



HAL
open science

L'habitat collectif des communs pour cohabiter avec la biodiversité? : Une recherche-action en écologie et géographie pour la soutenabilité urbaine

Thomas Boutreux

► To cite this version:

Thomas Boutreux. L'habitat collectif des communs pour cohabiter avec la biodiversité? : Une recherche-action en écologie et géographie pour la soutenabilité urbaine. *Ecologie, Environnement*. Université Claude Bernard - Lyon I, 2024. Français. NNT : 2024LYO10178 . tel-04902665

HAL Id: tel-04902665

<https://theses.hal.science/tel-04902665v1>

Submitted on 21 Jan 2025

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

**THESE de DOCTORAT DE
L'UNIVERSITE CLAUDE BERNARD LYON 1**

**Ecole Doctorale 341
Evolution, Ecosystème, Microbiologie, Modélisation (E2M2)**

**Disciplines :
Ecologie - Géographie - Aménagement**

Soutenue publiquement le 15/10/2024, par :
Thomas Boutreux

**L'habitat collectif : des communs pour
cohabiter avec la biodiversité ?**

Une recherche-action en écologie et
géographie pour la soutenabilité urbaine.

Devant le jury composé de :

Valiente-Moro, Claire	Professeur des Universités Ecologie	Univ. Lyon 1	Présidente
Prévot, Anne-Caroline	Directrice de Recherche Ecologie	MNHN	Rapporteuse
Glatron, Sandrine	Directrice de Recherche Géographie - Aménagement	Univ. Strasbourg	Rapporteuse
Consalès, Jean-Noël	Professeur des Universités Géographie - Aménagement	Univ. Lyon 2	Examineur
Bourgeois, Marc	Maître de conférences HDR Géographie	Univ. Lyon 3	Co-directeur
Kaufmann, Bernard	Maître de conférences Ecologie	Univ. Lyon 1	Co-directeur



Remerciements

Je remercie Claire Valiente-Moro, Sandrine Glatron, Anne-Caroline Prévot et Jean-Noël Consales d'avoir accepté de faire partie de mon jury de soutenance et d'avoir évalué mon travail de manière très consciencieuse. Leur lecture attentive et leur évaluation rigoureuse de mon travail témoignent d'un grand engagement, et je leur en suis sincèrement reconnaissant.

Je tiens à remercier également les membres de mon comité de pilotage : Anaïs Leger-Smith, Alan Vergnes, Anne-Kristel Bittebiere et Thierry Joliveau pour leur présence indéfectible lors de ces cinq rendez-vous. Merci beaucoup à vous d'avoir nourri encore ma curiosité et d'avoir partagé votre regard bienveillant chaque année. J'exprime une attention particulière pour Anne-Béatrice Dufour, qui, au-delà d'avoir été ma tutrice dans ce comité, m'a partagé son expérience reconnue de statisticienne pour évaluer la pertinence de mes modèles, en échange de mes conseils sur les espèces d'arbres à planter dans son jardin (je viendrais voir un jour ton *Acer monspessulanum* !).

Ce projet de thèse n'aurait jamais vu le jour sans la confiance de Michel Lussault. Merci infiniment d'avoir offert pendant ces années, avec l'Ecole Urbaine de Lyon (EUL), un espace scientifique sans commune autre mesure. Il est presque certain que je ne serais pas retourné vers la recherche, et aurais encore moins proposé une thèse, si l'EUL n'avait pas été là. Ce lieu de réflexion et d'expérimentation a été extrêmement stimulant et correspondait en tout point à mes intérêts : une science ouverte, transdisciplinaire, territoriale (donc nécessairement philosophique et politique) pour investiguer l'anthropocène à bras le corps et développer des innovations sociales transformatives. Je suis très fier d'avoir pu participer à cette aventure collective, et très reconnaissant d'avoir eu cette chance. Cette rencontre n'est pas le fruit du parfait hasard et je remercie chaleureusement Elodie René de m'avoir suggéré de me rapprocher de l'EUL et d'avoir prédit un beau « match » : je conserve des souvenirs profonds de ces moments partagés, de nos discussions d'écologie politique et de tes conseils bienveillants.

Cette thèse et son encadrement, c'est aussi l'histoire de personnes qui se choisissent avant de construire ensemble un projet de thèse. Et pour cela, il fallait une rencontre avec deux directeurs de thèse inspirant plein de confiance pour faire équipe et entamer une aventure de recherche et d'action de plusieurs années. Je remercie profondément Bernard Kaufmann et Marc Bourgeois pour l'accompagnement que vous m'avez offert. Ce n'est pas rien de s'engager sur plusieurs années, et pourtant cette question ne m'a pas effleurée l'esprit un seul instant. Ce n'est pas rien non plus d'offrir sa confiance à un doctorant, et je ressens une très grande gratitude pour la liberté intellectuelle et l'autonomie que vous m'avez offert, mais aussi pour votre disponibilité lorsque je ressentais le besoin de vous solliciter. Cet espace créatif m'a été vital et m'a profondément stimulé. Bernard, ton goût des données a vite trouvé synergie avec mon appétit (masochiste ?) pour les campagnes de terrain exigeantes et tu as été d'une aide décisive pour débloquer certains moyens lorsque c'était le plein rush. Ton exigence m'a aussi été très formatrice en mettant à l'épreuve la robustesse de mon travail pour m'accompagner dans mes ambitions. J'ai apprécié esquisser avec toi les premières réflexions doctorales qui débordaient du cadre d'un simple thèse. Cette résonance dans l'envie de fédérer et d'imaginer un projet à la dimension de nos rêves a été un carburant essentiel durant ces cinq années. Marc, quelle joie et fraîcheur de faire mes premiers pas dans le monde de la géographie avec toi ! J'ai appris en un temps express les bases nécessaires pour m'amuser avec des données géolocalisées, dans des formats toujours ludiques, efficaces et orientés vers l'opérationnel. Ton appétence pour la science

citoyenne et ta capacité à animer avec une coolitude infinie toutes sortes d'évènements (scientifiques ou non) n'étaient que de bons présages des bons moments que l'on a pu partager ensemble. Tu m'as ouvert la porte à tes communautés scientifiques qui ont été très structurantes pour moi (à Besançon via TheoQuant, à Paris via BAUM du PUCA et MNHN). J'ai beaucoup apprécié pouvoir travailler avec toi en co-production sur nos articles avec une réelle complémentarité de compétences. Merci beaucoup pour cette grande générosité, et aussi ce sens partagé de la fête et de la « géographie de terroir » si nécessaire dans ces années exigeantes.

Cette thèse s'est épanouie dans un cadre de recherche-action bien plus large et aurait été bien moins consistante, vivante et utile sans le projet COLLECTIFS. Merci beaucoup Caroline Sabah de nous avoir rejoint avec un enthousiasme débordant pour conjuguer la recherche avec l'action. Ton regard anthropologique et naturaliste tout comme ta capacité à mettre en lien, fédérer et impliquer ont été décisifs, tant pour notre aventure scientifique collective que pour les changements politiques qui en ont découlé. J'ai eu beaucoup de chance de partager avec toi toutes ces réflexions sur la mise en action concrète des transformations, véritable artisanne du changement que tu es ! A Arthropologia, nous avons pu également compter grâce à toi sur un soutien énorme de toute l'équipe (remerciements spéciaux à Bleuenn Adam, Bérénice Journet, Camille Proton, Hugues Mouret, Danny Lebreton et Yvan Brugerolles) pour assister les campagnes de terrain et dénombrer des milliers d'insectes pollinisateurs. Merci aussi, Marylise Cottet, d'avoir rejoint l'équipe cœur du projet avec tes apports de géographie sociale qui étaient indispensables pour enrichir la démarche. Ta clairvoyance nous as souvent sortis de grands dilemmes lorsque l'on s'empêtrait dans la préparation de certains temps de rencontre habitants ! Enfin, un énorme et profond merci à Caroline Bréfort d'avoir relevé le défi de rejoindre COLLECTIFS avec autant de missions variées à assurer, la diversité fiche de poste avait de quoi effrayer ! Entre le développement de la communauté d'habitants associés au projet, l'organisation des tournées de terrain, le traitement de manip de laboratoire ou encore la réalisation d'un inventaire ornithologique complet, tu as été décisive pour l'accomplissement du projet qui nécessitait une organisation ultra réglée. Je suis persuadé que ton dynamisme, ton sens de la convivialité et ta passion communicative pour le vivant ont été clés pour fédérer les habitants sur le long terme. J'ai eu beaucoup de chance de former avec toi ce tandem pour faire avancer le projet au quotidien avec un optimisme solide tout en fluidité !

Le projet COLLECTIFS et tous les inventaires de terrain imaginés n'aurait aussi pas été possible sans plusieurs soutiens financiers. En particulier, merci au Labex Intelligence des Mondes Urbains pour son soutien décisif et à la confiance de Gilles Gesquière tout comme l'aide d'Aline Chalchat, Laura Bertrand et Celine Revel. Les moyens que vous nous avez accordé ont été cruciaux pour recruter Caroline Bréfort et assurer ainsi la cohérence et complétude de ce projet de recherche-action qui dépendait d'une animation et organisation conséquente pour investiguer 40 sites d'étude en espace privé.

Merci également aux soutiens financiers de la Métropole de Lyon et de la Ville de Lyon qui ont permis de financer certaines campagnes de terrain et animations via Arthropologia. Merci à Luce Ponsar (Métropole de Lyon) pour avoir monté avec le Labex IMU un cofinancement me permettant lors de ma 4^{ème} année de thèse de transposer mes résultats de recherche à une proposition de modification du PLU pour mieux articuler les enjeux de densité urbaine et végétalisation. Merci à Tatiana Bouvin, Cloé Laurent et les jardiniers de la Ville de Lyon d'avoir été en soutien de certains relevés de terrain situés dans les parcs publics labellisés Végétal Local. Merci à Gautier Chapuis et

Anthony Crémont d'avoir soutenu le projet et de nous avoir offert la possibilité d'accueillir les premières rencontres nationales de la biodiversité en habitat collectif dans les salons de la mairie de Lyon. Merci enfin à Pierre Athanaze d'avoir appuyé avec la Métropole de Lyon le premier plan politique en faveur de la renaturation en habitat collectif. Merci profondément à Florian Borg pour tout le soin que tu as apporté à garantir la qualité écologique et sociale d'une telle aide publique. Ce dispositif modèle continue d'inspirer d'autres métropoles Françaises et nous ne cessons de défendre la grande valeur des choix que tu as fait. Merci aussi à Audrey Mangin pour toute l'énergie que tu dédie à faire vivre ce dispositif consciencieusement pour faciliter son instruction. J'exprime ici une grande gratitude pour toutes ces personnes qui ont contribué à cette aventure tant scientifique que politique, transformant l'utopie en réalité avec des effets concrets.

Le projet COLLECTIFS a également été un espace d'apprentissage pour de nombreux stagiaires, dont plusieurs aujourd'hui réalisent une thèse. Merci à tous les étudiants motivés grâce à qui les inventaires de terrain ont été bien plus agréables et sont devenus de chouettes moments de transmission. Sans votre aide, j'aurais sans doute crevé au fond d'un sinistre espace vert d'habitat collectif ! Un merci inestimable pour Erwan, Sébastien, Amélie, Fabien, Diego, Alexis, Joshua, Lucile, David, Louisian, Mathieu, Pauline, Laurine, Sarah, Augustin, Emilie et Claire.

Mes chauds remerciements vont également, à l'EUL, à la très talentueuse et joyeuse bande qui l'a fait vivre : Jérémy Cheval pour toutes nos expéditions et enquêtes territoriales dans des lieux vivants et intenses, Alice Sender qui a si bien incarné comment l'administration peut faciliter le travail de recherche, Lou Herrmann pour ton coup de crayon magnifique et pour avoir été à ma rescousse lorsque j'étais désespéré de lancer le projet COLLECTIFS sans visuels inspirants, Isabelle Vio pour tous ces projets qui nous ont rassemblés autour de la médiation et des pratiques artistiques, Valérie pour ton énergie débordante à la poursuite de Cité Anthropocène, Jindra Kratochvil pour ton enthousiasme créatif et ta poésie absurde de la vie des arbres, Thomas Balestrieri pour ces belles rigolades pleines de cigales en studio de radio Anthropocène, Bérénice Gagne pour ta veille scientifique si riche, Anne Guinot pour la communication si claire et lisible pour les publics. J'ai une pensée également pour les camarades d'aventure de thèse à l'école urbaine avec qui j'ai partagé un bout (intense) de vie : Mélissa Manglou, Fabian Leveque, Marine Durand, Sofia Correa, François de Gasperi, Florian Fomperie, Félix Schmitt, Adrien Toesca et Clément Dillensenger.

Je remercie également mes deux laboratoires d'écologie et de géographie qui m'ont apporté un soutien tout au long de ce travail doctoral. Le Laboratoire d'écologie des hydrosystèmes naturels et anthropisés (LEHNA) et son équipe E2C dirigée par Nathalie Mondy pour son soutien logistique et financier dans mes missions de terrain. Je remercie aussi très profondément Adeline Dumet, dont les compétences en biologie moléculaire et bioinformatique ont été décisives pour développer des méthodes fiables de metabarcoding ADN. Grâce à toi nous avons pu tenir compte des insectes et de toute la vie du sol, qui en retour compte désormais également sur toi ! Merci aussi à Arnaud Bellec qui est passé en thèse avant moi et a pu me fournir des données de télédétection cruciales pour la réalisation de cette thèse. Merci à François-Xavier Dechaume-Moncharmont pour sa curiosité, sa disponibilité et ses conseils en modèles statistiques. Merci aussi à Ambre Salis, Annaëlle Bénard et Jessica Barbe pour les moments partagés au bureau. Je n'oublie pas non plus Sonia Czarnes (Laboratoire d'Ecologie Microbienne) qui s'est dévouée aux mesures des propriétés des sols, ainsi que Mylene Hugoni (Laboratoire Microbiologie, Adaptation et Pathogénie) qui s'est occupée du metabarcoding des bactéries et champignons. Enfin, le laboratoire Environnement Ville et Société

(EVS) dirigé par Etienne Cossart m'as offert la possibilité d'être hébergé parmi les géographes et de m'enrichir ainsi énormément dans cette discipline que j'affectionne tant mais pour laquelle j'avais de grands enjeux d'apprentissage. A cet égard, je remercie profondément Jessica Pic pour sa générosité et sa pédagogie qui m'as permis d'acquérir rapidement les bons réflexes de traitements cartographiques. Merci aussi pour ton énergie solaire partagée qui a contribué à faire du confinement partagé à Embrun un moment de joie mais aussi d'avancée studieuse et importante en ce début de thèse.

Merci à tous les habitants qui nous ont accueillis sur leurs copropriétés ou dans les parcs des logements sociaux. Votre engagement à nous recevoir chez vous a été indispensable à cette thèse. J'ai une pensée affectueuse plus particulière pour les premières copropriétés que j'ai pu accompagner en renaturation sur le long cours (Eric Dubouis, Sabine Favre-Bonte, Viviane Baret-Rouanet, Erika Ferrand-Cooper, Sylvain Soumier, Guillaume Cressent) et avec plusieurs autres personnalités touchantes et très impliquées pour le soin au vivant (Jérémy Harnie-Cousseau, Eric Tannier, Gersende Dangoisse et Nathalie Martin). Ces collaborations ont démontré la force du collectif pour affronter les difficultés inhérentes aux espaces communs mais aussi partager les joies profondes que procurent ces concrétisations. Merci aussi aux paysagistes Jean-Francois Loth et Nicolas Marillat avec qui j'ai eu le plaisir de collaborer pour la maîtrise d'œuvre de ces projets de paysage. Merci aussi à l'engagement des bailleurs sociaux Grand Lyon Habitat (à la ferveur de Jean Luc Tricot pour la biodiversité !) et Est Métropole Habitat avec le GIE La Ville Autrement (Lorraine Thavixay, Lucie Boireau, Samantha Amoroso). Il nous semblait inconcevable de conduire un tel programme sans s'inscrire dans les perspectives de justice sociale et de lutte contre les vulnérabilités, merci pour cette belle collaboration.

Merci enfin à mes proches avec qui j'ai partagé cette aventure de thèse. Tout d'abord, un immense merci à ma maman, Carma, qui m'a toujours soutenu et encouragé à suivre ma voie, à développer un sens de l'altérité, du soin et de la justice. Tu nous as toujours montré que rien n'est inatteignable et que « quand on veut, on peut », ce qui constitue le meilleur antidote contre la résignation et une force pour imaginer et concrétiser les utopies. Merci à ma sœur Agnès et mon frère Yaël de m'avoir témoigné votre amour durant ces années, quel bonheur de vous lire et de m'être senti entouré, malgré les kilomètres, à des moments où la tête dans le guidon j'étais moins loquace qu'à l'habitude. Merci, ma chère amoureuse, pour ton soutien profond, ta douce intensité et cet amour partagé pour le vivant.

Merci les potes toujours motivés pour partager une expédition dans la nature, un concert tout horizon ou des apéros à refaire le monde et penser le changement, je vous aime fort ! Une pensée particulière pour la belle bande de punks des Mauvaises Graines avec qui j'ai partagé tant de répétitions et de prestations de batucadas, un exutoire puissant et énergisant contre tous les maux intellectuels ! Maeva et Guillaume, merci tellement pour la zénitude et la profondeur de ces années de coloc'. Merci Patrick pour avoir partagé ta cabane perchée à Lyon, une respiration indispensable !

Merci aussi aux rives du Lac de Serre-Ponçon et aux montagnes des Hautes-Alpes de m'avoir accueilli tant de fois afin de me ressourcer et prendre régulièrement la mesure de la Nature pour laquelle je me bats depuis tant d'années. Merci à la famille Lambert (Alain, Nathalie, Didier) de m'avoir permis d'habiter cet écrin préservé tout le temps nécessaire, cela a été vital pour l'achèvement de cette thèse. Merci à ce petit bout de caravane perdu dans la montagne de m'avoir accueilli tant de nuits blanches dans l'écriture de cette thèse, au son des grillons et à la lueur de la pleine lune sur les crêtes, si loin de tout et pourtant si proche du Monde.

Table des Matières

INTRODUCTION GENERALE.....	5
PARTIE 1 - COHABITER AVEC LE VIVANT ET CONDUIRE UNE RECHERCHE TRANSFORMATIVE : DES EVOLUTIONS DES CONCEPTS, DES METHODES ET UNE MISE EN ŒUVRE CONCRETE.	10
CHAPITRE 1 - L'ANTHROPOCENE ET SON URBANISATION GENERALISEE AFFECTE L'HABITABILITE DU MONDE POUR LE VIVANT	11
<i>Introduction du chapitre 1</i>	<i>11</i>
1 Effondrement massif de la biodiversité	11
1.1 Prendre la mesure de la crise.....	11
1.2 Les limites planétaires	14
1.3 Une sixième extinction de masse.....	18
1.4 Qualité et diversité des assemblages d'espèces	18
2 L'urbanisation massive de l'anthropocène	19
2.1 La grande accélération.....	19
2.2 Un phénomène tant démographique que politique et économique.....	20
2.3 L'artificialisation induit de nouvelles politiques pour l'habitat.....	22
2.4 Impacts directs et indirects de l'urbanisation sur la biodiversité	33
2.5 Les effets sur la biodiversité et son fonctionnement.....	37
3 Crise de l'habitabilité des villes	39
3.1 Minéralisation et îlot de chaleur urbain	39
3.2 Evolution des bioclimats	41
3.3 Vulnérabilité des villes : des rétroactions négatives	43
3.4 Sols urbains : clé de l'adaptation climatique	43
<i>Conclusion du chapitre 1.....</i>	<i>46</i>
CHAPITRE 2 - LA RECHERCHE EN ECOLOGIE URBAINE SE TRANSFORME VERS LA SOUTENABILITE : EVOLUTION METHODOLOGIQUE ET EPISTEMOLOGIQUE	47
<i>Introduction du chapitre 2</i>	<i>47</i>
1 Écologie Urbaine.....	48
1.1 Une grande évolution disciplinaire	48
1.2 Une écologie <i>pour</i> et <i>avec</i> la ville	51
1.3 De nouvelles attentes pour les espaces verts urbains	55
1.4 Le potentiel écologique, des nouvelles capacités attendues des espaces verts urbains	60
2 Solutions fondées sur la nature (SFN)	66
2.1 Une approche systémique des services rendus par la nature	66
2.2 Une vigilance aux écueils réductionnistes	68
2.3 Ouvrir les services écosystémiques aux valeurs intrinsèques de la nature.....	69
2.4 Une transformation de la participation et des affects	70
3 Solutions fondées sur la culture	71
3.1 Lorsque la rationalité ne fait plus sens commun	72
3.2 La culture de la nature est en crise	73
3.3 Éthique du <i>care</i>	76
3.4 Normes sociales, construction subjective des valeurs et des actions.....	77
4 La recherche de la soutenabilité	81
4.1 Les limites du développement durable.....	81
4.2 Une science des transformations viables des sociétés	82
4.3 Nouvelles éthiques de recherche intégrée	83
4.4 Des transitions environnementales et justes.....	85
4.5 Solutions ou leviers profonds ?.....	86
4.6 Concilier le pluralisme dans les collectifs de pensée	90
5 Éthiques et Humanités environnementales	91
5.1 L'influence de l'écologie scientifique dans l'éthique environnementale.....	91
5.2 Pourquoi agir pour la nature ?	92
5.3 Construction du concept de Nature.....	93
5.4 Habiter le monde	96
5.5 Coexistence avec le vivant, dans le vivant	101
<i>Conclusion du chapitre 2.....</i>	<i>106</i>
CHAPITRE 3 - LES ESPACES RESIDENTIELS : LIEUX STRATEGIQUES POUR L'ADAPTATION URBAINE ET LES TRANSFORMATIONS ECOLOGIQUES SOCIETALES.....	107
<i>Introduction du chapitre 3</i>	<i>107</i>

1 Espaces verts résidentiels	108
1.1 Espaces concrets de cohabitation - reconnexion au vivant	108
1.2 Vaste espaces stratégiques.....	109
1.3 Mais peu connus !.....	114
1.4 Des espaces en tension.....	115
1.5 Résiliences et services écosystémiques au plus proche.....	117
1.6 Véritables opportunités pour le vivant	117
2 Habitat collectif : un potentiel encore non exploré.....	119
2.1 État des lieux écologique : un désert biologique ?	122
2.2 Un potentiel d'action ?	126
2.3 Proposer une tribune pour les espaces verts en habitat collectif.....	129
3 Une rétrospective des considérations écologiques en habitat collectif	132
3.1 Période pré-industrielle	133
3.2 Hygiénisme	133
3.3 Les cités-jardins.....	134
3.4 L'avènement du modernisme	139
3.5 Le postmodernisme et la réintégration du vivant.....	141
Conclusion du chapitre 3.....	145
CHAPITRE 4 - LA RECHERCHE ACTION : UNE SCIENCE APPLIQUEE, COLLABORATIVE ET TRANSFORMATIVE.	147
Introduction du chapitre 4	147
1 Recherche-Action	148
1.1 Une approche épistémologique hybride des pratiques	148
1.2 Le sens de la participation	149
1.3 Des connaissances situées, au cœur du dialogue, des négociations et des décisions	152
1.4 Recherche transformative	154
2 Le projet COLLECTIFS : une recherche-action pour la biodiversité et le cadre de vie en habitat collectif.....	163
2.1 Objectifs et genèse	164
2.2 L'implication des habitants	168
2.3 L'implication des praticiens dans le processus de recherche	177
2.4 Des transformations concrètes.....	179
Conclusion du chapitre 4.....	183
Conclusion de la première partie	185
PARTIE 2 - REFERENTIEL OPERATIONNEL DE FORMES URBAINES SOUTENABLES : UN BESOIN POUR L'AMENAGEMENT ET LA REGLEMENTATION BIOCLIMATIQUE	186
CHAPITRE 5 - CONCILIER LA DENSIFICATION URBAINE AVEC LA VEGETALISATION ET LES ENJEUX DE SOUTENABILITE	187
Introduction du chapitre 5	187
1 État de la recherche sur la morphologie urbaine et la biodiversité	188
2. L'espace est devenu un enjeu réglementaire central pour encadrer le développement urbain	189
2.1 Stratégies foncières de développement urbain	189
2.2 La densification, une stratégie soutenable de développement urbain ?	196
3 La ville dense : un paradoxe écologique et social ?.....	200
3.1 Densification et évolution de l'offre en espaces verts	200
3.2 Des préconisations émergent pour l'urbanisme écologique	201
3.3 Problématiques de gentrification et de justice socio-environnementale	203
4 Stratégie de recherche de métriques urbaines indicatrices de soutenabilité	206
4.1 La morphologie urbaine, clé de conciliation des multiples enjeux socio-écologiques ?	206
4.2 Les métriques, entre efficacité socio-environnementale et effectivité opérationnelle.....	207
5 L'implémentation réglementaire des métriques pour l'adaptation urbaine	210
5.1 Opérationnaliser la recherche en morphologie urbaine via la réglementation.....	210
5.2 Des coefficients de surfaces « écologiques ».....	211
6 Dépasser le dilemme densification - végétalisation de l'urbanisme écologique : une question ouverte.....	216
6.1 État de l'art sur les recherches d'une « densité qualitative et soutenable »	216
6.2 L'Open Space Ratio, une nouvelle métrique pour sortir du paradoxe ?	218
Conclusion chapitre 5.....	221
CHAPITRE 6 - MORPHOLOGIES URBAINES ECOLOGIQUES : LE BESOIN D'UN REFERENTIEL OPERATIONNEL.	223
Introduction du chapitre 6	223
1 Données et Méthodologie détaillée.....	224
1.1 Les cartes, un appui à la planification et au débat public	224
1.2 Occupation du sol	226
1.3 Cartographie de la densité bâtie.....	232
2 Caractérisation foncière de l'habitat collectif sur la Métropole de Lyon	236

2.1 Critères d'identification des unités foncières	236
2.2 Cartographie de l'utilisation des sols	236
3 Premières observations sur la distribution de la végétation.....	242
3.1 Occupation du sol et végétation dans les différentes utilisations du sol	242
3.2 Évolution de l'occupation du sol et de la morphologie urbaine	246
4 Caractérisation du contexte socio-économique.....	249
5 Article publié dans la revue npj Urban Sustainability	253
Résumé	254
Introduction	254
Résultats	259
Discussion	267
Méthodes	271
Références	275
Matériel et figures supplémentaires	277
6 Appliquer ces résultats pour transformer les réglementations d'urbanisme locale	281
6.1 Identifier les zonages du PLU à enjeu	281
6.2 Diagnostic des pratiques actuelles et de leur diversité au sein des zonages	281
6.3 Caractérisation du potentiel écologique actuel des zonages.....	282
6.4 Proposition réglementaire de modification du PLU.....	283
<i>Conclusion du chapitre 6.....</i>	<i>286</i>
<i>Conclusion de la deuxième partie</i>	<i>287</i>
PARTIE 3 – UNE ETUDE DE LA BIODIVERSITE POUR ACCOMPAGNER LE POTENTIEL ECOLOGIQUE A CHAQUE ETAPE DES PROJETS D'AMENAGEMENT.	288
CHAPITRE 7 - ENJEUX ACTUELS DES RECHERCHES EN ECOLOGIE POUR ACCOMPAGNER LES PRATIQUES D'AMENAGEMENT	289
<i>Introduction du chapitre 7</i>	<i>289</i>
1. Nouvelles implications des chercheurs en écologie	289
1.1 L'expertise scientifique mobilise de nouveaux designs d'étude et de collaboration pour soutenir les transformations	290
1.2 Impliquer et capaciter les praticiens.....	292
1.3 Faire atterrir ces enjeux dans l'habitat collectif.....	293
2. Problématiques écologiques	294
2.1 Vers une compréhension systémique et opérationnelle de l'impact de l'urbanisation sur la biodiversité.....	295
2.2 La qualité et le potentiel écologique des espaces verts urbains résidentiels	298
2.3 La végétation, structure des écosystèmes et des milieux de vie humains.....	302
2.4 Les sols, socle du potentiel écologique des espaces urbains	304
2.5 Les pollinisateurs, des bioindicateurs intégrateurs.....	309
2.6 Oiseaux et chauves-souris : des animaux au domaine vital plus étendu	311
<i>Conclusion du chapitre 7.....</i>	<i>313</i>
CHAPITRE 8 – ETUDE ECOLOGIQUE : DES PRECONISATIONS OPERATIONNELLES DETERMINANTES POUR LA BIODIVERSITE.	315
<i>Introduction du chapitre 8.....</i>	<i>315</i>
1 Méthode de caractérisation environnementale et écologique des aménagements.....	316
1.1 Recruter et sélectionner des sites d'étude	316
1.2 Caractérisation environnementale : métriques	323
1.3 Caractérisation écologique : protocoles d'inventaire et d'analyse	337
1.4 Caractérisation écologique : métriques de mesure de la biodiversité.....	358
1.5 Metabarcoding	364
1.6 Synthèse : Métriques de biodiversité retenues	369
2 Résultats et Discussion.....	371
2.1 Données brutes : scores de biodiversité des sites d'étude.....	371
2.2 Comparaison du niveau de biodiversité entre bailleurs sociaux, copropriétés et parcs publics Écojardins	372
2.3 Corrélations entre les taxons	377
2.4 Facteurs déterminants pour la biodiversité.....	380
2.5 Les communautés végétales pour investiguer les modes de gestion	397
<i>Conclusion du chapitre 8.....</i>	<i>410</i>
CONCLUSION GENERALE	411

Introduction générale

Contexte de la recherche

Cette thèse est motivée par des préoccupations éthiques et opérationnelles. La planète Terre, théâtre depuis 3,8 milliards d'années de l'unique et prodigieux spectacle de la vie, est de moins en moins habitable pour ses êtres vivants et l'espèce humaine est responsable de cette crise. Aujourd'hui, la dynamique de cette dégradation est préoccupante pour le maintien du fonctionnement planétaire global, et les tendances actuelles observées sur la biodiversité tout comme les orientations sociétales sont inquiétantes. Aujourd'hui, l'Anthropocène nous a mené, collectivement, dans une ère de vulnérabilité qui concerne tous les êtres vivants, qu'ils soient humains ou non-humains.

L'urbanisation de la face du monde et des modes de vie est l'une des transformations caractéristiques les plus évidente de cette époque. L'Humanité a, en l'espace de seulement quelques décennies, transformé radicalement ses environnements de vie habités et rompu sa cohabitation avec le reste du vivant. Cette séparation a des effets multiples et rétroactifs : la biodiversité subit des pressions importantes et manque d'espace, tandis que la déconnexion physique des humains avec le vivant entraîne aussi une rupture psychologique qui les démobilise à agir pour faire bifurquer cette trajectoire (Barragan-Jason et al. 2022; Prévot et al. 2018; Riechers et al. 2021; Wamsler & Brink 2018).

Partant de ces constats, ce travail doctoral s'inscrit dans des préoccupations éthiques relevant du *care* et de l'*écologie de la réconciliation*. Cette recherche porte des objectifs opérationnels, visant à initier et soutenir des transformations sociétales concrètes en faveur d'une cohabitation à bénéfices réciproques entre l'Humanité et le reste du vivant. En se positionnant comme recherche-action au service de la société et du vivant, elle cherche à expérimenter des méthodes participatives, capacitanes et autonomisantes qui pourraient, à leur modeste contribution, mener l'Anthropocène sur des trajectoires plus symbiotiques et moins vulnérables pour les êtres vivants.

L'habitat collectif, qu'il soit en copropriété ou géré par des bailleurs sociaux, constitue aujourd'hui les espaces habités prédominants pour les humains, qui se sont orientés vers ces modes de vies en cohabitation. L'habitat collectif constitue donc naturellement, sur le plan quantitatif et symbolique, un terrain d'enquête de premier choix pour évaluer le potentiel écologique de ces espaces à héberger un niveau élevé de biodiversité en contact direct avec les résidents. Cependant, aujourd'hui, tout, ou presque, reste à découvrir dans ces espaces (Zwierzchowska et al. 2021) Aujourd'hui, la renaturation de ces espaces devient une perspective de plus en plus sensible pour les urbains qui doivent affronter les effets du changement climatique ainsi que les politiques de métropolisation ayant conduit à une densification étouffante des villes. Pour les politiques territoriales, il peut s'agir aussi d'une nouvelle opportunité pour accompagner l'adaptation urbaine et les solutions fondées sur la nature, alors que les espaces publics ont souvent déjà été investis et sont spatialement très limités.

Ce travail doctoral s'est consacré au territoire de la Métropole de Lyon, troisième plus grande zone urbaine de France, englobant 59 communes, dont les politiques d'attractivité métropolitaine ont conduit ces dernières années à un dynamique démographique et des modalités d'aménagement favorisant la densification urbaine. Par la constitution d'un Living Lab « Projet COLLECTIFS », il a soutenu concrètement, à l'échelle locale, au côté de ses habitants et de ses acteurs professionnels, la transformation urbaine concertée fédérant recherche participative et innovation sociale.

Orientations méthodologiques

Ce travail doctoral s'inscrit dans des logiques transformatives propres aux sciences de la soutenabilité (*sustainability science*) qui promeuvent des approches transdisciplinaires basées sur des problèmes socio-écologiques systémiques et impliquant des formes fortes de collaboration (Gibbons et al. 1994; Robinson 2008). Cette épistémologie de recherche, pour atteindre une science de la soutenabilité rigoureuse, insiste sur trois points clés à l'attention des jeunes chercheurs (Haider et al. 2018) : une *agilité épistémologique*, c'est-à-dire une capacité à mobiliser et naviguer entre les ontologies et épistémologies ; un *ancrage disciplinaire*, c'est-à-dire une maîtrise et compréhension approfondie d'au moins une approche méthodologique disciplinaire pertinente pour la soutenabilité ; et une capacité stratégique à *naviguer dans les espaces et structures institutionnelles existantes*. Cette thèse s'inscrit dans ces préoccupations en mobilisant une recherche-action collaborative avec les habitants, les praticiens et les politiques, des perspectives épistémologiques ouvertes et un ancrage pluridisciplinaire en écologie, géographie et aménagement urbain.

En effet, à l'heure de l'Anthropocène, le rôle des chercheurs en écologie et en géographie n'est plus d'être les documentaristes de la catastrophe (Nature editorial 2007), mais d'endosser des responsabilités sociétales nouvelles qui transforment l'épistémologie scientifique (Frantzeskaki et al. 2024a). En ce sens, les chercheurs peuvent conduire une réflexivité sur la portée sociale et transformative des connaissances qu'ils produisent : vont-elles changer les visions du monde ? vont-elles transformer la face de la planète ?

La première préoccupation soulève des questions de culture, de langage et de cognition. En effet, la culture, les normes sociales et les représentations sont des leviers transformatifs puissants (Abson et al. 2017; Woiwode et al. 2021) au sein des sociétés et la science peut s'impliquer dans des médias et des formes d'appropriation diverses en dehors des universités. Cette préoccupation est reliée à mes expériences professionnelles passées de médiateur scientifique et culturel de la biodiversité et à ma pratique des méthodes d'éducation populaire. Aujourd'hui, la perte de légitimité de la « rationalité objective » constatée dans de nombreuses strates de la société, invite les scientifiques à une réflexivité sur les ressorts cognitifs qu'ils mobilisent avec la société, alors que des opposants à la justice socio-écologique ont bien intégrés ces enjeux et font peser des menaces politiques sur l'intégrité de la biosphère, la fragilité des existences et le bien-être des générations futures.

La deuxième préoccupation soulève des questions pratiques, participatives et politiques. La science peut produire des connaissances permettant la résolution de problématiques pratiques, mais elle peut aussi développer des méthodes ouvertes d'apprentissage permettant aux communautés locales, tant habitantes que praticiennes et politiques, de s'impliquer dans l'enquête (Pennington et al. 2013; Singer-Brodowski 2023). Cette préoccupation est reliée à mes expériences professionnelles passées de gestionnaire de la biodiversité sur les espaces verts publics et de formateur aux changements de pratiques des paysagistes. Si de nombreux scientifiques ont pris le parti de la science appliquée, ils ont souvent été mobilisés avec une posture de docteur-expert dont les prescriptions n'ont pas toujours été suivies d'effets concrets. Les chercheurs peuvent proposer un ancrage sociétal plus profond en dépassant le rôle du consultant ou prestataire externe, pour s'impliquer corps et âme dans l'accompagnement, la facilitation et la capacitation de la société à affronter les problématiques socio-environnementales (Caniglia et al. 2021; König & Evans 2013). Ces méthodes ont nécessairement, pour les scientifiques, un coût en termes de productivité académique *quantitative*, telle qu'elle est évaluée par les logiques actuelles (Goring et al. 2014). Pourtant, cet ancrage soutient la connexion des

chercheurs aux réalités sociales et politiques des pratiques, nourrissant une logique inductive de grande valeur pour étudier et comprendre, en retour, le fonctionnement et les évolutions des socio-écosystèmes de l'Anthropocène.

Ces considérations sont structurantes pour comprendre les méthodes mobilisées dans ce travail doctoral, qui intervient après plusieurs années de pratique professionnelle de la biodiversité dans des secteurs différents : la recherche fondamentale en forêt tropicale, la médiation scientifique et culturelle, la gestion écologique des parcs publics urbains et la formation au changement de pratiques. Cette thèse est aussi le fruit d'une rencontre avec une structure singulière dans le paysage de la recherche, incarnant également ces méthodes, ces perspectives et revendications. L'École Urbaine de Lyon a été déterminante pour reprendre le chemin de la recherche en renouvelant mon intérêt pour la science, en finançant ce doctorat, en contribuant à ma formation critique transdisciplinaire et en m'offrant la confiance et les moyens pour mener des actions de recherche et de médiation en dehors de frontières des laboratoires. En effet, comme le soulignent (Thapa et al. 2022), les jeunes chercheurs en science de la soutenabilité doivent jongler simultanément entre le rôle de chercheur et d'acteur du changement, ce qui nécessite de nouvelles méthodes pour faire de la science.

Problématiques de recherche

Dans cette thèse, je propose d'investiguer le rôle stratégique des espaces verts résidentiels en habitat collectif comme levier clé de transformation écologique et sociétal, tout en accompagnant ce changement par des méthodes de recherche-action au service de la connaissance scientifique, de la capacitation opérationnelle des praticiens et de l'engagement participatif citoyen.

Je défends dans cette thèse que l'habitat collectif est un point de convergence de multiples enjeux et peut concilier les impératifs de soutenabilité et d'habitabilité urbaine des villes denses, fournir des services écosystémiques de proximité et être un terreau fertile en termes de dynamique sociale et politique, pour la reconnexion de l'humanité avec la nature. Cependant, l'atteinte de ces objectifs dépend tout autant de la production de préconisations claires et efficaces, fondées sur des connaissances écologiques et scientifiques, que de la mise en œuvre d'actions transformatives des pratiques de paysage et de gouvernance, des cultures et des affects. Cette épistémologie hybride, combinant solutions fondées sur la nature et solutions que je qualifie *fondées sur la culture*, est incarnée par la constitution d'un projet de recherche-action « COLLECTIFS », impliquant les résidents, praticiens et politiques dans le processus de recherche.

Ce doctorat aborde trois problématiques, à des échelles transformatives complémentaires :

Quelle morphologie urbaine les politiques et les urbanistes peuvent réglementer et adopter, à l'échelle opérationnelle, pour réconcilier les enjeux de densification et de végétalisation de l'urbanisme écologique ?

La capacité de l'habitat collectif à être une modalité d'habitation de la planète limitant l'étalement urbain à l'échelle globale, tout en favorisant une cohabitation humanité-biodiversité à l'échelle locale, est une problématique de géographie urbaine. La mobilisation de Systèmes d'Information Géographiques peut fournir, à l'échelle opérationnelle, une analyse systémique du lien entre morphologie urbaine et potentiel écologique. Cette étude pourrait guider la planification vers l'adoption de normes réglementaires écologiques réellement efficaces, qui pourraient être basées sur la définition de seuils si des points de bascule sont constatés entre morphologie et végétalisation. Ce

volet investigue ainsi un verrou de connaissances identifié de longue date par les chercheurs et praticiens, en vue d'outiller les transformations urbaines, alors que le déploiement de PLU à visées bioclimatiques monte en puissance mais manque de repères fiables. Cette étude cherche ainsi à garantir les conditions de préexistence de vivant, en ville, en identifiant les règles de morphologie urbaine au service des PLU bioclimatiques, alors que la densification renforce les vulnérabilités.

Quel est le pouvoir d'action des praticiens (urbanistes, architectes, paysagistes) et les meilleures mesures à adopter, à chaque étape du projet d'aménagement, pour améliorer le potentiel écologique des aménagements ?

Des études écologiques à proprement dire, mobilisant des inventaires de biodiversité et une description fine de l'environnement urbain, pourraient permettre d'aborder plus directement la question du potentiel écologique. Ces résultats pourraient permettre d'identifier les préconisations clés permettant à chaque étape du projet d'aménagement de développer un potentiel écologique parvenant *in fine* à un niveau de biodiversité élevé. Nous proposons une étude systémique inédite recourant à des inventaires multi-taxon afin d'offrir un regard plus inclusif de la biodiversité et éviter des conclusions biaisées. De plus, un design d'analyse ergonomique, orienté sur les pratiques, permettra d'identifier les caractéristiques de l'urbanisation et de l'aménagement paysager les plus favorables au vivant dans son ensemble. Ces résultats pourraient ainsi renforcer la confiance des praticiens dans leur capacité d'agir avec des effets concrets sur le vivant, ce qui est un levier psychologique important pour l'engagement. Ce volet investigue ainsi une approche intégrative et opérationnelle de l'aménagement urbain en cherchant à capaciter l'ensemble de la séquence de production et d'entretien des espaces verts en habitat collectif, y compris les habitants. Ces résultats peuvent favoriser un apprentissage critique et pragmatique de la qualité et du potentiel écologique réel des aménagements urbains, et aider à comprendre quelles sont les modifications les plus judicieuses à apporter aux projets urbains en cours et aux réalisations existantes.

Comment accompagner les dynamiques habitantes pour concrétiser des opérations de renaturation des espaces verts en habitat collectif ?

Un retour d'expérience sur notre projet de recherche-action COLLECTIFS, développé sur le territoire de la Métropole de Lyon, détaille les méthodes de science citoyenne menées et les transformations sociales, environnementales et politiques concrètes qui ont pu être réalisées. Cette thèse, en s'inscrivant dans un projet de recherche-action plus étendu, a abouti, avec le concours de l'ensemble de ses acteurs, à des opérations de renaturation dans de nombreux habitats collectifs. Celles-ci ont été permises par une politique locale innovante, aujourd'hui répliquée dans d'autres métropoles françaises, offrant aux résidents un soutien financier, un accompagnement écologique et une animation sociale par des écologues adoptant des méthodes de tiers-facilitateur. Cette thèse a aussi été l'occasion de m'impliquer dans le développement de ces méthodes d'accompagnement et de mettre en œuvre concrètement le changement avec des collectifs d'habitants. La conduite d'une recherche-action de terrain en habitat collectif a été une opportunité de co-construire de manière incrémentielle les finalités du projet avec les résidents, offrant un pouvoir d'action et de décision de plus en plus important aux habitants au cours de l'avancée du projet, pour s'approprier et conduire la renaturation concrète de leurs espaces verts.

Structuration de la thèse

Cette thèse s'organise en trois parties et huit chapitres

La **première partie** présente les enjeux socio-écologiques actuels et les évolutions des concepts et des méthodes que nous avons adoptées pour nous impliquer dans une recherche transformative.

- Le **chapitre 1** caractérise la vulnérabilité de la biosphère et la responsabilité de l'urbanisation généralisée de la planète, révélatrice de l'Anthropocène.
- Le **chapitre 2** analyse les évolutions méthodologiques et épistémologiques de la recherche en écologie urbaine qui s'oriente vers la soutenabilité socio-écologique.
- Le **chapitre 3** situe les espaces résidentiels au centre des enjeux socio-écologiques et évalue leur capacité stratégique d'adaptation et de transformation.
- Le **chapitre 4** développe les implications sociétales de la recherche transformative et présente notre projet de recherche-action COLLECTIFS.

La **deuxième partie** examine les caractéristiques géographiques et morphologiques de l'urbanisation et offre un référentiel opérationnel et à portée réglementaire pour les formes urbaines écologiques.

- Le **chapitre 5** s'intéresse aux principes, pratiques et expérimentations actuelles et passées ayant soutenu le développement d'un urbanisme écologique.
- Le **chapitre 6** analyse la morphologie urbaine opérationnelle et identifie des métriques et des préconisations clés pour réconcilier la densification et la végétalisation urbaine.

La **troisième partie** mobilise des données de biodiversité via des inventaires multi-taxons ambitieux et offre un design d'analyse opérationnel pour évaluer le potentiel d'action et guider les praticiens.

- Le **chapitre 7** développe les enjeux de design que la recherche en écologie doit intégrer pour éclairer de nouvelles pratiques d'aménagement écologique.
- Le **chapitre 8** présente l'étude systémique du potentiel écologique urbain et les préconisations efficaces pour soutenir la cohabitation Humanité-Biodiversité

PARTIE 1 - Cohabiter avec le vivant et conduire une recherche transformative : des évolutions des concepts, des méthodes et une mise en œuvre concrète.

La première partie de cette thèse détaille les enjeux socio-écologiques actuels et les dynamiques de recherche et d'action pour y répondre. Les éclairages offerts par de multiples disciplines soutiennent une convergence des intérêts vers les espaces habités et les communs pour enclencher des logiques transformatives, offrant ainsi une place centrale à l'habitat collectif. En combinant des perspectives théoriques variées et un retour d'expérience concret, cette partie illustre comment la recherche peut être un levier profond de changement et qu'une réflexivité transdisciplinaire est essentielle pour définir des objets de recherche et des méthodes opérationnelles cohérents avec les enjeux systémiques des sciences de la soutenabilité.

Le chapitre 1 ouvre la discussion en caractérisant la crise de la biodiversité. Il met en lumière la responsabilité socio-écologique de l'urbanisation généralisée, un phénomène qui illustre de manière frappante l'Anthropocène, ce qui confère ainsi aux espaces urbains une position centrale pour la recherche impliquée à résoudre la crise écologique de l'habitabilité de la planète.

Le chapitre 2 montre comment ces perspectives redéfinissent de manière critique les épistémologies et les méthodes de la recherche en écologie urbaine, qui intègrent aujourd'hui les approches systémiques d'accompagnement des transformations, mobilisées par les sciences de la soutenabilité socio-écologique. Ces nouvelles responsabilités opérationnelles impliquent une ouverture pluridisciplinaire à de nouveaux enjeux éthiques, culturels et politiques. Face aux enjeux relevés dans le chapitre 1, ce chapitre montre que de multiples perspectives pluridisciplinaires conduisent à investiguer les communs et les espaces résidentiels.

Le chapitre 3 place les espaces résidentiels et plus particulièrement l'habitat collectif au cœur des transformations socio-écologiques car ils réunissent tous les enjeux identifiés précédemment pour activer des leviers de changements profonds vers une planète plus habitable et une cohabitation avec le vivant. Cette analyse évalue leur potentiel écologique et leur capacité sociale à s'adapter, mais aussi les verrous qui subsistent encore actuellement.

Enfin, le chapitre 4 montre comment les méthodes de recherche-action peuvent investiguer les enjeux de résilience socio-écologique en habitat collectif. Il présente concrètement le projet COLLECTIFS que nous avons déployés pour faire atterrir une recherche collaborative et participative de la biodiversité en habitat collectif, pour produire des connaissances scientifiques de portée opérationnelle et stimuler le changement, impliquant un transfert graduel du pouvoir d'action. Ce projet a atteint une portée transformative, concrétisé par de nombreuses opérations de renaturation co-construites, facilitées par des écologues et des innovations politiques.

CHAPITRE 1 - L'anthropocène et son urbanisation généralisée affecte l'habitabilité du monde pour le vivant

Introduction du chapitre 1

Ce chapitre examine la profondeur et les multiples facettes de la crise d'extinction de la biodiversité à laquelle nous sommes confrontés aujourd'hui. Nous analyserons les diverses dimensions des changements écologiques en cours, en cherchant à identifier les causes et les moteurs primaires de cette crise, ainsi que les boucles de rétroaction négatives qui l'aggravent. En adoptant une approche holistique, nous tenterons de discerner les grandes tendances actuelles du développement humain. Ces tendances, bien au-delà d'affecter simplement la biodiversité, provoquent des perturbations environnementales majeures qui compromettent l'habitabilité de la planète pour tous ses êtres vivants, humains et non-humains, menaçant ainsi le fonctionnement global de la Terre. Nous aborderons les impacts des activités humaines sur les écosystèmes, les espèces et les ressources naturelles, tout en soulignant l'urgence d'agir pour inverser ces dynamiques destructrices. Ce chapitre vise à offrir une compréhension approfondie des enjeux écologiques actuels, afin de mieux orienter les efforts de conservation et de développement soutenable indispensables pour préserver la viabilité de notre planète.

1 Effondrement massif de la biodiversité

1.1 Prendre la mesure de la crise

La compréhension de la crise contemporaine de la biodiversité a considérablement évolué au cours des 20 dernières années, grâce à des connaissances qui se sont approfondies et révèlent l'ampleur de cette crise. L'évidence de cette crise a été de plus en plus documentée, stimulée par l'intérêt croissant des scientifiques, des politiques et de la société civile, ainsi que par les progrès rapides des outils d'observation et de mesure. Ces avancées ont permis de constituer de grandes bases de données. La diversité des mesures agrégées a favorisé le développement de méthodes statistiques et analytiques avancées, permettant de modéliser des systèmes vivants avec une complexité élevée. Ces progrès en matière de données et de méthodes d'analyse ont ainsi amélioré notre compréhension de l'impact de l'anthropisation des écosystèmes sur leur fonctionnement. Díaz et al. (2019) synthétisent, dans le cadre de l'IPBES (*Intergovernmental Platform for Biodiversity and Ecosystem Services*), les connaissances de la littérature qui documentent les atteintes de l'humanité sur l'intégrité de la biodiversité à différentes échelles et met en lumière plusieurs indicateurs alarmants. À l'échelle des biomes et grands écosystèmes, 70 % de la surface terrestre a été altérée par les activités humaines, 85 % des zones humides ont été perdues depuis les années 1700, et 77 % des rivières de plus de 1000 km ne s'écoulent plus librement. La biomasse de la végétation mondiale a diminué de moitié au cours de l'histoire de l'humanité, et les forêts ne couvrent maintenant que 68 % de leur étendue préindustrielle. À l'échelle des communautés écologiques, plus de 20 % de la biodiversité mondiale originelle aurait disparu (Dirzo et al. 2014). De nombreuses espèces, en particulier celles de grande taille, à croissance lente ou ayant des exigences d'habitat particulières, déclinent rapidement dans de nombreux endroits

et disparaissent. Les grands mammifères terrestres ont été éradiqués de 75 % de leurs aires de répartition originelles.

Si, au cours des cinq derniers siècles, le nombre d'espèces s'étant éteintes du fait des activités humaines est évalué à seulement 705 espèces de vertébrés et 571 espèces végétales (Humphreys et al. 2019), le nombre d'espèces actuellement menacées d'extinction est de plus en plus élevé sans qu'un groupe taxonomique ne soit épargné : 1 million d'espèces animales et végétales seraient menacées d'extinction d'après l'Union internationale pour la conservation de la nature (Baillie et al. 2004). La méthodologie développée dans les Listes Rouges évalue le risque d'extinction de chaque espèce en suivant les critères sur les dynamiques des populations basés sur des mesures d'abondance, dont les connaissances ont sensiblement progressé ces dernières années grâce aux efforts d'acquisition de données. Néanmoins, les données de suivi des populations présentent un certain biais taxonomique : les vertébrés et les plantes ont été historiquement mieux documentés et montrent qu'en moyenne 25 % des espèces sont menacées (classées comme vulnérables, en danger ou en danger critique). Pour de nombreux autres groupes moins bien documentés, comme les insectes, il est bien plus difficile d'établir des prédictions à l'échelle des populations de chaque espèce car le manque de données rend difficile la modélisation de leurs tendances conformément aux standards statistiques requis par la méthodologie des Listes Rouges (Caley et al. 2014).

Pour tenir compte de différentes dimensions et mesures d'évaluation de l'état de la biodiversité, le WWF propose le *Global Living Planet Index* (Ledger et al. 2023), basé sur les évolutions de plus de 10 000 populations appartenant à plus de 3 000 espèces de vertébrés (**Figure 1-1**). Bien que cet indice soit construit sur des données taxonomiquement et géographiquement limité, il offre un moyen de surveillance de la santé globale de la biodiversité et les impacts des activités humaines sur les populations animales à travers le monde. Le *Global Living Planet Index* a ainsi révélé des déclin significatifs dans les populations mondiales de vertébrés, soulignant une baisse moyenne de près de 68 % depuis 1970. Cette métrique permet aux décideurs et aux chercheurs de suivre les changements dans la biodiversité à une échelle globale, offrant une perspective essentielle pour les stratégies de conservation. Elle met en lumière l'urgence des actions requises pour contrer les tendances négatives affectant notre planète et souligne l'importance des efforts continus pour protéger les espèces menacées et leurs habitats.

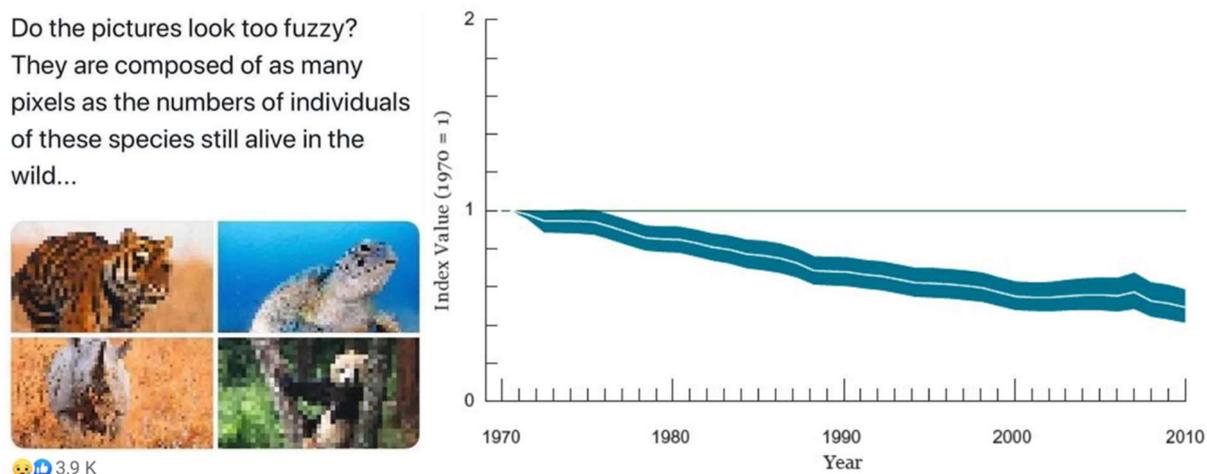


Figure 1-1 : Evolution de l'indice Global Living Index (WWF), complété par un mème culturel illustrant cette tendance (relevé sur les réseaux sociaux).

Néanmoins, l'étude de l'évolution temporelle de la biomasse, c'est-à-dire du poids des organismes collectés dans des protocoles standardisés, met en exergue la crise actuelle de la biodiversité et démontre des tendances globales alarmantes. Par exemple, il est estimé que 75 % de la biomasse des insectes a disparu en Allemagne en l'espace de 30 ans (entre 1989 et 2016), même dans des espaces naturels protégés (Hallmann et al. 2017). Une autre étude en Angleterre (Ball et al. 2022) montre que 60 % de la biomasse d'insectes volants a disparu entre 2004 et 2021 (**Figure 1-2**). La gravité de cet effondrement spectaculaire est exacerbée par l'importance cruciale de ce groupe taxonomique pour le fonctionnement des écosystèmes, en raison de sa biomasse, sa diversité et sa position dans l'échelle trophique. Ces éléments soulignent aujourd'hui la nécessité critique de prendre en considération les insectes dans les nouvelles politiques de conservation des espèces. Pour les mammifères sauvages, moins de 25 % de la biomasse des populations sauvages subsistent comparé à son état de référence avant la dernière crise d'extinction de la mégafaune à la fin du Pléistocène. À une échelle de temps plus resserrée, c'est 70 % de la biomasse de la faune vertébrée sauvage qui a disparu au cours des 50 dernières années. La biomasse des plantes, qui constitue une part essentielle de la vie sur Terre, est estimée à 90 % de la biomasse totale, les 10 % restants étant constitués, par ordre décroissant, par les bactéries, champignons, archées, protistes et animaux. Cependant, la biomasse de la végétation terrestre sauvage aurait été réduite de moitié depuis la première révolution agricole, en raison de la déforestation, de la gestion forestière et du changement d'utilisation des sols. Les évaluations de la répartition de la biomasse animale planétaire montrent par ailleurs le poids sans commune mesure de l'espèce humaine et de ses animaux d'élevage dans l'anthropocène, qui cumulent ensemble une biomasse 18 fois plus élevée que les mammifères et oiseaux sauvages réunis ensemble (Bar-On et al. 2018) (**Figure 1-3**).

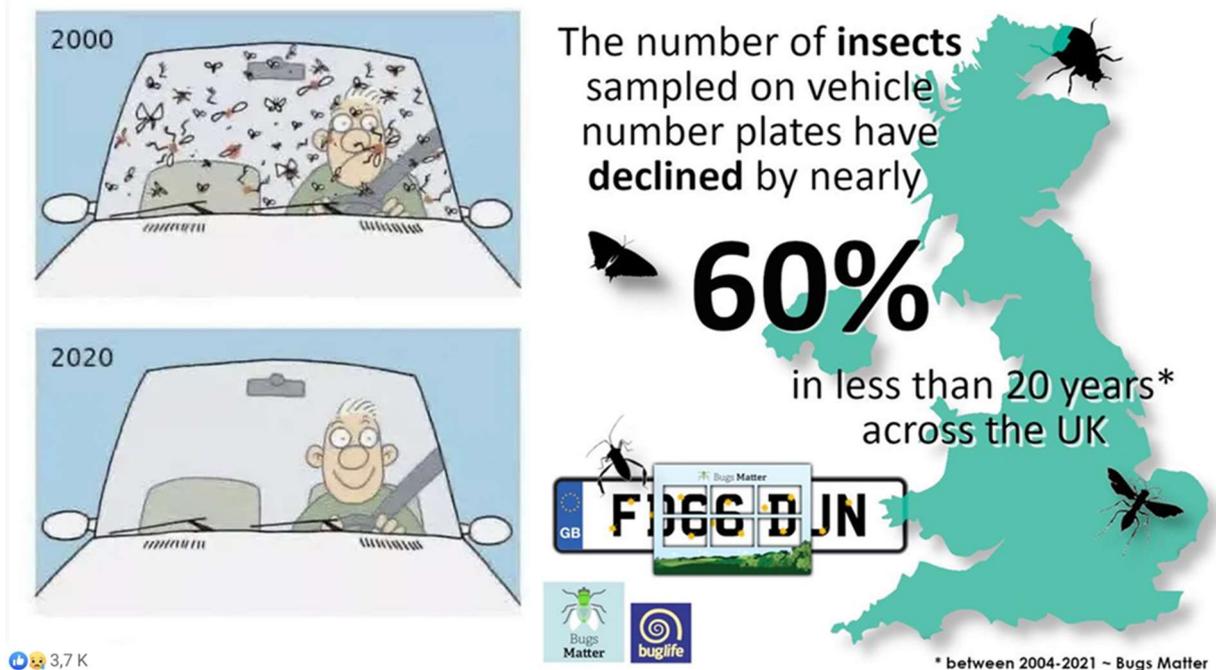


Figure 1-2 : L'évolution de la biomasse est devenue une caractéristique de l'effondrement biologique appréhendable à l'échelle d'une vie humaine. Ces constats du quotidien ont stimulé la créativité des scientifiques dans des études participatives (Bugs Matter (Ball et al. 2022)).

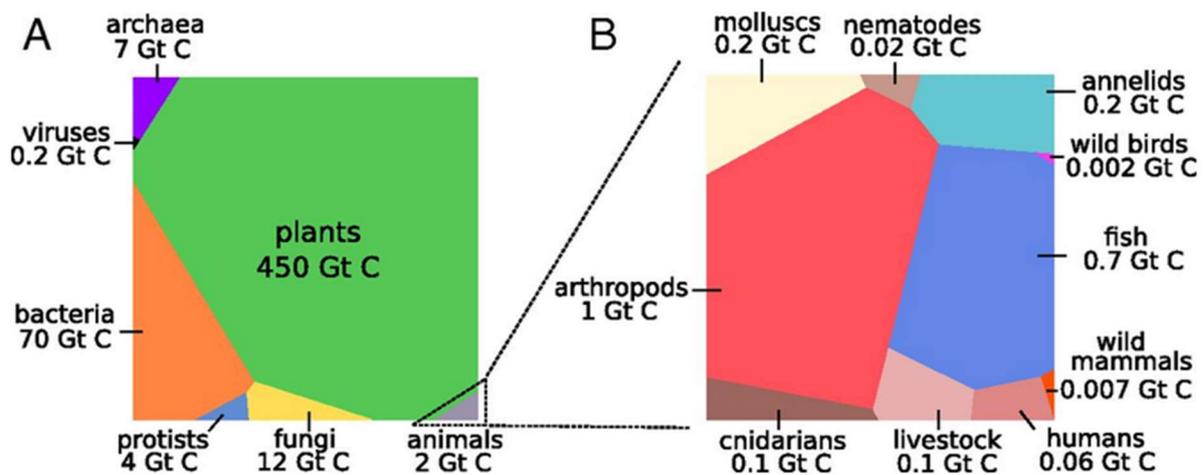


Figure 1-3 : Répartition mondiale de la biomasse (Bar-On et al. 2018)

Les indicateurs de biomasse démontrent ainsi, à grande échelle, que si la dynamique d’extinction des espèces est déjà alarmante, l’effondrement des populations et de la biomasse a des implications profondes et en cascade sur le fonctionnement des écosystèmes. L’étude des systèmes et des réseaux montre que les processus de stabilité des communautés peuvent être affectés à divers degrés par la perte d’espèces, mais que l’accumulation des disparitions affaiblit la stabilité des systèmes écologiques jusqu’à atteindre des points de rupture. En ce sens, la disparition des espèces a des effets non linéaires sur le fonctionnement global de la biosphère, mais aussi des effets cumulatifs désastreux.

1.2 Les limites planétaires

Cet impact démesuré de l’humanité sur le fonctionnement de la biosphère et de la planète a motivé la conceptualisation d’une « époque de l’homme » dans l’histoire de la Terre, où Homo sapiens serait devenu la première force régissant les dynamiques biophysiques de la planète (Crutzen 2006). Cette influence se manifeste clairement sur le monde vivant. Cette période, nommée l’Anthropocène, est encore sujette à des débats intenses pour déterminer si elle peut être considérée comme une ère géologique stratigraphique et sur la date précise de son commencement. Néanmoins, plusieurs indicateurs liés au développement des sociétés thermo-industrielles montrent une « grande accélération » après la Seconde Guerre mondiale (Steffen et al. 2015a). L’influence humaine sur de nombreux paramètres essentiels pour le maintien d’un fonctionnement « sain » de la planète a également inspiré le développement d’un champ de recherche dédié au concept de limites planétaires (Rockström et al. 2009). Ces limites planétaires sont définies par des seuils d’indicateurs clés qui délimitent le *safe operating space* pour une planète dans un état d’équilibre métastable, tel que nous l’avons connu depuis l’Holocène avec ses cycles glaciaires. Le dépassement de ces seuils est censé perturber l’équilibre de la planète, la poussant vers des états plus instables et accroissant sa vulnérabilité. La transition de ces états métastables vers des états instables se produit généralement de manière abrupte, en franchissant des points de bascule, les *tipping points* (Figure 1-4). En effet, des changements significatifs dans les écosystèmes suggèrent que des variations progressives de facteurs environnementaux peuvent sembler insignifiantes jusqu’à ce qu’un seuil critique soit atteint, déclenchant un changement majeur potentiellement irréversible (Scheffer & Carpenter 2003).



Figure 1-4 : Illustration d'un point de bascule, exposition « La Terre en Héritage », Musée des Confluences, Lyon, 2021. Co-commissariat d'exposition École Urbaine de Lyon.

Dans le contexte des limites planétaires, la biodiversité sert non seulement d'indicateur de la santé du système Terre mais aussi de processus fondamental « actant » du bon fonctionnement biophysique de notre planète. Pour les chercheurs ayant défini ces limites, la biodiversité est reconnue, dès les premières évaluations, comme étant la première limite planétaire franchie (**Figure 1-5**) et les évaluations suivantes montreront le franchissement de plusieurs autres limites planétaires (**Figure 1-6**).

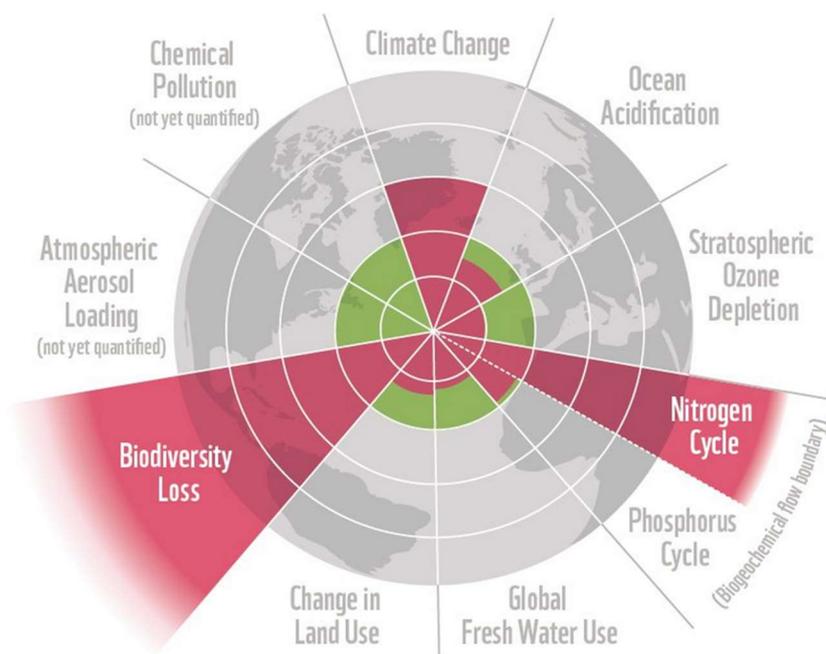


Figure 1-5 : La première représentation du diagramme des limites planétaires (Rockström et al. 2009).

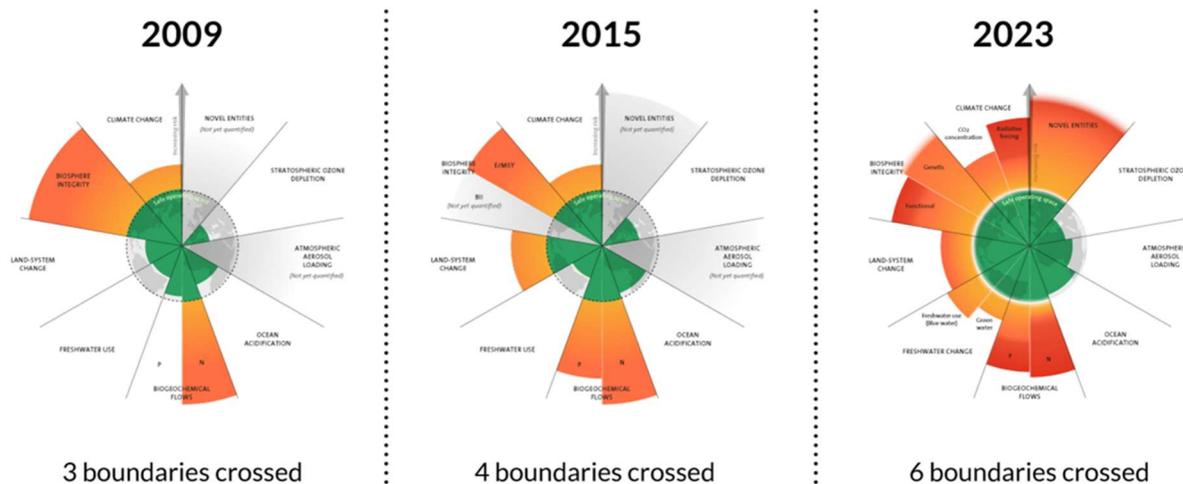


Figure 1-6 : Les limites planétaires et l'évolution de l'état des indicateurs (K. Richardson et al., 2023 ; Rockström et al., 2009; Steffen, Richardson, et al., 2015).

Néanmoins, établir avec précision une limite planétaire pour la biodiversité demeure un défi majeur : il est désormais avéré qu'une diversité riche d'espèces renforce la résilience des écosystèmes, mais les mécanismes sous-jacents ne sont pas encore suffisamment compris. La complexité de la relation entre biodiversité et résilience, présumée non linéaire et sujette à des points de bascule, rend difficile l'évaluation de la quantité et du type de biodiversité pouvant être perdus avant que cette résilience ne soit compromise, tant au niveau global que local. Face à ce manque de connaissances sur le lien entre diversité et résilience, Rockström et al. proposent le taux d'extinction comme indicateur préliminaire et suggèrent une limite planétaire lorsque ce taux a été multiplié par 10, soit un rythme de 10 extinctions pour 1 million d'espèces par an (Rockström et al. 2009). Actuellement, le taux d'extinction global est estimé être 10 à 100 fois plus élevé en comparaison avec la moyenne de la période de référence, évaluée à 1 pour 1 million d'espèces éteintes par an selon le registre fossile des 10 derniers millions d'années (Pimm et al. 2014).

En complément de ce premier taux, Steffen et al. proposent un *Biodiversity Intactness Index* qui mesure, à large échelle (biomes ou grandes aires régionales), la proportion de biodiversité restante en comparaison avec la période de référence avant l'arrivée d'*Homo sapiens* (Steffen et al. 2015b). Cette biodiversité peut être évaluée avec des indices tels que l'abondance ou la richesse, et le seuil de la limite planétaire est fixé à 90 %. Les auteurs soulignent que ces métriques, évaluant le rythme d'extinction et la proportion conservée, restent des indicateurs « intérimaires » nécessitant des développements plus formels. Le *Biodiversity Intactness Index* est cartographié en 2016 à l'échelle mondiale (Figure 1-7) et montre les régions du monde où l'anthropisation (basée sur les changements d'occupation du sol et les pressions connexes) aurait conduit au franchissement de la limite planétaire de 90 % de l'indice (Newbold et al. 2016). Selon ces observations, plus de la moitié (58,1 %) de la surface terrestre de la planète serait au-delà de cette limite. Ces espaces, qui comptent parmi les plus peuplés du monde, abritent 71,4 % de la population humaine, mettant en évidence les défis importants posés par la densité démographique pour la conservation de la biodiversité.

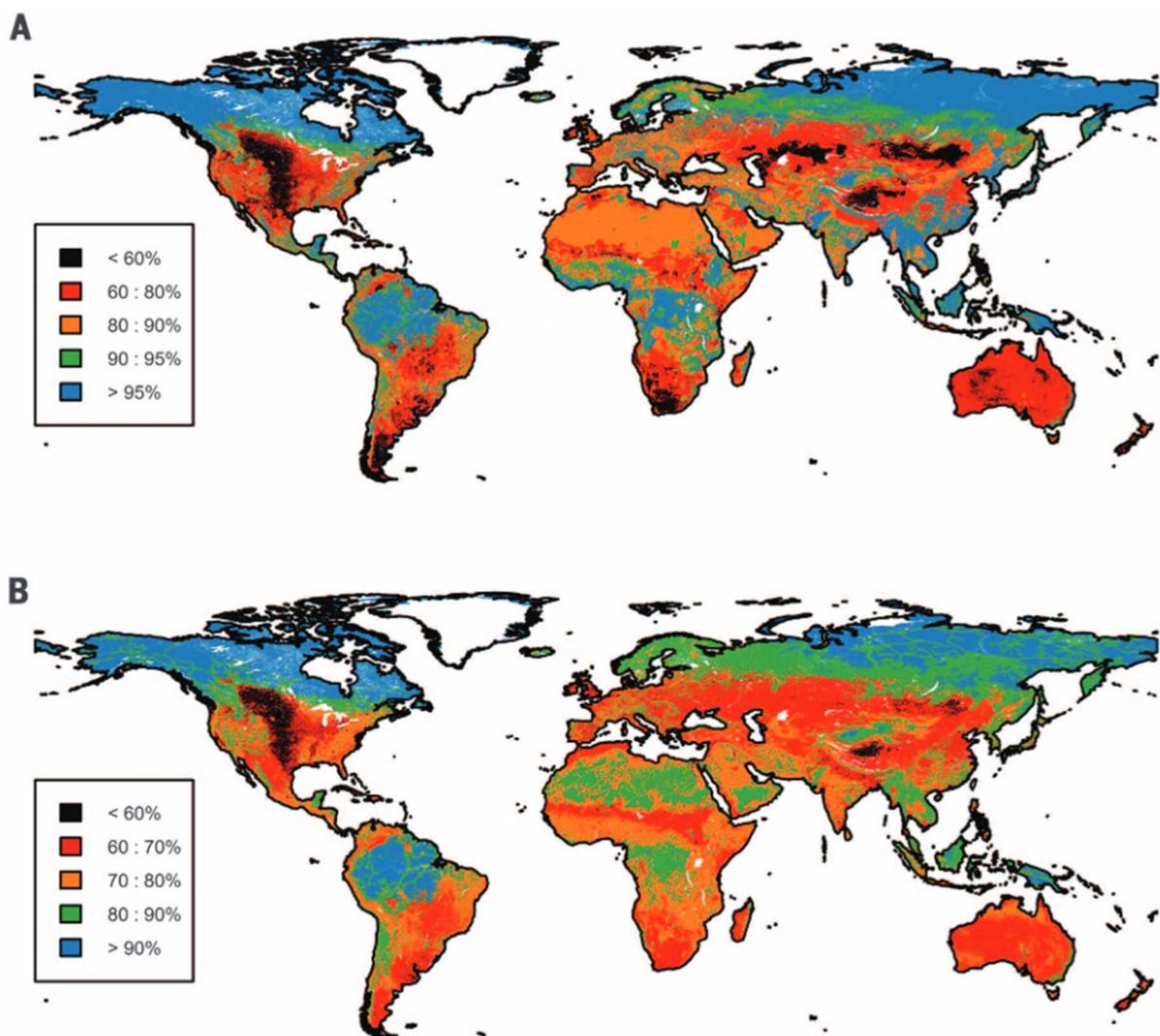


Figure 1-7 : Carte mondiale de l'indice de « *Biodiversity Intactness Index* », pour la métrique d'abondance (A) et de richesse spécifique (B) (Newbold et al. 2016). Indicateur représenté en % par rapport à la valeur avant l'arrivée d'*Homo sapiens*. Seules les régions en vert et bleu (A) et bleu (B) sont en dessous de la limite planétaire fixée à 90 % d'après le critère de Steffen et al. (Steffen et al. 2015b).

1.3 Une sixième extinction de masse

La perspective d'une sixième extinction de masse devient de plus en plus crédible et remplace progressivement les discours évoquant une simple « érosion de la biodiversité ». L'acceptation de cette idée reste cependant toujours débattue. Sommes-nous réellement dans la sixième crise d'extinction ? Traditionnellement, une extinction de masse est évaluée à partir du registre fossile, en comparant clairement la richesse spécifique avant et après la crise, sur plusieurs millions d'années. Le seuil habituellement retenu pour qualifier une « extinction de masse » est la disparition de 75 % des espèces, ce qui correspondrait à un *Biodiversity Intactness Index* de 25 %. Selon ce critère, nous n'aurions pas encore franchi le seuil de la véritable extinction de masse (Barnosky et al. 2011). Peut-on alors considérer que notre trajectoire nous y conduit inévitablement ? Les tendances observées à travers de multiples indicateurs et une approche systémique suggèrent malheureusement que nous pourrions être sur la trajectoire d'une extinction de masse (Ceballos et al. 2015), notamment en considérant le taux annuel d'extinction d'espèces, un phénomène non observé depuis la dernière grande crise il y a 65 millions d'années (Ceballos et al. 2015). Pour certains auteurs, ces statistiques indiquent que l'humanité pourrait avoir déclenché une sixième extinction de masse de la biodiversité (Barnosky et al. 2011; Cowie et al. 2022). Bien que les prémices de cette crise soient anciennes (Demoule & Lussault 2021), marquées par la disparition des grands herbivores et carnivores au Néolithique (Malhi et al. 2016) et la transformation des terres avec l'avènement de l'agriculture (Fuller et al. 2011), cette sixième crise d'extinction semble s'installer en seulement quelques décennies après la Seconde Guerre mondiale, période qui a vu le développement global des sociétés thermo-industrielles (Steffen et al. 2011). L'infléchissement brutal de nombreux paramètres de la dynamique du vivant permet de conclure sans équivoque que nous assistons à un effondrement massif de la biodiversité, qui conduira probablement à une extinction de masse du vivant.

1.4 Qualité et diversité des assemblages d'espèces

Si la perspective de crise d'extinction insiste sur la baisse quantitative de l'abondance et de la richesse, la 6ème crise modifie aussi les régimes de pression de sélection des espèces, ce qui a des conséquences également qualitatives sur les assemblages d'espèces. Certaines espèces, peu nombreuses, tirent au contraire profit des changements des conditions de vie de l'Anthropocène. Ces espèces partagent des caractéristiques communes ; elles sont dites « généralistes écologiques » ou « opportunistes », avec des exigences écologiques flexibles en matière d'alimentation et d'habitat, contrairement aux espèces spécialistes. Adaptées aux perturbations, elles tendent à devenir plus abondantes dans les environnements anthropisés. Certaines se sont rapidement répandues dans le monde entier, profitant également de la globalisation des échanges commerciaux et des déplacements de personnes. Le déclin des espèces spécialistes et endémiques au profit d'espèces ayant de grandes capacités d'adaptation aux environnements anthropisés conduit à une « homogénéisation biotique » (Daru et al. 2021; Groffman et al. 2017; McKinney 2006), c'est-à-dire une convergence des communautés biologiques à travers les régions du monde, favorisant des espèces aux traits d'histoire de vie similaires. Ces conséquences plus qualitatives de l'évolution des assemblages d'espèces montrent une autre facette de la crise de la biodiversité de l'Anthropocène : la baisse de la diversité fonctionnelle qui change la composition des communautés vivantes.

2 L'urbanisation massive de l'anthropocène

2.1 La grande accélération

L'activité humaine est régulièrement identifiée comme le principal moteur contemporain de la crise de la biodiversité, tant aux échelles locales que mondiales (Steffen et al. 2015a). Cependant, quelles sont les caractéristiques clés du développement de l'humanité qui permettent de mieux comprendre l'époque de l'Anthropocène, source de la crise de la biodiversité ?

Si les prémices des transformations de l'anthropocène sont observables à partir de l'Antiquité (Demoule & Lussault 2021) avec le développement de l'agriculture, le développement rapide des sociétés thermo-industrielles depuis la révolution industrielle a entraîné une exploitation massive des ressources naturelles, la déforestation, l'urbanisation et la pollution. Ces activités ont considérablement étendu l'emprise de l'homme sur la surface du globe, altérant les habitats naturels et fragmentant les écosystèmes, ce qui constitue aujourd'hui la première menace réduisant la biodiversité. L'introduction d'espèces invasives et la surexploitation des espèces locales ont également contribué à la crise, tout comme, le changement climatique exacerbe encore plus les menaces pesant sur la biodiversité.

Si les causes de la crise semblent multiples, l'étude des dynamiques de flux depuis les années 1950, permet de poser des hypothèses sur les causes les plus importantes qui alimentent la dynamique prédatrice de l'Anthropocène (Steffen et al. 2015b). Ces études montrent que les flux de capitaux économiques mais aussi la part de la population de plus en plus importante en ville semblent être des moteurs de l'anthropocène car ce sont, parmi les moteurs du changement, ceux qui ont le plus augmenté. La reconnaissance de l'urbanisation généralisée de la planète (Elmqvist et al. 2021b; Haase et al. 2018; Lefebvre 1970; Lussault 2017) a suscité des réflexions importantes pour caractériser l'Anthropocène, qui représente ainsi et avant tout, pour certains auteurs, un changement radical dans notre manière d'habiter le monde (Beau & Larrère 2018; Haraway et al. 2016; Lussault 2014). En effet, les projections indiquent que les trois quarts de la population mondiale seront urbains en 2050 (**Figure 1-8**), alors qu'il y a cent ans, la situation était diamétralement opposée, avec seulement un quart d'urbains en 1950 (Davis 2015). En France, les villes abritent plus de 80 % de la population (INSEE 2020). L'humanité est désormais principalement une espèce urbaine depuis 2008, avec environ 55 % de la population vivant dans des zones urbaines aujourd'hui (United Nations Department of Economic and Social 2019). Cette recomposition de la manière d'habiter le monde intensifie les pressions sur les écosystèmes.

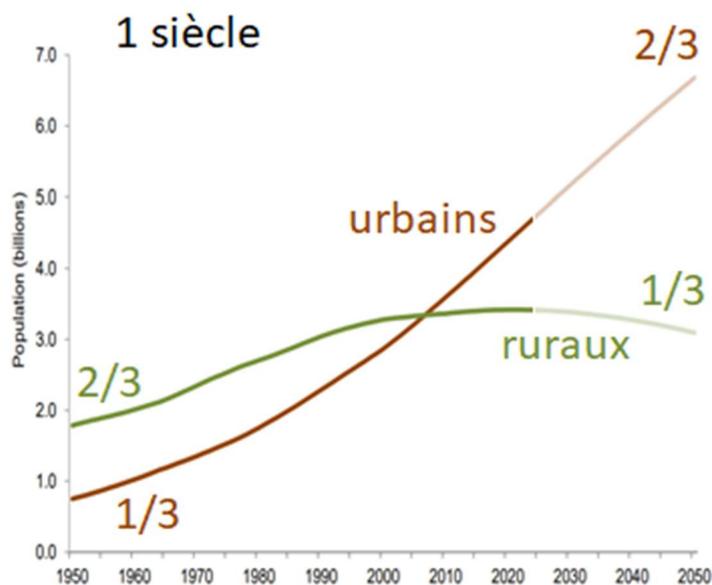


Figure 1-8 : Évolution mondiale de la population humaine (World Urbanization Prospects 2018)

Dans cette dynamique, les prochaines décennies sont très préoccupantes car il se produira la croissance la plus rapide de la population urbaine que n'ait jamais connue l'histoire de l'humanité. Plus de 95 % de l'augmentation nette de la population mondiale se produira dans les villes des pays en développement tels que la Chine, l'Inde, le Nigéria ou l'Indonésie. La croissance de la population urbaine et du développement économique devrait étendre les zones urbaines de 1,5 million de km² entre 2000 et 2030 (Grimm et al. 2008; McDonald et al. 2020) ce qui triplera les surfaces urbaines par rapport à l'année 2000 (Seto et al. 2011).

2.2 Un phénomène tant démographique que politique et économique

Si la démographie pourrait être perçue par certains comme le principal problème de l'Anthropocène, les mesures de l'évolution de l'empreinte écologique par personne montrent une tout autre réalité, soutenant que l'évolution des modes de vie et de consommation a une responsabilité bien plus importante que la démographie (Steffen et al. 2015a). Ainsi, depuis 1950 la population a été multipliée par 3, la population urbaine par 5 et la consommation totale d'énergie par 6, ce qui indique que la consommation moyenne d'énergie par personne a été doublée (**Figure 1-9**). Le PIB planétaire a quant à lui été multiplié par 10 sur cette même période, ce qui indique aussi que l'économie et la finance ont une responsabilité majeure dans les changements actuels. L'urbanisation est centrale dans ces processus et a des implications profondes sur la consommation d'énergie, le changement climatique, la sécurité de l'eau, la demande alimentaire et la pollution de l'air. Les représentations les plus récentes de l'accélération de l'anthropocène offrent une place de premier plan à l'urbanisation (**Figure 1-10**). Cette intensification soulève des questions sur la capacité de l'humanité à mettre en œuvre des pratiques d'urbanisation qui limitent ses effets désastreux sur la vulnérabilité de l'humanité et de l'ensemble de la biosphère (McDonald et al. 2020).

