniquement en lien avec la production de biomasse, la mortalité ou certains traits fonctionnels de résistance à la sécheresse.

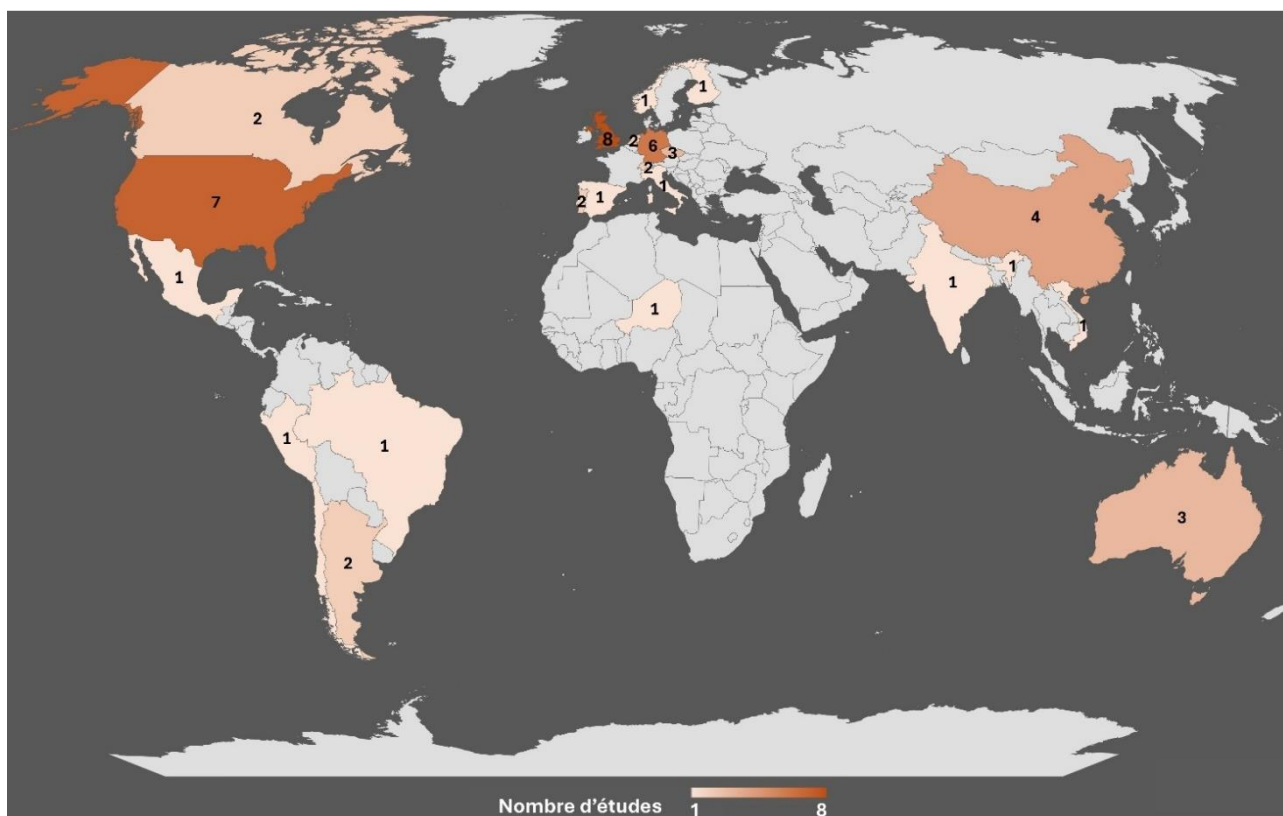
Pendant l'extraction des résultats, 6 études ont été identifiées comme hors-sujet par rapport à la revue. Ces études ont donc été retirées du corpus totalisant le nombre final d'études à 52 (Fig 1).

3. Résultats

3.1. Etat de l'art de la littérature

L'ensemble du corpus de littérature analysé correspond à 52 études en anglais. La majorité des études proviennent de pays d'Europe (27), d'Amérique du Nord (10), d'Asie (7), d'Amérique du Sud (4), du Niger (1) et d'Australie (3). Ce corpus présente une grande variété de climats, les plus retrouvés étant les climats tempérés et secs (Fig 2).

Fig. 2 – Carte de répartition mondiale de la littérature du corpus final (provenance des études)



Le nombre d'études concernant les thèmes abordés dans cette revue a drastiquement augmenté avec le temps. En effet, plus de la moitié des travaux ont été publiés dans les 4 dernières années, après 2021 (Fig 3). C'est principalement la question de la réponse au changement climatique des plantes selon leur indigénat qui est de plus en plus étudiée. La moitié des études analysées ici et qui s'intéressent à ce sujet ont été publiées seulement depuis 2023. Les études comparant les rôles dans

les écosystèmes urbains des végétaux indigènes et exotiques ne connaissent pas une telle croissance dans le temps, La moitié des études autour de ce sujet ont été publiées après 2018 (Fig 3).

La répartition des études entre le volet résilience climatique (Q1) et le volet biodiversité (Q2) est assez homogène. La proportion d'études strictement au sujet du volet Q1 est de 46% là où elle est de 42% pour le volet Q2. La littérature étudiant à la fois le rôle de l'indigénat dans la réponse au climat et dans les liens avec la biodiversité urbaine correspond à 12% du corpus collecté (Fig 4 D).

La proportion des résultats principaux ressortant dans les différentes études selon la question abordée a aussi été analysée (Fig 4 – B). Là aussi, la proportion de résultats répondant à la Q1 est quasi équivalente à celle répondant à la Q2. Les résultats principaux en lien avec la Q1 ressortis sont majoritairement sur les performances des végétaux et la régulation de leurs traits fonctionnels. Dans une moindre mesure, des résultats sur la viabilité des populations et communautés sont ressortis (Fig 4 – B).

La très grande majorité des études sont expérimentales (40%) ou proviennent de relevés de terrain (33%). Seulement un cinquième des études s'intéresse à une modélisation de l'impact du changement climatique sur les végétaux (Fig 4 – A). Le grand nombre d'études expérimentales, en milieu contrôlé le plus souvent, s'explique par la nécessité de contrôler la température et l'accès en eau pour simuler un ou plusieurs effets du changement climatique. Les études de terrain sont quant à elles employées en majorité pour étudier les relations que la végétation entretient avec la biodiversité urbaine. La proportion relativement faible d'étude de modélisation est étonnante étant donné que l'évaluation du futur climat se base souvent sur des modèles prédictifs. Enfin, 13% des études de ce corpus correspondent à des méta-analyses de la littérature scientifique existante (Fig 4 – A). La répartition des résultats en lien avec la Q2 est plus homogène, la majorité des résultats étant en lien avec la diversité spécifique ou les interactions plantes-pollinisateurs (Fig 4 – B).

Au total, 21 études ont nécessité l'implantation et l'entretien de végétaux. Sur ces 21 études, 30% n'ont pas précisé la provenance géographique ou commerciale du matériel végétal et n'ont qualifié ce matériel que d'indigène (*native*) ou exotique (*non native*). Les 15 études restantes précisent d'où provient le matériel végétal, mais ces précisions ne sont pas équivalentes entre les études. Sur ces 15 études, 8 études précisent une collecte de matériel végétal indigène (quasi systématiquement des graines) en milieu naturel et généralement qualifié de « sauvage » dans l'étude (Arhuire-Ossio et al., 2023; Gutiérrez et al., 2023; Lundholm et al., 2014; Miller & Bassuk, 2022; Morriën et al., 2011; Nagy et al., 2024; Qin et al., 2024; Winkler et al., 2015). Ainsi, sur les 21 études ayant contrôlé la provenance du MV utilisé, moins de la moitié, soit 8 études, utilisent un MV qualifiable de VSOL. Aucune de ces études n'utilisent de terminologie plus précise que « native » pour qualifier la provenance du MV.

Pour le reste des études, la provenance des graines est variable, la fourniture depuis des pépinières a été assurée par Rieger-Hoffman® (production locale allemande) dans 3 études différentes et par B&T world seeds® dans 2 autres études. D'autres études précisent la provenance des graines sans que celle-ci ne soit réellement un paramètre étudié, les graines de plantes indigènes peuvent alors avoir de multiples origines qu'elles soient locales ou non (Chrobok et al., 2013; Haeuser et al., 2019; Ivison et al., 2025; Ruppert et al., 2024; Soriano et al., 2024; Van Grunsven et al., 2010)

Fig. 3 – Répartition de la littérature selon l'année de publication et la question abordée

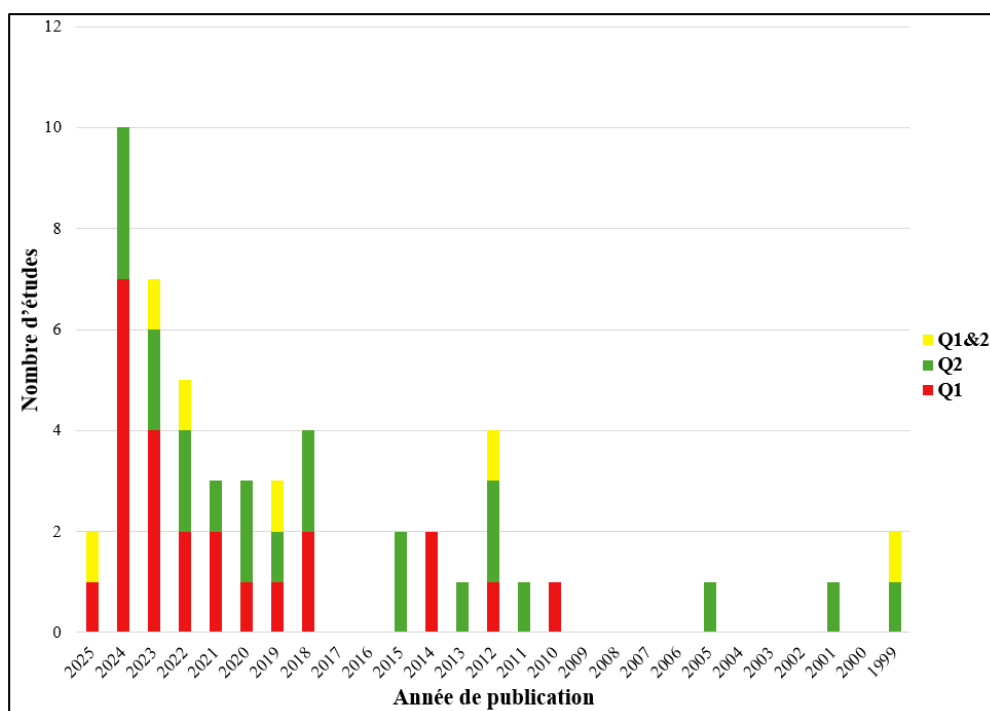
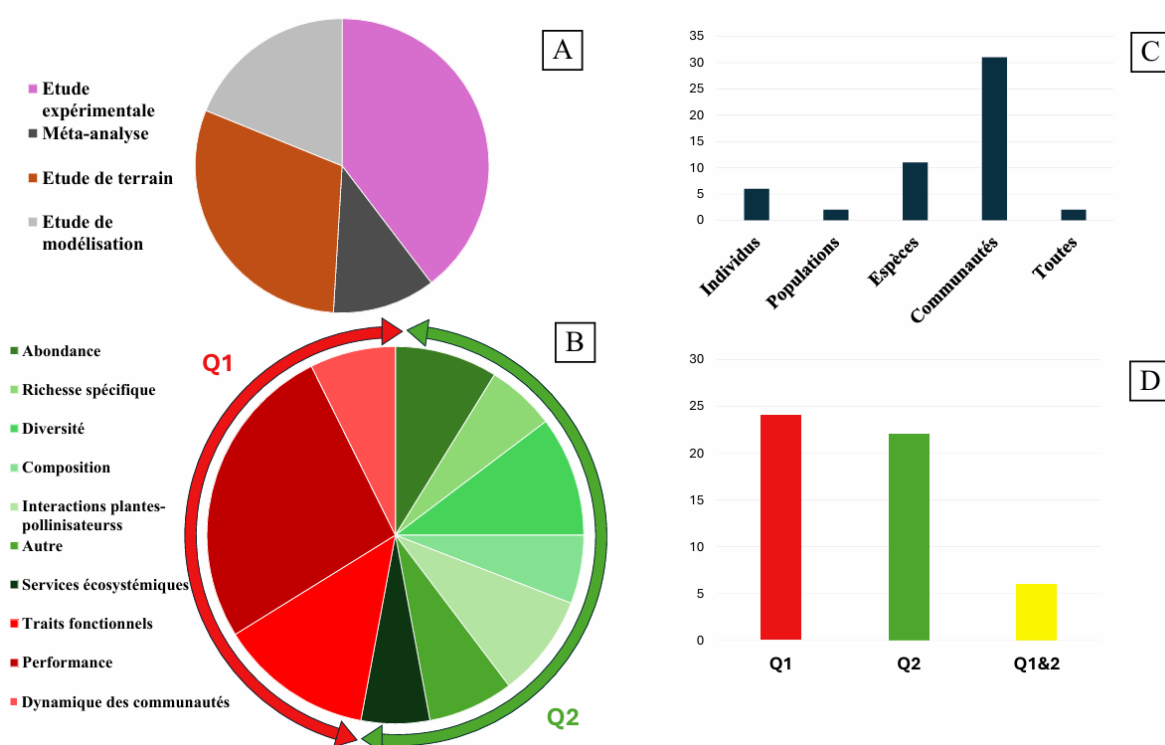


Fig. 4 – A. Diagramme circulaire de la proportion qu’occupe chaque type d’étude dans le corpus de littérature B. Diagramme circulaire de la proportion qu’occupent les résultats en lien avec la Q1 et la Q2 dans le corpus de littérature C. Diagramme du nombre d’études selon l’échelle biologique étudiée D. Diagramme du nombre d’études selon la/les question(s) abordée(s)



Au niveau des échelles biologiques étudiées, la très grande majorité des études s’intéressent au rôle de l’indigénat des végétaux dans des communautés (Fig 4 – C). Ce résultat n’est pas surprenant puisque la totalité de la littérature scientifique ressortie qui répond à la Q2 s’intéresse aux interactions des végétaux indigènes et exotiques avec d’autres êtres vivants. Le sujet d’étude ici biaise donc les

échelles biologiques choisies dans les différents articles. L'échelle de l'espèce a été beaucoup regardée aussi. Cette échelle ressort quasi systématiquement des études car la contrainte de la comparaison des végétaux exotiques et indigènes implique les notions d'espèces exotiques et indigènes. Ce niveau d'étude est ressorti car de nombreuses études se focalisent sur des individus d'une espèce particulière mais qui ne forment ni une population ni une communauté. Enfin, le niveau de l'individu est aussi ressorti dans une moindre mesure (Fig 4 – C). Cette échelle biologique était attendue puisque la réponse des végétaux aux paramètres environnementaux peut être étudiée au niveau individuel, notamment par l'étude de la modulation des traits fonctionnels de ces végétaux.

Une synthèse de la littérature est consultable ci-dessous. (Tab 2)

Tab. 2 – Tableau de synthèse du corpus de littérature établi (l'origine et la provenance désignent en réalité l'indigénat)

Auteurs	Type	Année	Population étudiée	Comparaison	Méthodes	Mesures principales	Echelle biologique	Pays
Alizadeh et al.	Etude expérimentale	2020	Espèces natives du RU	Espèces exotiques méditerranéennes et continentales	Jardins communs, 6 scénarios climatiques	Performances	Communauté végétale	Royaume-Uni
Alizadeh et al.	Méta-analyses	2019	Paysage urbain	Selon l'origine	Revue de littérature	Services écosystémiques	Espèces	Royaume-Uni
Andrade et al.	Méta-analyses	2023	Végétaux urbains	Selon l'origine	Revue de littérature	Services écosystémiques	Espèces	Portugal
Arhuire-Ossio et al.	Etude expérimentale	2023	Espèce arbustive native	Espèce arbustive exotique néozélandaise	Plants en pot, 2 conditions hydriques	Mortalité, potentiel hydrique foliaire	Individu	Pérou
Berthon et al.	Méta-analyses	2021	Tous végétaux	Selon leur origine	Revue de littérature	Effets sur la biodiversité	Toutes	Australie
Chalker-Scott et al.	Méta-analyses	2015	Ligneux natifs urbains	Ligneux non-natifs	Revue de littérature	Richesse spécifique, abondance...	Communautés (plantes – faune)	Etats-Unis
Chrobok et al.	Etude expérimentale	2013	6 espèces natives	11 Espèces exotiques invasives ou non	Individus en pot	Taxon pollinisateurs	Communauté (plantes-pollinisateurs)	Suisse
Clem et Held	Etude expérimentale	2018	Erable rouge	Erable de Norvège, Myrte de crêpe	Erable rouge entouré de 4 autres individus	Dégâts, mortalité, richesse en lépidoptères	Communauté (plantes – insectes)	Etats-Unis
Corbet et al.	Etude expérimentale	2001	5 espèces natives	4 espèces exotiques	Chaque espèce en parcelles de 5m ²	Visites des pollinisateurs	Communauté (plante-pollinisateurs)	Royaume-Uni
Dangulla et al.	Etude de terrain	2021	Arbres de Zaria	Selon l'espèce	Inventaire des arbres	Composition, diversité	Population	Niger
De Carvalho et al.	Méta-analyses	2022	Végétation native	Végétation exotique	Revue de littérature	Viabilité climatique	Espèces	Portugal
Deshpande et al.	Etude de terrain	2024	Plantes natives	Plantes exotiques	Transect en forêt urbaine ou en rue	Activité aviaire, taxon plante,	Communauté (plantes- oiseaux)	Finlande
Deshpande et al.	Etude de terrain	2023	8 espèces natives d'arbres	8 espèces exotiques d'arbres	Observation pollinisation individuelle	Caractéristiques florales, visites pollinisateurs	Communauté (plante-pollinisateurs)	Inde
Esperon-Rodriguez et al.	Etudes de modélisation	2024	Plantes Eucalypt	Selon l'espèce	Superposition niches climatiques et climat local	Marges de sécurité, traits fonctionnels	Espèces	Australie

Frank et al.	Etude de terrain	2019	8 espèces d'arbres natives	6 espèces d'arbres exotiques	Echantillonnage de nuisibles sur arbres	Abondance, diversité en insectes	Communauté (plantes – insectes)	Etats-Unis
Galfrascoli et al.	Etude de modélisation	2023	12 espèces natives	14 espèces non natives	Tirage aléatoire de 30 individus par espèce	Viabilité climatique	Espèces	Argentine
Guillen-Cruz et al.	Etude de terrain et expérimentale	2021	3 aires de plantes natives	3 aires urbaines avec végétation exotique	Mésocosmes avec traitements sécheresse	Traits fonctionnels,	Communauté végétale	Mexique
Gutiérrez et al.	Etude expérimentale	2023	Espèces natives de plusieurs localités	3 espèces exotiques de graminées	Un plant par pot en serre, traitements en eau	Performances	Individu	Etats Unis
Haeuser et al.	Etude expérimentale	2018	10 espèces natives	19 espèces exotiques ornementales	Compétition natifs exotiques, traitements eau/T°	Survie, floraison, biomasses	Communauté végétale	Allemagne
Helden et al.	Etude de terrain	2012	17 espèces d'arbres natives	8 espèces d'arbres non natives	Echantillonnage hémiptères et mésanges	Abondance, diversité, densité en espèces	Communauté (plantes – insectes)	Royaume-Uni
Henríquez-Piskulich et al.	Etude de terrain	2018	Plantes à fleurs	Selon l'origine	Transects puis observations pollinisateurs	Diversité taxonomique en pollinisateurs	Communauté (plantes – pollinisateurs)	Chili
Hitchmough et Woudstra	Méta-analyse	1999	Herbacées natives urbaines	Pérennes exotiques urbaines	Approche mixte : questionnaires, bibliographie...	Compétition, interactions phytophages...	Communauté	Royaume-Uni
Iverson et al.	Etude expérimentale	2025	3 espèces natives prairiales	5 espèces non natives prairiales	Jardins communs, 4 traitements d'herbivorie et T°	Performances, surface foliaire	Communauté (plantes – insectes)	Norvège
Kalusová et al.	Etude de modélisation	2019	Végétation spontanée urbaine	Natives, archéophytes et néophytes	7 types d'habitats urbains, variables climatiques	Richesse spécifique, Composition	Communauté	Europe
Kendle et Rose	Méta-analyse	1999	Végétaux en ville	Selon origine	Revue de littérature	Potentiel invasif, Diversité	Toutes	Royaume-Uni
Kullberg et al.	Etude de modélisation	2024	Arbres de Miami	Selon l'origine	Niche climatique d'origine et climat actuel	Marges de sécurité	Espèces	Etats-Unis
Laux et al.	Etude de terrain	2022	Chênes natifs	Chênes exotiques	Habitats des chênes, relevés en chiroptères	Performances, taille, santé des arbres	Communauté (plante – nuisible)	Allemagne
Lerman et al.	Etude de terrain	2012	Végétation native xérique	Végétation exotique de jardins mésiques	Observations des visites des jardins par les oiseaux	GUD (quantité de nourriture restante après visite)	Communauté (plantes – oiseaux)	Etats-Unis
Li et al.	Etude expérimentale	2024	3 espèces natives désertiques	5 espèces exotiques d'espaces verts	100 individus de chaque espèce, sécheresse	Performances, traits fonctionnels	Espèce	Chine
Lososová et al.	Etude de terrain	2012	Végétation spontanée urbaine	Selon l'origine	7 types d'habitats urbains, Données climatiques	Répartition, composition, diversité	Communauté	Europe
Lososová et al.	Etude de modélisation	2018	Végétation spontanée urbaine	Selon l'origine	Lier les données de répartition et climat	Composition, viabilité climatique	Communauté	Europe
Lindholm et al.	Etude expérimentale	2014	Mix plantes natives/exotiques	Comparaisons entre communautés	Différents assemblages, traitements en T°	Performances, traits fonctionnels	Communauté végétale	Canada
Marini et al.	Etude de modélisation	2012	Végétaux régionaux	Comparaison selon l'origine, Raunkiaer	Inventaire dans 256 cellules sur la région	Richesse et répartition	Communauté	Italie

Miller	Etude de terrain	2022	Espèces du genre <i>Carya</i>	Selon la provenance, l'espèce	Prélèvements de matériel végétal	Traits fonctionnels	Individu	Etats Unis
Morrien et al.	Etude expérimentale	2011	12 espèces natives des Pays-Bas	6 espèces exotiques des 6 mêmes genres	Protocole de feedback, herbivorie ou non	Performances plantes/herbivores	Communautés (plantes – sol - insectes)	Pays-Bas
Nagy et al.	Etude expérimentale	2024	Populations de <i>Conyza canadensis</i>	Populations natives vs exotiques	Plantation en pot, traitements sécheresse	Performances, traits fonctionnels	Populations	Allemagne
Oduor et al.	Etude de modélisation	2023	134 espèces natives décoratives	75 espèces aliens	Modélisation niches climatiques, SDM	Répartitions, risque invasif, prédictions	Espèces	Chine
Ogushia et al.	Etude de modélisation	2024	107 espèces d'arbres	Selon l'origine des arbres	BDD des lépidoptères spécifiques	Diversité taxonomique, abondance	Communautés (plantes – insectes)	Canada
Perillo et al.	Etude expérimentale	2023	3 espèces natives	3 espèces exotiques	Toits végétalisés en extérieur	Performances, traits	Communauté végétale	Argentine
Qin et al.	Etude expérimentale	2024	7 espèces natives communes	7 espèces exotiques communes	1 plant par pot en serre, fréquence d'arrosage	Performances, traits	Individus	Chine
Ruppert et al.	Etude expérimentale	2024	5 espèces natives prairiales	5 espèces non natives prairiales	Compétition, traitements eau/T°	Colonisation mycorhizes, performances	Communautés (plantes – sol)	Allemagne
Salisbury et al.	Etude expérimentale	2015	24 espèces de plantes	Selon l'origine	Jardins communs, visites des pollinisateurs	Visites pollinisateurs	Communautés (plantes – pollinisateurs)	Royaume-Uni
Schittko et al.	Etude de terrain	2022	20 prairies sèches de Berlin	Selon l'origine des végétaux	Mesures des caractéristiques des sites	Diversité, composition, carbone du sol...	Communautés végétales	Allemagne
Schlaepfer et al.	Etude de terrain	2020	Arbres de Genève	Selon l'origine	Inventaire des arbres et mesures de paramètres	Richesse spécifique, abondance	Espèces	Suisse
Silva et al.	Etude de terrain	2020	114 espèces d'arbres	Selon l'origine	Inventaire des arbres, traits reproducteurs	Traits reproducteurs, fructification	Espèces	Brésil
Smith et al.	Etude de modélisation	2006	Végétaux de pelouses indigènes	Végétaux de pelouses aliens	Relier composition et environnement	Richesse florale, composition	Communauté végétale	Royaume-Uni
Soriano et al.	Etude expérimentale	2024	7 espèces ornementales	Selon l'espèce	Tests de germination en sécheresse ou non	Potentiel invasif, taux de germination,	Individu	Espagne
Staudte et al.	Etude de modélisation	2024	Espèces natives	Selon l'aspect menacé et selon l'origine	Comparer les traits fonctionnels entre espèces	Capacités de dispersion, poids graines	Espèces	Allemagne
Su et al.	Etude de terrain et expérimentale	2025	Végétation spontanée sur un talus	Selon le type de plantes	Recréer en mésocosmes les étages du talus,	Composition de la végétation, performances	Communautés végétale	Chine
Van Grunsven et al.	Etude expérimentale	2010	Espèces natives des Pays-Bas	Espèces comparables introduites > 1900	Conditionnement/ feedback selon deux traitements de température	Performances	Communautés (plantes – sol)	Pays-Bas
Winkler et al.	Etude expérimentale	2014	EEE d'une mine abandonnée	6 espèces natives récurrentes	Expériences en serre avec deux traitements en eau	Traits fonctionnels, Performances	Individus	Vietnam
Yabsley et al.	Etude de terrain	2022	Population de <i>P. poliocephalus</i> au jardin botanique	Origine des végétaux visités	Suivis activité, relier trajets et végétaux visités, phénologie des arbres	Phénologie, fructification, Usages des terres	Communautés (Interaction plante – pollinisateurs)	Australie

3.2. Synthèse des résultats dégagés par étude

Dans le cadre de la rédaction du rapport de stage, une synthèse des principaux résultats généraux discutés dans la revue est proposée ici. Les différents résultats extraits des études sont toujours issus de la comparaison entre des VI et des VE, alors la synthèse effectuée se base sur la comparaison menée dans chaque étude. Ainsi la synthèse est proposée sous forme de tableaux. Ces tableaux répertorient l'ensemble des mesures et résultats dégagés des articles, et leur conclusion quant à un avantage des espèces indigènes ou exotiques, ou l'absence d'avantage, pour ce-dit résultat (Tab 3 & 4).

Q1) Douze études ont comparé les performances⁷ des végétaux selon leur indigénat lorsque ceux-ci sont soumis aux stress thermiques et hydrique. Les mesures de performance les plus récurrentes sont la mesure de biomasse aérienne et/ou sous-terrine des végétaux. Cinq des douze études montrent une meilleure biomasse des espèces indigènes sous ces stress climatiques, quatre études ont trouvé la relation et une étude ne trouve pas de différence selon l'indigénat. Trois études ont établi une meilleure survie des VI sous ces conditions, une étude a trouvé la relation inverse (Tab 3).

Neuf études ont comparé des mesures de traits fonctionnels intervenant dans la réponse aux stress thermique et hydrique. Globalement, les mesures de traits fonctionnels morphologiques (SLA, R/S, SRL, LA :RL) n'indiquent pas de différences dans les capacités de résistance aux stress thermiques et hydriques entre VI et VE, excepté pour une étude (Tab 3). D'après les quatre études s'étant intéressées à la mesure des traits fonctionnels renseignant sur l'économie de l'eau et son transport (P50, WD, LWP), les VI sont avantagés face aux VE en conditions climatiques contrôlées. De même, en regardant les mesures de traits fonctionnels intervenant dans la régulation des échanges gazeux et de la photosynthèse (Gs, WUE, NPR), les VI semblent avantagés (Tab 3).

Enfin, une partie du corpus d'études recueilli s'est intéressée à la dynamique des communautés végétales urbaines face aux effets du changement climatique. En modélisant la répartition future des espèces indigènes et exotiques en milieu urbain, trois études ont montré un avantage des VE et une étude n'a pas établi de lien entre l'indigénat et la distribution future des végétaux. En regardant les marges de sécurité thermiques selon l'indigénat, deux études ont montré des résultats inverse dans la tolérance au climat futur selon l'indigénat des végétaux (Tab 3)

Q2) Quatorze études ont comparé les interactions entre la faune urbaine indigène et la végétation urbaine selon son indigénat. La nature des interactions peut être directe ou indirecte. Ce sont principalement trois groupes faunistiques pour qui les interactions avec la végétation ont été étudiés. Globalement, les auteurs concluent systématiquement que la faune urbaine bénéficie globalement plus de la végétation indigène que de la végétation exotique, particulièrement au niveau de leurs activités de fourragement, abondance et richesse spécifique (Tab 4).

Au niveau des interactions au sein même des communautés végétales, dix études ont étudié la compétition entre VI et VE. Globalement, il ressort du corpus que les VE sont de meilleurs compétiteurs que les VI dans les communautés végétales et posent des risques écologiques dans la colonisation des milieux urbains. En regardant les interactions des végétaux avec la communauté du

⁷ Ici, la performance est définie à l'échelle individuelle par les mesures de croissance, survie et fécondité (Violle et al., 2007a)

Tab 3 – Classification des études selon leurs résultats en lien avec la Q1

		Résultat de la comparaison		
Résultat/mesure	Définition de la mesure/ du résultat	Avantage VI	Pas d’avantages	Avantage VE
Biomasse	Masse du matériel biologique considéré	(Gutiérrez et al., 2023; Ivison et al., 2025; Li et al., 2024; Ruppert et al., 2024; Winkler et al., 2015)	(Van Grunsven et al., 2010)	(Alizadeh & Hitchmough, 2020; Dangulla et al., 2021; Haeuser et al., 2019; Qin et al., 2024)
Survie		(Arhuire-Ossio et al., 2023; Li et al., 2024; Perillo et al., 2023)		(Haeuser et al., 2019)
SLA – <i>Specific Leaf Area</i>	Rapport surface foliaire et masse sèche foliaire, diminue en stress hydrique (Liu et al., 2017)		(Ivison et al., 2025; Nagy et al., 2024; Winkler et al., 2015)	
R/S – <i>Root to Shoot ratio</i>	Rapport entre la biomasse des racines et la biomasse aérienne, augmente en stress hydrique (Xu et al., 2015)	(Winkler et al., 2015)		(Qin et al., 2024)
SRL – <i>Specific Root Length</i>	Rapport longueur racinaire et masse sèche racinaire, augmente en stress hydrique (Ostonen et al., 2007)		(Winkler et al., 2015)	
LA:RL – <i>Leaf Area to Root Length</i>	Rapport surface foliaire et longueur racinaire, diminue en stress hydrique (Winkler et al., 2015)		(Winkler et al., 2015)	
P50	Potentiel hydrique du xylème à la perte de 50% capacités conductrices, diminue en stress hydrique (Anderegg et al., 2020)	(Li et al., 2024)		
WD – <i>Wood Density</i> :	Densité du bois, augmente en stress hydrique (Li et al., 2024)	(Esperon-Rodriguez et al., 2024; Li et al., 2024)		
LWP – <i>Leaf Water Potential</i>	Potentiel hydrique foliaire, diminue en stress hydrique (Beyene et al., 2015)	(Arhuire-Ossio et al., 2023)	(Miller & Bassuk, 2022)	
Gs	Conductance des stomates, diminue en stress hydrique (Reynolds-Henne et al., 2010)	(Li et al., 2024; Winkler et al., 2015)		
WUE – <i>Water Use Efficiency</i>	Efficacité d’utilisation de l’eau pour assimiler le carbone, augmente en stress hydrique (B.-R. Li et al., 2024)	(Guillen-Cruz et al., 2021; Li et al., 2024)		
NPR – <i>Net Photosynthetic Rate</i>	Renseigne sur la vitesse de fixation du CO2 (Sudhakar et al., 2016)	(Guillen-Cruz et al., 2021)		(Li et al., 2024)
Modèles de répartition	Modèles prédisant la répartition des espèces végétales sous plusieurs scénarios climatiques		(Kalusová et al., 2019)	(Lososová et al., 2012, 2018; Oduor et al., 2023)
Marges de sécurité thermique	Ecart entre les prédictions thermiques et la limite de tolérance thermique d’une espèce (Gallagher et al., 2019)	(Galfrascoli et al., 2023a)		(Kullberg et al., 2024)

Tab 4 – Classification des études selon leurs résultats en lien avec la Q2

Interaction considérée	Résultat/mesure	Résultat de la comparaison		
		Avantage VI	Pas d'avantages	Avantage VE
Plantes - Oiseaux	Alimentation	(Lerman et al., 2012)	(Berthon et al., 2021; Deshpande et al., 2024)	
	Abondance/Présence	(Berthon et al., 2021; Helden et al., 2012)		
	Richesse spécifique		(Chalker-Scott, 2015)	
Plantes – Insectes phytophages	Alimentation		(Iverson et al., 2025; Smith et al., 2006a)	
	Abondance/Présence	(Clem & Held, 2018; Frank & Backe, 2022)		
	Diversité/Richesse spécifique	(Helden et al., 2012; Ogushi et al., 2024)	(Clem & Held, 2018)	
Plantes - Pollinisateurs	Fréquence de visite des fleurs	(Corbet et al., 2001; Salisbury et al., 2015)	(Chrobock et al., 2013; Deshpande et al., 2023; Yabsley et al., 2022)	
	Diversité/Richesse spécifique	(Chrobock et al., 2013; Deshpande et al., 2023; Henríquez-Piskulich et al., 2018)	(Salisbury et al., 2015)	
	Comportement de prélèvement du nectar	(Corbet et al., 2001; Deshpande et al., 2023)		
Plantes - Plantes	Biomasse		(Ruppert et al., 2024; Schlaepfer et al., 2020)	(Haeuser et al., 2019; Iverson et al., 2025)
	Survie		(Ruppert et al., 2024; Schlaepfer et al., 2020)	
	Capacité de colonisation			(Andrade et al., 2023; Hitchmough & Woudstra, 1999; Kendle & Rose, 2000)
	Modes de reproduction et de dispersion	(Staude, 2024)		(Silva et al., 2020a)
Plantes - sol	PSF : <i>Plant Soil Feedback</i>			(Morriën et al., 2011; Ruppert et al., 2024; Van Grunsven, 2008)
	Mycorhization		(Ruppert et al., 2024)	

sol, trois études ont globalement trouvé que les VE sont avantagés face aux communautés pédologiques indigènes par rapport aux VI (Tab 4).