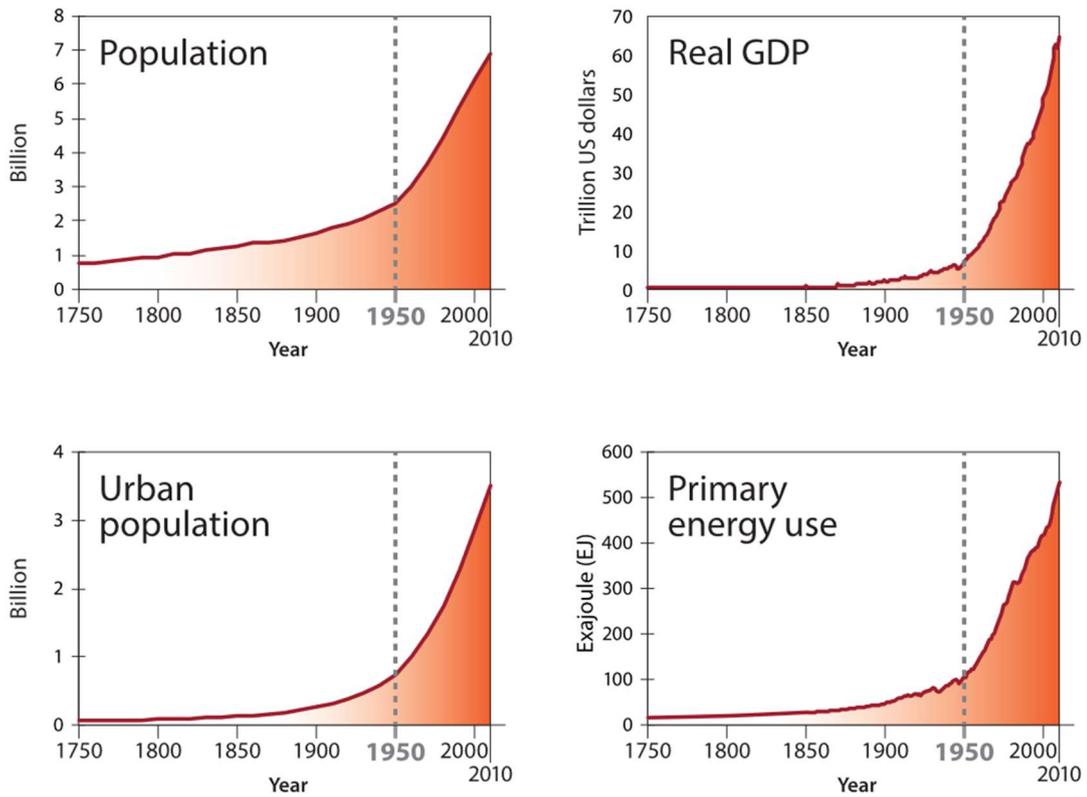


Figure 1-9 : Indicateurs primaires de la Grande accélération (Steffen et al. 2015a).

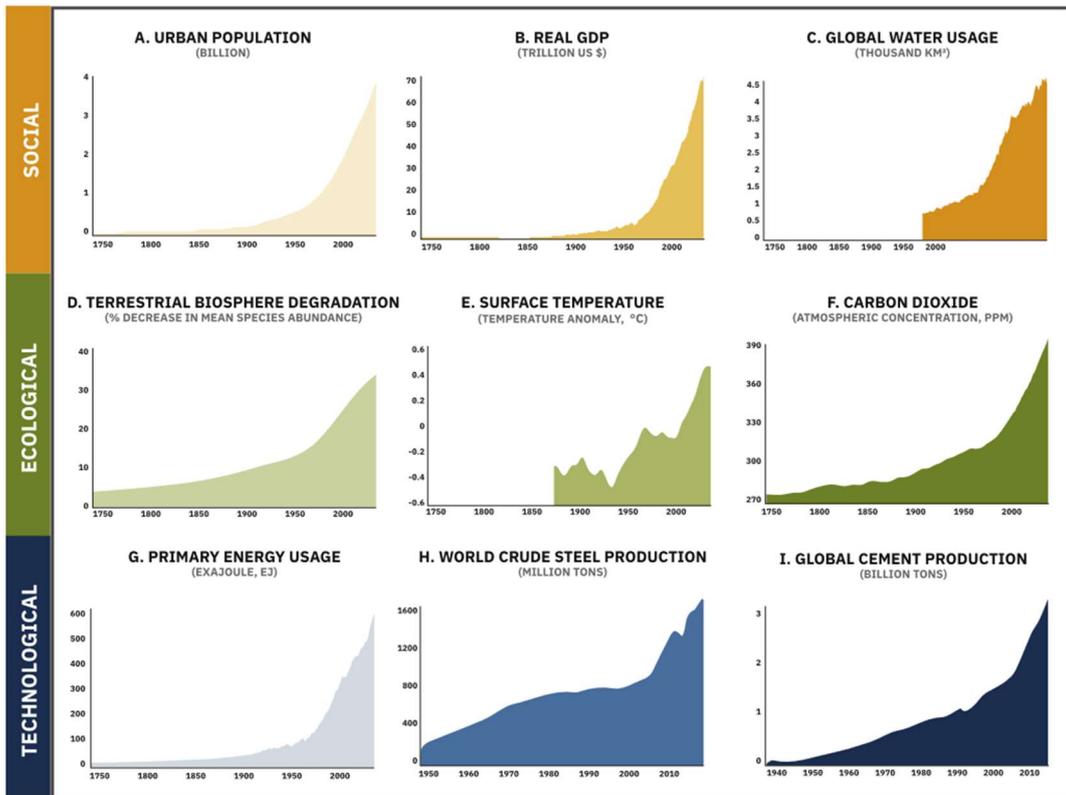


Figure 1-10 : Indicateurs primaires de la grande accélération de l'anthropocène (McPhearson et al. 2021).

L'accroissement de la population urbaine est un phénomène qui intervient également dans les pays développés, dont les démographies sont stables. Ainsi, en France, bien que la population nationale soit relativement stabilisée, la population urbaine a augmenté deux fois plus rapidement (+0,4 %) que la population rurale (+0,2 %) entre 2015 et 2021. Ces tendances peuvent être attribuables aux processus politiques de métropolisation qui visent à concentrer les ressources dans les grandes agglomérations pour stimuler la croissance économique et améliorer la compétitivité internationale (**Figure 1-11**). Cependant, ces politiques ont des effets secondaires importants : elles accentuent les inégalités territoriales et peuvent provoquer une pression accrue sur les services publics et l'environnement, exacerbant la pollution, la congestion et la perte de biodiversité (Faburel 2020). Ces dynamiques de métropolisation contribuent à une urbanisation rapide, avec des conséquences écologiques et sociales profondes.

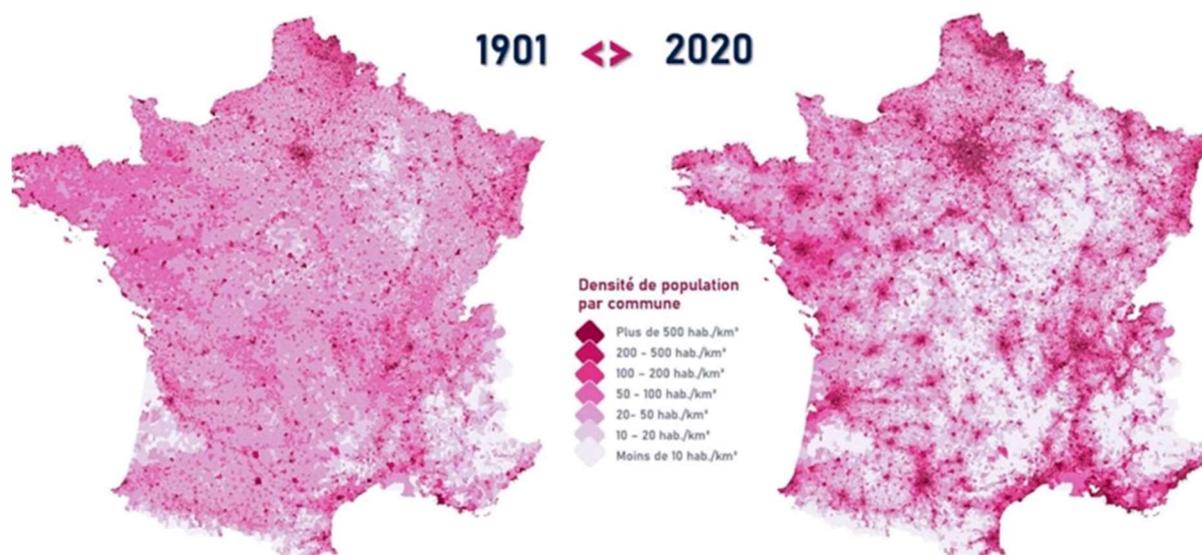


Figure 1-11 : Carte de l'évolution de la densité de population en France entre 1901 et 2020 (Boris Mericskay, données IGN et INSEE)

De plus, l'extension de l'urbanisation n'est pas toujours proportionnelle à la démographie. Pendant la période 1970-2000, par exemple, dans toutes les régions du monde l'expansion urbaine a été supérieure à la démographie. Les raisons de cet étalement urbain étaient variables selon les régions (Seto et al. 2011) : En Chine, l'étalement urbain était autant expliqué par la croissance annuelle du PIB par habitant que l'accroissement de la population urbaine, ce qui n'était pas le cas en Inde et en Afrique. Dans les pays à revenus élevés, l'étalement urbain est plus faible et de plus en plus dépendants de la croissance du PIB, hormis l'Amérique du Nord qui conserve une dynamique d'urbanisation très proportionnelle à sa croissance démographique. Enfin, dans de nombreux pays d'Europe, les espaces résidentiels s'étendent sans corrélation à la démographie et ceci pourrait être dû à la diminution du nombre de personnes par ménage induisant une augmentation du nombre de ménages (Haaland & van den Bosch 2015; Kabisch & Haase 2013).

2.3 L'artificialisation induit de nouvelles politiques pour l'habitat

L'artificialisation disproportionnée de la surface de la terre est une caractéristique phare de l'Anthropocène. L'artificialisation peut mesurer, en fonction des enjeux et des données disponibles, des surfaces de foncier accaparées par les humains (les parcelles bâties, qui étaient auparavant des

espaces naturels, agricoles ou forestiers) ou à une échelle plus précise, les sols imperméabilisés ou stabilisés, ayant perdu leurs fonctions biologiques. Les dynamiques d'artificialisation sont variables selon les pays (Figure 1-12) et une évaluation récente a conclu qu'au cours des deux dernières décennies, 44 % des changements fonciers ont entraîné de l'artificialisation par conversion d'espaces agricoles (cultures et prairies) en zones bâties (Gradinaru et al. 2023). Si l'étalement urbain a été prédominant à partir des années 1970, les mesures réalisées entre 1990 et 2000 montrent d'après un échantillon de 120 villes à l'échelle mondiale que la majorité des pays entrent dans une phase d'urbanisation qui a tendance à moins s'étaler et tend à densifier les espaces urbains existants (Figure 1-13).

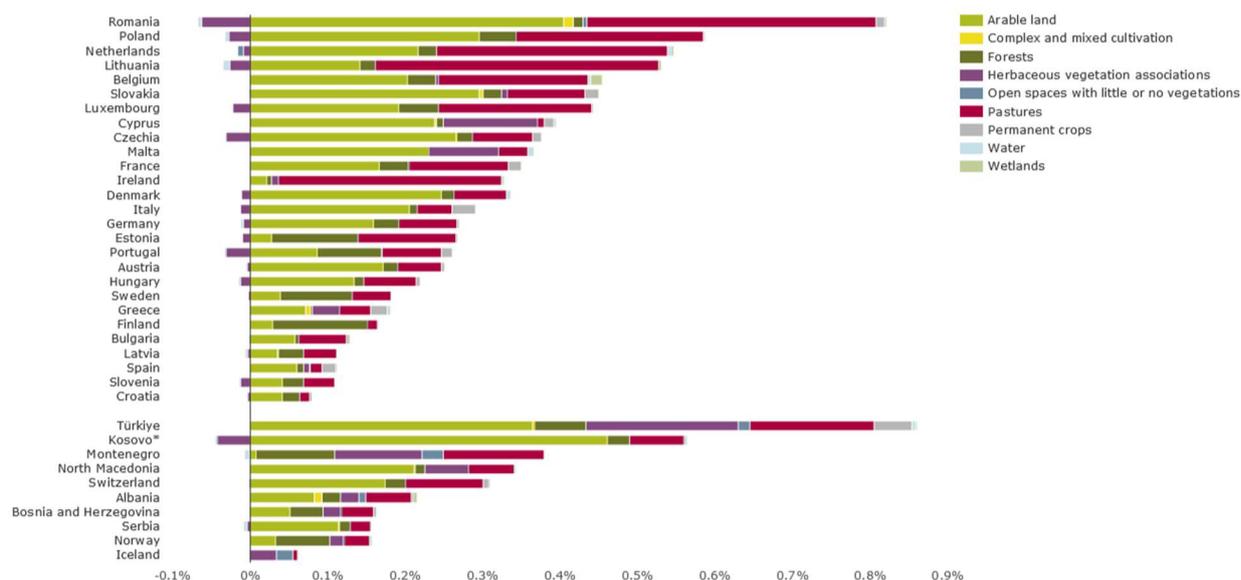


Figure 1-12 : Artificialisation à l'échelle nationale, en Europe, sur la période 2012-2018 (European Environment Agency 2023).

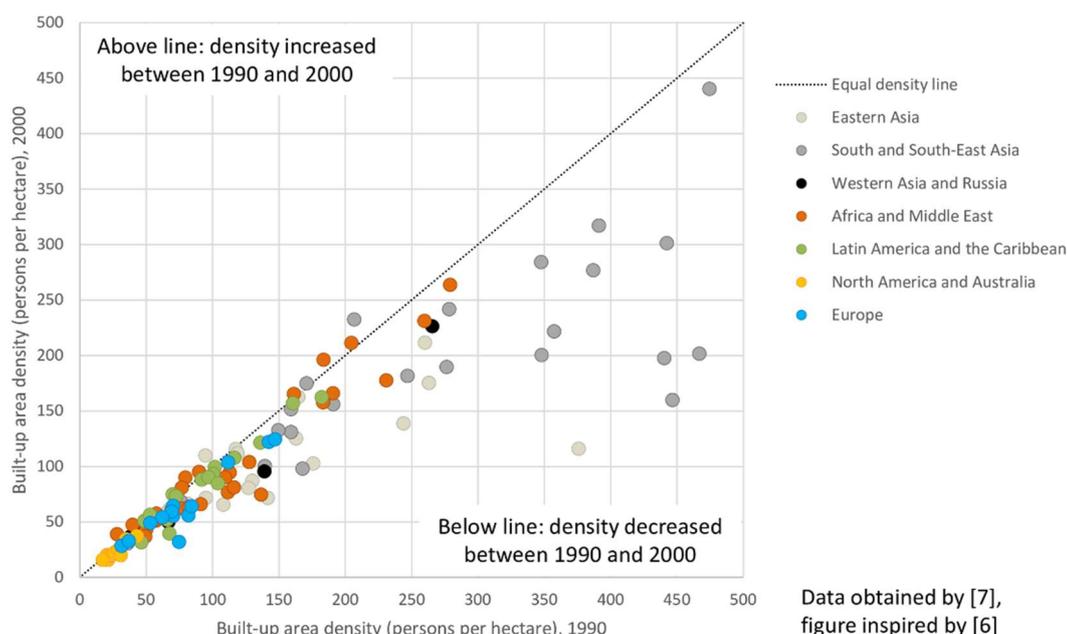


Figure 1-13 : Artificialisation à l'échelle mondiale, sur la période 1990-2000 (Wolff et al. 2018)

En France, chaque année, 24 000 hectares d'espaces naturels, agricoles et forestiers ont été urbanisés lors de la dernière décennie, soit près de cinq terrains de football par heure. En l'espace de 10 ans, la France a ainsi artificialisé une surface équivalente à celle du département du Rhône. La France se place au 4ème rang des pays européens avec le plus haut niveau d'artificialisation par habitant (446 m² de terres artificialisées par personne). L'artificialisation des sols se produit en France à un rythme moyen de +1,4 % par an, un taux de croissance trois fois plus élevé que celui de sa population. Ce rapport entre les surfaces artificialisées et l'accroissement démographique est qualifié d'efficacité de consommation d'espace. Si l'on évalue les déterminants qui soutiennent l'artificialisation (Colsaet et al. 2018), on s'aperçoit en France que l'habitat est responsable de 67 % de la consommation d'espaces sur la période 2009-2020 (**Figure 1-14**) et que localement cette proportion est plus variable (**Figure 1-15**).

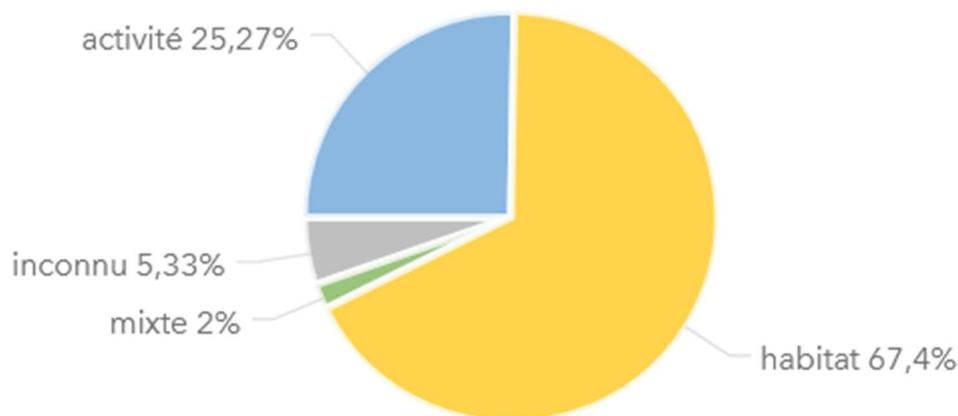


Figure 1-14 : Répartition du flux de consommation d'espaces par destination entre 2009 et 2020 (CEREMA 2020)

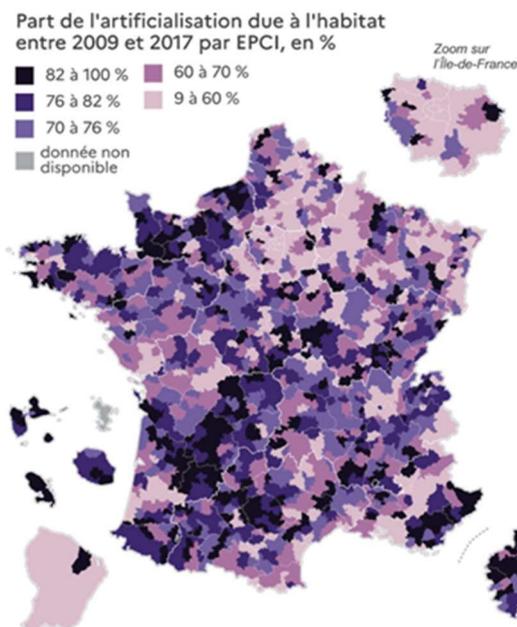


Figure 1-15 : Carte de France de la part de l'artificialisation liée à l'habitat. Conception : ANCT pôle ADT 2021, Sources : Observatoire de l'artificialisation des sols Plan Biodiversité, 2019 ; INSEE, RP 2009 et 2017.

Si l'habitat est la première cause de consommation de foncier, l'artificialisation des sols est plus complexe à évaluer et environ la moitié des espaces consommés sont des espaces non bâtis qui peuvent être considérés artificialisés ou non (Figure 1-16). Ces données montrent deux enjeux cruciaux qui seront développés dans cette thèse : comment les modalités de création d'habitat peuvent-elles, avec des objectifs de création de logements identiques, limiter leur consommation de foncier et maximiser la qualité écologique des espaces non bâtis de ces parcelles ?

Près d'un hectare sur deux consommé par l'habitat individuel Solde des échanges de terres artificialisées (gains ou pertes) entre 2006 et 2014, selon l'utilisation du sol

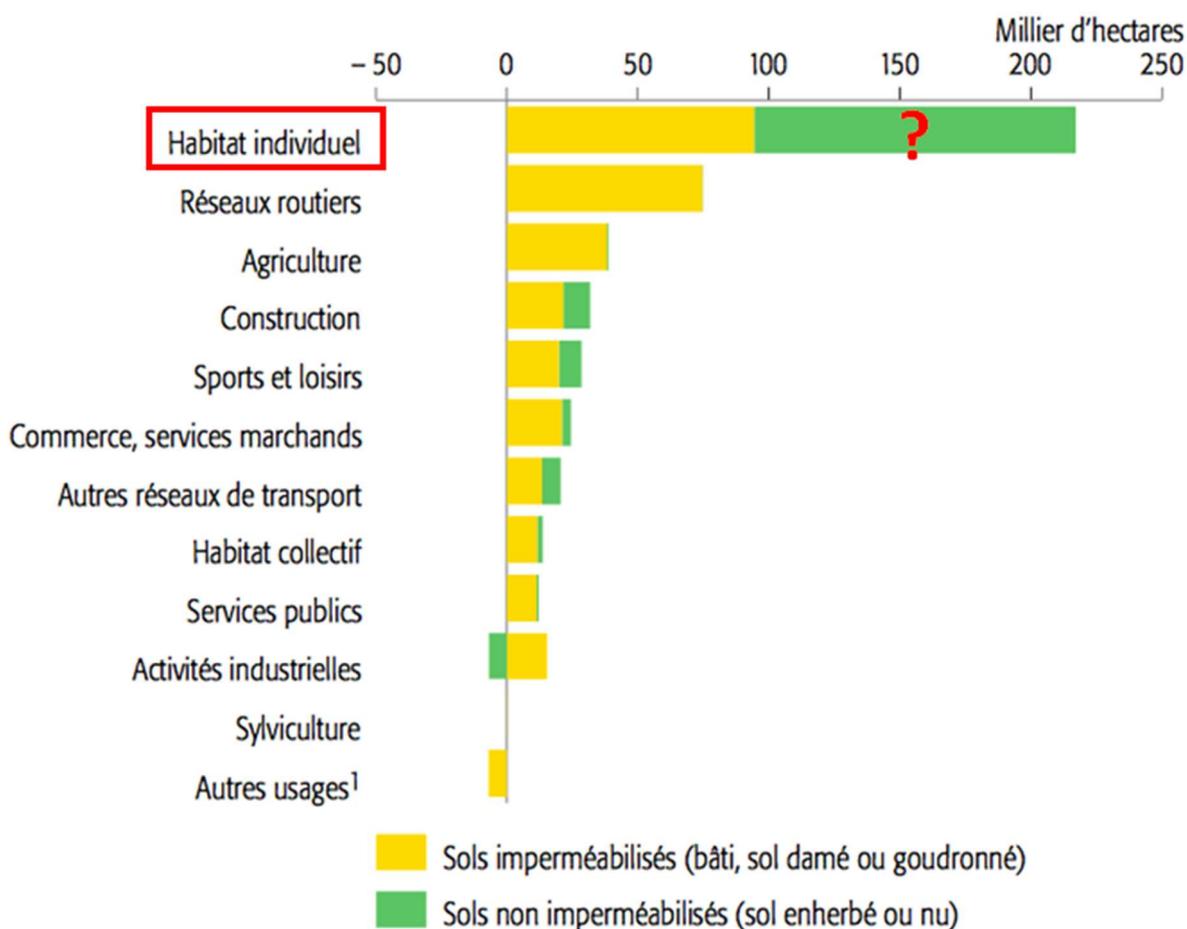


Figure 1-16 : L'artificialisation des terres de 2006 à 2014 selon l'utilisation du territoire. Données : SSP - Agreste - Enquêtes Teruti-Lucas

L'artificialisation (en termes de consommation de foncier) peut-être cartographiée à l'échelle communale (Figure 1-17). Les dynamiques de métropolisation en France concentrent les efforts d'aménagement du territoire dans les grandes villes. En parallèle, le littoral atlantique et méditerranéen montre également une grande attractivité qui entraîne une artificialisation accrue du territoire. Cependant, ces cartes officielles ont un défaut de sémiologie car elles représentent les surfaces artificialisées par commune et non pas des taux d'artificialisation. Or, une telle représentation est biaisée car la surface consommée par les communes dépend directement de la surface des

communes. Pour corriger cette représentation des dynamiques de l'artificialisation du territoire français, je propose ci-dessous une carte conforme représentant la dynamique d'artificialisation par commune entre 2009 et 2022 (**Figure 1-18**). Le problème avec la carte du CEREMA est que certaines régions de France ont des tailles de communes significativement plus grandes ou petites que la moyenne, et c'est à ces endroits que les écarts sont les plus importants par exemple : Littoral aquitain, Normandie, Pays de la Loire, Rhône-Alpes, Territoire de Belfort).

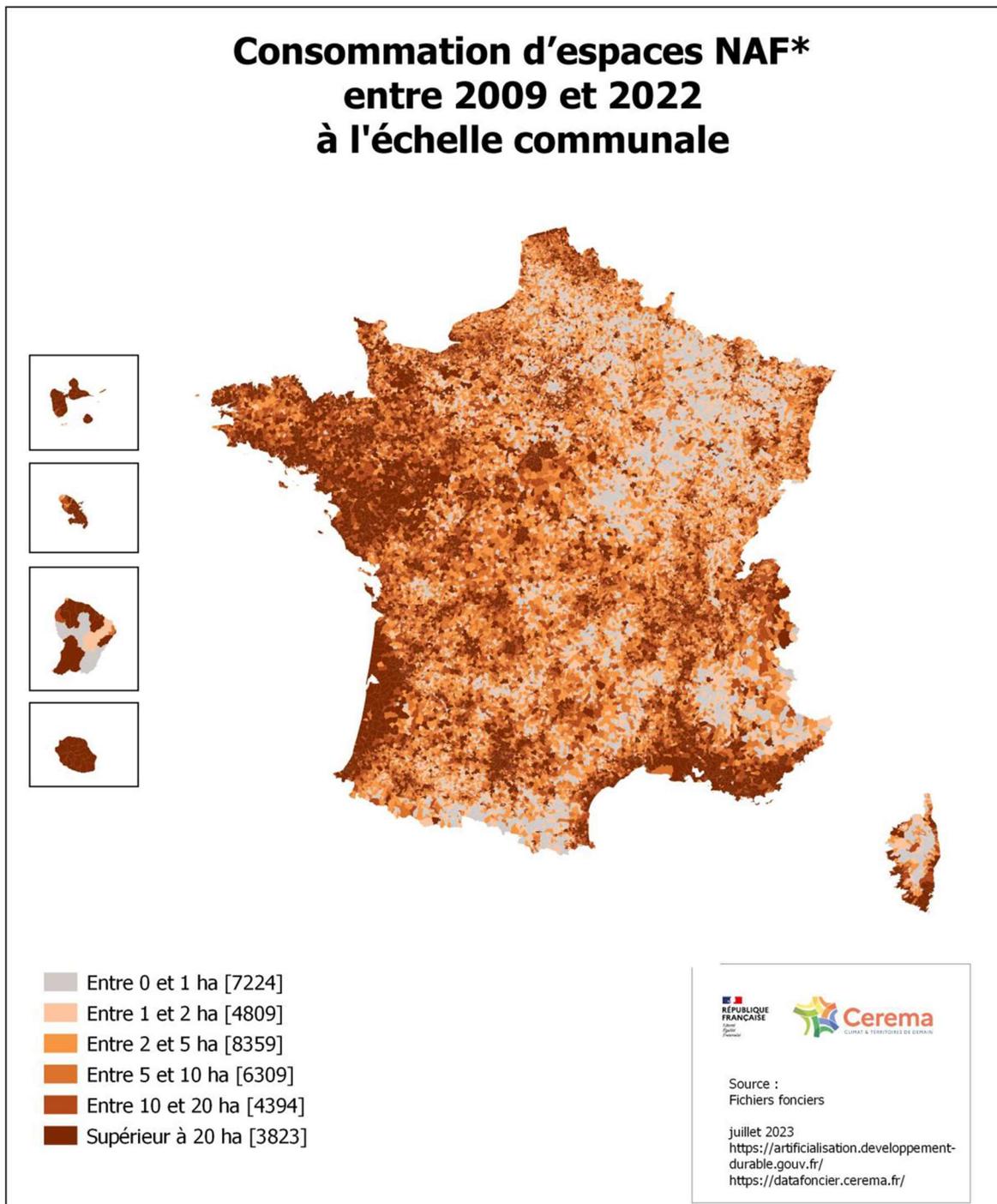


Figure 1-17 : Carte de la consommation brute d'espaces par commune sur la période 2009 - 2022 (CEREMA & Bocquet 2023).

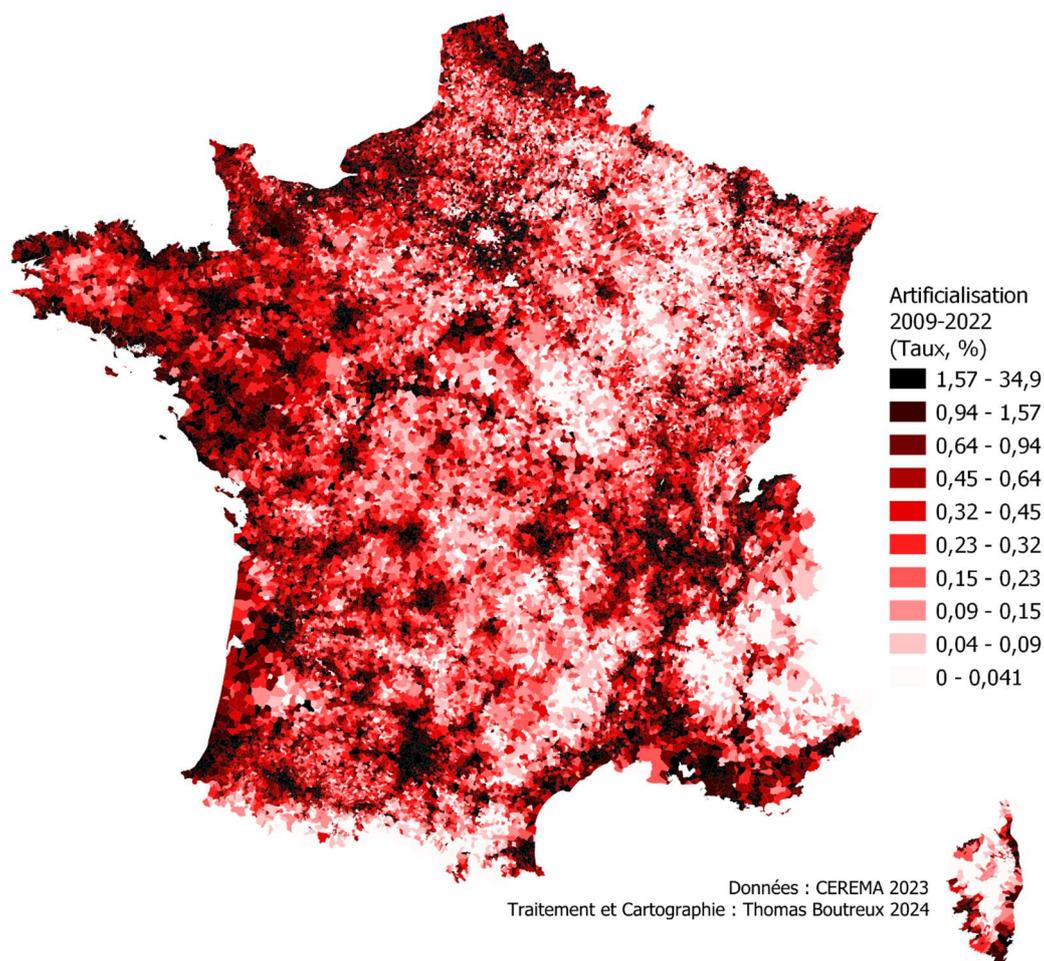


Figure 1-18 : Taux d'artificialisation (consommation d'espaces) communal sur la période 2009 – 2022, discrétisation quantiles (Boutreux 2024).

2.3.1 Les causes de l'artificialisation

En France, la première cause de l'artificialisation est la production de logements. Entre 2017 et 2019, l'habitat représentait 68 % des espaces artificialisés. La deuxième cause est la construction d'infrastructures de transport (routes), suivie par les espaces dédiés aux activités économiques. Les territoires métropolitains et littoraux polarisent cette artificialisation. Si l'efficacité de la consommation d'espace s'améliore, les données du CEREMA montrent que cette augmentation est avant tout portée par l'activité économique (+ 40 %) et moins par l'habitat (+ 20 %) (CEREMA & Bocquet 2023).

Le rythme de l'artificialisation des terres à cause de l'urbanisation est tel, à l'échelle mondiale qu'il équivaut aujourd'hui à construire une ville de la taille de New York tous les 8 jours (Huang et al. 2021). Coïncidence troublante, la masse des constructions humaines a dépassé en 2020 la biomasse vivante (poids sec) de la planète (**Figure 1-19**). Cette mise en perspective est significative de l'activité humaine disproportionnée et des modalités d'urbanisation comme une force dominante dans le façonnement de la surface de la Terre. Bien que l'empreinte individuelle varie considérablement selon les régions du monde et les modes de vie individuels, cet article montre qu'en moyenne, chaque individu produit chaque semaine une masse anthropogénique dépassant son propre poids et que la masse anthropogénique mondiale accumulée double tous les 20 ans.

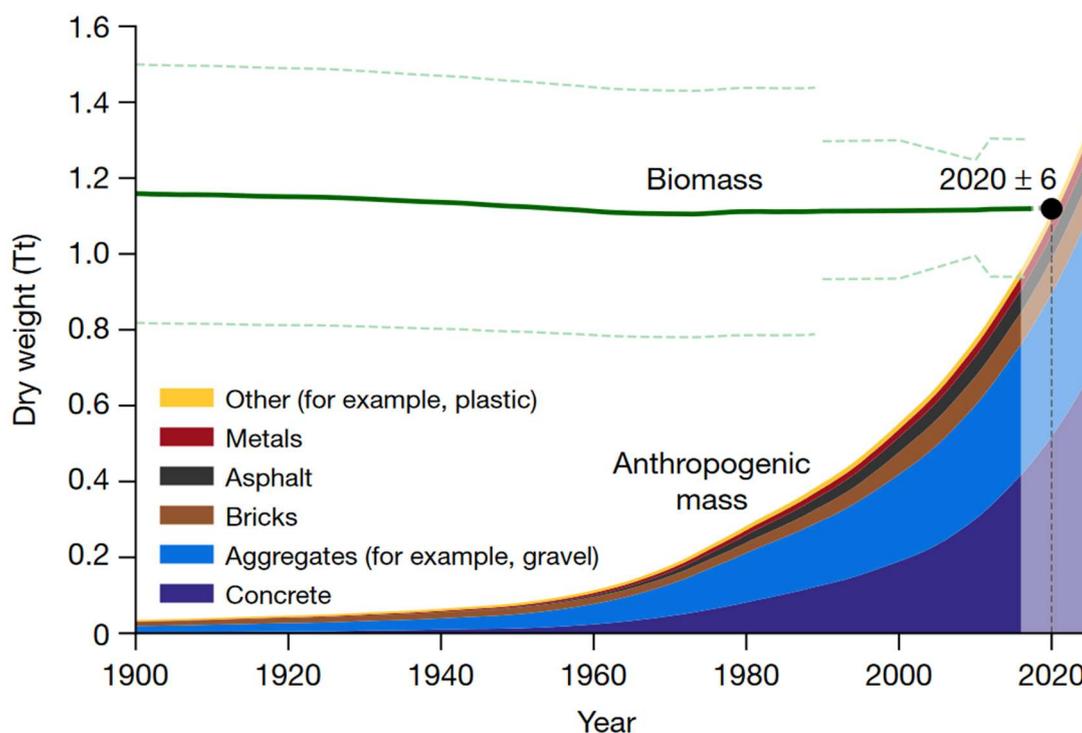


Figure 1-19 : Évolution de biomasse terrestre et de la masse des matériaux d'origine anthropogéniques (Elhacham et al. 2020)

2.3.2 Politiques écologiques nationales sur le foncier

Afin de limiter l'artificialisation des sols, l'Union européenne (UE) a fixé en 2011 un objectif de « Zéro artificialisation nette d'ici 2050 » (Decoville & Feltgen 2023). Cet objectif nécessite que les États membres développent des outils réglementaires, car l'UE n'a pas de mandat de planification de l'utilisation des terres, et les gouvernements locaux sont responsables de la traduction des objectifs en instruments politiques d'utilisation des terres (Gradinaru et al. 2023). Plusieurs États ont pris des mesures à cet égard. Par exemple, l'Allemagne s'est fixé l'objectif de réduire la prise de terres à moins de 30 hectares par jour d'ici 2023 (Gradinaru et al. 2023). Des États comme la Belgique et l'Autriche ont lancé des politiques fixant des objectifs quantitatifs de prise de terres, mais elles ne sont pas encore entrées en vigueur (Marquard et al. 2020). Cependant, l'artificialisation se poursuit, malgré les efforts pour protéger les terres agricoles (Beckers et al. 2020; Van Vliet 2019), car de nombreux conflits d'intérêts économiques persistent avec les politiques locales orientées vers la croissance (Götze & Hartmann 2021; Langer & Korzhenevych 2018).

En France, la mise en œuvre du ZAN (zéro artificialisation nette) a été initiée avec le vote de la loi Climat et Résilience le 22 août 2021 (Loi n° 2021-1104), suivie de la loi du 20 juillet 2023 (Loi n° 2023-630). Conformément aux objectifs européens, la France s'est fixée l'objectif d'atteindre le « zéro artificialisation nette des sols » en 2050, en suivant un objectif intermédiaire de réduction de moitié de la consommation d'espaces naturels, agricoles et forestiers dans les dix prochaines années, d'ici à 2031. Cette trajectoire progressive doit être déclinée dans les documents de planification et d'urbanisme avec des échéances précises. Un cadre juridique a été défini pour associer des pénalités afin de garantir le respect de ce calendrier (**Figure 1-20**) : Si les SRADDET et le SDRIF n'ont pas été modifiés ou révisés avant le 22 novembre 2024, une réduction uniforme de 50 % s'appliquera à tous les SCoT ou, en l'absence de SCoT, aux PLU(i) ou aux cartes communales sur la période 2021-2031.

Si le SCoT n'intègre pas d'objectifs de réduction compatibles avec les documents régionaux avant le 22 février 2027, les ouvertures à l'urbanisation seront suspendues. Si les PLU(i) ou les cartes communales n'intègrent pas d'objectifs de réduction, que ce soit par compatibilité avec le SCoT ou, en l'absence de SCoT, avec les schémas régionaux avant le 22 février 2028, aucune autorisation d'urbanisme ne pourra être délivrée dans une zone à urbaniser.

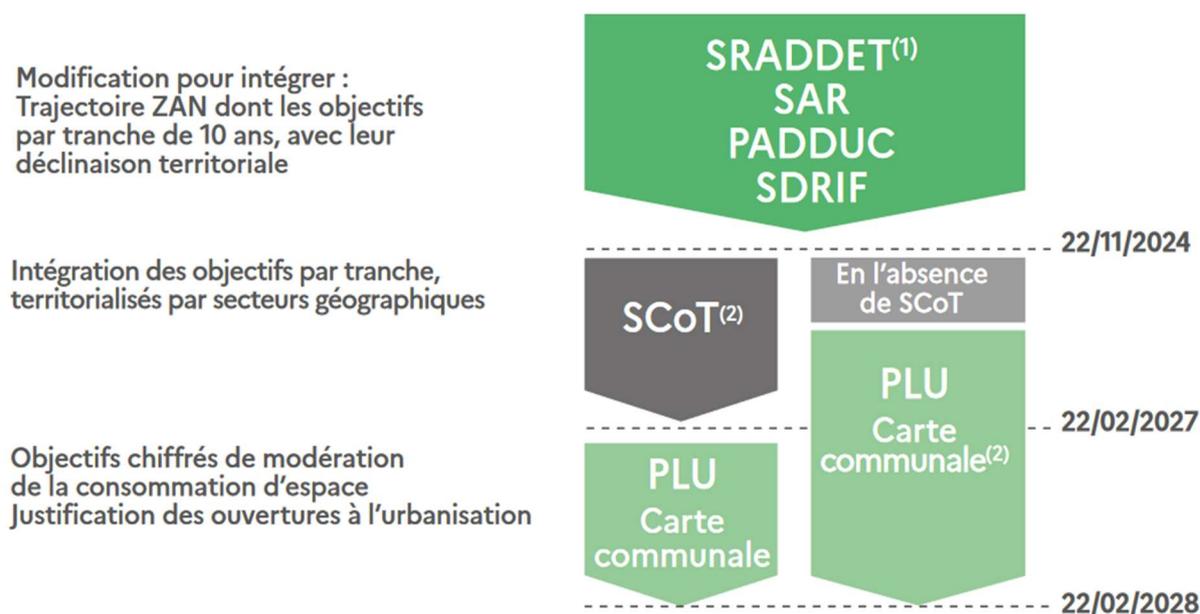


Figure 1-20 : Calendrier d'intégration opérationnel de la loi ZAN

Étant donné que le ZAN prône un décompte « net », la renaturation, ou « transformation effective d'espaces urbanisés en espaces naturels, agricoles et forestiers », peut être comptabilisée en déduction de cette consommation. Pour la période 2021-2031, l'objectif prioritaire est de réduire la consommation d'espaces naturels, agricoles et forestiers (ENAF) en réformant les plans locaux d'urbanisme et en mettant en œuvre du « rétro zonage », c'est-à-dire en déclassant des parcelles à urbaniser vers un statut agricole ou naturel. À partir de 2031, l'objectif du gouvernement sera également de travailler sur l'artificialisation nette des sols dans les zones bâties. Ces derniers mois, la définition de ce qu'est ou non un sol artificialisé a fait l'objet d'un important travail réglementaire pour établir une typologie et des seuils dans une nomenclature annexée à l'article R. 101-1 du code de l'urbanisme, ainsi que d'un travail cartographique d'identification fine des sols artificialisés avec la production de OCS-GE nouvelle génération de l'IGN (**Figure 1-21**). À compter de 2031, les deux notions d'artificialisation (consommation d'espaces naturels, agricoles ou forestier ; et artificialisation nette) seront suivies de manière complémentaire par les autorités compétentes en matière d'urbanisme.



Figure 1-21 : Comparaison de méthodes de mesure de l’artificialisation selon les Espaces Naturels Agricoles ou Forestiers (ENAF, méthode historique) ou d’après la télédétection de l’OCS GE 2 (source IGN).

2.3.3 La préférence pour l’habitat individuel

L’habitat est la cause principale de l’artificialisation des sols, et diminuer cette artificialisation demande donc un effort sociétal considérable pour repenser les modalités de logement et d’habitat. De plus, les opérations de moins de huit logements par hectare sont responsables de 51 % de la consommation d’espaces, pour une production de logements très limitée (19 % du total) : les maisons individuelles portent une responsabilité accrue dans ce phénomène.

Lors du séminaire de conclusion du programme gouvernemental Habiter la France de Demain, le 14 octobre 2021, la ministre du Logement Emmanuelle Wargon a abordé de front les défis et les nécessités de la transition vers des modes de vie plus durables. En mettant l’accent sur la densification et la rénovation, elle propose une vision où l’urbanisation respecte davantage les impératifs écologiques. Cette approche est essentielle pour atteindre l’objectif de zéro artificialisation nette (ZAN) d’ici 2050, tel que fixé par la loi Climat et Résilience. Emmanuelle Wargon a déclaré que « la maison individuelle est un non-sens écologique, économique et social face à une urgence climatique qui ne se négocie pas ». Cette prise de position souligne la nécessité de repenser nos modes de logement pour répondre aux enjeux écologiques actuels. La ministre a insisté sur l’importance de densifier les zones urbaines plutôt que de continuer à s’étendre, et a mis en avant le rôle crucial de la rénovation urbaine. Elle a également souligné que les formes d’habitat plus compactes doivent être encouragées pour limiter l’étalement urbain et que « le modèle du pavillon avec jardin n’est pas soutenable et nous mène à une impasse » (Maires de France, 2023). Ce discours s’inscrit dans une volonté de transformation profonde des pratiques d’urbanisation en France, en appelant à des actions concrètes pour limiter la consommation d’espaces naturels et agricoles.

Ce discours a ouvert une polémique, car sa critique directe de la maison individuelle a touché une corde sensible. En déclarant que « la maison individuelle est un non-sens écologique, économique et social », elle a remis en question un mode de vie profondément ancré dans la culture française. Beaucoup de Français aspirent à posséder une maison individuelle avec jardin, vue comme un symbole de réussite et de confort. Cette déclaration a été perçue comme une attaque contre ces aspirations, provoquant des réactions négatives de la part de certains élus locaux, promoteurs immobiliers et citoyens. De plus, l’urbanisation et la métropolisation des villes demandent une construction accrue de logements en habitat collectif, mais les itinéraires résidentiels des ménages montrent un déport vers l’habitat individuel qui semble mieux répondre aux aspirations des résidents et être moins exposé aux externalités négatives du développement urbain actuel perçu comme trop dense. En effet, pour de nombreux Français, la densification urbaine évoque des images de logements collectifs de faible qualité et de quartiers surpeuplés, alimentant les résistances à ce type de politique.

Des enquêtes appuient ces propos, par exemple, l'étude de l'Observatoire Santé et Consommation (**Figure 1-22**) réalisée sur plus de 2000 personnes souhaitant déménager, éclaire les trajectoires résidentielles (Crozet & ObSoCo 2022). Les résultats montrent l'importance de certaines caractéristiques du nouveau cadre de vie sur la motivation à déménager. Les enquêtés montrent être très motivés par la perspective d'aller vers un lieu où il est agréable de vieillir, où ils se sentent en sécurité et où ils seraient davantage en contact avec la nature, et ces aménités environnementales sont plus difficiles à obtenir en ville.

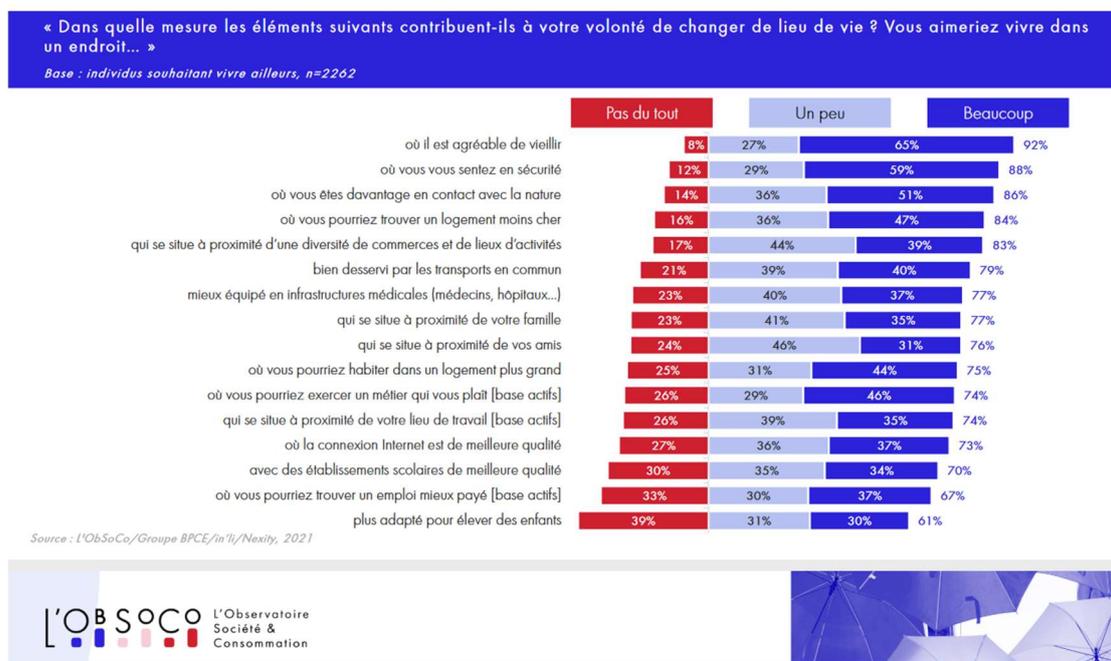


Figure 1-22 : Caractéristiques du cadre de vie et motivation à déménager (Crozet & ObSoCo 2022)

Les auteurs de l'étude révèlent par ailleurs, via d'autres questions, que les intentions de déménagement révèlent une aspiration forte à une moindre densité urbaine. Les périphéries des grandes villes et les villes moyennes concentrent ainsi les souhaits de déménagement. Les villes moyennes semblent idéalisées chez les Français qui aspirent à s'y fixer et qui se révèlent moins enclins aux compromis. Pourtant, les qualités d'espace, nature, tranquillité et qualité de vie tant recherchées dans l'habitat individuel semblent s'éroder de plus en plus (Cavailhes 2016) : l'évolution du marché de l'immobilier et des politiques foncières rendent l'accès au foncier constructible de plus en plus cher (**Figure 1-23**) et de petite surface (**Figure 1-24**).

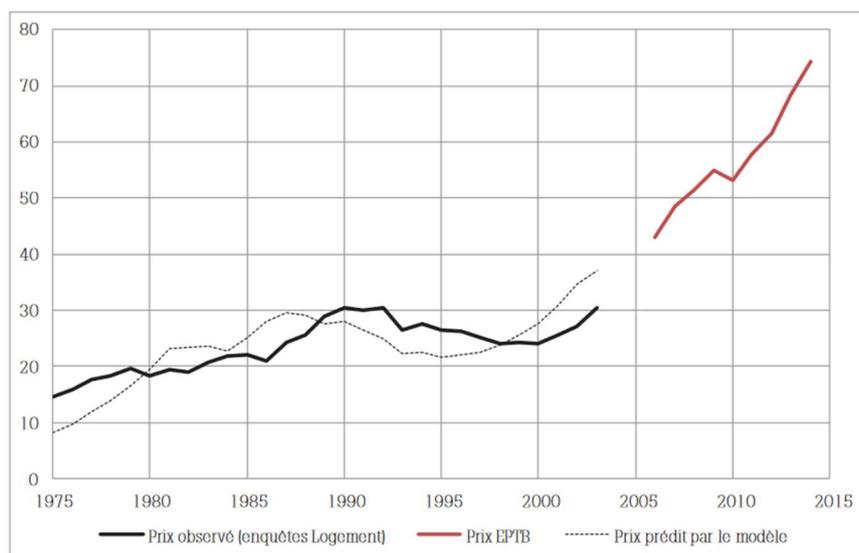


Figure 1-23: Évolution du prix (euros constants/m²) des parcelles à bâtir (Cavailhes 2016)

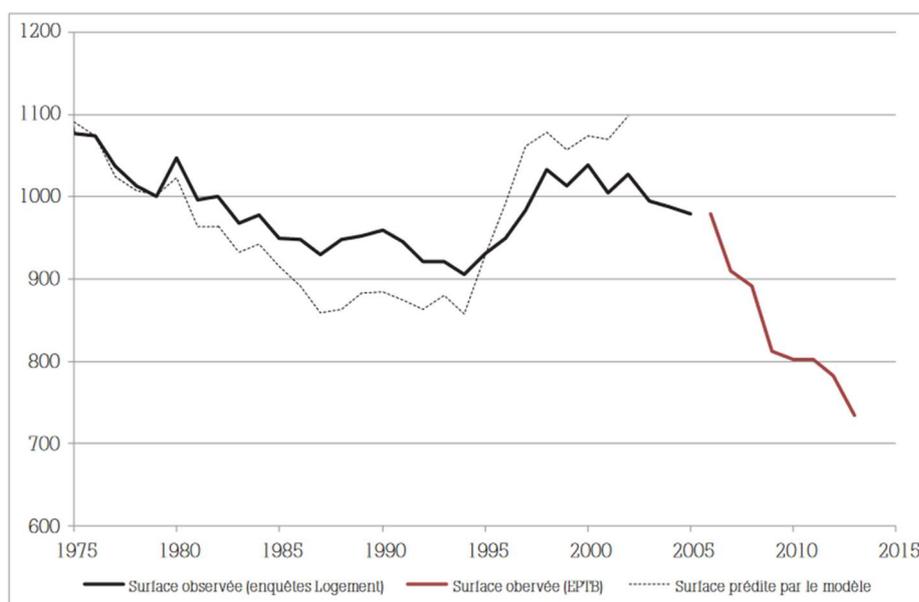


Figure 1-24 : Évolution de la taille médiane des parcelles à bâtir (m²) (Cavailhes 2016)

Ainsi, l'enjeu de la désirabilité des espaces urbains denses est au cœur de la problématique : tant que les villes ne répondent pas aux aspirations des ménages sur le long terme, les tentatives pour construire un urbanisme durable limitant l'étalement urbain de faible densité resteront vaines. Cet enjeu avait été identifié quelques années auparavant, en 2019, par la Convention citoyenne pour le climat réunissant 150 citoyens français tirés au sort dans le cadre d'un exercice de démocratie participative. Leur objectif était de faire des propositions politiques afin de lutter contre le changement climatique, accompagnés par des experts et facilitateurs pour animer les discussions. Malgré des recommandations concrètes, le processus a été critiqué car bien que toutes les recommandations dussent être acceptées, elles ont souvent été rejetées pour des raisons politiques marquant le manque de volonté de suivre les propositions citoyennes pour un urbanisme durable et écologique.

Dans sa proposition (SL3.11), la Convention citoyenne pour le climat a affirmé qu'il était nécessaire

de « sensibiliser à l'importance et l'intérêt de la ville plus compacte, et construire une nouvelle culture de l'habitat collectif ». En ces termes de « nouvelle culture de l'habitat collectif », les participants soutenaient le soin apporté à la qualité de vie car un habitat collectif bien conçu peut améliorer la qualité de vie des résidents en offrant des espaces communs, des infrastructures de proximité et une meilleure accessibilité aux services publics.

Cette préoccupation pour la qualité des logements en habitat collectif se retrouve aussi dans le discours d'Emmanuelle Wargon, ministre déléguée chargée du logement, qui déclarait le 15 octobre 2021 que la qualité est la contrepartie essentielle de la densité et qu'il est crucial d'assurer une appropriation du modèle par les citoyens, les acteurs locaux et les territoires. Si certaines critiques sur le rêve pavillonnaire ont été très controversées, plusieurs points étaient soulignés par la ministre pour faire avancer le changement, dont la priorité est de « gagner la bataille culturelle en rendant les modes de vie collectifs désirables et préférables, en sortant du rêve pavillonnaire et en valorisant l'image du vivre-ensemble », en reconnaissant que « faire évoluer un idéal est difficile mais possible, à condition d'offrir des solutions attractives pour qu'elles deviennent d'abord acceptables, puis désirables ».

La ministre souligne enfin la nécessité d'engager un travail de fond pour identifier les bonnes pratiques et éviter les écueils, accompagné d'un investissement de 1 milliard d'euros alloué pour 128 démonstrateurs de villes durables, qui stimulera les réflexions en urbanisme durable les années suivantes. Les années suivantes, l'État réduit progressivement son engagement financier pour les constructions de maisons individuelles. Il suspend ainsi l'éligibilité du prêt à taux zéro à partir de janvier 2024 et fait monter en puissance, en parallèle, son dispositif d'aides France Rénov' doté de 10 milliards d'euros pour inciter à acheter et réhabiliter les logements existants.

En résumé, les révisions des modes d'urbanisation et d'habitat doivent être menées conjointement pour répondre aux défis écologiques et sociaux contemporains. La critique de la maison individuelle et la promotion d'une densification urbaine de qualité reflètent la nécessité de transformer nos pratiques pour stimuler le développement d'un habitat collectif qui améliore aussi la qualité de vie. En abordant ces contradictions et en proposant des modèles d'urbanisme plus adaptés aux besoins et aux attentes des résidents, il est possible de construire un avenir urbain plus durable et inclusif. Les villes présentent donc à la fois les problèmes et les solutions aux défis de durabilité d'un monde de plus en plus urbanisé (Bettencourt & West 2010; Elmqvist et al. 2021b).

2.4 Impacts directs et indirects de l'urbanisation sur la biodiversité

L'urbanisation impacte la biodiversité de manière directe et indirecte. Les impacts directs se manifestent lorsque l'expansion urbaine modifie l'occupation des sols, entraînant la perte d'habitats naturels. La sévérité de ces impacts n'est pas proportionnelle à la surface consommée, car les modifications des conditions abiotiques et biotiques tout comme l'altération de la connectivité écologique peuvent varier considérablement, affectant différemment les biotopes restants (McDonald et al. 2020).

De manière directe, l'urbanisme transforme le monde en artificialisant directement une part de l'occupation des sols. Or, si les sols urbains représentent seulement 3 % de la surface terrestre mondiale (Edmondson et al. 2012), les terres convoitées par les villes et villages sont généralement situées dans des paysages riches en ressources naturelles (Luck 2007) qui abritaient auparavant des niveaux élevés de biodiversité (Ives et al. 2016; Vačkář et al. 2012). Cette tendance de l'urbanisation à

s'inscrire dans des zones à forte biodiversité a été clairement établie et persiste (Cincotta et al. 2000; Luck et al. 2004).

Ainsi, la majorité de la croissance urbaine prévue pour les prochaines décennies se situe dans des *hotspots* de biodiversité en Asie, Afrique et Amérique du Sud (Parris et al. 2018; Schneider et al. 2015; Seto et al. 2011) et les zones protégées connaîtront dans leur périphérie une augmentation significative de l'urbanisation (Soanes et al. 2019), notamment en Chine et en Amérique du Sud (Güneralp et al. 2013) mais ne doivent pas faire oublier qu'à l'échelle globale, entre 2000 et 2030, les impacts directs de l'urbanisation proviendront principalement des pays développés (McDonald et al. 2020).

Cependant, regarder uniquement les effets directs de l'urbanisation sur la biodiversité par la consommation d'espaces naturels occulte grandement les impacts globaux de l'urbanisation car la dégradation des espaces naturels dépasse largement les frontières des zones urbaines. L'emprise des terres suburbaines et exurbaines exploitées pour subvenir aux dépendances des systèmes urbains est beaucoup plus étendue que celle des terres urbaines (Groffman et al. 2017; Knapp et al. 2021). En effet, l'urbanisation est souvent accompagnée d'une évolution des systèmes de production agricole, car la diminution de la part de la population impliquée dans l'agriculture entraîne une intensification de cette dernière. L'urbanisation et le changement d'utilisation des terres agricoles sont donc des moteurs fondamentaux de l'évolution de la surface de la planète, modifiant les régimes de dépendance et la prédation des zones urbaines sur ses territoires périphériques. Cette considérable extension de l'emprise humaine sur les ressources terrestres a profité de la globalisation des systèmes urbains, facilitée par le développement des technologies et des transports.

Les impacts indirects, tels que l'évolution des systèmes agricoles et la conversion des espaces naturels en espaces agricoles, affectent une zone bien plus grande que les impacts directs. Une première évaluation mondiale des changements d'occupation des terres liés à l'urbanisation (**Figure 1-25**) montre que les pertes indirectes d'espaces naturels dépassent de loin les pertes directes dues à l'expansion urbaine. Il apparaît donc qu'orienter le développement urbain vers des trajectoires plus soutenables peut aussi contribuer à préserver les forêts et autres espaces naturels plus éloignés.

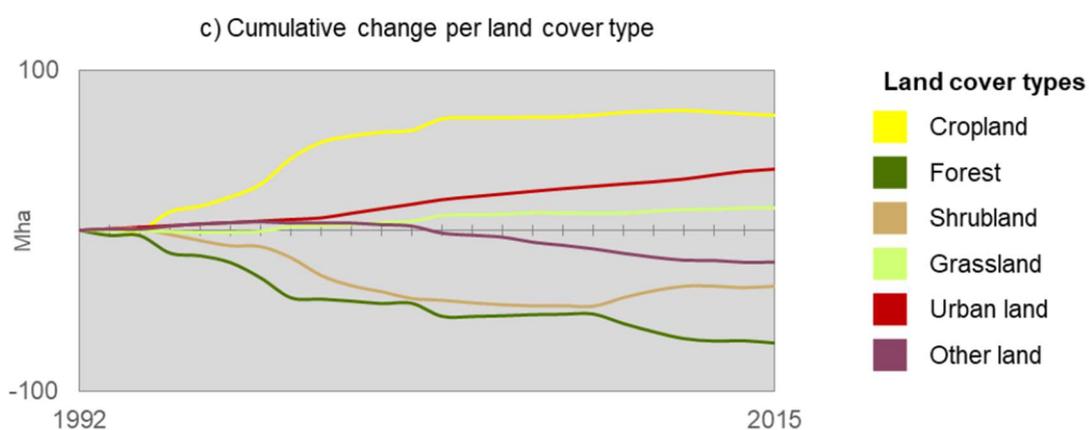


Figure 1-25 : Évolution mondiale de l'occupation du sol (Van Vliet 2019)

De plus, en dehors des zones cadastrées, l'urbanisation entraîne aussi le développement des routes et infrastructures de transport, qui consomment et fragmentent des espaces naturels, mais ne sont pas comptabilisés dans les études utilisant des données sur l'utilisation des parcelles. Ainsi, les effets directs et indirects de l'urbanisation sur la biodiversité, l'hydrologie et la biogéochimie ont des

répercussions écologiques profondes (**Figure 1-26**). Ces dimensions totales, radicales et diffuses des effets de l'urbanisation sur le vivant montrent le caractère systémique de l'Anthropocène urbain, dont tente de rendre compte des indices comme le *Human Footprint Index* (**Figure 1-27** et **Figure 1-28**) qui combine des indicateurs sur l'occupation des sols, les infrastructures, la pollution lumineuse, la densité de population humaine et la fragmentation des habitats, ou encore l'indice de naturalité de l'IUCN (**Figure 1-29**) qui mesure l'occupation du sol, les infrastructures et la densité du bâti mais aussi la fragmentation des habitats.

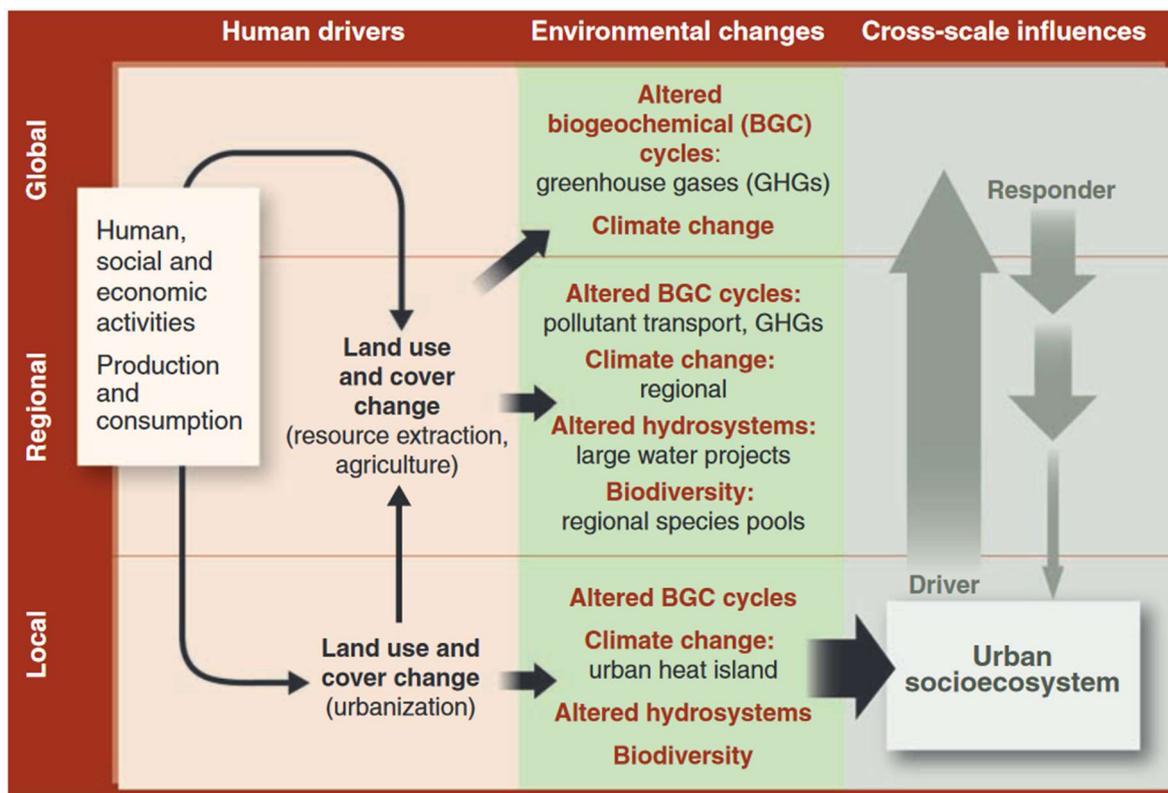


Figure 1-26 : Mécanismes d'altération des socio-ecosystèmes urbains dans les changements globaux actuels (Grimm et al. 2008)

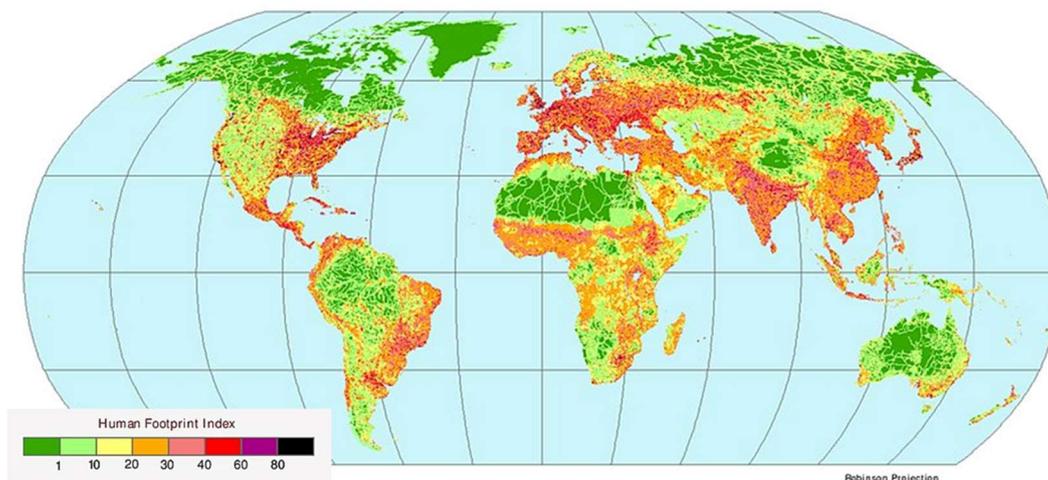
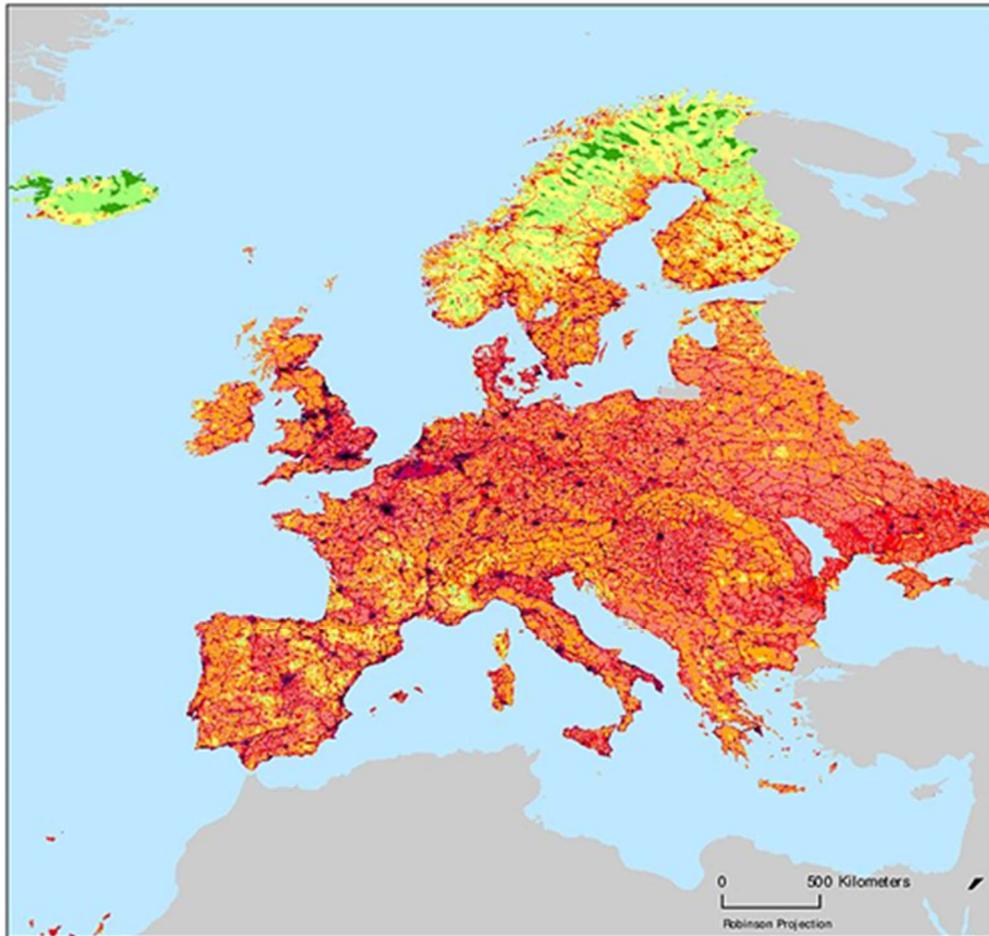
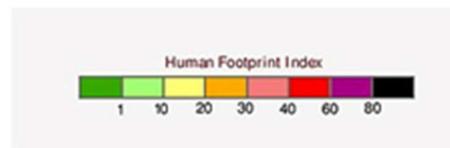


Figure 1-27 : Carte mondiale de l'Human footprint index (Venter et al. 2016).



The Human Footprint Index

The Human Footprint Index (HF) expresses as a percentage the relative human influence in each terrestrial biome. HF values range from 0 to 100. A value of zero represents the least influenced - the "most wild" part of the biome with value of 100 representing the most influenced (least wild) part of the biome.



Copyright 2008. The Trustees of Columbia University in the City of New York.
 Source: Center for International Earth Science Information Network (CIESIN), Columbia University and Wildlife Conservation Society, the Bronx Zoo, New York, The Last of the Wild Data set. Available at <http://www.sedac.ciesin.columbia.edu/wildness>

Publication Date: 03/07/08



This document is licensed under a Creative Commons 3.0 Attribution License <http://creativecommons.org/licenses/by/3.0/>

Figure 1-28 : Carte européenne de l'Human footprint index (Venter et al. 2016).

Naturalité

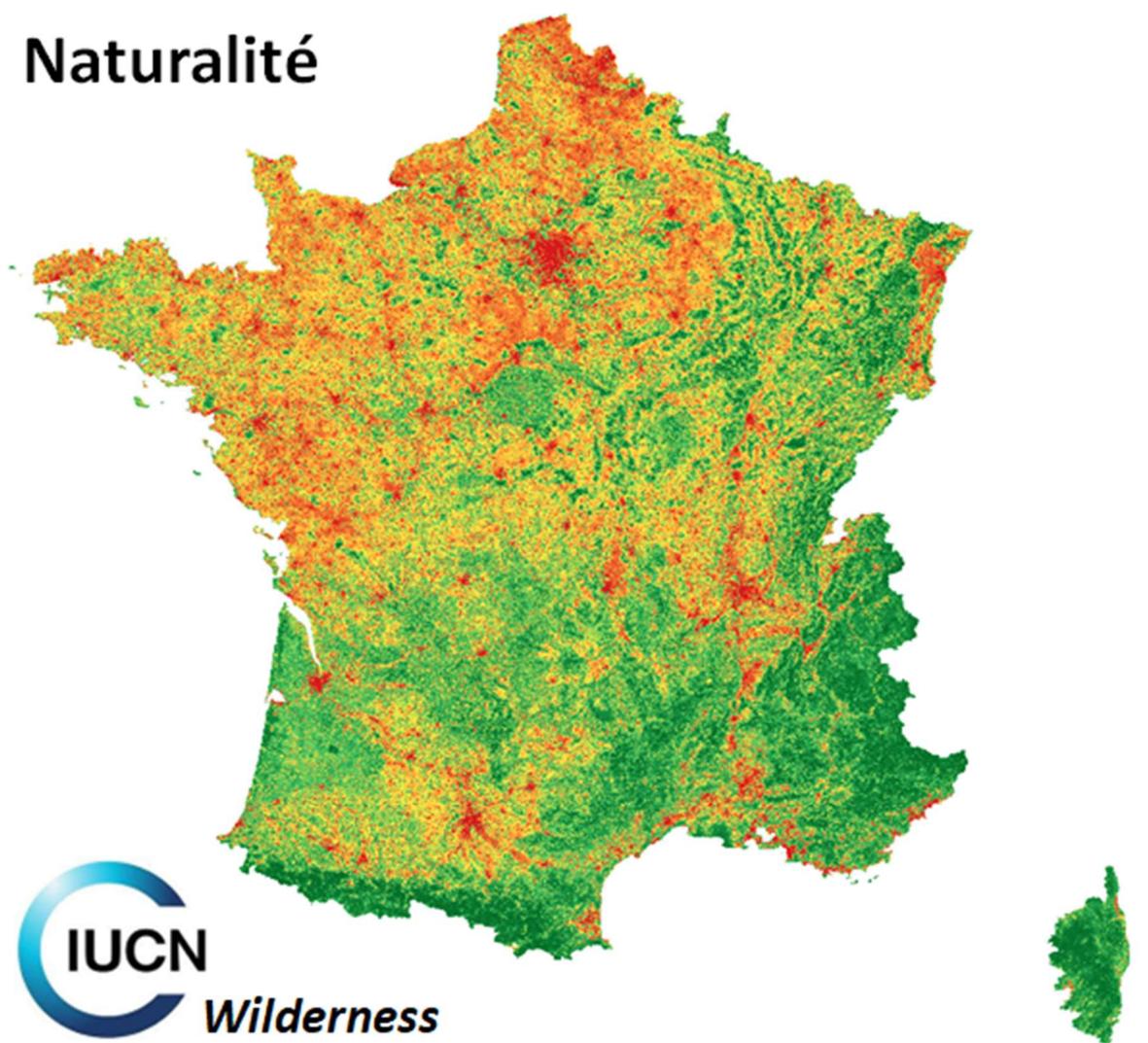


Figure 1-29 : Carte métropolitaine de l'indice de naturalité de l'IUCN (UICN France 2021)

2.5 Les effets sur la biodiversité et son fonctionnement

L'urbanisation a une responsabilité majeure aujourd'hui sur l'extinction des espèces car elle affecte la biodiversité à des niveaux très diversifiés tant sur les espèces que les modalités d'interaction, depuis le niveau taxonomique (Beninde et al. 2015) et fonctionnel (La Sorte et al. 2018; Lososová et al. 2011) jusqu'au niveau phylogénétique (Sol et al. 2017; Villalta et al. 2022) et à la diversité génétique (Schmidt et al. 2020), ainsi qu'à la composition des communautés et assemblages d'espèces (Aronson et al. 2016). L'urbanisation et la suburbanisation réduisent à la fois la richesse et la diversité des espèces pour la plupart des taxons. Cependant, ces tendances ne sont pas universelles et l'abondance et la biomasse peuvent parfois augmenter pour certains taxons comme les oiseaux (Chace & Walsh 2006) ou des arthropodes (Faeth et al. 2005). Aussi, la richesse et la diversité des espèces végétales augmentent souvent dans les villes par rapport aux campagnes périphériques (Hope et al. 2003) grâce à une mosaïque d'habitats parfois plus hétérogène que les campagnes environnantes, (résultant de la variété des modalités d'occupation et d'utilisation des sols) mais aussi à cause des pratiques de jardinage et d'aménagement paysager qui introduisent des espèces allochtones.

Certains espaces urbains de densité urbaine modérée en périphérie des villes, que l'on a coutume

d'appeler les banlieues, peuvent parfois offrir des conditions de vie diversifiées pour le vivant. À l'écotone entre des cœurs urbains trop dense et des espaces agricoles périphériques souvent intensifs, les banlieues de certaines grandes villes peuvent dans certaines conditions être des zones refuges intéressantes à l'échelle locale. L'hétérogénéité paysagère de ces espaces fournit des ressources variées en termes d'alimentation et d'habitat (Katayama et al. 2014; Marzluff 2005), pouvant permettre de soutenir la cohabitation d'un nombre élevé d'espèces.

La composition des espèces au sein des communautés est aussi modifiée par l'urbanisation, à cause de l'introduction volontaire ou non d'espèces allochtones qui se mélangent au *pool* « historique », créant de « nouveaux » assemblages d'espèces qui ne se seraient pas produits sans les activités humaines (Angold et al. 2006), mais surtout à cause de forces évolutives qui exercent souvent une pression sur des traits d'histoire de vie compatibles avec les modes de vie urbains. Ces pressions de sélection favorisent les espèces dites généralistes comme nous l'avons évoqué au point 1.4 et est une théorie centrale en écologie des communautés. Cette théorie des filtres environnementaux (qu'ils soient abiotique ou biotique), représente une pression de sélection ne conservant, d'après les traits biologiques des espèces, que celles capables de coloniser puis s'installer sur le long terme en ville. À court terme, l'environnement urbain est une force sélective puissante modifiant les comportements, les physiologies et les morphologies des organismes (Shochat et al. 2006). À moyen terme, ces forces sélectives peuvent entraîner des changements dans les phénotypes des organismes et à plus long terme, cette influence peut atteindre la génétique des populations et les traits liés à l'histoire de vie des espèces (Partecke & Gwinner 2007). *Homo sapiens* n'échappe pas non plus à ces forces de pression sélective évolutive en termes de physiologie, santé, morphologie et même génétique.

Ainsi, les espèces associées au centre-ville tolèrent en général une gamme étendue de conditions, tandis que les espèces associées à la périphérie de la ville ont des capacités plus spécialisées (Lizée et al. 2011). Par exemple, les communautés urbaines évoluent vers des régimes alimentaires similaires et peu spécialisés, ce qui restreint la diversité des traits fonctionnels présents en ville et évacue les traits liés à des habitats ou modes d'alimentation plus particuliers. Il en résulte que malgré une apparente hausse de la richesse qui peut sembler flatteuse pour les villes, l'appauvrissement de la composition fonctionnelle des communautés biologiques est préoccupant et peut altérer le fonctionnement des écosystèmes urbains et leur résilience. En effet, la perte de traits fonctionnels peut diminuer la capacité des écosystèmes à fournir des services écologiques vitaux (tels que la pollinisation, la régulation des nuisibles ou encore la purification de l'air et de l'eau) lorsqu'ils font face à des perturbations

Les villes exercent des pressions de sélection similaires à l'échelle du globe car la mondialisation de nombreuses pratiques et technologies tendent vers des logiques convergentes de planification et de développement qui normalisent les modes de vie urbains et leurs cultures associées. Il en résulte une standardisation des processus écologiques à l'échelle continentale induisant une homogénéisation fonctionnelle, mais aussi taxonomique car certaines espèces allochtones peuvent se répandre dans les espaces urbains et devenir parfois localement abondantes, parfois aux dépens des espèces indigènes (McKinney 2006). Pour limiter cette homogénéisation fonctionnelle des communautés d'espèces urbaines, un soin important doit être accordé à l'hétérogénéité des habitats écologiques urbains, que ce soit au sein ou entre les différents espaces verts. Malgré cette tendance à l'homogénéisation écologique des espaces urbains, il subsiste encore dans les pratiques des variations sur les manières de concevoir les villes et de cultiver les paysages urbains. Cette diversité de pratiques a des impacts différents sur la structure et la fonction des écosystèmes associés et des études transdisciplinaires

profondes pourraient permettre de mieux identifier et soutenir les modes d'urbanisation les plus favorables au vivant (Groffman et al. 2017).

L'écologie de la réconciliation (Fleury & Prévot 2012; Rosenzweig 2003) offre un cadre de pensée et d'action pour concevoir des espaces habités avec le plus faible compromis possible concernant la biodiversité et ses services écosystémiques. Dans ce contexte, les écologues sont de plus en plus appelés à aider les villes qui cherchent à s'adapter mais aussi à concevoir les nouveaux espaces urbanisés (Grimm et al. 2008; McPhearson et al. 2016b), leur offrant un rôle majeur dans la gestion des villes et la prise de décision en planification urbaine. Le chapitre deux développera ces évolutions concernant l'implication des chercheurs et de leurs épistémologies de recherche.

3 Crise de l'habitabilité des villes

3.1 Minéralisation et îlot de chaleur urbain

La récurrence et l'intensité des canicules de plus en plus fortes ces cinq dernières années révèlent l'inhabitabilité croissante des villes et interrogent les adaptations désormais nécessaires de ces territoires pour faire face au changement climatique. L'effet de l'urbanisation telle que nous l'avons expérimentée ces dernières décennies est double et rétroactif : ces territoires sont aujourd'hui les premiers contributeurs du réchauffement climatique et en sont également les plus vulnérables. On estime aujourd'hui que les villes et leurs systèmes économiques associés sont les premiers producteurs directs et indirects de dioxyde de carbone, représentant 70 % des émissions totales de CO₂, selon la chaire ONU Habitat (United Nations 2019).

Les différents quartiers des villes ne subissent pas de manière équitable les effets du changement climatique. En ce qui concerne la surchauffe urbaine liée aux épisodes caniculaires, les quartiers les plus denses, où l'artificialisation des sols est la plus prononcée, sont ceux qui accumulent le plus la chaleur et l'irradiation solaire dans les matériaux de construction ou de revêtement des sols. Souvent, les quartiers anciens des hypercentres, denses, minéralisés et pauvres en espaces verts sont ceux qui montrent les îlots de chaleurs urbains les plus prononcés. À l'échelle d'une ville, les écarts de température peuvent atteindre presque 10°C entre ces centres urbains et certains espaces verts dont les sols ont une capacité éponge prononcée. La nuit, ces écarts de température persistent à cause de l'inertie thermique des matériaux comme la pierre et le béton qui restituent cette chaleur emmagasinée.

Notre territoire d'étude, la métropole de Lyon, est l'une des villes européennes les plus affectées par le changement climatique et son climat a profondément évolué avec une hausse des températures moyenne de presque 6 degrés en un siècle (**Figure 1-30**). Cette région est en France celle qui est la plus soumise aux canicules (**Figure 1-31**) et la métropole de Lyon figure aujourd'hui comme l'une des métropoles européennes les plus vulnérables car son climat dépasse régulièrement des seuils physiologiques graves pour la santé et la survie humaine (**Figure 1-32**).