L'utilisation de VI semble donc pertinente par leur réponse aux stress climatiques mais surtout par leurs interactions avec les autres organismes en milieu urbain.

4. Discussion exhaustive des résultats

4.1. Comparaison des capacités de résistance et résilience des végétaux aux effets du changement climatique selon leur indigénat

La résistance est définie ici à l'échelle physiologique par une tolérance à la déshydratation et aux fortes températures. Elle peut correspondre soit à la capacité de subir le moins de dommages dans de telles conditions, soit à un évitement de la déshydratation en maintenant une turgescence et un statut hydrique élevé dans ces conditions (Blum, 1983). La résilience est la capacité des végétaux à retrouver les fonctions et structures d'avant perturbation (Herrero & Zamora, 2014).

A première vue, il n'y a pas de consensus quant à une différence dans les capacités de résistance ou de résilience aux effets du changement climatique selon l'indigénat des végétaux (Andrade et al., 2023; De Carvalho et al., 2022; Kalusová et al., 2019; Kendle & Rose, 2000; Nagy et al., 2024). Des tendances et résultats pertinents à la question (Q1) se dégagent néanmoins de ce corpus de littérature.

4.1.1. *Comparaison des performances des plantes en conditions de stress thermique et hydrique selon leur indigénat*

La performance est ici abordée à différentes échelles biologiques. Elle peut être mesurée au niveau individuel par des mesures de croissance, survie et fécondité ; populationnel par la dispersion et la démographie de la population ; communautaire par des mesures de structure et dynamique des communautés (Violle et al., 2007).

La mesure de biomasse, soit la masse du matériel biologique considéré, peut être une mesure de la performance individuelle d'un végétal, de l'espèce ou d'une communauté toute entière (Gosa et al., 2019). Ici, au niveau individuel, les plantes indigènes semblent présenter une meilleure production de biomasse, racinaire ou aérienne, face aux conditions de fortes températures et de sécheresse (Gutiérrez et al., 2023; Winkler et al., 2015) ou alors une production inchangée par rapport aux végétaux exotiques (Van Grunsven et al., 2010). Étonnamment, Gutiérrez et al., 2023, (Gutiérrez et al., 2023) ont trouvé que les individus provenant des populations du Sud du Texas présentent une moins bonne réponse à la sécheresse que ceux des populations du Texas central, au climat plus doux. La fréquence d'arrosage a aussi un impact, dans l'étude de Qin et al., 2024 (Qin et al., 2024), les végétaux indigènes ont produit davantage de biomasse totale en traitement d'arrosage faible et fréquent que les végétaux exotiques. Inversement, les végétaux exotiques ont produit davantage de biomasse que les végétaux indigènes en conditions d'arrosage conséquent et occasionnel. Ce résultat n'est pas anodin puisque les végétaux exotiques, notamment envahissants, démontrent de meilleures performances que les végétaux indigènes en réponse aux inondations (Carrara et al., 2024; Ratcliffe et al., 2024).

Maintenant, en regardant la biomasse produite par espèces au niveau d'un écotone⁸, Li et al., 2024 (Li et al., 2024) ont remarqué que les plantes indigènes désertiques présentaient en moyenne une meilleure production de biomasse totale que les végétaux exotiques d'espaces verts en condition de

⁸ Zone de transition entre deux écosystèmes, dans cette étude la transition entre la ville de Tuotuo et le désert d'Ebinur où sont retrouvées les plantes d'espaces verts (bordure de ville) et les plantes désertiques (B.-R. Li et al., 2024a).

sécheresse et températures élevées. Ces mêmes auteurs ont par ailleurs mesuré un système racinaire des plantes indigènes 2 à 5 fois plus grand que celui des plantes exotiques d'espace vert.

En comparant cette fois-ci des assemblages de végétaux en compétition, il ressort que la compétition entre végétaux indigènes et végétaux exotiques sous traitement de sécheresse peut favoriser soit la production de biomasse des indigènes (Iverson et al., 2025; Ruppert et al., 2024) soit des exotiques (Haeuser et al., 2019). Alizadeh & Hitchmough, 2020 (Alizadeh & Hitchmough, 2020) ont montré que les communautés ornementales d'Europe du Sud présentent une meilleure production de biomasse face au futur climat britannique (plus chaud et plus humide) que les communautés indigènes britanniques. Mais tous les végétaux exotiques ne sont pas plus performants puisque les communautés ornementales des steppes eurasiennes s'en sortent le moins bien face au climat futur (humidité trop élevée). La production de biomasse des végétaux indigènes est inchangée par rapport à celle des végétaux exotiques provenant des climats plus chauds.

Ainsi, en regardant la réponse des végétaux aux stress thermique et hydrique, l'indigénat ne se dégage pas comme un critère prépondérant quant à la production de biomasse.

Face aux mêmes conditions de sécheresse et de température, les assemblages en végétaux exotiques et indigènes présentent soit une meilleure survie des plantes indigènes (Arhuire-Ossio et al., 2023; Li et al., 2024; Perillo et al., 2023) soit une meilleure survie des plantes exotiques (Haeuser et al., 2019).

Alors, en regardant les performances des végétaux à travers leur mortalité, il ne semble pas réellement y avoir de tendance en fonction de leur indigénat.

Ici, l'absence d'un consensus sur les performances des végétaux face aux effets du changement climatique selon leur indigénat rend difficile d'établir une conclusion générale. En effet, certaines études ont inclus des espèces exotiques envahissantes dans leur population comparée, leur caractère envahissant biaise les comparaisons de performances entre espèces végétales (Qin et al., 2024; Winkler et al., 2015). Bien que la plupart des études aient raisonné le choix des espèces exotiques et indigènes comparées selon leur rôle écologique similaire ou leur famille (Alizadeh & Hitchmough, 2020; Arhuire-Ossio et al., 2023; Qin et al., 2024; Ruppert et al., 2024; Van Grunsven et al., 2010) d'autres études ont justifié le choix des espèces par leur récurrence d'utilisation ou par leur proximité géographique (Gutiérrez et al., 2023; Haeuser et al., 2019; Li et al., 2024; Perillo et al., 2023; Winkler et al., 2015). Ces distinctions sont importantes, comparer une espèce indigène à une espèce exotique qui présente une forte occurrence peut biaiser les performances vers l'espèce exotique, qui a priori présente des fortes aptitudes de colonisation. Etant donné que le choix des essences sélectionnées en milieu urbain se concentre de plus en plus sur les services écosystémiques et les rôles écologiques qu'elles remplissent (Farrell et al., 2022), il serait pertinent de comparer davantage des essences exotiques et indigènes présentant les mêmes fonctions dans l'espace urbain.

4.1.2. Comparaison de la régulation des traits fonctionnels intervenant dans la réponse aux stress thermique et hydrique selon l'indigénat des végétaux

Les traits fonctionnels sont les caractères morphologiques, physiologiques et phénologiques déterminant la croissance, survie et reproduction des organismes végétaux (J. Li & Prentice, 2024). Leur régulation permet aux individus de répondre aux différentes variables environnementales auxquelles ils sont soumis et détermine leurs performances (Nock et al., 2016). La notion de traits

fonctionnels est toujours définie à l'individu (Violle et al., 2007). Ici, les traits fonctionnels présentés seront toujours abordés sous le prisme de la performance individuelle.

Les traits fonctionnels recensés dans les différentes études ici jouent tous un rôle dans la réponse aux stress thermique et hydrique. On peut regrouper les différents traits relevés en 3 catégories :

4.1.2.1. Les traits fonctionnels associés à la morphologie de l'organisme

Le trait *Specific Leaf Area* (SLA) correspond au rapport entre surface foliaire et la masse sèche foliaire. Ce paramètre renseigne sur la capacité d'assimiler du carbone (masse foliaire) par rapport à la déperdition hydrique (évapotranspiration corrélée à la surface foliaire) (Liu et al., 2017). Une SLA élevée signifie a priori une déperdition d'eau plus importante par rapport à l'assimilation du carbone. Winkler et al., 2015 (Winkler et al., 2015) se sont intéressés à la possibilité de restaurer une ancienne mine au Vietnam en remplaçant la végétation exotique spontanée établie par des végétaux indigènes. Ils trouvent que l'évolution du paramètre SLA en condition de sécheresse est la même chez les végétaux exotiques et chez les végétaux indigènes ; leur tolérance à la sécheresse est donc comparable. D'autres études expérimentales ont montré que ce trait était inchangé quelle que soit l'indigénat des végétaux en traitement climatique chaud et sec (Iverson et al., 2025), ou aucune tendance de régulation de ce trait ne pouvait discriminer des individus d'une même espèce selon leur indigénat (Nagy et al., 2024). Les individus issus de populations indigènes, n'ont a priori pas un meilleur ratio SLA que les individus exotiques, il peut même être moins bon.

Le *root to shoot ratio* (R/S) correspond au ratio de biomasse entre appareil racinaire et appareil aérien. Ce ratio est connu pour augmenter en situation de stress hydrique avec une allocation de biomasse plus importante pour l'appareil racinaire (Xu et al., 2015). Les plantes indigènes présentent un meilleur R/S en condition d'arrosage fréquent là où les végétaux exotiques démontrent le meilleur R/S en traitement d'arrosages espacés (Qin et al., 2024). A priori, les prédictions du futur climat mondial annoncent une intensification de la fréquence et de l'intensité des épisodes de précipitations extrêmes (Tabari, 2020). Selon ce raisonnement, les plantes exotiques semblent de meilleures candidates pour la retenue d'eau dans ce climat perturbé. Cependant les végétaux utilisés dans l'étude de Qin et al., 2024 (Qin et al., 2024) sont des espèces exotiques envahissantes, il n'est pas surprenant que ces espèces soient plus performantes en conditions climatiques extrêmes au vu de leur nature envahissante. Il a toutefois été montré que certaines plantes indigènes présentent un R/S physiologiquement meilleur que celui des végétaux exotiques auxquels ils ont été comparés, bien que l'évolution du ratio en conditions de sécheresse n'ait pas été étudiée (Winkler et al., 2015).

Le trait *specific root length* (SRL), correspond au ratio entre longueur du système racinaire et la biomasse de celui-ci. Un taux SRL qui augmente signifie une meilleure exploitation du sol pour un coût de rhizogenèse et d'entretien racinaire amoindrie (Ostonen et al., 2007). Il a été montré que ce ratio était plus petit chez les plantes indigènes que chez les plantes exotiques supposant une prise en eau moins efficace des plantes indigènes, mais des racines plus épaisses (et donc possiblement une conduction de l'eau et des nutriments meilleure). Les exotiques n'ont cependant montré aucune évolution de ce ratio en condition de sécheresse. Ce résultat combiné à celui des plantes indigènes indiqueraient une viabilité similaire des végétaux en conditions sèches quelle que soit leur indigénat (Winkler et al., 2015).

4.1.2.2. Les traits fonctionnels hydrauliques (économie et transport d'eau)

Le xylème est la voie d'entrée de l'eau et des nutriments dans l'organisme végétal, les flux d'eau et l'osmose en son sein sont finement régulés en stress hydrique (Lens et al., 2022). Différents traits fonctionnels caractérisent la conductivité et l'embolie xylémienne lorsque le flux de liquide est rompu et que les cavités du xylème se remplissent d'air. Le P50 correspond au potentiel hydrique du xylème à partir duquel celui-ci perd 50% de ses capacités conductrices (Anderegg et al., 2020). Une valeur de P50 plus faible signifie donc que la conductivité hydraulique est conservée malgré un stress hydrique plus important. En traitement de sécheresse, les plantes indigènes du désert de Gurbantünggüt en Chine présentent une valeur de P50 plus faible que les plantes exotiques ornementales des espaces verts alentours, indiquant une meilleure réponse face à l'embolie du xylème de la part des plantes indigènes (Li et al., 2024). Cette meilleure réponse face à l'embolie se retrouve aussi par une meilleure densité du bois des végétaux désertiques, la mesure de densité du bois renseignant sur la résistance au stress hydrique (Esperon-Rodriguez et al., 2024; Li et al., 2024). La mesure du taux d'eau perdue par évapotranspiration par rapport à l'eau absorbée par les racines (*leaf area/root length* : LA:RL) renseigne aussi sur l'efficacité hydrique des végétaux. Winkler et al., 2015 (Winkler et al., 2015) ont trouvé que les végétaux indigènes du Vietnam ont un taux qui évolue de la même manière en condition sèche quelle que soit l'indigénat du plant témoignant de la capacité d'accommodation des végétaux indigènes face à la sécheresse. La résilience des végétaux natifs face aux conditions de sécheresse et fortes températures est meilleure par rapport aux végétaux d'espaces verts, avec une meilleure capacité de réhydratation des tissus (Li et al., 2024). D'après ces résultats, les végétaux indigènes seraient de meilleurs candidats pour assurer le transport d'eau et des nutriments face au stress hydrique, par rapport aux végétaux exotiques.

Les mesures des traits hydrauliques foliaires peuvent aussi renseigner sur les capacités de résistance au stress hydrique des plantes. Le potentiel hydrique foliaire est un bon indice pour estimer le statut hydrique d'une plante (Beyene et al., 2015). Arhuire-Ossio et al. 2023 (Arhuire-Ossio et al., 2023) ont comparé le potentiel hydrique foliaire d'une espèce exotique couramment employée dans la plantation de haies au Pérou avec celui d'une espèce indigène candidate potentielle pour la remplacer. Ils ont retrouvé un potentiel hydrique bien inférieur au niveau des feuilles des haies indigènes qu'au niveau des feuilles des haies exotiques en condition de stress hydrique. L'espèce indigène du Pérou est donc plus résistante à la sécheresse que l'espèce exotique. Les mesures de teneur relative en eau des feuilles indiquent aussi une meilleure résistance à la sécheresse des végétaux indigènes (Guillen-Cruz et al., 2021). L'ajustement osmotique des cellules végétales leur permettent une retenue hydrique en conditions sèches malgré un potentiel osmotique qui augmente (Soualiou et al., 2022). La mesure de cet ajustement au niveau des feuilles d'arbres du genre *Carya* indique que quelle que soit la provenance de l'arbre (locale et sauvage ou ornementale), tous les individus ont la même capacité d'ajustement osmotique (Miller & Bassuk, 2022). Dans cette même étude, les auteurs se sont intéressés au potentiel hydrique au point de perte de turgescence (CP0). Les arbres de la population sauvage présentent un CP0 plus négatif que les arbres issus de la population ornementale de l'arboretum. La mesure de ce trait indique a priori une meilleure résistance à la sécheresse des arbres d'origine locale et sauvage. Étonnamment, certaines espèces de *Carya* de milieux humides ont présenté les CP0 les plus faibles et seraient donc mieux adaptées aux milieux secs que des espèces xérophytes. Ces espèces alternent en réalité entre milieu humide et sec (Miller & Bassuk, 2022). Finalement, les mesures des traits osmotiques foliaires dénotent là aussi une tolérance accrue des

végétaux natifs au stress hydrique. Bien que la nature de l'indigénat des individus soit cruciale dans leur réponse au stress environnemental (Lo Piccolo et al., 2025) ; ici, elle ne renseigne pas toujours sur les capacités de résistance des végétaux.

4.1.2.3. Les traits fonctionnels de régulation des transports gazeux et de la photosynthèse

Les échanges gazeux chez les plantes sont soumis à une forte régulation en condition de stress hydrique (Pflüger et al., 2024). Pour éviter les déperditions hydriques par la transpiration des feuilles, les stomates peuvent se refermer partiellement ou totalement limitant alors les échanges atmosphériques des autres gaz (Reynolds-Henne et al., 2010). Ici, les mesures de conductance stomatique diminuent plus fortement en condition de sécheresse chez les plantes indigènes par rapport aux plantes exotiques (Li et al., 2024; Winkler et al., 2015). Dans ces deux études la réponse des plantes indigènes à la sécheresse est donc meilleure que celle des plantes exotiques. Par ailleurs, Winkler et al., 2015 (Winkler et al., 2015) indiquent que les herbacées indigènes utilisées dans leur étude montrent une meilleure biomasse en condition de sécheresse par rapport aux plantes exotiques malgré les limitations en échange gazeux plus importantes. Ce résultat témoigne d'une utilisation plus efficace de l'eau et est en lien avec la nature métabolique de l'assimilation du carbone chez ces plantes réalisant la photosynthèse en C4⁹. La mesure d'efficacité d'utilisation de l'eau (*Water Use Efficiency* : WUE) permet de comparer les besoins en eau pour incorporer la même biomasse entre différentes plantes. La WUE est meilleure chez les plantes indigènes des milieux xériques par rapport aux végétaux exotiques des milieux mésiques¹⁰ (Guillen-Cruz et al., 2021; Li et al., 2024). Les auteurs Li et al., 2024 (Li et al., 2024) dénotent par ailleurs une corrélation des traits intervenant dans la régulation des échanges gazeux et de leurs performances bien plus importante chez les végétaux exotiques d'espaces verts. Dans leur étude, les végétaux exotiques n'ont donc que la régulation de l'ouverture des stomates comme stratégie de réponse à la sécheresse.

L'assimilation du carbone dans la biomasse des plantes renseigne aussi sur les échanges gazeux et l'activité photosynthétique qui se déroulent dans les tissus végétaux. La mesure du taux de photosynthèse nette permet de connaître la vitesse à laquelle une plante est capable de fixer du CO₂ (Sudhakar et al., 2016). La mesure de ce taux par Li et al., 2024 (Li et al., 2024) est bien plus faible chez les plantes locales désertiques que chez les plantes exotiques d'espaces verts. Ici, les plantes indigènes (et locales) assimilent moins de carbone mais son assimilation est bien plus économe en eau par rapport aux plantes exotiques (WUE meilleure). A contrario, dans une étude simulant un toit végétalisé en milieu aride mélangeant espèces exotiques et indigènes, l'activité photosynthétique mesurée était plus importante chez les végétaux indigènes (Perillo et al., 2023). Plus globalement, il semblerait que les communautés végétales indigènes utilisées en espace vert permettent une meilleure assimilation du carbone et un meilleur stockage dans le sol (Guillen-Cruz et al., 2021).

En s'intéressant aux différences entre traits fonctionnels selon l'indigénat des végétaux, les auteurs semblent indiquer une tolérance à la sécheresse et aux hautes températures qui est meilleure chez les végétaux natifs. Cependant ce résultat est à replacer dans le contexte de chaque article: dans le cas des études en climat sec, des végétaux indigènes de ces milieux ont pu être comparés à des végétaux qui ne sont pas issus de climats secs (Guillen-Cruz et al., 2021; Li et al., 2024). La comparaison des

⁹ Voie de fixation du carbone limitant la photorespiration des plantes.

¹⁰ Une végétation de milieu xérique présente des adaptations aux contraintes imposées d'un milieu aride là où les habitats mésiques présente un apport modéré à bien équilibré en humidité.

traits de résistance à la sécheresse est donc automatiquement biaisée vers les végétaux indigènes issus de ces milieux qui ont évolué sous ce climat. Pour les autres études, en général les traits ne différaient pas selon l'indigénat des végétaux, les auteurs recommandant alors la plantation de végétaux indigène, et quand précisé d'origine locale (Iverson et al., 2025; Miller & Bassuk, 2022; Nagy et al., 2024; Winkler et al., 2015).

4.1.3. Comparaison de la dynamique des communautés végétales en réponse au changement climatique selon l'indigénat des végétaux

Au-delà des réponses physiologiques individuelles, la dynamique et la structure des communautés végétales dépendent des paramètres démographiques des espèces et de leur évolution sous le futur climat (Violle et al., 2007). Alors face au changement climatique, l'étude des occurrences et fréquence d'espèces au sein de communautés végétales peut renseigner sur les réponses des végétaux face au climat.

Les études de modélisation permettent de prédire les changements de composition et migration des communautés dans le cadre du changement climatique. Ainsi, dans le cadre d'un scénario climatique sévère, les espèces d'Europe du Sud installées spontanément dans les grandes villes d'Europe, pourraient migrer vers le nord, remplaçant alors les communautés indigènes d'Europe du Nord (Lososová et al., 2012b, 2018). Les espèces exotiques des climats les plus chauds et les espèces rudérales seront les grandes gagnantes dans la colonisation de l'espace urbain dans un climat plus chaud (Lososová et al., 2018). Ces résultats impliquent que les végétaux exotiques originaires de climat chaud pourraient occuper de nouvelles niches en Europe du Nord à cause du changement climatique. Selon ces résultats, les espèces urbaines d'Europe du Sud auraient une meilleure réponse face aux élévations de températures en Europe du Nord (Lososová et al., 2012b, 2018). Oduor et al., 2023 (Oduor et al., 2023), montrent par des modèles de distribution des espèces (SDM) que les espèces exotiques présenteront une contraction de leur niche de viabilité climatique moins importante que les espèces indigènes. Ce résultat dépend néanmoins beaucoup du cycle de vie et des stratégies de reproduction des espèces, les espèces annuelles s'adaptant plus rapidement aux nouvelles conditions climatiques que les pérennes et les espèces à la reproduction clonale présentant des aires de viabilité climatique plus importantes (interconnexion des clones avec partage de ressources). Cependant une autre étude contredit ces résultats, avec le réchauffement climatique, la diversité des communautés végétales urbaines devrait diminuer en milieux méditerranéens et augmenter dans les climats plus froids, mais les proportions de végétaux exotiques et indigènes occupant l'espace urbain devraient rester constantes car les deux groupes répondent similairement aux futures températures (Kalusová et al., 2019). Aussi, les effets d'îlots de chaleur urbains seront d'autant plus intenses et répandus avec le changement climatique ce qui profitera le plus souvent à des espèces exotiques thermophiles (Kalusová et al., 2019).

D'autres études du corpus se sont intéressées à la modélisation des niches climatiques de différentes espèces végétales et à leur marge de sécurité. Cette dernière est définie comme l'écart entre les conditions climatiques actuelles ou prévues et la limite de tolérance d'une espèce à ce climat (Gallagher et al., 2019). L'étude de la correspondance entre paramètres bioclimatiques et le climat de la ville de Cordoba, Argentine, montre que les espèces indigènes présentent une meilleure adéquation de ces paramètres au climat actuel et futur par rapport aux espèces exotiques ornementales de la ville (Galfrascoli et al., 2023). En projetant par rapport au climat de 2100, selon deux scénarios, Kullberg

et al., 2024 (Kullberg et al., 2024), trouvent que 16% à 41% des arbres de la ville de Miami présenteront des marges de sécurité thermiques négatives, signifiant que ces espèces feront face à des températures qu'elles ne tolèrent pas. Cette inadéquation climatique sera d'autant plus forte chez les espèces indigènes de Floride que chez les espèces exotiques, notamment pour les espèces indigènes de pins, palmiers et chênes. L'implantation des Eucalypts, endémiques à l'Australie, dans les villes du monde est possible si ces espèces présentent des niches climatiques assez larges, de nombreuses espèces d'Eucalypts connaissent déjà des conditions climatiques au-delà de leur tolérance (Esperon-Rodriguez et al., 2024).

Finalement, en étudiant les prédictions dans la distribution et l'adéquation climatique des espèces selon leur indigénat, il semblerait que les espèces exotiques provenant de climats chauds ou présentant des niches climatiques larges, tolèreront mieux le climat de demain. Cependant, une sélection intégrative des bonnes espèces indigènes selon leur tolérance climatique et les fonctions écologiques qu'elles remplissent peut tout à fait permettre leur implantation ; par exemple la montée des eaux à Miami va augmenter la salinité des terres à laquelle résiste très bien les palétuviers de Floride (Galfrascoli et al., 2023; Kullberg et al., 2024).

Bien qu'il soit impossible d'affirmer avec ce corpus d'études, que les performances des essences végétales en stress thermique et hydrique dépendent de leur indigénat, il semblerait que les essences indigènes présentent tout de même une meilleure adaptabilité au niveau des traits fonctionnels intervenant dans la réponse à ces stress. En revanche, à l'échelle biogéographique, les végétaux issus des climats plus chauds seront avantagés dans leur dispersion, et donc dans leur performance, face au changement climatique. Les études de ce corpus n'ayant pas trouvé de différence dans la réponse des végétaux selon l'indigénat au changement climatique conseillent systématiquement la plantation des essences indigènes en milieu urbain. Cette préférence est soutenue de manière subsidiaire par l'idée que les espèces végétales indigènes promeuvent la biodiversité locale urbaine ; mais est-ce toujours la réalité ?

4.2. Comparaison de l'intégration des végétaux dans la biodiversité urbaine selon leur indigénat

4.2.1. Comparaison de l'intégration des végétaux au sein des réseaux d'interactions avec la faune urbaine selon l'indigénat des végétaux

A première vue, la faune indigène tendrait à interagir davantage avec les végétaux natifs par rapport aux végétaux exotiques (Berthon et al., 2021; De Carvalho et al., 2022; Galfrascoli et al., 2023; Kendle & Rose, 2000 ; Laux et al., 2022). Cependant d'autres études indiquent que les végétaux exotiques peuvent bénéficier à la faune locale en offrant des ressources complémentaires aux végétaux indigènes (Chalker-Scott, 2015b; Hitchmough & Woudstra, 1999b; Schlaepfer et al., 2020; Smith et al., 2006). La nature des relations établies entre la faune urbaine et les végétaux selon leur indigénat n'est donc pas évidente. Cette partie explore le rôle de l'indigénat de la végétation dans les interactions établies avec la faune urbaine¹¹.

¹¹ Désigne ici l'ensemble des animaux retrouvés dans les milieux urbains des différentes études

4.2.1.1. Interactions avec les oiseaux

La richesse spécifique aviaire semble dépendre de la taille des arbres plutôt que de leur indigénat (Chalker-Scott, 2015). Ces mêmes auteurs précisent que la plantation d'arbres quelle que soit leur indigénat profitent aux oiseaux nicheurs mais est moins favorable pour les oiseaux fourrageant au sol.

Les oiseaux entretiennent des liens trophiques étroits avec la végétation urbaine. Ils peuvent en dépendre directement, en consommant les ressources alimentaires produites par les plantes (K. Li et al., 2025), ou indirectement, en se nourrissant des proies qu'elles abritent (Schillé et al., 2025). Selon le degré de généralisme des espèces d'oiseaux, ces derniers peuvent plus ou moins profiter des ressources offertes par les végétaux exotiques. Ainsi, plus que l'indigénat des végétaux fruitiers, ce serait la quantité et la disponibilité saisonnière des ressources offertes qui importerait (Berthon et al., 2021; Deshpande et al., 2024). Chalker-Scott et al., 2015 (Chalker-Scott, 2015), soulignent cependant que certaines espèces d'oiseaux spécialistes sont dépendantes des ressources alimentaires fournies uniquement par des végétaux indigènes. En s'intéressant aux choix alimentaires des oiseaux à Phoenix (US), Lerman et al., 2012 (Lerman et al., 2012) ont montré que ces derniers consommaient davantage de nourriture et plus longuement, lorsqu'ils se nourrissaient dans des jardins xériques composés majoritairement de plantes indigènes par rapport aux jardins mésiques composés de plantes majoritairement exotiques. Cependant, les auteurs ne concluent pas sur une différence dans la disponibilité de nourriture entre les deux types d'habitats. En effet, l'hypothèse que les jardins mésiques attirent plus d'oiseaux, plus divers ou que les comportements de fourragement soient différents pourrait aussi expliquer leurs observations. Dans les jardins xériques, les communautés d'oiseaux présentent une répartition des individus plus équilibrée entre les espèces. Par ailleurs, l'abondance et la présence d'oiseaux forestiers indigènes augmentent plus il y a d'arbres indigènes (Berthon et al., 2021; Helden et al., 2012).

Finalement, la biodiversité aviaire ne semble pas dépendre particulièrement de l'indigénat des arbres en ville. La végétation exotique peut par ailleurs apporter des ressources fourragères quand la végétation indigène ne le peut pas. Ce résultat n'est pas surprenant étant donné que les habitats urbains sont composés d'oiseaux généralement généralistes et opportunistes profitant d'une végétation à d'indigénat varié tout au long de l'année pour nicher et s'alimenter (Gray & Van Heezik, 2016; Kaur, 2020). Cependant, l'activité, la présence et l'abondance en espèces spécialistes peuvent être totalement dépendantes de l'indigénat des végétaux.

4.2.1.2. Interactions avec les insectes phytophages

Différents concepts d'interactions entre flore exotique et organismes phytophages ont été proposés. L'hypothèse ERH (*Enemy Release Hypothesis*) postule que les plantes exotiques introduites échappent à leurs ennemis naturels améliorant leur performance à l'échelle individuelle et populationnelle (Crawley, 1997, pp.401-475). Inversement, l'hypothèse de résistance biotique soutient que les organismes consommateurs des ressources végétales peuvent agir comme des ennemis naturels de cette végétation exotique (Maron & Vilà, 2001). Ces hypothèses ont principalement été développées dans l'étude des interactions entre organismes herbivores et plantes envahissantes. La nature des liens trophiques selon l'indigénat des végétaux en milieu urbain a moins été étudiée et conceptualisée.

Une conception populaire est de penser qu'un arbre indigène ait besoin de moins de pesticides qu'un arbre exotique pour faire face aux insectes phytophages, alors qu'en réalité c'est parfois l'inverse (Chalker-Scott, 2015). Les résultats des études indiquent que les végétaux exotiques sont aussi consommés par les insectes phytophages indigènes (Iverson et al., 2025; Smith et al., 2006). Les végétaux exotiques peuvent même pâtir davantage des insectes indigènes que les végétaux indigènes si ces insectes sont assez généralistes dans leur alimentation (Iverson et al., 2025). Smith et al., 2006 (Smith et al., 2006) précisent tout de même que la proximité taxonomique entre espèces indigènes et exotiques est un facteur influençant les interactions établies avec les insectes consommateurs. Les espèces d'arbres indigènes présentent une abondance en insectes phytophages plus importantes que les espèces d'arbres exotiques, d'une part en Caroline du Nord dans la ville de Raleigh (Frank et al., 2019) et d'autre part en jardins communs au Canada (Clem & Held, 2018). Ces derniers auteurs, Clem et al., 2018, ont pu s'intéresser à cet effet taxonomique en construisant des communautés végétales mêlant une espèce d'érable indigène, une espèce d'érable exotique très apparentée et une espèce exotique de Myrte. Ils ont souhaité connaître l'impact de l'indigénat des végétaux sur les interactions avec les espèces indigènes de lépidoptères. Les communautés végétales mélangeant les arbres congénères¹² sont autant affectées par les lépidoptères que par les communautés d'arbres indigènes. Les végétaux présents dans les communautés mélangeant les érables indigènes et les myrtes présentent plus de dégâts et montrent une abondance en lépidoptères supérieure. Les auteurs montrent ainsi que l'implantation de végétaux exotiques taxonomiquement éloignés autour de végétaux indigènes consommés par les lépidoptères aurait tendance à créer une barrière écologique accumulant les insectes sur l'espèce indigène consommée. Avec cet effet de barrière, les insectes sont alors capables de défolier les érables indigènes plus de fois dans une seule saison. Toutes ces observations dans les différences de densités d'abondance en insectes phytophages peuvent aussi provenir d'une interaction différente selon la nature de l'indigénat de la végétation de la part des prédateurs, notamment les oiseaux (Clem & Held, 2018; Frank et al., 2019; Helden et al., 2012).