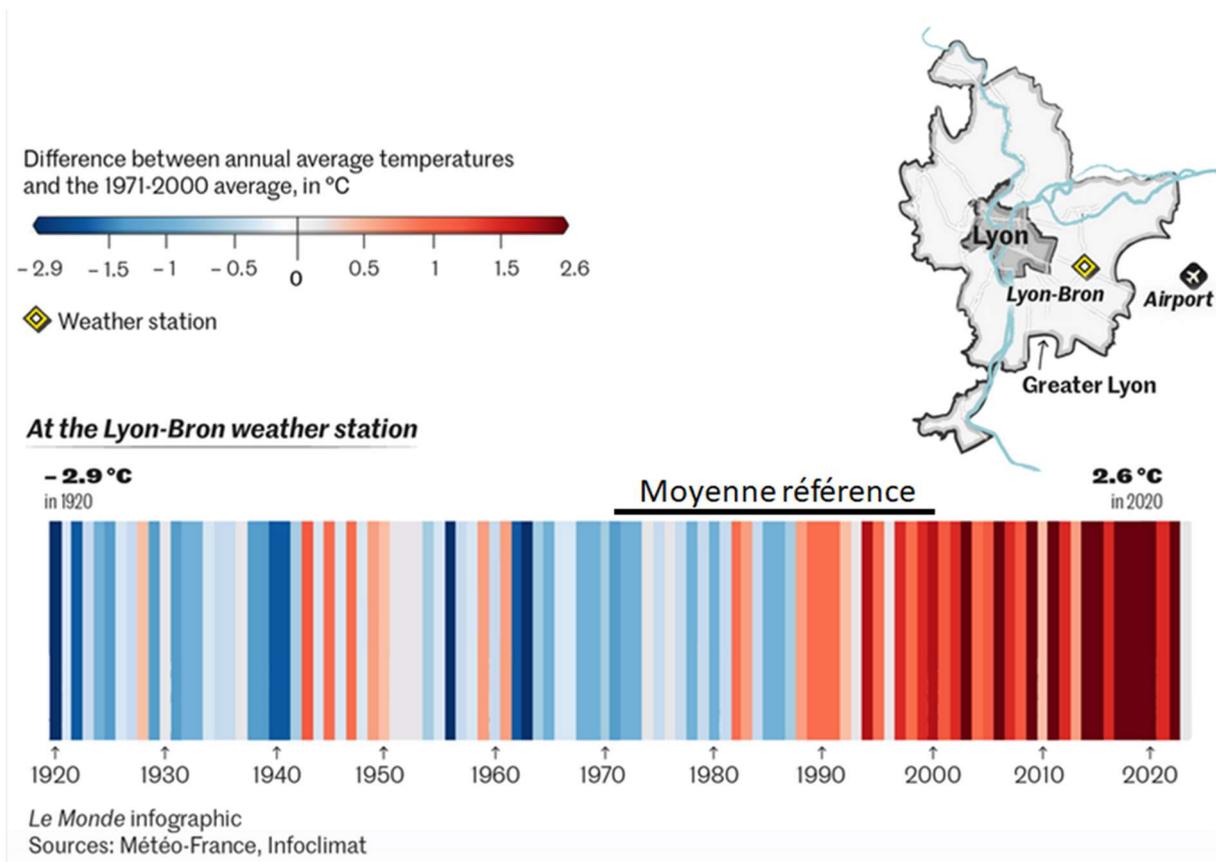


Figure 1-30 : Évolution des températures annuelles moyennes sur la station météorologique de Lyon-Bron. Infographie du Journal Le Monde, sources de données Météo France - Infoclimat.

Nombre de jours de canicule depuis 2004

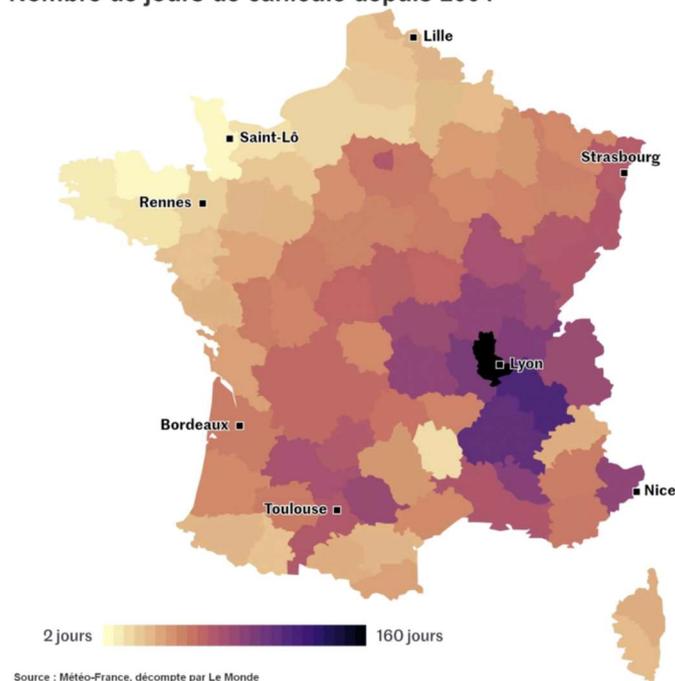


Figure 1-31 : Carte départementale du nombre de jours de canicule (selon les critères Météo France) cumulés sur la période 2004-2023. Infographie Le Monde, source de données Météo France.

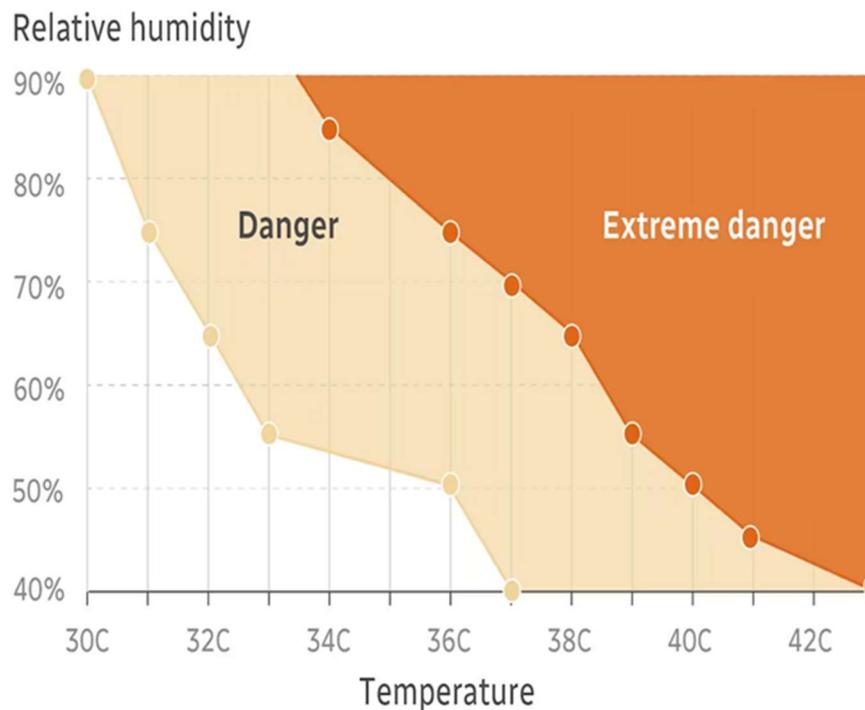


Figure 1-32 : Vulnérabilité physiologique des humains selon la température et l'humidité (source : The Economist, weather.org)

3.2 Evolution des bioclimats

Le changement climatique influence également la vulnérabilité des autres espèces vivantes et de nombreuses espèces d'arbres sont aujourd'hui particulièrement vulnérables en ville. En effet, l'évolution du climat change la répartition des bioclimats et de nombreuses espèces ne sont plus adaptées aux conditions locales (**Figure 1-33**). La hausse des températures et la fréquence accrue des épisodes de sécheresse affaiblissent les arbres urbains, réduisant leur capacité à fournir des services écosystémiques essentiels comme l'ombre et la régulation thermique. Ceci crée donc un cercle vicieux où la vulnérabilité de certaines espèces réduit les services écosystémiques, ce qui renforce la vulnérabilité d'autres espèces et ainsi de suite. Environ 70 % des espèces d'arbres sont ainsi évaluées en situation de risque dans les villes françaises (**Figure 1-34**) et des effets concrets sont observés tous les jours sur le terrain (**Figure 1-35**). Cette vulnérabilité accrue des arbres urbains exacerbe à son tour la vulnérabilité des populations humaines face aux effets du changement climatique. En perdant ces alliés naturels, les villes deviennent plus sensibles aux vagues de chaleur, augmentant les risques pour la santé publique et diminuant la qualité de vie des citoyens.

Pour faire face à ces défis de résilience et d'habitabilité des villes dans un contexte de changement climatique, il est essentiel d'accroître les efforts de plantation et d'améliorer les pratiques et les choix des espèces afin d'adapter la végétation des villes avec des espèces diversifiées et reconnues pour leur résistance climatique. Cet effort est d'autant plus urgent que les changements climatiques sont brutaux et que les arbres mettent plusieurs décennies avant d'offrir leur plein bénéfice en termes de services écosystémiques.

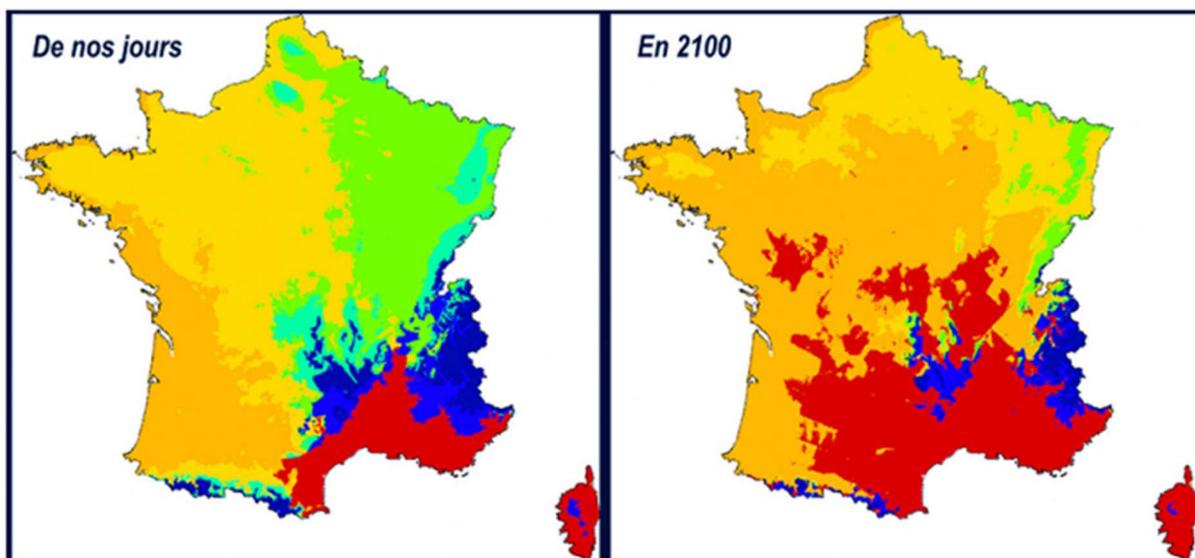


Figure 1-33 : Aires potentielles de distribution des essences forestières. En orange, le groupe Aquitain (pin maritime, chêne tauzin...) et en rouge le groupe méditerranéen (pins et chênes méditerranéens) (Loustau et al. 2007).

Climat : d'ici 2050, 71% des espèces d'arbres en situation de risque à Paris, Bordeaux, Montpellier, Grenoble et Lyon

Publié : 19 septembre 2022, 17:01 CEST - Mis à jour le : 19 septembre 2022, 18:01 CEST

nature climate change

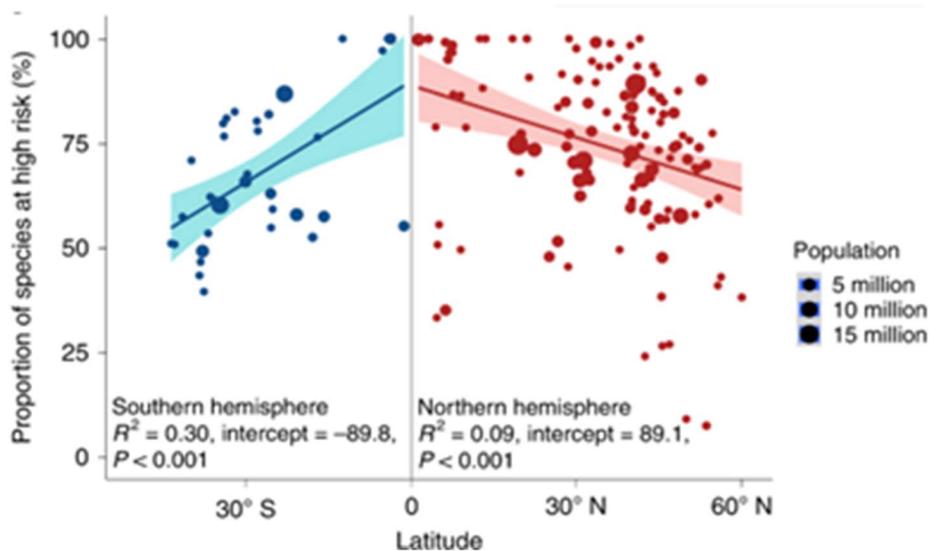


Figure 1-34 : Proportion d'espèces d'arbres menacées en contexte urbain, selon la latitude (Esperon-Rodriguez et al. 2022)



Figure 1-35 : Dépérissement fulgurant d'un Epicéa à Lyon, dans une parcelle en habitat collectif (photographie Thomas Boutreux 2023)

3.3 Vulnérabilité des villes : des rétroactions négatives

Si les villes denses et compactes sont censées limiter les déplacements automobiles individuels et limiter les émissions de CO₂, dans la pratique cette affirmation est controversée. En effet, les citoyens peuvent avoir des modes de vie avec des trajets importants le week-end pour la mobilité de loisirs, connu sous le nom « effet barbecue » (Munafò 2017) : les urbains fuiraient des environnements villes denses peu propices à la détente, alors que les périurbains auraient davantage la possibilité de profiter d'un environnement plus qualitatif dans leur cadre de vie quotidien. De plus, l'alimentation des citoyens relève de productions plus intensives et de réseaux de distribution qui impactent le bilan environnemental. Enfin, la très grande vulnérabilité des centres urbains aux îlots de chaleur invite aussi ces derniers urbains à effectuer des déplacements compensatoires importants lors d'épisodes climatiques rendant les cœurs de villes inhabitables, pour se ressourcer en dehors des villes et prendre soin de leur bien-être physique et mental. En raison de la consommation énergétique très importante des mobilités de loisirs ou des déplacements compensatoires, les modes de vie des citoyens des villes denses invitent à nuancer les vertus attribuées à la ville compacte en matière de mobilité et d'énergie.

3.4 Sols urbains : clé de l'adaptation climatique

Au-delà des émissions de CO₂ liées à la construction, l'artificialisation des sols entraîne un relargage important de CO₂ par les sols. Or, les sols représentent la plus grande réserve mondiale de carbone organique terrestre (Batjes 2014; Guo & Gifford 2002), équivalant à trois fois la quantité de CO₂

atmosphérique et 240 fois les émissions annuelles actuelles de combustibles fossiles (Regnier et al. 2013). Les sols urbains peuvent donc être un problème mais aussi une solution, car augmenter le carbone des sols, même de quelques pour cent, peut permettre d'atténuer le changement climatique (Paustian et al. 2016; Schittko et al. 2022). Des calculs montrent qu'augmenter de 0,4 % (4 pour 1000) la teneur en carbone suffirait à compenser les émissions de carbone anthropogéniques, ce qui a motivé l'initiative internationale *4p1000* lors de la COP21. La présence de carbone dans les sols, principalement sous forme de matière organique, est aussi cruciale pour la santé des sols, leur fonctionnement, leur capacité de stockage et de disponibilité de l'eau pour les plantes. Cette capacité de rétention d'eau inspire le concept de « villes éponges » développé initialement en Chine (Li et al. 2017), où les sols urbains stockent suffisamment d'eau pour les plantes durant les canicules, aidant ces dernières à résister à la sécheresse et à poursuivre l'évapotranspiration, ce qui rafraîchit l'atmosphère urbaine.

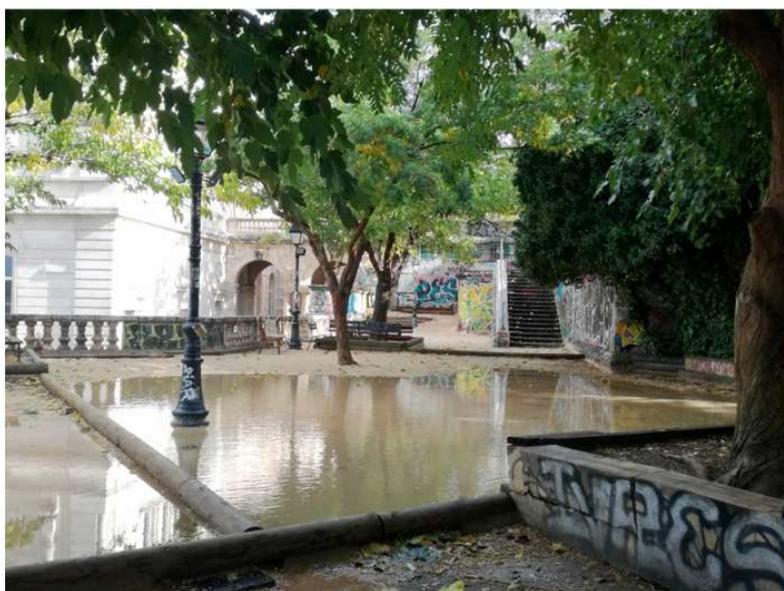
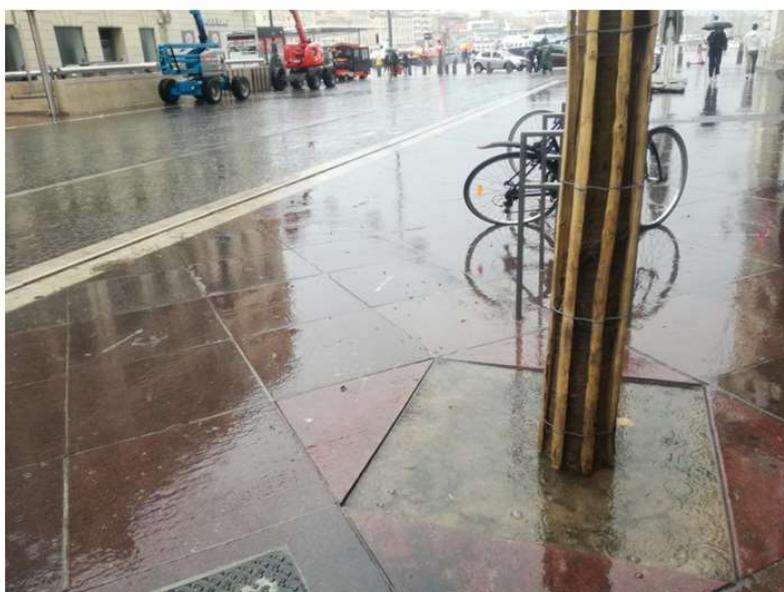


Figure 1-36 : La nécessité de restaurer les sols urbains (ici, la perméabilité) en contexte de changement climatique (Photographies T.Boutreux, Marseille, 2021)



Figure 1-37 : Aménagement d'une noue d'infiltration en habitat collectif, opération de renaturation du bailleur social Est Métropole Habitat (Villeurbanne). Photographie Thomas Bouteux.

L'aménagement urbain et la gestion des espaces verts ont appauvri pendant des années la matière organique et la vie des sols (**Figure 1-36**). Face au changement climatique, la capacité des sols à infiltrer l'eau limite les inondations et prévient le ruissellement qui fragilise la couverture des sols et les rend sensibles à l'érosion. Des dispositifs comme les noues favorisent l'infiltration de l'eau dans les sols (**Figure 1-37**). La reconstitution du stock de carbone dans les sols peut quant à elle être réalisée par l'ajout de matière organique (humus et bois mort) et grâce à des techniques de gestion adaptées favorisant la couverture du sol toute l'année, des interventions moins fréquentes et une moindre exportation de biomasse. Cette prise en considération relativement récente des sols dans l'urbanisme stimule un changement de regard et une nouvelle valorisation de cet écosystème pendant trop longtemps considéré comme simple élément support de la ville (Granjou & Meulemans 2023), accompagné par des programmes de science participative qui leur sont dédiés (Glatron 2023). Aujourd'hui, les sols ont pris une place importante dans l'urbanisme et sont considérés au même titre que la trame verte et bleue, comme une « trame brune » invitant l'aménagement à en prendre soin (Glatron 2023; Meulemans & Granjou 2020). Ainsi, la désimpermeabilisation des sols n'est pas seulement une opération technique, mais aussi une façon de considérer les sols pour ce qu'ils sont, de mieux les comprendre et d'aménager autrement en prenant soin (Henry 2023).

De nombreuses pistes existent pour réintégrer la qualité biologique des sols dans les processus d'aménagement urbain. L'une des approches consiste à désimperméabiliser les sols et transformer les terrains des friches industrielles pour augmenter la quantité et la qualité des sols urbains. Une planification urbaine plus durable, tenant compte des caractéristiques locales des sols et des besoins écologiques, est essentielle pour promouvoir des villes plus résilientes face au changement climatique. Ceci peut passer par des diagnostics de sols étendus en phase pré-projet pour cadrer les orientations de conception des opérations d'aménagement de large envergure, offrant une carte de la qualité des sols avant-projet et permettant de protéger les terres les plus intéressantes.

Conclusion du chapitre 1

La prise de conscience de la crise de la biodiversité a considérablement évolué grâce aux avancées scientifiques et technologiques qui ont permis d'acquérir des données importantes, mais aussi parce que l'état de la biosphère se dégrade désormais à une ampleur perceptible à l'échelle d'une vie humaine. La perspective d'une sixième extinction de masse devient de plus en plus crédible face aux tendances constatées en termes d'évolution de la biomasse ou des populations. La notion d'Anthropocène, où Homo sapiens est devenu la force principale régissant les dynamiques biophysiques de la planète, est de plus en plus acceptée. Cette perspective a motivé l'identification d'indicateurs critiques des pressions exercées par l'humanité sur la planète, afin de déterminer les limites à ne pas franchir pour éviter un effondrement bio-physique du fonctionnement planétaire. La biodiversité est ainsi comme la première frontière planétaire dont l'état est jugé critique.

L'urbanisation massive joue un rôle central dans cette crise de l'anthropocène et a transformé la surface de la planète en détruisant et fragmentant les habitats naturels, préférentiellement dans des zones initialement de grande richesse biologique. Depuis les années 1950, la *grande accélération* de l'urbanisation a exacerbé ces tendances, et trois quarts de la population mondiale sera urbaine d'ici 2050, augmentant la pression sur les écosystèmes et conduisant à une homogénéisation biotique. Les impacts de l'urbanisation ne se limitent pas à la perte directe d'habitats. L'expansion urbaine entraîne également des effets indirects, tels que l'intensification agricole pour nourrir les populations urbaines croissantes, la pollution et les changements climatiques. L'artificialisation des sols est une préoccupation majeure, dont les politiques urbaines commencent à s'emparer à l'échelle nationale et européenne.

Si ces changements environnementaux mettent à rude épreuve l'habitabilité de la Terre pour la biodiversité, ils exercent aussi, désormais, des pressions de plus en plus importantes pour le bien-être et la survie de l'humanité. Cette vulnérabilité est de plus en plus importante justement dans les espaces urbanisés, où résident la majeure partie de l'humanité, et appelle à des transformations profondes des logiques d'urbanisation, tant dans ses stratégies foncières que l'attention portée à la qualité des écosystèmes, à commencer par les sols. Pour restaurer un régime de soutenabilité planétaire, il est essentiel d'adopter des solutions écologiques et techniques intégrées, tout en promouvant un changement culturel profond. Ces mesures doivent viser à limiter l'impact de l'urbanisation et des modes de vie actuels, en s'engageant dans une redirection écologique systémique (Fry 2009) qui favorise une réconciliation durable avec la nature.

CHAPITRE 2 - La recherche en écologie urbaine se transforme vers la soutenabilité : évolution méthodologique et épistémologique

Introduction du chapitre 2

La croissance urbaine rapide et ses impacts sur la biodiversité et le climat sont désormais bien documentés. Cependant, au-delà des défis qu'elle pose, l'urbanisation offre également des opportunités uniques pour répondre aux crises écologiques contemporaines (Elmqvist et al. 2021b; Keith et al. 2023; Kendal 2023; Oke et al. 2021). Une question clé se pose : Quels leviers les espaces urbains peuvent-ils mobiliser pour inverser les tendances actuelles et s'engager dans des transformations profondes ? Ces perspectives ont induit des transformations épistémologiques profondes de l'écologie scientifique, nécessitant l'engagement des écologues dans les villes dans des collaborations intersectorielle avec les praticiens, les décideurs politiques et le public (Rademacher et al. 2019).

Les *solutions fondées sur la nature*, telles que la restauration des services écosystémiques, montrent un potentiel considérable pour transformer les villes en havres de biodiversité et en espaces de résilience socio-écologique. Toutefois, leur mise en œuvre soulève une autre question cruciale : comment assurer que ces solutions ne se limitent pas à une simple optimisation écologique et technique, déconnectée des aspirations sociales locales ? En replaçant les questions environnementales dans un cadre culturel et éthique plus large, elles encouragent des solutions plus holistiques, justes, équitables et inclusives, donc profondément soutenables. Une réflexion transdisciplinaire est essentielle pour intégrer pleinement ces dynamiques culturelles, normatives et politiques des sociétés urbaines, qui constituent un levier profond de transformation (Angheloiu & Tennant 2020; Meadows 1999).

Bien que l'intégration du pluralisme ait été reconnue comme nécessaire par les scientifiques et les praticiens engagés dans la soutenabilité, de nombreux cadres transdisciplinaires ne sont aujourd'hui pas assez inclusifs de la diversité des visions du monde, des paradigmes, des objectifs et des processus (Gibbons 2018). Or, si les intentions, modèles mentaux et paradigmes constituent des leviers profonds de changement des normes sociales permettant de co-construire des futurs désirables, alors il est urgent de réinvestir les réflexions éthiques, philosophiques et politiques dans le champ de la recherche en écologie (Pickett et al. 2022a). Pour les écologues et les parties prenantes engagées dans la recherche et la mise en œuvre de solutions, ces éclairages transdisciplinaires peuvent enrichir leurs méthodes et les orienter plus efficacement vers des transformations sociétales nécessaires pour parvenir à une cohabitation harmonieuse et durable avec le vivant (Frantzeskaki et al. 2024b).

1 Écologie Urbaine

Malgré les conséquences systémiques de l'urbanisation sur la biodiversité, celle-ci n'a bénéficié que de peu d'attention par les chercheurs en écologie jusqu'au début des années 2000, ceux-ci préférant étudier les espaces de « nature sauvage ». À cette époque, par exemple, moins de 6 % des articles de recherche de la revue *Conservation Biology* investiguaient les espaces urbains ou habités par les humains (Miller & Hobbs 2002). Cependant, l'urbanisation a été ensuite mieux reconnue comme une cause majeure du déclin de la biodiversité, stimulant les écologues à s'orienter vers les villes. Nous montrerons comment les approches traditionnelles en écologie ont été adaptées pour intégrer la complexité des systèmes urbains, en tenant compte des interactions sociales et environnementales qui sont au cœur de la production des espaces urbains, tant comme processus agissant que produit attendu.

1.1 Une grande évolution disciplinaire

L'écologie urbaine s'est développée au cours de la dernière décennie en incorporant de plus en plus la dimension humaine de la ville, c'est-à-dire son environnement bâti, les infrastructures humaines ainsi que les structures sociales interagissant avec l'environnement urbain naturel (Cadenasso et al. 2007). L'écologie urbaine est devenue en deux décennies une science des systèmes, intégrant des approches disciplinaires multiples telles que l'écologie et la sociologie, ainsi que des perspectives interdisciplinaires comme la pensée systémique et la soutenabilité pour étudier la ville en tant que socio-écosystème complexe (Alberti 2008).

Dans cette perspective, une approche radicalement transdisciplinaire (Walter et al. 2007) parfois qualifiée d'« indisciplinaire » s'est imposée (Haider et al. 2018; Robinson 2008), car aucune discipline isolée n'était plus importante pour aborder ces problématiques : toutes fournissent conjointement des approches essentielles pour comprendre des processus socio-écologiques au sein des villes (Childers et al. 2015; Grimm et al. 2008; McPhearson et al. 2016b). La montée en transdisciplinarité et en compréhensivité de l'écologie urbaine s'est réalisée par étapes et hybridations interdisciplinaires successives, intégrant de plus en plus de complexité et d'interactions entre les processus écologiques et anthropiques. Ces évolutions ont permis d'imaginer de nouvelles solutions concrètes en faveur de la soutenabilité socio-écologique, d'évaluer leurs co-bénéfices et leurs modalités de mise en œuvre dans la conception et la gestion des villes. Ces transformations du champ de recherche en écologie vers les villes ont fait l'objet d'analyses détaillées par des chercheurs en géographie et sciences sociales (Salomon Cavin & Granjou 2021) qui détaillent les multiples facettes de cette nouvelle science hybride tant dans les disciplines convoquées que les perspectives opérationnelles collaboratives.

Si l'on résume ces évolutions, l'écologie urbaine a évolué par étapes en adoptant trois paradigmes principaux successifs : l'écologie *dans* la ville, l'écologie *de* la ville et l'écologie *pour* la ville. Initialement, l'écologie *dans* la ville se concentrait sur l'étude des processus écologiques au sein des environnements urbains, en utilisant des méthodes similaires à celles employées dans les écosystèmes naturels. Ensuite, l'écologie *de* la ville a élargi cette approche en intégrant les interactions entre les composantes écologiques et sociales, considérant la ville comme un système socio-écologique complexe. Enfin, l'écologie *pour* la ville se focalise sur l'application de ces connaissances pour développer des stratégies de durabilité urbaine, collaborant avec divers acteurs pour créer des villes plus résilientes et vivables (**Figure 2-1**).

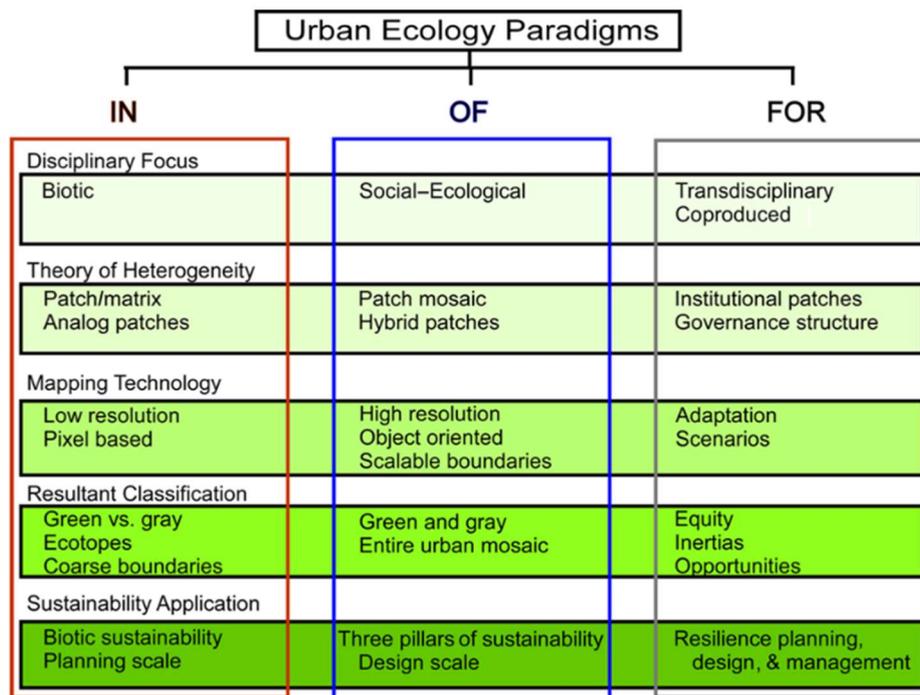


Figure 2-1 : Axes de différenciation des paradigmes de l'écologie « dans », « de » et « pour » les villes (Pickett et al. 2016)

Ces trois tendances de l'écologie urbaine ne peuvent être réduites à une simple évolution progressive du paradigme mais représentent aussi des approches complémentaires. Pour avancer vers la soutenabilité, chaque approche apporte encore aujourd'hui ses éclairages. Par exemple, il serait déraisonnable de délaisser l'écologie *dans* la ville qui fournit des enseignements solides sur la durabilité écologique, basée sur des données écologiques de terrain. Ces études écologiques en contexte urbain doivent encore être approfondies pour fournir une base de compréhension robuste permettant d'éclairer les politiques et pratiques dans le futur.

Porter une attention accrue aux zones habitées est un enjeu adressé de longue date envers la recherche en écologie pour agir concrètement pour le vivant dans l'Anthropocène (DeStefano & DeGraaf 2003; Miller & Hobbs 2002). Aujourd'hui, les biologistes de la conservation peuvent s'impliquer dans les zones urbanisées pour améliorer le potentiel écologique de l'ensemble des territoires situés en dehors des réserves naturelles. En effet, seulement 1,23 % de la surface du territoire Français métropolitain est aujourd'hui sous statut de protection écologique forte, et les espaces urbanisés pourraient participer à étendre considérablement les surfaces d'espaces protégés bénéficiant de mesure de gestion écologique.

1.1.1 Une écologie *dans* la ville

Aux origines de l'écologie urbaine, l'écologie *dans* la ville consistait à transposer les méthodes d'étude des écosystèmes naturels peu anthropisés au sein des villes. Cette écologie urbaine se concentre d'abord sur les espaces verts ou peu anthropisés présents dans la matrice urbaine. Les objets urbains étaient ainsi rarement intégrés ou décrits, et l'intensité de l'anthropisation et des pressions sur les écosystèmes était souvent réduite à un positionnement selon un gradient urbain-rural sensé indiquer l'intensité urbaine (Pickett et al. 2016). Cette écologie *dans* la ville était motivée par la compréhension des effets graduels de l'urbanisation sur la biodiversité, en se concentrant sur des

gradients spatiaux mais aussi temporels et en recourant à des analyses diachroniques (McDonnell & Hahs 2008; McDonnell & Pickett 1990).

Les études relevant de l'écologie *dans* la ville ont investigué peu à peu les changements de la biodiversité à une échelle plus locale au sein de la ville, en mesurant des variables environnementales individuelles pour tenter de révéler les caractéristiques de l'urbanisation les plus impactantes pour le vivant (Turner et al. 2004). L'accumulation de ces études a permis à partir des années 2010 de livrer les premières synthèses présentant les facteurs anthropiques affectant le plus la biodiversité urbaine (Aronson et al. 2014; Beninde et al. 2015). Plus récemment, des études comparatives ont été menées dans des zones urbaines aux usages et fonctions différentes. Ces études des parcs publics, des friches ou encore des cimetières ont permis d'offrir une vision plus claire du potentiel écologique des différents espaces composant les villes (Baldock et al. 2019).

Cette approche de l'écologie *dans* la ville est cruciale pour la conservation de la biodiversité urbaine, la conception des paysages et la gestion des ressources naturelles car ces méthodes ont permis de découvrir des relations clés et de mieux comprendre la manière dont les organismes réagissent à l'urbanisation et aux aspects uniques des environnements urbains. Ces résultats ont permis de fournir les premières préconisations générales pour gérer les espaces urbains en faveur de la biodiversité. Réciproquement, les villes ont été utiles pour la recherche en écologie fondamentale car elles ont servi de laboratoire à ciel ouvert afin de comprendre la réaction de la biodiversité face au changement climatique.

Un des principaux objectifs de l'écologie *dans* la ville est de documenter les caractéristiques propres à la biodiversité urbaine et de comprendre comment l'anthropisation affecte la biodiversité en contexte urbain. L'écologie *dans* la ville se concentre sur des questions écologiques traditionnelles, comme la comparaison de l'état de la biodiversité urbaine avec d'autres environnements naturels et l'impact du développement urbain sur la vie des organismes. Cependant, le fonctionnement de la biodiversité en zones urbanisées diffère considérablement à cause de processus variés qui sont inexistantes dans les espaces non anthropisés, ce qui nécessite des croisements disciplinaires. Bien que l'écologie *dans* la ville ait principalement étudié les aspects biologiques, une évolution est nécessaire, en établissant des collaborations interdisciplinaires, pour comprendre comment les facteurs économiques et sociaux influencent la nature en ville (McPhearson et al. 2016b).

1.1.2 Une écologie *de* la ville

L'écologie *de* la ville adopte une approche plus large que l'écologie *dans* la ville, en considérant l'ensemble de la mosaïque urbaine comme un système socio-écologique caractérisé par ses composantes non seulement biologiques, mais aussi sociales et urbaines. Ce changement de paradigme représente une montée en complexité, déplaçant le focus des communautés biotiques vers une approche plus holistique des socio-écosystèmes (Pickett et al. 2016). En effet, les villes sont des phénomènes émergents résultant d'interactions dynamiques locales, régies par des forces biophysiques mais aussi socio-économiques qui sont réunies dans cette approche. Or, les sciences naturelles et sociales ont longtemps étudié séparément les phénomènes humains et les processus écologiques, et cette séparation a limité la compréhension des interactions particulières dans les écosystèmes dominés par l'Homme (Alberti et al. 2003). L'approche de l'écologie *de* la ville s'est ainsi développée pour intégrer les infrastructures humaines construites et comprendre l'interaction entre les aspects sociaux et écologiques des systèmes urbains (Cadenasso et al. 2007).

Les prémices de ces perspectives plus systémiques de l'écologie *de* la ville apparaissent au début du XX^e siècle avec l'école de sociologie de Chicago qui a développé des approches de l'urbanisme étroitement liées à la sociologie urbaine et proposé d'étudier la ville au travers des relations et interactions, ce qui est proche des courants d'urbanisme écologique ou d'écologie relationnelle. Certains concepts développés par l'École de Chicago pour comprendre l'identité et le fonctionnement des quartiers par les interactions sociales et les dynamiques de la vie urbaine, ont contribué à façonner la manière dont les planificateurs urbains et les chercheurs abordent les villes (Park & Burgess 2019). L'écologie urbaine actuelle s'appuie sur une compréhension holistique des systèmes urbains qui inclut à la fois des aspects sociaux et environnementaux et se rapproche donc des méthodes développées par l'école de Chicago (Park & Burgess 2019).

Les recherches relevant de l'écologie *de* la ville se sont initialement concentrées sur des cas d'étude spécifiques (McDonnell & Hahs 2008), ce qui a permis des avancées significatives dans la compréhension des relations entre structure et fonction écologique. Cependant, la comparaison de cas d'étude localisés (Niemelä 2014) a permis de découvrir des principes généraux utiles afin de mieux guider les politiques pour préserver la biodiversité urbaine et améliorer le fonctionnement écologique et urbain (Aronson et al. 2014; Larondelle & Lauf 2016; Seto et al. 2017).

Bien que les études d'écologie *de* la ville se soient ainsi étendues à de nombreuses zones grises de la matrice urbaine, quittant les espaces verts privilégiés par les chercheurs de l'écologie *dans* la ville, les méthodes spatialisées restent à ces époques peu cadrées et le développement de l'écologie *de* la ville voit un développement conséquent de métriques pour décrire de manière quantitative les environnements et objets urbains. Cependant, cette profusion de descripteurs manque de standardisation, ce qui limite les études comparatives qui permettent de consolider les constats scientifiques. Une approche intégrée d'indicateurs urbains formant un langage commun est nécessaire pour éclairer les pratiques de conception urbaine (Marcus et al. 2019). Cette compréhension fine des modalités de construction de la forme des villes est un défi central pour les sciences de la soutenabilité, qui nécessite de nouveaux modèles intégratifs en science des systèmes urbains pour relever ces défis (Groffman et al. 2017).

La ville, caractéristique des sociétés humaines, pose des questions opérationnelles et ergonomiques fondamentales pour l'écologie urbaine : comment organiser les habitats humains pour qu'ils s'insèrent dans les autres habitats terrestres ? Comment refaire société avec l'ensemble des autres vivants ? La restauration écologique des territoires urbains est le volet opérationnel de l'écologie scientifique et politique et il suscite aujourd'hui l'intérêt des architectes et des urbanistes. Pour relever les enjeux de manière concrète, l'implication de ces concepteurs urbains aux côtés des scientifiques tout comme la coopération et l'évolution des méthodes des scientifiques, sont cruciales et indissociables (Felson et al. 2013; McGrath et al. 2023). Ainsi, ces nouvelles méthodes transdisciplinaires mobilisent de nouveaux réseaux de coopération partageant des connaissances et construisant un langage commun. Les préoccupations de l'écologie *de* la ville déplacent ainsi le statut et l'implication des chercheurs et les invitent à offrir une perspective plus systémique de fonctionnement des écosystèmes urbains, ce qui peut leur conférer aussi une légitimité plus élevée à prendre part directement aux transformations des espaces urbanisés.

1.2 Une écologie *pour* et *avec* la ville

L'écologie *pour* la ville, a ainsi émergé afin de répondre directement aux préoccupations de plus en

plus pressantes sur la soutenabilité et les transformations urbaines appliquées (Frantzeskaki et al. 2024a,b). Capitalisant sur les connaissances de l'écologie *dans* et *de* la ville, l'écologie *pour* la ville va au-delà de cette synthèse pluridisciplinaire et invite à adopter de nouvelles épistémologies de recherche. L'écologie *pour* la ville offre une place légitime aux chercheurs intégrant les processus de décision et contribuant directement à la conception des villes. Ce changement épistémologique offre un rôle de premier plan aux chercheurs qui souhaitent mettre en œuvre les transformations nécessaires pour parvenir aux objectifs socio-écologiques de soutenabilité urbaine (Pickett et al. 2016).

Ce nouveau paradigme s'est renforcé à mesure que les effets concrets du changement climatique et de la vulnérabilité urbaine se sont fait ressentir. Les canicules successives qui se sont intensifiées ces dix dernières années ont fait prendre conscience des défis urbains qui attendent dès aujourd'hui les villes face au changement, obligeant à repenser de manière urgente le rôle écologique des villes. En réaction, ceci a mis au défi la recherche en écologie d'offrir une perspective encore plus intégrative des humains, de leurs modes de vie et de leurs modalités d'aménagement des villes. Cette transformation de l'écologie urbaine nécessite une compréhension rigoureuse des systèmes urbains à plusieurs échelles, applicable à la planification urbaine de la conception à la gestion.

Cependant, des défis persistent pour rendre concrète une écologie urbaine intégrée qui soit réellement transformative. Si l'élargissement des frontières disciplinaires de l'écologie urbaine était nécessaire (Childers et al. 2015), il reste indispensable de porter une attention aux pratiques d'urbanisme, de gouvernance, de gestion, d'architecture, d'ingénierie et de design (**Figure 2-2**). Cette approche intégrée implique la participation des praticiens, des collectivités locales et des habitants dans le processus décisionnel. En ce sens, ce nouvel accent porté aux enjeux participatifs et *bottom-up* (McPhearson et al. 2016b) favorisant la collaboration et la co-production a motivé à proposer un nouveau changement de paradigme plus en phase avec les logiques transformatives : l'écologie *avec* la ville (Pickett et al. 2022b).

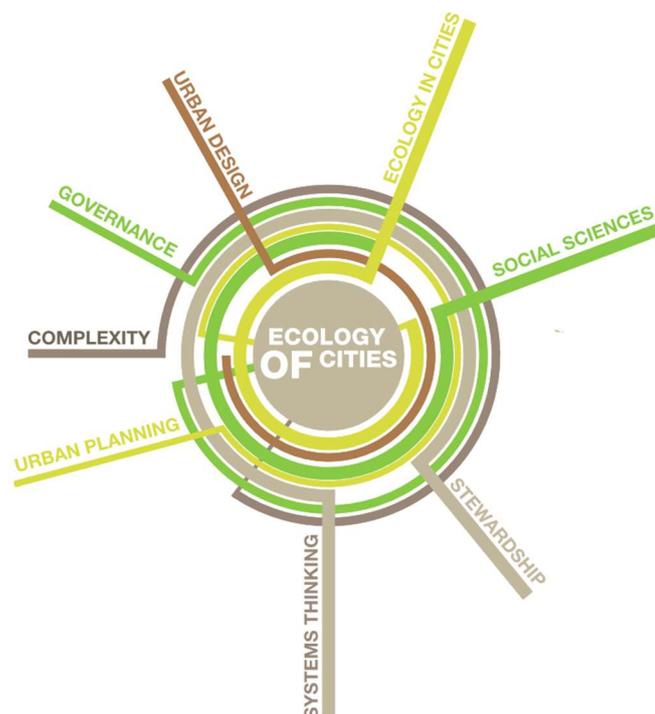


Figure 2-2 : Préoccupations clés de l'écologie « pour » les villes (McPhearson et al. 2016b).

Cette approche intégrée et transformative de l'écologie urbaine *pour* la ville est en développement en France depuis quelques années. Les chercheurs partageant ces intérêts se sont fédérés pour former le Groupe sur l'Urbanisme Ecologique (GUE) dont certains de ses membres ont été sollicités pour intégrer le conseil scientifique du programme de recherche BAUM (Biodiversité, Aménagement, Urbanisme, Morphologie), sous l'impulsion du Plan Urbanisme Construction et Architecture (PUCA) et du Muséum National d'Histoires Naturelles (MNHN). Dans l'ouvrage *Réinventer la ville avec l'écologie. Frottements interdisciplinaires* (2022), le Groupe sur l'Urbanisme Ecologique propose une transition économique, écologique et sociale pour une ville durable. Ce collectif met au premier plan des « Solutions Fondées sur la Nature » et soutient que les stratégies à mettre en œuvre doivent être interdisciplinaires, intégrant les sciences humaines et sociales, les sciences de la vie, de l'ingénierie et de l'architecture. Enfin, ce collectif insiste sur la nécessité fondamentale d'aboutir à des actions opérationnelles en transformant les conduites de projets par de nouvelles collaborations entre chercheurs et praticiens.

1.2.1 L'implication des chercheurs en écologie dans le design urbain

L'écologie *pour* et *avec* la ville tend ainsi ces dernières années à cadrer les recherches sur des problématiques définies directement par les praticiens du design urbain. Par *design*, j'opte dans cette thèse pour un terme inclusif faisant référence aux disciplines de la conception (paysage, architecture, urbanisme), ainsi qu'aux méthodes de planification et à leur manifestation finale dans ses réalités tant physiques que sociales (Gibbons et al. 2018). En ce sens, le design est défini comme « le but, la planification ou l'intention qui existe, ou est censé exister, derrière toute action ou objet » (Childers et al. 2015). Le design représente donc une activité hybride pouvant être artistique, technique et socialement facilitatrice (Gibbons et al. 2018).

Selon (Robinson 2008), la soutenabilité, en tant que « interdisciplinarité axée sur les problèmes de soutenabilité » doit se baser directement sur les problématiques opérationnelles, leurs caractéristiques systémiques (réseau d'interaction), ainsi que sur la construction sociale de ces problèmes (réflexivité et modalités d'actions). Ces nouvelles méthodologies permettent de faire émerger des formes innovantes de collaboration et de partenariat entre les parties prenantes, soutenant ainsi la résolution des problématiques de manière intégrée. Les impératifs de la recherche en soutenabilité propulsent ainsi l'écologie dans un nouveau paradigme d'une science *avec* la société (Thapa et al. 2022).

Pour mener concrètement cette nouvelle perspective, des collectifs de recherche (incluant concepteurs, architectes, urbanistes, ingénieurs et écologues) travaillent directement sur l'environnement construit pour intégrer les écosystèmes urbains dans les logiques urbaines pré-existants, invitant les écologues à s'impliquer dans le design et à proposer des solutions définies comme des « écosystèmes conçus » (Felson et al. 2013; McPhearson et al. 2016b; Palmer et al. 2004). Des partenariats solides entre écologues et designers ont ainsi vu le jour, permettant d'imaginer des projets de design urbain visant à améliorer le potentiel écologique de manière concrète.

Aujourd'hui, les écologues ont de plus en plus d'opportunités légitimes pour devenir des acteurs clés de l'amélioration de la biodiversité urbaine et du développement des villes, en participant aux projets de design concerté (McPhearson et al. 2016a). Etant donné que la majorité des impacts environnementaux des projets d'aménagement urbain sont définis au stade de la conception, l'engagement des écologues est décisif dès cette étape, ce qui nécessite de fusionner l'écologie et le design dans un processus inclusif, créatif et orienté vers l'action. Ce nexus design-écologie, propre au

paradigme de l'écologie *pour* les villes, redéfinit à la fois le processus et ses résultats, et encourage l'adoption de nouvelles épistémologies de recherche plus ouvertes aux processus opérationnels (Childers et al. 2015).

Ces méthodes de recherche-action et de constitution de collectifs de recherche étendus, impliqués dans le design urbain, sont des caractéristiques fondamentales de cette thèse et du projet COLLECTIFS auquel elle a contribué. La dernière partie de cette thèse offre un retour d'expérience des méthodes transformatives qui auront été conduites durant cette période.

1.2.2 Étendre la participation et concilier le pluralisme culturel dans la prise de décision

Pour les scientifiques, cette transformation de l'écologie urbaine vers une écologie *pour* la ville a nécessité davantage d'efforts pour intégrer les principes et méthodes relevant de la planification et de la conception. Si ces échanges entre scientifiques, concepteurs, gestionnaires et citoyens sont indispensables pour répondre aux équilibres des co-bénéfices sociaux et écologiques des projets (Collins et al. 2010; Nassauer 2011), ces collaborations permettent aussi de faciliter les changements des pratiques en nourrissant une acculturation écologique et des changements de normes esthétiques (Dronova 2019; Nassauer & Corry 2004; Nassauer & Opdam 2008; Opdam et al. 2013, 2018; Saito 2017; Spirn 2014).

Ces démarches participatives méritent d'être étendues à tous les acteurs humains du système urbain pour tendre vers une écologie *pour* la ville qui soit juste et réponde aux préoccupations concrètes de ses habitants. Cependant, l'inclusion d'une multiplicité d'acteurs dans ces groupes de travail, portant chacun d'entre eux leurs propres logiques, intérêts et cultures souligne de nouveaux enjeux cruciaux sur les prises de décision (Nassauer 2012). Ce nouvel enjeu représentatif et délibératif soulève donc une question importante sur les méthodes de participation permettant de répondre à la diversité des besoins et attentes, tant des citoyens que du reste du vivant (Turo & Gardiner 2019).

En effet, les retours d'expérience de ces nouveaux collectifs de gouvernance et de design montrent que des différences importantes de représentation sont bien réelles entre les parties prenantes. Les sciences sociales et humaines de l'environnement ont montré que les individus convoquent une grande diversité de points de vue sur la biodiversité et la nature, ancrés dans des cultures philosophiques variées qui peuvent valoriser très différemment les valeurs intrinsèques, instrumentales et relationnelles de la biodiversité (Delorme 2021). Par exemple, l'anthropologie environnementale, en remontant aux racines de l'entrelacement de la nature et de la culture, a montré que la conception de la nature est une construction sociale et culturelle (Pascual et al. 2021). Agir avec la nature demande donc un travail important sur ces représentations et paradigmes afin de mieux accompagner les prises de décision, les contextualiser et mettre en dialogue le pluralisme pour décider et agir avec une réelle justice représentative et délibérative (Rodriguez 2018). Pour les écologues, ces perspectives autrefois cloisonnées au champs des sciences sociales montrent un intérêt de premier plan en sciences de la soutenabilité, à tel point que ce sont aujourd'hui des écologues reconnus qui publient dans des journaux prestigieux les synthèses pluridisciplinaires sur les relations humanité-biodiversité (Soga & Gaston 2022)

Dans ce chapitre, nous développerons ces considérations socio-culturelles et ces enjeux délibératifs comme une base réflexive utile pour les écologues travaillant en contexte urbain et motivés par les perspectives d'agir concrètement pour des transformations en faveur de la biodiversité.

1.3 De nouvelles attentes pour les espaces verts urbains

1.3.1 Des espaces d'interaction, conviviaux et ouverts

Les espaces verts urbains, traditionnellement valorisés pour leur aspect esthétique et parfois réglementés pour interdire leur accès (**Figure 2-3**), ont évolué pour répondre à une multitude de besoins liés au bien-être psychique et physique. Les enfants, notamment, ont manqué d'espaces verts praticables pour subvenir à leur développement et leur éveil (**Figure 2-4**). Or, les bénéfices de la nature sur le bien-être sont cruciaux pour le développement des individus et le sentiment de connexion à la nature se construit dès l'enfance, cependant les enfants sont plus dépendants des jardins résidentiels dans leur environnement quotidien (Hand et al. 2017).

Aujourd'hui, les attentes des citoyens ont évolué, intégrant des préoccupations de santé physique et mentale. Les espaces verts sont devenus des lieux plus acceptés et adaptés pour l'exercice, la relaxation et le bien-être, jouant un rôle essentiel dans la réduction du stress et l'amélioration de la qualité de vie. Enfin, ces espaces pourraient être de plus en plus appropriés pour des activités communautaires et éducatives, renforçant le lien social et sensibilisant les populations aux enjeux environnementaux (**Figure 2-5**). Ainsi, les espaces verts urbains se sont transformés en véritables infrastructures multifonctionnelles, essentielles pour une ville durable et résiliente (Belmeziti et al. 2018).

Les nouvelles attentes en terme de végétalisation (Harris et al. 2018) et de biodiversité sont aujourd'hui concrètes (Kiers et al. 2022) et une enquête auprès de 3700 personnes dans 5 villes européennes a évalué la désirabilité de quatre types d'espaces verts différents avec trois niveaux de biodiversité (richesse en espèces végétales), sur la base de photographies modifiées avec protocole standardisé (Fischer et al. 2018). L'étude a montré qu'au-delà du verdissement, les gens préfèrent largement une plus grande richesse en espèces végétales et que cette préférence était prévalente dans différents groupes socio-culturels.



Figure 2-3 : Règlement : les espaces verts urbains, publics ou privés, ont souvent été interdits à la fréquentation (Photographie quartier Mermoz, 1966, Source : Lyon Plus magazine)



Figure 2-4 : Jeux d'enfant dans un espace vert relictuel en habitat collectif (Photographie Thomas Boutreux)



Figure 2-5 : Illustration de la manière dont les environnements urbains pourraient favoriser l'engagement cognitif, affectif et psychomoteur des enfants, en mettant en lumière l'effet thérapeutique des relations symbiotiques avec la nature (Colding et al. 2020b).

1.3.2 Services écosystémiques

Au-delà des fonctions esthétiques et d'agrément traditionnellement attendues de ces espaces, une réflexion plus large s'est ouverte sur les fonctionnalités et les différents services écosystémiques que les espaces verts urbains peuvent fournir (Pedersen Zari et al. 2022). Face aux changements environnementaux, les espaces verts urbains bénéficient d'un intérêt croissant étant donné les bénéfices qu'ils peuvent apporter dans l'adaptation des villes à ces enjeux de vulnérabilité. Les espaces verts urbains sont essentiels en raison de leur capacité à fournir une multitude de services écosystémiques à une large gamme d'acteurs. Développer une conception soignée des espaces verts, capable de fournir de manière résiliente la quantité et la diversité de services attendus par les parties prenantes dans une zone souvent limitée, peut poser des problèmes de design (Belmeziti et al. 2018). La mise en œuvre concrète de nouvelles combinaisons de services écosystémiques dépend des négociations réalisées localement pour équilibrer les co-bénéfices et accorder les différents services écosystémiques avec les attentes et contraintes locales (Derkzen et al. 2017).

Les services écosystémiques représentent les différentes fonctions des écosystèmes, espaces naturels et espaces verts pour fournir des bénéfices à l'humanité. Ce cadre de réflexion a émergé en 2005 avec le *Millennium Ecosystem Assessment* (Reid et al. 2005). Il s'agit d'une tentative de (re)donner de la valeur aux espaces de nature afin que les acteurs économiques y accordent plus d'attention. Cette

approche a renforcé la considération sociétale envers les espaces naturels, bien qu'elle ait pu être qualifiée d'utilitariste, car la valeur de ces espaces est évaluée à l'aune des bénéfices perçus par l'humanité (Figure 2-6). Ainsi, les différents services écosystémiques fournis par les espaces verts urbains sont classés dans plusieurs familles de services :

1. **Services de support** : Ces services comprennent la formation du sol, la photosynthèse et le cycle des nutriments, qui sont essentiels pour le fonctionnement des écosystèmes.
2. **Services de régulation** : Ils incluent la régulation du climat, la purification de l'air et de l'eau, la gestion des inondations et le contrôle des maladies.
3. **Services d'approvisionnement** : Ces services fournissent des ressources telles que l'eau potable, la nourriture, le bois, et les matériaux génétiques.
4. **Services culturels** : Ils englobent les avantages non matériels tels que la récréation, le tourisme, l'inspiration esthétique et spirituelle, et les opportunités éducatives.

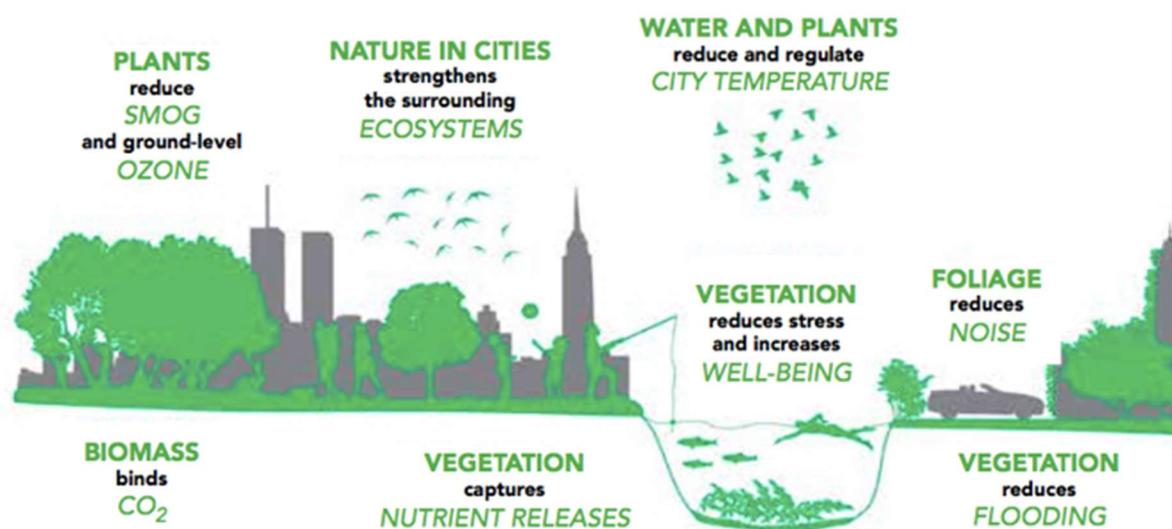


Figure 2-6 : Différentes dimensions des services écosystémiques de régulation en contexte urbain (adapté de : cocity.se)

En cherchant à souligner la valeur des espaces verts en ville, le concept des services écosystémiques a encouragé des démarches de monétarisation, appliquant à ces espaces une approche comptable et économique. En contexte urbain et face à des décideurs mobilisant des logiques économiques, cette perspective a pu être utile pour faire reconnaître la valeur des espaces verts et favoriser leur implémentation dans des contextes urbains où les terrains disponibles sont rares et coûteux. Cependant, le manque d'efforts encore constaté aujourd'hui dans de nombreux aménagements urbains dans les villes en tension, liée à la croissance urbaine (Haaland & van den Bosch 2015) démontre que l'approche de comptabilisation avec des instruments économiques n'est pas suffisante pour préserver les espaces verts urbains. La concurrence pour l'utilisation des sols et la rentabilité des espaces dans un contexte d'augmentation des prix du foncier constructible montre que les instruments économiques ont une portée limitée et nécessitent d'autres mesures pour promettre un

accès équitable aux espaces verts. Les instruments légaux et politiques restent dans ce contexte des instruments incontournables pour assurer ces objectifs.

Ainsi, les écosystèmes urbains n'ont, dans de nombreuses villes, pas été intégrés avec suffisamment de moyens pour assurer leur qualité, quantité et diversité. Ce constat interroge les prises de décision qui pourraient avoir manqué cette intégration. Certains auteurs suggèrent que les services écosystémiques doivent conserver un rôle important dans le processus d'évaluation guidant les prises de décision. En effet, les services écosystémiques fournissent fondamentalement des liens clés pour associer la conception aux bénéfices sociaux et environnementaux attendus. Étant donné que certaines parties prenantes dans les politiques urbaines continuent de prendre des décisions en suivant des processus rationnels et quantitatifs, les évaluations explicites des services écosystémiques urbains conservent une place de premier plan dans la prise de décision (McPhearson et al. 2016a).

1.3.3 Santé et Bien-être

Si les espaces verts urbains ont montré depuis de nombreuses années leurs bénéfices pour la santé physique des urbains, une attention particulière est portée ces dernières années au bien-être et à la santé mentale des résidents, ce qui étend les perspectives de santé dans une vision plus systémique (Marseille et al. 2021). Ces dernières années, des études plus précises ont pu détailler de manière mécaniste les qualités spécifiques des espaces verts qui confèrent ces bénéfices à la santé.

Une enquête menée au Royaume-Uni a montré que l'interaction avec les oiseaux dans les cours et les parcs du quartier était corrélée à un meilleur bien-être, même chez les personnes souffrant de dépression, et que ces bienfaits perdurent dans le temps (Hammoud et al. 2022). Une autre étude a montré que la seule prise en compte du taux de végétalisation explique peu le bien-être, ce qui montre l'importance d'autres facteurs comme la qualité des espaces verts et plus largement du quartier pour comprendre la qualité du cadre de vie (Mouratidis 2020). Ainsi, étudier la structure et la qualité de la végétation des espaces verts peut offrir une perspective intéressante pour décrire le lien entre le paysage et le bien-être. Les indicateurs de naturalité peuvent être évalués dans des approches esthétiques participatives mais aussi de manière plus écologique par des mesures directes de biodiversité. Si l'on peut émettre l'hypothèse que le paysage (plus directement perçu par les humains que le niveau de biodiversité) serait un meilleur déterminant du bien-être, des résultats de recherche surprenants montrent le contraire. Ainsi, une étude en Allemagne (Methorst et al. 2021) a montré que la richesse spécifique des oiseaux et des plantes a un impact bien plus important sur la santé mentale que d'autres caractéristiques de la naturalité, comme des métriques paysagères ou l'abondance d'oiseaux (**Figure 2-7**).

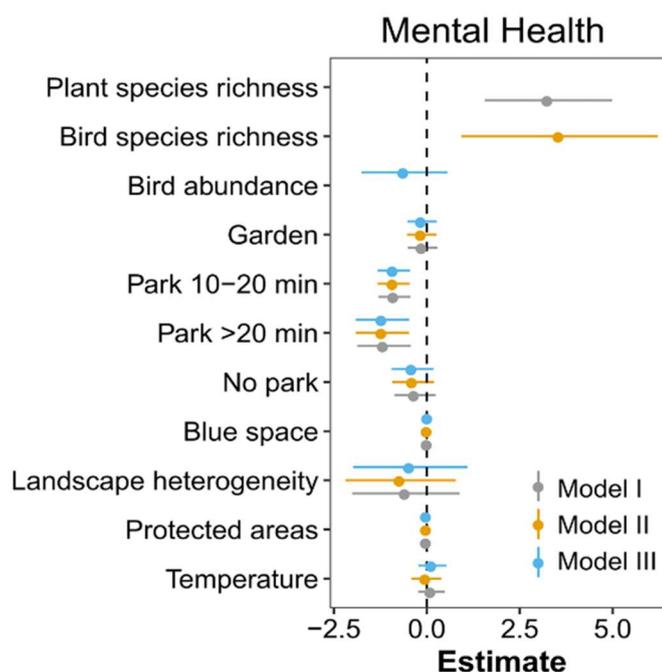


Figure 2-7 : Effets de différentes dimensions environnementales et écologiques des villes sur la santé mentale et physique (Methorst et al. 2021)

Les modalités d'interaction avec les espaces verts ont également été montrées comme cruciales pour évaluer les bénéfices de santé perçus par les humains. Ainsi, la pratique de certaines activités dans les espaces verts, comme le jardinage, réduit le stress, l'anxiété, la dépression, l'obésité et peut accroître la satisfaction personnelle et le sentiment de communauté (Lerman et al. 2023; Soga et al. 2017). Les activités transformatives qui impliquent les résidents dans la gestion des espaces verts urbains influencent non seulement la qualité écologique de l'habitat et la biodiversité présente, mais génèrent aussi des effets de rétroaction sur le bien-être et les interactions entre l'homme et la biodiversité. La restauration psychique de l'attention (Kaplan & Kaplan 1989) est l'un des mécanismes psychologique les mieux documentés depuis plusieurs décennies, montrant que notre capacité d'attention subit dans les environnements urbains denses une fatigue à cause de l'intensité des stimulations sensorielles, et que les espaces verts urbains offrent ainsi un répit à ces stimulations, ce qui permet une récupération cognitive et émotionnelle. Cette capacité de restauration des espaces verts est là encore significativement corrélée à la richesse spécifique végétale comme le démontre une enquête sur 300 jardiniers amateurs dans la ville de Zurich (Suisse) (Young et al. 2020).

1.4 Le potentiel écologique, des nouvelles capacités attendues des espaces verts urbains

1.4.1 Capacité de résilience, une préoccupation de l'urbanisme écologique

Face aux changements environnementaux, la résilience est devenue une attente majeure dont les écologues et les concepteurs doivent apporter des garanties. Ce concept clé permet de comprendre la capacité des écosystèmes à fonctionner normalement malgré les perturbations ponctuelles, mais aussi à faire évoluer leur fonctionnement de manière adaptative, lors de changements plus profonds et pérennes. Introduite par Holling, la résilience a montré la capacité des systèmes à revenir à un état

normal de fonctionnement après une perturbation exogène (Holling 1973). En psychologie, Emily Werner a popularisé le concept en montrant que la résilience est un processus dynamique permettant aux individus de surmonter les difficultés et de s'adapter positivement face à l'adversité (Werner 1990). Ainsi, la résilience a de nombreuses significations communes dans les sciences écologiques, sociales et autres. Dans le cadre des écosystèmes, l'étude des dynamiques de résilience a mis l'accent sur la stabilité des processus écosystémiques et la rapidité avec laquelle ils reviennent à leur état initial, lors de leur rééquilibrage après une perturbation. Dans un contexte urbain changeant, la résilience est donc un gage d'adaptabilité sur le court terme lors d'événements de perturbations.

Cependant, l'adaptation urbaine nécessite aussi des transformations sur le long terme des socio-écosystèmes urbains, de manière à déplacer leur régime de stabilité. La transformabilité est la capacité de l'écosystème à franchir certains seuils et à s'engager face à des changements profonds de régimes climatiques (Folke et al. 2010), elle permet d'élargir le concept pour aborder de manière plus globale la « résilience écologique », représentant ainsi l'inverse de la « vulnérabilité » écologique (Oliver et al. 2015).

La réponse des systèmes écologiques sous pression a montré que des changements abrupts, radicaux et difficiles à inverser pouvaient se produire lors de l'évolution graduelle de paramètres environnementaux, lorsqu'un seuil est atteint (Scheffer & Carpenter 2003). Ces « points de bascule » existent dans les systèmes sociaux, écologiques et climatiques qui sont de plus en plus interconnectés dans l'Anthropocène. Le niveau de complexité des socio-écosystèmes, la diversité des « agents » et des relations entre eux formant système est reconnue comme une des meilleures garanties contre les points de bascule systémiques : en contexte urbain la résilience face aux points de bascule peut être soutenue par la multifonctionnalité et la redondance des services écosystémiques à l'échelle locale (Ahern 2011), soutenue par les processus biologiques et sociaux (**Figure 2-8**).

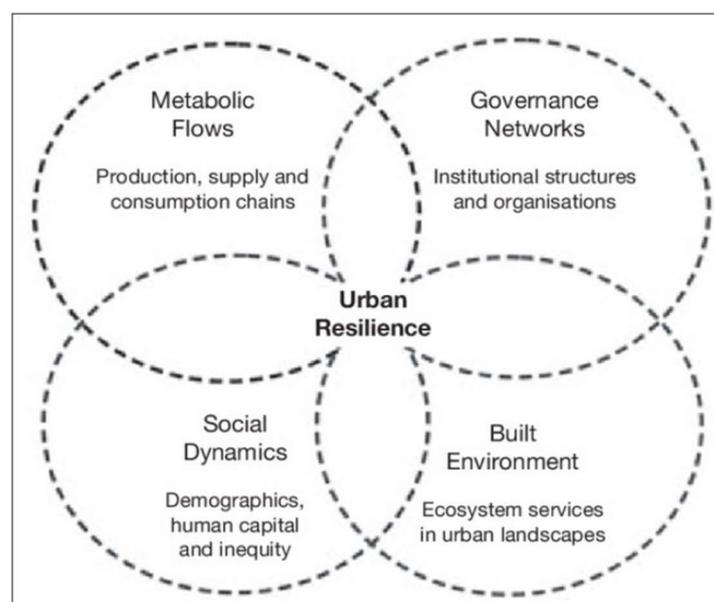


Figure 2-8 : Les quatre thématiques interreliées de la recherche en résilience urbaine (Resilience Alliance Project 2007)

Face à l'incertitude des projections climatiques, la biodiversité constitue une des meilleures garanties pour une auto-adaptation face à une large gamme de régimes climatiques potentiels en

devenir (Folke et al. 2016). La biodiversité constitue en effet un réservoir d'espèces qui participent à des processus variés dans les écosystèmes, mais aussi un réservoir génétique qui confère une plasticité environnementale des espèces affrontant des changements environnementaux. Cependant, une grande partie du suivi et de la gestion des écosystèmes est axée sur la fourniture des fonctions et services écosystémiques dans les conditions environnementales actuelles, sans évaluer nécessairement la biodiversité directement. Ces conseils de gestion peuvent sous-évaluer l'importance de la biodiversité comme moteur intrinsèque des capacités d'adaptation et de reconfiguration des systèmes écologiques. Par exemple, la biodiversité offre, au-delà de l'adaptabilité climatique, une protection contre l'apparition de pathogènes pouvant générer des déséquilibres écologiques (Wang et al. 2023). Bien que la biodiversité ait semblé moins prioritaire à court terme pour de nombreux praticiens qui ont préféré travailler directement sur l'approvisionnement de services écosystémiques variés, elle est incontournable pour la résilience du fonctionnement des écosystèmes sur le long terme.

1.4.2 Capacité écologique des trames de connectivité urbaine

La connectivité paysagère est « le degré auquel le paysage facilite ou entrave les mouvements entre les parcelles de ressources » (Taylor et al. 1993). Ces approches spatiales peuvent également enrichir la compréhension du potentiel écologique et de la dynamique adaptative des écosystèmes en modélisant la mobilité des espèces, ce qui permet de comprendre le fonctionnement des métacommunautés (Horta et al. 2018; Pineda-Pinto et al. 2022b; Wootton-Beard et al. 2016). Ces modélisations spatiales des écosystèmes urbains bénéficient d'une considération politique importante depuis plusieurs années en France avec les trames vertes et bleues au cœur du Grenelle de l'Environnement depuis 2007. Les développements informatiques récents ont permis d'opérationnaliser rapidement ce concept pour identifier les espaces stratégiques ayant un fort potentiel de connectivité (Foltête et al. 2021).

La ville de Copenhague, précurseur de l'intégration de trames vertes et bleues, a présenté en 1952 son plan de développement urbain illustré par une main aux doigts écartés, où les doigts représentaient les prolongements urbains séparés par des écosystèmes préservés (**Figure 2-9**). En démultipliant la lisière entre les espaces de nature dense, ce plan visait également à promouvoir une équité sociale d'accès à des espaces plus naturels. Des modèles conceptuels ont été prolongés avec ces mêmes principes pour aboutir aux théories de développement urbain en fractale (Lu et al. 2016; Tannier et al. 2012), maximisant les lisières, frontières et autres zones de frottement entre la ville et la nature. Ces travaux ont abouti à des comparaisons synthétiques de l'impact des formes de développement urbain (mono-polycentriques, en fonction de gradients de densité ou du développement du réseau viaire) sur le potentiel de biodiversité local et régional, en recourant à des modélisations de connectivité (Bourgeois 2015) et des approches expérimentales (Gagné & Fahrig 2010).

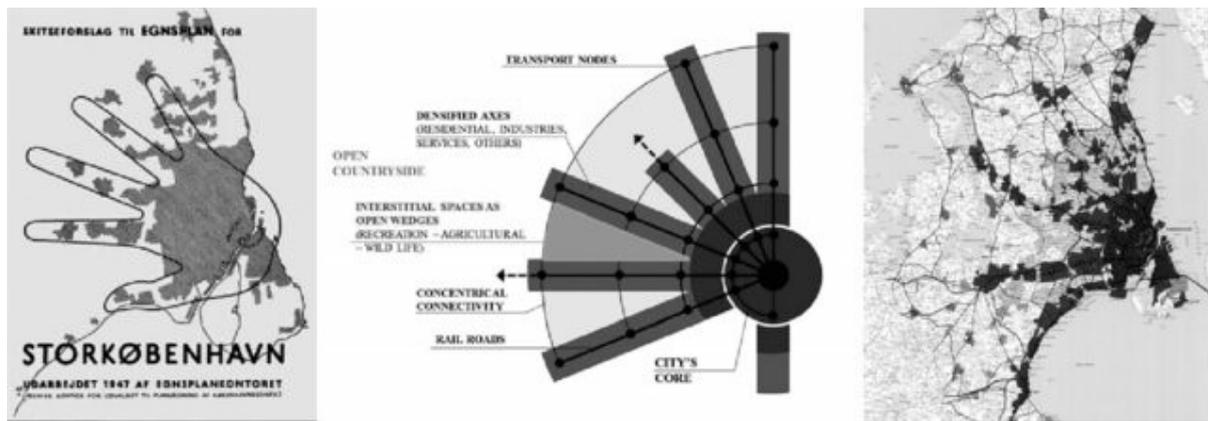


Figure 2-9 : Etalement urbain et espaces interstitiels, l'approche historique de Copenhague ayant fait école (Vejre et al. 2007)

Si l'intérêt du maintien de la connectivité pour la préservation des écosystèmes urbains est aujourd'hui relativement consensuel, certains dilemmes pratiques de spatialisation des efforts et de distribution des espaces verts en ville le sont beaucoup moins. Par exemple, à taux d'espace vert équivalent, vaut-il mieux privilégier quelques grands patchs ou une multitude de petits patchs ? Ce débat est appelé le SLOSS (Single Large or Several Small) (Riva & Fahrig 2023) et représente une controverse importante en écologie et biologie de la conservation. De prime abord, la question pourrait sembler simple à résoudre en s'appuyant sur les théories de biogéographie, qui apporteraient un éclairage sur le rôle écologique des patchs en fonction de leur taille et de leur distance. Cependant, le dilemme est en réalité plus complexe car les réponses des espèces à ces configurations spatiales varient considérablement en fonction de leurs traits d'histoire de vie. Ce dilemme stratégique de végétalisation présente des avantages et des inconvénients pour les deux approches. En effet, les grands patchs peuvent parfois soutenir des populations plus importantes grâce à des niveaux de ressource plus élevés, mais aussi héberger des espèces plus sensibles et spécialisées dans certaines ressources ou nécessitant des territoires de vie étendus. En revanche, les petits patchs peuvent offrir une meilleure connectivité pour des organismes piliers du fonctionnement des écosystèmes mais de faible capacité de dispersion, comme les arthropodes. Les petits patchs ont également des bénéfices sociaux pour les humains, en rendant la nature plus accessible aux habitants des villes.

Ce dilemme sur la manière de distribuer les espaces verts en contexte urbain est plus connu dans la littérature comme le débat entre le *land sharing* et le *land sparing* (Figure 2-10). Le *land sparing* tend à séparer les espaces à vocation naturelle, préservant ainsi des écosystèmes intacts plus isolés des impacts négatifs de l'urbanisation, ce qui permet d'héberger des espèces menacées ou patrimoniales. Cette démarche d'aménagement urbain est ancrée historiquement sur le développement de parcs en « poumon vert » des villes. Leur plus grande surface permet d'abriter des espèces sensibles qui ont besoin d'un grand territoire de vie pour l'alimentation, d'un habitat écologique aux caractéristiques singulières, ou d'une mosaïque de milieux leur permettant d'accomplir leur cycle de vie. Cependant, le *land sparing* peut conduire à une perte de connectivité écologique entre les zones naturelles et urbaines, ce qui distancie aussi les habitants des villes et les déconnecte des zones plus naturelles et pourrait limiter l'implication écologique des individus (Soga et al. 2015).

Le *land sharing* quant à lui intègre la nature et les activités humaines sur les mêmes terres. Cette méthode promeut la coexistence d'espaces urbains denses et de zones naturelles, en utilisant des

techniques de conception urbaine qui intègrent la biodiversité et les écosystèmes de manière étroite, même dans les zones résidentielles au cœur des villes denses. Plusieurs études ont montré des effets bénéfiques du *land sharing* à cause de rétroactions socio-écologiques, car les personnes visitent plus fréquemment les espaces verts publics et expriment une plus grande satisfaction à l'égard de leur environnement vert local (Collas et al. 2017; Soga et al. 2014) et un engagement plus fort pour la conservation de la biodiversité. Ainsi, si le *land sparing* peut soutenir la présence de certaines espèces plus spécialisées et moins communes au sein des villes, le *land sharing* est certainement l'approche qui offre le plus de co-bénéfices potentiels pour l'humanité et l'intégration de la nature dans les villes dans l'ensemble du maillage urbain a aussi des bénéfices importants pour la biodiversité. Le *land-sharing* contribue en premier lieu à la qualité de vie des habitants en offrant des espaces verts de taille modérée, une caractéristique utile pour soutenir une distribution plus juste et équitable. Cette approche soutient la connectivité écologique au sein des villes et permet une meilleure perméabilité du tissu urbain avec les espaces périphériques, favorisant ainsi les processus de méta-communautés qui façonnent la biodiversité urbaine. La proximité accrue de nature pour les résidents urbains peut soutenir des points de bascule sociétaux qui pourraient conduire à une meilleure préservation globale du vivant. En effet, les urbains constituent aujourd'hui la part majoritaire de la population mondiale et ces interactions de proximité avec la biodiversité peuvent encourager les engagements individuels locaux en faveur de la préservation globale du vivant. Dans un contexte d'anthropocène et de déconnexion au vivant qui affaiblit l'engagement de la société, le *land sharing*, qui a historiquement été moins implémenté, mériterait ainsi une plus grande place aujourd'hui dans les stratégies urbaines (Sushinsky et al. 2017).

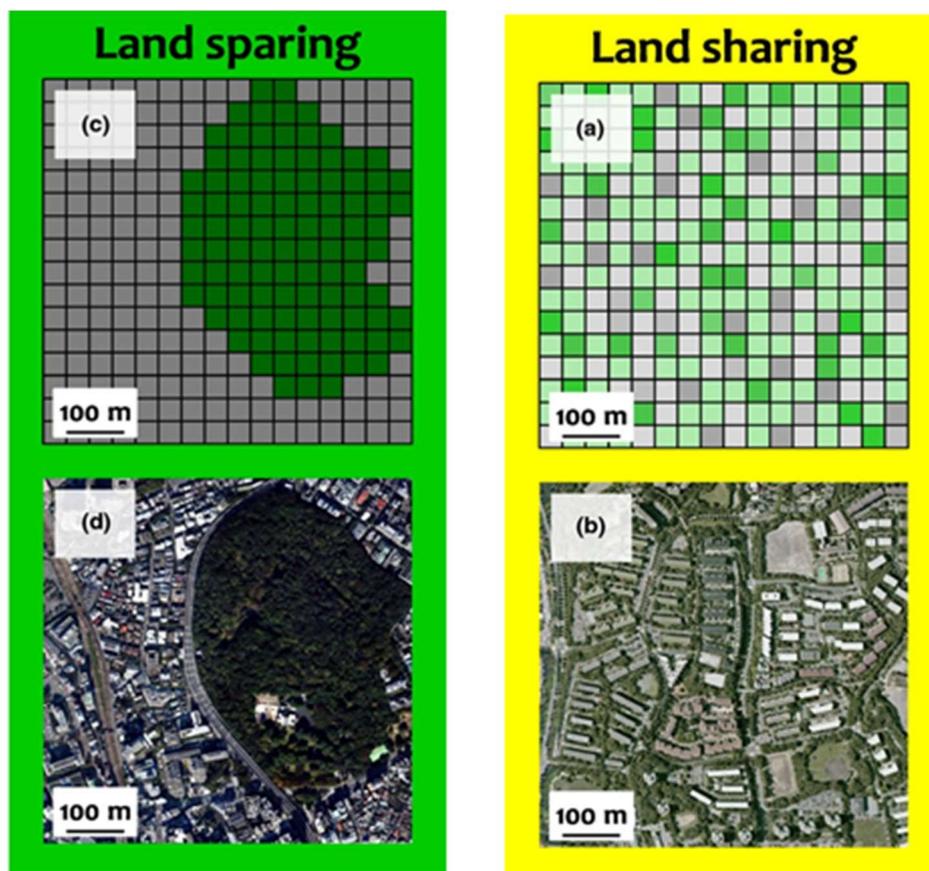


Figure 2-10 : Principes spatiaux du *Land sharing* / *Land sparing* (Soga et al. 2014).

Cependant, le *land sharing* peut être contreproductif si la qualité écologique des espaces verts n'est pas assurée, trop similaires entre eux ou si la fragmentation conduit à des espaces de taille critique trop petits et subissant des pressions anthropiques trop importantes pour assurer la survie de la biodiversité, auquel cas les villes peuvent devenir de véritables pièges écologiques. Ces dérives augmentent la vulnérabilité des méta-populations au manque de ressources et aux dynamiques d'extinction, ce qui a pour conséquence d'appauvrir la composition des communautés locales. Pour être efficace, le *land sharing* nécessite des patchs écologiques de taille modérée mais de haute qualité, c'est-à-dire présentant une diversité de ressources, des zones de faibles pressions anthropiques et une différenciation des patchs en termes d'identité écologique, soutenant ainsi l'hétérogénéité et des conditions écologiques au sein d'une trame urbaine bien connectée. Ces conditions offrent de vraies opportunités en termes de ressources et permettent aux espèces de s'alimenter et effectuer leur cycle de vie complet et il a ainsi été montré que le *land sharing* permet de soutenir une gamme étendue de taxons, comme les oiseaux, les pollinisateurs, les petits mammifères et d'autres espèces sauvages (Belaire et al. 2014; Grade et al. 2022; Santangelo et al. 2022). La taille minimale de ces patchs, nécessaire pour garantir un niveau écologique élevé et le niveau de pressions anthropiques acceptable pour ces socio-écosystèmes, restent des questions opérationnelles de premier plan pour identifier les formes urbaines les plus adéquates.

En réalité, *land sharing* et *land sparing* offrent des bénéfices complémentaires et en pratique, de nombreux projets et politiques d'écologie urbaine combinent ces deux approches pour chercher un équilibre afin d'optimiser les bénéfices sociaux, économiques et environnementaux. Une approche hybride peut offrir de grands patchs de haute naturalité, des mosaïques d'habitats diversifiés au sein du tissu urbain, et maintenir une connectivité écologique à travers le paysage. Par conséquent, cette stratégie hybride a le potentiel de mieux répondre à la crise de la biodiversité que chacune des deux approches prises séparément (Kremen 2015; Lerman et al. 2021; Valente et al. 2022), en conciliant les co-bénéfices pour la biodiversité et l'humanité.

1.4.3 Capacitation des praticiens et décideurs : des données et des designs collaboratifs

Si la biodiversité est un indicateur fondamental de la résilience urbaine, alors l'évaluation du potentiel écologique des villes doit être fondée sur des données et analyses écologiques afin de soutenir l'efficacité et la crédibilité des solutions imaginées, favorisant ainsi une meilleure adoption des décideurs et des praticiens.

L'évaluation de la performance écologique potentielle des espaces urbains a pris un intérêt important ces dernières années, traduisant les besoins des praticiens de disposer de référentiels pour soutenir leurs prises de décision en faveur de la biodiversité et de la résilience urbaine. Identifier les paramètres qui permettent de prédire les espaces urbains « à haut potentiel biologique » est un défi pour les équipes de recherche interdisciplinaires afin d'éclairer de manière simple et crédible les objectifs à poursuivre. Évaluer le potentiel écologique en prenant compte de la santé, l'intégrité et la capacité d'adaptation des écosystèmes urbains demande des analyses poussées de multiples indicateurs de biodiversité pour transcrire fidèlement le comportement écologique des écosystèmes disséminés dans la trame urbaine. Pour tenir compte de cette complexité, les analyses de biodiversité doivent multiplier les indicateurs mesurant ces différentes facettes en dépassant les simples mesures de richesse spécifique. Cependant, les mesures établies sur un nombre trop élevé d'indicateurs sont

difficilement appropriables et manquent de hiérarchiser de manière opérationnelle les mesures clés les plus efficaces. Aujourd'hui, le développement des données et d'indicateurs variés invite à une analyse systémique afin de construire des préconisations étayées avec des modèles plus simples et performants.

De plus, certaines études écologiques ont des difficultés à s'appropriier et décrire les objets urbains qu'elles étudient, ce qui limite le transfert opérationnel. Par exemple, les études en écologie urbaine ont souvent démontré l'impact négatif de la densité urbaine sur la biodiversité (Haaland & van den Bosch 2015). Cependant, ce message simpliste ne rend pas compte de la variabilité des morphologies urbaines à densité identique, impactant différemment le potentiel écologique. Ainsi, de nombreuses questions concernant les pratiques optimales de conception et de gestion des habitats pour la biodiversité en milieu urbain restent non résolues malgré les efforts significatifs des scientifiques pour passer du potentiel écologique à sa mise en pratique (Turo & Gardiner 2019).

Si la capacité écologique de l'ensemble de la trame urbaine, y compris des petits patches d'espaces verts, est aujourd'hui une stratégie soulignée, sa mise en application manque parfois de designs expérimentaux centrés sur la pratique. Les retours d'expérience montrent que les conclusions scientifiques éclairent encore trop peu les pratiques opérationnelles car il existe un manque d'analyses systémiques et unifiées de l'aménagement urbain offrant des préconisations à chaque étape du développement urbain. En conséquence, les praticiens manquent d'orientations simples et claires pour s'approprier les prérequis fondamentaux du potentiel écologique sur les sites qu'ils aménagent. Des études évaluant les bénéfices écologiques possibles à chaque étape du projet d'aménagement écologique seraient pourtant très impactantes et motivantes, donc capacitantes pour favoriser le passage à l'action.

Pour répondre à ces enjeux, je propose dans cette thèse une analyse systémique de la morphologie urbaine afin d'offrir aux aménageurs un référentiel opérationnel pour concilier les enjeux de production de logements mais aussi de végétalisation des parcelles (partie 2), puis de s'intéresser plus directement à la question de la biodiversité en évaluant les mesures opérationnelles les plus bénéfiques pour le vivant à chaque étape du projet d'aménagement (partie 3).

2 Solutions fondées sur la nature (SFN)

2.1 Une approche systémique des services rendus par la nature

Pour relever les défis développés dans la section 1, liés à la résilience climatique, à la santé et au bien-être en milieu urbain, les politiques actuelles se tournent de plus en plus vers le concept de solutions fondées sur la nature (SFN). Les SFN ont été développées pour opérationnaliser l'implémentation de services écosystémiques, intégrant pleinement la notion de co-bénéfices écologiques et sociaux. Contrairement aux approches de conservation se concentrant principalement sur la protection et la préservation, les SFN s'engagent dans l'amélioration, la restauration, la co-création et la co-conception d'écosystèmes urbains multifonctionnels. De manière indirecte, ces solutions peuvent aussi améliorer l'attachement au lieu, la santé et la qualité de vie (Raymond et al. 2017).

Les SFN représentent aussi un changement de paradigme dans notre manière d'aborder les défis environnementaux et sociaux car contrairement aux recherches de solutions parfois réductionnistes et privilégiant l'ingénierie et les solutions technologiques, les SFN adoptent une approche plus

holistique en s'inspirant des processus naturels et en s'appuyant sur ses processus écosystémiques. La pensée systémique est au cœur des solutions basées sur la nature car elle permet de comprendre le comportement d'un système pour imaginer des solutions équilibrant les objectifs économiques, sociaux et écologiques (Flood 2010; Forrester 1994). Ce changement de paradigme est également perceptible en termes d'épistémologie car il peut rompre avec les logiques d'expertise *top-down* (Keesstra et al. 2018) et peut convier les processus de décision et de conception à s'appuyer sur la prise de décision locale, inclusive et informée par la science (Figure 2-11).

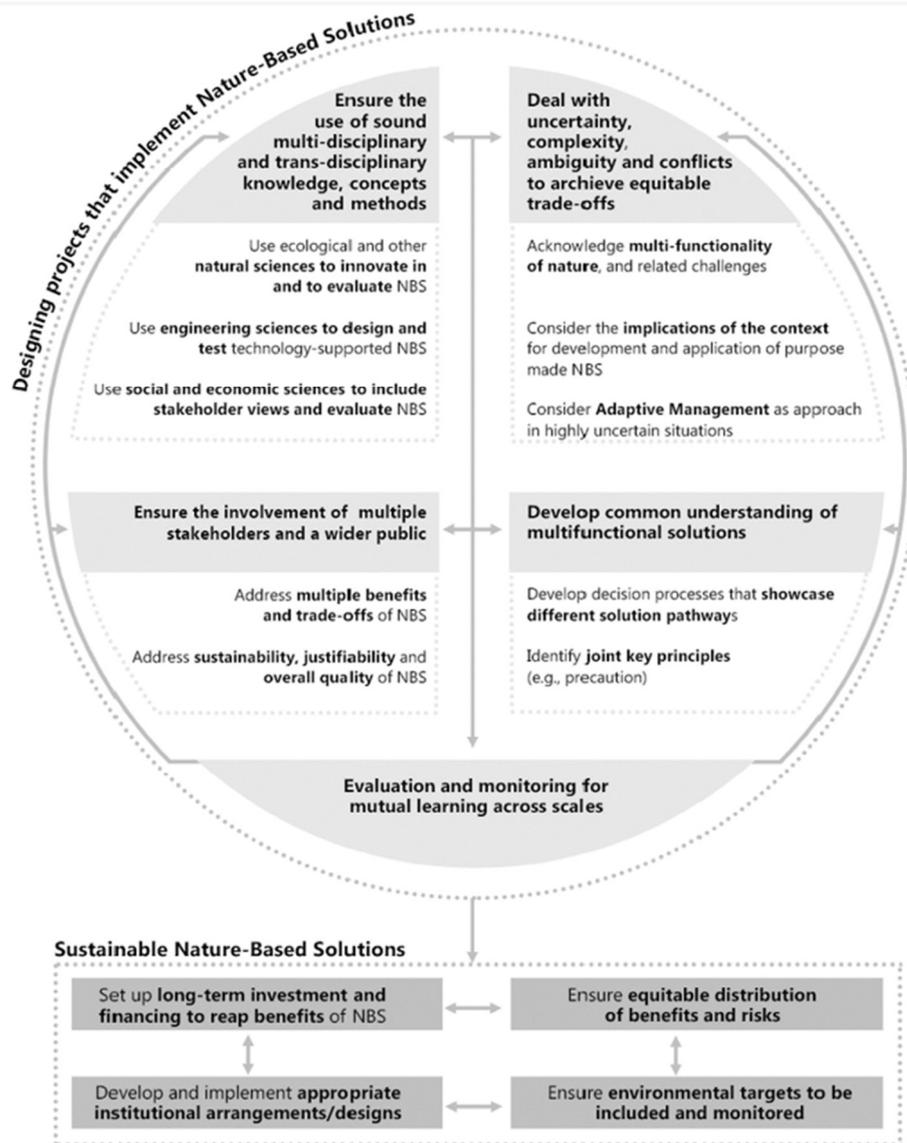


Figure 2-11 : Processus et dynamiques dans la conception et la mise en œuvre de solutions fondées sur la nature (SFN) (Nesshöver et al. 2017).

Aujourd'hui, les SFN sont en passe de devenir un cadre dominant dans les politiques environnementales internationales. Les SFN ont gagné en popularité car elles mobilisent, en théorie, à la fois les valeurs d'utilisation (matérielles et instrumentales) et les valeurs de non-utilisation (intangibles et intrinsèques) de la nature. En proposant une réconciliation entre les visions anthropocentristes et biocentristes, elles ont ainsi trouvé faveur auprès d'une partie du mouvement de conservation (Pascual et al. 2021).

2.2 Une vigilance aux écueils réductionnistes

Les conditions de réussite pour la mise en œuvre des SFN restent encore peu documentées, ce qui a motivé l'évaluation de retours d'expérience (Dushkova & Haase 2020). Des études comparatives ont aussi identifié que les SFN, en pratique, ont parfois priorisé l'efficacité et les enjeux économiques en convoquant une vision ingénieuriste de la nature, répondant moins aux enjeux initiaux de résilience et de multifonctionnalité (Laforteza et al. 2018). Ainsi, les engagements envers la biodiversité se traduisent parfois par de simples objectifs quantitatifs de plantation d'arbres, parfois même en monoculture, d'espèces non indigène. À long terme, ces dérives entraînent une mal-adaptation aux changements climatiques, compromettant le stockage du carbone et ayant un impact négatif sur la biodiversité et la soutenabilité (Seddon et al. 2019). Certains auteurs signalent que le concept a été régulièrement détourné à des fins marketing, où de nombreux projets ont abusivement été étiquetés comme SFN pour bénéficier de l'intérêt grandissant porté à ce concept, par les politiques et financeurs (Nesshöver et al. 2017).

Or, recourir à une « végétalisation bioinspirée » n'est pas suffisant pour légitimement se revendiquer SFN (Gałęcka-Drozda et al. 2021) et il persiste chez certains praticiens une idée relevant de la « magie de la nature », selon laquelle le verdissement soutiendrait nécessairement la biodiversité. De nombreux écologues déplorent ainsi le manque d'études écologiques sur l'état initial et les perspectives à long terme sur la résilience des écosystèmes urbains pourtant au cœur des SFN. Cette évaluation écologique est cruciale et doit aborder directement les communautés écologiques et la dynamique des écosystèmes, en se fondant sur la robustesse plutôt que la quête de performance et d'efficacité car ces paradigmes sont inadaptés dans un contexte de crise de résilience et de besoin d'adaptation (Hamant 2022). Un problème majeur de l'optimisation est la tendance à l'industrialisation de la production des paysages, homogénéisant les écosystèmes urbains en se concentrant sur une palette restreinte de services écosystémiques, un phénomène bien décrit dans la littérature comme *blandscape* (Connop & Nash 2018). La tendance à la réplication des projets faisant l'économie d'analyses écologiques approfondies en pré-projet mais aussi en conception a pu conduire à la réplication de réalisations présentées dans des référentiels. Ces dérives ont favorisé les espèces généralistes au détriment des espèces plus spécialisées, qui nécessitent une plus grande diversité de ressources et d'habitats.

Si ces démarches peuvent se révéler non adaptées aux besoins de la biodiversité, elles peuvent également l'être pour les populations humaine en l'absence des méthodes citoyennes participatives pour co-construire le projet à partir des besoins exprimés par les habitants. Ces approches *top-down* peuvent être déconnectées des réalités et diversités des communautés locales en portant une attention trop forte à une méthode rationnelle, supposée objective et efficiente. La quête d'optimisation de services écosystémiques, SFN peut ainsi porter un grand préjudice à la résilience socio-écologique (McPhearson et al. 2015). Aujourd'hui, les démarches de SFN sincèrement ancrées dans les enjeux de résilience, de gouvernance et de justice socio-environnementale font donc toujours face à la concurrence culturelle d'approches plus technicistes, axées sur l'optimisation des écosystèmes et mises en œuvre par un processus *top-down*. Ces problématiques largement débattues (Dushkova & Haase 2020; Gałęcka-Drozda et al. 2021; Puskás et al. 2021; Seddon et al. 2021; Tallent & Zabala 2024) ont conduit à cadrer une vision plus exigeante et inclusive des SFN en s'appuyant sur des débats impliquant toutes les parties prenantes (experts de la recherche, collectivités publiques, politiques et société civile). Cette vision partagée des SFN (Frantzeskaki et al. 2019; Pineda-Pinto et al. 2022b)

révèle trois principaux besoins pour les futurs agendas scientifiques et politiques lors de la mise en application des SFN : les données et les preuves, les processus de gouvernance, et la justice socio-environnementale.

Ainsi, les preuves scientifiques garantissent la crédibilité des effets concrets des SFN pour l'adaptation et l'atténuation du changement climatique, mais elles stimulent aussi l'engagement des décideurs, plus informés sur leur capacité d'agir et bénéficiant de plus de garanties sur l'obtention des bénéfices attendus. Les défis liés aux processus de gouvernance soulignent la nécessité de développer des approches réflexives impliquant la société dans toute sa diversité d'intérêts et de représentations. Ce sont en effet les approches de gouvernance intégrée qui peuvent soutenir la justice socio-environnementale et la cohésion sociale, assurant une meilleure représentativité des besoins et l'émergence d'un langage commun entre les parties prenantes. Ces points d'attention sont cruciaux pour que les SFN produisent des effets systémiques positifs sur le bien-être de la société (Kabisch et al. 2016).

2.3 Ouvrir les services écosystémiques aux valeurs intrinsèques de la nature

Les SFN, en mobilisant les services écosystémiques, ont souvent favorisé une vision anthropocentrée, aggravant la crise écologique dans l'Anthropocène (Houston et al. 2018; Parris et al. 2018). Toutefois, les perspectives récentes de l'IPBES intègrent les contributions matérielles et non matérielles de la nature aux personnes, rendant le concept des services écosystémiques plus inclusif en soulignant la diversité bio-culturelle (IPBES 2019). L'IPBES reconnaît la valeur intrinsèque de la nature et sa valeur relationnelle pour une conservation plus inclusive socialement et culturellement. Cette approche vise à unir les valeurs instrumentales et intrinsèques de la nature, traditionnellement défendues par des mouvements différents, et à fédérer des visions du monde variées. Néanmoins, si l'usage des valeurs instrumentales peut aider les gens à comprendre comment les processus biophysiques se traduisent concrètement en avantages (Fürst et al. 2014; Pineda-Pinto et al. 2022b), le concept des « contributions de la nature aux personnes » peut encore véhiculer une vision anthropocentrique (Muradian & Gómez-Baggethun 2021) et être contre-productive pour la décolonisation de la conservation qui nécessite une éthique profondément écocentrées (Curry 2011; Kopnina et al. 2017; Lovelock 1979; Muradian & Gómez-Baggethun 2021; Piccolo et al. 2022).

La diversité bio-culturelle est cruciale pour décoloniser la biologie de la conservation en reconnaissant les contributions non matérielles (spirituelles et culturelles) de la nature (Díaz et al. 2018), ce qui peut inclure également la diversité des relations entre les humains et les non-humains en milieu urbain (Yaka 2019). Cette inclusivité motive les collectifs de designers (exemple : Zoopolys, Le Lichen) à inclure le point de vue du vivant dans les négociations (par exemple, le parlement de Loire) en réfléchissant aux droits dont disposent les entités vivantes non-humaines (Li & Nassauer 2020). Ces approches plus pluralistes des SFN sont essentielles pour permettre la mise en œuvre de projets écologiquement justes (Himes & Muraca 2018; Piccolo et al. 2022), en élargissant le cercle des parties prenantes humaines, ce qui permet d'inclure une plus grande diversité de cosmologies qui portent des visions du monde distinctes des valeurs productivistes et utilitaristes de la nature. Pour mieux intégrer la diversité bio-culturelle soutenant l'écocentrisme et la justice environnementale, de nouvelles méthodes sont nécessaires pour mieux intégrer cette pluralité dans les processus décisionnels. Des cadres émergent actuellement pour tenir compte du pluralisme des co-bénéfices

dans les SFN. Par exemple, une revue de la littérature a identifié une méthodologie commune pour évaluer les co-bénéfices, impliquant plusieurs étapes, notamment l'identification du problème, la sélection des SFN, leur mise en œuvre, l'implication des parties prenantes à toutes les étapes et la surveillance et l'évaluation des co-bénéfices à toutes les étapes (Raymond et al. 2017).

2.4 Une transformation de la participation et des affects

La mise en application des SFN nécessite donc une approche concertée avec des décisions inclusives pour promouvoir l'équité et la justice représentative. L'intégration des intérêts potentiellement conflictuels requiert une vigilance sur la justice procédurale, par exemple en mettant en œuvre une gouvernance polycentrique où différents groupes de décision coopèrent et résolvent les conflits (Tzoulas & James 2010). Les transitions urbaines justes doivent également prendre en considération l'évolution du sens des lieux en permettant son expression plurielle, ce qui peut améliorer la légitimité du changement en reconnaissant les diverses attentes des communautés locales (**Figure 2-12**). Malgré les tensions indissociables des démarches pluralistes, l'application de la justice distributionnelle, procédurale et de reconnaissance permet à divers groupes de se sentir entendus et respectés dans un processus juste et équitable, augmentant le sentiment de satisfaction sur la capacité des individus à pouvoir agir pour leur environnement de vie (Raymond et al. 2023).

Ces expérimentations stimulent ainsi de nouvelles pratiques de collaboration horizontale et de nouveaux récits (Keith et al. 2023) qui peuvent prendre la forme de recherches-actions participatives ou de dialogues à travers des pratiques artistiques, renforçant la confiance entre les habitants et les institutions locales (Muhr 2020; von Wirth & Frantzeskaki 2021). Les SFN favorisent ainsi un processus d'apprentissage tant politique que social pour « écouter et comprendre » les voix diverses et les relations entre les personnes et les lieux.

Aldo Leopold soulignait dans *Almanach d'un comté des sables* (1949) que « Aucun changement éthique important ne s'est jamais produit sans un remaniement intime de nos loyautés, de nos affections, de nos centres d'intérêt et de nos convictions intellectuelles. [...] Dans nos efforts pour rendre l'écologie facile, nous l'avons rendue dérisoire. » Ces propos, soutenant l'importance de nos rapports esthétiques avec l'environnement, résonnent encore aujourd'hui comme une invitation à « se libérer du règne de la mesure et renouer avec la sensibilité » comme le défend Francis Hallé (Reporterre 2021).

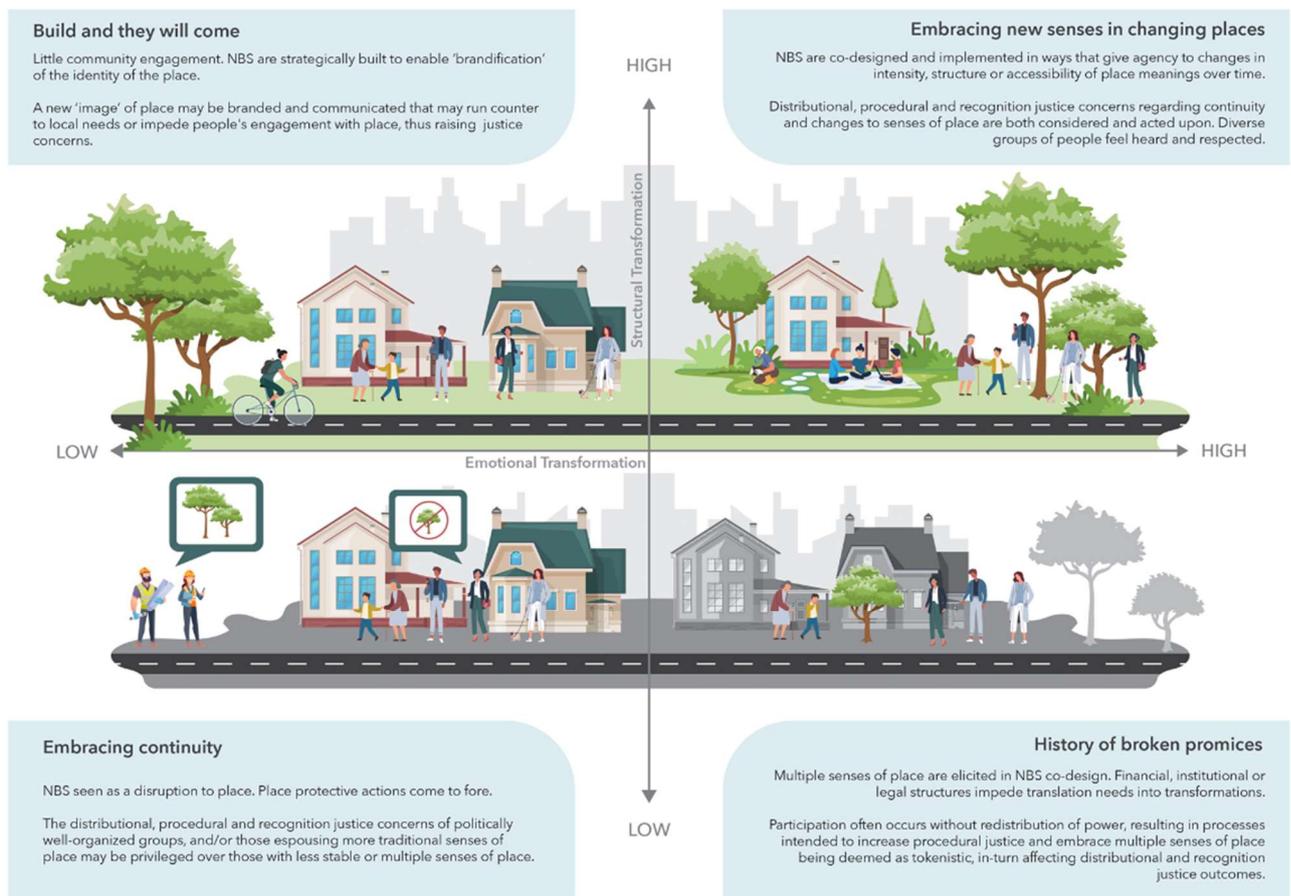


Figure 2-12 : Aperçu de certaines des conséquences de planification associées à la mise en lumière ou à la négligence des transformations structurelles et émotionnelles lors de la conception et de la mise en oeuvre de solutions fondées sur la nature (Raymond et al. 2023).

3 Solutions fondées sur la culture

Comme nous venons de le voir dans la partie précédente, les perspectives les plus récentes sur les SFN mettent ainsi en avant la dimension culturelle des SFN (Frantzeskaki et al. 2019) en insistant sur les liens relationnels entre les individus et leur environnement, les représentations et les valeurs, pour renforcer la résilience et la durabilité des communautés urbaines. Ces « solutions fondées sur la culture », comme je les appellerais dans cette thèse pour les distinguer des perspectives des SFN relevant plutôt de l'ingénierie écologique, favorisent ainsi des approches inclusives de la planification urbaine, qui portent le double intérêt d'identifier des solutions socialement justes et ancrées tant dans les aspects psychologiques et cognitifs individuels que dans des dynamiques collectives de normes sociales. En effet, les travaux en psychologie, politique et sociologie montrent que la culture est un moteur puissant de changement. Comme l'a démontré le psychologue Paul Watzlawick de l'école systémique de Palo Alto, l'idée selon laquelle attirer l'attention sur un problème amène à des changements de comportement est en effet « une doctrine de l'homme, mais nullement une propriété de la nature humaine » (Bon-Saliba 2017; Watzlawick et al. 1975), tandis que la philosophe et politologue Hannah Arendt a souligné dans *La Crise de la culture* (Arendt 1954) le pouvoir de la culture pour influencer profondément la façon dont les individus perçoivent le monde et interagissent les uns avec les autres, ce qui offre ainsi des voies de transformation sociale et politique dans des sociétés en crise de valeurs.

En se basant sur l'expérience individuelle, ces approches phénoménologiques suggèrent des réalités multiples, influencées par des échelles collectives et sociales. Cette perspective constructiviste, devient progressivement un des fondements de l'approche de Palo Alto, qui met en avant la manière dont les individus et les groupes construisent leur réalité sociale à travers les interactions (Watzlawick 1981). Cette perspective est particulièrement utile en écologie urbaine car elle permet de comprendre comment les perceptions et comportements liés à l'environnement sont façonnés par des expériences collectives. Félix Guattari, dans *Les Trois Écologies* (Guattari 1989) souligne aussi l'importance de la culture en affirmant que les transformations sociétales nécessitent de cultiver une écologie mentale réflexive permettant de repenser nos modes de pensée, de perception et d'engagement avec le monde, ce qui pourrait aider les sociétés à naviguer dans les défis de l'Anthropocène et à s'engager dans une durabilité profonde.

Les solutions fondées sur la culture, dans une perspective constructiviste (Kalsoom 2019), jouent ainsi un rôle clé dans la transformation des idées, des normes et des croyances, en faveur de la soutenabilité urbaine. Elles peuvent créer de nouveaux récits collectifs (Keith et al. 2023; Luederitz et al. 2017; Weder et al. 2019) qui peuvent inspirer l'engagement d'autres communautés à adopter des approches similaires et à les diffuser. Ainsi, les changements de pratiques nécessitent une attention cruciale aux différents phénomènes culturels et émotionnels qui peuvent expliquer la sociologie des actions. Ces approches permettent une gestion urbaine plus holistique et participative, en tenant compte des dynamiques sociales et culturelles locales. De plus, les processus participatifs encouragés par les solutions fondées sur la culture engagent les communautés dans la co-conception et la co-gestion des projets urbains, renforçant le sentiment d'appartenance et de responsabilité qui sont importants pour la résilience socio-écologique.

3.1 Lorsque la rationalité ne fait plus sens commun

Les solutions fondées sur la culture soulignent l'importance d'une mise en œuvre des SFN qui dépasse les justifications performatives, rationnelles et logiques afin d'être appropriées socialement par un large public. En effet, de nombreux penseurs affirment que nous traversons une crise de la rationalité, caractérisée par une « ère post-vérité » (McIntyre 2018) où les actions collectives et les changements ne reposent plus seulement sur des argumentations techniques. Les stratégies basées uniquement sur la rationalité restent limitées car beaucoup de gens n'adhèrent pas ou plus à cette vision du monde et critiquent la légitimité décisionnelle des chiffres et des statistiques. La diversité des cultures, des systèmes de valeurs et des croyances montre que les approches SFN cognitivement trop restreintes auront moins de portée car elles font abstraction des biais cognitifs inhérents de la nature humaine et incluent peu la diversité des modalités cognitives qui sous-tendent la capacité de décision et la sociologie des actions.

Il est essentiel pour la science de reconnaître que différentes cultures et groupes sociaux possèdent des valeurs distinctes qui influencent leur façon de penser et d'agir (Bourdieu 1979; Weber 1905). Pour dialoguer entre ces différentes visions du monde, il est crucial de travailler sur le langage, les traductions et les récits. Jacques Derrida a exploré comment le langage influence notre perception de l'environnement et peut remettre en question les schémas mentaux (Derrida 1967). Le langage ne se limite pas à transmettre des informations, mais construit la réalité sociale. Les mots façonnent notre perception et compréhension du monde. La communication et les traductions nécessaires dans la médiation jouent un rôle essentiel dans la transmission des connaissances entre cultures, nécessitant

des choix interprétatifs et des ajustements contextuels pour rendre les concepts compréhensibles. Paul Feyerabend, philosophe des sciences autrichien, rappelle l'anecdote (Hacking 1975) que « Galilée a gagné la partie face aux platistes grâce à son style, à la subtilité de son art de persuasion, mais aussi parce qu'il écrivait en italien et non en latin. ». La résurgence des croyances platistes ou climatosceptiques montre que nous vivons une époque où les récits sont cruciaux dans la construction de la réalité sociale à l'ère post-vérité. Les scientifiques doivent réinvestir dans l'art de la médiation, du langage et des récits pour avoir un impact social, ils ne peuvent plus compter uniquement sur le savoir performatif.

3.2 La culture de la nature est en crise

L'urbanisation a un impact significatif sur la capacité des humains à développer des liens avec la biodiversité, à cultiver un attachement au vivant et à maintenir une culture dynamique de la nature. De nombreuses incertitudes subsistent quant à l'impact exact de l'urbanisation sur la relation entre l'humanité et son environnement. Il est néanmoins évident que la majorité des résidents urbains vivent dans des quartiers où la biodiversité est appauvrie. En devenant de plus en plus urbaine (**Figure 2-13**), l'humanité perd l'occasion d'apprécier la nature, un phénomène connu sous le nom d'extinction de l'expérience (Miller 2005; Pyle 1993).

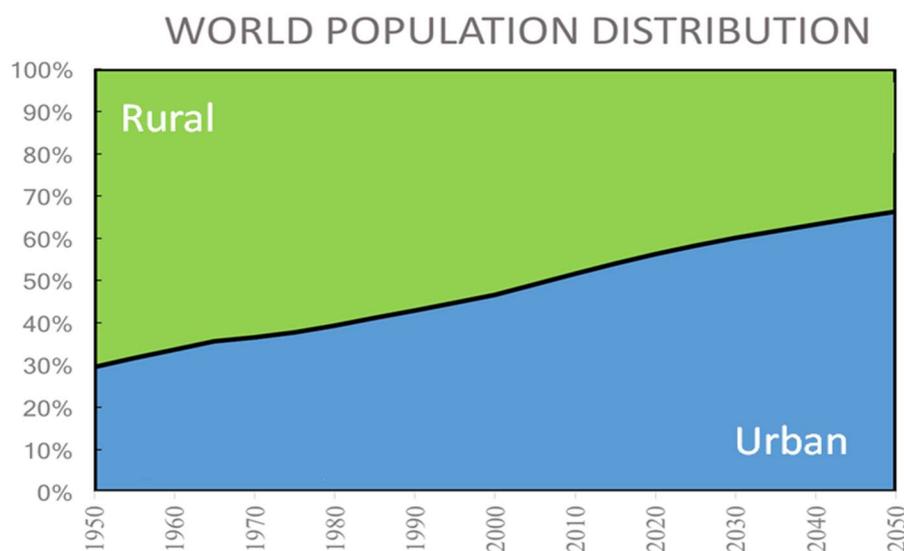


Figure 2-13 : Évolution mondiale de la proportion de la population vivant dans les espaces urbains ou ruraux.

Aujourd'hui, un humain vit en moyenne à 9,7 km d'une zone naturelle, une distance qui a augmenté de 7 % depuis 2000 (Cazalis et al. 2023, **Figure 2-14**). En Europe et en Asie de l'Est, cette distance est encore plus grande, atteignant 22 km en Allemagne et 16 km en France. La destruction des zones naturelles et la croissance de la population urbaine contribuent à cette distanciation croissante, en particulier en Asie, en Afrique et en Amérique du Sud. Bien que les espaces semi-naturels urbains pourraient compenser cette distance, la couverture forestière urbaine a également diminué depuis 2000, surtout en Afrique centrale et en Asie du Sud-Est (**Figure 2-12**).

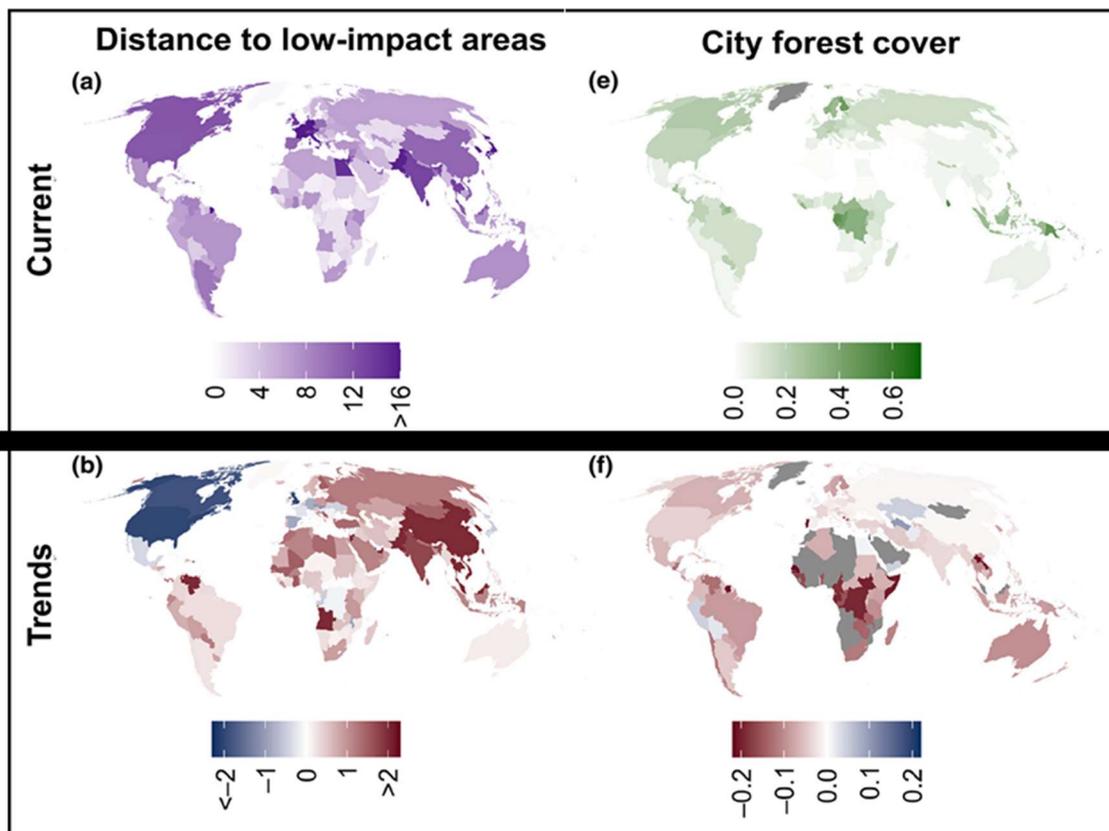


Figure 2-14 : Carte du monde et tendances actuelles concernant la distance moyenne entre les individus et les espaces peu anthropisés ainsi que la couverture arborée des villes (Cazalis et al. 2023).

Cette séparation géographique croissante questionne les interactions humaines avec la nature. Comprendre l'évolution de ces interactions est crucial, car elles sont essentielles pour construire notre rapport à la nature et adopter des comportements pro-environnementaux. L'environnement proche influence les représentations individuelles de la santé des écosystèmes, affectant la perception de ce qui constitue un écosystème riche et fonctionnel (Turner et al. 2004). Aux États-Unis et au Japon, les visites de parcs naturels et les activités de camping diminuent, tout comme la diversité des fleurs observées par les enfants japonais. Cette déconnexion se reflète également dans les romans, chansons, albums pour enfants et dessins animés, de moins en moins imprégnés d'imaginaires naturels. Cependant, certaines interactions avec la nature augmentent via des documentaires animaliers, des photos d'espaces naturels sur les réseaux sociaux et des jeux vidéo mettant en scène des animaux sauvages, bien que ces interactions numériques aient un effet moindre sur notre connexion avec la nature par rapport aux interactions directes (Cazalis et al. 2023).

Cette déconnexion, qualifiée d'« extinction de l'expérience » (Miller 2005; Pyle 1993), constitue un obstacle majeur à la conservation de la biodiversité mondiale (Miller 2005). La perte d'interaction avec la nature réduit les émotions, attitudes et comportements positifs envers l'environnement, créant un cycle de désaffection (Figure 2-15). L'accès diminué à la nature entraîne une diminution du bien-être et un désintérêt pour la conservation (Soga & Gaston 2016). Les personnes en zones urbaines perdent ces avantages, réduisant leur perception de la valeur de la nature et leur motivation à la protéger (Prévot et al. 2018).

L'intimité psychologique développée entre les individus et leur environnement souligne l'importance de reconnecter physiquement les gens avec la nature. Permettre à la population urbaine de fréquenter les espaces naturels et de participer à la renaturation des villes est crucial et cette expérience individuelle et physique de l'environnement a des implications profondes sur le développement psychique des humains. Ainsi, pour comprendre pleinement les implications de cette déconnexion croissante avec la nature, il est essentiel d'explorer les dimensions philosophiques et psychologiques de notre relation avec l'environnement. Heidegger a contribué à développer l'idée d'« être au monde » *dasein* comme une existence authentique impliquant une prise de conscience de sa situation et de ses responsabilités (Heidegger 1927). Le philosophe Maurice Merleau-Ponty explique que notre expérience personnelle nous ouvre à ce qui n'est pas nous, rendant les autres êtres plus proches de nous (Merleau-Ponty 1947). Le philosophe Arne Naess développe le concept d'écologie profonde et montre que nos relations à la nature engagent l'intime et le politique de manière indissociable, ce qui défend une interconnexion profonde avec le vivant et une éthique de vie ancrée dans cette conscience (Naess 1973). Des scientifiques ont incorporé ces considérations dans leur épistémologie de recherche, et le chercheur en écologie Jacques Tassin, avec *L'écologie du sensible* (Tassin 2020), intègre ces dimensions dans l'écologie, élargissant la perspective pour inclure les aspects émotionnels, esthétiques et éthiques.

Ainsi, le lien entre l'humain et la nature est primordial pour la soutenabilité et l'engagement à agir (Ives et al. 2018; Prévot et al. 2018). Une méta-analyse de 147 études révèle que les individus ayant une forte connexion avec la nature adoptent des comportements pro-nature et sont en meilleure santé (Barragan-Jason et al. 2022). Les méthodes fondées sur la culture et cherchant à renforcer le lien des individus avec le vivant doivent urgemment être intégrées aux politiques de conservation pour promouvoir des comportements plus durables. De multiples perspectives peuvent-être mobilisées derrière les solutions fondées sur la culture, par exemple, rendre visible des vivants invisibilisés par l'urbanisation (Figure 2-16).

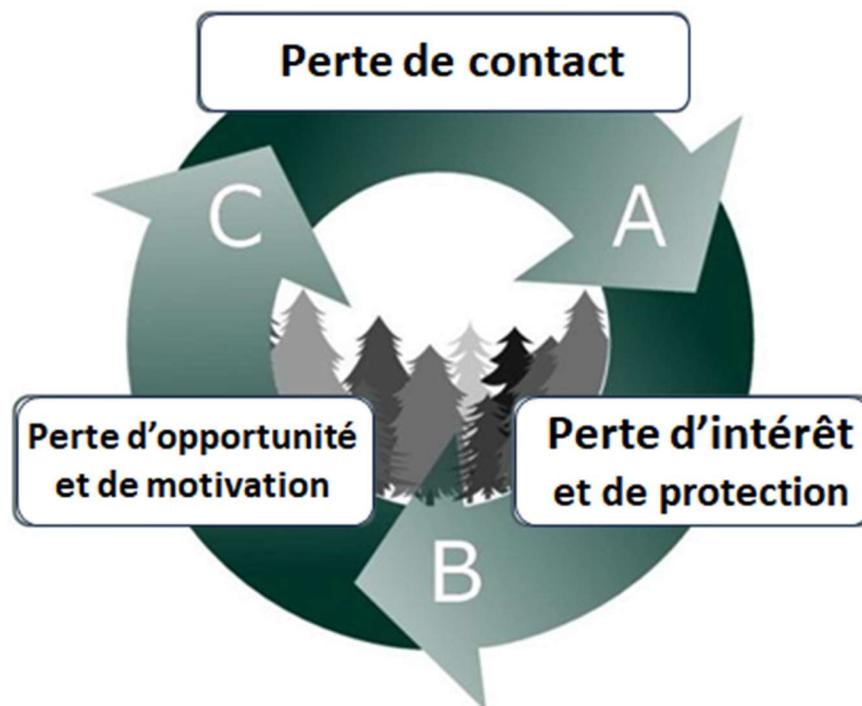


Figure 2-15 : Schéma du cercle vicieux de l'extinction de l'expérience de nature conduisant à une désaffection et un désengagement pour le vivant (adapté de Soga 2016).



Figure 2-16 : Une fresque murale représentant *Saxifraga aizoides*, commandée par le CBN-Franche Comté et réalisée par l'artiste Doa Oa dans le cadre du Festival Bien Urbain à Besançon en 2017.

3.3 Éthique du *care*

Susciter une attention physique et psychologique pour les écosystèmes urbains et la nature est essentiel dans les réflexions actuelles sur l'éthique dans l'Anthropocène. Yves Citton propose une « écologie de l'attention » visant à développer la considération et la bienveillance envers les différents organismes menacés par les défis environnementaux (Citton 2014). Cette approche trouve ses racines dans l'éthique du *care*, un courant de la philosophie morale développé par Carol Gilligan, mettant au centre de l'expérience morale la dépendance et le souci de l'autre (Gilligan 1982). Le mot *care*, courant en anglais, signifie à la fois « s'occuper de », « faire attention », « prendre soin ». Les difficultés à traduire le *care* contribuent au maintien de l'expression anglaise dans plusieurs œuvres francophones, bien qu'elle soit parfois traduite en « éthique de la sollicitude ». Cette éthique écoféministe met au centre de l'expérience morale le souci de l'autre, le soin, la responsabilité, la prévenance, l'entraide, et la prise en compte des besoins. Cette perspective met l'accent sur la responsabilité et l'attention envers la nature en tant qu'entité digne de considération morale, soulignant que le soin doit être étendu à notre relation avec la biosphère. L'éthique du *care*, déjà présente dans l'éthique de la terre d'Aldo Leopold, souligne ainsi que la gestion de la nature et le soin de la terre peuvent être des responsabilités humaines.

L'éthique de la sollicitude a une influence philosophique profonde sur la biologie de la conservation : il ne s'agit plus de mieux préserver la biodiversité, mais d'accompagner le vivant et ses vulnérabilités au cœur d'un système planétaire en crise. Cette invitation au changement de perspective est détaillée par Baptiste Morizot, qui dénonce que la « préservation » est un concept sous-dimensionné et inadapté pour faire face aux crises systémiques (Morizot 2023a). En reconnaissant que nous formons une communauté de destin avec le vivant, les humains ne doivent plus chercher à mettre la

biodiversité à l'abri, mais à cheminer avec elle dans un monde incertain où les refuges ont disparu (Tsing 2015). Le *care* peut avoir des incidences profondes sur les normes culturelles des individus et des répercussions directes sur leur relation esthétique à l'environnement, ce qui peut stimuler des engagements et actions bénéfiques pour les paysages et le vivant à grande échelle.

Dans le domaine de l'écologie urbaine, cette éthique de la sollicitude souligne l'intégration du soin dans l'urbanisme pour favoriser des villes durables et inclusives. Elle donne un nouveau sens aux espaces verts urbains, promouvant une gestion responsable et une attention au bien-être des êtres humains et non-humains. L'éthique du *care* peut ainsi impliquer directement les individus dans les évolutions du système planétaire à travers des actions locales ayant un impact global (Nassauer 2011). Elle a des effets profonds sur les normes culturelles et les relations esthétiques avec l'environnement. En contexte urbain, une motivation importante dans la préservation de la biodiversité réside dans l'éthique (Dearborn & Kark 2010) et de nombreuses traditions philosophiques, religieuses et laïques soulignent la responsabilité d'être de bons gardiens de la planète (Berry 2006). À titre d'exemple, le pape Jean-Paul II a décrit la crise environnementale comme une crise morale du soin envers son prochain, un principe religieux chrétien proche des notions laïques de solidarité sociale et écologique. La conservation de la biodiversité urbaine peut ainsi offrir l'opportunité aux individus de concrétiser des actions alignées avec leurs croyances et préoccupations morales.

La question du soin et de la sollicitude est structurante dans plusieurs courants opérationnels actuels qui cherchent à accompagner la transition urbaine. Par exemple, le réseau des Villes en Transition s'enracine dans ce concept, affirmant qu'il s'agit de prendre soin de la terre et des hommes. Ce mouvement est appuyé depuis une quarantaine d'années sur le développement de la permaculture, dont l'ouvrage pionnier « Permaculture 1 » (Mollison & Holmgren 1978) invite les agriculteurs à « ménager » les sols plutôt qu'à les aménager, en se souciant plus de leur reproduction que de leur fonction productive. La question du « ménagement » percole encore aujourd'hui dans les réflexions d'urbanisme et traduit une extension du *care* comme avènement du paradigme écologique de la planification (Consalès et al. 2022; Rode 2023). D'autres réflexions pratiques se sont intéressées à intégrer la dimension du *care* dans les procédures, pour tenir compte du vivant en incluant ses droits dans les instruments comptables et de gouvernance, ce qui permet une meilleure reconnaissance de la biodiversité dans les projets et permet d'étendre aussi la notion d'« intérêt général ».

3.4 Normes sociales, construction subjective des valeurs et des actions

Les changements et la vulnérabilité induits par l'Anthropocène posent d'importants défis d'action collective. Si les institutions formelles, relevant par exemple de la législation, de la politique ou de la science peuvent initier certaines actions et résoudre quelques problèmes par des approches *top-down* (un exemple typique est la résolution du trou dans la couche d'ozone), elles ne suffisent pas toujours à induire d'autres transformations qui dépendent fondamentalement des actions individuelles.

À l'échelle individuelle, il a souvent été postulé que les comportements non adaptés résultaient de l'ignorance (Uren et al. 2015), supposant ainsi que la diffusion d'information ou les incitations financières suffiraient à changer ces comportements (Kollmuss & Agyeman 2002; Steg & Vlek 2009; van Heezik et al. 2012). Ces postulats très controversés s'appuyaient en psychologie sur la théorie du comportement planifié (Ajzen 1991), qui a pu permettre par le passé d'expliquer certains comportements tels que le recyclage (Mannetti et al. 2004). Or, ces perspectives restent mécanistes et instrumentales, négligeant l'importance des processus affectifs et sociaux dans les choix réalisés par

les individus (Weber & Stern 2011).

Sur le plan social, de nombreuses constructions collectives et normatives influencent les comportements des individus. Les normes sociales ont ainsi un pouvoir informel puissant pour soutenir les transformations *bottom-up* efficaces car elles définissent le contexte culturel, social et éthique qui influence le sens commun et les potentielles coopérations dans les communautés humaines. La norme sociale est ainsi communément définie comme la représentation individuelle des pratiques conformistes que la communauté cautionnerait et approuverait. La norme sociale est donc définie par le modèle comportemental prédominant au sein d'un groupe, est maintenu par des interactions sociales et elle établit ainsi une représentation partagée des valeurs et actions acceptables et conformistes (Biel & Thøgersen 2007; Nyborg et al. 2016).

Dans les jardins urbains, des dissonances cognitives entre les aspirations environnementales et les pratiques paysagères ont été relevées, démontrant encore que la théorie du comportement planifié a des difficultés à expliquer les comportements actuels (Rabinovich et al. 2012). En effet, la transmission d'informations aux ménages a montré une influence limitée sur les pratiques paysagères (Cook et al. 2012; Redman & Larson 2011). Par conséquent, les approches de conservation se sont élargies et ont de plus en plus intégré la psychologie environnementale pour inclure les facteurs affectifs, sociaux et « irrationnels » qui déterminent le comportements (Schultz 2011) et en conséquence l'assemblage des espèces en milieu urbain (Avolio et al. 2021). L'utilisation des normes sociales (Schultz et al. 2007) a ainsi reçu beaucoup d'attention dans la littérature de la psychologie sociale, montrant que les préférences en matière de paysage peuvent résulter de la pression pour se conformer aux normes du quartier (Robbins 2012; Uren et al. 2015). Les normes sociales servent ainsi de repères importants pour les individus, fournissant des lignes directrices claires sur les comportements et attitudes acceptables au sein de leur communauté. Explorer en dehors de ces normes peut être perçu comme un acte d'audace, car cela expose l'individu à des risques de jugement, de critique, voire d'exclusion sociale. En effet, les normes sociales jouent un rôle crucial dans la régulation des comportements, maintenant ainsi la cohésion et la stabilité au sein des groupes. Lorsque les individus s'écartent des normes établies et adoptent une posture « déviante », ils prennent alors le risque de remettre en question les valeurs et les pratiques partagées par leur communauté. Cela peut entraîner une pression sociale pour se conformer, car le désir d'acceptation et d'appartenance est une force puissante dans le comportement humain. En conséquence, le non-conformisme, l'innovation et le changement nécessite souvent un certain courage, car il peut mener à des conflits.

En contexte urbain, par exemple, un individu qui décide de transformer son jardin en un espace écologiquement diversifié, en rupture avec les pelouses uniformes typiques du voisinage, peut être vu comme un innovateur mais aussi comme un perturbateur de l'harmonie esthétique et de l'identité culturelle locale. De nombreux témoignages (exemple **Figure 2-17**) relèvent la pression sociale liée au regard du voisinage mais aussi les chantages économiques que peuvent subir les personnes décidant de gérer différemment leur paysage résidentiel en faveur de la cohabitation avec la biodiversité. Dans les espaces résidentiels, les normes sociales jouent en effet un rôle clé. Une enquête visuelle menée auprès de 500 propriétaires (Nassauer et al. 2009) montre que les préférences esthétiques pour les jardins conventionnels ou écologiquement alternatifs dépendent en premier lieu des normes culturelles du voisinage. Ces normes locales peuvent s'incarner au sein de groupes humains comme par exemple les conseils syndicaux de copropriété, les conseils et associations de quartier qui ont donc un pouvoir important de conservatisme, d'évolution, de différenciation et de transmission des

normes sociales (Fraser et al. 2013).



Figure 2-17 : Faire table rase du vivant, une norme sociale impitoyable. Témoignage d'un doctorant en écologie en Suisse : « Comme je suis locataire et que je quitte mon logement, on m'a demandé de « nettoyer » ce jardin « sale » et « en désordre », sous peine qu'on me facture le travail d'une entreprise qui viendrait « aplanir le terrain ». »

Cependant, si les normes sociales peuvent représenter des verrous, car elles sont stabilisées par des

mécanismes de rétroaction conservateurs, elles peuvent aussi être les clés de point de bascule dans le changement. Ces points de bascule peuvent être stimulés lorsque des perspectives esthétiques et culturelles motivantes (Figure 2-18) modifient profondément les attentes (Nyborg et al. 2016) et des preuves de ce type de changement ont été observées ces dernières années. Par exemple, sur le plan éthique, il a pu être constaté l'augmentation de l'adhésion aux valeurs mutualistes (écocentristes) en l'espace de quelques années, et que cet effet touchait toutes les générations (Figure 2-19).

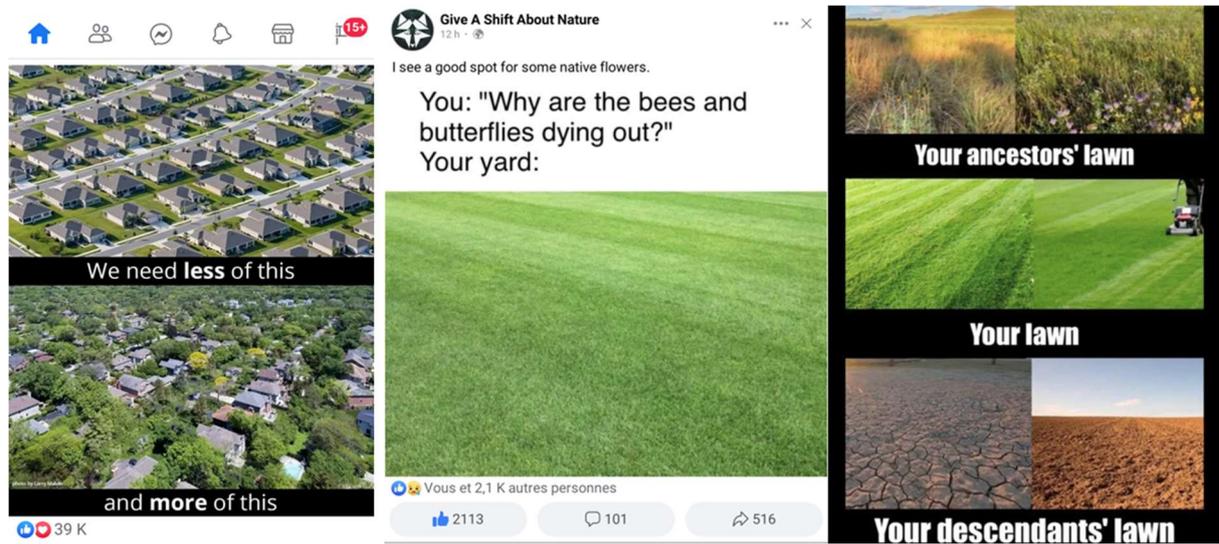


Figure 2-18 : Émergence de mèmes sur les réseaux sociaux, marquant un changement des normes sociales avec des implications esthétiques et éthiques.

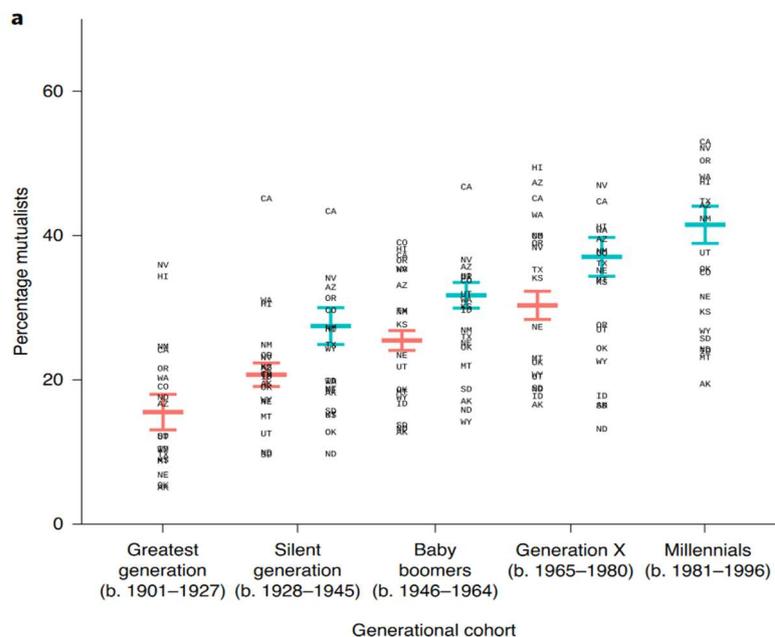


Figure 2-19 : effet du temps et des générations sur la proportion de la population adoptant une représentation mutualiste du vivant (Manfredo et al. 2021). Rouge : 2004, bleu 2018.

Ainsi, les processus transformatifs tels qu'ils peuvent être portés par les solutions fondées sur la nature doivent investiguer les questions de sens et de valeur commune et proposer des méthodes qui permettent aux communautés une réflexivité sur ces normes dont le pouvoir informel et « doux » est un frein important au changement. Si les points de bascule des normes sociales offrent des opportunités pour des transitions fortes, ces changements culturels restent en réalité souvent graduels et ont parfois le risque d'entraîner des clivages de valeurs qui pourraient affecter la cohésion sociale et le bien-être global des communautés locales. Une vigilance accrue de toutes les parties prenantes doit donc être présente pour comprendre et modérer les tensions normatives inhérentes aux évolutions culturelles des sociétés. Comprendre les différentes visions du monde, valeurs et méthodes associées est essentiel pour les sciences abordant les transitions vers une soutenabilité écologique et sociale, car la reconstruction du sens commun avec de nouveaux régimes de valeurs est un levier de changement incontournable (Soininen et al. 2022).

4 La recherche de la soutenabilité

4.1 Les limites du développement durable

Le développement durable a longtemps été un concept clé dans les politiques visant à équilibrer les aspects sociaux, économiques et environnementaux des sociétés. Cependant, il a souvent été critiqué pour se limiter à des adaptations mineures du système, cherchant principalement à maintenir la productivité économique à moyen terme. Cette critique révèle l'ambiguïté du terme « durabilité », qui peut à la fois signifier une continuité temporelle et empêcher ainsi d'imaginer les transitions radicales nécessaires pour repenser les fondements de la société, de l'écologie et de l'économie (McPhearson et al. 2021). En pratique, les politiques de développement durable ont rarement interrogé en profondeur les bases du développement des sociétés, se concentrant souvent sur des ajustements technologiques pour répondre aux problématiques socio-écologiques. Ces politiques souvent fragmentées se sont ainsi souvent limitées à des aspects tels que la gestion des ressources naturelles ou la réduction des émissions de gaz à effet de serre.

Face à ces limites, le concept de « durabilité forte » a émergé, visant des changements plus significatifs. Cette durabilité forte, nommée « soutenabilité », vise à préserver à long terme les ressources et l'environnement, en mettant l'accent sur la viabilité des communautés biotiques et des pratiques sociétales (Hamman 2019). L'Agenda 2030 de l'ONU, adopté par 193 États en septembre 2015, inclut 17 Objectifs de Développement Durable (**Figure 2-20**). En France, ces objectifs, définis depuis 2019, s'alignent sur les priorités européennes.

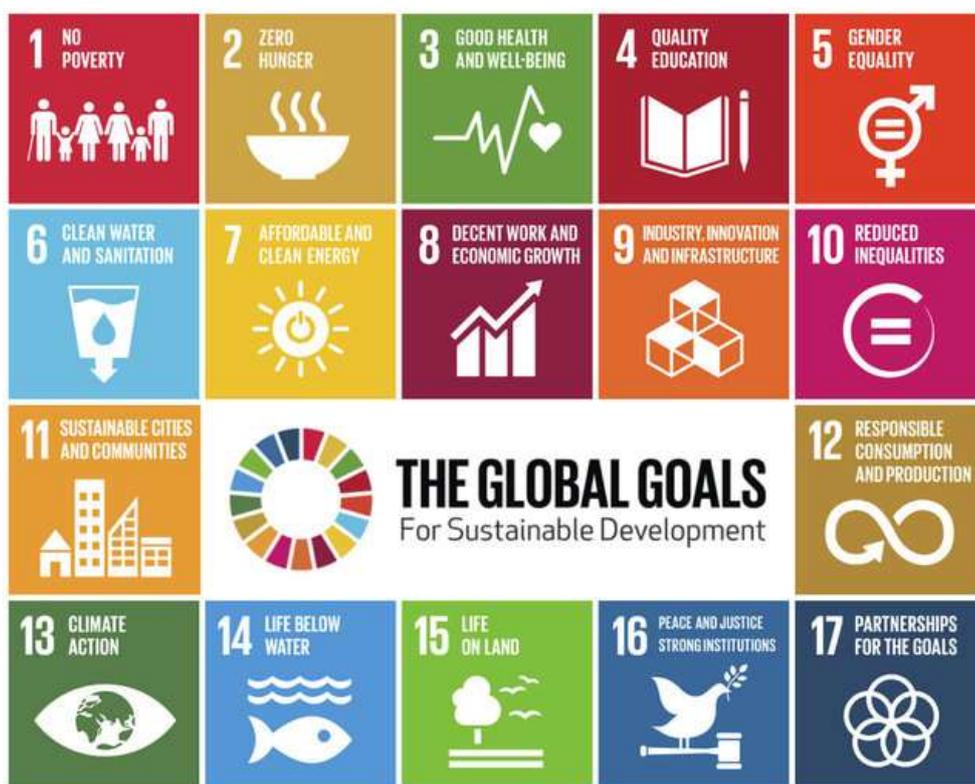


Figure 2-20 : Le développement durable promu par l'ONU étoffe ses objectifs pour l'agenda 2030 (ONU 2017).

Malgré ces efforts pour avancer vers une « durabilité forte » des progrès significatifs restent nécessaires pour parvenir à des sociétés réellement soutenables (Theys & Guimont 2019). Le concept de soutenabilité (*sustainability*) met l'accent sur la complexité et la transdisciplinarité, reconnaissant l'interconnexion des problèmes environnementaux, sociaux et économiques et la nécessité de solutions intégrant la culture, la politique et l'éthique. La soutenabilité nécessite aujourd'hui des méthodes adaptatives, inclusives et intégrées avec l'appui de preuves scientifiques investiguant les systèmes, les juridictions et les outils (Díaz et al. 2019).

4.2 Une science des transformations viables des sociétés

Si le développement durable a souvent été critiqué pour son manque de résultats tangibles, se limitant souvent à des recommandations qui n'ont pas toujours abouties à des actions concrètes, la soutenabilité quant à elle défend une démarche plus centrée sur des problématiques opérationnelles. Elle nécessite une action collective impliquant gouvernements, entreprises et individus dans des processus de collaboration et de responsabilité partagée (Tavanti & Wilp 2021).

D'un point de vue méthodologique, la recherche en soutenabilité favorise la collaboration entre disciplines scientifiques et intègre les connaissances locales et traditionnelles. Cette approche ancrée dans la pensée systémique reconnaît les interconnexions et interdépendances des systèmes complexes, contrastant avec la pensée réductionniste héritée de la Révolution scientifique du XVII^e siècle. Cette approche holistique fait écho aux réflexions de Félix Guattari dans *Les Trois Écologies* (1989) concernant l'interdépendance des dimensions environnementale, sociale et mentale, ce qui souligne aussi les boucles de rétroaction et le comportement complexe des systèmes, qui ne peuvent

être facilement comprises ou modélisées par une étude isolée de ses parties (Ostrom 2009).

Sa mise en œuvre repose sur un processus d'apprentissage social et de gouvernance intégrant des dimensions culturelles, politiques et éthiques (Childers et al. 2014; Krueger et al. 2022). Pour que le développement durable aboutisse à la soutenabilité, il doit changer de paradigme et aborder des questions sociales controversées, travaillant sur les valeurs et principes susceptibles d'induire un changement de comportement (Diemer 2019). Pour cela, les processus de gouvernance doivent être adaptatifs et inclusifs, impliquant des dialogues continus entre les différents acteurs pour surmonter collectivement les défis (Roggema & Tillie 2022).

Ainsi, la soutenabilité va au-delà des principes de développement durable en les transformant en actions concrètes et efficaces. Elle repose sur une compréhension systémique des interactions complexes entre les dimensions sociales, économiques et environnementales, et sur l'engagement actif de tous les acteurs concernés pour créer des sociétés viables et résilientes.

4.3 Nouvelles éthiques de recherche intégrée

La soutenabilité nécessite de nouvelles collaborations et implications entre les chercheurs et la société. Or, en s'impliquant dans la transition et la conception urbaine, les chercheurs transforment l'environnement de vie de ses habitants, ce qui peut avoir des conséquences positives et négatives sur le bien-être humain. Par conséquent, l'éthique de l'écologie, traditionnellement centrée sur les objectifs épistémiques de la science et de la protection de la biodiversité, doit être élargie à de nouvelles considérations éthiques propres à la conception et la planification (Pataki et al. 2021).

Cependant, l'implication des scientifiques dans les processus de concertation et de planification ne va en effet pas de soi car ces champs portent des épistémologies et responsabilités initialement distinctes. Traditionnellement, de nombreux écologues ont eu tendance à éviter les milieux professionnels liés aux pratiques et à la prise de décision, par crainte de compromettre l'intégrité scientifique fondée sur l'objectivité (Lackey 2007; Nielsen 2001). Comme l'avait décrit un éditorial de Nature en 2007, les biologistes de la conservation se limitent souvent à décrire des problèmes, proposer des solutions théoriques et publier des articles, laissant les « praticiens » mettre en œuvre les mesures pratiques. Cette séparation crée un « fossé de mise en œuvre » entre théorie et pratique (Nature editorial 2007).

Or, depuis une dizaine d'années ces rôles deviennent plus perméables, avec des chercheurs participant activement à la réalisation de leurs idées et des praticiens intégrant davantage les connaissances scientifiques. Les scientifiques participant à des équipes de conception et de planification agissent non seulement comme conseillers mais aussi comme praticiens. Ils doivent donc élargir leur domaine de considération éthique, assumant des obligations morales supplémentaires par rapport à l'éthique scientifique traditionnelle (Pataki et al. 2021). La recherche intégrée, bien qu'excitante pour les écologues, les sociologues, les designers et les urbanistes, peut présenter de nouveaux risques sociaux et écologiques. En regardant le passé, d'autres disciplines, comme les sciences biomédicales, ont pu commettre des erreurs graves avant d'adopter des principes éthiques solides. La recherche socio-écologique doit donc définir ses propres cadres éthiques pour éviter de nuire tant à la biodiversité qu'aux habitants des villes. En ce sens, des ouvrages pionniers ont été proposés par des experts en paysage (Thorne & Huang 1991) mais aussi en psychologie environnementale pour tenir compte des dimensions humaines affectées par les espaces verts, à l'exemple de *With people in mind: Design and management of everyday nature* (Kaplan et al. 1998).

Ces recommandations concrètes de conception visent à relier les qualités esthétiques pour aider les gens à se remettre du stress quotidien, réduire la peur de l'inconnu, faciliter l'orientation et créer des environnements restaurateurs, équilibrer les besoins de liberté et de sécurité (Ewan 1999).

Pour collaborer avec les praticiens de manière transparente, les scientifiques doivent être réflexifs sur les valeurs, les hypothèses sous-jacentes et les orientations normatives qui structurent leurs recherches (Crouzat et al. 2018). Cela nécessite une importante réflexivité épistémologique pour la crédibilité de la recherche en soutenabilité (Haider et al. 2018). Par le passé, les scientifiques ont parfois ignoré le rôle des expertises « non scientifiques » et la portée des innovations sociales, ce qui a pu cristalliser des conflits de vision du monde. Un apprentissage transformateur entre disciplines, clarifiant les questions de recherche et permettant de construire un cadre de collaboration mutualiste est nécessaire (Mezirow 1997; Pennington et al. 2013). L'acculturation aux nouveaux concepts peut prendre du temps et nécessiter une période de réflexion pour chaque participant afin de s'approprier de nouvelles logiques. Puis la co-construction du cadre de travail partagé peut être synthétisée de manière itérative. Les chercheurs doivent ainsi élargir leurs obligations éthiques pour inclure équitablement, dans les nouveaux collectifs de recherche et d'action, des acteurs aux méthodes hybrides (Pataki et al. 2021).

En définitive, à mesure que les enjeux écologiques s'imposent dans l'urbanisation, de nouvelles approches de co-conception des connaissances et des solutions soutenables (Akpo et al. 2015; Lemos et al. 2018; Norström et al. 2020; Pohl et al. 2010) émergent entre scientifiques et praticiens afin de concilier les attendus scientifiques et sociaux (Orff 2016; Reed & Lister 2014). Dans ces nouvelles collaborations, les scientifiques et les praticiens assument des responsabilités et des obligations morales supplémentaires, dépassant les domaines traditionnels de leurs disciplines respectives (**Figure 2-21**). En combinant les connaissances théoriques des scientifiques avec l'expertise pratique des urbanistes et des architectes paysagistes, il devient possible de concevoir des environnements urbains qui améliorent non seulement la qualité de vie des habitants mais aussi la résilience écologique des villes.

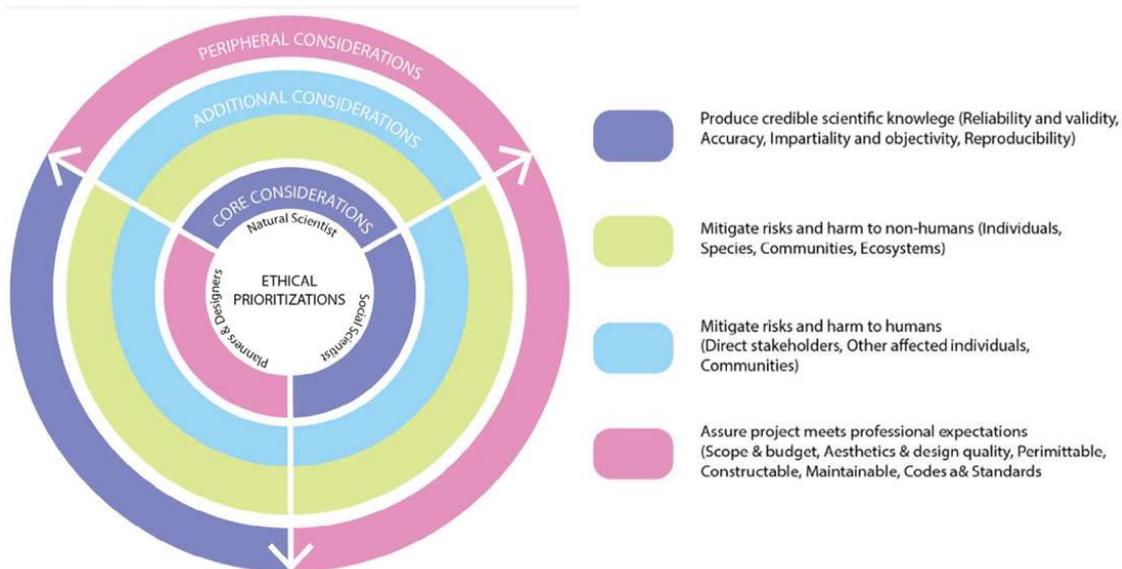


Figure 2-21 : Priorités éthiques pour les écologues, les sociologues et les praticiens participant à la planification écologique urbaine et aux expériences de conception (Pataki et al. 2021).

4.4 Des transitions environnementales et justes

La conciliation des bénéfices socio-écologiques est une problématique centrale de la soutenabilité qui relève de la justice environnementale au sens large. La justice environnementale englobant les humains et l'ensemble du vivant, a été un sujet d'intérêt très précoce en éthique environnementale. Aldo Leopold définissait la justice environnementale ainsi : « Une chose est juste lorsqu'elle tend à préserver l'intégrité, la stabilité et la beauté de la communauté biotique. Elle est injuste lorsqu'elle tend à l'inverse. » L'accent mis sur la stabilité par Aldo Leopold, inspirée de la notion de « climax » écologique, a été questionné par le philosophe John Baird Callicott qui étudiait de près la recherche en écologie. Il proposa une vision intégrant les découvertes plus récentes sur les dynamiques de perturbations écologiques, qui démontrait que des perturbations d'intensité modérée dans les processus écologiques stimulaient la diversité biologique (Connell 1979). Callicott reformula ainsi la définition de Leopold : « Une chose est juste lorsqu'elle ne tend à perturber la communauté biotique qu'à des échelles temporelles et spatiales normales. Elle est injuste lorsqu'elle tend à l'inverse. » (Larrère 2010). Aujourd'hui, la justice environnementale est devenue incontournable en raison du caractère profondément injuste des conséquences du changement climatique, affectant principalement les populations les plus pauvres et les moins responsables de la crise climatique. En milieu urbain, de nombreuses études révèlent des inégalités d'accès aux espaces verts, tant en quantité qu'en qualité (Kabisch & Haase 2014), selon des déterminismes sociaux liés à des caractéristiques économiques, démographiques et raciales. Parmi les nombreux mécanismes conduisant à ces inégalités, soulignons le retour d'expérience d'un bailleur Lyonnais en logement social, empêché de réaliser des projets de végétalisation dans des quartiers défavorisés pour des questions de surveillance policière « car selon eux, l'environnement urbain doit être intégralement visible depuis la rue, assis dans une voiture de police ».

L'écologie sociale est devenue un courant majeur reconnaissant l'interconnexion entre problèmes environnementaux et sociaux, promouvant l'idée que les communautés locales devraient s'autodéterminer et avoir droit de souveraineté sur la gestion d'un territoire et de ses communs (Bookchin 2005). Repenser la justice environnementale implique de garantir un accès équitable aux espaces naturels et de répondre aux impacts environnementaux par une justice fondée sur le droit. Ces réflexions invitent à une refonte concrète des modalités de gouvernance et de délibération (**Figure 2-22**) afin de garantir la justice représentative et procédurale, reconnaissant les droits des vivants humains et non-humains à occuper l'espace urbain, donc d'être intégré aux procédures décisionnelles (Fieuw et al. 2022; McPhearson et al. 2021). En France, plusieurs philosophes de l'environnement ont cherché à intégrer pleinement la société et l'ensemble des êtres vivants dans de nouvelles formes de délibération et de diplomatie entre les êtres vivants, comme par exemple des controverses multi-spécifiques (Latour 2015; Morizot 2020). La légitimité d'inclure les êtres vivants dans nos processus délibératifs tient de la simple reconnaissance que le vivant fabrique le monde au même titre que les humains, une « agentivité » (Latour 1991, 2012) soutenant que les acteurs humains et non-humains sont tous des « acteurs-réseaux » qui participent à la construction des réalités sociales. En définitive, ces transformations des modalités de gouvernance transforment les représentations de la Nature et proposent une nouvelle culture de la cohabitation avec le vivant (Rodriguez 2018).

Ces perspectives philosophiques sont très concrètes en écologie urbaine et des méthodes pratiques sont de plus en plus mobilisées pour tenir compte de la vulnérabilité des différents êtres-vivants et éclairer les prises de décision sur la base d'évaluations inclusives et multi-spécifiques (Fieuw et al.

2022). Notre recherche s'inscrit pleinement dans ces préoccupations de justice écologique en mobilisant des méthodes faisant de l'évaluation inclusive et multi-spécifique un enjeu central ayant un coût élevé tant en termes de temps que de ressources financières. Par exemple, notre article sur la connectivité (Bourgeois et al., 2024 dans le chapitre 3 de cette thèse) a inclus un paramétrage long et minutieux de 4 modèles représentatifs de la diversité fonctionnelle des vivants, tandis que notre recherche en écologie (Boutreux et al. 2024, voir chapitre 8 de cette thèse) a conduit à des inventaires de biodiversité multi-taxons « du sol au plafond ». Dans ces deux études, la finalité était décisionnelle et visait à évaluer l'impact écologique des choix politiques et opérationnels d'aménagement.



Figure 2-22 : L'Assemblée Immatérielle, par l'artiste tourangelle Zazü. Une œuvre réalisée dans le cadre du Parlement de Loire, des rencontres sur les droits du fleuve (source : Francis Vautier).

4.5 Solutions ou leviers profonds ?

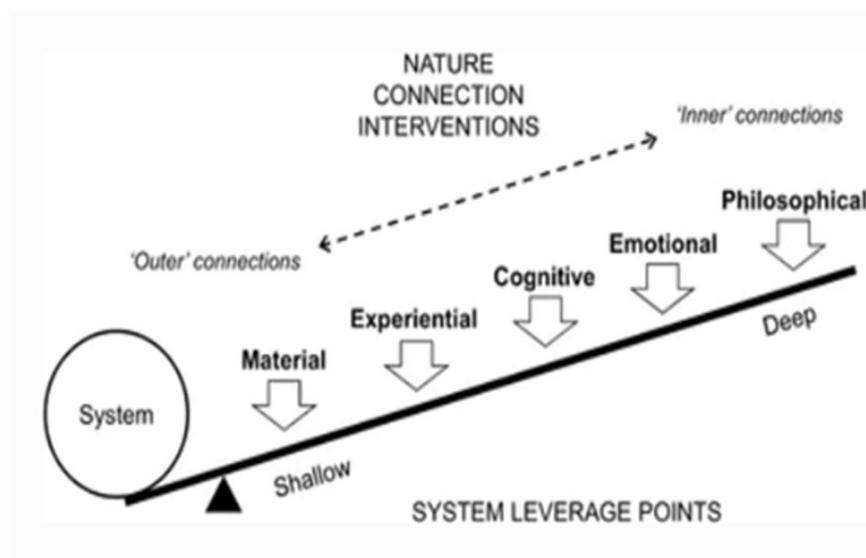


Figure 2-23 : Mécanismes hypothétiques par lesquels les interventions visant à favoriser la reconexion des personnes avec la nature peuvent entraîner un changement du système (Ives et al. 2018).

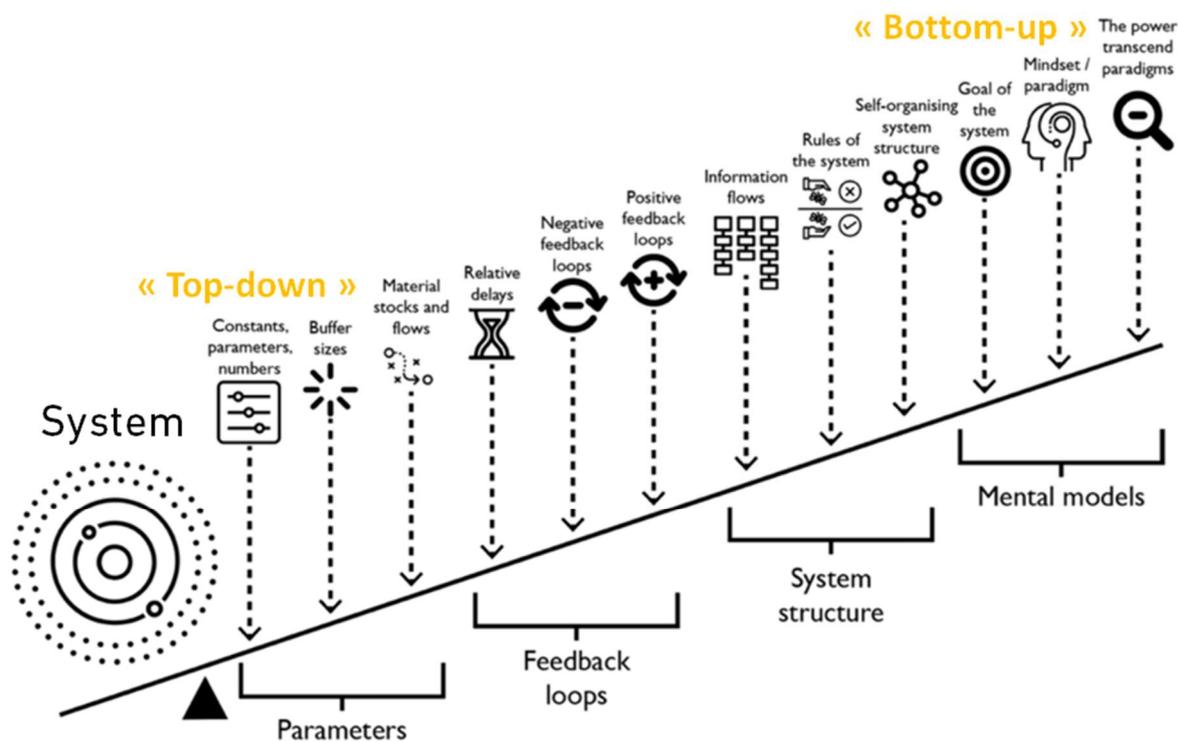


Figure 2-24 : Les points de leviers listés par Donella Meadows, par ordre croissant d'efficacité (Angheloiu & Tennant 2020).

La soutenabilité vise aujourd'hui à identifier des trajectoires socio-écologiques efficaces pour produire des changements transformateurs à la hauteur des enjeux. En effet, à ce jour, malgré une attention importante portée aux problèmes de durabilité, tant dans la science que dans la politique, l'humanité suit encore des trajectoires de développement largement insoutenables. Il est donc nécessaire d'aborder ces problématiques de manière plus large, stratégique et systémique, car les méthodes actuelles développées par les partisans de la « durabilité » n'arrivent pas à atteindre les causes profondes de l'insoutenabilité (Abson et al. 2017). Un avenir soutenable ne sera possible qu'avec un changement transformateur qui étudie les causes systémiques profondes et recherchent les « points de levier » constituant des points de bascule socio-écologiques.

Les points de levier sont des endroits dans un système complexe où de petites interventions peuvent avoir des influences étendues et provoquer un changement systémique significatif (Meadows 1999). Dans sa publication de référence *Places to Intervene in a System*, Donella Meadows a proposée pour la première fois une typologie des interventions classées par ordre d'importance croissant :

1. *Nombres (subventions, taxes, normes).*
2. *Stocks et flux de matériaux.*
3. *Régulation des boucles de rétroaction négatives.*
4. *Activation des boucles de rétroaction positives.*
5. *Flux d'informations.*
6. *Les règles du système (incitations, sanctions, contraintes).*

7. *Le pouvoir d'auto-organisation.*
8. *Les objectifs du système.*
9. *Les mentalités et paradigmes façonnant les objectifs, les règles et les structures de rétroaction du système.*

L'approche typologique des points de levier, initialement développée par Donella Meadows, a suscité un vif intérêt et réappropriation parmi les scientifiques (**Figure 2-23** et **Figure 2-24**) et les décideurs politiques cherchant des solutions à impact réel et transformateur. Par exemple, Díaz et al. identifient plusieurs points de levier pour intervenir efficacement sur les moteurs indirects de l'Anthropocène et initier un changement transformateur pour contrer le déclin de la vie sur Terre (Díaz et al. 2019) (**Figure 2-25**). Leur appel invite à adopter des stratégies de recherche et d'action basées sur des leviers sociétaux profonds, étant donné l'urgence de ces transformations face aux points de basculement environnementaux néfastes déjà déclenchés (Lenton 2020; Pineda-Pinto et al. 2022b).

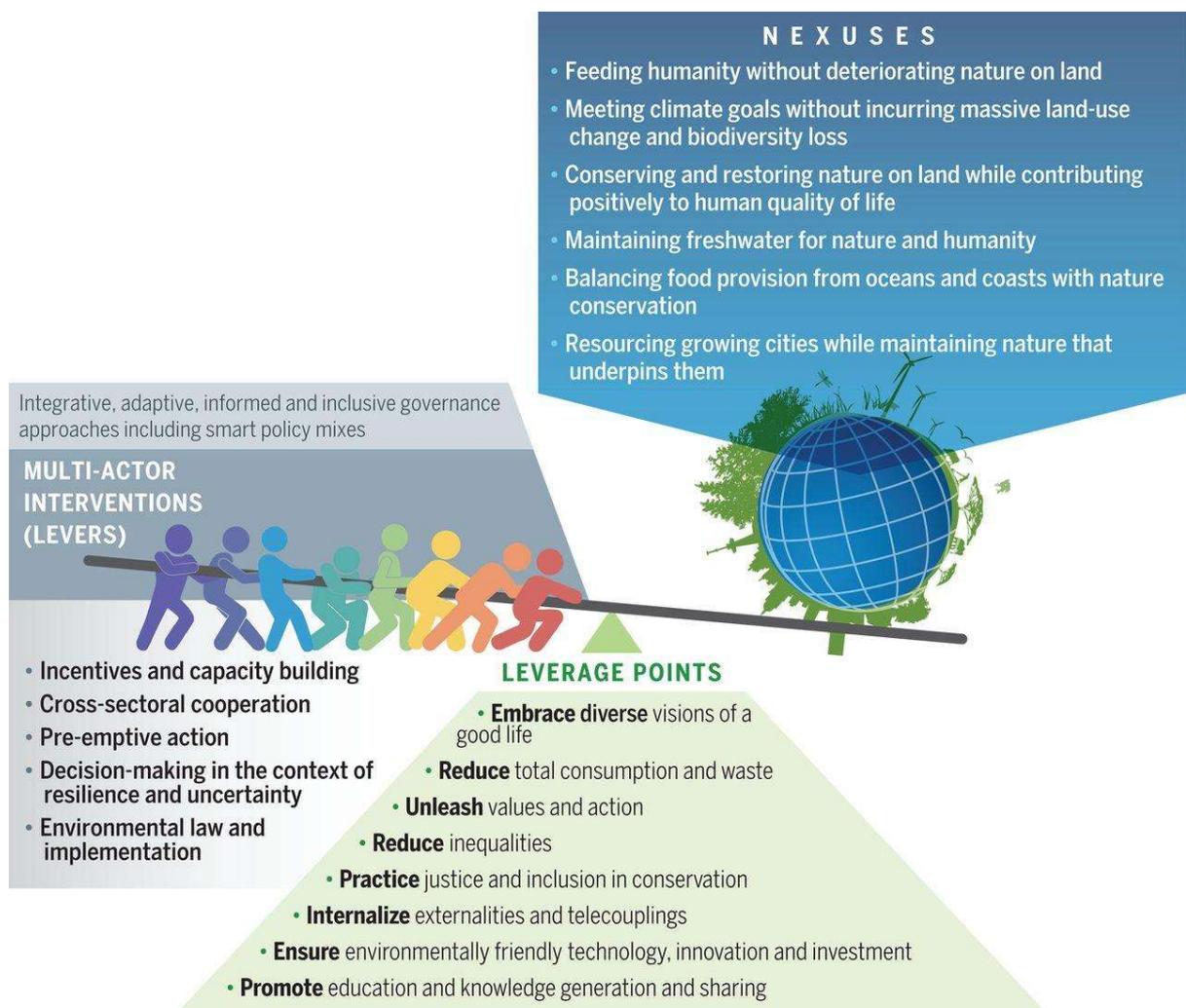


Figure 2-25 : Les changements transformateurs, en pratique : la mise en œuvre collaborative d'interventions prioritaires (leviers) ciblant des points d'intervention clés (points de levier représentant des moteurs indirects majeurs) pourrait permettre un changement transformateur vers la soutenabilité. Aborder efficacement ces leviers nécessite des approches de gouvernance innovantes (Díaz et al. 2019).

L'urgence des transformations vers la soutenabilité souligne l'importance de l'ordre hiérarchique de la liste proposée par Donella Meadows (Meadows 1999). Les interventions faciles sont souvent d'intensité faible, tandis que les interventions moins évidentes mais plus puissantes doivent être privilégiées (Woiwode et al. 2021). Les leviers sont souvent classés en quatre groupes d'efficacité croissante (Abson et al. 2017, **Figure 2-26**) : paramètres, rétroactions, conception du système et intentions (Figure 2-25). Parmi ces leviers, reconnecter les gens à la nature, restructurer les institutions et repenser la création et l'utilisation des connaissances sont essentiels. Reconnecter physiquement les humains à la nature est particulièrement crucial car cela influence les comportements et offre des co-bénéfices multiples (Miller 2005; Nisbet et al. 2009; Riechers et al. 2021).

La science de la soutenabilité doit aujourd'hui se concentrer sur des solutions nécessitant des changements transformateurs, en explicitant leur positionnement épistémologique quant aux leviers de changement. Cependant, une revue systématique montre que les leviers profonds liés à la modification des règles, des valeurs et des paradigmes sont rarement mentionnés (Dorninger et al. 2020). Une exploration plus diversifiée de ces leviers pourrait offrir des perspectives opérationnelles avec un réel pouvoir transformateur.