Les richesses et diversité spécifique en insectes phytophages des arbres indigènes sont meilleures que celles des arbres exotiques (Helden et al., 2012; Ogushi et al., 2024). Les arbres indigènes de la ville de Vancouver interagissent avec 5 fois plus d'espèces de lépidoptères indigènes que les arbres exotiques de la ville (Ogushi et al., 2024). En étudiant les arbres au niveau de ronds-points, linéaires urbains et espaces verts, les plus grandes diversités en hémiptères sont retrouvées au niveau des arbres indigènes au Royaume-Uni (Helden et al., 2012). Clem & Held, 2018 (Clem & Held, 2018) n'ont trouvé aucune différence de richesse et de diversité en fonction de l'indigénat et de l'assemblage des végétaux des communautés construites.

D'après les différentes études ici, il semblerait que la végétation arborée indigène en ville permette d'abriter davantage de lépidoptères et d'hémiptères indigènes phytophages, à la fois en abondance et en diversité. L'implantation d'essences indigènes en ville augmenteraient alors aussi indirectement la présence d'oiseaux natifs insectivores (Schillé et al., 2025).

4.2.1.3. Interactions avec les pollinisateurs

Il semblerait que les végétaux exotiques remplissent des fonctions que les espèces indigènes ne peuvent pas remplir comme l'apport de ressources florales en fin de saison estivale mais ne peuvent pas totalement substituer les ressources et l'attractivité des fleurs indigènes (Kendle & Rose, 2000;

¹² Du même genre taxonomique

Staab et al., 2020; Zaninotto et al., 2023). Les végétaux exotiques restreignent taxonomiquement les communautés de pollinisateurs mobilisées pour leur pollinisation bien que leurs inflorescences soient visitées à la fois par des pollinisateurs locaux et exotiques (Chitchak et al., 2024). De plus, l'introduction d'essences végétales exotiques visitées par les pollinisateurs locaux peut causer une déconnexion des communautés pollinisatrices avec les ressources florales locales (Tourbez et al., 2025). La nature de l'indigénat de la végétation semble donc influencer les interactions de pollinisation établie, retrouve-t-on alors ce résultat dans le corpus d'études ?

Aucune différence de fréquence de visites n'a été observée entre fleurs exotiques et fleurs indigènes que ce soit en étudiant les insectes pollinisateurs en Suisse (Chrobock et al., 2013) ou les oiseaux et mammifères pollinisateurs en Inde (Deshpande et al., 2023) et en Australie (Yabsley et al., 2022). Chrobock et al., 2013 (Chrobock et al., 2013), infèrent ce résultat aux similarités dans le nombre et la taille des inflorescences entre les végétaux d'indigénat différent dans leur expérience. En effet, l'abondance en inflorescence et en ressources florales est un des paramètres les plus importants dans la visite des pollinisateurs (Memmott & Waser, 2002; Williams et al., 2011). En prenant en compte l'effet de ces paramètres floraux sur l'attractivité des fleurs pour les pollinisateurs, les fleurs indigènes semblent attirer davantage d'insectes pollinisateurs que les fleurs exotiques (Corbet et al., 2001; Salisbury et al., 2015). En mesurant les taux de sécrétion et de quantité de nectar présents dans les fleurs de plantes de d'indigénat différent, Corbet et al., 2001 (Corbet et al., 2001) ont trouvé que les espèces indigènes britanniques présentent des taux de sécrétion nectarifère bien moindres par rapport aux espèces ornementales exotiques. Cependant les plantes indigènes restent bien plus visitées que les plantes exotiques car le nectar est accessible aux pollinisateurs. En effet, dans leur étude, Corbet et al., 2001 ont utilisé des plantes tropicales dont les nectaires sont confinés au fond de longs éperons floraux et sont inatteignables pour les butineurs européens. Ils confirment donc, en comparant des végétaux du même genre, que les plantes indigènes britanniques sont mieux adaptées à la pollinisation par des insectes indigènes. Par ailleurs la proximité taxonomique des plantes exotiques avec les indigènes augmente la fréquence de visite des pollinisateurs sur leur fleur (Salisbury et al., 2015).

L'indigénat des plantes à fleurs influence également la composition des communautés de pollinisateurs (Chrobock et al., 2013; Deshpande et al., 2023; Henríquez-Piskulich et al., 2018; Salisbury et al., 2015). Les plantes indigènes semblent soutenir une plus grande diversité d'insectes pollinisateurs (Chrobock et al., 2013; Henríquez-Piskulich et al., 2018) et d'oiseaux pollinisateurs (Deshpande et al., 2023). Au niveau taxonomique, l'abondance en *Syrphidae* est favorisée par la présence d'espèces végétales indigènes là où les abeilles solitaires et bourdons, pourtant spécialistes de certaines Angiospermes, n'ont pas montré une abondance dépendante de l'indigénat des végétaux (Salisbury et al., 2015). Après introduction d'essences florales exotiques dans des communautés végétales indigènes, la composition des communautés mellifères a été modifiée en favorisant les espèces de petite taille et en diminuant l'abondance de celle de plus grande taille (Henríquez-Piskulich et al., 2018).

Enfin le comportement fourrager des pollinisateurs est aussi influencé par l'indigénat des végétaux. Les insectes pollinisateurs volent le nectar des plantes exotiques du genre *Saponaria* sans acte de pollinisation (Corbet et al., 2001). Les oiseaux trichent plus souvent au niveau des fleurs exotiques en volant le nectar sans pénétrer dans la corolle là où les mammifères trichent et ravagent plus les fleurs indigènes (Deshpande et al., 2023).

Finalement, l'indigénat de la flore urbaine semble surtout influencer sur la composition des communautés de pollinisateurs, les végétaux indigènes favorisant les communautés de pollinisateurs indigènes diversifiées. L'abondance en pollinisateurs quant à elle semble surtout dépendre de l'abondance en ressources florales. Toutefois, certaines plantes exotiques présentent des ressources florales très abondantes mais inaccessible aux pollinisateurs ce qui peut alors changer leur comportement dans le prélèvement du nectar¹³.

Enfin, l'indigénat des végétaux en milieu urbain semble avoir un effet sur les assemblages d'insectes phytophages et pollinisateurs préférant des espèces indigènes. Ce sont surtout la diversité et la richesse des populations animales qui semblent être impactées par l'indigénat du végétal. En parallèle, les activités de fourragement des oiseaux et des insectes pollinisateurs dépendent plutôt de la disponibilité des ressources et non de leur indigénat. Dans ce cadre, les auteurs recommandent en général la plantation d'espèces indigènes pour subvenir aux besoins de la biodiversité urbaine. En revanche, certaines espèces exotiques fournissant des ressources alimentaires quand les espèces indigènes ne le peuvent pas sont intéressantes pour le maintien de certaines populations d'animaux urbains (Berthon et al., 2021; Chalker-Scott, 2015; Deshpande et al., 2023).

4.2.2. Comparaison de la compétition et des interactions avec le sol dans les communautés végétales selon l'indigénat des végétaux

4.2.2.1. Comparaison des interactions de compétition entre les végétaux natifs et exotiques

Les végétaux exotiques envahissants peuvent avoir un avantage compétitif sur les végétaux indigènes par leurs meilleures capacités suppressives, c'est-à-dire des effets compétitifs plus forts inhibant la valeur sélective des compétiteurs (Callaway & Aschehoug, 2000; Mangla et al., 2008). Les effets compétitifs des végétaux exotiques peuvent être directs, par exemple par la libération de molécules toxiques dans le sol néfastes aux végétaux indigènes (Inderjit & Van Der Putten, 2010), ou indirects en impliquant par exemple l'accumulation de ravageurs sur les végétaux indigènes (Mangla et al., 2008; Shi et al., 2025). En milieu urbain, les aménagements plantés combinent bien souvent végétaux indigènes et végétaux exotiques ornementaux. L'effet des interactions établies dans les communautés ornementales entre les végétaux selon leur indigénat a été étudiée ici.

En comparant les capacités compétitrices de végétaux exotiques naturalisés ou non, et de végétaux indigènes, Haeuser et al., 2019 (Haeuser et al., 2019) trouvent que les espèces naturalisées sont de meilleures compétitrices que les indigènes face aux espèces exotiques non naturalisées. Ce résultat est contredit par l'expérience d'Iverson et al., 2025 (Iverson et al., 2025) qui ont testé la compétition d'un individu indigène ou exotique entouré de 4 autres individus d'une autre espèce. Ici, la biomasse mesurée des espèces indigènes est inchangée en situation de compétition avec des espèces exotiques là où la biomasse des plantes exotiques pâtit globalement de la présence des végétaux indigènes. La biomasse et la survie des plantes peuvent aussi ne pas être impactées par l'indigénat des végétaux mis en association (Ruppert et al., 2024; Schlaepfer et al., 2020) ; les végétaux indigènes peuvent même profiter de la présence de végétaux exotiques dans le milieu urbain en améliorant leur survie, particulièrement si l'association combine des espèces herbacées et pérennes (Hitchmough & Woudstra, 1999b; Schlaepfer et al., 2020).

¹³ Changement de comportement pouvant conduire à de l'épuisement du pollinisateur mais aussi à un vol de nectar sans collecte du pollen de la fleur (Corbet et al., 2001)

La présence de végétaux exotiques peut aussi profiter à la composition de la communauté végétale, une meilleure richesse spécifique a été observée lorsque des espèces exotiques sont présentes en lisière de forêts urbaines (Chalker-Scott, 2015b). En échantillonnant les végétaux des aires urbaines de la province de Bergame, Marini et al., 2012 (Marini et al., 2012a), ont montré que la richesse spécifique en espèces exotiques est indépendante de leur classe de Raunkier¹⁴ et profite des hausses de températures et de l'urbanisation contrairement à celle des espèces indigènes. Mais certaines espèces exotiques peuvent réduire la diversité spécifique du milieu, c'est le cas par exemple de la fétuque élevée capable de remplacer des espèces indigènes au sein d'une communauté (Hitchmough & Woudstra, 1999b). Plus globalement, les espèces exotiques peuvent démontrer des capacités de capture et d'utilisation des ressources plus performantes que les espèces indigènes expliquant leur potentiel envahissant, notamment face au réchauffement climatique (De Carvalho et al., 2022; Oduor et al., 2023). Cependant, certaines espèces indigènes peuvent aussi présenter un caractère invasif dans les milieux perturbés et l'implantation d'espèces exotiques envahissantes comme pionnières dans un milieu dégradé peut même profiter à l'écosystème (Andrade et al., 2023a; Hitchmough & Woudstra, 1999b; Kendle & Rose, 2000). Ces espèces indigènes proliférantes peuvent présenter des caractéristiques reproductives et d'accaparement des ressources typiques d'espèces exotiques envahissantes. Il semblerait donc que le caractère envahissant dépende surtout des caractéristiques de l'espèce plutôt que de son indigénat.

Enfin, la composition des communautés végétales dépend aussi des capacités de dispersion des espèces implantées. Par exemple, les changements phénologiques dans la migration aviaire et l'utilisation de végétaux d'indigénat différent selon la saison ouvrent de nouvelles opportunités pour la dispersion d'espèce exotique (Deshpande et al., 2024). Les caractéristiques phénologiques des végétaux plantés dans les parcs brésiliens diffèrent selon leur indigénat, deux tiers des essences auto-compatibles¹⁵ sont exotiques là où 70% des essences dioïques¹⁶ sont indigènes (Silva et al., 2020). Ici, les espèces exotiques sont bien plus généralistes dans leur reproduction leur permettant une meilleure dispersion et colonisation de nouveaux milieux (Silva et al., 2020). Cependant, Staude et al., 2024 (Staude, 2024), ont comparé les capacités de dispersion des espèces selon leur indigénat et leur occurrence en milieu naturel. Ils découvrent que les graines d'espèces indigènes menacées sont généralement plus légères et ont une vitesse terminale de chute plus faible que les graines d'essences exotiques. De plus la circulation de véhicules ou la mobilité humaines sont autant de facteurs facilitant la dispersion de graines légères ; inclure des espèces indigènes menacées en espace urbain serait donc très bénéfique à leur dispersion (Staude, 2024).

4.2.2.2. Comparaison des interactions avec le sol entre végétaux exotiques et natifs

Le sol est le substrat où se développent d'innombrables interactions entre la plante et son milieu. Les végétaux sont capables d'influencer la composition physico-chimique du sol ainsi que la biosphère de ce milieu (Fujii et al., 2018). En retour, les conditions abiotiques et la communauté pédologique influent les performances des végétaux, on appelle ce phénomène le *plant-soil feedback* (PSF) (Bennett & Klironomos, 2019). Par exemple, dans le cadre d'invasion par des végétaux exotiques, le

¹⁴ Aussi définie comme forme de vie dans cet article (Marini et al., 2012b), catégorise les végétaux selon la position de leur organe de survie pendant la mauvaise saison : phanérophytes, chamaephytes, hémicryptophytes, géophytes, hydrophytes, héliophytes et thérophytes.

¹⁵ Espèce douée d'autofécondation entre les fleurs d'un même individu

¹⁶ Espèces où les individus ne produisent qu'un seul type de gamète : mâle ou femelle

PSF positif ou neutre permet leur installation là où les végétaux indigènes souffrent d'un PSF négatif au niveau de l'aire envahie (Inderjit & Van Der Putten, 2010).

Les études s'intéressant au PSF comparent généralement l'effet d'un conditionnement du sol par une certaine espèce sur la croissance de cette même espèce (réutilisation du sol conditionné pour faire pousser un autre individu). Ici, du sol local représentant la communauté microbienne locale a été prélevé (Morriën et al., 2011; Van Grunsven et al., 2010). Les plantes exotiques répondent globalement mieux que les plantes indigènes à ce conditionnement du sol avec une meilleure biomasse aérienne et racinaire (Morriën et al., 2011; Van Grunsven et al., 2010). A priori, la température n'influence ni le PSF des plantes exotiques ni celui des plantes indigènes (Ruppert et al., 2024; Van Grunsven et al., 2010). L'ensemble de ces résultats indique donc que les végétaux exotiques sont avantagés par rapport aux végétaux indigènes car ils pâtiennent moins des interactions avec les microorganismes du sol. Il est difficile de prédire l'évolution de ce résultat avec le changement climatique mais il semblerait que le PSF soit indépendant de la température (Van Grunsven et al., 2010). Ces résultats sont aussi retrouvés sans conditionnement préalable du sol, les espèces exotiques ont tendance à mieux répondre que les indigènes à la présence des communautés pédologiques indigènes (Ruppert et al., 2024).

L'association mycorhizienne au niveau des racines est cruciale pour le prélèvement de ressources au niveau du sol par le végétal, ces interactions étant affectées par l'urbanisation, elles sont d'autant plus importantes dans l'espace urbain (Rusterholz et al., 2020). Ici, les associations mycorhiziennes bénéficiaient à la fois aux plantes indigènes et exotiques sans pour autant différer selon l'indigénat de l'essence végétale (Ruppert et al., 2024). Toutefois, l'association entre végétal et champignon est bien souvent espèce-dépendante. Un choix réfléchi sur les essences végétales à utiliser est donc crucial pour favoriser les interactions avec la communauté mycorhizienne fongique native (Q.-C. Lin et al., 2024).

Il semblerait donc que certaines espèces exotiques, notamment naturalisées, présentent un avantage compétitif et répondent mieux aux communautés microbiennes locales (Morriën et al., 2011; Ruppert et al., 2024; Van Grunsven et al., 2010). Le PSF semble donc globalement moins bon pour les espèces indigènes comparativement aux espèces exotiques. Les associations mycorhiziennes, quant à elles, profitent aux deux groupes sans distinction nette d'indigénat (Ruppert et al., 2024), soulignant l'importance de choisir les essences en fonction de leur compatibilité écologique plutôt que de leur statut d'indigénat.