Des disciplines comme l'ergonomie ont analysé l'implication des pratiques de recherche dans les changements transformateurs. Les recherches sur la « science-intervention » mettent en lumière les modalités d'action des scientifiques travaillant sur la soutenabilité socio-écologique et rappellent leur responsabilité dans les transitions sociétales. Béguin souligne le pouvoir d'agentivité des chercheurs : « Que fabriquent les sciences contemporaines ? Certes, de nouvelles connaissances, mais aussi caractériser et faire advenir des mondes possibles, transformant ainsi les milieux de vie et de travail. Il en résulte une nouvelle donne des rapports entre sciences et sociétés, et une recomposition du travail des scientifiques qui ne peut laisser les citoyens indifférents. » (Béguin & Cerf 2009).

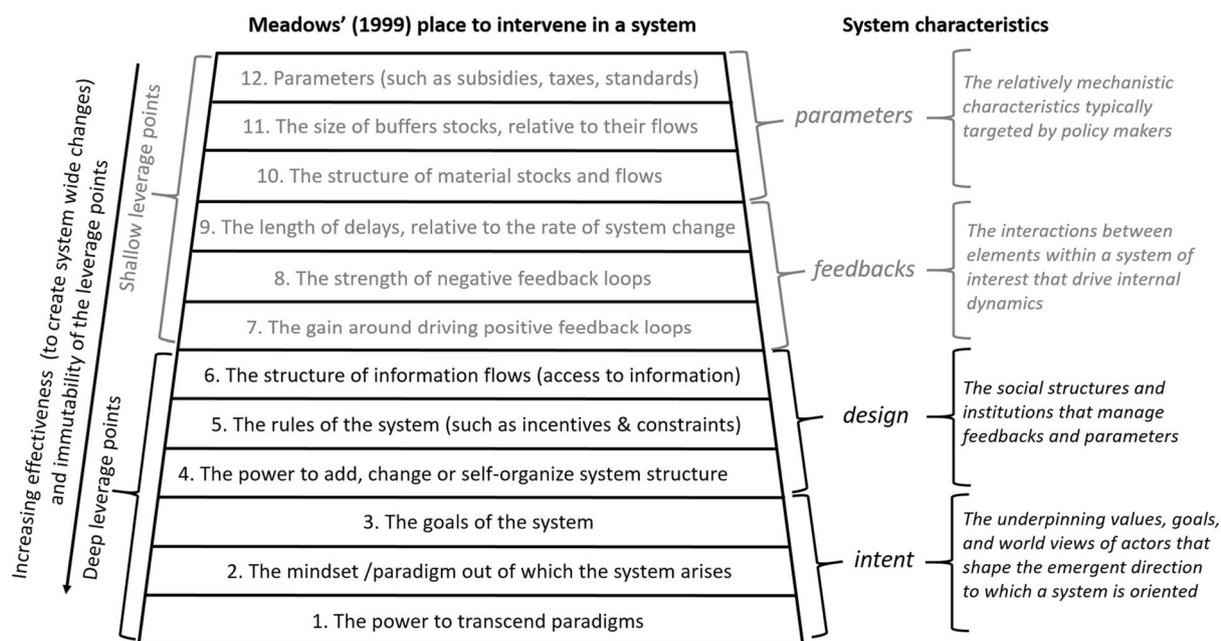


Figure 2-26 : De douze points de levier à quatre caractéristiques du système (Abson et al. 2017).

4.6 Concilier le pluralisme dans les collectifs de pensée

Lorsque la soutenabilité vient à être mise en œuvre dans les processus de décision multi-acteurs, la gestion des conflits d'intérêt et les négociations sont centrales car les préoccupations et les objectifs varient considérablement entre les groupes sociaux. Or, si les approches récentes de la soutenabilité orientées vers l'action et la co-production suggèrent d'intégrer ces diverses visions du monde, elles offrent en revanche plus rarement des stratégies pratiques pour gérer les conflits sur ces visions divergentes (Soininen et al. 2022; Turnhout et al. 2020).

Pour relever ce défi de conciliation, il est intéressant de mobiliser le concept de collectif de pensée (Fleck 1934), réunissant des individus liés par des revendications épistémiques et non épistémiques variées (Soininen et al. 2022). Fleck estime que la vérité est un idéal inatteignable pour des communautés scientifiques enfermées dans leurs propres pensées et raisonnements, car toute connaissance émerge au sein de « style de pensée » dépendant d'un ensemble de normes, principes, concepts et valeurs propres à un groupe social et à une époque donnée. Dans les délibérations socio-écologiques, la diversité de style de pensée reflète la richesse et la complexité des dynamiques sociales, historiques et culturelles d'une ville, permettant une pluralité de perspectives et de compréhensions du monde.

Combiner des styles de pensée variés demande un processus d'apprentissage social ouvert. Les collectifs de pensée doivent recourir à des approches délibératives et bien qu'il n'y ait pas de solution universelle pour concilier des valeurs contradictoires, une justice de procédure doit assurer que chaque voix soit entendue de manière égale dans les projets collaboratifs, ce qui suppose une déconstruction des hiérarchies sociales (Popa et al. 2015). Pour favoriser cette gouvernance participative, des méthodes pratiques et l'intervention de tiers neutres peuvent être nécessaires pour gérer les aspects concrets des projets, comme les finalités, les budgets et les délais. Cependant, ces responsabilités d'éthique et de justice ne peuvent simplement être déléguées à un tiers veilleur ; les chercheurs doivent également assumer leurs responsabilités individuelles pour incarner l'éthique qu'ils souhaitent promouvoir dans leurs projets collaboratifs (Pataki et al. 2021). En pratique, les biologistes de la conservation peuvent commencer par organiser des ateliers pour favoriser le dialogue avec les praticiens et les citoyens. Ces efforts sont essentiels pour ouvrir des voies de dialogue et fonder un cadre consensuel de co-conception participatif qui permettra de concilier la diversité bio-culturelle avec des évaluations scientifiques solides (Pineda-Pinto et al. 2022a).

Cette approche démocratique est cruciale pour résoudre la crise de la biodiversité, souvent entravée par des désaccords de valeurs et de représentations entre le mouvement de conservation et diverses parties prenantes, y compris les communautés marginalisées. Pour surmonter ces obstacles, il est essentiel d'adopter une perspective pluraliste sur la nature, ce qui exige d'intégrer les multiples usages et représentations mais aussi de reconnaître les positions normatives des scientifiques, praticiens et politiques de ce que représente la nature et la biodiversité. Cette compréhension des motivations peut aider à les combiner ou résoudre les conflits entre elles, alignant ainsi les objectifs de conservation avec les valeurs et les besoins des différentes parties prenantes et assurant des décisions équitables et efficaces pour le vivant (Pascual et al. 2021).

Le pluralisme est essentiel pour atteindre une durabilité forte et une soutenabilité véritable. Pour Jean-François Lyotard, la diversité des perspectives est essentielle dans une époque de crise des grands récits qui ont structuré par le passé les visions du monde et objectifs de développement humain (Lyotard 1979). En reconnaissant et intégrant la diversité des valeurs, des visions du monde et des

modes de production de connaissances, le pluralisme permet de naviguer efficacement à travers les compromis et les conflits inhérents aux transformations sociétales (Delorme 2021). Il facilite la compréhension des multiples perspectives (sur la nature et les dynamiques communautaires par exemple) et permet de formuler des stratégies plus inclusives et adaptatives. En engageant un large éventail de parties prenantes, y compris les communautés marginalisées, le pluralisme renforce l'équité sociale et l'efficacité des politiques environnementales, tout en promouvant des solutions co-construites et culturellement adaptées. Cette approche plurielle est décisive pour faire face aux causes systémiques profondes de l'insoutenabilité et pour générer des points de levier transformateurs capables d'initier des changements significatifs vers un avenir durable et équitable.

5 Éthiques et Humanités environnementales

Bien que l'intégration du pluralisme ait été reconnue comme nécessaire par les scientifiques et les praticiens engagés dans la soutenabilité, de nombreux cadres transdisciplinaires ne sont aujourd'hui pas assez inclusifs de la diversité des visions du monde, des paradigmes, des objectifs et des processus (Gibbons 2018). Or, si les intentions, modèles mentaux et paradigmes constituent des leviers profonds de changement des normes sociales permettant de co-construire des futurs désirables, alors il est urgent de réinvestir les réflexions éthiques, philosophiques et politiques dans le champ de la recherche en écologie (Pickett et al. 2022a).

La diversité culturelle est essentielle pour la survie de l'humanité, comme le définissait l'anthropologue Claude Lévi-Strauss, dans son ouvrage *Race et Histoire* (1967), mettait en lumière le danger des modèles culturels hégémoniques ou prônant une hiérarchie des modes de pensée. Aujourd'hui, cette vivacité culturelle représente un capital adaptatif fondamental pour l'émergence, la diffusion et l'appropriation de nouvelles manières d'être au monde plus soutenables et stimulant des actions et solutions concrètes.

Les humanités environnementales jouent un rôle crucial dans cette réintégration, en explorant la diversité de rapports sociaux et culturels à l'environnement sous les perspectives transdisciplinaires de l'écologie, la philosophie, l'anthropologie, l'histoire, la littérature et les arts. Elles permettent de comprendre et de revaloriser les diverses manières dont les sociétés humaines perçoivent et interagissent avec leur environnement. En replaçant les questions environnementales dans un cadre culturel et éthique plus large, elles encouragent des solutions plus holistiques, justes, équitables et inclusives, donc profondément soutenables. Les humanités environnementales s'efforcent également de déconstruire les narratifs dominants qui ont historiquement marginalisé certaines voix et perspectives. Cette approche plurielle est indispensable pour s'orienter collectivement dans l'Anthropocène et construire des futurs soutenables pour toutes les formes de vie sur Terre. Je propose dans cette sous-partie un tour d'horizon phénoménologique, existentialiste et constructiviste des perspectives culturelles investiguant la place de l'homme et du vivant et ses possibilités d'habitation et de cohabitation, en tant que nouveaux récits susceptibles de nourrir des changements conduisant à des points de bascule vers des sociétés plus soutenables.

5.1 L'influence de l'écologie scientifique dans l'éthique environnementale

Le développement de l'éthique environnementale, influencé par l'évolution des écosystèmes et les concepts d'écologie scientifique, a été largement exploré par Catherine Larrère. Elle a combiné

biocentrisme, écocentrisme et pragmatisme pour créer des approches éthiques complètes face aux défis environnementaux (Larrère 2010). L'éthique environnementale, apparue au XX^e siècle, a été influencée par la pensée utilitariste anglo-saxonne et le romantisme américain, représenté par Henry David Thoreau et John Muir fascinés par la nature sauvage. Après la Seconde Guerre mondiale, la prise de conscience des dégâts environnementaux, accentuée par *Silent Spring* de Rachel Carson (Carson 1962) dénonçant l'usage du DDT, a stimulé cette réflexion. Dans les années 1970, des philosophes comme Arne Naess ont fondé l'écologie profonde (Naess 1973), proposant une philosophie écologique qui va au-delà de la simple conservation de la nature. Ils prônent une restructuration radicale des valeurs humaines, où la nature est respectée non pas pour son utilité pour l'homme, mais pour sa valeur intrinsèque.

Le biocentrisme accorde une valeur intrinsèque à tous les êtres vivants, rompant avec l'anthropocentrisme traditionnel. Cette perspective, influencée par la théorie de l'évolution, soutient que chaque organisme mérite respect pour sa propre valeur. L'écocentrisme, inspiré par Aldo Leopold et son concept de « communauté biotique », élargit cette perspective en mettant l'accent sur la santé des écosystèmes plutôt que des individus. Leopold prône la préservation de l'intégrité de l'écosystème, considérant la nature comme une communauté à laquelle les humains appartiennent. John Baird Callicott a approfondi l'écocentrisme en intégrant la philosophie environnementale avec la conservation biologique. Son approche, qualifiée d'« éthique évolutionniste » par Larrère, se base sur les comportements sociaux identifiés par Darwin. Cette éthique holiste valorise l'ensemble socio-écologique, même au risque de sacrifier certains éléments pour le bien commun.

Le pragmatisme, en revanche, propose de considérer les résultats concrets de nos actions sur l'environnement plutôt que de se concentrer uniquement sur des principes considérés comme plus abstraits. Le pragmatisme ne s'oppose pas par principe à l'anthropocentrisme et soutient que la valeur instrumentale n'est pas toujours opposée à la valeur intrinsèque. Pour avancer dans cette conciliation, le pragmatisme met l'accent sur une gestion instrumentale dont les valeurs des entités doivent être évaluées en contexte. Le pragmatisme prône la discussion argumentée et l'approche démocratique pour évaluer la valeur de manière consensuelle et contextualisée, permettant de guider les actions avec un cadre de prise de décision rationnel et intégratif. Cependant, une vigilance doit être réservée au pragmatisme car en restant ouvert aux logiques anthropocentriques, il pourrait potentiellement renforcer l'instrumentalisation de la nature.

Ces courants illustrent la coévolution entre éthique environnementale et écologie scientifique, dépassant l'anthropocentrisme pour adopter une vision plus inclusive et holiste du vivant, intégrant les connaissances écologiques pour transformer les approches éthiques.

5.2 Les raisons d'agir pour la nature

Les biologistes de la conservation affirment souvent la nécessité de préserver la biodiversité sans toujours expliciter ses raisons éthiques et se basent sur des indicateurs et mesures jugés adéquats et légitimes. Or, les normes et valeurs sous-jacentes peuvent avoir des conséquences variables pour de nombreuses personnes. En se concentrant sur les valeurs intrinsèques de la nature sauvage ou les valeurs instrumentales des services écosystémiques, les mouvements de conservation peuvent ainsi occulter d'autres significations de la nature et cette vision restrictive peut entraîner des conflits et réduire la légitimité de la conservation (Pascual et al. 2021; Rodriguez 2018).

Malgré ces appels, certains écologues attachés à une épistémologie d'objectivité restent parfois

réticents à reconnaître la dimension constructiviste et normative de leurs positions, en défendant une science de la conservation objective et dénuée de valeurs subjectives (Kareiva et al. 2018). Or, conceptualiser la biodiversité de manière inclusive et pluraliste permettrait de reconnaître diverses connaissances et valeurs, facilitant de nouvelles alliances pour la conservation. Une première étape peut consister à mener des enquêtes pour inventorier les motivations et perspectives culturelles. En écologie urbaine par exemple, ce type d'inventaire a permis de recenser sept motivations principales pour préserver la biodiversité urbaine, distinguant les motivations anthropocentriques et écocentriques, et offrant ainsi un cadre pour comprendre les différentes alliances possibles et conflits à traiter (Dearborn & Kark 2010, **Figure 2-27**).

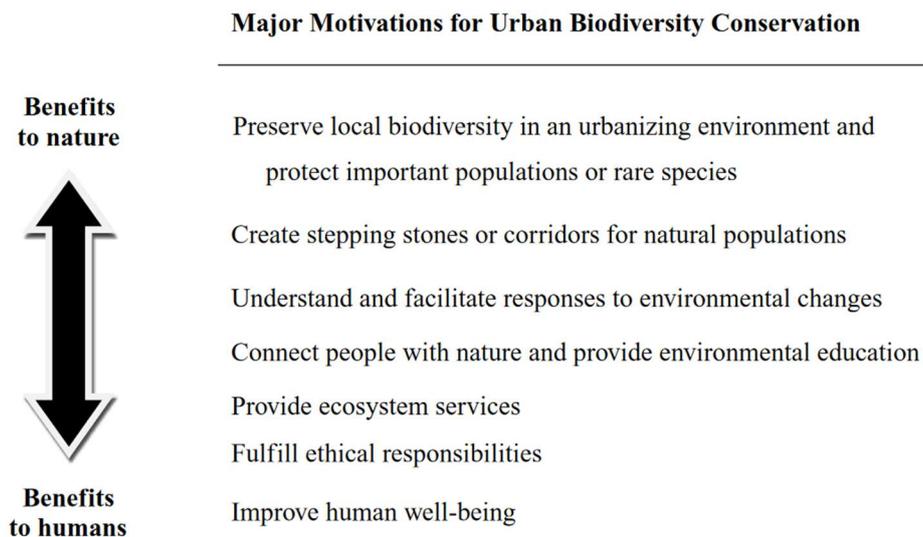


Figure 2-27 : Les motivations pour conserver la biodiversité urbaine peuvent relever de motivations tant anthropocentrées que biocentrées (Dearborn 2010).

5.3 Construction du concept de Nature

5.3.1 Une sémantique porteuse de sens éthique

Certaines critiques soulignent que la science a acquis un pouvoir normatif important, prédéterminant les ontologies des rapports Homme-Nature. Les réflexions sur le concept de Nature et les relations Nature-culture, bien que développées de longue date dans l'histoire de la philosophie, prennent un intérêt croissant dans l'Anthropocène. Philippe Descola a proposé une typologie des ontologies de la Nature (Descola 2001), mais la définition du concept reste cruciale pour des philosophes comme Baptiste Morizot et Baptiste Lanespeze, car elle conditionne notre avenir et nos relations avec les vivants non-humains.

En effet, dans de nombreux discours scientifiques et politiques, le terme « nature » a été remplacé par « biodiversité » (Murphy & Wilson 1988; Wilson 1988). La biodiversité, définie par sa diversité intra-interspécifique, génétique et d'écosystèmes, fédère les intérêts de la conservation biologique. Baptiste Lanespeze rappelle que cette perspective normative était aussi politico-pédagogique, visant à favoriser la protection de la nature en trouvant une notion marquante pour les dirigeants. La biodiversité, par sa posture normative, a créé des cadres et des récits puissants façonnant les agendas de conservation, déterminant les savoirs produits et les interventions jugées possibles et souhaitables (Pascual et al. 2021).

Cependant, cette performativité du concept de biodiversité a ses limites, notamment auprès des populations qui ne s'y reconnaissent pas. Cela montre que le concept de biodiversité, bien que pertinent dans certains contextes, peut restreindre les possibilités de pensée et d'action s'il devient la dénomination hégémonique du monde vivant. Baptiste Morizot propose de parler du « vivant » pour caractériser les processus actifs et constitutifs de la nature, essentiels à l'habitabilité de notre monde. Bruno Latour a aussi réfléchi à la terminologie pour désigner la Nature. Dans *Où atterrir ? Comment s'orienter en politique* (Latour 2017), il critique le terme « Nature » pour sa vision apolitique, dépolitisant les rapports entre humains et ressources. Latour soutient une vision politisée de la Nature avec le terme de « zone critique » pour désigner des espaces à défendre et refaire territoire avec le vivant. La zone critique, couvrant la surface de la Terre, est une zone frontière où les interactions humaines avec le vivant sont essentielles pour le fonctionnement planétaire et la survie humaine.

5.3.2 Les récits et imaginaires construisent le sens commun

La manière dont nous racontons des histoires sur la nature et notre place dans le monde influence profondément nos perceptions et nos actions. Les récits peuvent prendre des formes variées, comme le conte, et ne sont pas seulement des outils de communication : ils définissent des représentations qui peuvent véhiculer un sens moral et être constructif des normes sociales. Ils jouent un rôle crucial dans la construction des identités écologiques, en offrant des cadres narratifs qui peuvent stimuler les actions collectives et les politiques, tout en éclairant notre place et notre responsabilité dans le monde naturel.

Les récits soulignent aussi l'importance des imaginaires dans la construction des identités écologiques, montrant la complémentarité entre imagination et rationalité, comme cela a été soulevé par Bachelard dans *La Formation de l'esprit scientifique* (1960), montrant que l'imaginaire stimule de nouvelles idées, tandis que la rationalité aide à dépasser les « obstacles épistémologiques ». Max Weber, en étudiant la rationalisation des activités économiques dans *L'éthique protestante et l'esprit du capitalisme* (1967), montre que le « désenchantement du monde » motive les individus à imaginer des futurs plus désirables car la rationalisation entraîne une perte de sens et de mystère de la vie. L'anthropologue Timothy Ingold soutient aussi que l'imaginaire joue un rôle déterminant dans la manière dont nous comprenons et habitons notre environnement, soulignant l'importance de l'expérience sensorielle et des récits culturels dans la construction de notre réalité écologique (Ingold 2000).

La mise en récit peut remettre en question les représentations dominantes de la nature et de l'environnement et réimaginer de nouvelles perspectives sur notre relation avec le monde naturel (Derrida 2006). Le Réseau Villes en Transition illustre bien cette idée de récits transformateurs, ce mouvement de « décroissance heureuse » donne une place méthodologique aux récits culturels créés par des groupes d'individus issus de toutes les parties prenantes engagées dans les processus de transition. Ces groupes imaginent des futurs alternatifs et ces récits prospectifs non experts permettent de façonner des visions du futur qui peuvent guider les actions vers des solutions durables (Ambrosino 2023).

La réflexion sur les récits est indispensable dans le domaine de la conservation de la biodiversité, car certains récits catastrophistes et démobilisant mériteraient d'être reformulés pour offrir des perspectives moins pessimistes et des exemples de transformations réussies. En effet, une approche narrative positive peut motiver des actions de préservation. Par exemple, planter et prendre soin

d'espèces locales, accroître les ressources pour la faune et minimiser les menaces anthropogènes sont des mesures concrètes qui, lorsqu'elles sont bien racontées, peuvent inspirer et mobiliser (Lerman et al. 2023; McAfee et al. 2019).

Ainsi, d'autres formes de récits sont utilisées par des auteurs pour éclairer les représentations collectives. Jean-Philippe Pierron, dans son livre *Je est un nous* (2021) souligne le pouvoir introspectif et positionnant de méthodes d'écriture ou orales comme le récit (auto-)éco-biographique. Sandra Lucbert dans *Le Ministère des contes publics* (2021), souligne l'importance des récits pour offrir une alternative à la gouvernance par les nombres, indicateurs et variables, qui ne sont pas autant porteur de sens selon elle que les récits et les expériences personnelles. Friedrich Hundertwasser, artiste et architecte autrichien, a également contribué à l'imaginaire écologique par son approche artistique sur la peinture, l'architecture et la narration. Hundertwasser insistait sur l'importance des imaginaires écologiques et la nécessité de repenser notre manière de vivre en symbiose avec l'environnement. Hundertwasser privilégiait les courbes et les formes organiques, intégrant la végétation dans ses constructions pour créer une harmonie entre l'architecture et la nature (Figure 2-28). Son approche visait à reconnecter les humains à la nature, en faisant de l'architecture un moyen de sensibilisation écologique. Les imaginaires scientifiques et écologiques peuvent aussi être explorés à travers des projets théâtraux et performatifs, à l'image de la compagnie Zone Critique menée par Bruno Latour et Frédérique Aït-Touati, interrogeant les conséquences esthétiques et politiques des changements proposés par les sciences du Système Terre.

Ainsi, les récits et les imaginaires jouent un rôle central dans la construction des identités écologiques, en offrant des cadres narratifs qui peuvent guider les actions et les politiques, tout en enrichissant notre compréhension de notre place et de notre responsabilité dans le monde naturel.



Figure 2-28 : Créations picturales et architecturales de Friedrich Hundertwasser

5.4 Habiter le monde

Les enjeux de soutenabilité impliquent une reconfiguration profonde de notre rapport à l'environnement et soutiennent de renouveler des modalités de cohabitation et d'action individuelle et politique dans les communs, transformant les représentations. Ces perspectives phénoménologiques et existentialistes viennent questionner la manière dont nous habitons le monde. Ces réflexions philosophiques nous ont progressivement amenées à considérer les espaces communs habités, comme l'habitat collectif au cœur de cette thèse, comme des lieux centraux pour les transformations sociétales profondes pouvant activer des points de bascule. Ces perspectives sociales et cognitives viennent démontrer que ces lieux sont autant porteurs de significations que de potentiel transformateur pour implémenter des solutions fondées sur la nature qui viennent activer tous les enjeux de justice, de gouvernance et d'adaptabilité réclamés par les sciences de la soutenabilité.

5.4.1 Habiter ? Étymologie, sémiologie, linguistique

L'étude de la sémiologie du terme « habiter » révèle une évolution riche et complexe, étroitement liée à l'histoire de nos relations entre environnement et société. Le mot « habitat » a d'abord été défini dans le vocabulaire botanique et zoologique au début du XIX^e siècle, désignant le territoire naturel d'une plante ou d'une espèce animale, ce que nous appelons aujourd'hui une « niche écologique ». Cette notion s'est ensuite étendue au milieu humain au début du XX^e siècle, avant de désigner à partir

de l'entre-deux-guerres, les « conditions de logement » (Paquot 2005).

Le terme « habitable » dérive du latin *habitabilis*, signifiant « où l'on peut habiter », qui s'oppose ainsi à l'« inhabitable », inapte à l'habitation. Habitation, issu du latin *habitatio*, exprime l'acte de demeurer quelque part. Par ailleurs, « habituer », qui signifie « habiller » dans son acception ancienne, dérive de *habituari*, signifiant également « avoir telle manière d'être ». Ce terme est à l'origine de *habitus*, utilisé par Thomas d'Aquin pour désigner la manière d'être, relancé plus tard par Émile Durkheim pour décrire un concept clé de la sociologie, désignant les cadres qui permettent à un individu de se situer de façon autonome (Paquot 2005). On remarque ainsi qu'habiter renvoie dès ses origines à une perspective existentialiste.

Le concept de *habitus* trouve aussi ses racines dans la philosophie d'Aristote, qui utilisait le terme *hexis* pour décrire une disposition stable qui guide les actions et les réactions d'un individu dans le monde. *Hexis*, souvent traduit par « habitude » ou « état », désigne une manière d'être acquise par la pratique et l'expérience, soulignant l'importance de la formation continue des dispositions morales et intellectuelles. Le concept d'habitat relie donc, à ses racines étymologiques et réflexives, deux composantes de la manière dont les individus se situent et sont au monde, entre les ancrages spatiaux et matériels mais aussi les principes existentialistes qui guident leurs manières d'agir et d'être.

La perspective existentialiste de l'habitat est développée par Thierry Paquot, dans son *Petit manifeste pour une écologie existentielle* (Paquot 2007) rapproche l'habitat de la « connaissance de la demeure » pour reconstruire des relations harmonieuses entre l'humain, le vivant et les divers milieux. En résonance avec les théories de Jean-Paul Sartre sur la liberté et de Martin Heidegger sur l'acte d'habiter, Paquot invite les territoires urbains à inclure une perspective existentialiste à l'écologie pour soutenir la diversité biologique et culturelle face à une urbanisation qui homogénéise et standardise les modes de vie et manières d'être au monde. Ces réflexions sur l'habitat sont centrales également pour Gaston Bachelard, dans *La Poétique de l'espace* (1960) ou encore Emanuele Coccia, dans *Philosophie de la maison* (2021) qui examinent la relation entre l'homme et l'espace, mettant l'accent sur l'espace domestique et l'intimité du foyer. Les auteurs qui se sont penchés sur le rapport à l'habitat soutiennent qu'il s'agit de lieux d'expérience et de construction symbolique, où les individus se connectent à leur environnement et construisent leur identité.

La sémiologie du terme « habiter » montre donc une évolution de la simple occupation d'un espace vers des notions profondes de notre relation à l'espace et à notre manière de vivre et d'interagir avec notre environnement. Habiter ne se réduit pas à occuper un lieu, mais implique une relation dynamique et enrichissante avec notre milieu, construite à travers nos expériences, nos pratiques et notre manière d'être.

5.4.2 De modes de vies en manières d'êtres

Une dimension existentialiste traverse les réflexions sur les communs et la manière d'habiter le monde, soulignant l'importance de l'expérience vécue et de la responsabilité individuelle dans la construction collective de notre rapport à l'environnement. Cette perspective, influencée par Martin Heidegger et Jean-Paul Sartre, soutient que notre manière d'être au monde est liée à notre perception et interaction avec l'environnement. Habiter le monde signifie alors s'engager pleinement avec son environnement, en reconnaissant et assumant notre rôle dans la préservation et la co-création de notre habitat. Cela implique une prise de conscience de notre place dans le monde et une volonté de vivre en accord avec les principes de respect et de soutien mutuel entre toutes les formes de vie,

appelant à une réévaluation de nos modes de vie pour intégrer durabilité et responsabilité écologique.

Philippe Descola s'inscrit dans cette réflexion en explorant, dans « Par-delà nature et culture » (Descola 2001), les différentes ontologies qui définissent les relations entre humains et environnement (**Figure 2-29**). Descola souligne la diversité des perceptions de la nature à travers le monde et appelle à reconnaître cette diversité pour construire des modes de vie plus harmonieux et respectueux de la nature. Il propose, face aux crises systémiques actuelles, d'inventer des formes alternatives d'habiter la Terre, réorganisant les relations entre humains et non-humains. Ces formes d'habitat humain définissent notre place par rapport au vivant et influencent les modalités de coexistence avec les autres formes de vie.

Augustin Berque, avec son concept d'écoumène (1987), s'inscrivait aussi dans cette réflexion en soulignant la relation réciproque et dynamique entre humains et environnement. Pour Berque, habiter le monde n'est pas une simple occupation physique, mais une interaction continue entre sociétés humaines et leurs milieux. L'écoumène intègre les dimensions culturelles, historiques et symboliques des lieux habités, montrant comment les paysages sont co-construits par les pratiques humaines et les caractéristiques naturelles. Il souligne la nécessité de reconnaître cette co-construction et d'adopter des pratiques durables respectant cette interdépendance.

Enfin, Bruno Latour insiste sur la nécessité de réapprendre à habiter la Terre et de re-territorialiser nos existences en reconnaissant notre interdépendance avec les autres êtres vivants et les écosystèmes. Dans *Face à Gaïa* (2015), Bruno Latour invite à dépasser le dualisme nature-culture, en considérant la Terre comme un acteur central dans nos systèmes politiques et économiques, unifiant nature et culture dans un espace d'interaction et d'existences interdépendantes. Cette proposition de reterritorialisation s'exprime aussi chez Baptiste Morizot qui, dans son livre « l'Inexploré », invite à redécouvrir ce qui nous relie à nos milieux de vie et à « Trouver un lieu vivant à aimer personnellement et à défendre collectivement » (Morizot 2023b).

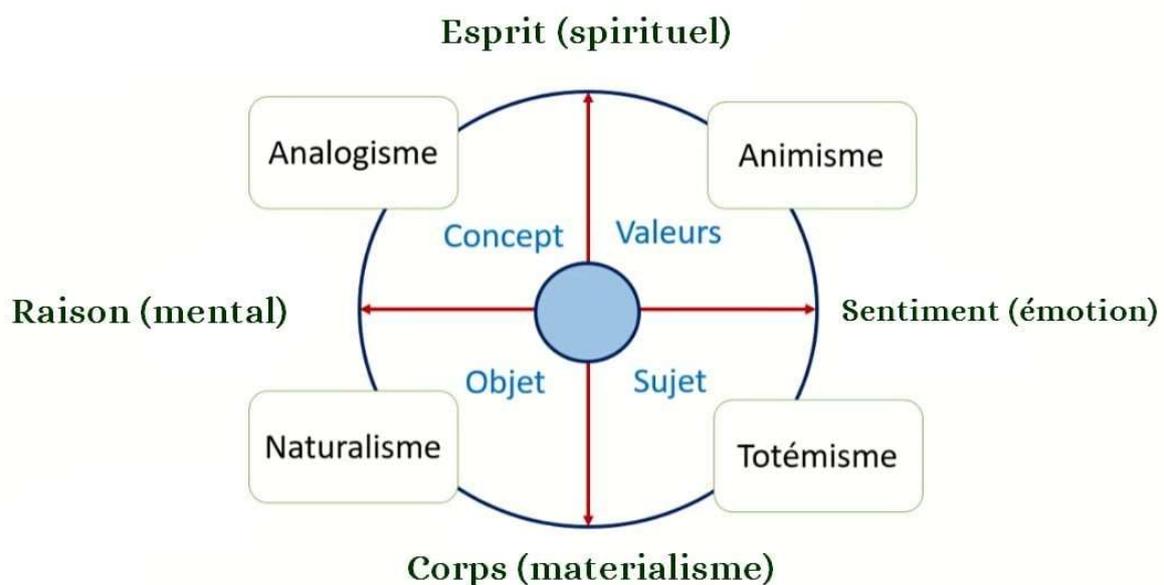


Figure 2-29 : Schéma résumant le système des 4 ontologies nature-culture proposé par (Descola 2001).

5.4.3 Habiter, la construction du sens du lieu

La question du « sens du lieu », prise dans sa définition large, est la manière dont une personne perçoit, vit et est attachée à un lieu ou un environnement, est une thématique aujourd'hui centrale dans les réflexions sur les solutions fondées sur la nature (Ardoin et al. 2019; Frantzeskaki et al. 2018; Raymond et al. 2021, 2023). Les anthropologues Steven Feld et Keith Basso définissent le sens du lieu comme les façons expérientielles et expressives dont les lieux sont connus, imaginés, désirés, retenus, rappelés, exprimés, vécus, contestés et luttés (Feld & Basso 1996). Ce concept souligne l'importance des expériences personnelles et des émotions des individus dans leur relation avec leur environnement. En géographie, le lieu est un concept central (Relph 1976; Sack 1980) et le sens du lieu est l'ensemble des significations, croyances, symboles, valeurs et sentiments associés à une localité (Williams & Stewart 1998). Yi-Fu Tuan examine comment les gens attachent progressivement un sens aux lieux (Y. Tuan 1974; Y.-F. Tuan 1977) : ce qui est initialement perçu comme un « espace » indifférencié évolue en un « lieu » à mesure que nous nous l'approprions et l'investissons de valeurs, acquérant un sens profond grâce à l'accrétion constante de sentiments et d'expériences.

Les liens avec le lieu sont au cœur de l'expérience humaine. Le sens du lieu implique des significations tant cognitives qu'émotionnelles d'attachement, car les individus s'attachent non seulement au lieu lui-même, mais aussi aux significations qu'ils lui attribuent (Jorgensen & Stedman 2001, 2006; Low & Altman 1992; Williams et al. 1992). Le sentiment de lieu, incluant significations, connaissances et liens issus des aspects biophysiques, sociaux et politico-économiques des lieux, influence les interactions des personnes avec ces lieux et peut affecter les comportements de protection, de gestion ou de conservation. Cependant, la manière dont ce sentiment de lieu se développe, évolue dans un monde en rapide urbanisation et globalisation, rendant son étude complexe (Ardoin et al. 2019).

Les phénoménologues du lieu, comme Bachelard (1969), Relph (1985) et Seamon (1982, 1984), plaident pour un retour au monde vécu quotidiennement, se détournant des quêtes d'objectivation du lieu et de son sens (Bachelard 1958; Relph 1985; Seamon 1982, 1984). Les psychologues environnementaux et les géographes montrent que notre relation avec les lieux est essentielle à nos expériences vécues, influençant attitudes, comportements et sentiments (Low & Altman 1992; Proshansky et al. 1983; Tuan 1974). Les sociologues et psychologues ont développé une compréhension du développement des communautés locales, s'appuyant sur le capital social, le sentiment de communauté, la participation citoyenne et le sens du lieu (Perkins & Long 2002). Combiner ces perspectives pluridisciplinaires enrichit notre compréhension de l'impact de la planification urbaine sur notre expérience des lieux et des influences des émotions, pensées et comportements communautaires sur la planification et le développement (Manzo & Perkins 2006).

Wes Jackson, biologiste et promoteur de la permaculture, plaide pour une relocalisation des attaches au monde dans *Becoming Native to This Place* (1994), soulignant l'importance de la connexion locale pour la soutenabilité. Gary Snyder développe aussi dans *The Practice of the Wild* (1990) la question du sens du lieu dans ses dimensions politiques et spirituelles. Cette perspective a été intégrée dans les sciences de la soutenabilité pour reconnaître la profonde signification sociale des paysages, car le paysage constitue l'échelle où les habitants d'un lieu se connectent le plus directement avec le territoire et entre eux (Gibbons et al. 2018).

Des réalisations pratiques en contexte urbain montrent que favoriser le sens du lieu peut renforcer le lien des résidents avec la nature et leur bien-être. Par exemple, à Winnipeg, la gestion des cours

d'immeubles en faveur de la biodiversité a renforcé l'attache des résidents au lieu, améliorant leur satisfaction et leur connexion à la communauté (Raymond et al. 2019). Des enquêtes récentes détaillent aussi que des caractéristiques variées contribuent à l'attachement au lieu, avec une grande importance donnée au contact à la nature et à la possibilité de se balader (**Figure 2-30**). Aujourd'hui, la planification des solutions basées sur la nature doit inclure le sens du lieu pour améliorer la justice en offrant un cadre d'enquête pour tenir compte des différentes attentes sociales. Les *living labs* urbains permettent de co-concevoir et tester des innovations en gouvernance, créant des espaces porteurs de significations et valeurs partagées, favorisant la résilience écologique et le bien-être social (Frantzeskaki et al. 2018).

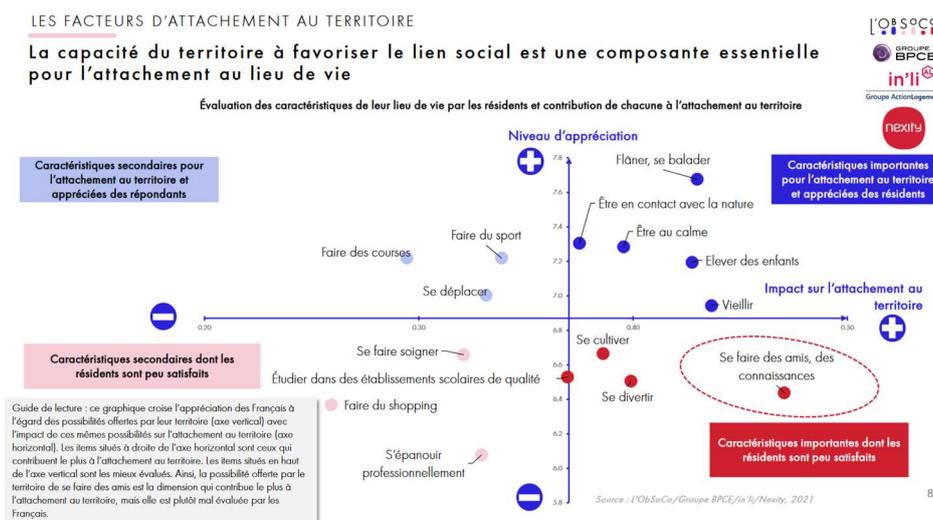


Figure 2-30 : Facteurs d'attachement : les caractéristiques du lieu de vie qui comptent (Observatoire Santé et Consommation 2022)

5.4.4 Urbanisme permaculturel

La re-territorialisation de notre manière d'habiter le monde trouve une résonance significative dans des approches pratiques comme la permaculture qui ont popularisé ces préoccupations. Conceptualisée par Bill Mollison et David Holmgren, la permaculture diffuse des modèles de vie et de production imitant les systèmes naturels, créant des environnements autosuffisants et résilients. Elle se définit comme un « art de réhabiter la terre », mettant en avant des pratiques durables intégrées harmonieusement aux écosystèmes existants. La permaculture combine méthodologie et techniques pour répondre aux besoins des habitants (nourriture, habitat, énergie, eau, gestion des déchets) en utilisant de manière frugale et optimisée les ressources locales. Florence Gibert-Carret souligne dans sa conférence pour Natureparif que la permaculture urbaine s'appuie sur des pratiques traditionnelles et expérimentales en matière d'énergie, d'eau, de nourriture et d'aménagement urbain.

Toby Hemenway, dans « Permaculture City » (2015), pousse cette logique en proposant une théorie de la « ville permaculturelle », où l'urbanisme, l'architecture et le paysage sont envisagés comme des « écologies appliquées », basées sur les principes des écosystèmes naturels. Le Mouvement des villes en Transition, lancé par Rob Hopkins dans les années 2000, a concrétisé cette approche en proposant des solutions fondées sur une vision positive de l'avenir et une éthique de la sollicitude. Ce mouvement privilégie des méthodes de ménagement, soucieuses du vivant, plutôt que des aménagements traditionnels.

Le biorégionalisme, influencé par la permaculture, étend cette philosophie à une échelle régionale. Il est développé par Kirkpatrick Sale avec son concept de « l'art d'habiter la terre », prônant une éthique de vie valorisant simplicité, autonomie et responsabilité environnementale, critiquant notre mode de vie actuel qu'il qualifie d'*égocène*. Agnès Sinaï explore également ces enjeux dans sa thèse *Des biorégions dans l'anthropocène : enjeux de la réparabilité des territoires* (Sinaï 2021), liant les politiques des communs à la gestion locale des ressources et à la réappropriation des territoires par leurs habitants pour renforcer la résilience face aux crises écologiques. En somme, l'intégration de la permaculture et du bioregionalisme propose des principes pratiques et méthodologiques pour réinventer notre manière d'habiter le monde, alliant durabilité et responsabilité écologique.

5.5 Coexistence avec le vivant, dans le vivant

Après avoir exploré diverses perspectives philosophiques sur la nature et notre relation avec elle, il est crucial de recentrer cette réflexion pour guider concrètement l'action en écologie. Les sections précédentes nous ont amenés à repenser notre rapport au vivant et à établir de nouveaux régimes de coexistence. De nombreux auteurs, influencés par la philosophie existentialiste, insistent sur la valeur intrinsèque de la nature, indépendamment de son utilité pour les humains. Ils reconnaissent également que l'homme fait partie intégrante du vivant et que sa propre existence dépend de la préservation de la biodiversité et de l'équilibre écologique.

En écologie scientifique, le terme « coexistence » fait référence à la capacité de deux ou plusieurs espèces à cohabiter dans un même environnement sans s'exclure mutuellement. Comprendre les mécanismes qui favorisent cette coexistence est central pour la conservation de la biodiversité et la gestion des écosystèmes. Traditionnellement, le darwinisme explique la coexistence par la sélection naturelle, où les espèces évoluent pour exploiter différentes niches écologiques. Cette diversification serait induite par la compétition, une force écologique prépondérante dans les perspectives darwiniennes, qui a eu des répercussions culturelles importantes sur les supposées lois naturelles ou « loi de la jungle » qui justifieraient la naturelle brutalité des relations entre les individus. Jacques Derrida a aussi montré que la nature était parfois utilisée pour justifier des hiérarchies et des oppressions en soulignant que les discours sur la nature peuvent être employés pour maintenir des structures de pouvoir et des inégalités, et que ces biais et préjugés avaient pu être véhiculés par la science (Derrida 2006). En effet, des forces écologiques comme le mutualisme ou la facilitation représentent des formes de coopération au sein des écosystèmes qui renforcent la coexistence.

Pour des penseurs comme Ivan Illich, André Gorz et Timothy Morton, les problématiques de coexistence sont indissociables des concepts de liberté et de perspectives libertaires. Ils soutiennent que la coexistence et la diversité ne peuvent être pleinement réalisées que dans un cadre valorisant et protégeant la liberté individuelle et collective. Ivan Illich critique la société industrielle et prône un retour à des modes de vie plus autonomes et écologiques. André Gorz propose une « écologie politique » envisageant des transformations radicales pour préserver la liberté et l'autonomie humaine. Timothy Morton quant à lui reconnaît les interconnexions profondes mais aussi les aspects inconfortables de la coexistence.

La notion de coexistence peut aussi être liée à plusieurs concepts sociaux comme la solidarité et l'hospitalité qui sont ancrés dans des considérations morales politiques motivant les comportements humains. La notion d'hospitalité, par exemple, porte une charge symbolique importante qui la rapproche de la morale chrétienne mais aussi des représentations de la nature en tant qu'altérité. Dans

De l'hospitalité (1997), Derrida explore les implications philosophiques de l'hospitalité et montre que l'hospitalité véritable implique une ouverture inconditionnelle à l'autre. En plaidant pour une hospitalité radicale qui accueille l'étranger sans réserve, Jacques Derrida défend aussi le concept d'hospitalité comme valeur éthique reconnaissant l'altérité. Virginie Maris, philosophe de l'environnement, rejoint cette idée en invitant à accueillir la nature comme une altérité (Maris 2018). Elle souligne l'importance de voir la nature comme une communauté de vie à laquelle nous appartenons et avec laquelle nous devons coexister de manière respectueuse et responsable. Enfin, Emmanuel Levinas, en se concentrant sur l'éthique de la relation et l'altérité, offrait aussi des perspectives sur la manière d'habiter l'espace de manière éthique, en respectant la présence et la valeur d'autrui sans assimilation (Lévinas 1965), ce qui porte un message fort sur la relation au vivant en hors des relations de domestication.

5.5.1 L'écologie de la relation

Au-delà de partager un lieu, d'autres perspectives comme l'écologie de la relation insistent sur l'interdépendance et la coévolution des systèmes sociaux et écologiques, redéfinissant ainsi les identités écologiques. Si ces représentations font figure de pléonasme, tant l'écologie est la science des relations, elles insistent au fond sur une caractéristique essentielle du vivant : la relation. Le « tournant relationnel » proposé par (West et al. 2020, 2024) promeut des approches qui mettent en avant des processus en constante évolution, l'expérience incarnée, la reconstruction du langage et les pratiques de soin (Riechers et al. 2021). Cette perspective est aujourd'hui essentielle dans la recherche en soutenabilité pour valoriser les dynamiques relationnelles entre les humains et leur environnement. En écologie urbaine, elle devient un paradigme visant à remplacer les approches trop orienté sur la matérialité urbaine pour se concentrer sur l'innovation sociale, s'inspirant également de l'écologie politique et de l'éthique (Pickett et al. 2024).

D'autres penseurs classiques ont développé ces réflexions avant qu'elles ne soient portées par les chercheurs en soutenabilité. Philippe Descola, avec sa typologie ontologique des relations entre les sociétés humaines et la nature, montre comment différentes cultures perçoivent et interagissent avec leur environnement. James Lovelock, scientifique et auteur de la théorie de Gaïa, a également profondément influencé les imaginaires écologiques liés aux interrelations (Lovelock 1979). Sa théorie propose que la Terre fonctionne comme un organisme vivant auto-régulateur. Lovelock utilise cette métaphore pour souligner l'interconnexion et l'interdépendance de tous les systèmes vivants sur Terre, ce qui invite à repenser notre place dans le monde, non pas comme des maîtres de la nature, mais comme une partie intégrante d'un vaste système vivant. Sa vision de la Terre comme un superorganisme vivant a inspiré de nombreuses réflexions écologiques. Le poète Édouard Glissant, avec ses concepts de « Tout-Monde » et de créolisation, met en avant les interrelations et la diversité culturelle dans la constitution de l'identité, soulignant l'importance de la pluralité et de la cohabitation des identités dans un espace partagé (Glissant 1990). Ces approches relationnelles enrichissent notre compréhension de l'écologie en mettant l'accent sur les liens et les interactions avec le vivant qui façonnent nos manières de cohabiter avec le vivant.

5.5.2 L'écologie de la réconciliation, nouveau rapport de cohabitation ?

Dans le contexte de l'urgence environnementale, l'écologie de la réconciliation se présente comme une approche proactive cherchant à rétablir les relations harmonieuses entre l'humanité et la nature. Cette perspective reconnaît les impacts négatifs des activités humaines sur l'environnement et

propose des solutions englobant plusieurs dimensions : réparer ces dommages et favoriser une coexistence durable. L'écologie de la réconciliation va ainsi au-delà de la simple gestion des ressources pour embrasser une vision holistique de la coexistence avec le vivant, où l'humain et la nature peuvent prospérer ensemble de manière harmonieuse et durable (Beau 2013) et développer de nouvelles formes de cohabitation plus symbiotique. Ces réflexions ont inspiré les perspectives de basculement de l'anthropocène vers le *symbiocène* (Albrecht 2016, 2019; Mead et al. 2023), défini par le philosophe Glenn Albrecht comme une ère où le développement humain favorise la co-évolution et la cohabitation avec les systèmes naturels. Ces approches qualifiées de post-modernistes encouragent la co-évolution et la cohabitation intégrées désormais dans nos pratiques économiques et sociales (Latour 1991).

Si la restauration écologique peut être vue comme les prémices de ces logiques d'intervention et de *care* des écosystèmes, aujourd'hui l'écologie de la réconciliation a une signification plus orientée sur la coexistence et cohabitation et s'oriente vers le soutien de la biodiversité dans la planification urbaine et les projets de développement. L'objectif est de créer des espaces où l'homme et la nature peuvent cohabiter de manière harmonieuse, dépassant ainsi le dualisme nature-culture qui a conduit à une séparation entre les territoires habités par les humains et ceux du reste du vivant (**Figure 2-31**) (Fleury & Prévot 2012). Au-delà de la restauration physique des milieux de vie, cette approche cherche à encourager les interactions positives avec la nature et promouvoir un mode de vie durable, par exemple via l'éducation environnementale et la sensibilisation à l'importance de la biodiversité (McKinney 2002).

Enfin, l'écologie de la réconciliation met en avant l'importance de la collaboration et des partenariats. Travailler ensemble - gouvernements, entreprises, organisations non gouvernementales et communautés locales - est indispensable pour partager les connaissances, trouver des solutions durables et promouvoir des actions concertées en faveur de l'environnement. En adoptant cette approche intégrative et à long terme, il est possible de créer un équilibre durable entre les besoins humains et la préservation des écosystèmes, assurant ainsi une coexistence bénéfique pour toutes les formes de vie sur Terre. En conclusion, l'écologie de la réconciliation offre une perspective holistique et proactive pour harmoniser la relation entre l'homme et la nature. Elle intègre ces principes dans les pratiques quotidiennes et les politiques de développement pour construire un avenir où l'homme et la nature prospèrent ensemble, en surmontant les dualismes qui ont longtemps séparé ces deux mondes.



Figure 2-31 : Relation Humanité-Biodiversité en habitat collectif : parquer les humains dans des enclos minéralisés et interdits aux « animaux » ? (Photographies : Thomas Boutreux)

5.5.3 Les communs, entre espace d'interaction et politique planétaire

Les communs sont axés initialement sur les biens et les ressources fournissant des services aux sociétés, en tant que produit (McPhearson et al. 2021). Cependant, un intérêt croissant pour les communs souligne qu'au-delà de biens et produits à gérer et partager, les communs sont ancrés dans des réalités matérielles et spatiales et constituent des espaces essentiels pour les processus de soutenabilité sociale urbaine. En ce sens, le concept souligne l'importance de ces lieux de rencontre ouverts, favorisant l'engagement dans des décisions collectives (Prandecki 2017). Les réflexions sur les espaces communs ont été énormément influencées par le travail de Hannah Arendt qui a mis en avant l'importance démocratique de ces espaces d'interactions, de vie et d'action collective. En donnant de l'attention aux lieux partagés, Hannah Arendt a été d'une grande influence dans les courants de pensées écologistes de réconciliation qui soutiennent la préservation de lieux de cohabitation et de rencontre.

Michel Lussault montre dans ses travaux sur l'urbanisation l'importance des « communs localisés », constitués par les espaces partagés où les interactions sociales, culturelles et économiques se concentrent et créent des lieux porteurs de sens pour les populations locales (Lussault 2014). Dans *L'Avènement du Monde* il soutient que les « communs localisés » sont à la croisée des processus *bottom-up* et *top-down* et constituent une interface entre « l'universel relatif » constitué par les institutions régulatrices et le « relatif absolu » incluant chaque individu participant à la construction du monde à travers ses interactions.

La théorie des communs, a proprement parlé, a été développée par Elinor Ostrom qui propose dans *Governing the Commons* (Ostrom 1990) une vision alternative à la « tragédie des biens communs » (Hardin 1968) qui soutenait que l'usage collectif d'une ressource menait irrémédiablement à sa surexploitation. La politologue Ostrom, qui a reçu le prix Nobel d'économie en 2009, démontre sur la base de nombreuses observations empiriques que la gestion communautaire est souvent plus durable que les modèles privés ou étatiques, mais que pour cela les communautés locales doivent être autorisées et en capacité de s'auto-organiser et créer leurs propres règles (Ostrom 1990). Cette « tragédie de l'accès libre », selon Ostrom, se serait constituée à cause de la vision dominante de la « tragédie des biens communs » qui aurait motivé les modes de gestions privés perçus comme supposément plus efficaces (Standing 2019).

Le concept de communs, représentant à la fois un lieu de coexistence, un processus politique et un produit contribuant à la stabilité et au développement des communautés locales (Prandecki 2017). Les villes sont des lieux importants de transformations culturelles, sociales et politiques qui dépendent d'espaces communs pour soutenir la vitalité des transformations. Ces espaces peuvent ainsi permettre aux populations locales de s'engager dans des gouvernances citoyennes, afin par exemple de définir les modalités de coexistence et gérer les co-bénéfices socio-écologiques. Dans le contexte de l'Anthropocène urbain, où les villes font face à des enjeux de biodiversité et d'adaptation au changement climatique, les « communs verts urbains » suscitent un intérêt croissant (Colding & Barthel 2013). Ces espaces verts partagés, qu'ils soient publics ou privés, offrent des lieux pour la mise en œuvre de solutions écologiques durables. Les espaces verts urbains communs sont définis comme des espaces caractérisés par une propriété plurielle et une gestion collective, où les participants détiennent des droits étendus, y compris la création d'institutions et la gestion de l'inclusion.

La gestion collective des espaces verts urbains renforce la résilience des villes face aux changements climatiques et permet une implication active des citoyens (Colding et al. 2022a). Ces espaces, proches des habitants, ont montré leur potentiel pour les transformations éthiques et culturelles, favorisant l'engagement social dans la conservation de la biodiversité et contrant l'extinction des expériences de nature en milieu urbain (Miller 2005). En pratique, les espaces verts urbains sont des lieux d'expérimentation, d'apprentissage et de résilience, où les communautés peuvent gérer les écosystèmes locaux et développer des solutions climatiques (Colding et al. 2022a). Le concept de « ville apprenante » décrit ce processus, où des solutions sont co-construites et partagées au sein de la communauté, créant des dynamiques de résilience collective (Ambrosino 2023). Ainsi, des études montrent que ces espaces favorisent l'apprentissage du jardinage, des conditions écologiques locales, de l'auto-organisation et de l'intégration sociale (Bendt et al. 2013).

En définitive, les communs urbains catalysent des solutions fondées sur la nature et la culture (Barthel et al. 2022). En mobilisant la participation collective, ces initiatives renforcent la confiance dans les institutions locales et favorisent l'innovation sociale. En étant un terreau fertile de diversité bio-culturelle et de coexistence, ces espaces jouent un rôle clé dans la construction de villes résilientes et adaptatives. Repenser les biens communs face aux crises de biodiversité et de résilience urbaine nécessite des efforts stratégiques pour créer et améliorer des espaces verts urbains partagés, favorisant des quartiers plus verts et conviviaux. Ce processus de transformation urbaine durable requiert de nouvelles collaborations entre le public, les scientifiques, les designers et les praticiens de la santé (McPhearson et al. 2021), permettant aux décideurs de soutenir des transformations concertées et ancrées dans les contextes locaux (Colding et al. 2020a).

Conclusion du chapitre 2

L'écologie urbaine, s'est transformée, face à l'ampleur des enjeux de l'Anthropocène urbain, en une science des systèmes complexes, transdisciplinaire et orientée vers la soutenabilité, par une approche basée sur les problèmes opérationnels. Ces perspectives ont induites des transformations épistémologiques profondes de l'écologie scientifique, nécessitant l'engagement des écologues dans les villes dans des collaborations intersectorielle avec les praticiens, les décideurs politiques et le public (Pickett et al. 2022b). Les transformations socio-écologiques requièrent une investigation des perspectives culturelles, normatives et politiques qui conditionnent les pratiques (Raymond et al. 2023) et cette réflexivité a permis de mieux comprendre comment les villes, en tant qu'espaces symboliques et existentiels d'habitation, participent à la construction sociale et phénoménologique de notre rapport au vivant. L'anthropologie, la sociologie de l'action, la philosophie, l'éthique et l'écologie politique offrent des éclairages précieux pour identifier les obstacles opérationnels et progresser concrètement vers une écologie de la réconciliation fondée sur le pluralisme culturel (Pickett et al. 2022a). Ces perspectives pourraient servir de leviers de changement profonds, incitant les villes à adopter des trajectoires symbiotiques (McPhearson et al. 2021).

Les solutions fondées sur la nature sont aujourd'hui de plus en plus adoptées comme une approche qui repose sur la restauration des services écosystémiques, offrant des co-bénéfices pour la biodiversité et les humains. Cependant, leur mise en œuvre a parfois privilégié une expertise technique axée sur l'optimisation rationnelle des solutions, ce qui peut négliger les attentes et perspectives humaines profondes qui seront gage de justice et de résilience sociale à long terme (Kotsila et al. 2021), des conditions pourtant indispensables pour atteindre la soutenabilité. En intégrant des valeurs culturelles et spirituelles dans la conception des espaces verts urbains, les SFN peuvent favoriser une relation plus profonde entre les habitants et leur environnement, ancrant le sens du lieu et nourrissant un attachement indispensable à la résilience socio-écologique de long terme. Pour les écologues et les parties prenantes engagées dans la recherche et la mise en œuvre de solutions, ces éclairages transdisciplinaires ont ainsi permis d'enrichir leurs méthodes et les orienter plus efficacement vers des transformations sociétales soutenables (Frantzeskaki et al. 2024b). Les collaborations enrichissantes et les méthodes opérationnelles participatives, mobilisant le pluralisme bio-culturel et les expérimentations ouvertes, soutiennent l'apprentissage ouvert et la justice sociale et écologique (Pickett et al. 2024). En passant de la posture d'expert-consultant à celui de tiers facilitateur-médiateur, les scientifiques peuvent continuer d'apporter la crédibilité des évaluations des co-bénéfices socio-écologiques d'un projet, tout en devenant des garants de sa légitimité sociale. En mobilisant des processus délibératifs intégrant la justice représentative et procédurale, ils étendent leurs préoccupations éthiques en faveur de la diversité bio-culturelle.

Les espaces habités et les communs urbains offrent un potentiel conséquent pour conduire ces transformations en mobilisant des leviers socio-culturels profonds. Ces opportunités uniques peuvent être mises en œuvre concrètement dans des processus d'expérimentation ouverts, avec une participation indissociable des habitants dans les collaborations avec les chercheurs, urbanistes, architectes et citoyens, transformant ces espaces en véritables laboratoires vivants des changements socio-écologiques. La gestion locale et citoyenne des ressources, ainsi que la réappropriation des territoires de vie par leurs habitants sont essentielles pour soutenir une éthique du *care* en pratique, créant des environnements urbains résilients et soutenables.

CHAPITRE 3 - Les espaces résidentiels : lieux stratégiques pour l'adaptation urbaine et les transformations écologiques sociétales.

Introduction du chapitre 3

La réflexion sur la cohabitation humanité-biodiversité et les communs nous conduit naturellement à explorer les espaces résidentiels, ces lieux où se déploie quotidiennement notre interaction avec l'environnement. Face à l'amnésie environnementale et la déconnexion de plus en plus marquée avec la nature qui soulève des inquiétudes pour les écologues de la conservation, les espaces résidentiels pourraient donc représenter un terreau fertile pour cultiver un nouveau sens de la cohabitation, en favorisant un aménagement qui encourage la reconnexion avec le vivant.

Étant donné que les espaces résidentiels soutiennent la production de nombreux services écosystémiques, ces biens communs pourraient bénéficier d'une planification et d'une gestion collective des ressources inspirées des principes des politiques des communs soutenant une gestion autonome locale. Ces communs s'inscrivent, en espace résidentiel, dans des réalités spatiales et matérielles concrètes comme par exemple les espaces verts ou les espaces partagés.

Les espaces résidentiels communs et partagés, dénommés habitat collectif, sont la forme majoritaire d'habitat en France, comme nous l'avons vu dans le chapitre 1. Les espaces verts en habitat collectif pourraient ainsi permettre de concevoir des paysages résidentiels qui sont non seulement durables mais aussi inclusifs, en favorisant la participation citoyenne et la gouvernance partagée. En effet, les résidents ont des droits formels, en tant que propriétaires ou locataires, afin d'influer sur les prises de décision, ce qui confère à ces espaces un potentiel démocratique direct pour transformer le cadre de vie et développer un sens du *care* au quotidien. Ces nouvelles gouvernances en habitat collectif doivent naviguer entre les représentations du monde et concilier les attentes, et cet apprentissage pourrait transformer des normes sociales. En effet, les transformations des espaces verts résidentiels peuvent être socialement contagieux (Zmyslony & Gagnon 1998), donc activer de profonds leviers de changement sociétal. En définitive, les transformations écologiques en habitat collectif se situent à la convergence de multiples préoccupations de soutenabilité et active de nombreux points de leviers profonds pour engager des transformations socio-écologiques en faveur de la biodiversité et de la résilience urbaine.

Au-delà de ce potentiel social, ce chapitre propose d'évaluer le potentiel écologique des espaces résidentiels et plus particulièrement de l'habitat collectif. Nous proposons dans une revue de la littérature plusieurs signaux soutenant ce potentiel. Nous évaluons aussi, sur la métropole de Lyon, les bénéfices de connectivité atteignables en cas de renaturation de ces espaces, en conduisant une modélisation des réseaux écologiques (Bourgeois et al. 2024). Nous montrerons aussi les opportunités existantes sur les opérations neuves, en évaluant la part (en termes de surface foncière et surface plancher) des nouvelles constructions dédiées à l'habitat collectif. Enfin, nous proposons un regard urbanistique et architectural des considérations environnementales ayant accompagnées l'histoire de l'habitat collectif en France depuis la fin du XIX^e siècle.

1 Espaces verts résidentiels

1.1 Espaces concrets de cohabitation - reconnexion au vivant

Les espaces verts résidentiels représentent des habitats écologiques essentiels pour favoriser la biodiversité urbaine. Ils offrent des refuges à de nombreuses espèces végétales et animales, contribuant à la santé des écosystèmes locaux. Leur proximité permet de reconnecter les résidents avec la nature, répondant ainsi aux problématiques d'amnésie environnementale et développant une conscience écologique (Lerman et al. 2023; Miller & Hobbs 2002). Une étude interdisciplinaire a montré que les personnes ayant une interaction quotidienne avec la nature sont plus connectées et enclines à adopter des pratiques en faveur de la biodiversité (Prévot et al. 2018). L'expérience et l'apprentissage dans les jardins communautaires ont été étudiés, mais ceux des jardins privés restent méconnus (Diduck et al. 2020). Or, les espaces verts résidentiels jouent un rôle crucial dans le développement d'une conscience écologique, en montrant l'importance de la nature dans le cadre de vie quotidien et en encourageant des comportements respectueux de l'environnement (Barthel et al. 2022; Bendt et al. 2013). Etant donné que le sentiment de connexion à la nature se construit dès le plus jeune âge, les espaces verts résidentiels ont une place centrale pour les enfants qui dépendent plus de cet environnement dans leur quotidien (Hand et al. 2017).

De plus, les jardins résidentiels sont des environnements symboliques qui reflètent les représentations sociales, historiques et culturelles des sociétés et des communautés (Larsen & Harlan 2006). Les jardins résidentiels sont liés au sentiment de propriété et d'appartenance à un lieu (Gross & Lane 2007) et constituent ainsi un cadre idéal pour établir des liens forts avec la nature, renforcer l'implication émotionnelle et maintenir des comportements pro-environnementaux à long terme. Ils ont également démontré leur impact positif sur la satisfaction à l'égard du domicile et la participation à des groupes communautaires (Bramley et al. 2009). Mobiliser la connexion émotionnelle des résidents à leur domicile et à leur communauté est crucial pour comprendre et renforcer les dynamiques soutenables (Uren et al. 2015), comme nous l'avons vu au chapitre précédent.

Si les jardins résidentiels jouent aussi un rôle majeur dans le développement d'une relation personnelle avec l'environnement naturel, c'est aussi parce que ces espaces verts favorisent une connexion esthétique avec l'environnement (Gross & Lane 2007). Ainsi, certains jardins privés peuvent évoquer une « beauté pittoresque » traditionnelle, tandis que d'autres peuvent susciter des expériences esthétiques basées sur la perception du soin, de l'attachement et de l'identité. L'esthétique est donc importante pour comprendre et influencer les changements des paysages anthropisés car les émotions et perceptions peuvent encourager les résidents à agir pour préserver et améliorer leurs environnements immédiats, y compris dans les espaces verts partagés. L'esthétique écologique ainsi est un élément clé orientant les choix de planification, de conception et de gestion des paysages urbains (Hayden et al. 2015), mais sa place dans les réflexions de soutenabilité urbaine n'est pas toujours à la hauteur de ces enjeux (Dronova 2019). Or, en intégrant des éléments esthétiques qui résonnent avec les expériences humaines, les urbanistes et les paysagistes peuvent créer des espaces qui ne sont pas seulement fonctionnels, mais aussi émotionnellement et culturellement porteurs de sens pour les résidents (Gobster et al. 2007). Cela nécessite concrètement de concevoir des espaces verts qui favorisent la biodiversité tout en étant esthétiquement plaisants, renforçant ainsi le lien entre les résidents et leur environnement. Cette conciliation, pas forcément évidente de prime abord, a pu bénéficier de consensus sur le fait que l'hétérogénéité paysagère pouvait être un terrain d'entente entre

les attentes des habitants et les besoins de la biodiversité (Dronova 2017). De plus, l'apprentissage de connaissances et de compétences en identification des espèces peut être soutenue par les initiatives de science citoyenne, ce qui peut avoir une incidence sur les perceptions et les attentes esthétiques (Hayden et al. 2015) et soutenir des transformations soutenables (Sauermann et al. 2020). Aujourd'hui, de nouvelles attentes paysagères et esthétiques émergent et des transformations sont mises en œuvre par des habitants pionniers (Larson et al. 2022) (**Figure 3-1**).

Les espaces verts résidentiels sont ainsi bien plus que de simples éléments décoratifs ; ils sont des catalyseurs de biodiversité, des points de reconnexion avec la nature, et des moteurs de cohésion sociale et de bien-être communautaire. Je soutiens que leur rôle pourrait être central dans la construction de nouvelles formes d'habiter la Terre, en soutenant une coexistence harmonieuse et respectueuse entre les humains et le reste de la biosphère. Comme le souligne Dennis Murphy (Murphy & Wilson 1988), « si nous ne pouvons pas agir en tant que gardiens responsables dans nos propres jardins, les perspectives à long terme pour la diversité biologique sur le reste de la planète sont bien sombres. »

1.2 Vaste espaces stratégiques

Nous avons abordé à plusieurs reprises l'intérêt des espaces verts urbains, résidentiels et collectifs, dont la proximité est une caractéristique importante de leur potentiel à reconnecter les résidents avec la nature et développer une conscience écologique (Lerman et al. 2023). L'importance stratégique de cette reconnexion est essentielle dans la perspective d'un Anthropocène relevant d'une urbanisation généralisée : à mesure que les villes s'étendent, les interactions entre les habitants et la nature dépendent de plus en plus de la qualité des paysages résidentiels, comme les aménagements de rue et les jardins (Fuller & Gaston 2009). Cependant, les efforts de conservation se concentrent souvent sur les terres protégées et les parcs, limitant les opportunités pour la majorité des résidents urbains de se reconnecter avec la biodiversité (Elmqvist et al. 2019; McKinney 2002; Oke et al. 2021; Prévot et al. 2018). Le soutien généralisé aux politiques environnementales pourrait donc dépendre des interactions quotidiennes avec la biodiversité dans les zones résidentielles (Sushinsky et al. 2013).

Les espaces résidentiels, tels que les espaces verts des maisons individuelles ou des habitats collectifs, jouent donc un rôle stratégique essentiel dans la conservation de la biodiversité à mesure que l'urbanisation augmente à l'échelle mondiale et que l'environnement naturel devient de plus en plus fragmenté (Goddard et al. 2010). Bien que les parcs et réserves soient des composants vitaux des écosystèmes urbains, il devient de plus en plus clair que nous devons « penser au-delà du parc » (Belaire et al. 2023) et investir les espaces résidentiels pour réellement déployer les services écosystémiques dans l'ensemble de la trame urbaine. En effet, les paysages résidentiels peuvent couvrir parfois plus de la moitié des villes et offrir une surface d'espaces verts supérieure à celle des parcs municipaux (Bellec 2018; Parris et al. 2018). À mesure que l'urbanisation augmente à l'échelle mondiale et que l'environnement naturel devient de plus en plus fragmenté, l'importance des espaces verts urbains pour la conservation de la biodiversité augmente. Dans de nombreux pays, les jardins privés sont une composante majeure des espaces verts urbains et peuvent offrir des avantages considérables pour la biodiversité.



Figure 3-1 : Transformation écologique du paysage dans les espaces verts en habitats collectifs. Des habitants pionniers transforment leurs attentes en réalité en s'impliquant dans l'entretien et en mobilisant leurs voisins de paliers (Lyon, 2019-2023).

Les espaces verts résidentiels sont aussi une question stratégique pour la résilience urbaine et l'adaptation au changement climatique. En effet, la densification urbaine a conduit à la réduction des espaces verts privés, ce qui affecte des services écosystémiques essentiels comme la rétention d'eau et la régulation de la température (Coolen & Meesters 2012). La tension entre la densification urbaine et la conservation des espaces verts nécessite des solutions pour maintenir et améliorer la qualité écologique de ces espaces tout en répondant aux besoins de la population urbaine croissante. Ces problématiques appellent ainsi à des analyses approfondies sur la morphologie urbaine, que nous développerons dans la partie 2 de cette thèse.

Les espaces résidentiels peuvent offrir un potentiel foncier considérable pour permettre à la biodiversité urbaine de s'épanouir. De plus, leur répartition dans la matrice urbaine leur offre un potentiel élevé pour favoriser la connectivité fonctionnelle. Des premières analyses SIG soutiennent leur rôle stratégique pour la connectivité écologique en offrant de nombreux pas japonais entre les espaces verts de plus grande surface ou naturalité (Lynch 2021; Mimet et al. 2020). Nous avons pu réaliser et publier des analyses plus quantitatives de la capacité des espaces résidentiels à étendre les réseaux écologiques et augmenter globalement la perméabilité des tissus urbains pour la biodiversité. Des simulations de renaturations ont pu montrer que le potentiel d'amélioration de la trame urbaine totale, qui serait permis par des actions sur les espaces résidentiels, est exceptionnel (Bourgeois et al. 2024).

En travaillant dans le périmètre de la métropole de Lyon avec des données d'occupation du sol à 1m² de résolution couplées à des modèles de dispersion de 4 espèces-type fonctionnels, nous avons pu imaginer plusieurs scénarios de renaturation en habitat collectif et mesurer le gain de connectivité potentiel (**Figure 3-2**). Les résultats montrent que la renaturation uniquement des espaces résidentiels en habitat collectif augmentait la connectivité écologique du territoire de 10 à 40 % selon les espèces, pour les scénarios ambitieux sur la quantité et la qualité de renaturation (**Figure 3-3**), alors que les espaces en habitat collectif n'occupent que 7,5 % du territoire étudié. Le gain de connectivité peut aussi être évalué individuellement pour chaque parcelle, et montre des différences spatiales importantes (**Figure 3-4**) : l'augmentation du flux de connectivité bénéficie aux quartiers qui ont une trame verte consistante, alors que l'hyper-centre, carencé en termes d'espace ouvert, a moins d'opportunités pour re-développer une trame écologique réellement fonctionnelle. Cet article a permis de démontrer la capacité des parcelles en habitat collectif, de par leur configuration et assemblage spatial, à être des lieux stratégiques pour implémenter des SFN qui auraient des effets très significatifs pour la biodiversité sur l'ensemble du territoire. L'habitat collectif pourrait ainsi avoir un rôle essentiel pour favoriser le bon fonctionnement des écosystèmes et des meta-communautés, car les villes sont des espaces écologiques très fragmentés et de nombreuses espèces ont des territoires de vie qui nécessitent des déplacements entre les parcelles. Enfin, pour stimuler l'engagement des habitants et des praticiens à renaturer en faveur de la connectivité, nous avons produits des posters illustrant le fait que « les solutions locales contribuent à des bénéfices globaux » en montrant que les effets positifs de la renaturation pouvaient s'étendre loin dans les quartiers en soutenant la trame verte écologique (**Figure 3-5**).

Cependant les espaces verts résidentiels sont en statut de propriété privée et leur gestion reste aujourd'hui peu soumise à des contraintes réglementaires (Hostetler et al. 2011). Cette territorialité privée et l'absence de régulation *top-down* souligne les enjeux stratégiques des initiatives *bottom-up* dans la transition écologique des pratiques de paysage (Goddard et al. 2010). À l'échelle du quartier, les propriétaires forment souvent des organisations, telles que des associations de résidents en régime de copropriété. Ces organisations communautaires sont souvent de puissants déterminants locaux des normes sociales (Turner & Stiller 2020) et peuvent être mobilisés dans des approches participatives les engageant dans une gestion plus symbiotique de leurs terrains, pour la biodiversité et l'inclusion sociale (Colding et al. 2006). Si les jardins sont parfois influencés par des normes sociales, ils ont en réaction souvent été des espaces de contestation, d'expression et de revendication, justement, de contre-cultures (Glatron & Granchamp 2018). Ces dynamiques sociales sont au cœur de la diversification de ces espaces et mènent à des mosaïques d'espaces verts où la gouvernance

territoriale de la biodiversité peut y prendre des formes originales, où les relations de voisinage occupent sans doute une place centrale (Riboulot-Chetrit 2016). Justement, si les espaces résidentiels sont une opportunité pour la biodiversité, c’est grâce également à la multiplicité des décideurs et gestionnaires qui concourent au développement de paysages variés, dans des logiques multiples, ce qui ne se produirait pas avec un gestionnaire unique ou relevant d’un seul corps socio-professionnel (Cook et al. 2012). En ce sens, des expériences locales de renaturation de ces espaces pourraient faire masse sans qu’aucune ne fasse modèle. La diversité bio-culturelle qui s’exprime dans les espaces résidentiels peut donc être un moteur essentiel pour la biodiversité, qu’il convient donc de préserver et respecter.

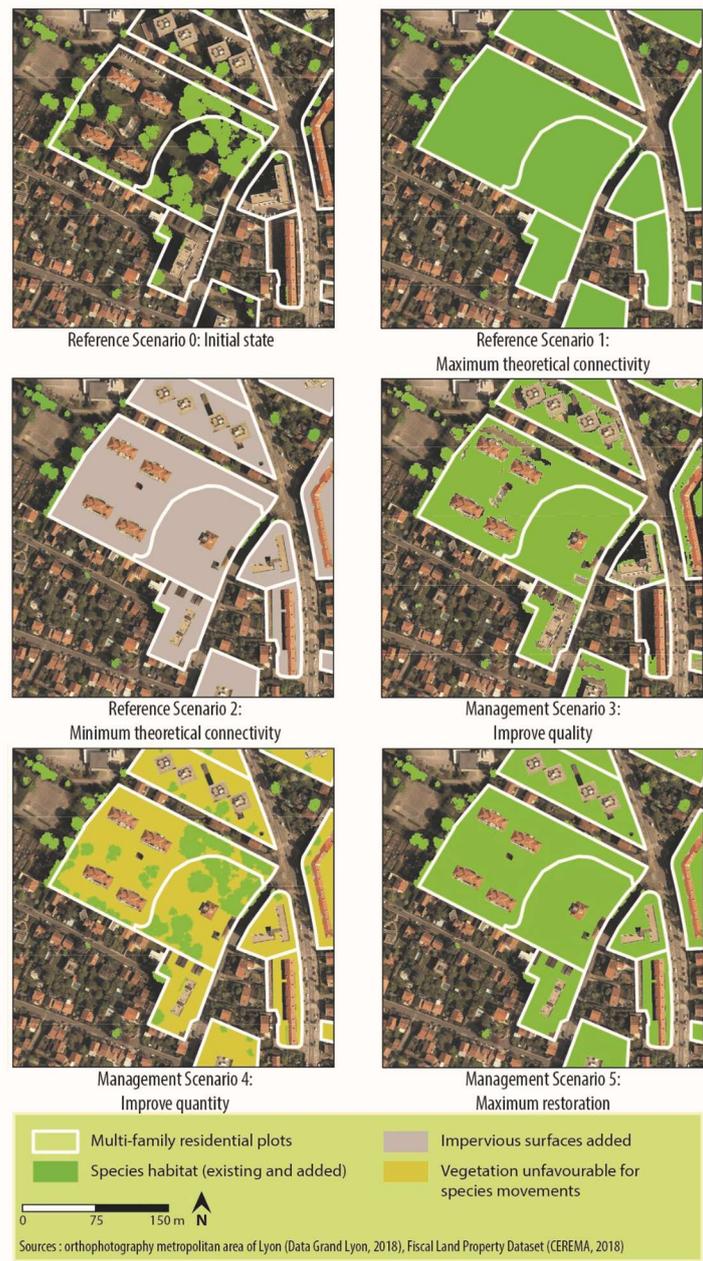


Figure 3-2 : Illustration des trois scénarios de renaturation en termes de quantité et de qualité (scénarios 3,4,5), ainsi que les deux scénarios théoriques minimums et maximums (1 et 2). Ces scénarios sont appliqués à l'ensemble des parcelles en habitat collectif puis la connectivité du réseau écologique du territoire complet est comparée à l'état initial (Bourgeois et al. 2024).

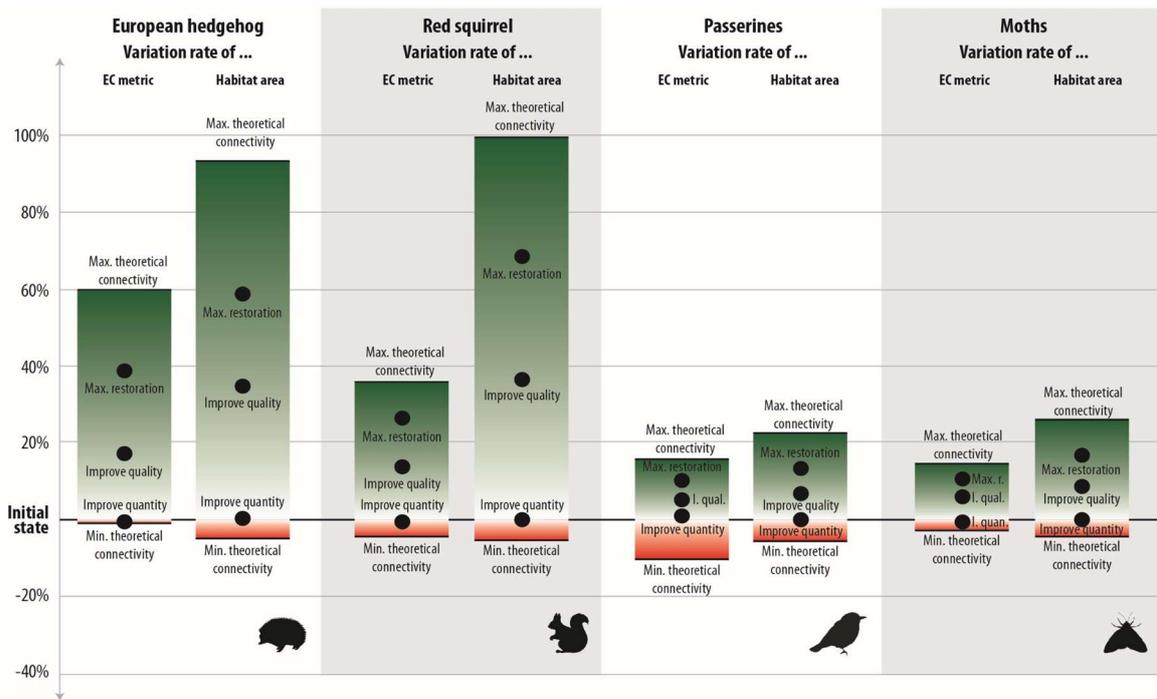


Figure 3-3 : Gains de connectivité écologique du territoire de la Métropole de Lyon, selon les 4 espèces-type définies, en fonction des scénarios de renaturation modélisés (Bourgeois et al. 2024).

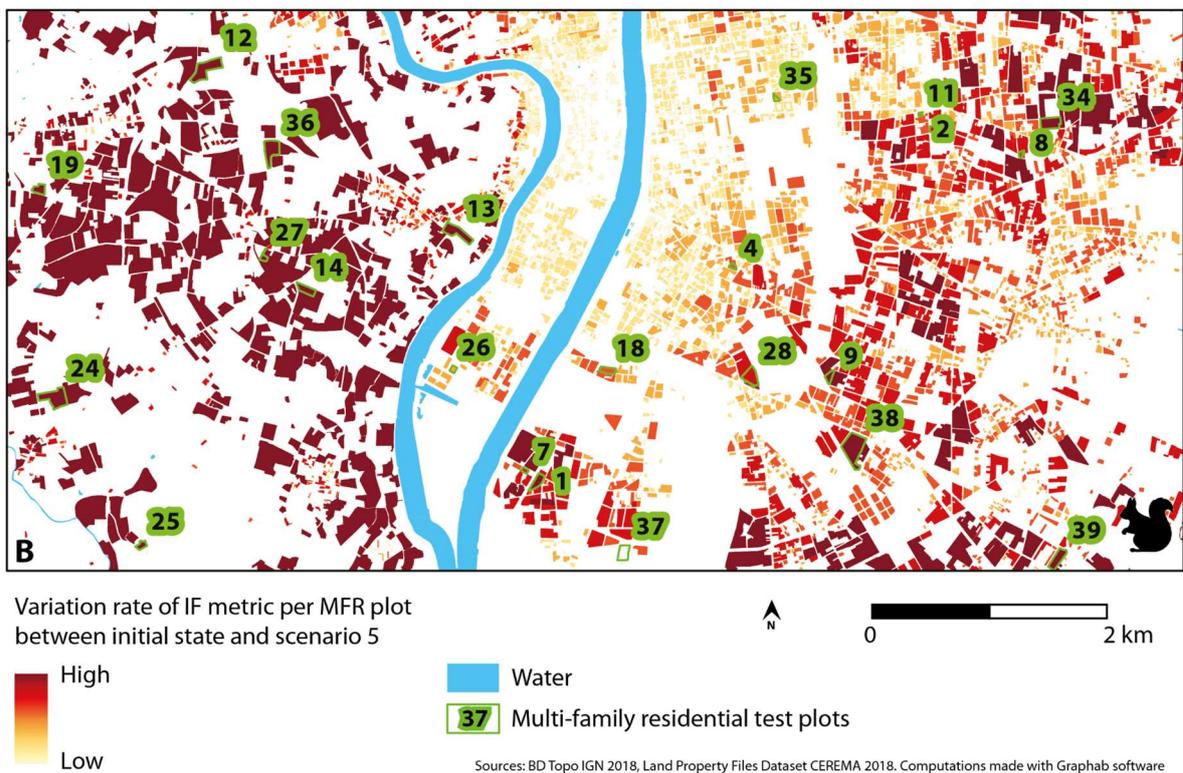


Figure 3-4 : Gains de connectivité possibles pour chaque parcelle, avec l'application du scénario de renaturation maximal (Bourgeois et al. 2024).

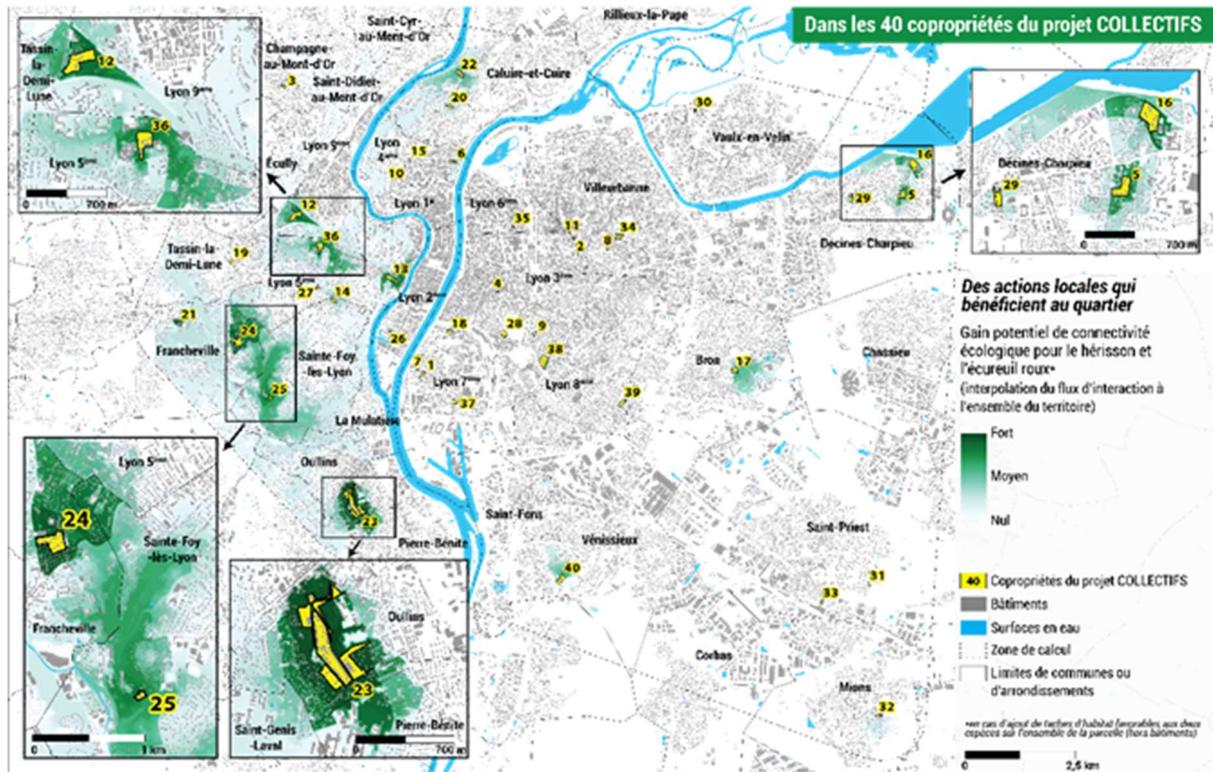


Figure 3-5 : Poster pédagogique pour évaluer la portée des actions de renaturation locale au-delà des limites de la parcelle, rendant visible l'ancrage de l'habitat collectif dans des dynamiques écosystémiques plus larges (Bourgeois 2024).

1.3 Mais peu connus !

Malgré les enjeux stratégiques soulignés, les espaces résidentiels restent méconnus tant sur le plan écologique qu'opérationnel. Traditionnellement, la conservation en écologie s'est concentrée sur les espaces sauvages, reléguant les zones résidentielles à un rôle secondaire. Le concept de zone résidentielle en tant qu'écosystème est donc relativement récent, et peu d'études ont évalué leur potentiel pour la conservation de la biodiversité (Cooper et al. 2007).

Les espaces résidentiels concentrent de nombreux défis stratégiques. Leur conception et gestion peuvent avoir des incidences écologiques profondes. Avec l'urbanisation croissante, il est urgent de développer des méthodes pour étudier et améliorer les impacts des stratégies de gestion des paysages résidentiels. L'appétence récente des habitants pour une participation active se traduit par une forte motivation à transformer écologiquement ces espaces (Battisti et al. 2019). Cependant, les processus collectifs favorisant l'adoption de pratiques écologiques restent largement méconnus (Goddard et al. 2010).

La recherche sur les paysages résidentiels est entravée par des difficultés d'accès et leur fragmentation, nécessitant des efforts considérables de prospection. De plus, les représentations des chercheurs, qui considèrent souvent ces espaces comme écologiquement appauvris, ont limité l'intérêt pour leur étude (Dyson et al. 2019). Surmonter ces défis méthodologiques et pratiques, et négocier des droits d'accès pour collecter des données sur les propriétés privées, est un vrai enjeu. Le travail de Dyson et al. (2019) offre des conseils utiles, en soulignant l'importance de la communication et de la co-construction avec les propriétaires pour développer des partenariats durables.

Des évaluations dédiées aux espaces urbains résidentiels sont nécessaires, car les connaissances sur la biodiversité des espaces urbains, majoritairement en espaces publics, ne sont pas représentatives des espaces verts résidentiels (Battisti et al. 2019). Néanmoins, des études ont montré que la structure tridimensionnelle de la végétation des jardins est un prédicteur important de la biodiversité (Daniels & Kirkpatrick 2006; van Heezik et al. 2008). Cependant, des questions opérationnelles demeurent, notamment la variabilité de la couverture végétale sur les parcelles privées (Lin et al. 2017).

Pour maximiser leur potentiel écologique, il est essentiel de développer des méthodes de recherche innovantes et de favoriser la collaboration entre écologues et propriétaires privés. Face aux enjeux de résilience urbaine, ces connaissances sont pressantes pour accompagner les praticiens de l'aménagement urbain et de la gestion paysagère. Enfin, la majorité des recherches sur les espaces résidentiels privés ont été entreprises, dès les origines, des jardins individuels (Miotk & Miotk 1996; Owen 1991). Cependant les recherches en termes de biodiversité en habitat collectif sont quant à elles inexistantes à notre connaissance.

1.4 Des espaces en tension

Les espaces résidentiels, en particulier les espaces verts communs, sont au cœur de tensions exacerbées par la densification urbaine. Cette densification, nécessaire pour accueillir une population croissante sans étendre l'empreinte géographique des villes, conduit souvent à la réduction des espaces verts existants (**Figure 3-6** et **Figure 3-7**). Cela diminue la qualité et la quantité de ces espaces, intensifiant les conflits entre les différents usages et communautés urbaines. La pression sur les infrastructures urbaines complique également la création et l'entretien d'espaces verts suffisants pour tous les résidents (Haaland & van den Bosch 2015). La perte d'espaces verts privés, souvent sacrifiés au profit de nouvelles infrastructures, soulève des questions sur la compensation de cette perte, alors que les espaces verts privés et publics ont des fonctions et des significations différentes, donc que les espaces publics ne peuvent généralement pas remplacer les espaces verts privés (Coolen & Meesters 2012).

Des tensions de conflits d'usages apparaissent aussi dans la conception et la gestion quotidienne des espaces verts. Les conflits émergent autour de l'utilisation, des priorités d'aménagement et de maintenance (Soininen et al. 2022). Par exemple, les décisions sur l'utilisation des espaces verts opposent souvent ceux qui souhaitent préserver des habitats naturels à ceux qui privilégient des aménagements utilitaires comme des aires de jeux ou des installations sportives. Ces tensions nécessitent une approche équilibrée et inclusive, prenant en compte les diverses perspectives et besoins des résidents tout en respectant les impératifs écologiques.



Figure 3-6 : Un espace vert en habitat collectif convoité par un promoteur (Caluire) (Photographie Thomas Boutreux)



Figure 3-7 : Quartier récent en habitat collectif, Sathonay-Camp (Photographie Thomas Boutreux)

1.5 Résiliences et services écosystémiques au plus proche.

Les espaces résidentiels privés offrent des bénéfices écologiques significatifs en termes de services écosystémiques. Les pratiques de gestion écologiques soutiennent la biodiversité, renforcent la résilience climatique et améliorent le bien-être humain (de Groot et al. 2002; Hobbie & Grimm 2020). En effet, la proximité des espaces verts résidentiels assure un accès direct et régulier à des environnements naturels, ce qui est bénéfique pour de nombreux services écosystémiques culturels favorisant le bien-être humain (Samuelsson et al. 2018). Malgré leur petite taille, ces espaces verts contribuent à des microclimats plus frais, stockent du carbone et fournissent des ressources fondamentales pour la biodiversité (Belaire et al. 2023).

Des pratiques de gestion favorisant la biodiversité, comme l'augmentation du couvert arboré et la réduction de l'intensité de la gestion, peuvent réduire les températures extrêmes et améliorer la gestion des eaux pluviales (Lerman & Contosta 2019). Une étude à Sacramento, Californie, a montré qu'une augmentation de 10 % du couvert arboré peut réduire la température maximale de l'air en été de 3,4 °C (Huang et al. 1987). À Madison, Wisconsin, un couvert arboré de 40 % dans un rayon de 90 mètres réduit les températures diurnes de près de 1,5 °C (Ziter et al. 2019). Étant donné que ces espaces verts sont situés là où les gens résident, ils ont un pouvoir d'atténuation des effets des canicules sans commune autre mesure, sachant que les canicules sont définies sur la base des températures nocturnes.

Les arbres et les plantes ligneuses des jardins individuels stockent également des quantités significatives de carbone, influencées par les espèces d'arbres, leur taille et densité, ainsi que l'utilisation des sols (Davies et al. 2011; Jo & McPherson 1995). Les sols de ces espaces verts peuvent stocker jusqu'à deux fois plus de carbone que les arbres présents. De plus, les arbres peuvent réduire les précipitations de ruissellement jusqu'à 21 %, soulignant leur importance dans la gestion des eaux pluviales (Lerman et al. 2023).

1.6 Véritables opportunités pour le vivant

L'idée que les environnements urbains sont de faible valeur pour la conservation est profondément ancrée dans la politique, la pratique et la perception publique. Pourtant, des recherches récentes démontrent que ces espaces peuvent jouer un rôle central dans la conservation de la biodiversité. Bien que souvent perçus comme dégradés et fragmentés, les environnements urbains peuvent offrir des refuges importants pour de nombreuses espèces s'ils sont bien conçus et gérés, soutenant ainsi des processus écologiques essentiels à la résilience écologique. Les représentations traditionnelles de la biodiversité évoquent généralement des paysages spectaculaires ou des espèces charismatiques (Cardinale et al. 2012), mais il est nécessaire d'inclure désormais les jardins résidentiels comme éléments fondamentaux de la matrice écologique mondiale (Tallamy 2020). Soanes et al. (2019) proposent aux écologues de considérer les petits espaces, de reconnaître les habitats non conventionnels, de tester des solutions créatives et d'utiliser la science pour guider un développement urbain futur minimisant ses impacts. Ces toutes dernières années, les espaces résidentiels ont bénéficié d'une mise en lumière inédite, stimulant les écologues à développer des modes de conception et de gestion transformant ces espaces en habitats écologiques (Lerman et al. 2023; Segar et al. 2022).

Le développement résidentiel a certes contribué à la perte d'habitats et à la dégradation des écosystèmes (Grimm et al. 2008), impactant gravement les oiseaux (Rosenberg et al. 2019), les insectes

et d'autres taxons (Dirzo et al. 2014). Cependant, ces espaces peuvent également soutenir la biodiversité régionale (Aronson et al. 2014). À San Francisco, les bourdons montrent des densités de population plus élevées en milieu urbain comparé aux zones rurales (Osborne et al. 2008). En France, une étude à Lyon a révélé que la diversité et l'abondance des abeilles sauvages étaient plus élevées dans les banlieues (Fortel et al. 2014). Des recherches en Grande-Bretagne ont montré que les grenouilles déclinent en zones rurales mais prospèrent dans les parcs urbains et les jardins (Carrier & Beebee 2003). Les espaces résidentiels urbains abritent également une végétation variée et des espèces rares et menacées, parfois distincts des autres espaces verts urbains (Ives et al. 2016; Knapp et al. 2021; Kowarik 2011; Planchuelo et al. 2020; Threlfall et al. 2016, **Figure 3-8** et **Figure 3-9**). À Melbourne, les zones résidentielles accueillent une biodiversité végétale similaire à celle des parcs publics (Threlfall et al. 2016). La recherche continue de démontrer que les villes peuvent devenir des refuges pour divers taxons, y compris les oiseaux (Seewagen et al. 2011), les papillons (Ramírez-Restrepo & MacGregor-Fors 2017) et les libellules (Goertzen & Suhling 2013).

Les écosystèmes urbains sont souvent qualifiés de « nouveaux écosystèmes » (Teixeira et al. 2021, **Figure 3-10**), reflétant les combinaisons inédites de composants biotiques et abiotiques. Bien que ces écosystèmes ne puissent se substituer aux espaces naturels protégés (Lerman et al. 2021; Padullés Cubino et al. 2020), ils renforcent les mosaïques d'habitat et peuvent offrir un potentiel écologique élevé avec une gestion appropriée. Les habitants peuvent jouer un rôle clé (Segar et al. 2022), comme l'illustre le rétablissement du papillon *Eumaeus atala* grâce aux plantations de *Zamia* par des propriétaires de jardins (Ramírez-Restrepo et al. 2017).

Cependant, les interventions écologiques devraient être co-construites avec les résidents pour assurer leur soutenabilité (Turo & Gardiner 2019). En somme, les espaces résidentiels privés présentent un potentiel écologique sous-estimé. En reconnaissant ce potentiel et en conduisant des études écologiques éclairantes, les politiques urbaines et de conservation peuvent être enrichies, concrétisant ainsi le potentiel écologique des espaces résidentiels.

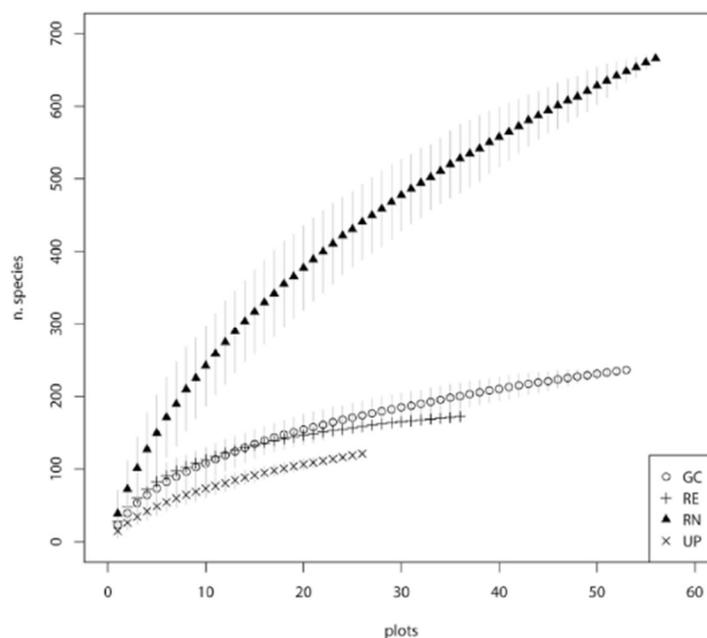


Figure 3-8 : Courbe d'accumulation d'espèces distinctes selon le nombre de parcelles inventoriées, en fonction du type d'espace urbain. GC = cours de golf, RE = espaces de dents creuses urbaines, RN = quartiers résidentiels, UP = parcs publics. (Threlfall et al. 2016)

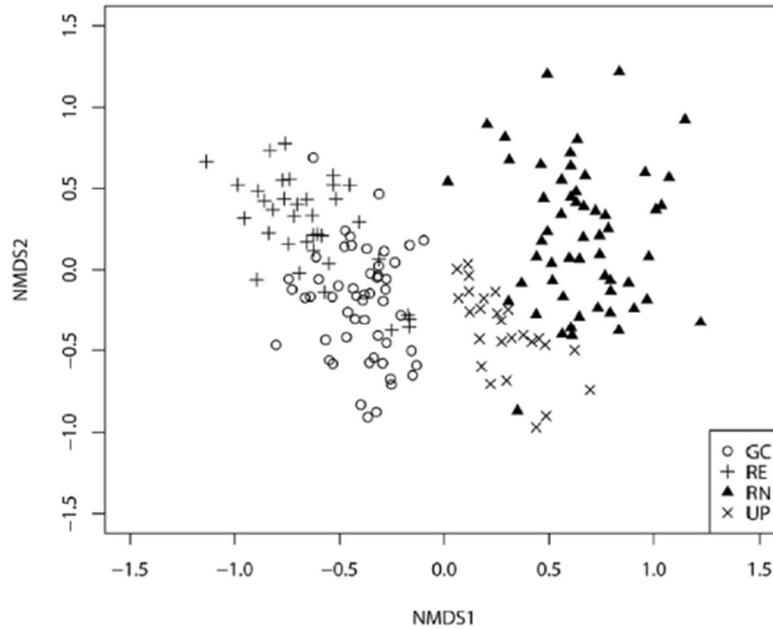


Figure 3-9 : Disimilarité de composition en espèces des communautés. GC = cours de golf, RE = espaces de dents creuses urbaines, RN = quartiers résidentiels, UP = parcs publics. (Threlfall et al. 2016) (Threlfall 2016).

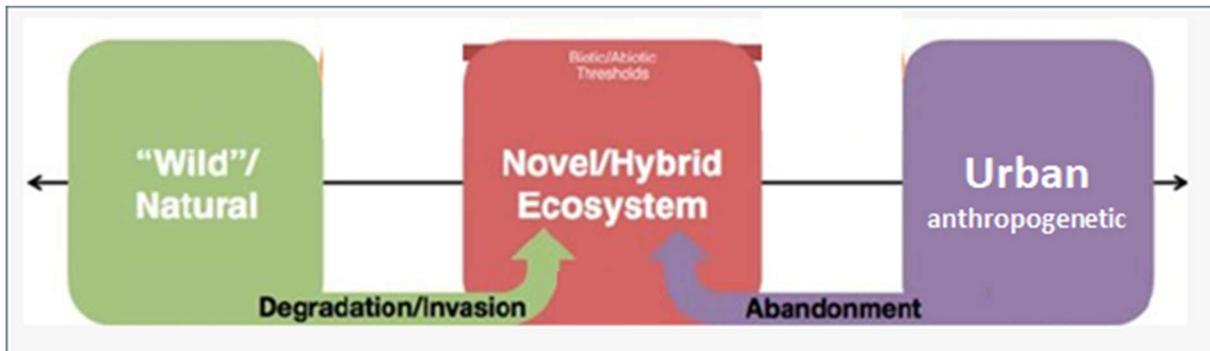


Figure 3-10 : Les nouveaux écosystèmes, conceptualisation des habitats de vie inédits qui combinent des caractéristiques hybrides et se généralisent dans l’anthropocène (Adapté de C Gomes 2013).

2 Habitat collectif : un potentiel encore non exploré

Parmi les espaces résidentiels, l’habitat collectif revêt une importance centrale dans le contexte actuel des enjeux écologiques, sociaux et culturels. Contrairement aux maisons individuelles, l’habitat collectif implique des enjeux de gestion collective de communs et de cohabitation, offrant des leviers écologiques et sociaux puissants pour promouvoir la résilience urbaine, la biodiversité et la soutenabilité des modes de vie, comme nous l’avons détaillé dans le chapitre 2. L’habitat collectif permet des modes de vie durables, favorisant la connexion entre les citoyens et la biosphère et encourageant l’inclusion sociale. Cette implication collective dans la gestion des communs dans ces espaces peut renforcer le sentiment de communauté et maximiser les bénéfices écologiques (Cooper et al. 2007; Herzberg 2015). L’habitat collectif semble ainsi être une réponse très concrètes aux

propositions de coexistence de Descola (Descola & Charbonnier 2014), de reterritorialisation de Latour (Latour 2017) et de « Trouver un lieu vivant à aimer personnellement et à défendre collectivement » de Morizot (Morizot 2023b).

Les espaces verts collectifs en pied d'immeubles peuvent jouer un rôle clé dans la conservation de la biodiversité urbaine, notamment dans les zones intermédiaires entre centres-villes et périphéries, où la biodiversité est souvent la plus élevée (**Figure 3-11**). Même dans les centres urbains, des espaces verts, même de petite taille, peuvent soutenir une biodiversité significative et améliorer le bien-être humain et la résilience urbaine (Samuelsson et al. 2018). Les espaces verts en habitat collectif fournissent des micro-habitats pour diverses espèces, réduisent l'effet d'îlot de chaleur urbain et séquestrent du carbone, contribuant ainsi à l'adaptation et à l'atténuation des effets du changement climatique (Belaire et al. 2023).

Étant donné que le logement individuel est l'un des principaux moteurs de la consommation d'espace suburbain, l'habitat collectif doit relever le double défi d'une ville compacte mais plus désirable et attractive. Si l'habitat collectif offre une réponse concrète à l'enjeu de limiter l'artificialisation de la planète, la renaturation de l'habitat collectif pourrait mieux répondre aux aspirations des citoyens à un meilleur environnement de vie, grâce à des espaces verts vastes et bien conçus, capables de lutter directement contre les changements climatiques là où vivent les gens. De plus, les habitats collectifs offrent une réponse stratégique à la densification urbaine. Alors que la perte d'espaces verts privés peut poser des problèmes de régulation de la température et de rétention d'eau (Hall, 2010), l'habitat collectif peut proposer, avec des formes urbaines adaptées, des morphologies urbaines qui sont frugales en termes de consommation de foncier, ce qui soutient la possibilité d'étendre les espaces verts urbains en contexte de densification. Ces potentielles qualités morphologiques de l'habitat collectif peuvent permettre un développement urbain qui répond au double enjeu de soutenabilité et d'habitabilité des villes.

Les habitats collectifs ont également une place importante dans l'expérience existentielle de la ville que se font les citoyens. Dans de nombreux quartiers très résidentiels, les espaces verts situés en bas des immeubles en habitat collectif représentent plus de la moitié de la végétation accessible du quartier. L'habitat collectif et ses espaces verts sont donc des lieux centraux d'interaction avec le vivant. Cependant, ces espaces verts peuvent parfois être décevants pour les habitants en terme paysager. Améliorer la qualité esthétique et écologique de ces espaces pourrait donc permettre de répondre aux préoccupations relatives à l'amnésie environnementale en reconnectant les habitants avec la nature quotidienne. Par exemple, la plantation collective et la gestion des jardins partagés peuvent être des occasions d'apprentissage et de sensibilisation à la nature, aidant à combler le fossé de l'amnésie environnementale en reconnectant les habitants à leur environnement immédiat. Au-delà de cette reconnexion psychologique influençant les affects et l'éthique des individus, les jardins partagés situés dans les espaces résidentiels permettent aux habitants de participer activement à des pratiques durables, de renforcer leurs connaissances écologiques et de développer une conscience environnementale accrue (Lerman et al. 2023). L'habitat collectif peut favoriser des modes de vie durables qui relient les villes et les citoyens à la biosphère et encouragent l'inclusion sociale, créant ainsi un terrain fertile pour des récits et des pratiques qui soutiennent l'adaptabilité environnementale collective et la résilience.

Enfin, la dynamique de construction effrénée à laquelle avance l'habitat collectif est une opportunité concrète de transition urbaine pouvant être intégrée dès la conception des nouveaux

espaces urbains en expansion ou renouvellement. L'augmentation mondiale de la proportion des constructions neuves en habitat collectif dans les pays occidentaux tout comme dans la plupart des pays émergents du sud, pourrait être l'occasion de mettre en œuvre un urbanisme durable. En France, la dynamique de construction de logements collectifs est forte, stimulée par les mobilités résidentielles induites par les politiques de métropolisation, mais aussi par la tendance à la baisse de la taille des ménages, c'est-à-dire du nombre de personnes occupant les logements. La dynamique de construction de logements résidentiels est, en 2021, deux fois plus élevée en habitat collectif que pour les logements individuels. L'ADEME, sur la base de plusieurs enquêtes prospectives, avance le scénario que la part des logements en habitat collectif pourrait atteindre 60 % en 2050, contre 44 % en 2016 (ADEME 2014). A l'échelle de notre territoire d'étude de la métropole de Lyon, nos analyses montrent qu'aujourd'hui plus de 75 % des surfaces de plancher bâties sont destinées aux logements en habitat collectif (**Figure 3-12**). Ceci montre que dans des grandes métropoles comme celle de Lyon, la production d'habitat collectif est le moteur principal de l'urbanisation. À l'échelle mondiale, bien que les statistiques sur le logement en habitat collectif et ses dynamiques fassent défaut dans de nombreux pays et régions du monde, les pays de l'Union européenne et de l'OCDE ont en moyenne plus de 45 % de leur parc de logements en habitat collectif, avec des chiffres variant de 5 % au Mexique à 77 % en Corée du Sud (OECD 2022). À noter que ces chiffres se réfèrent à la fois au logement rural et urbain, de sorte que la proportion de logements collectifs en milieu urbain pourrait être encore plus élevée. Ces chiffres montrent que l'emprise de l'habitat collectif, sa dynamique et son potentiel transformateur sont des enjeux globaux.

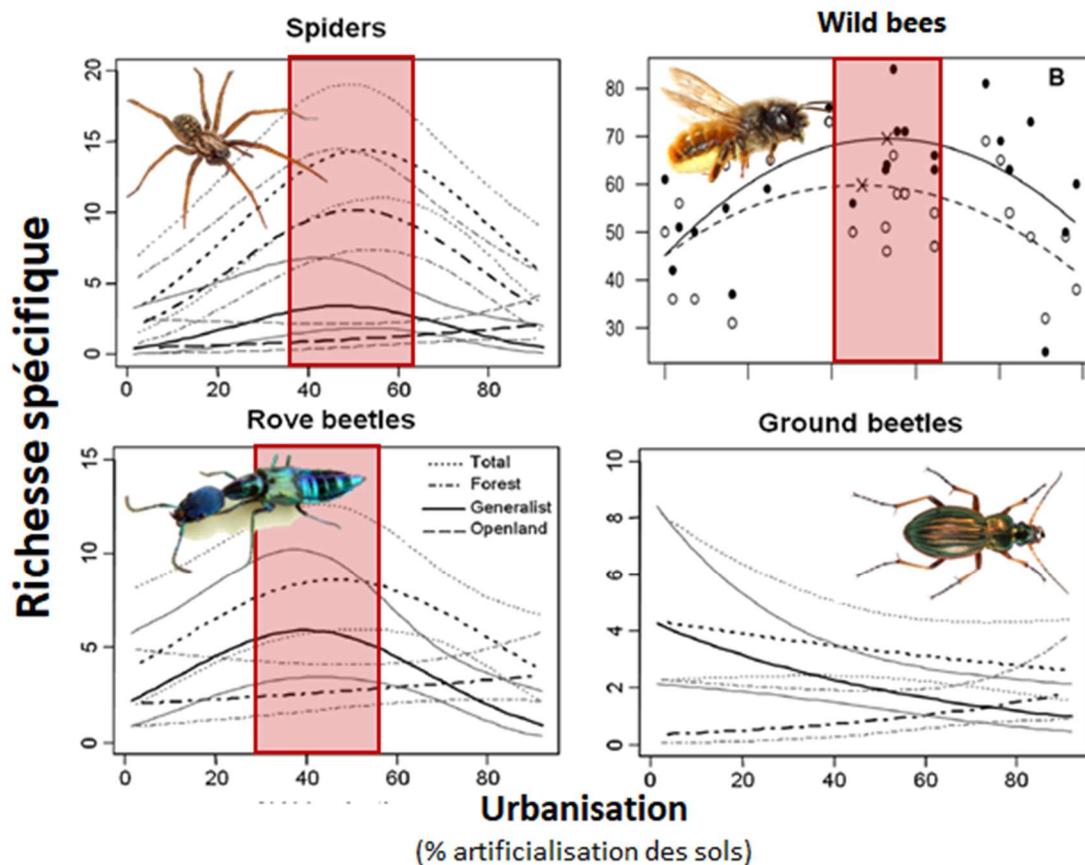


Figure 3-11 : Richesse spécifique et niveau d'urbanisation, (d'après Fortel et al. 2014; Vergnes et al. 2014).

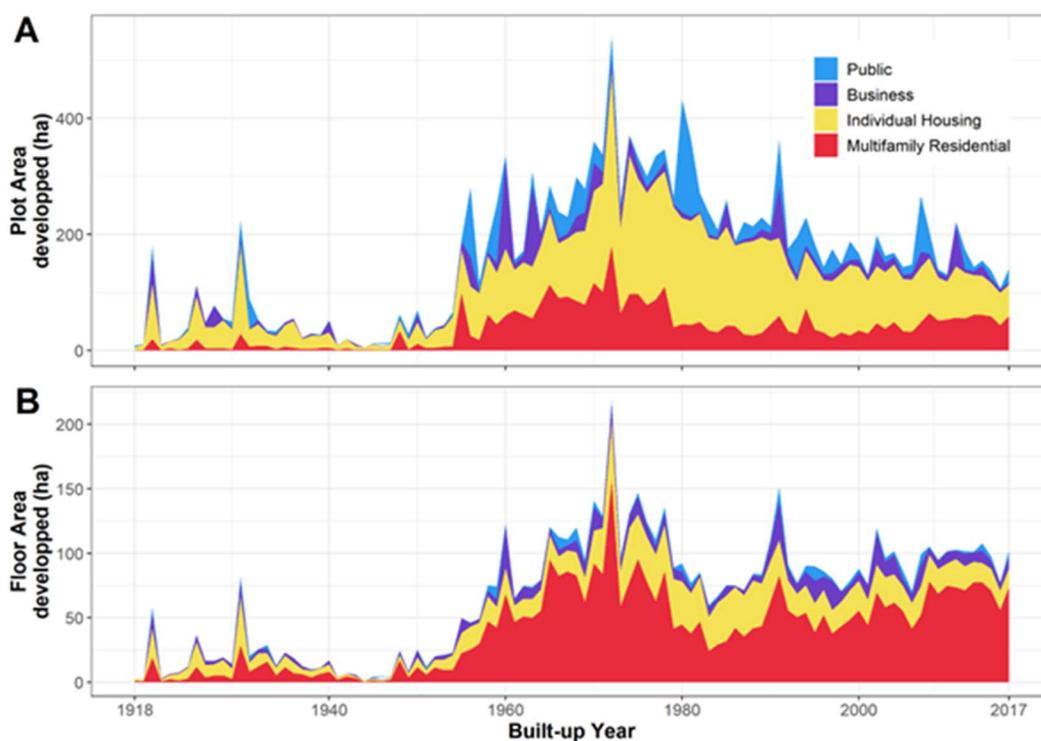


Figure 3-12 : Distribution des surfaces de parcelles (A) et des surfaces de plancher (B) en fonction de leur année de développement et de leur utilisation prévue. Territoire de la Métropole de Lyon, données fichiers fonciers CEREMA 2017. Réalisation Thomas Bouteux.

2.1 État des lieux écologique : un désert biologique ?

Les zones résidentielles en habitat collectif restent largement méconnues sur le plan écologique, notamment en ce qui concerne leur biodiversité. À ce jour, la seule étude investiguant directement le potentiel écologique de l'habitat collectif, en Europe de l'Est, s'est arrêtée à une évaluation surfacique du potentiel écologique des résidences en habitat collectif (Zwierzchowska et al. 2021). De plus, à l'échelle mondiale, les études comparatives menées entre diverses zones au sein des villes ne mentionnent pas de mesures en habitat collectif (**Figure 3-13**), à l'exception du travail doctoral de Muriel Deparis (2023) (**Figure 3-14**) qui a inventorié la richesse de la flore spontanée de sites en habitat collectif ouvert au public (non résidentialisés), dont le foncier et la gestion pouvait être public comme privé. Cette méconnaissance persiste aujourd'hui malgré les opportunités significatives que ces espaces représentent pour la conservation de la biodiversité urbaine.

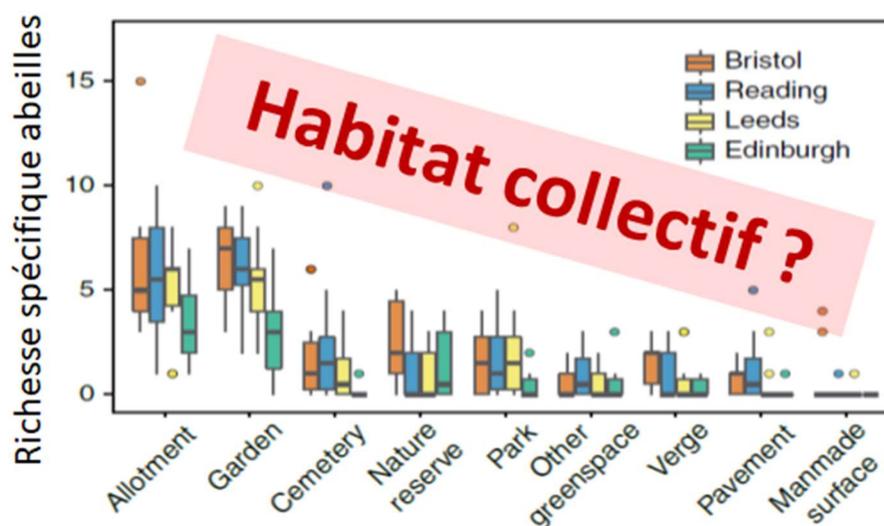


Figure 3-13 : Richesse spécifique en abeilles selon le type d'espace urbain inventorié (modifié de Baldock et al. 2019).

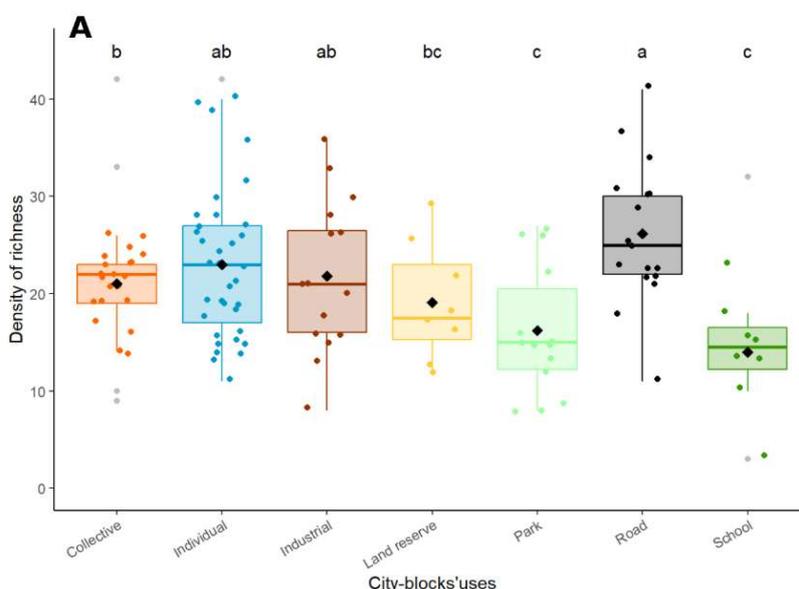


Figure 3-14 : Comparaison de la richesse spécifique entre différentes zones urbaines distinguées, selon leurs usages. « Collective » mentionne ici des unités foncières en habitat collectif non résidentielisé (non fermé au public) (Deparis 2023).

Les habitats collectifs, comme la plupart des espaces urbains relevant du domaine privé, ont souvent été peu prospectés dans les études d'écologie urbaine, qui se sont concentrées historiquement sur les zones naturelles urbaines relictuelles et les parcs publics. Ces dernières années, cependant, une proportion significative de chercheurs en écologie ont étendu leur périmètre d'étude des espaces urbains. Des zones aux fonctions et usages différents ont bénéficié de l'intérêt de la recherche pour explorer la matrice urbaine et mieux comprendre le fonctionnement écologique global des villes. Par exemple, les jardins potagers comme les jardins ouvriers ou les jardins partagés (Baldock et al. 2019), les friches urbaines (Bonthoux et al. 2014), les cimetières (Löki et al. 2019), les bâtiments (de Wilde & Bleil de Souza 2022), les accompagnements de voirie (O'Sullivan et al. 2017) ou encore les espaces verts d'entreprises (Serret et al. 2014) ont commencé à dévoiler leur identité écologique.

Malgré ces nouvelles perspectives, les stratégies de conservation actuelles des collectivités locales se concentrent principalement sur la préservation des zones naturelles relictuelles de l'espace urbain et les parcs publics, bien que ces espaces occupent une faible proportion de l'espace urbain (Van Helden et al. 2020). Cependant, les jardins résidentiels, représentant une fraction majeure des espaces verts urbains, offrent de nombreuses ressources pour divers taxons, soulignant ainsi leur potentiel sous-estimé pour la conservation. Les espaces verts en habitat collectif offrent ainsi d'importantes opportunités pour la conservation de la biodiversité de par leur emprise, mais ils peuvent aussi avoir l'avantage de présenter des habitats structurellement complexes et diversifiés.

Malheureusement, les espaces verts en habitat collectif ne semblent pas à première vue présenter nécessairement des habitats divers et des structures complexes (**Figure 3-15** et **Figure 3-16**), mais ces observations méritent d'être confrontées à une étude plus approfondie pour confirmer cette perception. Cependant, des observations en habitat individuel ont pu montrer que malgré des niveaux de diversité végétale très variables, ces espaces pouvaient néanmoins fournir des ressources à d'autres taxons présentant des niveaux de diversité plus élevés. Par exemple, les jardins en habitat individuel pouvaient soutenir une diversité et abondance similaire de mammifères indigènes par rapport aux espaces naturels urbains relictuels (Van Helden et al. 2020). La diversité phylogénétique est également un aspect important à considérer, et des assemblages de communautés différents des autres espaces urbains ont été observés dans les espaces résidentiels (Groffman et al. 2017). Bien que l'urbanisation tende incontestablement à homogénéiser les communautés végétales des espaces résidentiels, certains jardins individuels ont montré qu'ils pouvaient accueillir des assemblages d'espèces (indigènes et exotiques) uniques, bien que leur niveau de diversité est plus bas (Threlfall et al. 2016).

Les espaces résidentiels peuvent montrer un potentiel écologique et des niveaux de diversité extrêmement variables, et il est nécessaire de reconnaître que cette variabilité est influencée par des facteurs sociaux et structurels, tels que les préférences esthétiques et les normes sociales, qui façonnent les décisions en matière d'aménagement paysager. Ainsi, la recherche doit, dans le futur, explorer les interactions entre les dynamiques biophysiques et sociales au sein des environnements résidentiels. Pour certains auteurs, il semble ainsi essentiel de déterminer comment les changements démographiques, les préférences esthétiques, les pratiques de gestion, les contraintes économiques ou les réglementations environnementales influencent les processus écologiques dans les espaces résidentiels. Or ces facteurs sociaux peuvent avoir une tendance à l'homogénéisation entre les villes, ce qui représente un risque pour la diversité biologique (Groffman et al. 2017). Cette compréhension est nécessaire pour développer des stratégies de gestion diversifiées, entre et au sein des espaces urbains, afin de maximiser la biodiversité et minimiser les impacts négatifs de l'urbanisation.



Figure 3-15 : La non-place du vivant dans certains espaces verts en habitat collectif. Lyon 6, 2023. Photographie Thomas Boutreux.



Figure 3-16 : Illustration des enjeux socio-écologiques sur les espaces verts en habitat collectif, photographies sur le territoire de la Métropole de Lyon par Émilie Brunet, stagiaire de l'école d'architecture.

2.2 Un potentiel d'action ?

Comme nous l'avons vu, le potentiel écologique de l'habitat collectif est encore peu documenté en écologie scientifique, malgré le fait qu'un nombre plus important d'études souligne le potentiel des espaces résidentiels, qu'ils soient individuels ou collectifs.

L'étude de Zwierzchowska (2021) s'est intéressée aux grands ensembles des années 60 à 80 ainsi que des copropriétés construites après les années 90 dans les villes de Berlin (Allemagne) et Poznan (Pologne). En explorant le potentiel socio-environnemental de l'habitat collectif dans ces réalisations en Europe de l'Est (Figure 3-17), qui présentent par ailleurs de grandes similitudes avec le développement du logement collectif en Europe de l'Ouest, les auteurs ont révélé le large potentiel écologique de l'habitat collectif, actuellement peu connu et promu. « Libérer » ce potentiel écologique pourrait selon les auteurs entraîner une amélioration des conditions de vie des zones résidentielles.

D'un point de vue social, cette étude a souligné que la diversité des espaces verts et de leur végétation joue un rôle élémentaire dans la création d'un environnement de vie de haute qualité pour les résidents (exemple Figure 3-18). Sur le plan écologique, la mosaïque végétale favorisée à l'échelle locale par l'habitat collectif offre le potentiel d'une biodiversité riche et variée, ce qui est un élément essentiel pour soutenir les écosystèmes urbains résilients. Les auteurs invitent à se saisir de ce potentiel pour y mettre en œuvre des changements paysagers en faveur de la biodiversité et du cadre de vie. Cependant, les auteurs relèvent que le bénéfice écologique des interventions sur les sites en habitat collectif peuvent rester limité à cause de la taille des espaces, ce qui nécessite des efforts diffus dans la matrice urbaine pour révéler ce potentiel en soutenant une meilleure connectivité écologique.

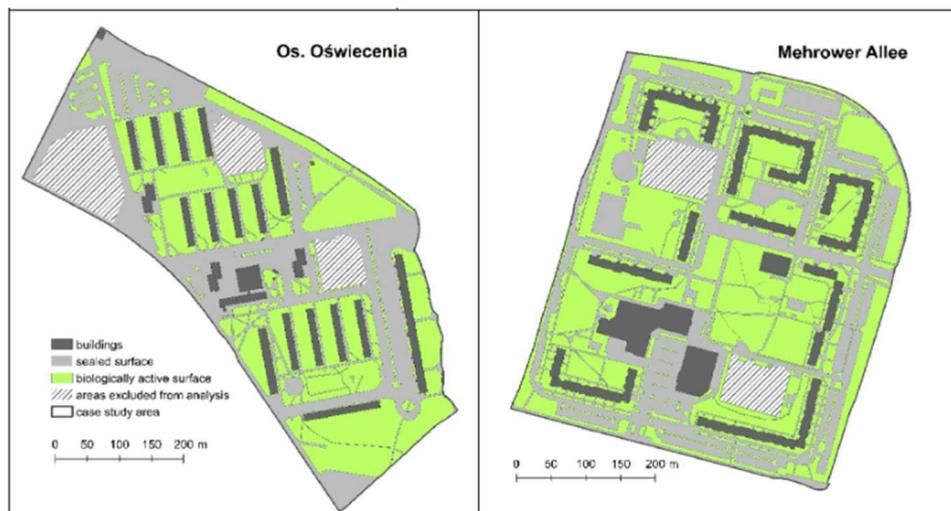


Figure 3-17 : Plan des « surfaces biologiquement actives » montrant le potentiel de l'habitat collectif pour implémenter des solutions fondées sur la nature (Zwierzchowska et al. 2021).

Les résultats d'autres recherches en espaces résidentiels montrent qu'à petite échelle, les interventions paysagères bien conçues, peuvent combiner esthétique et écologie. Par exemple, l'intégration de plantes tolérantes à la sécheresse et de palettes végétales diversifiées peuvent simultanément améliorer la gestion de l'eau, augmenter les ressources pour les pollinisateurs et réduire les besoins en entretien tout en offrant une qualité esthétique reconnue par les résidents. En effet, les résultats d'une étude très récente ont montré des synergies entre ces co-bénéfices, car les aménagements les plus appréciés en termes de qualité visuelle étaient également ceux qui soutenaient

une biodiversité plus élevée de pollinisateurs (Belaire et al. 2023) montrant une grande diversité paysagère. Ces résultats ouvrent un horizon stimulant pour le changement des pratiques de paysage des praticiens, qui jusqu'à présent étaient parfois coincés pour trouver une issue dans un supposé dilemme esthétique écologique alors que l'esthétique est souvent la priorité absolue des clients. En outre, les espaces verts de proximité de haute qualité peuvent devenir des lieux précieux pour tous les résidents et soutenir la justice environnementale en bénéficiant plus particulièrement aux populations les plus faibles, en particulier celles à faible revenu, sans voiture, âgées ou monoparentales (Zwierzchowska et al. 2021), alors que la gestion des espaces verts en logement social n'est pas toujours en phase (**Figure 3-19**).

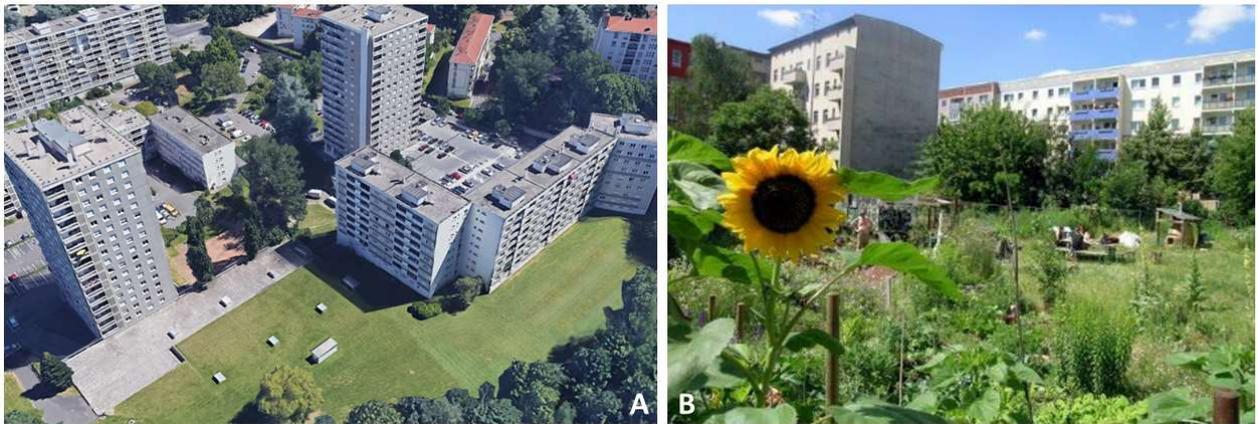


Figure 3-18 : A : Vue aérienne d'un site en habitat collectif dans le quartier de Champvert, Lyon 9 (source Google earth), montrant la gestion intensive et uniforme des espaces verts. B : Un exemple de site en habitat collectif réapproprié par les habitants et la biodiversité avec une hétérogénéité paysagère accrue (comm.pers. Pays Bas).



Figure 3-19 : Aperçu de pratiques d'entretien des espaces verts peu écologiques constatées en habitat collectif sur le territoire de la métropole de Lyon (photographies Thomas Boutreux).

2.3 Proposer une tribune pour les espaces verts en habitat collectif

Vu les enjeux systémiques de soutenabilité que les espaces verts en habitat collectif portent, tant en termes de problèmes que de solutions, et face au manque d'études et de données qui permettraient de guider en pratique des transformations socio-écologiques justes, nous avons eu l'opportunité de publier une tribune dans le journal *Le Monde* (Boutreux et al. 2020). Cet article nous a permis de construire un langage et des intentions communes avec mes directeurs de thèse, préfigurant la recherche que nous allons conduire dans le cadre de cette thèse ainsi que le projet de recherche-action, alors en cours de réflexion, qui allait naître de ces préoccupations afin de collaborer avec les différentes parties prenantes et de s'impliquer concrètement dans la transformation de ces espaces. Les enjeux et les méthodes de recherche-action, de plus en plus mobilisés par la recherche en écologie urbaine « pour les villes », seront l'objet de la partie suivante.

Le Monde

« La protection de la biodiversité démarre en bas de nos immeubles »

Les espaces verts en pied d'immeubles, sous-investis, représentent un terreau fertile, expliquent trois chercheurs de l'Université de Lyon, dans ce nouvel



Les espaces des copropriétés sont encore trop souvent des déserts biologiques. JACQUES LOIC / PHOTONONSTOP

Tribune. L'érosion accélérée de la biodiversité remet en question nos conditions et possibilités d'existence, de même que celles de toutes les autres formes de vivant. Dans cette perspective, les activités humaines auraient, selon certaines études scientifiques, multiplié par cent à mille la vitesse

globale d'extinction des espèces par rapport à celle qu'a connue l'évolution de la vie sur Terre dans l'ensemble de son histoire.

Espérer résoudre cette crise, c'est en premier lieu repenser notre manière d'habiter la planète. La première cause de l'altération du fonctionnement des écosystèmes réside en effet dans la destruction des habitats naturels, alimentée notamment par l'extension de l'urbanisation.

En réaction à ce phénomène, la densification est à l'ordre du jour dans beaucoup de métropoles françaises, où de nombreux projets de construction dans les premières couronnes doivent permettre de limiter l'étalement urbain et l'artificialisation des campagnes. Ces projets se font malheureusement trop souvent au détriment de la biodiversité qui prospère dans les espaces non bâtis au cœur des agglomérations. Une ressource pourtant précieuse.

Les recherches multidisciplinaires menées ces dernières années, par exemple par l'équipe d'Anne-Caroline Prévot au Centre d'écologie et des sciences de la conservation du Muséum national d'histoire naturelle, ont montré au contraire la nécessité de la préserver afin de multiplier les occasions pour les citoyens d'être au contact de la biodiversité. Aujourd'hui, celles-ci se réduisent souvent à des relations très dégradées, domestiquées ou même artificialisées.

Le danger de l'amnésie environnementale

Parce qu'on a d'abord envie de protéger ce qu'on connaît, cet appauvrissement des expériences de nature en ville, qualifié parfois d'« amnésie environnementale », contribue à l'aggravation de la situation. En effet, c'est par l'expérience quotidienne et la proximité avec la faune et la flore que se réalisent, au-delà de la prise de conscience, la familiarisation et l'affirmation d'une préoccupation morale vis-à-vis des autres formes de vivant.

Un apprentissage et une appropriation par la tête, le cœur et les mains tels que le définissait déjà le pédagogue suisse Johann Heinrich Pestalozzi au XVIII^e siècle. Des expériences de nature que ne peuvent complètement remplacer l'école, les animateurs nature, les reportages télévisés ou les parcs zoologiques, qui jouent néanmoins un rôle important dans la sensibilisation aux enjeux de la biodiversité.

En ville, cette relation peut se vivre au sein d'espaces verts publics, comme les parcs urbains, mais davantage encore dans les espaces privés, qui constituent la majeure partie de l'armature verte des villes. Une fois exclus les champs et les forêts, le chercheur Arnaud Bellec, de l'université de Lyon, a ainsi calculé qu'au sein de la métropole lyonnaise, 73 % de la végétation relevait actuellement du domaine privé. Parmi ces espaces proches de nos lieux de vie figurent notamment les jardins des maisons individuelles ou des copropriétés, dont la gestion dépend souvent entièrement des habitants.

Cette réalité n'a jamais été aussi concrète que pendant les deux mois de confinement printanier. Ceux qui avaient accès à un jardin ou à un espace vert à proximité immédiate de leur logement se sont rendu compte de son importance. Les autres ont au contraire souvent pris conscience d'un manque profond, et évoqué parfois le souhait de se rapprocher de la nature. En cela, la crise sanitaire a exacerbé les inégalités environnementales, qui demeurent une réalité permanente pour de nombreux habitants en temps normal.

L'habitat collectif, *terra incognita* de la biodiversité

La proportion des Français ayant accès à des jardins ou à des espaces verts privés n'est pas connue précisément et n'a jamais été chiffrée de manière complète sur un territoire. La valeur de cette

biodiversité « résidentielle » elle-même n'a par ailleurs jamais été mesurée en tant que telle, tant du point de vue écologique que pour le bien-être des habitants.

En France et en Angleterre surtout, plusieurs études – comme le projet Biodiversity in Urban Gardens, de l'université de Sheffield – se sont focalisées sur les jardins des particuliers. Mais rien de systématique n'a été produit sur les espaces verts des habitats collectifs qui représentent pourtant, en France, la forme dominante de logement – 84 % des ménages de la métropole de Lyon –, en particulier pour les habitants les plus modestes.

Situés en majorité dans les banlieues, où s'imbrique une plus grande variété de bâtis et de modes d'occupation du sol à la lisière de la ville et de la campagne, ces espaces possèdent pourtant une valeur importante pour la conservation de la biodiversité urbaine. A l'abri de l'agriculture intensive des campagnes et des cœurs de ville trop bétonnés, ils constituent des « points chauds » de la biodiversité, propices, grâce au patchwork d'habitats et de ressources qu'ils constituent, à la cohabitation de nombreuses espèces vivantes.

Dans la région lyonnaise, le programme européen Urbanbees pour le maintien des abeilles sauvages en milieux urbains et périurbains a ainsi montré que les banlieues, où seulement 50 % des sols sont artificialisés, constituent un terrain particulièrement propice à leur épanouissement. Mais ce potentiel reste largement méconnu. De plus, la densification s'opère aujourd'hui précisément dans ces espaces de biodiversité en banlieue.

Repenser la gestion des espaces verts des immeubles collectifs

Souvent traités comme la dernière roue du carrosse lors de la construction des projets immobiliers, entretenus selon une logique mécanique et rébarbative à coup de gazons ras et de haies composées d'une seule espèce végétale, les espaces verts de nos immeubles sont majoritairement sous-investis. A densité de population égale, nous sommes autant capables de produire des écosystèmes riches que de vrais déserts biologiques.

Il est urgent que cela change. Pour cela, la place et la qualité même des sols et de la végétation doivent être reconsidérées dans le projet d'aménagement urbain, et ce dès son origine. La terre fertile devenant une denrée de plus en plus rare, l'enjeu se situe dans la préservation de l'existant, du choix de l'implantation du bâtiment jusqu'à la manière de conduire le chantier. Les grands arbres doivent également être conservés autant que possible. Ils exercent par les activités liées à leurs racines un rôle protecteur sur plusieurs centaines de mètres carrés, tandis que leur canopée offre ombre et protection contre le ruissellement et l'érosion.

Les massifs d'arbustes sont d'excellents supports où les espèces nichent, se nourrissent, se déplacent. De nombreuses fleurs de variétés horticoles sont *a contrario* vides de nectar pour les pollinisateurs et requièrent un arrosage abondant pour survivre. Au fond, c'est le design complet de ces espaces qu'il convient de questionner pour en faire de réels supports d'une biodiversité locale, en adéquation avec les différentes fonctionnalités attendues par les habitants qui désirent désormais mieux qu'une pelouse desséchée dès le mois de juin.

Encourager la redécouverte de ces espaces verts

Justement, de plus en plus d'habitants s'approprient cet enjeu. A budget constant, ils imaginent de nouvelles plantations, sollicitent des professionnels compétents en botanique pour les accompagner ou décident de s'occuper ensemble des espaces verts de leurs immeubles. Le recours moins fréquent

aux machines fait naître des besoins de main-d'œuvre plus importants et la création d'emplois de jardiniers de mieux en mieux formés en écologie végétale.

Généraliser ces initiatives nécessite qu'un maximum de citoyens, toutes origines et sensibilités confondues, soient convaincus de la valeur morale, esthétique ou économique de la biodiversité. Dans cette perspective, il faut imaginer un encouragement à la redécouverte des espaces verts de proximité et développer de nouveaux supports de transmission des connaissances sur la biodiversité ordinaire, en proposant par exemple dans les immeubles des animations de science citoyenne.

Pour les chercheurs, il s'agit d'identifier les meilleurs compromis, à défaut de consensus, entre densification urbaine, biodiversité, attentes paysagères et sociales d'accès à la nature en documentant les pratiques et aménagements favorisant des espaces de coexistence riche dans les zones urbaines denses. Et ce, notamment, pour accompagner au mieux les promoteurs, architectes, paysagistes, bailleurs et collectivités qui désirent participer au développement d'aménagements propices à des relations bénéfiques entre humanité et biodiversité.

Thomas Boutreux, doctorant en écologie et en géographie à l'université Claude-Bernard Lyon-I, lauréat d'une bourse de thèse de l'Ecole urbaine de Lyon. **Marc Bourgeois**, maître de conférences en géographie à l'université Jean-Moulin Lyon-III, membre de l'UMR Environnement ville société. **Bernard Kaufmann**, maître de conférences en écologie à l'université Claude-Bernard Lyon-I, membre de l'UMR Ecologie des hydrosystèmes naturels et anthropisés. Il est également membre de la direction du LabEx Intelligence des mondes urbains (IMU)

3 Une rétrospective des considérations écologiques en habitat collectif

La relation entre les villes et la nature a évolué de manière significative au fil du temps, influencée par divers courants urbanistiques et architecturaux. Comprendre cette évolution nous permet de mieux appréhender les approches contemporaines de la gestion des espaces verts en habitat collectif et de tirer des leçons des pratiques passées. L'intégration de la nature et de la biodiversité en milieu urbain est une préoccupation ancienne, marquée par des visions culturelles, sociales et scientifiques variées.

Historiquement, l'habitat collectif visait une utilisation rationnelle et frugale des ressources, qu'il s'agisse de foncier, de matériaux, d'équipements ou de chauffage. La mutualisation et le partage visaient à diminuer les coûts économiques et à rendre le logement plus abordable, tout en augmentant rapidement le parc résidentiel lors des crises du logement. Cependant, cet habitat n'a pas toujours été conçu pour limiter l'étalement urbain ou libérer des espaces pour la nature en ville.

Différents courants urbanistiques et architecturaux ont promu des formes urbaines en prenant soin des espaces ouverts et de l'équilibre entre urbanité et nature. Les motivations pour intégrer la nature en ville ont varié, certains courants se concentrant sur les bénéfices pour les humains, tandis que d'autres incluaient la biodiversité dans leur ensemble. Ces nuances reflètent des cultures sous-jacentes et des représentations diverses des interactions entre l'humanité et la nature. Ainsi, les pratiques actuelles de gestion des espaces verts en habitat collectif tirent parti de cette riche histoire, cherchant à équilibrer les besoins humains et écologiques pour créer des environnements urbains durables et harmonieux.

3.1 Période pré-industrielle

À l'époque antique, la nature était souvent intégrée de manière fonctionnelle et symbolique. Les jardins, parcs et espaces verts servaient à la fois de lieux de détente et de symboles de pouvoir et de civilisation. Par exemple, les jardins de Babylone et les parcs de Rome antique intégraient des éléments naturels pour des raisons esthétiques et pratiques, comme le rafraîchissement des espaces urbains et l'approvisionnement en produits alimentaires. Puis, au Moyen Âge, les villes européennes étaient souvent entourées de murs, et la nature était perçue comme un environnement extérieur hostile. Cependant, les monastères et les abbayes ont joué un rôle important en préservant des espaces verts à l'intérieur des villes, avec des jardins destinés à la production de plantes médicinales et de nourriture. La Renaissance marque un retour à la valorisation de la nature dans les villes. Les jardins à l'italienne, comme ceux de la Villa d'Este à Tivoli, combinent harmonieusement art et nature, reflétant les idéaux humanistes de l'époque. La conception de ces jardins influencera les parcs urbains en Europe de l'Ouest et du sud des périodes suivantes. Au XVII^e et XVIII^e siècles, le modèle des jardins à la française, avec des parterres géométriques et des perspectives ordonnées, symbolise le contrôle humain sur la nature. André Le Nôtre, architecte paysagiste du roi Louis XIV, incarne cette vision avec la création des jardins de Versailles.

3.2 Hygiénisme

Avec la Révolution industrielle, les villes européennes connaissent une urbanisation rapide et peu contrôlée, soulevant des problématiques de santé publique. En réponse, le mouvement hygiéniste du XIX^e siècle préconise l'intégration d'espaces verts dans les villes pour améliorer la santé publique.

Face à une urbanisation chaotique et une densité de population croissante, les villes européennes et nord-américaines sont confrontées à des conditions de vie insalubres et à la propagation rapide de maladies infectieuses comme le choléra et la tuberculose. Le mouvement hygiéniste, animé par des réformateurs sociaux, des médecins et des urbanistes, prône l'intégration de parcs et jardins pour améliorer la qualité de l'air, offrir des espaces pour l'exercice physique et des lieux de détente loin des pollutions industrielles. Inspiré par des théories liant santé physique et mentale à l'environnement naturel, ce courant transforme la présence de la nature en ville.

L'un des exemples emblématiques est la création de Central Park à New York par Frederick Law Olmsted dans les années 1850. Conçu comme un « poumon vert » pour la ville, Central Park devait offrir un refuge contre l'agitation urbaine et améliorer la santé publique. Le Parc de la Tête d'Or à Lyon, ouvert en 1857, et les parcs parisiens comme le Bois de Boulogne, aménagés par Adolphe Alphand sous Napoléon III, répondent aux mêmes besoins. Jean Claude Nicolas Forestier, promoteur de cette vision, théorise dans son livre *Grandes villes et systèmes de parcs* (1906) l'importance des parcs urbains pour le bien-être des citoyens, influençant durablement la planification urbaine en Europe.

Le mouvement hygiéniste redéfinit ainsi les perceptions de la nature en milieu urbain, la valorisant pour ses bienfaits sanitaires et sociaux. Cette période marque un changement de paradigme, où la nature devient un besoin fondamental pour la santé publique et le bien-être des citoyens, au-delà d'un simple ornement urbain.

3.3 Les cités-jardins

3.3.1 Un modèle axé sur la soutenabilité socio-écologique

Les cités-jardins, développées au début du 20^e siècle, prolongent le mouvement hygiéniste dans les espaces résidentiels en habitat collectif, en intégrant des espaces verts dans les espaces résidentiels pour améliorer la qualité de vie. Inspirées par les principes hygiénistes, elles visent à réduire la pollution, améliorer l'aération et offrir des lieux de loisirs, en réponse à l'urbanisation rapide et chaotique de la Révolution industrielle. Ebenezer Howard, dans son ouvrage *Garden Cities of Tomorrow* (1902), propose une vision combinant les avantages de la ville et de la campagne, concrétisée dans les cités-jardins avec de vastes espaces verts, des jardins publics et privés, et une densité urbaine modérée.

Les cités-jardins dépassent la simple question sanitaire en abordant le bien-être des espaces habités avec une perspective systémique. En plus des bénéfices sanitaires, elles visent à favoriser la cohésion communautaire et à offrir un cadre de vie équilibré entre nature et urbanisation. Howard abordait déjà en son temps les préoccupations écologiques, sociales et économiques de la soutenabilité et croyait en la création de villes durables et autonomes, économiquement viables et offrant une meilleure qualité de vie pour les habitants. Les cités-jardins ne se contentent pas de traiter les symptômes des problèmes urbains, mais cherchent à transformer en profondeur la structure même des villes et à proposer de nouveaux modèles de développement et de planification. Si cette perspective a pu être atteinte avec la réalisation de quelques villes nouvelles planifiées suivant les préceptes des cités-jardins, elles se sont concrétisées sur des opérations de taille variable et souvent sur des envergures plus modestes, comme des îlots urbains ou des quartiers. La première cité-jardin, Bourneville, construite près de Birmingham par la chocolaterie Cadbury à partir de 1895, illustre l'intérêt des industriels pour améliorer les conditions de vie des ouvriers. Entre 1900 et 1930, les cités-jardins connaissent un essor notable en Europe et aux États-Unis. Letchworth (Angleterre, 1903), Hellerau près de Dresde (1909), Forest Hills Gardens à New York (1911) et Hampstead Garden Suburb à Londres sont des exemples emblématiques.

En France, les cités-jardins se développent principalement dans les années 1920 et 1930, influencées par des styles architecturaux et des approches urbanistiques variées. Elles adoptent souvent une esthétique moderniste, avec des formes géométriques simples et des matériaux contemporains. Les premières cités des années 1920, comme Dugny, Stains ou Les Lilas, imitent le modèle anglais avec des cottages le long de voiries pittoresques. Certaines réalisations, comme au Pré-Saint-Gervais, intègrent des influences de l'architecture sociale de l'Europe du Nord, telles que des immeubles de faible hauteur aux formes arrondies. En France, les cités-jardins ont souvent été réalisées sur des emprises plus limitées et une densité de logements plus élevée que leurs homologues anglaises. Elles ont été développées selon des plans centralisés, avec une forte implication de l'État et des collectivités locales, contrairement aux initiatives privées en Angleterre. Les cités-jardins françaises, bien que parfois éloignées des principes stricts d'Howard, se distinguent par leur importance accordée aux jardins et à la végétation, contribuant à leur identité unique (exemple en **Figure 3-20**).

Le mouvement des Habitations Bon Marché (HBM) dans l'entre-deux-guerres, soutenu par Henri Sellier, marque une transition vers un habitat collectif de qualité avec des services rares pour l'époque. Les espaces extérieurs soignés des HBM rappellent les préceptes des cités-jardins. Sellier et les architectes Alexandre Maistrasse et Georges-Henri Pingusson réalisent plusieurs opérations HBM en

Île-de-France, telles que la cité-jardin de Suresnes (1921-1956) et celle de Stains (1921-1933), modèles d'intégration sociale et de diversité fonctionnelle. En dehors de Paris, des exemples notables incluent la cité-jardin de Mulhouse et celle de Lille, connue sous le nom de « La Campagne à Lille ». En périphérie lyonnaise, la cité-jardin de Vaulx-en-Velin, dite cité Tase, réalisée pour les ouvriers de l'usine Tase, combine esthétique néo-vernaculaire (petite cité Tase) et architecture plus moderne (grande cité Tase) (**Figure 3-21** et **Figure 3-22**). La Grande Cité Tase, construite dès 1926 pour répondre au manque de logements ouvriers, comprend 20 immeubles de quatre étages sur neuf hectares, abritant 491 logements chacun doté d'un jardin de 80 à 120 m² avec récupération d'eau de pluie et abris de jardin. Un règlement strict imposait des règles d'hygiène et interdisait les élevages d'animaux. La cité dispose de vastes espaces verts incluant des parcs publics et zones de loisirs. Équipée d'infrastructures comme des écoles, centres communautaires et équipements sportifs, cette approche reflète la vision d'Howard de communautés autonomes où les résidents peuvent satisfaire la plupart de leurs besoins localement.

Le concept de cité-jardin a été remobilisé et transposé plus récemment avec celui la métropole jardin afin de relier les projets métropolitains à des modes écologiques d'aménagement du territoire, sous la perspective de l'urbanisme paysager utilisant la figure du jardin pour caractériser l'habitabilité des espaces urbains (Consales 2021). Les cités-jardins influencent aussi d'autres pratiques contemporaines d'aménagement, comme les écoquartiers qui intègrent durabilité écologique, mixité sociale et qualité de vie. Des projets comme « La rue e(s)t mon jardin » à Massy et l'écoquartier des Rives de la Haute-Deûle à Lille s'inspirent des principes des cités-jardins en mettant l'accent sur les espaces verts et la cohésion communautaire. La Cité des Étoiles à Givors sur la Métropole de Lyon, conçue par Jean Renaudie dans les années 1970, est un exemple d'utopie concrète influencée par les cités-jardins, intégrant logements, espaces verts et équipements publics de manière harmonieuse. Le modèle des cités-jardins reste donc une source d'inspiration actuelle, notamment pour les projets d'écoquartiers qui cherchent à combiner durabilité écologique, mixité sociale et qualité de vie. Bien que les interprétations du modèle original puissent varier, l'esprit des cités-jardins perdure à travers ces initiatives modernes. Les concepts de maîtrise publique du foncier, d'équité économique et d'intégration des citoyens dans les processus décisionnels, présents dans les cités-jardins d'Howard, sont réinterprétés aujourd'hui dans des projets qui visent à limiter la spéculation foncière et à promouvoir une urbanité plus durable et inclusive.



Figure 3-20 : Vue aérienne de la cité jardin du Plessis-Robinson (source : Mairie)

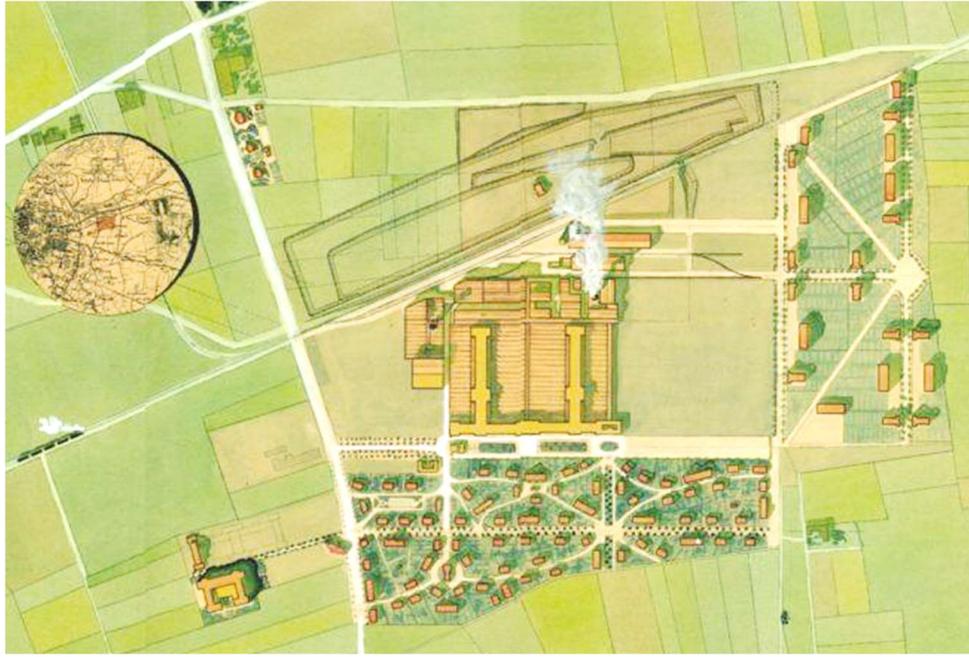


Figure 3-21 : Petite Cité Tase (S) et grande cité Tase (E) (source : ensemble-cusset-tase.com)



Figure 3-22 : Photographies et cartes postales de la petite cité Tase et de la grande cité Tase (en bas à droite), source : ensemble-cusset-tase.com.

3.3.2 Le Modernisme s'immisce dans les cités jardins

À Lyon, la « Cité des États-Unis » réalisée par Tony Garnier dans les années 1920 est souvent vue comme un exemple précoce de cité-jardin en France, bien que son affiliation soit discutée. Elle représente un état transitoire entre la cité-jardin et le grand ensemble d'architecture moderniste. Sa densité de logements élevée dévie des principes des cités-jardins, qui favorisent une faible densité et une intégration harmonieuse avec la nature. Le projet de Garnier, bien que progressiste, s'aligne davantage avec les principes modernistes et fonctionnalistes, s'écartant de l'utopie sociale et écologique des cités-jardins de Howard.

Cette transition des formes urbaines des cités-jardins vers le modernisme se poursuit en France, illustrée par la cité HBM de la Muette à Drancy (1200 logements sur 10 hectares) construite dans les années 1930 (**Figure 3-23**). Conçue par Eugène Beaudouin et Marcel Lods, elle marque une transition vers la « cité-jardin verticale ». Malgré ses ruptures esthétiques avec les courants néo-vernaculaires, cette cité est qualifiée de cité-jardin en raison de l'intégration de jardins dans les cours des bâtiments et d'une morphologie urbaine en peigne et redans favorisant les promenades. Bien que la perspective de cité-jardin s'efface, la cité de la Muette reste une figure avant-gardiste de l'architecture moderne, influençant la construction des grands ensembles d'après-guerre.

Le mouvement moderniste, influencé par le fonctionnalisme de Le Corbusier, s'infiltré dans le concept des cités-jardins, modifiant et enrichissant certains de leurs principes de base. Les cités-jardins d'Ebenezer Howard intégraient harmonieusement nature et espaces résidentiels avec une perspective humaniste et communautaire, tandis que le fonctionnalisme de Le Corbusier apportait une vision plus rationnelle et technologique de l'urbanisme. Cette fusion visait à créer des espaces résidentiels respectant la nature, optimisant l'utilisation de l'espace urbain et les conditions de vie, faisant des « cités-jardins modernisées » un modèle durable et influent dans l'urbanisme contemporain.

L'architecture moderne impliquait une utilisation judicieuse du territoire et du foncier disponible, évitant l'étalement urbain excessif et favorisant la densification des villes existantes pour limiter la destruction des espaces naturels et agricoles. Le Corbusier développe également le concept de Ville Radieuse (**Figure 3-24**), né en réponse à une demande des autorités soviétiques pour une « cité-jardin socialiste » pour 100 000 habitants, dont le zonage concentrique rappelle certains préceptes du design d'Howard.

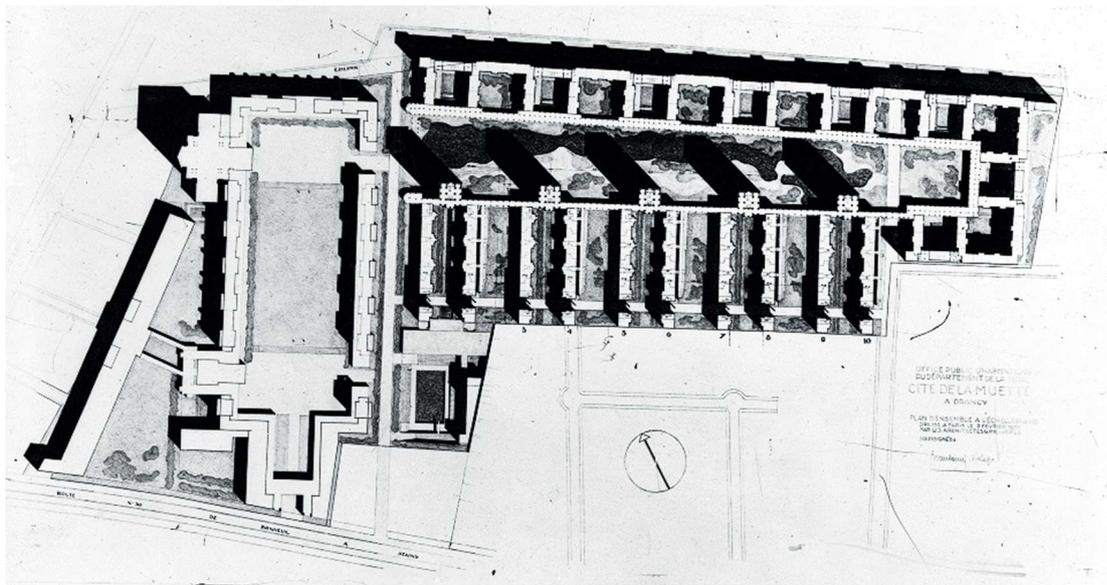


Figure 3-23 : Plan de la cité de la Muette à Drancy (source : citedelarchitecture.fr)

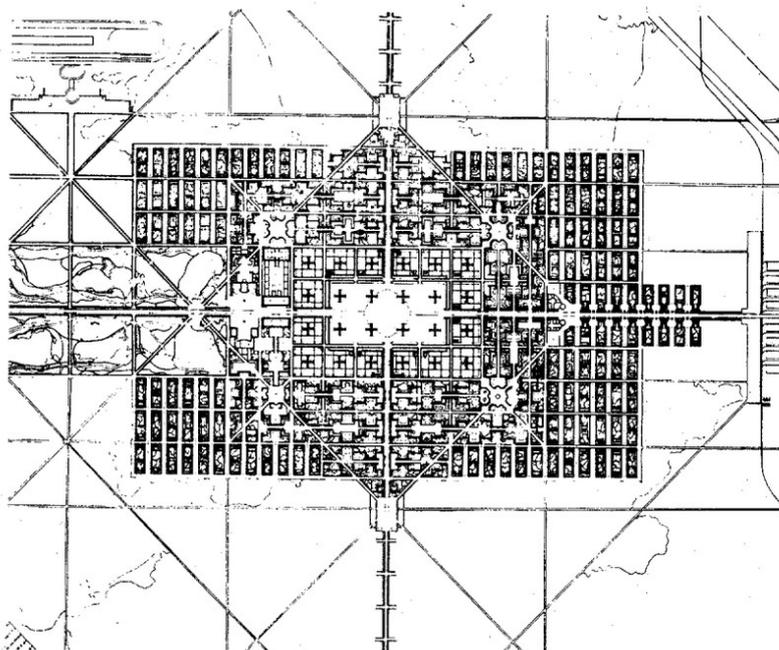
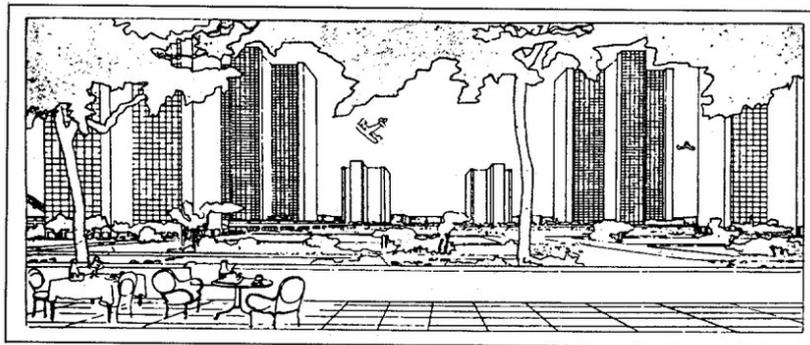


Figure 3-24 : Vue et plan de la Ville Radieuse conceptualisée par le Corbusier (Montavon et al. 2006).

3.4 L'avènement du modernisme

3.4.1 La charte d'Athènes, point de bascule vers la conception urbaine rationnelle

La Charte d'Athènes, publiée en 1933 lors du IV^e Congrès International d'Architecture Moderne (CIAM 1931), a marqué un tournant dans la conception de l'habitat collectif. Inspirée par le mouvement moderniste, elle soulignait l'importance de l'accès à la lumière naturelle, à l'air frais et à la nature dans les bâtiments et quartiers, rappelant des préoccupations hygiénistes. La charte insistait sur l'intégration des espaces verts, recommandant parcs, jardins et ceintures vertes pour les loisirs des habitants et la préservation de la biodiversité. Elle anticipait des préoccupations actuelles de durabilité, notamment la lutte contre l'étalement urbain et la consommation de foncier.

Pionnière, la Charte d'Athènes introduisait des analyses rigoureuses des besoins et des ressources, prônant une collaboration entre écologues, sociologues et architectes, bien que cela ait suscité des résistances, comme celle de Joseph Hudnut qui critiquait une approche trop rationnelle dans la conception architecturale, craignant que cela n'aboutisse à des solutions trop analytiques et déshumanisantes. La charte a également été critiquée pour sa vision industrielle et moderne, souvent déconnectée des contextes historiques et culturels des régions d'application. Le zonage rigide qu'elle préconisait, séparant nettement les zones résidentielles, professionnelles et de loisirs, limitait la multifonctionnalité des espaces urbains et négligeait la participation démocratique des habitants, conduisant parfois à la destruction de quartiers historiques et à la perte d'identité culturelle.

Sur le plan esthétique, des critiques ont dénoncé le manque de poésie des méthodes fonctionnalistes. Georges-Henri Pingusson, au sein du mouvement moderne, plaidait pour maintenir les valeurs poétiques de l'architecture face aux impératifs économiques et sociaux. Alvar Aalto et Frank Lloyd Wright, quant à eux, combinaient modernisme et respect des matériaux naturels et des traditions locales, créant des espaces harmonieux et une vision plus humaniste de l'acte d'habiter.

En outre, si la charte mettait l'accent sur l'efficacité, elle a été critiquée pour négliger la durabilité environnementale, les principes de densification et de zonage rigide augmentant parfois la dépendance à la voiture et les émissions de gaz à effet de serre. Bien que la Charte d'Athènes ait apporté des contributions significatives à la planification urbaine moderne, elle doit être réévaluée à la lumière des préoccupations actuelles en matière de durabilité. Les leçons de ses succès et de ses échecs continuent d'informer les pratiques contemporaines de développement urbain durable.

3.4.2 La production de villes nouvelles

Les villes nouvelles représentent une étape importante dans l'évolution de l'urbanisme en France, visant une planification rationnelle et durable. Développées principalement dans les années 1960 et 1970, elles répondaient aux besoins croissants de logement et à la décongestion des centres urbains traditionnels. Une des motivations principales était de contrôler l'étalement urbain et de prévenir la formation de bidonvilles en périphérie des grandes villes. Initiées par le gouvernement sous l'impulsion de la Délégation à l'Aménagement du Territoire et à l'Action Régionale (DATAR), ces projets avaient pour objectif de créer des villes équilibrées et autonomes en périphérie des grandes agglomérations, notamment autour de Paris et Lyon.

Le concept de ville nouvelle s'inscrit dans la continuité des idées promues par la Charte d'Athènes et les cités-jardins, intégrant des espaces verts et cherchant à créer des environnements de vie équilibrés et durables. Contrairement aux cités-jardins, les villes nouvelles visaient à créer de

véritables pôles urbains autonomes, capables de rivaliser avec les grandes villes en termes d'attractivité économique et de qualité de vie. Par exemple, Cergy-Pontoise, à environ 30 kilomètres au nord-ouest de Paris, conçue pour accueillir 200 000 habitants, intègre logements, zones d'activités économiques, centres commerciaux et de nombreux espaces verts. En périphérie de Lyon, Rillieux-la-Pape et L'Isle d'Abeau ont été conçues pour répondre à la croissance démographique.

L'intégration des espaces verts dans les villes nouvelles est une caractéristique majeure cherchant à contribuer à la durabilité et au bien-être des résidents. Lacq-Mourenx, par exemple, est souvent citée pour ses efforts en ce sens. Mais, la ville nouvelle de Lacq-Mourenx, étudiée et critiquée par Henri Lefebvre, montre un traitement médiatique mitigé : le journal *Le Monde* du 31 juillet 1968 évoque « La cité, bâtie dans un écrin de verdure, épouse avec respect la morphologie du terrain, ses plans différents qui combattent tant bien que mal, avec l'aide des pelouses et des fenêtres fleuries, la monotonie du béton. Le charme d'une nature sauvegardée, l'insolite de l'an 2000 : c'est du moins ce que propose le prospectus du syndicat d'initiative. ». Toutefois, ces villes ont aussi été critiquées pour leur manque de conformité aux formes urbaines traditionnelles et leur caractère esthétique non conventionnel est perçu comme déshumanisé. Les critiques soulignent que, malgré leur modernité et leur planification soignée, ces villes manquent parfois d'âme et de chaleur humaine. Le mouvement moderniste, avec son zonage rigide et ses séparations fonctionnelles, a conduit à des quartiers résidentiels isolés, dépourvus de l'activité nécessaire pour créer un véritable sentiment de communauté. La dépendance à la voiture, due à la faible densité urbaine et à la séparation des zones résidentielles et commerciales, a aussi contribué à un sentiment d'isolement et à des problèmes environnementaux.

Les villes nouvelles, conçues comme des réponses aux défis de l'urbanisation rapide et de la nécessité de logements de masse, ont permis d'expérimenter des concepts innovants en matière de planification urbaine et de mixité fonctionnelle. Cependant, les critiques montrent qu'elles ont souvent sous-estimé les réalités sociales et économiques, entraînant des défis qui résonnent encore aujourd'hui. Les études d'Henri Lefebvre sur Mourenx, par exemple, montrent une insatisfaction générale due à des espaces manquant d'âme et de chaleur humaine (Lefebvre 1960). En outre, la rapidité de construction pour répondre à des besoins urgents a parfois conduit à des choix de matériaux et de constructions de qualité inférieure, exacerbant les problèmes de maintenance et de dégradation rapide des infrastructures.

3.4.3 La tragédie de la soutenabilité du modèle des grands ensembles

Les échecs et défis des grands ensembles et des villes nouvelles résultent moins de leur forme urbaine que des préceptes modernistes et des politiques de logement de l'époque. Le modernisme, avec ses principes de fonctionnalité, de rationalité et de séparation des usages, a souvent été appliqué rigide, créant des environnements urbains peu adaptés aux besoins des habitants. Après-guerre, la priorité était de reconstruire rapidement et de loger un grand nombre de personnes, conduisant à la construction massive de grands ensembles avec des choix économiques et des restrictions budgétaires aboutissant à des constructions de qualité médiocre.

Ces projets, souvent construits à la périphérie des villes, étaient isolés des centres-villes et des services essentiels. Le zonage, central pour la Charte d'Athènes, a encouragé la ségrégation fonctionnelle des espaces résidentiels, commerciaux et industriels, créant des quartiers monotones et isolés, dépendants de la voiture, augmentant ainsi les émissions de gaz à effet de serre et réduisant

l'accessibilité. Les grands ensembles ont concentré des populations économiquement défavorisées, renforçant les inégalités sociales et les stigmates. Les politiques de logement devraient garantir des normes de construction élevées, prévoir des mécanismes robustes pour l'entretien des bâtiments et des espaces publics, et viser une mixité sociale et économique en attirant une diversité de résidents et en offrant des opportunités de développement économique local.

Les initiatives de rénovation urbaine ont souvent été insuffisantes. Il est crucial d'investir dans la réhabilitation des grands ensembles, en revitalisant les services communautaires, les infrastructures sociales et les espaces publics. Les grands ensembles ont souffert d'un manque de planification à long terme et de participation communautaire, les décisions étant souvent prises sans consulter les résidents, ce qui a conduit à des solutions inadaptées. La perte d'identité culturelle et la dégradation du patrimoine architectural ont été des conséquences de cette approche technocratique. La gestion centralisée et bureaucratique a conduit à un sentiment d'aliénation et de déresponsabilisation. Les politiques devraient encourager la gestion locale et la création d'organismes communautaires pour renforcer le sentiment d'appartenance et l'intégration sociale.

3.5 Le postmodernisme et la réintégration du vivant

3.5.1 Un soin porté à la qualité de vie et d'agrément des espaces verts

Les difficultés rencontrées par les grands ensembles et les villes nouvelles en France ont mis en lumière la nécessité de repenser les modèles urbains pour mieux répondre aux problématiques socio-écologiques contemporaines. Ces projets, souvent axés sur la quantité de logements plutôt que sur la qualité des espaces extérieurs, ont négligé des caractéristiques importantes pour les espaces verts. L'application rigide des principes modernistes, privilégiant l'efficacité fonctionnelle et l'industrialisation des processus de construction, a souvent été réalisée au détriment de la qualité de vie et plusieurs courants vont chercher à réinvestir des espaces partagés extérieurs de haute qualité paysagère, conviviaux et multifonctionnels.