5. Discussion et limites

D'après l'analyse du corpus d'études présentée ici, il paraît impossible d'affirmer avec certitude que les performances des végétaux en conditions de stress thermique et hydrique dépendent de leur indigénat. Toutefois, il semblerait que les plantes indigènes présentent une meilleure adaptabilité au niveau de leurs traits fonctionnels intervenant dans la réponse à ces stress. Enfin, à l'échelle biogéographique, les végétaux issus des climats plus chauds seront avantagés dans leur dispersion, et donc dans leur performance, face au changement climatique.

La synthèse des résultats des études s'étant intéressées à l'intégration des végétaux dans les réseaux d'interaction urbains a systématiquement montré des préférences dans l'intégration de VI dans l'espace urbain. La présence de VI soutient l'alimentation de la faune ainsi que certains indicateurs

de biodiversité comme l'abondance d'une espèce ou la richesse spécifique de certaines communautés animales. Les VE présentent quant à eux un risque dans leur capacité à coloniser les écosystèmes en démontrant des capacités compétitives plus importantes que les VI, et en interagissant moins avec les microorganismes du sol.

Bien que le sujet de départ envisageait la recherche d'études menées en climats similaires aux climats occitans, assez rapidement tous les climats possibles ont été envisagés. Ainsi, toutes les régions du monde et tous les climats ont été inclus dans la recherche d'étude. Dans le cadre de la définition du PICO, il est tout à fait possible de définir des climats particuliers ou une aire géographique d'étude (Collins et al., 2015; Peters et al., 2020). Le sujet de cette étude fait à la fois appel au climat, en regardant les effets du changement climatique, et à l'origine géographique par la notion d'indigénat. Sans définir de climat et de zone géographique d'étude particuliers, ces paramètres deviennent des variables supplémentaires du sujet et les comparaisons menées entre VI et VE perdent en pertinence. En effet, selon la zone climatique étudiée, l'effet du changement climatique peut être totalement différent, notamment dans la quantité de précipitations reçue (Clarke et al., 2022; Dore, 2005). Aussi, sans choisir une zone géographique particulière pour cette revue, la notion d'indigénat peut perdre son sens puisqu'une espèce considérée comme indigène dans une étude peut être considérée comme exotique dans une autre. Le fait que certaines espèces puissent être considérées exotiques ou indigènes selon l'étude n'a pas été étudié ici. Toutefois, si la quantité d'études disponibles nous l'avait permis, il aurait été préférable de restreindre le choix des études à celles menées sous un seul et même climat, de préférence les climats présents en Occitanie (méditerranéen, montagnard, sud-ouest).

Inclure la notion de MV sauvage d'origine locale a été une réelle difficulté dans cette étude. Lors de l'établissement du protocole de revue exploratoire, certains travaux étudiant l'effet de la provenance pour une seule et même espèce végétale dans le cadre de restaurations écologiques avaient pu être identifiées (Oggioni et al., 2024; Quiroz et al., 2022). Des études au sujet de cette même comparaison selon la provenance en milieu urbain n'avaient pas été identifiées, la population d'étude et la comparaison effectuée avaient alors été modifiée. Le terme « *native* » est apparu comme très renseignant dans l'extraction d'études, c'est donc autour de celui-ci que le jeu de mots-clés s'est articulé. A l'inverse, le terme « *wild* » est apparu peu renseignant, peu d'études références sortaient des recherches en l'utilisant, et il a été abandonné, peut-être à tort. Alors, il ressort de ce travail l'importance d'explorer l'utilisation des VSOL en milieu urbain mais aussi l'importance d'utiliser les bonnes qualifications pour définir la provenance de ces végétaux. En effet, ici 8 études ont été identifiées comme utilisant du MV sauvage d'origine locale sans jamais réellement parler d'écotype sauvage, ou local, et n'utilisait que l'appellation large et floue de « *native* ».

Une revue exploratoire vise à « examiner l'étendue, la variété et la nature d'une activité de recherche sur un sujet » et répond à une vaste question de recherche (Mour, 2022). L'objectif posé par la méthodologie de la revue exploratoire a donc été rempli ; toutefois, la question initialement posée visant à estimer la réponse des VSOL aux effets du changement climatique en milieu JEVI semble plus adaptée à un travail de revue systématique qui répond à une question précise. Alors, si la recherche autour des VSOL continue de s'étoffer, la mise en place d'une telle revue systématique semble pertinente.

La méthodologie de la revue exploratoire implique un protocole clairement défini et applicable. Parmi ce protocole ne figure pas de méthodologie dans la sélection du jeu de mots-clés utilisé dans la recherche des études. Alors, une méthode inspirée de la mise en place de revues systématiques a été

utilisée pour trouver le jeu de mots-clés ressortant le plus d'études pertinentes au sujet (Peters et al., 2020). Pour cela, un jeu de 18 études considérées comme pertinentes au sujet a dû être obtenu. Seulement, l'obtention de ces références s'est faite en utilisant globalement différents jeux de mots-clés. Il aurait été préférable d'obtenir cette liste de références pertinentes autrement, par exemple par une réflexion collective pour limiter les biais inhérents aux choix personnels de chaque étude. Par ailleurs, ces biais dans la sélection des études sont bien-sûr apparus dans la phase filtrage des études. Intégrer une phase de vérification de la sélection par une tierce personne est conseillée lors de cette phase de filtrage (Collins et al., 2015), mais n'a pas été effectuée ici.

Le protocole de revue implique aussi de définir au préalable à la phase d'extraction de résultats un jeu de mesures qui seront extraites des études. Cette méthode permet de synthétiser les résultats de chaque étude pour chaque mesure identifiée au préalable comme pertinentes dans la réponse à la question. Ici, aucun jeu de mesures n'a été identifié au préalable. Alors, chaque mesure estimée comme pertinente a été récupérée. Cette méthode n'est donc pas adaptée à une synthèse de bibliographie puisque beaucoup de mesures dégagées ne sont relatives qu'à une seule étude.

6. Conclusion

Cette revue exploratoire met en lumière la complexité du choix entre végétaux indigènes et exotiques dans les aménagements urbains face aux défis du changement climatique. Si les résultats montrent une hétérogénéité des performances des espèces selon leur indigénat, aucun avantage systématique ne peut être attribué à l'un ou l'autre groupe en matière de résistance ou de résilience aux stress abiotiques. Néanmoins, les végétaux indigènes, d'origine locale lorsqu'ils le sont, semblent mieux soutenir les interactions écologiques, la diversité fonctionnelle et la stabilité des réseaux biotiques urbains. Ce constat renforce l'intérêt d'initiatives telles que la marque Végétal Local, qui promeut un matériel végétal adapté écologiquement et génétiquement aux conditions locales. Pour répondre aux défis futurs, une stratégie de plantation intégrée, combinant les bénéfices écologiques des végétaux indigènes et la plasticité fonctionnelle de certaines espèces exotiques non invasives, apparaît comme une voie prometteuse. Elle devra s'accompagner d'un approfondissement des connaissances sur la provenance, l'adaptabilité et les fonctions des végétaux en milieu urbain, ainsi que d'un dialogue renouvelé entre recherche, gestion et planification territoriale.

7. Bibliographie

- Alizadeh, B., & Hitchmough, J. D. (2020). How will climate change affect future urban naturalistic herbaceous planting? The role of plant origin and fitness. *Urban Forestry & Urban Greening*, 54, 126786. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2020.126786>
- Anderegg, W. R. L., Trugman, A. T., Badgley, G., Anderson, C. M., Bartuska, A., Ciais, P., Cullenward, D., Field, C. B., Freeman, J., Goetz, S. J., Hicke, J. A., Huntzinger, D., Jackson, R. B., Nickerson, J., Pacala, S., & Randerson, J. T. (2020). Climate-driven risks to the climate mitigation potential of forests. *Science*, 368(6497), eaaz7005. <https://doi.org/10.1126/science.aaz7005>
- Andrade, M., Fernandes, C., Coutinho, A., & Figueiredo, A. (2023a). Urban Green Infrastructure : Does Species' Origin Impair Ecosystem Services Provision? *Land*, 13(1), Article 1. <https://doi.org/10.3390/land13010023>
- Arhuire-Ossio, M., Vélez-Azañero, A., Quiros-Rossi, L., Thomas, E., & Ladd, B. (2023). Optimizing water use efficiency in urban green space of a hyper-arid megacity through tree species selection : A case study. *Urban Water Journal*, 20(10), 1331-1335. <https://doi.org/10.1080/1573062X.2022.2062009>
- Bachofen, C. (2025). *High transpirational cooling by urban trees despite extreme summer heatwaves*.
- Bastos, A., Sippel, S., Frank, D., Mahecha, M. D., Zaehle, S., Zscheischler, J., & Reichstein, M. (2023). A joint framework for studying compound ecoclimatic events. *Nature Reviews Earth & Environment*, 4(5), 333-350. <https://doi.org/10.1038/s43017-023-00410-3>

- Bennett, J. A., & Klironomos, J. (2019). Mechanisms of plant–soil feedback : Interactions among biotic and abiotic drivers. *New Phytologist*, 222(1), 91-96. <https://doi.org/10.1111/nph.15603>
- Berthon, K., Thomas, F., & Bekessy, S. (2021a). 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>
- Beyene, A., Hussien, S., Pangirayi, T., & Mark, L. (2015a). Physiological mechanisms of drought tolerance in sorghum, genetic basis and breeding methods : A review. *African Journal of Agricultural Research*, 10(31), 3029-3040. <https://doi.org/10.5897/AJAR2015.9595>
- Bischoff, A., Steinger, T., & Müller-Schärer, H. (2008). The Importance of Plant Provenance and Genotypic Diversity of Seed Material Used for Ecological Restoration. *Restoration Ecology*, 18(3), 338-348. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2008.00454.x>
- Blum, A. (1983). *GENETIC AND PHYSIOLOGICAL RELATIONSHIPS IN PLANT BREEDING FOR DROUGHT RESISTANCE*.
- Cai, Z., La Sorte, F. A., Chen, Y., & Wu, J. (2023). The surface urban heat island effect decreases bird diversity in Chinese cities. *Science of The Total Environment*, 902, 166200. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166200>
- Callaway, R. M., & Aschehoug, E. T. (2000). Invasive Plants Versus Their New and Old Neighbors : A Mechanism for Exotic Invasion. *Science*, 290(5491), 521-523. <https://doi.org/10.1126/science.290.5491.521>
- Calvin, K., Dasgupta, D., Krinner, G., Mukherji, A., Thorne, P. W., Trisos, C., Romero, J., Aldunce, P., Barrett, K., Blanco, G., Cheung, W. W. L., Connors, S., Denton, F., Diongue-Niang, A., Dodman, D., Garschagen, M., Geden, O., Hayward, B., Jones, C., ... Péan, C. (2023). *IPCC, 2023 : Climate Change 2023: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, H. Lee and J. Romero (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland*. Intergovernmental Panel on Climate Change. <https://doi.org/10.59327/ipcc/ar6-9789291691647>
- Carrara, L., Moi, D. A., Figueiredo, B. R. S., Van Kleunen, M., Pastorini, L. H., Romagnolo, M. B., & Souza, L. A. (2024). Tolerance to drought and flooding events provides a competitive advantage for an invasive over a native plant species. *Freshwater Biology*, 69(3), 425-434. <https://doi.org/10.1111/fwb.14221>
- Chalker-Scott, L. (2015a). Nonnative, Noninvasive Woody Species Can Enhance Urban Landscape Biodiversity. *Arbiculture & Urban Forestry*, 41(4). <https://doi.org/10.48044/jauf.2015.017>
- Chitchak, N., Hassa, P., Traiperm, P., & Stewart, A. B. (2024). Who pollinates exotic plants? A global assessment across native and exotic ranges. *Global Ecology and Conservation*, 54, e03185. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2024.e03185>
- Chrobock, T., Winiger, P., Fischer, M., & Van Kleunen, M. (2013). The cobblers stick to their lasts : Pollinators prefer native over alien plant species in a multi-species experiment. *Biological Invasions*, 15(11), 2577-2588. <https://doi.org/10.1007/s10530-013-0474-3>
- Clarke, B., Otto, F., Stuart-Smith, R., & Harrington, L. (2022). Extreme weather impacts of climate change : An attribution perspective. *Environmental Research: Climate*, 1(1), 012001. <https://doi.org/10.1088/2752-5295/ac6e7d>
- Clem, C. S., & Held, D. W. (2018a). Associational Interactions Between Urban Trees : Are Native Neighbors Better Than Non-Natives? *Environmental Entomology*, 47(4), Article 4. <https://doi.org/10.1093/ee/nvy071>
- Collins, A., Coughlin, D., Miller, J., & Kirk, S. (s. d.). *The Production of Quick Scoping Reviews and Rapid Evidence Assessments A How to Guide*.
- Corbet, S. A., Bee, J., Dasmahapatra, K., Gale, S., Gorringer, E., La Ferla, B., Moorhouse, T., Trevail, A., Van Bergen, Y., & Vorontsova, M. (2001). Native or Exotic? Double or Single? Evaluating Plants for Pollinator-friendly Gardens. *Annals of Botany*, 87(2), 219-232. <https://doi.org/10.1006/anbo.2000.1322>
- Dangulla, M., Abd Manaf, L., Ramli, M. F., Yacob, M. R., & Namadi, S. (2021). Exploring urban tree diversity and carbon stocks in Zaria Metropolis, North Western Nigeria. *Applied Geography*, 127, 102385. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2021.102385>
- De Carvalho, C. A., Raposo, M., Pinto-Gomes, C., & Matos, R. (2022). Native or Exotic : A Bibliographical Review of the Debate on Ecological Science Methodologies: Valuable Lessons for Urban Green Space Design. *Land*, 11(8), 1201. <https://doi.org/10.3390/land11081201>
- Deshpande, P., Johansson, N., Klun, E., Lehtikoinen, A., & Thorogood, R. (2024a). Changing Bird Migration Patterns Have Potential to Enhance Dispersal of Alien Plants From Urban Centres. *Global Change Biology*, 30(11), e17572. <https://doi.org/10.1111/gcb.17572>
- Deshpande, P., Sharma, R., Lehtikoinen, A., & Thorogood, R. (2023). Native fauna interact differently with native and alien trees in a tropical megacity. *Science of The Total Environment*, 868, 161683. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.161683>
- Dore, M. H. I. (2005). Climate change and changes in global precipitation patterns : What do we know? *Environment International*, 31(8), 1167-1181. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2005.03.004>
- Dupré la Tour, A., Labatut, J., & Spiegelberger, T. (2020). Unraveling the concept of local seeds in restoration ecology. *Restoration Ecology*, 28(6), 1327-1334. <https://doi.org/10.1111/rec.13262>

- Esperon-Rodriguez, M., Tjoelker, M. G., Lenoir, J., Laugier, B., & Gallagher, R. V. (2024). Wide climatic niche breadth and traits associated with climatic tolerance facilitate eucalypt occurrence in cities worldwide. *Global Ecology and Biogeography*, 33(6), e13833. <https://doi.org/10.1111/geb.13833>
- European Native Seed Producers Association. (s. d.). Consulté 30 juillet 2025, à l'adresse <https://native-seed.eu/>
- Farrell, C., Livesley, S. J., Arndt, S. K., Beaumont, L., Burley, H., Ellsworth, D., Esperon-Rodriguez, M., Fletcher, T. D., Gallagher, R., Ossola, A., Power, S. A., Marchin, R., Rayner, J. P., Rymer, P. D., Staas, L., Szota, C., Williams, N. S. G., & Leishman, M. (2022). Can we integrate ecological approaches to improve plant selection for green infrastructure? *Urban Forestry & Urban Greening*, 76, 127732. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2022.127732>
- Francini, A., Romano, D., Toscano, S., & Ferrante, A. (2022). The Contribution of Ornamental Plants to Urban Ecosystem Services. *Earth*, 3(4), 1258-1274. <https://doi.org/10.3390/earth3040071>
- Frank, S. D., & Backe, K. M. (2022). Effects of Urban Heat Islands on Temperate Forest Trees and Arthropods. *Current Forestry Reports*, 9(1), 48-57. <https://doi.org/10.1007/s40725-022-00178-7>
- Frank, S. D., Backe, K. M., McDaniel, C., Green, M., Widney, S., & Dunn, R. R. (2019a). Exotic urban trees conserve similar natural enemy communities to native congeners but have fewer pests. *PeerJ*, 7, e6531. <https://doi.org/10.7717/peerj.6531>
- Fried, G., Affre, L., Albert, A., Antonetti, P., Bretagnolle, F., Caillon, A., Chabrol, L., Cottaz, C., Dao, J., Delangue, B., Dortel, F., Decocq, G., Dommanget, F., Geslin, J., Girod, C., Gourvil, J., Kessler, F., Molina, J., Petit, Y., ... Brun, C. (2024). Analyse de la terminologie relative aux plantes vasculaires exogènes : Application à l'inventaire des archéophytes et néophytes de France hexagonale. *Naturae*, 2024(4). <https://doi.org/10.5852/naturae2024a4>
- Fujii, S., Cornelissen, J. H. C., Berg, M. P., & Mori, A. S. (2018). Tree leaf and root traits mediate soil faunal contribution to litter decomposition across an elevational gradient. *Functional Ecology*, 32(3), 840-852. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13027>
- Galfrascoli, G., Bernardello, G., & Calviño, A. (2023a). How well do trees fit the city? Lessons from an urban tree survey in Córdoba, Argentina. *Boletín de La Sociedad Argentina de Botánica*, 58(4), Article 4. <https://doi.org/10.31055/1851.2372.v58.n4.42421>
- Gallagher, R. V., Allen, S., & Wright, I. J. (2019). Safety margins and adaptive capacity of vegetation to climate change. *Scientific Reports*, 9(1), 8241. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-44483-x>
- García-Herrera, R., Díaz, J., Trigo, R. M., Luterbacher, J., & Fischer, E. M. (2010). A Review of the European Summer Heat Wave of 2003. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 40(4), 267-306. <https://doi.org/10.1080/10643380802238137>
- Gill, S. E., Handley, J. F., Ennos, A. R., & Pauleit, S. (2007). Adapting Cities for Climate Change : The Role of the Green Infrastructure. *Built Environment*, 33(1), 115-133. <https://doi.org/10.2148/benv.33.1.115>
- Gosa, S. C., Lupo, Y., & Moshelion, M. (2019). Quantitative and comparative analysis of whole-plant performance for functional physiological traits phenotyping : New tools to support pre-breeding and plant stress physiology studies. *Plant Science*, 282, 49-59. <https://doi.org/10.1016/j.plantsci.2018.05.008>
- Gray, E. R., & Van Heezik, Y. (2016). Exotic trees can sustain native birds in urban woodlands. *Urban Ecosystems*, 19(1), 315-329. <https://doi.org/10.1007/s11252-015-0493-1>
- Gu, L., Schumacher, D. L., Fischer, E. M., Slater, L. J., Yin, J., Sippel, S., Chen, J., Liu, P., & Knutti, R. (2025). Flash drought impacts on global ecosystems amplified by extreme heat. *Nature Geoscience*. <https://doi.org/10.1038/s41561-025-01719-y>
- Guerreiro, S. B., Dawson, R. J., Kilsby, C., Lewis, E., & Ford, A. (2018). Future heat-waves, droughts and floods in 571 European cities. *Environmental Research Letters*, 13(3), 034009. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aaaad3>
- Guillen-Cruz, G., Rodríguez-Sánchez, A. L., Fernández-Luqueño, F., & Flores-Rentería, D. (2021). Influence of vegetation type on the ecosystem services provided by urban green areas in an arid zone of northern Mexico. *Urban Forestry & Urban Greening*, 62, 127135. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2021.127135>
- Gutiérrez, S., Muir, J. P., Murray, D. B., Smith, W. B., & Bow, J. R. (2023). Native and introduced ornamental bunchgrass seedling response to restricted soil-moisture conditions. *Native Plants Journal*, 24(1), 18-31. <https://doi.org/10.3368/npj.24.1.18>
- Haddad, N. M., Brudvig, L. A., Clobert, J., Davies, K. F., Gonzalez, A., Holt, R. D., Lovejoy, T. E., Sexton, J. O., Austin, M. P., Collins, C. D., Cook, W. M., Damschen, E. I., Ewers, R. M., Foster, B. L., Jenkins, C. N., King, A. J., Laurance, W. F., Levey, D. J., Margules, C. R., ... Townshend, J. R. (2015). Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances*, 1(2), e1500052. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1500052>
- Haeuser, E., Dawson, W., & Van Kleunen, M. (2019). Introduced garden plants are strong competitors of native and alien residents under simulated climate change. *Journal of Ecology*, 107(3), 1328-1342. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13101>
- Hancock, N., Leishman, M. R., & Hughes, L. (2013). Testing the "Local Provenance" Paradigm : A Common Garden Experiment in Cumberland Plain Woodland, Sydney, Australia. *Restoration Ecology*, 21(5), 569-577. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2012.00931.x>

- Helden, A. J., Stamp, G. C., & Leather, S. R. (2012a). Urban biodiversity : Comparison of insect assemblages on native and non-native trees. *Urban Ecosystems*, 15(3), 611-624. <https://doi.org/10.1007/s11252-012-0231-x>
- Helden, A. J., Stamp, G. C., & Leather, S. R. (2012b). Urban biodiversity : Comparison of insect assemblages on native and non-native trees. *Urban Ecosystems*, 15(3), Article 3. <https://doi.org/10.1007/s11252-012-0231-x>
- Henríquez-Piskulich, P., Vera, A., Sandoval, G., & Villagra, C. (2018). Along urbanization sprawl, exotic plants distort native bee (Hymenoptera : Apoidea) assemblages in high elevation Andes ecosystem. *PeerJ*, 6, e5916. <https://doi.org/10.7717/peerj.5916>
- Herrero, A., & Zamora, R. (2014). Plant Responses to Extreme Climatic Events : A Field Test of Resilience Capacity at the Southern Range Edge. *PLoS ONE*, 9(1), e87842. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0087842>
- Hervé, N. (2023). *Synthèse du sixième rapport de synthèse du GIEC*.
- Hitchmough, J., & Woudstra, J. (1999b). The ecology of exotic herbaceous perennials grown in managed, native grassy vegetation in urban landscapes. *Landscape and Urban Planning*, 45(2-3), Article 2-3. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(99\)00031-6](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(99)00031-6)
- Hu, S., Jin, C., Liao, R., Huang, L., Zhou, L., Long, Y., Luo, M., Jim, C. Y., Hu, W., Lin, D., Chen, S., Liu, C., Jiang, Y., & Yang, Y. (2023). Herbaceous ornamental plants with conspicuous aesthetic traits contribute to plant invasion risk in subtropical urban parks. *Journal of Environmental Management*, 347, 119059. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.119059>
- Inderjit, & Van Der Putten, W. H. (2010). Impacts of soil microbial communities on exotic plant invasions. *Trends in Ecology & Evolution*, 25(9), 512-519. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2010.06.006>
- Iverson, K., Vange, V., Speed, J. M., & Dawson, W. (2025). Invasive plants grow taller under experimental warming, but mediated effects of biotic interactions are species-specific. *Oikos*, 2025(2), e10932. <https://doi.org/10.1111/oik.10932>
- Peters MDJ, Godfrey C, McInerney P, Munn Z, Tricco AC, Khalil, H. Scoping Reviews (2020). Aromataris E, Lockwood C, Porritt K, Pilla B, Jordan Z, editors. JBI Manual for Evidence Synthesis. JBI; 2024. Available from: <https://synthesismanual.jbi.global>. <https://doi.org/10.46658/JBIMES-24-09>
- Kaiser, A., Merckx, T., & Van Dyck, H. (2016). The Urban Heat Island and its spatial scale dependent impact on survival and development in butterflies of different thermal sensitivity. *Ecology and Evolution*, 6(12), 4129-4140. <https://doi.org/10.1002/ece3.2166>
- Kalusová, V., Čeplová, N., Chytrý, M., Danihelka, J., Dřevojan, P., Fajmon, K., Hájek, O., Kalníková, V., Novák, P., Řehořek, V., Těšitel, J., Tichý, L., Wirth, T., & Lososová, Z. (2019a). Similar responses of native and alien floras in European cities to climate. *Journal of Biogeography*, 46(7), Article 7. <https://doi.org/10.1111/jbi.13591>
- Kaur, M. (2020). Nesting Preferences of Birds in Relation to Exotic Trees in Ludhiana, Punjab. *Journal of Animal Research*, 10(1). <https://doi.org/10.30954/2277-940X.01.2020.14>
- Kendle, A. D., & Rose, J. E. (2000). *The aliens have landed ! What are the justifications for 'native only' policies in landscape plantings?*
- Kisvarga, S., Horotán, K., Wani, M. A., & Orlóci, L. (2023). Plant Responses to Global Climate Change and Urbanization : Implications for Sustainable Urban Landscapes. *Horticulturae*, 9(9), 1051. <https://doi.org/10.3390/horticulturae9091051>
- Krautzer, B., Uhlig, C., & Wittmann, H. (2012). Restoration of Arctic–Alpine Ecosystems. In J. Van Andel & J. Aronson (Éds.), *Restoration Ecology* (1^{re} éd., p. 189-202). Wiley. <https://doi.org/10.1002/9781118223130.ch15>
- Kullberg, A. T., Aragón, L., Bernal-Escobar, M., Fortier, R., Lautenschlager, L., Ballantyne, J., & Feeley, K. J. (2024a). Rising temperatures will make Miami's street life even more exotic. *Urban Forestry & Urban Greening*, 101, 128502. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2024.128502>
- Laux, M., Lv, H., Entling, M. H., Schirmel, J., Narang, A., Köhler, 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>
- Lens, F., Gleason, S. M., Bortolami, G., Brodersen, C., Delzon, S., & Jansen, S. (2022). Functional xylem characteristics associated with drought-induced embolism in angiosperms. *New Phytologist*, 236(6), 2019-2036. <https://doi.org/10.1111/nph.18447>
- Lerman, S. B., Warren, P. S., Gan, H., & Shochat, E. (2012). Linking Foraging Decisions to Residential Yard Bird Composition. *PLoS ONE*, 7(8), e43497. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0043497>
- Li, B.-R., Sun, N., Xu, M.-S., Sun, Q.-X., Wang, H.-M., Zhou, J., Luo, X., Lv, G.-H., & Yang, X.-D. (2024a). Difference in summer heatwave-induced damage between desert native and urban greening plants in an arid desert region. *PLOS ONE*, 19(12), Article 12. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0299976>
- Li, J., & Prentice, I. C. (2024). Global patterns of plant functional traits and their relationships to climate. *Communications Biology*, 7(1), 1136. <https://doi.org/10.1038/s42003-024-06777-3>

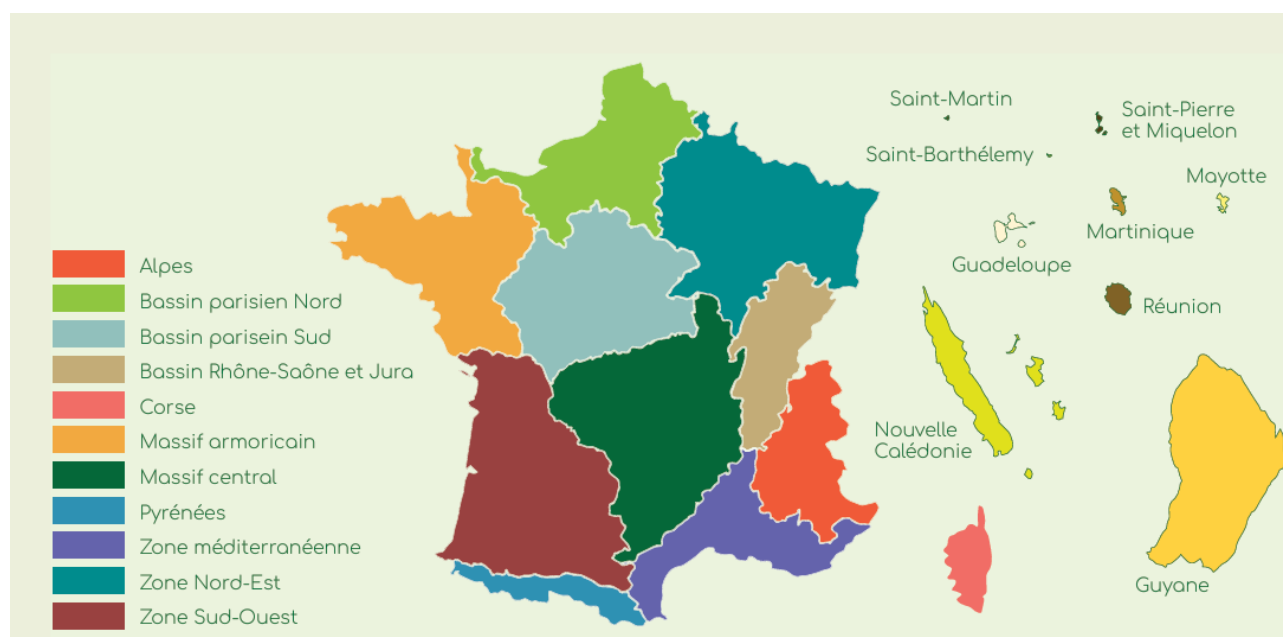
- Li, K., Hu, W., Chen, X., Zhang, M., Ye, K., Zhu, H., & Zhao, H. (2025). More fruits, more birds? How plant traits attract birds feeding in urban green spaces during winter. *Urban Forestry & Urban Greening*, 107, 128748. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2025.128748>
- Lin, H., & Li, X. (2025). The Role of Urban Green Spaces in Mitigating the Urban Heat Island Effect : A Systematic Review from the Perspective of Types and Mechanisms. *Sustainability*, 17(13), 6132. <https://doi.org/10.3390/su17136132>
- Lin, Q.-C., Cen, Y.-Q., Xu, M., Jiang, D.-D., & Zhang, J. (2024). Effects of urban green space habitats and tree species on ectomycorrhizal fungal diversity. *Scientific Reports*, 14(1), 25369. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-74448-8>
- Liu, M., Wang, Z., Li, S., Lü, X., Wang, X., & Han, X. (2017). Changes in specific leaf area of dominant plants in temperate grasslands along a 2500-km transect in northern China. *Scientific Reports*, 7(1), 10780. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-11133-z>
- Lo Piccolo, E., Mariotti, B., Alderotti, F., Detti, C., Scartazza, A., Traversari, S., Giovannelli, A., Traversi, M. L., Rezaie, N., Gori, A., Brunetti, C., Ghelardini, L., Maltoni, A., Salbitano, F., & Ferrini, F. (2025). Urban forests, provenance matters : Investigating its influence on growth and physiological responses to drought in *Quercus robur* and *Acer pseudoplatanus*. *Urban Forestry & Urban Greening*, 107, 128812. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2025.128812>
- Lososová, Z., Chytrý, M., Tichý, L., Danihelka, J., Fajmon, K., Hájek, O., Kintrová, K., Kühn, I., Láníková, D., Otýpková, Z., & Řehořek, V. (2012a). Native and alien floras in urban habitats : A comparison across 32 cities of central Europe. *Global Ecology and Biogeography*, 21(5), 545-555. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2011.00704.x>
- Lososová, Z., Tichý, L., Divišek, J., Čeplová, N., Danihelka, J., Dřevojan, P., Fajmon, K., Kalníková, V., Kalusová, V., Novák, P., Řehořek, V., Wirth, T., & Chytrý, M. (2018b). Projecting potential future shifts in species composition of European urban plant communities. *Diversity and Distributions*, 24(6), Article 6. <https://doi.org/10.1111/ddi.12725>
- Lundholm, J., Heim, A., Tran, S., & Smith, T. (2014). Leaf and Life History Traits Predict Plant Growth in a Green Roof Ecosystem. *PLoS ONE*, 9(6), e101395. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0101395>
- Mahecha, M. D., Bastos, A., Bohn, F. J., Eisenhauer, N., Feilhauer, H., Hickler, T., Kalesse-Los, H., Migliavacca, M., Otto, F. E. L., Peng, J., Sippel, S., Tegen, I., Weigelt, A., Wendisch, M., Wirth, C., Al-Halbouni, D., Deneke, H., Doktor, D., Dunker, S., ... Quaas, J. (2024). Biodiversity and Climate Extremes : Known Interactions and Research Gaps. *Earth's Future*, 12(6), e2023EF003963. <https://doi.org/10.1029/2023EF003963>
- Mahecha, M. D., Gans, F., Sippel, S., Donges, J. F., Kaminski, T., Metzger, S., Migliavacca, M., Papale, D., Rammig, A., & Zscheischler, J. (2017). Detecting impacts of extreme events with ecological in situ monitoring networks. *Biogeosciences*, 14(18), 4255-4277. <https://doi.org/10.5194/bg-14-4255-2017>
- Malaval, S., Lauga, B., Regnault-Roger, C., & Largier, G. (2010). Combined definition of seed transfer guidelines for ecological restoration in the French Pyrenees. *Applied Vegetation Science*, 13(1), 113-124. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2009.01055.x>
- Mangla, S., Inderjit, & Callaway, R. M. (2008). Exotic invasive plant accumulates native soil pathogens which inhibit native plants. *Journal of Ecology*, 96(1), 58-67. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2007.01312.x>
- Marini, L., Battisti, A., Bona, E., Federici, G., Martini, F., Pautasso, M., & Hulme, P. E. (2012b). Alien and native plant life-forms respond differently to human and climate pressures. *Global Ecology and Biogeography*, 21(5), Article 5. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2011.00702.x>
- Maron, J. L., & Vilà, M. (2001). When do herbivores affect plant invasion? Evidence for the natural enemies and biotic resistance hypotheses. *Oikos*, 95(3), 361-373. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2001.950301.x>
- Martin, R. J., & Trigger, D. (2015). Negotiating belonging : Plants, people, and indigeneity in northern Australia. *Journal of the Royal Anthropological Institute*, 21(2), 276-295. <https://doi.org/10.1111/1467-9655.12206>
- Masson, V., Lemonsu, A., Hidalgo, J., & Voogt, J. (2020). Urban Climates and Climate Change. *Annual Review of Environment and Resources*, 45(1), 411-444. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-012320-083623>
- Mayeur, A. (2025). *La végétalisation des milieux transformés par les projets d'aménagement Organisation des acteurs, évolution des pratiques et écologie des communautés végétales.*
- McGlynn, T. P., Meineke, E. K., Bahlai, C. A., Li, E., Hartop, E. A., Adams, B. J., & Brown, B. V. (2019). Temperature accounts for the biodiversity of a hyperdiverse group of insects in urban Los Angeles. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 286(1912), 20191818. <https://doi.org/10.1098/rspb.2019.1818>
- Memmott, J., & Waser, N. M. (2002). Integration of alien plants into a native flower–pollinator visitation web. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 269(1508), 2395-2399. <https://doi.org/10.1098/rspb.2002.2174>
- Miller, B., & Bassuk, N. (2022). *Carya* Species for Use in the Managed Landscape : Predicted Drought Tolerance. *HortScience*, 57(12), 1558-1563. <https://doi.org/10.21273/HORTSCI16756-22>
- Morriën, E., Engelkes, T., & Van Der Putten, W. H. (2011). Additive effects of aboveground polyphagous herbivores and soil feedback in native and range-expanding exotic plants. *Ecology*, 92(6), 1344-1352. <https://doi.org/10.1890/10-1937.1>