Les espaces verts dans ces projets ont souvent été le fruit de réflexions de dernière minute, mis en œuvre avec les moyens restants en fin de projet. Cette approche a conduit à des conceptions génériques, sans tenir compte des besoins spécifiques des habitants ni des particularités du site, créant ainsi des environnements monotones et déshumanisés. De plus, ces espaces verts ont souvent souffert d'un manque de moyens pour leur entretien et leur évolution, conduisant à de vastes étendues de gazon ou des zones délaissées et peu accueillantes. Cette absence de diversité et de fonctionnalités attrayantes a réduit leur usage par les résidents, contribuant à une ambiance urbaine peu accueillante et à une moindre qualité de vie. Ces échecs soulignent l'importance d'une approche plus holistique et contextuelle dans la conception des espaces verts en habitat collectif. Une conception réfléchie et participative des espaces verts, mettant l'accent sur la mixité fonctionnelle et la participation des résidents, est cruciale pour créer des environnements urbains de qualité. Par exemple, le quartier de Seaside en Floride et l'Écoquartier de La Confluence à Lyon adoptent ces méthodes, intégrant diversité typologique et esthétique des immeubles ainsi que qualité des espaces verts. Le parc de Saône, un espace linéaire de 7 hectares, est un exemple de cette approche, intégrant des parcs, des jardins communautaires et des promenades le long des berges.

L'urbanisme régénératif cherche à restaurer et améliorer les socio-écosystèmes, en intégrant des solutions basées sur la nature et la participation active des résidents. Le Parc de Gerland à Lyon, conçu sur 80 hectares de friches industrielles, et le parc Blandan, créé sur une ancienne caserne militaire,

illustrent cette approche, combinant espaces de jeux, prairies et zones boisées tout en favorisant l'engagement communautaire et la conscience écologique.

Le design biophilique, préoccupé par la connexion entre les êtres humains et la nature dans les espaces urbains, trouve ses origines dans les travaux du biologiste Edward O. Wilson. Ce courant propose initialement une végétalisation qui se concentre sur le bâti, considérée comme un agrément décoratif du cadre de vie humain (exemples concrets **Figure 3-25** et vues conceptuelles **Figure 3-26**). Ce courant reste encore bien présent aujourd'hui pour de nombreux architectes, en témoigne le succès des tours Bosco Verticale de Stefano Boeri dont la végétalisation des façades reste avant tout une expérience de vie proposée à de riches acquéreurs, et dont l'intégration très limitée aux processus naturels exige une forte dépendance aux interventions de gestion.

L'urbanisme paysager positionne les paysagistes comme étant les plus à même d'organiser la ville, par l'intégration des sciences écologiques au centre de la conception urbaine (Léger-Smith 2013) afin de mettre en valeur les aspects esthétiques et fonctionnels des espaces verts dans les environnements urbains. Il cherche à créer des espaces publics attrayants qui intègrent la nature de manière harmonieuse, en mettant l'accent sur la conception du paysage et la qualité de vie des habitants. C'est le paysagiste et urbaniste américain Ian McHarg qui a été l'un des premiers à dépasser les premières intentions du design biophilique et l'appliquer plus largement à l'urbanisme. Dans son livre *Design with Nature* (1969), McHarg a proposé une approche de la planification urbaine qui prenait en compte les systèmes naturels, les paysages et la biodiversité.



Figure 3-25 : Réalisations emblématiques de végétalisation des façades et des toitures sur le territoire de la métropole de Lyon. Le mur végétalisé de Cusset (Villeurbanne) et la Cité des étoiles à Givors.

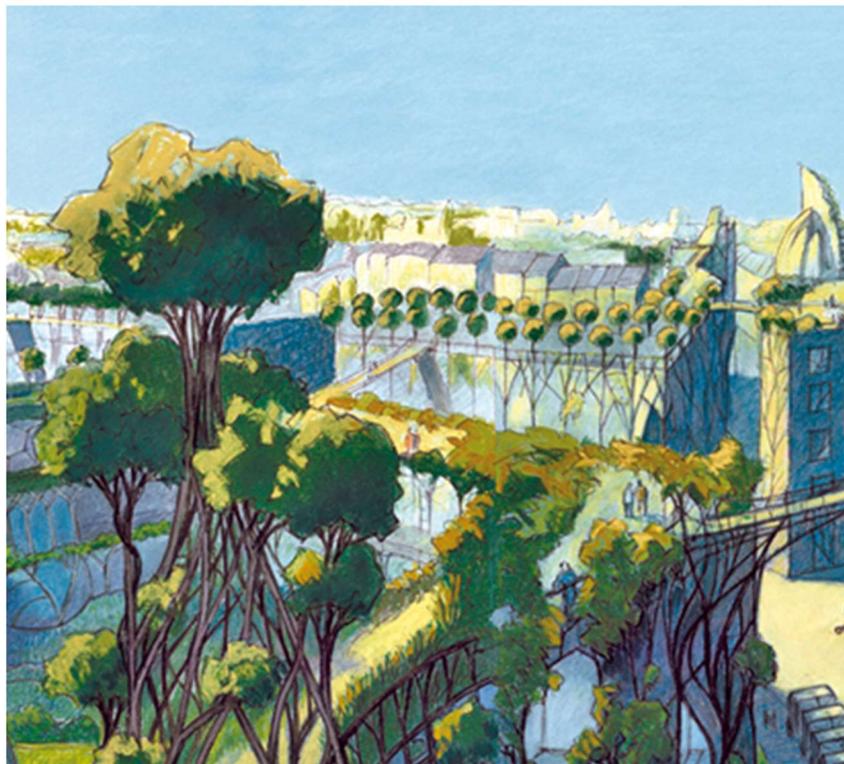
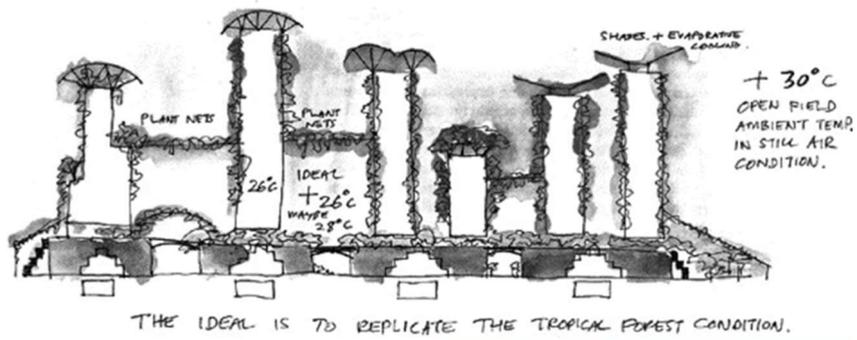


Figure 3-26 : Vues d'artistes et d'architectes du concept de ville biophilique. Ces représentations montrent que l'accent est porté sur la révision esthétique de l'architecture qui incorpore une végétalisation de l'enveloppe bâtie.

3.5.2 Urbanisme écologique et soutenable

Les perspectives récentes de l'urbanisme écologique et durable insistent sur l'intégration de la nature dans la planification urbaine en tenant compte des processus écosystémiques (Mostafavi et al. 2016; Steiner 2011; Waldheim 2016). Cet urbanisme met l'accent sur la création de villes écologiquement viables, encourageant la conception de quartiers compacts et connectés, la préservation des espaces verts et des corridors écologiques, ainsi que l'utilisation efficace des ressources naturelles. L'objectif est de concevoir des villes fonctionnant en harmonie avec les écosystèmes environnants, en favorisant la création d'espaces verts, la réduction de l'empreinte carbone, la gestion des eaux pluviales, la biodiversité urbaine et l'utilisation de pratiques de construction durables. Ces aspects ont été développés en détail dans le chapitre 2, néanmoins je souhaite mentionner ici quelques figures précurseuses et influentes de ce mouvement.

Patrick Geddes a été un pionnier de l'intégration socio-écologique dans la planification urbaine dès le début du XX^e siècle et un fervent défenseur des approches participatives, co-construites, orientées vers la capacitation et la gouvernance citoyenne (Torres Astaburuaga et al. 2016). Il a introduit le concept de « biologie de la ville » et plaidé pour une approche holistique des relations entre individus, communautés et environnement. Geddes a souligné l'importance de considérer le contexte social, économique et environnemental pour élaborer des plans urbains durables. Sa conception de la « conurbation » visait un développement urbain basé sur une compréhension approfondie des besoins communautaires. Geddes était également un éducateur passionné, fondant son enseignement sur la pratique et l'expérience directe, et croyait fermement que l'éducation était le moteur du changement social. Il innova en développant des formes variées d'éducation populaire pluridisciplinaire, en diffusant des connaissances théoriques et pratiques débordant le strict cadre des spécialités académiques, convaincu que « l'éducation est le moteur du changement social et d'une citoyenneté active », Patrick Geddes fonde son enseignement sur une approche hybride de théorie et pratique sur le terrain mobilisant « la main, le cœur et la tête », une devise empruntée au pédagogue Johann Pestalozzi.

Ian McHarg a formalisé les approches de planification écologique avec son livre *Design with Nature* (1969), pionnier du concept de planification écologique. McHarg a développé la méthode d'Analyse Écologique, utilisant des cartes superposées pour évaluer les impacts environnementaux et identifier les zones les plus appropriées pour différents types d'utilisation des sols. Cette approche a influencé la planification régionale et urbaine, coordonnant développement urbain, utilisation des terres, transports et préservation de l'environnement.

Richard Register, chercheur-praticien fondateur de concept d'Écocité, promeut depuis les années 1970 une approche holistique de la planification urbaine, impliquant collaboration entre urbanistes, architectes, écologues et communautés locales (Register 1987). Register a participé à des projets concrets de conception urbaine durable dans le monde entier, soulignant la nécessité de villes en harmonie avec les écosystèmes naturels.

Conclusion du chapitre 3

L'habitat collectif concentre les préoccupations soulignées dans le chapitre 1 et 2 pour une urbanisation plus symbiotique dans le contexte de l'Anthropocène et pour des transformations socio-écologiques profondes et participatives. En effet, ces espaces habités, souvent pourvus d'espaces verts et où vivent la majeure partie de la population humaine, pourraient favoriser une reconnexion des habitants à la biodiversité, soutenant une transformation des consciences et des affects stimulant des leviers profonds de changement ancrés dans les perspectives culturelles, sociales et politiques. L'habitat collectif offre un cadre idéal pour promouvoir des transformations justes et inclusives basées sur la gouvernance partagée des communs. En effet, les résidents, en tant que propriétaires ou locataires, ont un pouvoir décisionnel direct sur la gestion de leurs espaces verts. Cette dynamique pourrait favoriser la création de communautés résilientes et inclusives, concrétisant les enjeux des solutions fondées sur la nature qui soient équitables et respectueuses de aspirations des habitants.

Ainsi, les espaces verts en habitat collectif, bien qu'encore méconnus en termes de biodiversité et souvent menacés, pourraient représenter des espaces stratégiques pour la biodiversité, la résilience urbaine et les transformations globales. Or, ces espaces sont aujourd'hui en tension et menacés par les dynamiques de densification urbaine, car leur surface peut attirer les convoitises des promoteurs et que l'intensité des pressions d'usages peut augmenter. Cette tendance est d'autant plus inquiétante que nous montrons que ces espaces possèdent un fort potentiel écologique.

Nos études ont ainsi montré qu'en l'état actuel, l'habitat collectif a une contribution limitée à la connectivité écologique, à l'échelle d'une grande Métropole comme celle de Lyon, mais que le potentiel d'amélioration est énorme : des efforts ambitieux de renaturation des opérations existantes pourraient permettre d'accroître de plus de 10 à 40 % la connectivité de l'ensemble du territoire étudié, selon les espèces considérées, alors que les espaces en habitat collectif n'occupent que 7,5 % du territoire étudié. Enfin, nous avons aussi montré qu'actuellement l'habitat collectif est la destination de 75 % des surfaces planchers bâties sur notre territoire d'étude, ce qui montre que la transformation des pratiques d'aménagement de l'habitat collectif est une voie concrète pour une adaptation graduelle des espaces urbains vers la soutenabilité urbaine.

Il est probable que ce potentiel écologique ne soit actuellement pas réalisé à cause de pratiques de conception et d'entretien, inadaptées aux enjeux écologiques. Une évaluation de leur niveau de biodiversité réel pourrait offrir un nouveau regard sur ces espaces, tout comme une étude des facteurs déterminants pour cette biodiversité pourrait soutenir des pratiques en faveur d'une des effets concrets pour le vivant dans ces espaces. Notre tribune dans le journal *Le Monde* invite à des actions concertées de recherche et d'action en habitat collectif, pour répondre aux nouvelles attentes des résidents en s'appuyant sur des changements des pratiques. Enfin, une rétrospective historique des considérations écologiques en habitat collectif a permis de contextualiser les enjeux actuels avec une revue des pratiques inspirantes mais aussi des écueils du passé. Ce chapitre appelle à une prise de conscience accrue et à des actions concrètes pour valoriser les espaces verts en habitat collectif. Leur rôle stratégique dans la transition écologique urbaine mérite d'être reconnu et encouragé, pour faire de l'habitat collectif des communs pour cohabiter avec le vivant et avancer vers des villes résilientes et soutenables.

CHAPITRE 4 - La recherche action : une science appliquée, collaborative et transformative.

Introduction du chapitre 4

À mesure que les enjeux écologiques et sociaux des espaces résidentiels en habitat collectif sont de plus en plus admis, il devient impératif de développer des méthodes de recherche visant à résoudre ces problématiques rencontrées par les communautés locales. Ces considérations soulignent la nécessité d'une approche intégrée de la science, telle que la recherche-action, pour combiner la théorie et la pratique au service des transformations soutenables bénéficiant aux communautés locales. La recherche-action offre un cadre pertinent pour impliquer activement les acteurs locaux, favoriser l'innovation sociale et promouvoir des pratiques durables dans les environnements résidentiels. Ce chapitre propose ainsi dans un premier temps développer plus en détail les méthodes et bénéfices de la recherche-action pour la soutenabilité, puis de présenter factuellement le projet de recherche-action COLLECTIFS que nous avons conduit.

Les espaces verts résidentiels, en particulier en habitat collectif, présentent des opportunités uniques pour la conservation de la biodiversité, la soutenabilité globale et stimuler des leviers profonds de transformation socio-culturels. Cependant, ces espaces restent largement méconnus tant sur le plan écologique que sur les pratiques de conception et d'entretien influençant le potentiel écologique de ces espaces. La recherche-action, en impliquant les résidents et les gestionnaires, pourrait combler ces lacunes en générant une compréhension approfondie des dynamiques écologiques et sociales locales et en accompagnant le changement de pratiques.

Nous défendons donc que les espaces verts en habitat collectif peuvent constituer des lieux d'apprentissage et devenir des laboratoires vivants pour mener des enquêtes écologiques et sociales à la fois sur la biodiversité de ces espaces, mais aussi sur l'incidence des pratiques sur le potentiel écologique ou encore sur l'attachement et les attentes des résidents quant à leur espace de vie. Cette démarche participative de recherche-action, basée sur un apprentissage ouvert et collaboratif pourrait donc permettre de développer des connaissances partagées entre chercheurs et habitants, incluant les praticiens et les politiques.

Cet apprentissage transformateur pourrait également être concrétisé par un accompagnement de ces communautés sur des opérations de renaturation concrètes, mais aussi pour adopter une gouvernance inclusive et favoriser l'autonomisation et la capacité d'adaptation aux problèmes d'aujourd'hui et de demain. Ce processus pourrait aussi stimuler de nouvelles cultures des communs, le sens d'habiter et de cohabiter avec les vivants et favoriser l'émergence d'une constellation de micro-territoires où ses habitants « trouvent un lieu vivant à aimer personnellement et à défendre collectivement » (Morizot 2023b).

1 Recherche-Action

1.1 Une approche épistémologique hybride des pratiques

La recherche-action est une approche intégrée de recherche collaborative qui combine des démarches de recherche et d'action pour résoudre des problèmes concrets. Développée par Kurt Lewin dans les années 1950 (Adelman 1993), cette méthode engage directement les acteurs concernés, générant des connaissances pratiques et produisant des changements tangibles. Contrairement aux méthodes de recherche classiques, elle implique une collaboration étroite entre chercheurs et praticiens, qui participent activement à toutes les étapes, de l'identification des problèmes à la mise en œuvre des solutions (Merini & Ponté 2008). Elle est orientée vers des finalités sociales plus larges que la simple quête de l'efficacité, en recherchant une compréhension profonde et nuancée des enjeux socio-écologiques.

L'épistémologie de la recherche-action repose sur l'idée que la connaissance doit être ancrée dans la pratique et contextualisée. En intégrant les perspectives de la pratique et de la théorie, elle optimise les actions tout en générant un savoir contextuellement pertinent. Deux approches méthodologiques enrichissent la recherche-action : la démarche hypothético-déductive et la théorie ancrée. La première repose sur la formulation d'hypothèses à partir de théories existantes, testées empiriquement pour vérifier leur validité dans des contextes réels. La seconde, développée par Glaser et Strauss dans les années 1960, se construit à partir des données collectées sur le terrain, permettant aux chercheurs de découvrir des modèles et des thèmes émergents directement à partir des données (Glaser & Strauss 1967). La combinaison de ces deux approches offre une base solide pour comprendre les dynamiques locales et élaborer des stratégies d'intervention flexibles et fondées sur des preuves. La démarche hypothético-déductive offre une structure rigoureuse pour tester des hypothèses spécifiques, tandis que la théorie ancrée, qualifiée aussi de démarche inductive, permet une exploration ouverte et une adaptation aux découvertes imprévues (Foucault 1966; Lewin 1946). La démarche inductive permet de générer des connaissances à partir de la réalité concrète des participants, en favorisant une compréhension approfondie des contextes locaux. S'inspirant des philosophies de l'apprentissage expérientiel de John Dewey, cette démarche soutient que la réalité se découvre en agissant et en réfléchissant sur les expériences concrètes. L'approche inductive s'opérationnalise par l'observation attentive, la participation active des acteurs et la réflexion critique sur les pratiques. Elle est particulièrement adaptée aux démarches de recherche-action, car elle capture la complexité et la diversité des réalités et pratiques locales.

De plus, s'intéresser aux pratiques concrètes et aux théories de l'action est fondamental pour les démarches participatives de recherche-action. Les pratiques quotidiennes des acteurs impliqués offrent un terrain fertile pour explorer et comprendre les dynamiques sociales et écologiques. La recherche contextualisée, développant la connaissance située, se concentre sur le contexte et les expériences individuelles, proposant une démarche qualifiée d'« écologie de l'action ». Jean-Marie Barbier (2015) montre que cette approche questionne les techniques de recherche et les dichotomies classiques entre recherche fondamentale et intervention, comme en ergonomie avec la « recherche-intervention » (Merini & Ponté 2008). Bruno Latour (1998) démontre que les tensions entre théorie et pratique peuvent être atténuées par des relations de coopération fondées sur des pratiques communes. Les modalités d'action sont co-construites à travers des négociations et des délibérations collectives (Zay & Gonnin-Bolo 1995).

La recherche-action, en combinant ces méthodologies, s'inscrit dans une « science éclairée » (Nowotny et al. 2001) qui est rigoureuse et méthodologiquement solide, mais aussi consciente de ses implications éthiques et sociétales. Cette approche est particulièrement pertinente pour les enjeux de durabilité et de conservation, où les solutions doivent être co-construites avec les communautés locales pour être efficaces, justes et soutenables. En ayant le potentiel de transformer les espaces résidentiels d'habitat collectif en laboratoires vivants, la recherche-action intègre des connaissances écologiques et pratiques soutenables pour un avenir résilient et respectueux de la biodiversité. Adaptée aux réalités du terrain, elle transforme les pratiques sociales, aborde les défis socio-écologiques, co-construit des solutions durables et renforce l'autonomisation des communautés impliquées.

La construction des connaissances dans le cadre de cette thèse a profondément bénéficié de la méthodologie inductive, en premier lieu parce que j'ai investi la recherche après plusieurs expériences professionnelles en lien avec les sphères de praticiens, des politiques territoriales et d'animation locale des participations citoyennes. Au cours de cette thèse, ce lien n'a jamais été rompu et a alimenté les réflexions et les hypothèses testées. J'ai choisi de consacrer une part majoritaire de mon temps à interagir avec les acteurs de terrain, les décideurs et les communautés locales, directement concernés par les défis des transitions écologiques. Ces interactions ont pris diverses formes, tant avec les sphères citoyennes, politiques et praticiennes, allant de conférences et séminaires d'échanges à des ateliers artistiques et des balades urbaines, jusqu'à la production d'œuvres exposées. Ces événements visaient à initier des débats, enrichir mes perspectives, susciter des discussions et encourager une réappropriation de ces problématiques de recherche.

1.2 Le sens de la participation

1.2.1 Un processus d'apprentissage

La recherche-action met un fort accent sur la participation active des divers acteurs concernés, essentielle pour relever les défis écologiques contemporains. Bruno Latour souligne que les problèmes écologiques nécessitent aujourd'hui la collaboration entre scientifiques, politiciens, citoyens et experts de divers domaines, formant des collectifs écologiques intégrant des connaissances et perspectives variées (Latour 1999). Inspirée par la philosophie sociale de John Dewey, la recherche-action repose sur l'idée que la réalité se découvre en agissant, comme l'incarnait le précurseur Patrick Geddes (chapitre 3). John Dewey soutenait que « c'est au public de conduire l'enquête », impliquant ainsi les communautés locales dans la production de connaissances et dans les processus décisionnels (Dewey 1920; Stark 2014) (Dewey, 1920). Cette perspective renforce l'importance de la participation citoyenne pour résoudre les problèmes écologiques et sociaux.

Guillaume Faburel, dans son habilitation à diriger des recherches (2013), met en lumière l'importance de la participation citoyenne « habitante » et de l'engagement communautaire dans les processus de recherche-action. Il estime que ces démarches participatives sont encore trop peu intégrées dans le développement durable des territoires. Guillaume Faburel argue que ces démarches permettent de mieux comprendre les dynamiques locales et d'incarner des changements durables et inclusifs dans les pratiques écologiques urbaines. Il souligne que les espaces collectifs, comme les jardins partagés et les initiatives communautaires, jouent un rôle crucial dans la reconquête de la ville par ses habitants et dans la promotion d'une écologie urbaine intégrée (Faburel 2017). Cette approche renforce la nécessité d'impliquer directement les citoyens non seulement comme sujets de recherche

mais aussi comme co-chercheurs et acteurs clés de la transformation urbaine.

Les paysages des espaces résidentiels sont gérés par une multitude de personnes et de groupes d'habitants (constitués par exemple en conseil syndical au sein des copropriétés), urbanistes et promoteurs. Une collaboration intersectorielle et participative est indispensable pour transformer de manière coordonnée ces espaces urbains vers la résilience. Répondre à la demande sociétale de connaissances et de gestion de la biodiversité en milieu urbain implique de mobiliser divers acteurs dans un processus de co-construction des savoirs. La participation active et coordonnée des différents intervenants permet d'optimiser les interventions locales et de garantir leur pérennité et efficacité à une échelle plus large.

1.2.2 Un processus d'autonomisation

La recherche-action joue un rôle crucial en soutenant les processus d'autonomisation, encourageant les participants à prendre part activement à la transformation de leur environnement. En intégrant les perspectives et connaissances des acteurs locaux, elle favorise une prise de conscience collective et une responsabilisation accrue, indispensables pour une gestion durable et équitable des ressources locales. L'autonomisation, telle que définie par (Rappaport 1987), se réfère à l'acquisition de pouvoir et de contrôle par les individus ou groupes sur leurs propres vies et décisions.

La capacitation, concept connexe, met l'accent sur le renforcement des compétences, connaissances et ressources nécessaires pour exercer ce pouvoir de manière efficace. Ce terme provient des sciences sociales et de l'éducation, notamment de la pensée de Paulo Freire, qui a souligné l'importance de l'éducation participative pour libérer et transformer les sociétés (Freire 1968).

Speer et Hughey (1995) voient l'autonomisation comme un processus social développant des « relations basées sur des valeurs partagées et des liens émotionnels ». Des études montrent que le pouvoir social dépend de la force des relations interpersonnelles entre ceux qui poursuivent un objectif commun (Florin & Wandersman 1990; Perkins & Zimmerman 1995; Rich et al. 1995; Speer & Hughey 1995). Ainsi, la recherche-action ne se contente pas de produire des connaissances académiques ; elle vise à transformer les pratiques sociales et environnementales en permettant aux communautés de devenir actrices de leur propre développement.

Cette approche collaborative et inclusive est essentielle pour répondre efficacement aux défis écologiques et sociaux contemporains. Elle résonne fortement avec les principes de l'éducation populaire, visant à l'émancipation et à l'autonomisation des publics avec lesquels elle interagit. Dans le contexte des espaces résidentiels en habitat collectif, les espaces verts peuvent renforcer les liens entre les habitants, en tant que cadres fédérateurs et porteurs de sens et d'intérêts communs. Une connexion émotionnelle et un sens du lieu renforcent le sentiment de communauté, favorisant des relations sociales propices aux décisions communautaires autonomes et à l'action collective (Manzo & Perkins 2006). Les espaces verts en habitat collectif soutiennent ainsi les dynamiques d'engagement direct des communautés dans la gestion durable de leur environnement.

1.2.3 Des intérêts reliés aux méthodes de l'éducation populaire

L'éducation populaire, étroitement liée à l'autonomisation, joue un rôle essentiel dans l'engagement civique et la participation communautaire. Inspirée par des penseurs tels qu'Emmanuel Mounier, John Dewey et Paulo Freire, cette approche vise à rendre le savoir accessible à tous et à encourager une réflexion critique sur les enjeux sociaux, économiques et politiques. Emmanuel Mounier a

influencé le courant du « pouvoir d'agir » ou la « capacitation », qui cherche à rendre les individus maîtres de leur destin en leur fournissant les outils pour comprendre et agir sur leur environnement.

L'éducation populaire soutient également la démocratisation de la connaissance et favorise l'autonomie des individus et des communautés. Les ateliers, groupes de discussion, projets communautaires et activités culturelles sont autant de moyens d'engager les individus dans un apprentissage continu et transformateur. Gilbert (1989) et Adams (1994) ont montré que ces méthodes pratiques permettent de sensibiliser les citoyens à l'importance de la biodiversité urbaine et à la conservation de la nature. Van Heezik, Dickinson, et Freeman (2012) ont démontré que les jardins privés urbains peuvent jouer un rôle crucial dans la conservation de la biodiversité. Leur étude a révélé qu'en engageant les propriétaires dans des processus de documentation et de dialogue interactif sur la biodiversité de leurs jardins, on peut améliorer les connaissances et influencer les attitudes et comportements en faveur de la biodiversité indigène. Arnaud Diemer (2020) affirme que les jardins communautaires urbains, au-delà d'être des espaces verts, peuvent devenir des lieux d'apprentissage et de partage, renforçant les liens sociaux et développant un sentiment d'appartenance et de responsabilité partagée.

L'éducation populaire ne se limite pas à la simple transmission de connaissances. Elle est un processus d'apprentissage collectif et participatif où les participants sont à la fois enseignants et apprenants, valorisant les savoirs locaux et les expériences vécues. Paulo Freire parle de « conscientisation », un processus par lequel les individus prennent conscience de leurs conditions sociales et développent la capacité de les transformer. Cette éducation à la pensée systémique permet de comprendre les interactions entre les différents éléments de notre société et de notre environnement, favorisant des solutions durables et inclusives.

Pour promouvoir des changements transformateurs, la société doit innover dans les approches pédagogiques et d'apprentissage (Mastrángelo et al. 2019). Riechers et al. 2021 soutiennent que pour une transformation durable, il est important d'innover dans les méthodes de recherche et les approches pédagogiques. En ce sens, Muhr (2020) souligne que la recherche basée sur les arts peut transformer la durabilité, intégrant d'autres sources et visions du monde au-delà des paradigmes scientifiques. Les pratiques artistiques liées à la science peuvent promouvoir des comportements pro-environnementaux (Raatikainen et al. 2020; Richardson et al. 2020).

L'intégration des méthodes d'éducation populaire dans la recherche-action soutient des dynamiques inclusives et participatives, mobilisant des savoirs alignés avec les enjeux de pluralisme, enrichissant ainsi la recherche et augmentant son impact social (Marcel 2016). Ainsi, l'éducation populaire peut jouer un rôle clé dans la mise en œuvre des solutions fondées sur la nature en milieu urbain. Les initiatives communautaires qui impliquent, éduquent et autonomisent les résidents sont cruciales pour libérer le potentiel écologique des terres résidentielles privées. En favorisant un changement de paradigme esthétique et environnemental (Mocior & Kruse 2016), l'éducation populaire influence les représentations des paysages, conduisant à une appropriation des mesures écologiques (Dronova 2019). L'intégration de l'éducation populaire dans la recherche-action sur les jardins résidentiels en habitat collectif contribue ainsi significativement à la durabilité et à la résilience des environnements urbains.

1.3 Des connaissances situées, au cœur du dialogue, des négociations et des décisions

La recherche-action, en plus de favoriser la compréhension et la résolution de problèmes sociaux, place l'autonomisation au cœur de ses démarches. Cependant, cette autonomisation passe nécessairement par des processus de gouvernance et de délibération qui engagent activement les participants à prendre directement en main les décisions et à naviguer entre les points de vue et réseaux d'influence.

1.5.1 Un impératif délibératif équitable

Pour que la recherche-action autonomise véritablement les participants, il est crucial de repenser les processus de délibération. Habermas souligne que la délibération dans l'espace public doit être un échange rationnel d'arguments visant un consensus raisonnable, où les positions évoluent grâce à la prise en compte des raisons des autres (Sintomer 2011). Cependant, ces processus traditionnels hiérarchisent souvent les individus selon leur crédibilité et légitimité présumées, les rendant peu inclusifs. L'évolution des discours sur la nature entraîne une hausse de la légitimité des expertises professionnelles et techniques, disqualifiant les formes de connaissances et d'actions ne répondant pas à ces critères (Grandjou & Mauz 2007). En effet, durant les années 1990, les approches de préservation de la nature ont progressivement cédé la place à la gestion intégrée des socio-écosystèmes, parfois qualifiée de « pilotage de la biodiversité ». Anna Rodriguez, dans sa thèse « Savoir agir avec la nature », montre que la délibération orientée vers l'« impératif scientifique » a exclu les acteurs sans cette expertise, restreignant la diversité des voix et des perspectives (Rodriguez 2018). Cette perte de l'« impératif délibératif », selon Rodriguez, nécessite de rétablir des processus de décision plus inclusifs.

Des mécanismes délibératifs doivent ainsi être conçus et institutionnalisés pour garantir l'équité. Pascual et al. (2021) souligne l'importance de règles garantissant un processus équitable, surtout pour les communautés marginalisées. Les modes de délibération deviennent ainsi cruciaux pour l'autonomisation, permettant aux communautés de retrouver leur pouvoir décisionnel. Une délibération inclusive juste doit ainsi permettre à tous les participants de poursuivre l'autonomie politique, la justice sociale et le bien commun (Girard 2011), ce qui nécessite l'apprentissage de nouvelles méthodes de délibération, par exemple de gestion de groupe par consentement ou de vote à la mention majoritaire.

1.5.2 La construction plurielle des savoirs

La réflexivité est essentielle en recherche-action, particulièrement en soutenabilité socio-écologique (Fam et al. 2020; Haider et al. 2018; Montana et al. 2020; Popa et al. 2015; Wittmayer & Schöpke 2014). Face aux problématiques systémiques de durabilité, où les conflits d'intérêts sont fréquents (Soininen et al. 2022), la réflexivité permet de comprendre comment les cadres épistémiques influencent la production de connaissances, les décisions et les actions, favorisant une approche plus inclusive et adaptable (Soininen et al. 2022). Dominique Pestre, dans *Introduction aux science studies* (2006), rappelle que la science est intrinsèquement liée aux formes sociales et politiques, influençant et étant influencée par elles. Ludwik Fleck voit la science comme une activité sociale où les styles de pensée coexistent et évoluent grâce aux interactions au sein d'un « collectif de pensée » (Harwood 1986; Sady 2001). Cette notion est essentielle pour comprendre les négociations et l'émergence de consensus dans

les collectifs de décision actuels. Laura Rodriguez, dans sa thèse, utilise cette notion pour identifier différents engagements épistémiques. L'engagement épistémique, développé par Céline Granjou et Isabelle Arpin (2015), décrit les considérations des scientifiques sur les savoirs supposés légitimes et pertinents, représentant un engagement éthique et politique. Pour une action environnementale efficace, il faut combiner l'impératif scientifique, garantissant la crédibilité des actions, et l'impératif délibératif, assurant leur légitimité en incluant les acteurs concernés. Ces impératifs, loin d'être exclusifs, se renforcent mutuellement : l'impératif scientifique crédibilise les actions, tandis que l'impératif délibératif garantit la légitimité et enrichit la construction de connaissances fiables.

L'inclusion pluraliste des points de vue est essentielle pour engager des transformations vers la soutenabilité à long terme (Caniglia et al. 2021; Fazey et al. 2020), notamment en habitat collectif où cohabitent des individus sans connivences présumées en termes de représentations du monde et de préoccupations éthiques. Cette diversité de perspectives permet de mieux comprendre les besoins et les aspirations des différentes communautés et de développer des actions adaptées et conciliées aux enjeux écologiques locaux (Pelluchon 2014). En écologie urbaine, intégrer les perspectives des habitants, des communautés locales, des experts scientifiques et des décideurs politiques peut conduire à une compréhension plus holistique et inclusive des écosystèmes urbains. Rassembler la diversité de ces points de vue et de ces expertises est donc un préalable pour identifier les points de frictions et les leviers qui permettraient de produire un changement significatif vers des points de bascule sociétaux. La notion de « savoir situé » de Donna Haraway (2020) est particulièrement pertinente ici. Elle soutient que même les connaissances les plus rigoureuses dépendent de contextes matériels, sociaux et culturels spécifiques, rendant nécessaires des épistémologies valorisant la diversité des points de vue pour atteindre une « objectivité forte » (Thompson 2001). Les démarches de recherche-action reconnaissant les savoirs situés et la diversité bio-culturelle (Díaz-Reviriego et al. 2024; Elands et al. 2019; Plieninger et al. 2015) favorisent le dialogue, la collaboration, ce qui est fondamental pour l'adaptation durable des environnements urbains.

1.5.3 La sociologie des savoirs et des réseaux d'influence

La théorie de l'acteur-réseau, développée par Michel Callon, Bruno Latour et Madeleine Akrich dans les années 1980 (Callon et al. 2013), propose une reconfiguration radicale de notre compréhension des pratiques, qu'elles soient sociales ou scientifiques. Cette approche met en avant l'importance de dépasser les analyses basées sur les groupes sociaux et d'aborder la sociologie des actions par les réseaux d'acteurs. Cette approche vise ainsi à reconsidérer la multiplicité des relations qui influencent les pratiques. La théorie de l'acteur-réseau accorde une agentivité réciproque, dite « symétrique » (Bloor 1976), et propose un modèle neutre qui donne a priori une importance égale aux facteurs organisationnels, cognitifs, discursifs, mais aussi aux différents organismes vivants, qu'ils soient humains ou non-humains (Latour 1991). Dans *Changer de société, refaire de la sociologie*, Bruno Latour poursuit ses réflexions sur les réseaux d'acteurs et affirme que ce qui façonne le fait social et les pratiques, c'est l'association, la formation de collectifs et l'ensemble des relations qui les font tenir ensemble (Latour 2007).

L'intégration de la théorie de l'acteur-réseau dans la recherche-action permet de mieux comprendre les pratiques en analysant les réseaux d'acteurs et les processus de traduction entre les groupes sociaux-professionnels. La recherche-action, en impliquant les acteurs locaux dans la co-construction des connaissances et des actions, peut bénéficier de cette méthode pour analyser les relations et les dynamiques au sein de ces réseaux. Cette approche permet *in fine* d'examiner comment les acteurs

négoçient et traduisent leurs intérêts, contribuant à une meilleure compréhension des pratiques et des forces qui peuvent les stabiliser ou les faire évoluer, comme les relations de pouvoir et les réseaux d'influence tendant à l'innovation ou au conservatisme. Pour la recherche-action, la connaissance de ces réseaux est indispensable pour avoir une compréhension claire des pratiques actuelles et des opportunités sociales de transformation de ces pratiques pour le futur.

1.5.4 Innovation sociale

Basée sur les constats de la théorie de l'acteur-réseau, l'innovation sociale reconnaît l'importance de la collaboration et de l'appui sur les réseaux de pratiques pour créer de nouvelles solutions adaptées aux enjeux socio-écologiques. L'innovation sociale permet de développer de nouvelles formes d'organisation et de gouvernance qui répondent de manière coordonnée aux défis environnementaux. Michael Young a popularisé l'innovation sociale dans les années 1960, en mettant l'accent sur la collaboration multi-acteurs pour combiner leurs connaissances, formuler des solutions à expérimenter et faire évoluer de manière itérative en fonction des retours d'expérience (Frantzeskaki et al. 2018), puis identifier les solutions pour implémenter et diffuser de bonnes pratiques. Joseph Schumpeter souligne que l'innovation sociale prend le contre-pied de l'innovation technologique (Schumpeter 1942), ce qui est de bon augure aujourd'hui, comme le souligne Bruno Latour, pour comprendre et résoudre les problématiques écologiques actuels qui dépendent avant tout de déterminismes sociaux (Latour 1991).

Dans le cadre d'une réflexion sur la valeur écologique des espaces verts en habitat collectif, l'innovation sociale encourage la frugalité dans l'aménagement urbain. De plus, étant donné les réseaux d'influence dans les prises de décision, les espaces verts en habitat collectif peuvent bénéficier de l'innovation sociale pour catalyser des changements profonds et durables intégrant des pratiques de gestion écologique et participative. En soutenabilité urbaine, l'innovation sociale s'incarne aujourd'hui dans des « Laboratoires de Transition Urbaine », bien que ces démarches n'incluent pas toujours le grand public et cible plutôt les acteurs locaux et les chercheurs (Nevens et al. 2013).

1.4 Recherche transformative

1.4.1 Recherche transformative

Bien que la recherche-action et la recherche transformative partagent des caractéristiques participatives et collaboratives, la recherche-action se concentre généralement sur des solutions pratiques et immédiates, tandis que la recherche transformative vise des changements structurels à des échelles d'espace et de temps plus ambitieuses : à long terme et dépassant le cadre de la communauté dans laquelle la recherche-action est investie.

La recherche transformative favorise des changements profonds, en travaillant directement sur des déterminants culturels comme des normes sociales, ce qui soutient des changements durables des pratiques à plus long terme. Dans le contexte de la soutenabilité urbaine et avec des applications potentielles en habitat collectif, cette approche pourrait viser à réorganiser les dynamiques de pouvoir et les paradigmes culturels pour promouvoir des modes de vie plus durables et équitables. Par exemple, dans des projets de renaturation, la recherche transformative chercherait non seulement à améliorer les espaces verts partagés, mais aussi à renforcer les liens par les pratiques de jardinage collectives, mais aussi à redéfinir les règles de planification urbaine et les méthodes de prise de décision.

Certaines études montrent que le pouvoir transformatif de la recherche est souvent spéculatif et imprévisible. Des entretiens menés auprès de plusieurs écologues impliqués dans la recherche transformative révèlent que la plupart des recherches reconnues comme transformatives ont débuté avec des objectifs incrémentiels, le potentiel transformateur étant reconnu plus tard (Gravem et al. 2017). La trajectoire incrémentielle rappelle l'importance des méthodes inductives qui permettent de conserver une flexibilité et une ouverture aux possibilités de transformation qui peuvent émerger au cours du processus de recherche. Parmi les autres points d'attention relevés par les chercheurs, la recherche potentiellement transformative dépend de l'existence d'un problème faisant sens et ayant un intérêt pour les participants, ce qui invite les chercheurs à identifier et comprendre les problèmes sociétaux qui représentent des dilemmes pour les populations (Pennington et al. 2013).

La théorie de l'apprentissage transformateur de Mezirow (1997) identifie trois étapes clés pour un changement radical : un dilemme dans les pratiques, des réflexions collectives et la création d'un discours commun. Un dilemme initial provoque une réflexion critique chez les participants, les incitant à revoir leurs modèles mentaux en intégrant de nouveaux concepts et méthodologies. Ces modèles révisés sont ensuite examinés et synthétisés itérativement à travers un discours réfléchi entre les participants, générant un cadre conceptuel inclusif. Bien que ce dilemme puisse paraître déroutant au début, l'apprentissage réciproque permet d'atteindre une vision partagée plus concrète, enrichie par les contributions de toutes les parties prenantes.

La recherche-action en habitat collectif peut avoir un pouvoir transformateur qui provoquerait des changements structurels sur le long terme. En intégrant dans leurs espaces verts des approches participatives qui impliquent activement les résidents dans la gestion de ces espaces, la recherche peut transformer non seulement les pratiques de jardinage et de gestion, mais aussi les dynamiques communautaires et les modes de gouvernance. Par exemple, en engageant les habitants dans des projets de science citoyenne, ces initiatives peuvent renforcer les compétences individuelles et collectives, augmenter la résilience communautaire et promouvoir des pratiques écologiques durables (Sauermaun et al. 2020). Les espaces verts partagés, en tant que lieux de rencontre et de collaboration, pourraient alors devenir des laboratoires vivants pour tester et mettre en œuvre des solutions innovantes et inclusives. Cela pourrait permettre de créer des environnements urbains écologiques, plus inclusifs et plus résilients, en alignant les pratiques locales avec des objectifs de durabilité globale.

En pratique, les changements radicalement transformateurs peuvent emprunter des itinéraires variés. *Le Manuel de la Grande Transition* (Renouard et al. 2020) offre plusieurs orientations possibles pour conduire ces transformations. Ce manuel transdisciplinaire rédigé à la demande du Ministère de l'Enseignement Supérieur, de la Recherche, et de l'Innovation par un collectif de 70 enseignants-chercheurs, présente les enjeux de la transition écologique et invite les universités et grandes écoles à les intégrer dans leurs programmes. Du point de vue scientifique, cette thèse s'inscrit dans le cheminement présenté sur la **Figure 4-1**, considéré comme l'un des plus commun par les auteurs, nommé « Du diagnostic à la décision pour un monde commun » et défini ainsi :

Le regard sur la planète et le système Terre met en évidence les violences que l'action humaine — marquée par l'empreinte écologique élevée de certains modes de vie, par l'explosion démographique et par le primat de critères non écologiques — font subir aux écosystèmes. Cette évolution demande la mobilisation d'outils de discernement éthique, afin de favoriser un regard critique sur les règles du jeu et les institutions, de manière à promouvoir des structures collectives cohérentes avec les enjeux écologiques et sociaux. Pour y parvenir, il s'agit aussi de modifier nos récits et de chercher le pluralisme

des rationalités, des regards sur nos existences. Il en découle des lignes d'action transformatrice, à différentes échelles, qui engagent des décisions pour un monde commun : ces décisions seront pérennes si elles sont lestées par une intention forte de les mettre en œuvre ; d'où l'importance de la reconnexion à soi, à la nature et aux autres.



Figure 4-1 : les 6 portes de la transition que les processus transformateurs peuvent agencer selon des séquences variées en fonction des acteurs impliqués (Renouard et al. 2020).

1.4.2 Science participative et citoyenne

La science citoyenne joue un rôle transformateur primordial, particulièrement dans la gestion des espaces verts partagés en habitat collectif. Cette méthode participative implique des membres du public, souvent sans formation scientifique, qui collaborent avec des scientifiques pour collecter des données, analyser les résultats et contribuer à divers projets de recherche (Phillips et al. 2019). En engageant activement les résidents, la science citoyenne enrichit non seulement les connaissances scientifiques, mais renforce également le lien entre les individus et leur environnement immédiat, favorisant ainsi la biodiversité locale et des pratiques de gestion durable (Sauermaann et al. 2020).

Historiquement, la science citoyenne existe depuis plusieurs millénaires, comme le suivi des invasions de criquets en Chine ancienne (Irwin 2018). Sa forme moderne a émergé avec la professionnalisation de la science, permettant à un public plus large de participer directement au processus scientifique. Initialement, ces projets visaient principalement des bénéfices pour les scientifiques, en mobilisant la collecte de données à grande échelle spatiale et temporelle, bien que des co-bénéfices étaient attendus en termes de sensibilisation et d'apprentissage environnemental (Dickinson 2012). Les projets modernes de science citoyenne ont ainsi souvent débuté par l'implication des citoyens dans le recensement des populations d'oiseaux, à l'image du STOC (suivi temporel des oiseaux communs), un programme participatif historique du Museum National d'Histoires Naturelles de Paris. Le potentiel transformatif de ces méthodes, en impliquant plus en profondeur le public dans le processus scientifique complet et en offrant un pouvoir décisionnel aux citoyens, s'est renforcé plus tardivement (Lewandowski & Oberhauser 2017).

Haklay (2013) a proposé une taxonomie classifiant les méthodes de science citoyenne selon l'implication du public, largement inspirée de l'échelle de Arnstein (1969), allant de la « crowdsourcing » à la recherche « co-crée » et « collégiale », où les citoyens participent activement à la plupart des aspects d'un projet, voire mènent leurs propres recherches (Figure 4-2). Aujourd'hui, la science citoyenne est vue comme un moyen de raviver la pensée critique, essentielle à une époque où les appels émotionnels peuvent l'emporter sur les arguments basés sur les faits (Irwin 2018). François Taddei, co-fondateur du Centre de recherche et d'interdisciplinarité à Paris, souligne que la science citoyenne peut réduire la vulnérabilité aux *fake news* et renforcer la pensée critique.

Les programmes de science citoyenne dans les espaces verts partagés peuvent accroître la pertinence de la biodiversité pour le public en exposant les participants aux différentes étapes du processus scientifique (Lerman et al. 2023). Par exemple, le projet *Neighborhood Nestwatch* de la Smithsonian Institution a montré que 80 % des participants ont signalé une prise de conscience accrue de leur environnement local, et plus de la moitié ont amélioré leur habitat après leur participation (Evans et al. 2005). Une telle implication crée une boucle de rétroaction positive où les résidents développent une connaissance intime de la faune et de la flore locales, renforçant leur connexion à la nature et inspirant des pratiques de gestion bénéfiques pour la biodiversité (Ives et al. 2018; Prévot et al. 2018; van Heezik et al. 2012).

La science citoyenne aide à maintenir et créer des liens entre les humains et leurs environnements naturels, souvent en renforçant l'attachement aux dimensions personnelles, sociales et environnementales du lieu (Haywood 2005; Krasny et al. 2014), ce qui indique que la science citoyenne peut connecter les gens plus étroitement avec un lieu, créer de nouvelles compréhensions et encourager une participation plus active à la gestion de ces lieux (Toomey et al. 2020). En impliquant directement les citoyens dans l'observation et la gestion active des espaces résidentiels, elle peut générer des efforts cumulatifs puissants, renversant la « tyrannie des petites décisions » (Kahn 1966) parfois pointée dans les espaces résidentiels et entraînant des impacts positifs et cumulatifs sur la biodiversité (Cooper et al. 2007).

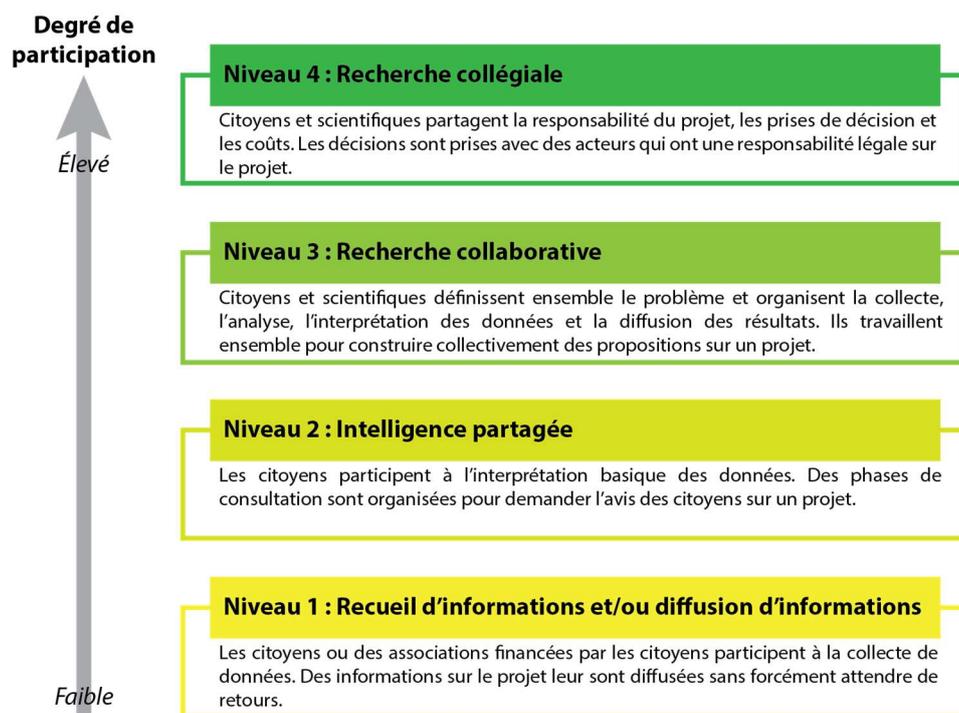


Figure 4-2 : Les sciences citoyennes selon leur niveau de participation citoyenne (Marc Bourgeois, d'après Arnstein)

1.4.3 Co-construction

La co-construction est une méthode essentielle en recherche-action, particulièrement pertinente pour la gestion des espaces verts en habitat collectif. Elle est centrale dans la science citoyenne, l'innovation sociale et l'éducation populaire, impliquant citoyens, scientifiques et acteurs locaux dans un processus de création collaborative de connaissances et de solutions. Dans les espaces verts en habitat collectif, cette approche favorise l'engagement des résidents, stimule la créativité collective et assure que les solutions répondent aux besoins et aspirations de la communauté.

Pour parvenir à des villes résilientes qui intègrent enjeux écologiques et socio-économiques tout en garantissant la faisabilité pratique des solutions, Pickett et al. (2004) identifie trois méthodes importantes de co-construction. Il souligne l'importance des « boucles d'apprentissage », de l'expérimentation par le design urbain et du dialogue entre professionnels et citoyens. Ces éléments structurent la recherche soutenable utilisant des méthodes de recherche-action. Les changements systémiques vers la soutenabilité nécessitent de nouvelles formes d'apprentissage intégrant structures, pratiques, cultures et valeurs (Fazey et al. 2020). Les pratiques collaboratives comme la science citoyenne et la recherche co-créative sont cruciales à l'échelle locale, souvent incarnées par des laboratoires urbains où l'expérimentation active facilite la co-création de solutions durables (Frantzeskaki & Kabisch 2016; Soinenen et al. 2022). L'efficacité de cette démarche a été validée empiriquement. Par exemple, la conservation des pollinisateurs urbains est plus efficace lorsque les scientifiques collaborent avec divers acteurs pour concevoir des paysages urbains selon une approche itérative basée sur les retours de la communauté (Hunter & Hunter 2008; Nassauer 2012).

La co-construction nécessite des objectifs communs et une collaboration interdisciplinaire dès le début du projet (Gobster et al. 2007). Travailler avec les résidents, les responsables municipaux et les professionnels du design aide à définir des objectifs de conservation et à créer des conceptions

innovantes intégrant diverses perceptions du paysage (Nassauer 2012). Par exemple, La participation communautaire active est essentielle pour créer des espaces verts durables répondant aux besoins des pollinisateurs et des habitants (Nassauer & Raskin 2014). L'apprentissage transformateur permet de comprendre comment les individus et les communautés peuvent changer leurs perspectives et comportements en faveur de la soutenabilité. Singer-Brodowski (2023) souligne que cet apprentissage se produit souvent dans des contextes informels. Impliquer les citoyens dans la gestion des espaces verts urbains améliore la qualité de vie et promeut des pratiques écologiques à long terme. Le design, en tant que processus concret de conception co-construite, joue un rôle clé en combinant esthétique, fonctionnalité et viabilité écologique. Collaborer avec des concepteurs permet d'intégrer objectifs expérimentaux et créativité pour planifier des villes plus écologiques (Felson & Pickett 2005). Cette synergie intègre analyse quantitative, esthétique et fonctionnelle pour créer des espaces urbains de qualité adaptés aux demandes des populations.

Des études montrent que les résidents engagés dans des processus de co-construction et de production de données sur la biodiversité de leurs jardins améliorent leur connaissance des pratiques de jardinage favorables à la biodiversité (van Heezik et al. 2012). Réciproquement, des approches basées sur les pratiques sont très efficaces pour l'apprentissage écologique et la co-construction de nouvelles normes (Mumaw & Bekessy 2017). Ces multiples processus d'apprentissage participatifs renforcent l'attachement à la nature locale et encouragent des comportements de gestion écologiquement responsables (Diduck et al. 2020, **Figure 4-3**). Ces transformations des relations esthétiques sont concrètes : dans certaines villes européennes, les espaces verts avec une végétation indigène plus haute sont déjà perçus comme esthétiques (Garbuzov et al. 2015; Southon et al. 2017). À Bedford et Luton, des enquêtes ont montré que les prairies hautes étaient préférées aux parterres aménagés, une préférence renforcée par un écocentrisme ou une connaissance environnementale élevée (Southon et al. 2017). Ainsi, une tolérance accrue pour une esthétique de « prairie sauvage » peut découler d'une meilleure connaissance environnementale et d'une valorisation des plantes et pollinisateurs indigènes (Ignatieva & Stewart 2009; Wilson et al. 2017). Cependant, la co-construction des connaissances, nécessitant un temps et des efforts considérables, exige un engagement à long terme des scientifiques prêts à collaborer avec les citoyens (Evans et al. 2015). Or, ces dynamiques temporelles sont mal intégrées dans les logiques d'évaluation de la recherche, privilégiant la productivité littéraire à court terme (Irwin 2018). Il est fondamental de promouvoir une culture de la recherche valorisant collaboration et engagement communautaire, reconnaissant l'importance du temps long pour des transitions soutenables et inclusives.

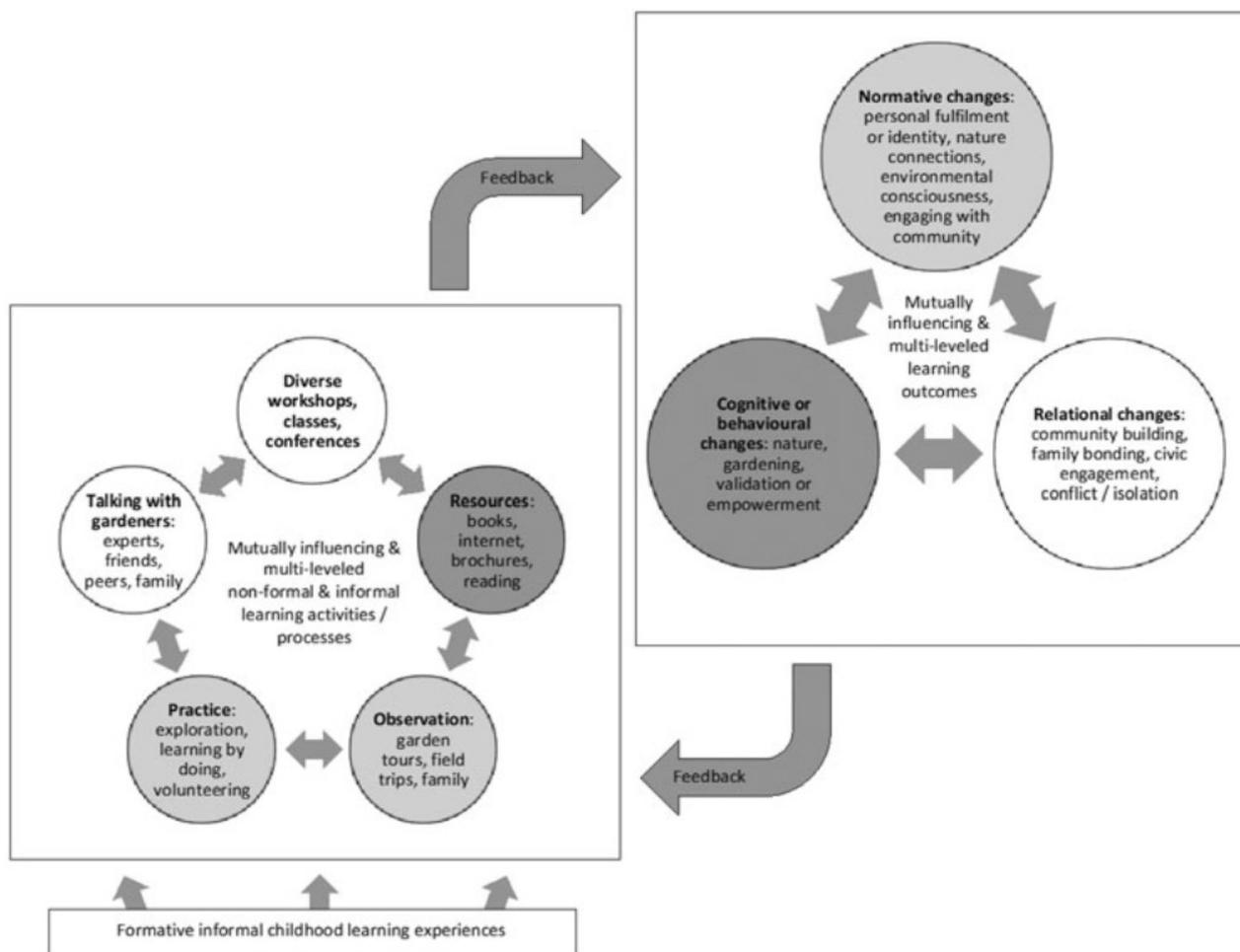


Figure 4-3 : Les multiples voies d'apprentissage sur la biodiversité et la soutenabilité dans les jardins urbains privés (Diduck 2020).

1.4.4 *Living lab*

Les *living labs* représentent une convergence de plusieurs concepts abordés dans ce chapitre, tels que la science citoyenne, l'innovation sociale, l'éducation populaire, la co-construction et la transformation des espaces verts en habitat collectif. Ils sont des plateformes d'expérimentation ouvertes où divers acteurs collaborent pour co-concevoir, tester et mettre en œuvre des innovations durables. En intégrant les connaissances locales et académiques, les *living labs* favorisent l'apprentissage itératif et la co-production de solutions durables, soutenant l'adaptabilité des solutions et des processus de décision à long terme (Evans et al. 2015).

Historiquement perçus comme des espaces d'essai pour l'innovation technologique, les *living labs* incluent désormais l'innovation sociale, élémentaire pour aborder les défis de la durabilité (Edwards-Schachter et al. 2012; Franz 2015). Trois caractéristiques fondamentales définissent les *living labs* : leur délimitation géographique ou institutionnelle, les expériences modifiant intentionnellement des réalités sociales et matérielles, et un apprentissage itératif explicite. Ils offrent un forum d'innovation où des idées, des systèmes, des services et des processus nouveaux sont développés avec la participation active des utilisateurs et des co-créateurs (Bylund 2020).

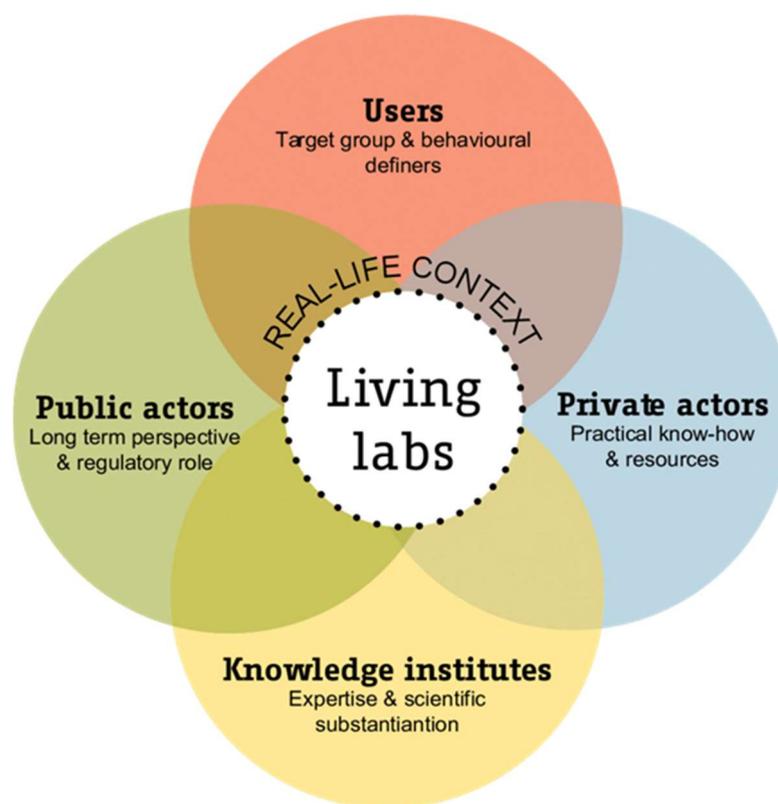


Figure 4-4 : Les multiples parties prenantes impliquées dans les projets de *Living lab* pour en faire un laboratoire des évolutions de société (Steen & van Bueren 2017).

Les *living labs* urbains relient le changement au lieu en co-crédant de nouveaux récits et en produisant des connaissances sur les nouvelles pratiques et relations entre les personnes et leur environnement. Ils facilitent ainsi les transitions vers la soutenabilité urbaine, par exemple en transformant les espaces verts partagés, présents en habitat collectif. Ces laboratoires vivants rassemblent divers acteurs pour relever les défis de la durabilité, favoriser l'apprentissage et encourager l'innovation durable (Frantzeskaki et al. 2018) (**Figure 4-4**). En utilisant l'université et la ville comme lieux d'expérimentation avec des formes, des technologies et des modes de vie durables, ces initiatives mobilisent la capacité des universitaires à s'impliquer pour relever concrètement les défis de soutenabilité (König & Evans 2013). Aujourd'hui, les *living labs* deviennent de plus en plus populaires parce qu'ils permettent légitimement de mobiliser des ressources académiques et locales pour construire et atteindre des objectifs communs.

Les espaces verts résidentiels en habitat collectif sont particulièrement bien adaptés à l'implantation de méthodes de *living lab*. En tant que lieux où se rencontrent quotidiennement les interactions sociales et naturelles, ces espaces offrent un terrain fertile pour tester des solutions durables en conditions réelles. Par exemple, les projets de jardins communautaires peuvent servir de microcosmes pour étudier la biodiversité urbaine, l'engagement des résidents et l'impact des pratiques de jardinage durable (Goddard et al. 2013). En intégrant les approches de *living lab*, ces espaces verts peuvent devenir des plateformes d'expérimentation où les résidents participent activement à la conception et à la mise en œuvre de solutions écologiques. Cela non seulement améliore la soutenabilité des pratiques locales, mais renforce également le sentiment de communauté et d'appartenance parmi les résidents (van Heezik et al. 2012).

Les *living labs* permettent de co-créer des espaces verts plus résilients et adaptés aux besoins locaux, tout en offrant des opportunités d'apprentissage et de sensibilisation environnementale (Franz 2015). La flexibilité des *living labs*, combinée aux caractéristiques uniques des espaces verts en habitat collectif, peut créer un environnement idéal pour développer des méthodes d'innovation sensibles à la soutenabilité et la justice environnementale (**Figure 4-5**). Ces espaces, d  j    au cœur de la vie communautaire, sont bien placés pour tester et adapter des solutions écologiques qui peuvent être étendues à d'autres contextes urbains. En conclusion, les *living labs* dans les espaces verts résidentiels offrent une voie prometteuse pour la durabilité urbaine, en transformant ces lieux en laboratoires vivants d'innovation sociale et écologique.

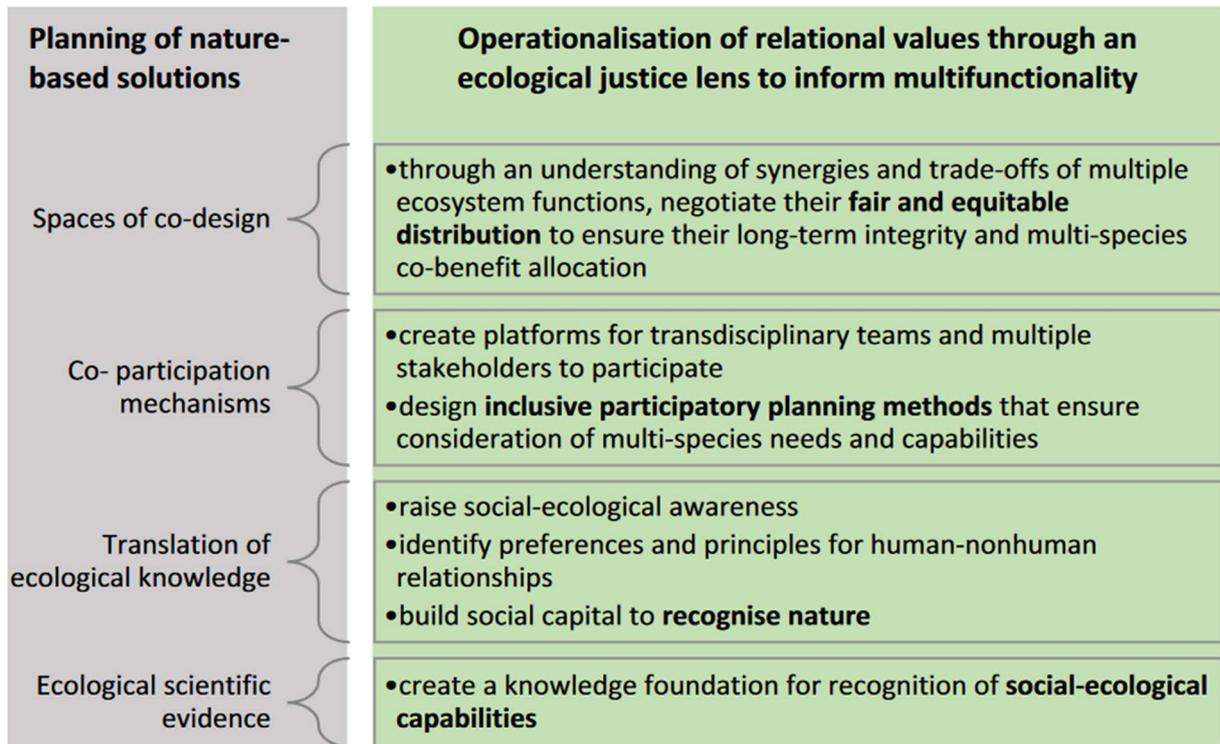


Figure 4-5 : Stratégie de design pour rendre opérationnelle la justice écologique par une approche de valeurs relationnelles (Pineda-Pinto et al. 2022a).

2 Le projet COLLECTIFS : une recherche-action pour la biodiversité et le cadre de vie en habitat collectif

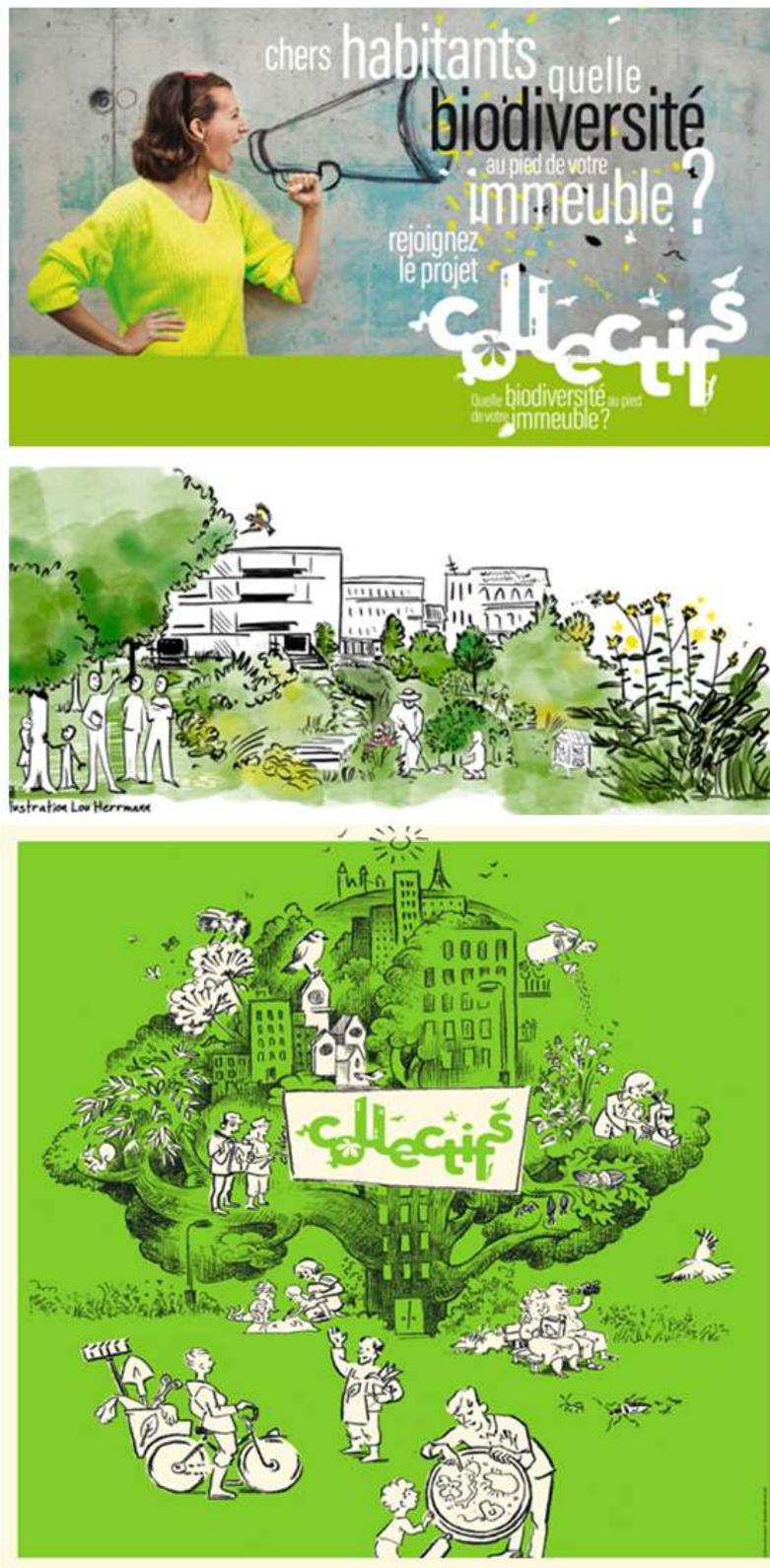


Figure 4-6 : Identité visuelle projet COLLECTIFS. Crédit : Pascal Desbled (Système D), Lou Herrmann (École Urbaine de Lyon) et Estelle Meyrand (commande du labex IMU).

2.1 Objectifs et genèse

2.1.1 Les objectifs incrémentiels du projet

« Le projet de recherche-action COLLECTIFS part à la découverte de la **biodiversité urbaine**, dans les **espaces verts au pied des immeubles**, en utilisant une approche de sciences citoyenne. Le but est d'améliorer, **ensemble, la conception et la gestion** de ces espaces, en faveur de la biodiversité, pour un **meilleur cadre de vie**. »

Le projet COLLECTIFS, vise ainsi, sur le périmètre de la métropole de Lyon, à évaluer la biodiversité en habitat collectif et à agir de manière concertée pour le vivant et le cadre de vie (**Figure 4-6**). Quarante sites pilotes en habitat collectif ont été impliqués (concernant plus de 6000 logements), ainsi que 8 parcs publics labellisés Écojardin. La carte des sites d'étude est présentée en **Figure 4-7** et le processus de recrutement des sites est présenté au chapitre 8. Ce projet a cherché à mettre en lumière la diversité biologique présente dans ces environnements urbains mais aussi à comprendre les facteurs qui la favorisent afin d'accompagner les transformations de ces espaces.

Nous avons adopté une approche incrémentielle, visant en premier lieu à impliquer les habitants dans l'enquête scientifique afin de favoriser une meilleure connaissance de la biodiversité et connexion au vivant. L'engagement des résidents dans la documentation et le dialogue interactif sur la biodiversité de leurs jardins a permis d'améliorer la connaissance de la faune et la flore locale. Au-delà de ces objectifs classiques de science participative, nous avons mobilisé ces temps pour redévelopper un sens du lieu par la (re)découverte des espaces verts, du cadre de vie et du voisinage des résidents, afin de stimuler des synergies habitantes et de la convivialité dans ces espaces souvent peu investis. Cette démarche prospective a permis de renforcer les liens sociaux et de développer un sentiment d'appartenance et de responsabilité partagée parmi les résidents. Nous l'avons formulée initialement en 4 étapes successives :

- **1. Connaître par les sciences participatives** : Inventorier la biodiversité et aider la recherche en s'impliquant pour le vivant.
- **2. Se retrouver et redécouvrir son espace commun** : Explorer la biodiversité de son jardin à travers des animations et comprendre les aménagements qui lui sont favorables.
- **3. Imaginer ensemble** : Accompagner les dynamiques habitantes pour réinvestir les lieux et favoriser la biodiversité.
- **4. Partager nos ressources communes** : Élaborer ensemble les actions prioritaires pour favoriser la biodiversité des espaces végétalisés en habitat collectif existants ou en projet et améliorer concrètement le cadre de vie des résidents.

En ce sens, la démarche que nous avons proposée favorise l'apprentissage continu et une expérience tant scientifique que sociale. Nous partions de l'idée que ces méthodes étaient en capacité de stimuler les habitants à s'impliquer, au-delà d'une simple opération de science participative, dans des réflexions sur les opérations concrètes de renaturation des espaces verts en pied d'immeuble. Nous espérons que cette implication permette de co-concevoir des stratégies opérationnelles testées concrètement. En recourant à des méthodes de l'éducation populaire, nous avons donc fait le pari d'une innovation sociale que nous espérons fertile pour produire des transformations. Nous reviendrons sur ces aspects un peu plus loin avec un retour d'expérience plus détaillé.

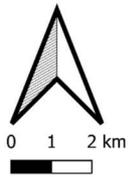
2.1.2 Le développement du projet : l'équipe, les partenaires et les moyens

Le projet COLLECTIFS s'est constitué progressivement après l'obtention de ma bourse doctorale avec l'École Urbaine de Lyon, dirigée par Michel Lussault. La perspective de recherche-action était un enjeu partagé avec mes directeurs de thèse, et dont la tribune publiée dans le journal *Le Monde* (Boutreux et al. 2020) a permis d'établir un langage et des objectifs partagés. Afin d'intégrer pleinement les logiques sociales et transformatives au projet, le montage du projet s'est réalisé en proposant à d'autres personnes de rejoindre l'aventure pour dessiner collectivement les enjeux et méthodes du projet. À ce titre, nous avons invité Marylise Cottet à prendre part à l'équipe cœur du projet pour nous apporter ses perspectives de géographie sociale sur l'analyse des représentations sociales, grâce à son expérience approfondie des incidences des expérimentations de renaturation urbaine (jusqu'alors orientées sur les cours d'eau). Nous avons également convié deux associations naturalistes lyonnaises très expérimentées dans l'accompagnement au changement de pratiques et à la renaturation : Arthropologia et Des Espèces Parmi Lyon.

La constitution de cette équipe cœur (**Figure 4-8**) a pu permettre de co-construire les objectifs scientifiques et opérationnels du projet, permettant ensuite d'initier des recherches de financement. Ensuite, des partenariats ont été établis avec les collectivités locales (Ville de Lyon, Grand-Lyon) afin de faciliter certains relevés de terrain (notamment dans les parcs publics labellisés Écojardin de la Ville de Lyon), accompagner la renaturation concrète en habitat collectif (convention prototypage d'accompagnement avec le Grand-Lyon), mais aussi avec les bailleurs sociaux Est Métropole Habitat et Grand Lyon Habitat qui partageaient des intérêts et objectifs communs pour la renaturation de leurs parc résidentiel social.

Les financements ont été obtenus grâce au soutien de plusieurs institutions et par plusieurs appels à projet obtenus par les scientifiques et les associations naturalistes. Le premier levier financier a été l'obtention de ma bourse doctorale après avoir été lauréat de l'appel à projets de thèse proposé par l'École urbaine de Lyon. Dans un second temps, le soutien financier du laboratoire d'excellence « intelligence des mondes urbains » (Labex IMU) a été déterminant pour le passage d'un projet de thèse au déploiement d'un projet de recherche-action de plus grande envergure. Plusieurs autres financements ont pu permettre de financer les inventaires de terrain (École Urbaine de Lyon, CNRS, LEHNA), les analyses de laboratoire (IMU, région AURA), les actions de l'association Arthropologia à toutes les étapes du projet (Métropole de Lyon, Ville de Lyon, Est Métropole Habitat, Grand Lyon Habitat). L'enveloppe financière totale du projet, des analyses scientifiques aux opérations de renaturation, s'élève au total à 476 000 €.

Le financement du Labex IMU a été un levier déterminant pour porter le projet de recherche-action. Il a permis de recruter Caroline Bréfort en tant qu'ingénieur d'étude pour co-porter la mission d'animation et de coordination du projet. Dans sa phase opérationnelle, le projet a donc pu bénéficier d'un suivi structurant qui a permis d'assurer la coordination globale des équipes intervenant sur le terrain ainsi que les communications fréquentes avec les habitants pour partager l'avancée du projet et élaborer des supports pédagogiques synthétisant les espèces découvertes sur le terrain dans les inventaires conduits avec les résidents (**Figure 4-9**). Caroline a aussi participé directement aux missions scientifiques et d'animation en conduisant certains inventaires de biodiversité comme le protocole oiseaux, en participant aussi aux travaux de laboratoire et aux animations de terrain dédiées aux habitants. Sa disponibilité a également été cruciale pour l'organisation d'événements conviviaux nous ayant permis de partager l'avancée de la recherche avec les habitants.



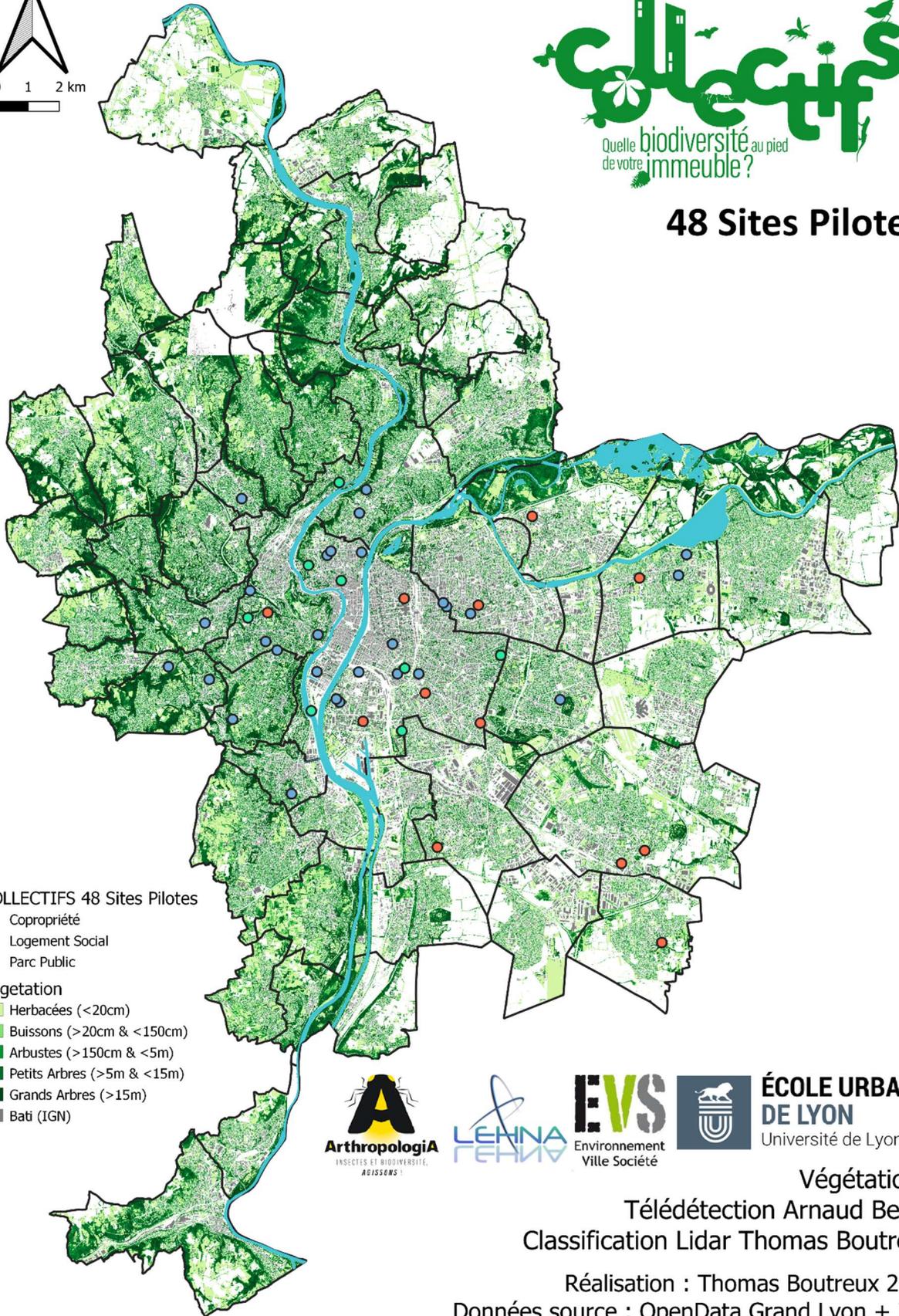
48 Sites Pilotes

COLLECTIFS 48 Sites Pilotes

- Copropriété
- Logement Social
- Parc Public

Vegetation

- Herbacées (<20cm)
- Buissons (>20cm & <150cm)
- Arbustes (>150cm & <5m)
- Petits Arbres (>5m & <15m)
- Grands Arbres (>15m)
- Bati (IGN)



ÉCOLE URBAINE DE LYON
Université de Lyon

Végétation :
Télédétection Arnaud Bellec
Classification Lidar Thomas Boutreux

Réalisation : Thomas Boutreux 2021
Données source : OpenData Grand Lyon + IGN

Figure 4-7 : La carte des 48 sites d'études du projet COLLECTIFS

L'équipe cœur du projet COLLECTIFS



Figure 4-8 : Le projet COLLECTIFS, son équipe, ses acteurs impliqués et ses soutiens financiers.

Les Chauves-Souris qui peuplent votre jardin

... chauves-souris sont les seuls mammifères capables d'un vol actif.

* Elles représentent un tiers des espèces de mammifères en France ! *

* Voir avec ses oreilles *

Elles se repèrent et chassent dans l'obscurité grâce aux échos de leurs cris ultrasonores. Leurs cris rebondissent sur les insectes et invertébrés, uniques nourriture des chauves-souris françaises ! C'est l'écholocation !

Sérotine commune	Pipistrelle de Kuhl	Pipistrelle commune
Noctule de Leisler	Pipistrelle pygmée	Oreillard gris
Pipistrelle de Nathusius	Noctule commune	11 espèces ont été recensées dans votre jardin !
Murin de Daubenton	Murin à moustaches	Vespère de Sans

Des alliés indispensables...