- Mour, C. (2022). *La pratique des revues de littérature exploratoires interdisciplinaires au LIEPP : une note méthodologique*.
- Nagy, D. U., Thoma, A. E., Al-Gharaibeh, M., Callaway, R. M., Flory, S. L., Frazee, L. J., Hartmann, M., Hensen, I., Jandová, K., Khasa, D. P., Lekberg, Y., Pal, R. W., Samartza, I., Shah, M. A., Sheng, M., Slate, M., Stein, C., Tsunoda, T., & Rosche, C. (2024). Among-population variation in drought responses is consistent across life stages but not between native and non-native ranges. *New Phytologist*, 243(3), 922-935. <https://doi.org/10.1111/nph.19895>
- Nock, C. A., Vogt, R. J., & Beisner, B. E. (2016). Functional Traits. In Wiley, *Encyclopedia of Life Sciences* (1^{re} éd., p. 1-8). Wiley. <https://doi.org/10.1002/9780470015902.a0026282>
- Oduor, A. M. O., Yang, B., & Li, J. (2023). Alien ornamental plant species cultivated in Taizhou, southeastern China, may experience greater range expansions than native species under future climates. *Global Ecology and Conservation*, 41, e02371. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2023.e02371>
- Oggioni, S. D., Rossi, L. M. W., Avanzi, C., Marchetti, M., Piotti, A., & Vacchiano, G. (2024). Drought responses of Italian silver fir provenances in a climate change perspective. *Dendrochronologia*, 85, 126184. <https://doi.org/10.1016/j.dendro.2024.126184>
- Ogushi, R., Sun, E., Campbell, L. R. E., Chandrakumar, F. B., Fort, R., Graham, N., Grebert, J., Grewal, O., Habib, I., Hamamoto, S. C., Ho, K., Huang, Y., Kim, A., Manocha, N. K., Pandher, K., Radakovich, E., Raghuraman, S., Read, T., Roh, S. T., ... Tseng, M. (2024). Lepidoptera species richness and community composition in urban street trees. *Canadian Journal of Zoology*, 102(6), 556-564. <https://doi.org/10.1139/cjz-2023-0150>
- Oliveira Fernandes, C., Teixeira, C. P., & Veludo, M. (2025). Greening urban landscapes : A systematic literature review of planting design for resilient and livable cities. *Urban Forestry & Urban Greening*, 107, 128793. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2025.128793>
- Ostonen, I., Püttsepp, Ü., Biel, C., Alberton, O., Bakker, M. R., Lohmus, K., Majdi, H., Metcalfe, D., Olsthoorn, A. F. M., Pronk, A., Vanguelova, E., Weih, M., & Brunner, I. (2007). Specific root length as an indicator of environmental change. *Plant Biosystems - An International Journal Dealing with All Aspects of Plant Biology*, 141(3), 426-442. <https://doi.org/10.1080/11263500701626069>
- Perillo, V. L., Brendel, A. S., Ferrelli, F., Gutiérrez, A., Vitale, A. J., Marinangeli, P., & Piccolo, M. C. (2023). CO2 flux dynamics of exotic and native species in an extensive green roof simulator with hydric deficit. *Urban Climate*, 49, 101567. <https://doi.org/10.1016/j.uclim.2023.101567>
- Pflüger, T., Jensen, S. M., Liu, F., & Rosenqvist, E. (2024). Leaf gas exchange responses to combined heat and drought stress in wheat genotypes with varied stomatal density. *Environmental and Experimental Botany*, 228, 105984. <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2024.105984>
- Priya, U. K., & Senthil, R. (2024). Framework for Enhancing Urban Living Through Sustainable Plant Selection in Residential Green Spaces. *Urban Science*, 8(4), 235. <https://doi.org/10.3390/urbansci8040235>
- Qin, W., Sun, Y., Müller-Schärer, H., & Huang, W. (2024). Responses of non-native and native plant species to fluctuations of water availability in a greenhouse experiment. *Ecology and Evolution*, 14(7), e11692. <https://doi.org/10.1002/ece3.11692>
- Quiroz, I. A., Espinoza, S. E., Yáñez, M. A., Magni, C. R., Martínez, E. E., Gutierrez, B. T., Faúndez, A. F., & Vaswani, S. A. (2022). Provenance causes variation on early growth and survival and sun protection on physiological responses of the vulnerable *Nothofagus glauca* (Phil.) Krasser in a common garden in Central Chile. *Environmental and Sustainability Indicators*, 15, 100192. <https://doi.org/10.1016/j.indic.2022.100192>
- Ratcliffe, H., Kendig, A., Vacek, S., Carlson, D., Ahlering, M., & Dee, L. E. (2024). Extreme precipitation promotes invasion in managed grasslands. *Ecology*, 105(1), e4190. <https://doi.org/10.1002/ecy.4190>
- Reynolds-Henne, C. E., Langenegger, A., Mani, J., Schenk, N., Zumsteg, A., & Feller, U. (2010). Interactions between temperature, drought and stomatal opening in legumes. *Environmental and Experimental Botany*, 68(1), 37-43. <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2009.11.002>
- Richardson, D. M., & Pyšek, P. (2012). Naturalization of introduced plants : Ecological drivers of biogeographical patterns. *New Phytologist*, 196(2), 383-396. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2012.04292.x>
- Rivière, S., Provendier, D., Malaval, S., Sanson, B., Gourvil, J., Albert, A., & Millet, J. (2022b). Structuring supply chains of native plant material of wild and local provenance in France : A contribution to ecological restoration and Nature-based solutions. *Nature-Based Solutions*, 2, 100035. <https://doi.org/10.1016/j.nbsj.2022.100035>
- Ruppert, H. K., Van Kleunen, M., & Wilschut, R. A. (2024). Contrasting responses of naturalized alien and native plants to native soil biota and drought. *Functional Ecology*, 38(11), 2421-2432. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.14643>
- Russo, A., Esperon-Rodriguez, M., St-Denis, A., & Tjoelker, M. G. (2025). *Native vs. Non-Native Plants : Public Preferences, Ecosystem Services, and Conservation Strategies for Climate-Resilient Urban Green Spaces*.
- 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 & Urban Greening*, 56, 126872. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2020.126872>

- Salisbury, A., Armitage, J., Bostock, H., Perry, J., Tatchell, M., & Thompson, K. (2015). EDITOR'S CHOICE : Enhancing gardens as habitats for flower-visiting aerial insects (pollinators): should we plant native or exotic species? *Journal of Applied Ecology*, 52(5), 1156-1164. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12499>
- Schillé, L., Paquette, A., Marcotte, G., Ouellet, H., Cobus, S., Barbaro, L., & Castagneyrol, B. (2025). Urban tree diversity fosters bird insectivory despite a loss in bird diversity with urbanization. *Landscape and Urban Planning*, 256, 105274. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2024.105274>
- Schlaepfer, M. A., Guinaudeau, B. P., Martin, P., & Wyler, N. (2020a). Quantifying the contributions of native and non-native trees to a city's biodiversity and ecosystem services. *Urban Forestry & Urban Greening*, 56, 126861. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2020.126861>
- Shah, F., & Sharifi, A. (2025). Climate models for predicting precipitation and temperature trends in cities : A systematic review. *Sustainable Cities and Society*, 120, 106171. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2025.106171>
- Shi, X., Van Kleunen, M., & Liu, Y. (2025). Plant invasions under accumulating global change factors. *Trends in Plant Science*, S1360138525001694. <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2025.06.006>
- Silva, J. L. D. S. E., Oliveira, M. T. P. D., Oliveira, W., Borges, L. A., Cruz-Neto, O., & Lopes, A. V. (2020a). High richness of exotic trees in tropical urban green spaces : Reproductive systems, fruiting and associated risks to native species. *Urban Forestry & Urban Greening*, 50, 126659. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2020.126659>
- Smith, R. M., Thompson, K., Hodgson, J. G., Warren, P. H., & Gaston, K. J. (2006a). Urban domestic gardens (IX) : Composition and richness of the vascular plant flora, and implications for native biodiversity. *Biological Conservation*, 129(3), 312-322. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.10.045>
- Soriano, P., Mora, R., Estrelles, E., & Martínez-Nieto, M. I. (2024). Comparison of the Climate Change Tolerance of Native and Non-Native Species Used or Potentially Used as Ornamentals in Mediterranean Areas. *Horticulturae*, 10(6), 620. <https://doi.org/10.3390/horticulturae10060620>
- Souliou, S., Duan, F., Li, X., & Zhou, W. (2022). CROP PRODUCTION UNDER COLD STRESS : An understanding of plant responses, acclimation processes, and management strategies. *Plant Physiology and Biochemistry*, 190, 47-61. <https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2022.08.024>
- Staab, M., Pereira-Peixoto, M. H., & Klein, A.-M. (2020). Exotic garden plants partly substitute for native plants as resources for pollinators when native plants become seasonally scarce. *Oecologia*, 194(3), 465-480. <https://doi.org/10.1007/s00442-020-04785-8>
- Staude, I. R. (2024a). The dispersal potential of endangered plants versus non-native garden escapees. *Ecological Solutions and Evidence*, 5(1), e12319. <https://doi.org/10.1002/2688-8319.12319>
- al and Biochemical Traits*. <http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-804073-7.00004-1>
- Tabari, H. (2020). Climate change impact on flood and extreme precipitation increases with water availability. *Scientific Reports*, 10(1), 13768. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-70816-2>
- Tartaglia, E. S., & Aronson, M. F. J. (2024). Plant native : Comparing biodiversity benefits, ecosystem services provisioning, and plant performance of native and non-native plants in urban horticulture. *Urban Ecosystems*, 27(6), 2587-2611. <https://doi.org/10.1007/s11252-024-01610-5>
- Teixeira, C. P., Fernandes, C. O., & Ahern, J. (2022). Adaptive planting design and management framework for urban climate change adaptation and mitigation. *Urban Forestry & Urban Greening*, 70, 127548. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2022.127548>
- Tourbez, C., Manincor, N. D., Ghisbain, G., & Michez, D. (2025). Attractiveness of exotic invasive plants can disconnect native plants from their floral visitors. *Oikos*, e11482. <https://doi.org/10.1002/oik.11482>
- Tricahyati, T., Suparman, ---, Irsan, C., Hamidson, H., Arinafril, ---, & Arsi, ---. (2025). An Overview of Diseases in Ornamental Plants. *Asian Journal of Plant Pathology*, 19(1), 72-80. <https://doi.org/10.3923/ajpp.2025.72.80>
- Trigger, D., & Mulcock, J. (2005). *Native vs exotic : Cultural discourses about flora, fauna and belonging in Australia*. 1301-1310. <https://doi.org/10.2495/SPD051272>
- Une marque au service de la nature | Végétal local*. (s. d.). Consulté 31 juillet 2025, à l'adresse <https://www.vegetal-local.fr/>
- Van Grunsven, R. H. A. (2008). *Plants on the move : Plant-soil interactions in poleward shifting plant species* [Wageningen University]. <https://doi.org/10.18174/122068>
- Van Grunsven, R. H. A., Van Der Putten, W. H., Bezemer, T. M., & Veenendaal, E. M. (2010). Plant-soil feedback of native and range-expanding plant species is insensitive to temperature. *Oecologia*, 162(4), 1059-1069. <https://doi.org/10.1007/s00442-009-1526-3>
- Vander Mijnsbrugge, K., Bischoff, A., & Smith, B. (2010). A question of origin : Where and how to collect seed for ecological restoration. *Basic and Applied Ecology*, 11(4), 300-311. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2009.09.002>

- Violle, C., Navas, M., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I., & Garnier, E. (2007a). Let the concept of trait be functional! *Oikos*, 116(5), 882-892. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2007.15559.x>
- VWW | Verband deutscher Wildsamens- und Wildpflanzenproduzenten e.V. (s. d.). VWW. Consulté 31 juillet 2025, à l'adresse <https://www.natur-im-www.de/>
- Warren, C. R. (2007). Perspectives on the 'alien' versus 'native' species debate : A critique of concepts, language and practice. *Progress in Human Geography*, 31(4), 427-446. <https://doi.org/10.1177/0309132507079499>
- Williams, N. M., Cariveau, D., Winfree, R., & Kremen, C. (2011). Bees in disturbed habitats use, but do not prefer, alien plants. *Basic and Applied Ecology*, 12(4), 332-341. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2010.11.008>
- Winkler, N., Weymann, W., Auge, H., Klotz, S., Finkenbein, P., & Heilmeyer, H. (2015). Drought resistance of native pioneer species indicates potential suitability for restoration of post-mining areas. *Web Ecology*, 14(1), 65-74. <https://doi.org/10.5194/we-14-65-2014>
- Xu, W., Cui, K., Xu, A., Nie, L., Huang, J., & Peng, S. (2015). Drought stress condition increases root to shoot ratio via alteration of carbohydrate partitioning and enzymatic activity in rice seedlings. *Acta Physiologiae Plantarum*, 37(2), 9. <https://doi.org/10.1007/s11738-014-1760-0>
- Yabsley, S. H., Meade, J., Hibburt, T. D., Martin, J. M., Boardman, W. S. J., Nicolle, D., Walker, M. J., Turbill, C., & Welbergen, J. A. (2022). Variety is the spice of life : Flying-foxes exploit a variety of native and exotic food plants in an urban landscape mosaic. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 10, 907966. <https://doi.org/10.3389/fevo.2022.907966>
- Zaninotto, V., Thebault, E., & Dajoz, I. (2023). Native and exotic plants play different roles in urban pollination networks across seasons. *Oecologia*, 201(2), 525-536. <https://doi.org/10.1007/s00442-023-05324-x>
- Zhao, J., Meili, N., Zhao, X., & Faticchi, S. (2023). Urban vegetation cooling potential during heatwaves depends on background climate. *Environmental Research Letters*, 18(1), 014035. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/acaf0f>
- Zipper, S. C., Schatz, J., Singh, A., Kucharik, C. J., Townsend, P. A., & Loheide, S. P. (2016). Urban heat island impacts on plant phenology : Intra-urban variability and response to land cover. *Environmental Research Letters*, 11(5), 054023. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/11/5/054023>

8. ANNEXE



Annexe 1. Carte des aires biogéographiques de la marque Végétal Local® (carte tirée du guide *De la graine aux paysages* de Damien Provendier et Catherine Déat-Bleuze)