- Régulateurs des insectes ravageurs agricoles
- Bio-indicatrices de la qualité des milieux
- Grosses consommatrices de moustiques

« 100 % des espèces sont protégées »

Environnement marinée

Les Oiseaux qui peuplent votre jardin 2022

Espèce recensée en mars 2022	Espèce recensée en mai-juin 2022	Espèce recensée en mars et mai-juin 2022
------------------------------	----------------------------------	--

Espèce	Photo	Infos	Espèce	Photo	Infos
Chardonneret élégant			Merle noir		
Cornille noire			Mésange charbonnière		
Étourneau sansonnet			Mésange bleue		
Fauvette à tête noire			Moineau domestique		
Martinet noir			Pic vert		

collectifs

Figure 4-9 : Comptes rendus d'inventaires transmis à chaque site pour les résidents

2.2 L'implication des habitants

2.2.1 Un rôle décisif dans la réalisation scientifique du projet.

Le projet COLLECTIFS n'aurait pas pu se réaliser sans partenariat avec les résidents des habitats collectifs. Dès la première étape d'inventaires de biodiversité participatifs, les résidents possédaient un pouvoir souverain pour nous permettre d'accéder à ces espaces, mais ils ont aussi participé à des protocoles ambitieux qui n'auraient pas pu être réalisés sans leur mobilisation. L'inventaire des pollinisateurs a été le plus exigeant car il nécessitait une activation simultanée sur nos 48 sites d'étude d'un dispositif de collecte des pollinisateurs, 1 fois par mois pendant 24h, pendant 8 mois. La réception d'une lettre d'autorisation et d'engagement attestée par président du conseil syndical était une condition à obtenir, nous n'aurions pas engagé les interventions sans cette légitimité.

Ainsi, dès le début du projet, le niveau de participation des habitants se situe, dans l'échelle de la participation d'Arnstein, (1969) (**Figure 4-10**), avec un pouvoir effectif des citoyens car un partenariat est une condition nécessaire et révoquant par les habitants pour mener les inventaires écologiques de terrain sur leur espace vert collectif, en construisant conjointement un accord et les conditions de ce partenariat engageant les deux parties. Une présentation claire des intérêts scientifiques et des bénéfiques que pouvaient retirer les résidents de ces interventions a pu être discutée. L'enjeu principal relevé par les participants a été de fournir des arguments crédibles sur le fait que ces interventions ne généreraient pas de nuisances pour les résidents. Ces négociations ont parfois été complexes et il a pu nous arriver que la pose de 8 piquets de bois de 20cm de haut répartis dans l'espace vert soit perçue comme un dérangement et refusée, ce qui a rendu plus complexe la localisation de certains dispositifs d'inventaires. L'engagement des habitants dans les relevés scientifiques a été suivie pendant toute la période du projet de retours synthétiques et vulgarisés faisant le bilan, sur chaque site, des espèces inventoriées (**Figure 4-9**). Plusieurs temps collectifs ont aussi été proposés pour restituer l'avancée des analyses scientifiques étape par étape (**Figure 4-11**). Les retours et commentaires des habitants ont été très intéressants pour recontextualiser certaines observations de terrain et mieux comprendre certaines dynamiques affectant la gestion de ces espaces.

Les résidents ont aussi accepté de témoigner directement pour enquêter sur les perspectives sociales permettant de mieux comprendre leur lien avec leurs espaces verts. Cette étude, réalisée par Marylise Cottet et Éloïse Bellet a permis de mieux comprendre les perceptions, représentations et pratiques des habitants en mobilisant des questionnaires et des entretiens semi-directifs. Parmi les questions principales de l'étude dont les résultats seront publiés dans la thèse d'Éloïse Bellet initiée en 2022 (Bellet 2022) : Quelle est la fréquence de visites des espaces verts par les résidents ? Pour quels usages ? Pourquoi les habitants fréquentent-ils peu ces espaces ? Quelles sont les attentes des habitants en termes de gestion de ces espaces ? Quels sont les éléments de paysage pouvant soutenir la biodiversité les plus désirés par les habitants ? Quels sont les freins perçus par les résidents à la mise en place de changements favorables à la biodiversité dans leurs espaces verts ?

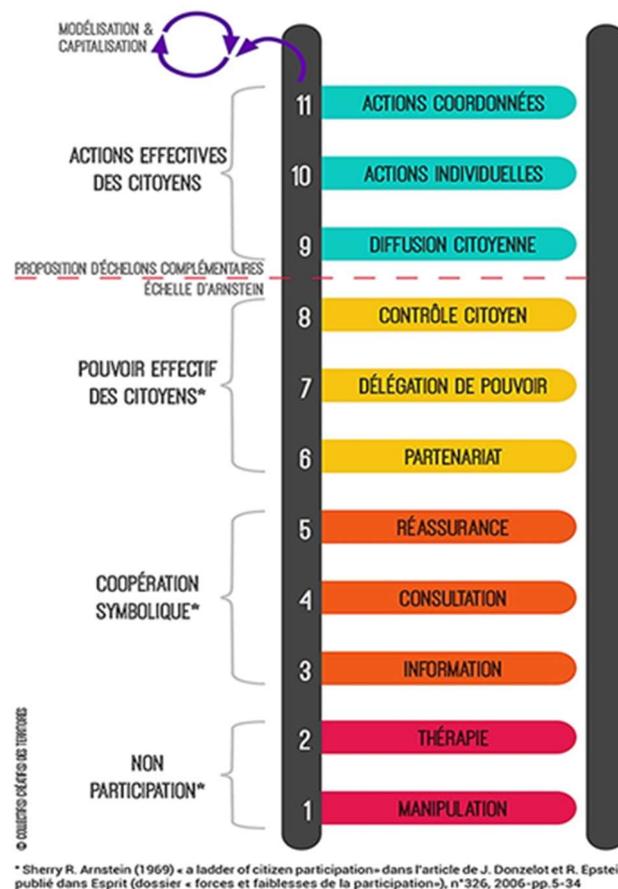


Figure 4-10 : Échelle de la participation d'Arnstein (1969) adaptée par Donzelot & Epstein (2006) dans un contexte de rénovation urbaine (ajoutant les échelons 9 à 11).

collectifs
la biodiversité au point de vue immobilier?

Invitation

Le 27 avril, les bestioles de votre jardin n'auront plus de secret pour vous...

Rendez-vous à la Cité des Halles pour la soirée des habitant-e-s

- Accueil le jeudi 27 avril dès 18h30
- À 19h00, l'équipe de COLLECTIFS présentera les résultats des études réalisées dans les jardins des habitant-e-s : nous discuterons avec vous des insectes du sol, des pollinisateurs, des végétaux... mais aussi des oiseaux et des chauve-souris que nous avons recensés.
- À partir de 20h30, discutons ensemble de votre expérience d'habitant-e autour d'un apéritif.
- Si vous avez besoin de conseils pour mieux comprendre la faune et la flore de votre résidence, pour mieux les protéger et améliorer ainsi la biodiversité de vos jardins, c'est le moment : nous serons disponibles et ravis d'échanger avec vous.

- Planche apéro offerte
- Bar de la Cité des Halles ouvert*
- Coin jeux prévu pour les enfants
- Entrée au 124 avenue Jean Jaurès 69007
- Métro B ou tram T2 (Jean Macé) bus C7 (Lortet)
- * consommations à votre charge

Merci de confirmer votre venue en envoyant vos nom(s), prénom(s) et adresse postale par mail à caroline.brefort@universite-lyon.fr

Nous avons hâte de vous (re)voir !

UNIVERSITÉ DE LYON | LAB EX IMU | ÉCOLE URBAINE DE LYON | CHRS | MÉTROPOLE GRAND LYON | VILLE DE LYON | Arthropologia | La Cité des Halles

Figure 4-11 : invitation à une soirée conviviale de restitution de l'avancement des analyses.

2.2.2 Un partenariat au-delà de la science

Le projet COLLECTIFS a proposé aux habitants un partenariat étroit à toutes les étapes du projet, impliquant de la part des membres du projet COLLECTIFS un investissement dans des temps dont les finalités n'étaient pas directement scientifiques, mais visaient à offrir des co-bénéfices pour les habitants investissant du temps au projet. Ainsi, des temps d'animation dédiés aux résidents ont été proposés sous la forme d'explorations naturalistes et d'ateliers artistiques (**Figure 4-12** et **Figure 4-13**). La combinaison de temps scientifiques et de temps d'animation a eu plusieurs intérêts au cours des étapes, car elle a permis de mobiliser de manière inclusive un public plus large, intéressé par des perspectives variées. Ces temps d'animation dédiés aux résidents ont permis de soutenir l'émergence de discussions sur le sens du lieu, les représentations et l'attachement émotionnel des résidents avec ces espaces, qui sont des moteurs profonds de l'envie d'agir. Ces synergies entre action scientifique et action culturelle sont d'ailleurs des méthodes en écologie urbaine qui sont de plus en plus reconnues d'un point de vue académique (Panlasigui, Spotswood, Beller, & Grossinger, 2021; Turo & Gardiner, 2019, voir la **Figure 4-14** et la **Figure 4-15**). Un programme complet d'animation a ainsi été proposé aux habitants sur les deux années de terrain du projet (**Figure 4-16** et **Figure 4-17** et **Figure 4-18**)

Rétrospectivement, nous pouvons aussi affirmer que du point de vue des habitants et au regard du *Manuel de la Grande Transition* (Renouard et al. 2020), notre démarche s'est rapprochée de ce que les auteurs décrivent comme « De la transition intérieure à l'engagement », c'est-à-dire la séquence « Dynamis → Logos → Oikos → Nomos → Ethos → Praxis » :

Un nombre croissant d'habitants des sociétés occidentales marqués par l'accélération, le souci de la performance et de la productivité, cherchent à vivre autrement et développent des pratiques au service du mieux-être ; cette quête peut être approfondie en tant que transition intérieure, apte à formuler de nouveaux récits collectifs de la vie bonne ; ceux-ci peuvent permettre d'affronter les défis posés par la construction d'un monde commun dans un contexte critique, et de redéfinir des règles du jeu ; ainsi se développent des outils de décision qui peuvent inspirer de nouvelles formes d'action – d'engagement économique, social, politique, etc. — à différentes échelles.



Figure 4-12 : Une exploration des insectes pollinisateurs proposée par l'association Arthropologia dans chaque site pilote en habitat collectif.



Figure 4-13 : Ateliers artistiques Cyanotype (Turner et al. 2014) pour tirer le portrait de délicates plantes sauvages à l'aide des rayons UV du soleil. Cette technique a révélé pour les habitants l'intérêt de l'exploration esthétique de leurs espaces de vie ordinaires et les qualités visuelles de plantes auparavant invisibles pour les habitants.

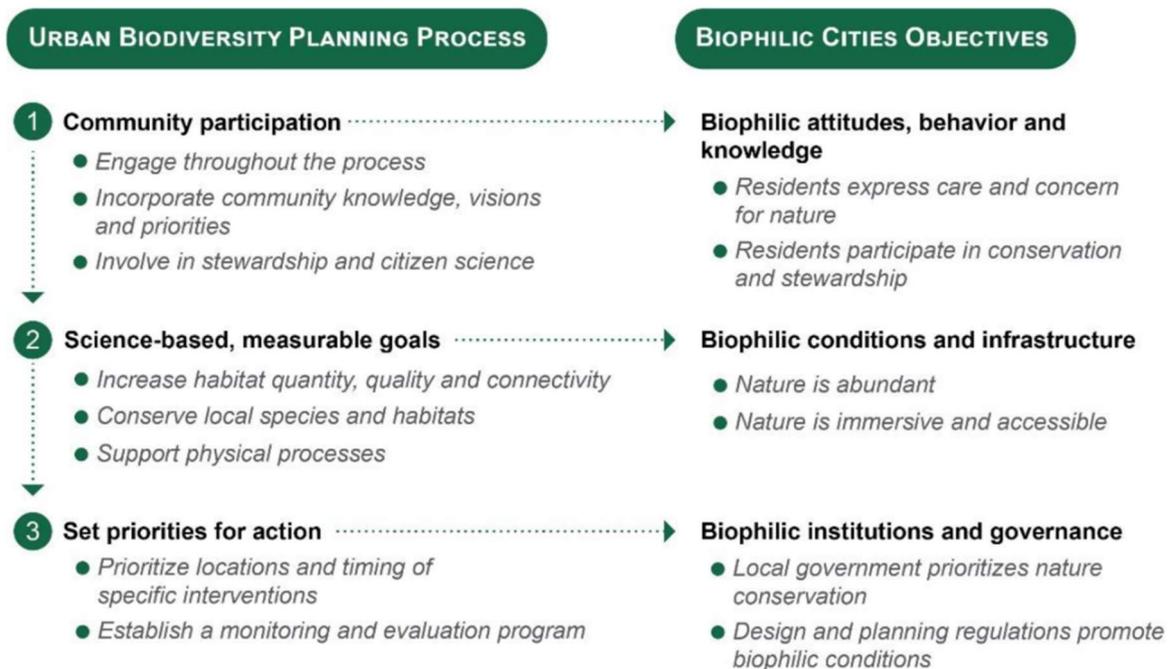


Figure 4-14 : Convergence des enjeux sociaux, scientifiques et politiques entre les démarches de planification en biodiversité urbaine et les objectifs des villes biophiliques (Panlasigui et al. 2021).

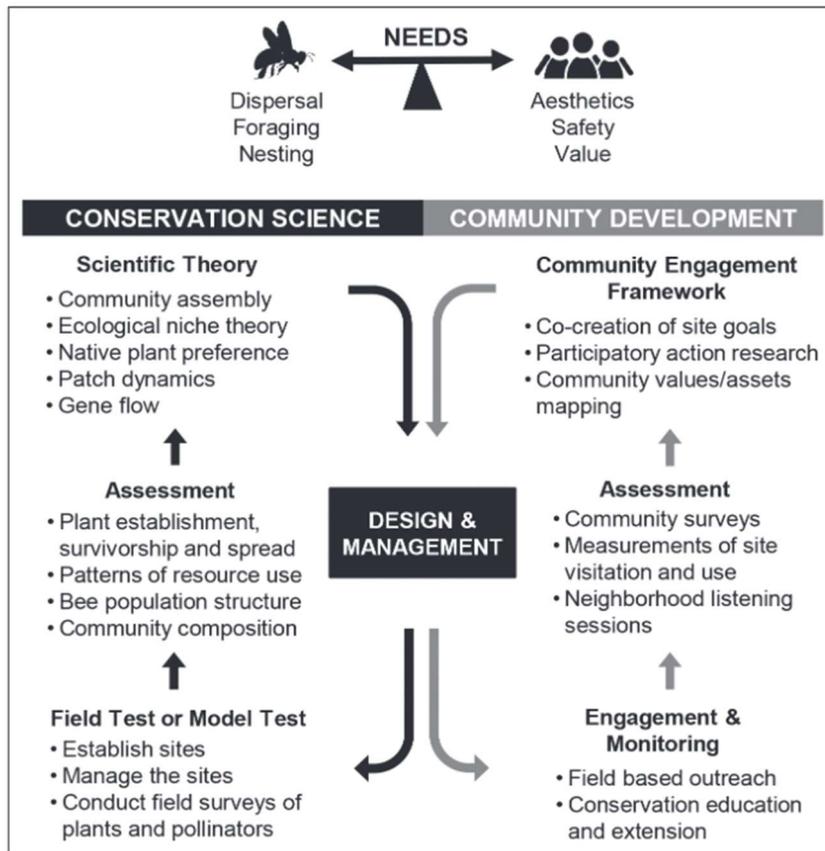


Figure 4-15 : Convergence des processus de renaturation et en développement des communautés locales par un design itératif (Panlasigui, Spotswood, Beller, & Grossinger, 2021, modifié de Nassauer & Opdam, 2008).

collectifs
Quelle biodiversité au pied de votre immeuble?

Votre résidence participe au projet COLLECTIFS!

Ce projet de recherche-action part à la découverte de la biodiversité urbaine dans les espaces verts au pied des immeubles. Grâce aux sciences participatives, et donc grâce à votre aide, une étude scientifique de la faune et la flore de votre jardin est réalisée.

Macro faune du sol
Micro Faune du sol
Flore sauvage et cultivée
Insectes pollinisateurs
2021
Chauves-souris
Papillons
2022
Oiseaux

Rejoignez-nous pour découvrir la faune et la flore de votre jardin et participer à des ateliers pour agir concrètement pour la biodiversité de votre espace vert!

caroline.brefort@univ-lyon.fr
Collectifs - Quelle biodiversité au pied de votre Immeuble?

Améliorons, ensemble, la conception et la gestion de ces espaces, en faveur de la biodiversité et pour un meilleur cadre de vie.

GRAND LYON
EST HABITAT
UNIVERSITÉ DE LYON
LABEX MAU
ÉCOLE URBAINE DE LYON

Figure 4-16 : Affiche d'invitation à la participation des résidents sur les sites d'étude

chers habitants



quelle biodiversité au pied de votre immeuble?

rejoignez le projet

collectifs
Quelle biodiversité au pied de votre immeuble?

COLLECTIFS vise à étudier la biodiversité des espaces verts des habitats collectifs de la Métropole de Lyon.

Notre plan d'action ? Accompagner les habitants à (re)découvrir la faune et la flore au pied de leur immeuble à travers la participation aux études scientifiques, animations découvertes et ateliers pratiques.

2021
Etudier la biodiversité des espaces verts des immeubles : pollinisateurs, faune du sol et flore (réalisé par les scientifiques à l'aide des habitants qui pourront participer aux différentes études)

2022
Réaliser des animations à destination des habitants pour leur faire découvrir la faune et la flore de leur espace vert et les initier aux suivis participatifs
Réaliser une enquête sociale sur la perception des espaces verts des habitats collectifs par les habitants.
Réaliser des animations à destination des habitants pour leur faire découvrir la faune et la flore de leur espace vert et les initier aux suivis participatifs

Ateliers pour agir concrètement sur son espace vert (plan de gestion, nichoirs, plantations, fleurissement, échange de graines et de plants...)

Concertation autour de la conception et la gestion des espaces verts : Ateliers-rencontres habitants/professionnels/chercheurs/naturalistes

2023
Organisation des «Rencontres des habitats collectifs engagés pour la biodiversité»
Création d'une charte de «Bonnes pratiques dans les espaces verts des habitats collectifs en faveur de la biodiversité» avec l'ensemble des parties prenantes

au programme

Le groupe de travail de COLLECTIFS



Le projet COLLECTIFS est soutenu financièrement par :



Crédit : ISTING - J. H. B. B. X.

Figure 4-17 : Affiche d'invitation à la participation et programme d'action et d'animation proposé aux résidents.



vos interlocuteurs terrains



naturalistes, chercheurs, animateurs, ...
Thomas, Eloïse et Caroline font partie
des membres de l'équipe COLLECTIFS
que vous rencontrerez peut-être
sur votre espace vert, n'hésitez pas
à venir leur poser vos questions



Qu'allons-nous observer ?

Les pollinisateurs :
(abeilles sauvages, syrphes, papillons)
Ils pollinisent à eux seuls plus de 80%
des espèces sauvages et 75% des plantes.

Les araignées :
elles régulent la présence d'autres insectes :
votre meilleur atout contre les moustiques !
Leur présence est signe de vitalité
de l'environnement.

Les collemboles :
vivant dans le sol et mesurant quelques à peine
quelques millimètres, ils participent
à la transformation de la matière organique
et au cycle des nutriments.



Les Carabes :
par « ces auxiliaires de jardin sont d'excellents
prédateurs ». Sensibles au foisonnement de végétation
et aux obstacles de leur environnement, ils peuvent
indiquer un environnement de qualité, ce sont des
bioindicateurs.

Les nématodes :
Véritables « ingénieurs du sol », ce sont
des vers quasi-microscopiques qui œuvrent
aussi à rendre disponible les nutriments.

La flore :
Nos botanistes viendront inventorier
les **plantes sauvages** (non cultivées)
tout en s'intéressant à la valeur écologique
des **espèces plantées**.

l'agenda 2021

MARS	JUILLET
AVRIL	AOÛT
MAI	SEPTEMBRE
JUIN	OCTOBRE

Des questions ? Envie de vous impliquer dans le projet en tant qu'habitant de votre copropriété ?

«Collectifs : Quelle biodiversité au pied de votre immeuble ?»

www.arthropologia.org/participer/le-projet-collectifs



Figure 4-18 : Affiche d'invitation à la participation des résidents sur les sites d'étude

2.2.3 Une dynamique d'apprentissage collective, révélatrice et transformative

Ces différents temps ont donc soutenu, sur chaque site, l'émergence d'une conscience collective et d'un diagnostic partagé et nourri par des visions pluralistes de ces espaces. La durée de ces interventions de terrain, qui s'est échelonnée sur un an et demi, a permis de constituer des groupes de participants qui se sont réunis régulièrement, de fait, par intérêt pour la biodiversité ou leur cadre de vie. L'organisation régulière de ces temps communs et ouverts à toutes et tous a soutenu la constitution de communautés hétéroclites de réflexion. Ces groupes d'habitants, réunis par le partage d'un même lieu de résidence, pouvaient défendre des intérêts et des visions très variés, ce qui augmentait la légitimité de ces groupes à représenter la copropriété et la diversité des relations qu'entretiennent les copropriétaires avec leurs espaces verts extérieurs. Ces discussions incluant les scientifiques et les naturalistes ont soutenu un profond apprentissage partagé entre toutes les parties prenantes.

Cet apprentissage ouvert, en dehors des cadres conventionnels et académiques, a permis à chacun de comprendre son positionnement, de réfléchir sur ses envies au regard des caractéristiques actuelles de ces espaces, et quelles propositions concrètes chacun pouvait apporter. Ceci a permis d'évaluer collectivement, dans chaque collectif, quelles étaient les problématiques diverses que rencontraient les résidents avec ces espaces, ainsi que les revendications et envies qui pouvaient émerger localement. À ce stade, les discussions étaient initiées spontanément et de manière ouverte, sans perspective de proposition de transformation des espaces. La conduite régulière et participative de relevés scientifiques d'ateliers artistiques et naturalistes, sur le temps long, a été un prodigieux terreau qui a pu catalyser des discussions, levant de nombreuses frustrations, plaintes ou désirs pour ces espaces, jusque-là peu exprimées car manquant d'un tel cadre de dialogue.

On peut donc affirmer dans ce sens que les interventions hybrides conduites par les scientifiques et les naturalistes ont agi comme révélateur d'une réalité socio-écologique en manque de temps, d'espace et de cadre pour s'exprimer. Cette émergence a été très certainement amplifiée par la crise sanitaire du Covid qui a permis à de nombreux résidents de prendre conscience de la valeur que pouvait avoir leur espace vert en bas de l'immeuble, dans lequel ils ont passé deux mois confinés. En effet, le confinement a aussi permis à certains résidents d'observer la dynamique écologique d'un espace restreint, favorisant l'attachement et soutenant le développement du « sens du lieu ». D'autant plus que ces espaces verts sont devenus luxuriants à cause de l'arrêt des interventions des paysagistes chargés de couper, tondre et broyer le vivant. Cette « expérience écologique contrainte » a pu permettre à certaines personnes de prendre conscience que les pratiques d'entretien et les prestations pour lesquelles ils paient, avaient un impact considérable sur l'état esthétique et écologique de leur espace, comme cela a pu se manifester dans les parcs publics et a suscité des mobilisations citoyennes (**Figure 4-19**). Cette observation de la dynamique de la biodiversité, en pleine période de printemps, a pu atteindre plus profondément le rapport existentiel des résidents avec leurs espaces verts et certaines personnes ont fait part d'une expérience singulière du temps, des saisons et des phénomènes biologiques, renforçant leur connexion au vivant. Il apparaît de ces éléments de contexte que la volonté d'agir des résidents s'est structurée et développée par la conjonction de ces différents facteurs et que la dynamique sociale du projet COLLECTIFS a aussi certainement bénéficié de l'« expérience transformative grandeur nature » qu'a imposée le Covid.



Figure 4-19 : Impact de la crise sanitaire sur les attentes paysagères et esthétiques : Mai 2020, 2400 personnes signent une pétition destinée au maire Gérard Collomb, afin de préserver la grande prairie et sa biodiversité qui a pris place sur la grande pelouse de la Coupole. Proposition acceptée, le Parc de la Tête d'Or (Lyon, 105 ha) passe de 20 % à 49 % de sa surface en gestion écologique.

2.2.4 Une co-construction d'un dispositif d'accompagnement

Deux grandes restitutions avec les habitants ont été réalisées à l'École Normale Supérieure de Lyon ainsi qu'à la Cité des Halles pour échanger sur l'avancée du projet et mobiliser les habitants dans des ateliers de concertation, afin de mieux imaginer les actions transformatives qui pouvaient être conduites. Ces ateliers ont permis aux habitants de réfléchir aux actions qu'ils souhaitaient concrètement mettre en œuvre, d'identifier les risques et écueils possibles d'une telle démarche, mais aussi d'imaginer de quelle manière les scientifiques et les associations pouvaient faciliter et accompagner ces dynamiques transformatives concrètes (**Figure 4-20**).

En retour, ces réflexions ont souligné un besoin des scientifiques et naturalistes à se former pour acquérir de nouvelles méthodes d'animation relevant de l'animation participative, de l'intelligence collective et de la gestion de groupe par consentement. En effet, bien que des médiateurs et animateurs compétents étaient présents dans nos équipes, nous avons reconnu que le manque de formation aux méthodes et enjeux spécifiques de l'animation participative, de l'intelligence collective et de la gestion de groupe par consentement était un risque important pour la bonne conduite de ces accompagnements des projets de renaturation co-construits en habitat collectif.

Face à ce constat, nous avons mobilisé l'intervention de Scicabulle pour une formation de deux jours sur les enjeux et méthodes pratiques pour développer le pouvoir d'agir et la posture de facilitateur. Pour approfondir ces aspects pour lesquels j'avais beaucoup d'intérêt, j'ai suivi également une formation professionnelle auprès de Ville et Aménagement Durable sur la thématique des pratiques participatives de conception et d'aménagement fondées sur les humains et leurs usages.

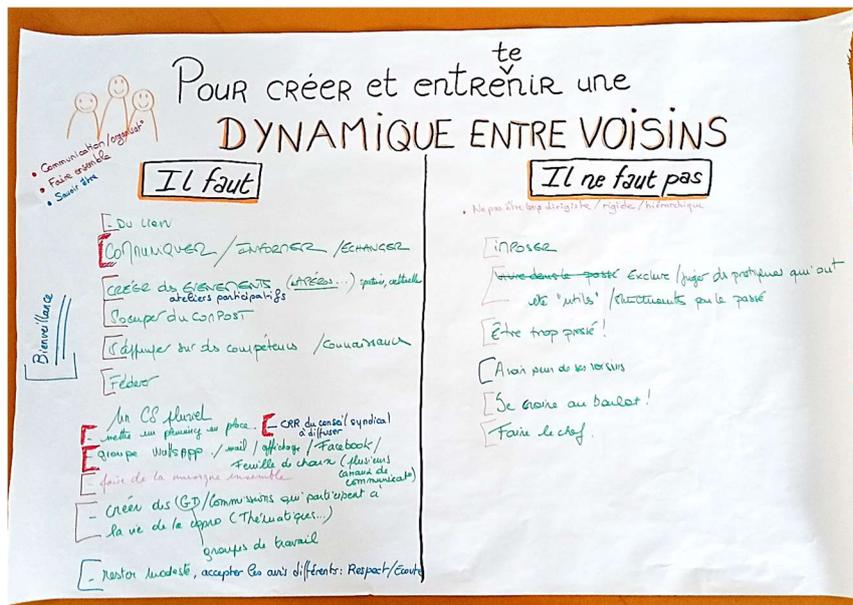


Figure 4-20 : Résultat d'un atelier selon la méthode du « World Café » pour interroger la dynamique sociale des transformations des espaces verts en habitat collectif.

2.3 L'implication des praticiens dans le processus de recherche

L'implication des praticiens professionnels s'est faite dans un second temps car nous souhaitions pouvoir présenter des préconisations élaborées d'après des résultats de recherche, et leur partager des constats opérationnels que la phase de terrain et les discussions avec les habitants auraient pu permettre de soulever. Le premier atelier réalisé dans le cadre du festival « À l'école de l'Anthropocène » conviait les praticiens, après une animation de terrain, à prendre part aux réflexions et au développement de ressources communes, en valorisant leurs retours d'expériences sur de la conception, de la gestion et de la facilitation de dynamiques habitantes.

Le deuxième évènement fut les **premières rencontres nationales de la biodiversité des habitats collectifs** qui réunirent plus de 200 personnes pendant deux jours à l'Hôtel de Ville de Lyon (Figure 4-21 et 4-22). Le programme proposait des retours d'expérience des recherches scientifiques et des opérations de renaturation en habitat collectif avec une parole offerte à tous les acteurs impliqués (habitants, facilitateurs, écologues, métropole). L'Agence du Climat de l'Eurométropole de Strasbourg a aussi présenté son dispositif de végétalisation en habitat collectif qu'elle a transposé depuis le modèle de la Métropole de Lyon.



Figure 4-21 : Bandeau de communication et de promotion de l'évènement.



Figure 4-22 : Plénière des premières Rencontres de la biodiversité en habitat collectif. Marylise Cottet et Eloïse Bellet présentent leur étude sur les représentations sociales et attentes des résidents sur leurs espaces verts en habitat collectif.

A l'occasion de cet événement, une après-midi d'ateliers était proposée autour d'un « jeu sérieux » : les participants devaient se projeter en tant que résidents en habitat collectif (ce qui est d'ailleurs généralement le cas). Leur objectif était d'élaborer et faire passer leur projet en AG de copropriété (**Figure 4-23**). D'après un cas d'étude concret, ils devaient faire des propositions de projet qui intègrent les prescriptions écologiques partagées durant la matinée. Des animateurs extérieurs introduisaient régulièrement des événements perturbateurs (tous inspirés de faits réels vécus lors de nos missions d'accompagnement), venant complexifier la création d'un consensus entre les résidents dans la co-conception participative. À l'issue de cette co-conception, chaque groupe devait prendre la parole devant la salle complète, comme s'il s'agissait de la présentation du projet en AG de copropriété, puis l'ensemble de la salle réagissait avant de simuler le vote. Un *debriefing* était ensuite réalisé pour identifier les innovations intéressantes ou les risques pris par le groupe. Cet atelier avait plusieurs objectifs : mettre en pratique les préconisations écologiques présentées durant la matinée, mais aussi capaciter les professionnels à l'accompagnement, en expérimentant les différents freins sociaux-économiques-culturels existants en habitat collectifs lors des opérations de renaturation. Ces expériences visaient aussi, au-delà de la capacitation individuelle, à faire émerger par intelligence collective des innovations sociales qui répondent à des situations de conflit récurrentes en habitat collectif.



Figure 4-23 : L'apprentissage de la mise en œuvre de la renaturation en copropriété et de ses obstacles sociaux pour les praticiens, par un « jeu sérieux » réalisé d'après des situations réelles tirées de nos expériences concrètes d'accompagnement de collectifs d'habitants.

Rétrospectivement, nous pouvons aussi affirmer que du point de vue des professionnels et au regard du *Manuel de la Grande Transition* (Renouard et al. 2020), notre démarche s'est rapprochée de ce que les auteurs décrivent comme « Des normes aux symboles », c'est-à-dire la séquence « Nomos → Oikos → Ethos → Praxis → Dynamis → Logos » :

Certains acteurs clés dans la cité sont dépendants des systèmes de normes, de mesures et des institutions économiques et politiques qui cadrent leurs représentations et leurs actions ; le travail de mise en perspective de ces cadres permet d'ouvrir à de nouvelles connaissances scientifiques, et à se doter d'outils de discernement, afin de contribuer à des pratiques ajustées au diagnostic posé. Cette recherche va de pair avec le soutien psychologique à des transformations profondes et la cocréation de nouveaux récits, de nouvelles formes entrepreneuriales, etc.

2.4 Des transformations concrètes

Si les réflexions opérationnelles avançaient avec des propositions méthodologiques claires entre les scientifiques, associations et les habitants, l'engagement de la Métropole de Lyon pour développer une politique d'accompagnement financière dédiée aux copropriétés et aux bailleurs sociaux marque un tournant décisif pour la renaturation en habitat collectif, qui aura des répercussions sur d'autres métropoles françaises.

L'arrivée des écologistes à la métropole de Lyon après les élections de 2020 change radicalement la fabrique des politiques locales. Le développement de méthodes de co-construction des politiques locales a été mis en œuvre par des instances et des structures comme par exemple le laboratoire d'innovation ouverte de la métropole (Erasmus), qui contribue à la politique d'innovation publique de la Métropole de Lyon. Nous avons pu nous impliquer, durant cette thèse, dans l'atelier « Canopée Remix » mené par Florian Borg. Cet atelier visait à imaginer des solutions concrètes et politiques pour répondre aux enjeux pratiques et actuels de territoire afin de renforcer l'adaptation du territoire

métropolitain aux enjeux des changements environnementaux. Aux côtés de politiques, praticiens, associations et artistes, nous avons pu plaider et partager notre intérêt pour concrétiser le potentiel écologique de l'habitat collectif. Cet axe de travail a été retenu pour la phase de prototypage, qui a permis d'initier les premières réflexions sur les innovations sociales que les politiques d'aides pouvaient accompagner. Ce prototypage a permis d'aboutir à une première trame de « parcours usager » définissant les aspects administratifs et techniques d'un accompagnement, pour mettre en œuvre la renaturation des espaces verts en habitat collectif. L'originalité de cet accompagnement est la possibilité de bénéficier de l'intervention d'écologues pour les diagnostics écologiques et pour l'assistance aux paysagistes conduisant le chantier, mais aussi de bénéficier d'une prise en charge de l'animation de la co-construction du projet entre les résidents.

Ces propositions ont eu une influence importante sur la constitution de la politique environnementale de la métropole. L'accompagnement financier, écologique et social de l'habitat collectif est devenu l'axe 4 du Plan Nature, adopté en juin 2021. Sur le plan opérationnel, le dispositif d'aide à l'accompagnement des copropriétés a été déployé à partir de janvier 2022 et accrédité d'un budget de 2,5 millions d'euros. L'aide financière prend en charge jusqu'à 65 % des coûts du chantier de plantation, tandis que l'accompagnement écologique, la facilitation et formalisation paysagère du projet sont pris en charge à 100 %. Il s'agit, en France, de la première politique territoriale qui s'est déployée en appui à la renaturation écologique des copropriétés (**Figure 4-24** et **Figure 4-25**). À la date de publication de cette thèse, plus de 200 résidences en habitat collectif ont été accompagnées par ce dispositif, représentant entre autres 1500 arbres et 7000 arbustes (dont 2000 labellisés végétal local et 800 fruitiers).

Sur la base de ce modèle, d'autres grandes Métropoles comme Strasbourg (Agence du climat de l'Eurométropole de Strasbourg, Janvier 2023) et Paris (CoprOasis, Mars 2023) ont répliqué ces politiques sur leur territoire. Cette réussite est liée, avant tout à l'échelle locale, à des volontés politiques, des compétences des agents territoriaux, des plaidoyers scientifiques, des retours d'expérience des associations et du dynamisme d'un projet de recherche-action au service de synergies sociétales concrètes.

En guise de dernier retour d'expérience, et pour rendre honneur aux habitants qui ont emmené ces transformations, je livre ici les retours de deux présidents de conseils syndicaux de copropriété ayant été accompagnés :

Quelles ont été les méthodes favorisant la mobilisation et l'action ?

- *Fédérer autour d'un constat sur le **contexte général et le dérèglement climatique** et ses **impacts sur la qualité de vie quotidienne**, et la **responsabilité éthique** des générations à venir.*
- *Diagnostiquer et faire consensus sur la **vulnérabilité des arbres plantés** dans l'espace vert*
- ***Démystifier** et rassurer sur la **faisabilité** d'un projet de végétalisation, avec des exemples.*
- *Annoncer une **progressivité** dans les projets proposés*
- *Ouvrir un **espace d'expression, sincère et où la bienveillance et l'écoute** seront des marqueurs.*

Les freins principaux à l'engagement et à l'action :

- *La **résistance au changement**, car il remet en cause des pratiques établies*
- *La **Crainte d'engager des fonds** sans totale garantie de subvention*
- *Le **temps nécessaire pour partager ses idées***
- *L'**inertie procédurale des copropriétés** qui rend la démarche complexe, et peut réserver de surprises administratives.*

Les solutions pour y faire face :

- *Une **attention et une communication** abondante vers toutes les **personnes indécises***
- *Une **méthode claire** et des **porteurs de projet** dans lesquels les résidents ont **confiance***
- *Une **facilitation externe** sans faille (triple compétence écologue, facilitation, paysage)*
- *La **cohérence** de la stratégie et des communications comme gage de **crédibilité***
- *Le respect d'une **justice procédurale** comme gage de **légitimité***
- *Une **pugnacité et motivation sans faille** des porteurs du projet*
- *Un collectif qui atteint une **masse critique pour entraîner un basculement** dans l'implication*
- *Un **potentiel de végétalisation** important*

Qu'est ce qui a été déterminant ?

- ***Aide financière métropolitaine**, tant sur les travaux que sur l'accompagnement*
- ***Accompagnement extrêmement qualitatif***
- ***Porteurs du projet** (copropriétaires) **unis, solidaires**, avec une répartition du travail*
- *Design et proposer **plusieurs projets à voter, graduels** dans la réalisation et les coûts*
- ***Matérialiser clairement** le projet sur des **plans visuels**, joints aux convocations avant les AG.*
- *Une **communication employant tous les canaux** possibles : affichages généraux, communication en boîte aux lettres, échanges au quotidien, porte à porte.*
- ***Coupler le projet de plantation avec une révision des pratiques d'entretien** cohérente. Proposer une **économie substantielle dans l'entretien** qui vient rapidement amortir, pour les copropriétaires, le reste à charge lié à la plantation.*
- *Une **large participation dans la co-construction**, assurant la **légitimité** du projet et son **acceptation** en vote en AG.*
- *Enfin, un **collectif de copropriétaires soucieux et porteurs de ces enjeux**, pour préserver son cadre de vie, investir, s'adapter et contribuer, à sa modeste hauteur, à répondre aux problématiques environnementales actuelles.*



Figure 4-24 : Bruno Bernard (Président de la Métropole, au centre) et Pierre Athanaze (Vice-Président Biodiversité, à droite), célébrant le premier arbre planté en habitat collectif grâce au dispositif d'accompagnement.



Figure 4-25 : Transformations en cours en habitat collectif : des changements des modes de gestions révèlent des beautés cachées, et certains chantiers sont réalisés de manière participative. Crédit photos : Arthropologia, Thomas Boutreux, Des Espèces Parmi Lyon.

Conclusion du chapitre 4

Le chapitre 4 a mis en lumière l'importance de la recherche-action comme méthode intégrée et participative, pour répondre de manière opérationnelle aux problématiques écologiques et sociales rencontrées par les communautés locales en habitat collectif. La recherche-action, en engageant activement les résidents et les gestionnaires, offre un cadre pertinent pour générer une compréhension approfondie des dynamiques locales et accompagner les changements de pratiques vers la soutenabilité.

Le projet COLLECTIFS, que nous avons déployé pour répondre à ces enjeux, illustre la mise en œuvre concrète de ces principes. En mobilisant une approche participative, ce projet a proposé un partenariat avec des résidents en habitat collectif (40 sites pilotes dans la métropole de Lyon, touchant plus de 6000 logements). L'objectif était de répondre à des problématiques scientifiques et opérationnelles qui nécessitaient l'acquisition de mesures de biodiversité, pour comprendre quelles sont les pratiques qui sont les plus bénéfiques pour le vivant dans ces espaces, et pourraient être déployées pour améliorer la biodiversité et le cadre de vie. Au-delà de la conduite de vastes inventaires de biodiversité participatifs, le projet COLLECTIFS a proposé de partager des animations scientifiques, culturelles et artistiques avec les habitants impliqués, mais aussi d'offrir un cadre de réflexion ouvert sur les dynamiques sociales et politiques à poursuivre pour faciliter des opérations concrètes de renaturation. Par le biais de sciences citoyennes et d'ateliers de concertation, les résidents ont donc été impliqués directement dans la documentation de la biodiversité et dans la co-construction de solutions pour améliorer la biodiversité et leur cadre de vie.

En développant un apprentissage ouvert et transformateur, le projet COLLECTIFS a stimulé un intérêt pour des opérations de renaturation volontaires sur plus de la moitié des sites étudiés. Cette dynamique collective, couplée à des changements politiques locaux réceptifs à cette problématique, ont induit un impact transformateur plus étendu en stimulant une première politique locale sur la métropole du Grand Lyon, dotée de 2,5 millions d'euros pour financer et garantir les enjeux écologiques et sociaux des opérations de renaturation en habitat collectif, en proposant un accompagnement des collectifs de résidents par des écologues et des facilitateurs. À ce jour, plus de 200 résidences en habitat collectif ont été accompagnées par ce dispositif, représentant entre autres 1500 arbres et 7000 arbustes (dont 2000 labellisés végétal local et 800 fruitiers). Cette politique innovante a aussi été répliquée dans l'Eurométropole de Strasbourg et de Paris et montre les répercussions transformatives importantes et rapides auxquelles peuvent contribuer les projets de recherche-action impliqués dans la société aux côtés d'autres parties prenantes et en présence d'un contexte politique favorable.

Conclusion de la première partie

La première partie de cette thèse a offert une lecture transdisciplinaire des enjeux socio-écologiques actuels ainsi que des espaces et dynamiques de recherche-action qui pourraient être investis pour y répondre. Les éclairages apportés par diverses disciplines montrent une convergence d'intérêts vers les espaces habités et les communs afin d'initier concrètement des logiques transformatives où l'habitat collectif occupe ainsi une place stratégique centrale.

La crise de la biodiversité souligne les multiples incidences de l'urbanisation généralisée, phénomène illustrant l'Anthropocène responsable d'une crise de l'habitabilité de la planète qui affecte en premier lieu les espaces urbanisés. Cette partie redéfinit de manière critique les épistémologies et méthodes de la recherche en écologie urbaine, intégrant les approches systémiques d'accompagnement des transformations socio-écologiques, propres aux sciences de la soutenabilité. Les nouvelles responsabilités opérationnelles des scientifiques impliquent une ouverture pluridisciplinaire aux enjeux éthiques, culturels et politiques émergents.

Les espaces habités sont porteurs de multiples significations, et la manière dont nous habitons le monde a des répercussions culturelles, sociales et écologiques profondes. L'habitat collectif et ses communs sont à la convergence des préoccupations et sont des leviers clés pour activer des changements profonds vers une planète plus habitable et une cohabitation harmonieuse avec le vivant. Nous avons évalué plus quantitativement ici le rôle stratégique de l'habitat collectif en montrant les bénéfices de la renaturation de leurs espaces verts, qui peut accroître de manière disproportionnée la connectivité écologique des territoires urbains. Nous avons montré aussi comment un projet de recherche-action impliquant les résidents en habitat collectif, les praticiens et les politiques pouvait faciliter des changements sociétaux concrets pour engager une transformation de la manière de cohabiter avec le vivant dans les espaces urbains et soutenir la justice socio-écologique dans l'Anthropocène. Nous soutenons que les transitions urbaines doivent suivre des voies sociales basées sur des initiatives communautaires qui engagent et autonomisent les résidents, en leur donnant des opportunités d'approfondir leur compréhension et leur attachement à leur environnement local et à la biosphère.

En combinant des perspectives théoriques variées avec un retour d'expérience concret, cette partie démontre que la recherche peut adopter des méthodes lui permettant de s'impliquer plus directement avec la société et d'être un levier puissant de changement. La réflexivité transdisciplinaire est fondamentale pour définir des objets de recherche et des méthodes opérationnelles en adéquation avec les enjeux systémiques des sciences de la soutenabilité.

PARTIE 2 - Référentiel opérationnel de formes urbaines soutenables : un besoin pour l'aménagement et la réglementation bioclimatique

Introduction de la Partie 2 :

La transformation de la manière d'habiter le monde, afin de favoriser une cohabitation avec le vivant, s'inscrit dans des réalités matérielles et des processus d'urbanisation qui modulent concrètement la capacité écologique des espaces urbains à parvenir à cette réconciliation. Les modes d'urbanisation et les formes urbaines ont une incidence élémentaire sur la surface des espaces appropriables par le vivant et les pressions anthropiques que ces socio-écosystèmes affrontent.

Cette partie va étudier la morphologie urbaine comme une condition fondamentale de pré-existence du vivant au cœur des villes, mais aussi comme une réponse aux multiples enjeux écologiques de l'urbanisation, liés également à l'extension de l'emprise des villes sur les espaces naturels périphériques, tout comme répondre aux enjeux d'une construction bas carbone.

Aujourd'hui, cette enquête est nécessaire pour répondre à une question cruciale auxquels ni les praticiens, ni les politiques ni la recherche n'a encore trouvé de réponse satisfaisante : quelles sont les formes urbaines conciliant les enjeux de densification urbaine mais aussi de végétalisation, afin d'accompagner les villes dans des logiques limitant l'artificialisation, tout en garantissant leur habitabilité et leur résilience face aux changements environnementaux qui s'intensifient ?

Cette partie adopte une perspective de science de la soutenabilité au service de la production de connaissances demandées par les praticiens et les politiques, qui peuvent être prêts à s'engager dans les transformations mais manquent de repères pour agir en pleine confiance sur les bénéfices de leurs décisions. En effet, aujourd'hui, de nouvelles réglementations tentent de garantir le potentiel écologique des villes en recourant à des coefficients qui garantissent une surface minimale de végétation pour les nouvelles constructions. Cependant les valeurs seuils de ces nouvelles normes sont souvent prescrites selon les croyances des praticiens et manquent d'évaluation concrète de leur performance écologique, qui pourrait garantir un réel pouvoir transformateur. Une étude systémique de la capacité écologique des formes urbaines à l'échelle opérationnelle pourrait donc être utile pour outiller efficacement les politiques déjà engagées vers la résilience urbaine et la cohabitation entre humanité et biodiversité. Elle pourrait offrir une transposition urbaine, à l'échelle locale, du concept de limite planétaire en identifiant des indicateurs garantissant des aspects élémentaires de l'habitabilité des espaces urbains, comme sa végétalisation pérenne. Nous montrerons comment les résultats d'une telle étude peuvent être opérationnalisés pour diagnostiquer les PLU et proposer des modifications concrètes des prescriptions du PLU encadrant la morphologie urbaine, décliné pour chacun de ses zonages.

CHAPITRE 5 - Concilier la densification urbaine avec la végétalisation et les enjeux de soutenabilité

Introduction du chapitre 5

La biodiversité locale joue un rôle fondamental dans la résilience des services écosystémiques, bénéficiant à l'ensemble du vivant. En effet, une biodiversité élevée renforce la résilience écologique en assurant la redondance fonctionnelle, où plusieurs espèces remplissent des rôles similaires au sein de l'écosystème. Cette redondance est cruciale pour maintenir les fonctions de l'écosystème malgré la perte d'espèces ou les changements environnementaux. La diversité des espèces garantit également une plus grande variabilité des traits fonctionnels au sein des communautés écologiques. Cette variabilité permet aux écosystèmes de s'adapter aux perturbations et aux changements environnementaux, tels que les événements climatiques extrêmes ou les invasions biologiques. De plus, la biodiversité est essentielle pour les services culturels et le bien-être, qu'ils soient psychologiques, esthétiques ou spirituels.

Dans un contexte actuel de changement climatique, la biodiversité représente donc un capital qui assure l'habitabilité des zones urbaines et son adaptation résiliente face à des conditions futures incertaines. D'un point de vue opérationnel, les écologues soulignent le besoin urgent de formes urbaines qui permettent d'étendre les espaces verts (Beninde et al. 2015) et les sols vivants, qui sont essentiels pour le développement des écosystèmes et leurs nombreux co-bénéfices (Colding et al. 2022a). Plus d'espaces pour les organismes vivants signifie plus de biodiversité, soutenant des écosystèmes urbains complexes et assurant des services écosystémiques résilients (Oliver et al. 2015), le bien-être humain (Methorst et al. 2021) et la reconnexion avec la nature (Ives et al. 2017).

Or, la consommation de terres et l'imperméabilisation des sols dues à l'urbanisation sont des préoccupations environnementales majeures qui stimulent la recherche en morphologie urbaine. Les modèles de développement compact proposent la densification pour limiter l'étalement urbain et améliorer la connectivité écologique régionale. Cependant, le débat est toujours en cours parmi les chercheurs et les praticiens sur les avantages et les effets négatifs de la densification, soulignant la nécessité de métriques pour évaluer la réelle valeur environnementale des formes urbaines. En effet, face au changement climatique, la viabilité des villes a été rendue difficile par le manque d'espaces verts dans la planification urbaine. Des propositions de multiples disciplines ont été avancées pour résoudre le « paradoxe de la ville compacte » car la densification a souvent conduit à une perte de végétation et à une opposition des citoyens.

Ce chapitre propose de développer les enjeux liés au paradoxe de l'urbanisme durable, reposant sur l'équilibre entre la densification (c'est-à-dire un faible étalement urbain) et la végétalisation (c'est-à-dire une haute couverture en espaces verts urbains). Pour les urbanistes, équilibrer ces deux injonctions est difficile et souvent décrit comme un véritable dilemme. En effet, la végétalisation a régulièrement été reléguée au second plan au profit de la production de logements, conduisant à une densification « grise ». Maintenir une couverture élevée d'espaces verts dans les zones résidentielles denses est aujourd'hui un débat majeur en matière de planification et ce paradoxe est une question élémentaire pour l'adaptation des villes vivables et vivantes, soutenant la coexistence des humains avec la biodiversité à l'échelle planétaire.

1 État de la recherche sur la morphologie urbaine et la biodiversité

La morphologie et la forme urbaine désignent l'étude de la structure, de l'organisation spatiale et de la configuration géométrique des villes. Elles analysent les éléments physiques tels que le gabarit et l'agencement des bâtiments, des espaces ouverts et du réseau viaire les rues, les bâtiments et les espaces publics, ainsi que leur agencement et leur interaction. La morphologie et la forme urbaine influencent le potentiel écologique et la biodiversité en définissant les grandes propriétés de l'occupation des sols et des pressions anthropiques des espaces ouverts urbains. La synthèse bibliographique rédigée par Morgane Flégeau sur les *Formes urbaines et la biodiversité* (Flégeau & Plan Urbanisme Construction Architecture 2020), dans le cadre du lancement du programme de recherche BAUM (Biodiversité, Aménagement Urbanisme, Morphologie), offre un panorama des résultats des lacunes présentes dans ce champ de recherche. Les résultats faisant consensus dans la recherche conduite ces dernières années montrent que les formes urbaines peuvent influencer la biodiversité, notamment à travers la fragmentation des habitats et la réduction des corridors écologiques. Cette synthèse offre une discussion très axée sur les aspects de connectivité écologique, mais une organisation spatiale adéquate peut offrir des grands espaces verts avec des niveaux de pression anthropiques plus faibles, au-delà de minimiser la fragmentation des habitats naturels. Ceci est à mettre en lien avec les politiques de trames vertes et bleues du Grenelle de l'environnement développées dès 2007 et bien représentées en France. Ainsi, il est montré que la densité urbaine, souvent perçue comme antagoniste à la biodiversité, peut être compatible avec sa préservation sous certaines conditions si la planification urbaine y porte un soin. Les quartiers densément peuplés, mais dotés de connectivités écologiques adéquates, montrent une meilleure capacité à soutenir la biodiversité. Les configurations spatiales, telles que la largeur des rues, la hauteur des bâtiments et la disposition des espaces verts, sont importantes pour maintenir ces connectivités écologiques. Les quartiers bien connectés permettent une meilleure dispersion des espèces et atténuent les effets de la fragmentation des habitats.

Si l'on s'intéresse à l'identité des taxons investigués dans les études retenues dans cette synthèse bibliographique, il est relevé une prédominance des oiseaux dans les recherches, ce qui crée un biais taxonomique. En effet, les préférences des oiseaux en termes de morphologie urbaine peuvent être très éloignées des besoins de la vie des sols, de la végétation ou des insectes et conduire à des maladaptations de l'environnement urbain. Les études confirment des tendances déjà connues sur les espèces généralistes qui s'adaptent et prospèrent mieux en milieu urbain tandis que les espèces spécialistes, dépendantes de types spécifiques de milieux, sont plus vulnérables à l'urbanisation en raison de la destruction de leurs habitats. Si la modélisation et les relevés de terrain sont les principales approches utilisées pour évaluer l'impact des formes urbaines sur la biodiversité, les études qui combinent ces deux approches sont manquantes.

En termes d'action, l'auteur relève que les résultats de la littérature confortent de nombreuses évidences, comme l'importance d'intégrer des éléments « naturels » dès la phase de planification urbaine pour soutenir les corridors écologiques ou encore de préserver la diversité des formes urbaine, configurations spatiales et types d'espaces verts pour soutenir une plus large biodiversité. Néanmoins, contrairement aux nombreuses études qui eurent tendance à prôner les approches expertes exclusivement *top-down*, l'auteur de cette synthèse souligne que les citoyens doivent être sensibilisés à l'importance de la biodiversité urbaine pour assurer un soutien public aux initiatives de conservation, et que l'engagement communautaire est essentiel pour la réussite de ces projets et la mise en œuvre des transitions.

En guise de conclusion, des lacunes de recherche en morphologie urbaine et biodiversité sont

identifiées et résultent d'un manque d'efforts pour décrire les formes urbaines avec des métriques ad-hoc. Ce manque de précision et cette hétérogénéité rend difficile la comparaison directe des résultats et l'établissement de conclusions généralisables. Ces lacunes doivent aujourd'hui être comblées et les futures recherches devraient développer des approches plus systémiques, tant en ce qui concerne la description de l'environnement urbain que les inventaires de biodiversité.

2. L'espace est devenu un enjeu réglementaire central pour encadrer le développement urbain

2.1 Stratégies foncières de développement urbain

Après la Seconde Guerre mondiale, le développement urbain a largement favorisé l'étalement pendant plusieurs décennies. Les modes d'urbanisation de cette période reposaient sur des logiques qui ne considéraient pas l'espace comme une ressource limitante. Au contraire, la consommation des terres se faisait de manière non régulée, avec une expansion des zones résidentielles et des infrastructures sans réelle préoccupation pour les limites spatiales. Cette approche a entraîné une utilisation intensive et souvent inefficace des sols, fragmentant les habitats naturels et exerçant des pressions anthropiques croissantes sur l'environnement. En privilégiant l'extension des villes et la construction de vastes banlieues, cette forme de développement a souvent ignoré les enjeux écologiques et la durabilité, menant à une urbanisation extensive au détriment des écosystèmes et de la biodiversité.

Le développement urbain a favorisé l'étalement urbain en France entre les années 1950 et le début des années 2000. Cet étalement urbain s'est produit en raison de plusieurs facteurs socio-économiques, politiques et technologiques. Après-guerre, le fort développement démographique associé au développement de l'industrie et des activités de service a conduit à un fort exode rural soutenant une demande de logements à proximité des villes. De plus, les aspirations à une meilleure qualité de vie ont également joué un rôle important et les banlieues, offrant des espaces verts et des logements individuels plus grands, ont attiré de nombreux citadins. Parallèlement, la société de consommation et la politique soutenant l'accès à la propriété ont stimulé le développement des zones résidentielles en périphérie. L'essor de l'automobile et le développement des infrastructures routières ont facilité les déplacements entre les zones périurbaines et les centres-villes. Les nouvelles autoroutes et voies rapides ont rendu ces zones plus accessibles, encourageant ainsi l'étalement urbain. Les politiques de logement, telles que la construction de grands ensembles, ont également favorisé cette expansion. Enfin, l'absence de régulation stricte de l'urbanisation jusqu'aux années 2000 a permis un développement parfois anarchique. Les municipalités, cherchant à augmenter leur attractivité et leurs recettes fiscales, ont souvent encouragé le développement immobilier sans toujours considérer les impacts environnementaux et la cohésion urbaine. Cette artificialisation des territoires péri-urbains est particulièrement visible dans la région de Lyon, comme l'illustre ces photographies aériennes de la ville de Meyzieu, collectées sur l'interface Géoportail de l'IGN (**Figure 5-1**).



Figure 5-1 : Le développement urbain de Meyzieu entre 1950 et 2017, source IGN.

Chronologiquement, cette urbanisation concentrée en périphérie des villes existantes s'est déroulée différemment selon les époques. Après la Seconde Guerre mondiale, la France connaît une forte croissance économique, souvent qualifiée de « Trente Glorieuses ». Durant cette période, l'industrialisation s'installe en périphérie des villes ce qui stimule la création d'espaces résidentiels pour héberger les ouvriers à proximité de leur lieu de travail. De plus, au sortir de la guerre, le pays affronte une forte crise du logement due à la destruction massive de bâtiments dans certaines villes pendant le conflit et à une forte augmentation de la population, notamment avec le baby-boom, l'immigration et le rapatriement des Pieds-noirs d'Algérie. À Lyon, la population passe de 460 748 habitants à 524 569 habitants entre 1946 et 1966 avec les directives politiques du maire de l'époque, Louis Pradel, très influencé par l'urbanisation outre atlantique favorisant l'automobile et l'architecture moderniste. Durant cette période, de nombreux grands bidonvilles sont transformés.

L'évolution des techniques entraîne aussi un changement des techniques de construction qui s'industrialisent elles aussi avec l'essor du béton armé et l'utilisation de grues sur rails, qui furent deux techniques largement employées et contribuèrent à l'essor de la production de logements en masse, dont les grands ensembles sont caractéristiques de l'époque. Pour illustrer la période de la

construction des grands ensembles, Renaud Epstein, professeur de sociologie à Sciences Po, a constitué une collection de cartes postales illustrant ces quartiers, qu'il a diffusé sur twitter et présentées dans son livre *On est bien arrivés* (Epstein 2022). Ci-dessous, plusieurs d'entre elles illustrent en région Lyonnaise l'aspect historique de ces constructions lors de leur livraison (**Figure 5-2.A** et **Figure 5-2.B**). Aujourd'hui, la valeur des formes urbaines des grands ensembles est sujette à intérêt, car malgré tous les défauts qualitatifs des espaces verts qui ont été initialement conçus dans ces ensembles résidentiels, une renaturation appropriée pourrait permettre de révéler le potentiel écologique de ces formes urbaines, comme le souligne un collectif d'étudiants de l'Ecole urbaine de Science Po (Housset et al. 2023).

Après les années 1970, l'étalement urbain se poursuit avec la multiplication des zones commerciales, industrielles et des infrastructures de transport. Les politiques de décentralisation contribuent également à cette expansion en favorisant la croissance des villes moyennes et des périphéries. À titre d'exemple, le livre blanc du schéma directeur d'aménagement urbain de la région lyonnaise, adopté en 1969, préfigure l'intense extension urbaine à venir les décennies suivantes et flèche de larges zones du territoire en foncier réservé pour l'urbanisation future, en blanc, ce qui illustre bien l'appétit des logiques urbaines de l'époque (**Figure 5-3**).

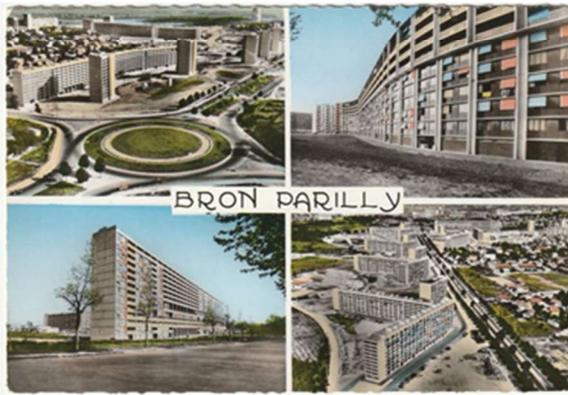
Après les années 1980, l'étalement urbain atteint son paroxysme avec l'essor de l'automobile, qui facilite les déplacements domicile-travail et encourage la suburbanisation. L'agglomération lyonnaise gagne ainsi plus de 150 000 habitants entre 1975 et 1999. Cette période voit également émerger la prise de conscience des impacts négatifs de l'étalement urbain, comme la consommation excessive d'espace, les problèmes environnementaux et la dépendance accrue à l'automobile. Ces nouvelles capacités de mobilité vont favoriser un étalement urbain de faible densité (périurbain pavillonnaire) ce qui va avoir pour effet de diminuer l'efficacité foncière (la surface foncière consommée par 1m² de surface plancher, tel que défini par le CEREMA, c'est-à-dire l'inverse de la densité urbaine), parfois appelée aussi frugalité foncière.



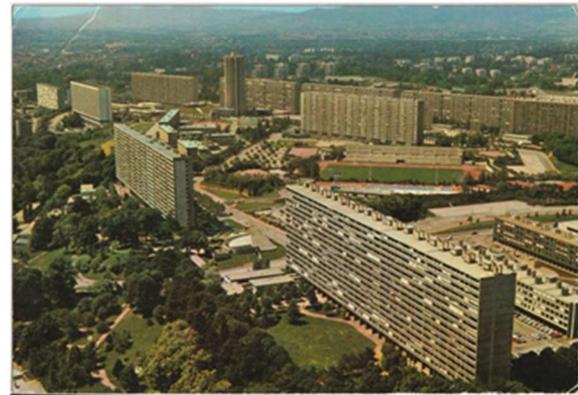
Villeurbanne – Gratte Ciel



Lyon – Etats Unis



Bron - Parilly



Lyon – La Duchère



Meyzieu – Pierres Plantées



Ecully – Les Sources

Figure 5-2.A : Cartes postales d'ensembles modernistes d'habitat sur la Métropole de Lyon (Epstein 2022).



Rilleux la Pape



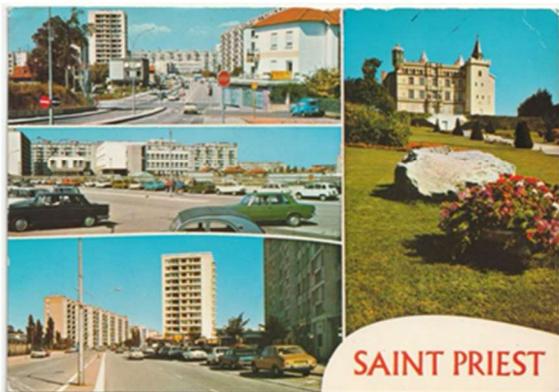
Lyon - Mermoz



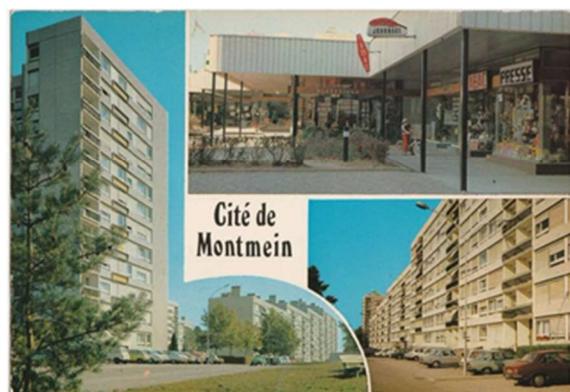
Saint Priest - Saythe



Villeurbanne - Saint Exupery



Saint Priest - Bel Air



Oullins - Copropriété de Montmeim

Figure 5-2.B : Cartes postales d'ensembles modernistes d'habitat sur la Métropole de Lyon (Epstein 2022).

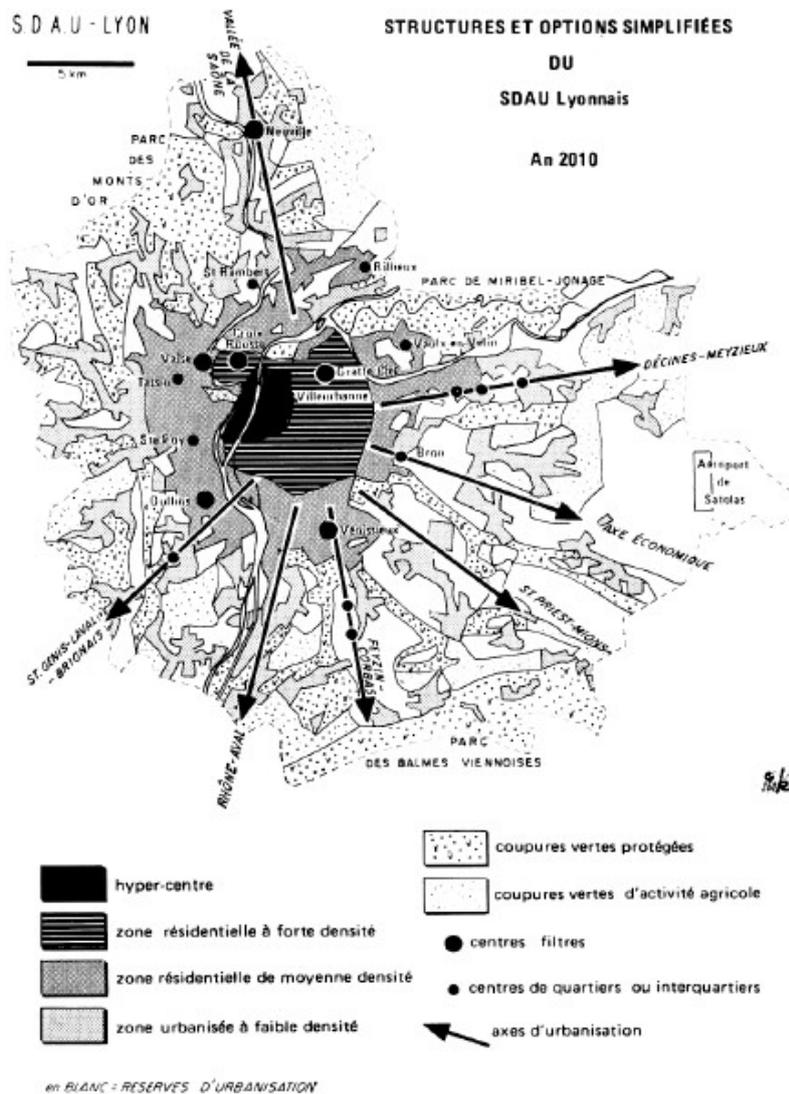


Figure 5-3 : Livre blanc du schéma directeur d'aménagement urbain de Lyon approuvé en 1969. Les réserves d'urbanisation sont indiquées en blanc.

L'urbanisation est ainsi marquée, en l'espace de quelques décennies, par l'accroissement fulgurant de l'empreinte foncière par personne (c'est-à-dire la surface de la planète nécessaire à l'existence d'un individu) qu'elle a entraîné à l'ère de l'Anthropocène. Cet enjeu appelle à concevoir des espaces habités limitant la consommation d'espaces naturels et adopter des modes de vie limitant la prédation humaine des ressources planétaires. De plus, l'urbanisation et les mobilités résidentielles vers la ville vont de pair avec le développement des pratiques agricoles intensives, ce qui a augmenté la dépendance aux énergies fossiles et a contribué aussi à alourdir le bilan carbone de l'urbanisation.

Ces évolutions sociétales ont ainsi considérablement augmenté l'empreinte foncière et climatique par personne, ce qui signifie que plus de terres doivent être exploitées, indépendamment des évolutions démographiques. Les terres converties directement pour l'urbanisation ou indirectement pour l'agriculture ou l'industrie (Van Vliet 2019) ne sont plus disponibles pour les espèces sauvages. La fragmentation des habitats rend également difficile la migration des espèces, affectant leur survie et leur reproduction. De plus, l'anthropisation des terres a également un effet indirect sur la biodiversité, en changeant la balance et les flux de carbone entre sol et atmosphère, ce qui affecte le climat. La déforestation pour l'agriculture ou l'urbanisation libère du carbone stocké dans les arbres

et les sols, contribuant au changement climatique. Réduire l’empreinte foncière par personne est essentiel pour assurer la soutenabilité à long terme de notre planète en préservant les écosystèmes, en atténuant le changement climatique et en garantissant une distribution équitable des ressources pour assurer un avenir durable pour toutes et tous.

À l’échelle mondiale, une carte représentant les différentes trajectoires de changement de l’empreinte foncière urbanisée par habitant (BPC) en fonction des variations de la population (**Figure 5-4**) met en évidence que les territoires à solde démographique positif peuvent avoir des efficacités foncières très variables, consommatrices ou économes en foncier (Wellmann et al. 2020). L’auteur conclut que si les villes compactes sont considérées a priori comme des formes urbaines durables, dans la réalité des pratiques, les logiques sont très variables et à l’échelle mondiale, les modalités de densification sont très diverses. Aujourd’hui encore, l’extension des fronts d’urbanisation est encore à l’œuvre et peut consommer des espaces naturels forestiers de grande qualité (**Figure 5-5**).

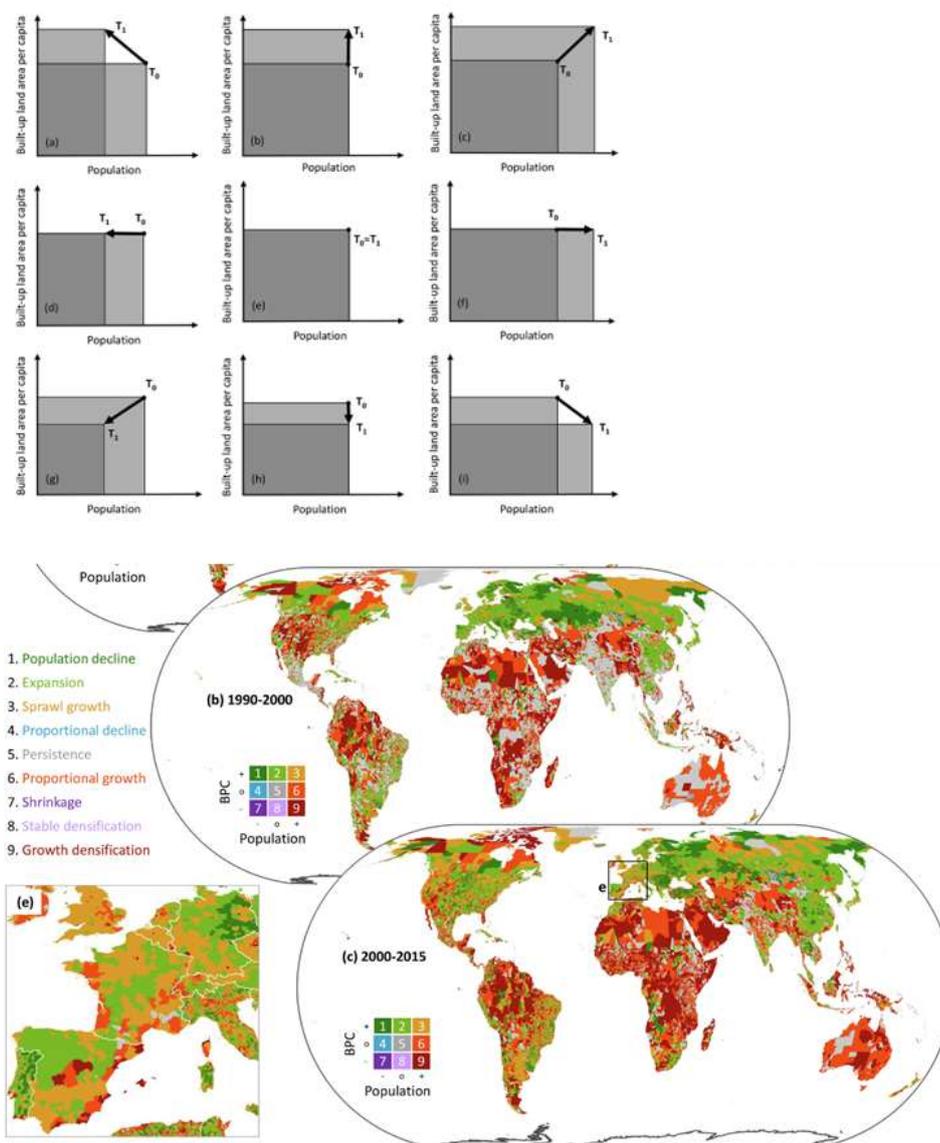


Figure 5-4 : Logiques d’urbanisation en fonction de la croissance démographique et de la consommation de foncier. Les régions en vert clair correspondent aux régions avec empreinte foncière (terres urbanisées par habitant) qui augmentent alors que la population est stable. Le jaune moutarde se rapporte aux régions qui augmentent leur empreinte foncière par habitant et qui ont un solde démographie positif (Wellmann et al. 2020)



Figure 5-5 : L'extension urbaine à l'œuvre en 2022 pour la production de logements sur des espaces forestiers, ici le bois de Sermenaz à Rillieux la Pape sur la Métropole de Lyon. Photographie Thomas Boutreux.

2.2 La densification, une stratégie soutenable de développement urbain ?

Les enjeux de l'étalement urbain commenceront à être traités à partir des années 2000 avec des politiques de développement durable et de planification urbaine qui tentent de limiter l'étalement urbain. Des concepts comme la ville compacte, la densification urbaine et le développement des transports en commun prennent alors de l'importance dans les politiques urbaines (Jenks & Burgess 2000; Van Der Waals 2000). L'objectif de la densification est de maximiser l'efficacité de l'espace urbain en limitant l'étalement urbain, ce qui peut améliorer la durabilité en favorisant les transports en commun, réduisant les distances de déplacement et l'étendue des réseaux (d'eau, électricité, gaz, assainissement...) mais aussi en préservant les espaces verts en périphérie. La densification urbaine vise à créer des villes plus compactes et écologiquement responsables, en favorisant également la multifonctionnalité urbaine et la possibilité d'habiter la ville avec des déplacements limités (voir à ce propos les considérations de « la ville du quart d'heure »).

Les modalités de densification diffèrent selon la localisation des espaces aménagés dans le gradient centre-périphéries. La densification dans les banlieues peut être réalisée de manière verticale par l'agrandissement des bâtiments existants (généralement par l'adjonction d'étages supplémentaires). Cette augmentation du nombre d'étages a été permise par de nouvelles techniques de construction comme le béton armé mais aussi par le développement de l'énergie, qui a permis d'installer des ascenseurs pour rendre plus confortable les logements situés en sixième ou septième étage, alors que les immeubles étaient à ce jour plutôt standardisés à R+5. À Lyon, on peut citer l'immeuble Cateland dans le quartier de Vaise, construit en 1911 pour réhausser une maison de R+1 qui passe à R+7 avec 30m de hauteur (**Figure 5-6**).

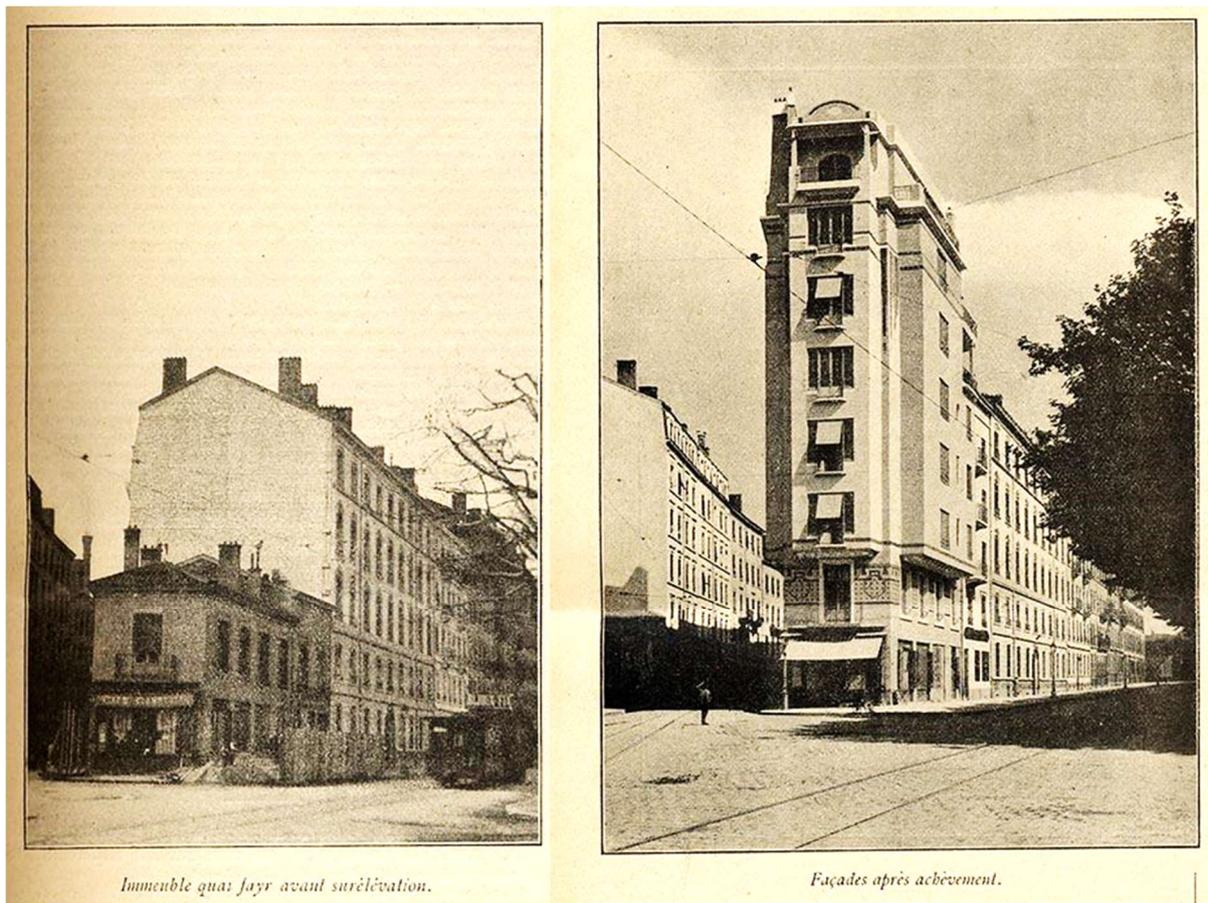


Figure 5-6 : L'immeuble Cateland à Lyon Vaise en 1911, première surélévation et premier immeuble de Lyon à dépasser 30m. (source : thevaisetobe.com)

La densification dans les banlieues peut aussi être réalisée horizontalement, par la construction de nouveaux bâtiments sur des parcelles libres ou déjà bâties et disposant d'espaces ouverts disponibles. Les dents creuses, qui désignent des parcelles non bâties piégées dans l'environnement urbain, ont été d'abord investies (**Figure 5-7**). Puis, face à la pénurie de foncier, la reconversion urbaine s'opère en remobilisant du foncier dans des zones déjà construites qui avaient auparavant d'autres vocations d'usages. Par exemple, cette reconversion peut être réalisée en lieu et place des sites industriels et artisanaux désaffectés, mais aussi des espaces résidentiels où les pavillons individuels sont démolis et font place à des immeubles en habitat collectif (**Figure 5-8**). Puis, le manque de parcelle disponible a motivé certains promoteurs à encourager les propriétaires privés à effectuer de la division parcellaire pour créer de nouvelles opportunités. Cette dernière modalité, souvent nommée par l'acronyme BIMBY (*build in my backyard*) ou évoquée sous le terme de « densification douce », conduit à une artificialisation accrue du foncier, généralement par des maisons individuelles ou des collectifs de faible hauteur, ce qui augmente la consommation foncière moyenne par habitant. Cette stratégie, recourant à des formes urbaines de faible hauteur, bien qu'elle limite l'étalement global des villes au-delà de la « tache urbaine » préexistante, n'est pas en mesure d'assurer la conciliation des enjeux de densification et de résilience des espaces urbains. De plus, les aménagements suivant le BIMBY ont des effets pervers indirects, car ils génèrent des surfaces supplémentaires d'espaces de voirie goudronnés ou stabilisés. En effet, les parcelles construites en BIMBY sont souvent situées en retrait du réseau viaire, c'est-à-dire dans l'espace libre au fond de la parcelle ayant été divisée. Afin que les véhicules des nouveaux propriétaires accèdent à leur propriété, des voiries privées sont ainsi réalisées

et peuvent, par effet cumulatif, faire disparaître une proportion inquiétante de la surface végétalisée d'un quartier. Les critiques sont fortes envers le BIMBY, car cette modalité de densification supposément douce (adoptée par ses promoteurs dans le sens de restreinte et agréable à vivre), bien qu'elle limite l'étalement des frontières urbaines, affaiblit considérablement leur trame écologique et l'ensemble des services écosystémiques cruciaux pour l'adaptation au changement climatique.



Figure 5-7 : Opérations de densification urbaine dans des dents creuses végétalisées (A et B) et végétalisation mise en œuvre à la livraison des opérations d'aménagement (C et D). Photographies Thomas Bouteux.



Figure 5-8 : La densification en reconversion : exemple de transformation d’habitat individuel en habitat collectif.

Cependant, sur les deux dernières décennies, toutes les villes ne suivent pas les mêmes trajectoires de développement urbain et plusieurs modes d’urbanisation sont observées. Dans les faits, l’étude de [Cortinovis et al. \(2019\)](#) montre ainsi au travers d’un large panel de 175 villes européennes de taille et dynamiques variées sur la période 2000-2015, que les tendances de développement urbain sont très hétéroclites : 8 % ont les caractéristiques de la ville uniquement compacte, 15 % de la ville à densification mono-fonctionnelle, 15 % d’une densification mixte, 19 % sont en régénération et expansion, 9 % en cours de dé-densification verte, 33 % en étalement urbain (expansion de faible densité), et 1 % relèvent d’un étalement déraisonné. Selon l’envergure de la zone urbaine, les auteurs relèvent des tendances (**Figure 5-9**), avec une densification plus largement adoptée dans les centres et périphéries de grande taille mais aussi les centres des villes de taille modeste, tandis que l’étalement urbain est encore très fréquent dans les périphéries des villes, quelle que soit leur taille.

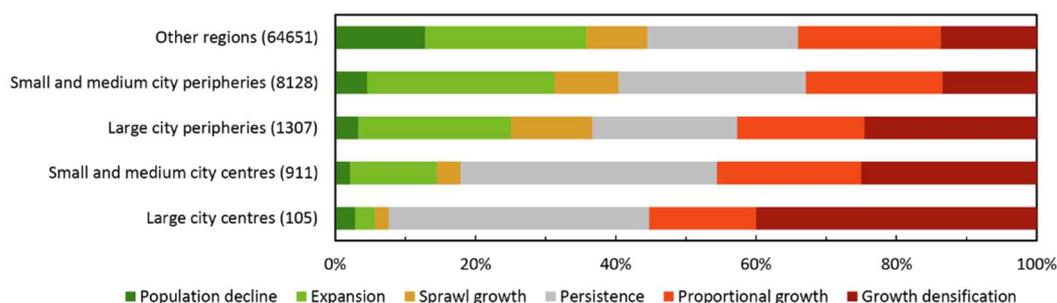


Figure 5-9 : Répartition des logiques d’urbanisation selon la location et la taille des villes (Cortinovis et al. 2019).

3 La ville dense : un paradoxe écologique et social ?

3.1 Densification et évolution de l'offre en espaces verts

La densification urbaine, bien que souvent promue comme une solution aux problèmes d'étalement urbain, présente cependant d'importants défis pour assurer l'habitabilité et la résilience face aux changements climatiques. En effet, l'un des principaux problèmes de la densification est la réduction des espaces verts au sein des villes car les parcs, jardins et autres zones végétalisées sont souvent sacrifiés pour laisser place à de nouvelles constructions résidentielles ou commerciales. Cette diminution des espaces verts entraîne plusieurs conséquences négatives.

D'une part, la végétation urbaine contribue à la régulation du climat local en offrant de l'ombre, en réduisant les îlots de chaleur urbains et en améliorant la qualité de l'air. La perte des espaces verts aggrave également la vulnérabilité des villes face aux impacts du changement climatique. Les vagues de chaleur, de plus en plus fréquentes et intenses, sont exacerbées par l'absence de végétation qui pourrait aider à refroidir l'air ambiant par évapotranspiration. De plus, les arbres et les plantes jouent un rôle important dans la gestion des eaux pluviales en absorbant l'eau et en réduisant les risques d'inondation. La densification sans intégration suffisante de la nature urbaine peut donc entraîner des problèmes d'inondation plus fréquents et plus graves. D'autre part, la densification entraîne une concentration plus élevée de population et d'infrastructures sur des espaces plus réduits, augmentant ainsi la pression sur les services publics et les infrastructures. Les systèmes de transport, les réseaux d'approvisionnement en eau et d'assainissement, ainsi que les services d'urgence peuvent être mis à rude épreuve, particulièrement en période de crise climatique. Enfin, la densification peut réduire les espaces de loisirs et de détente pour les habitants, affectant ainsi leur qualité de vie car ces espaces jouent un rôle fondamental dans le bien-être des citoyens en tant que lieux de socialisation, de sport et de connexion avec la nature.

En effet, les urbanistes explorent des modalités de développement urbain variées afin d'améliorer la qualité des villes face aux multiples nouvelles attentes qu'ils doivent relever. L'augmentation de la population peut conduire à des stratégies de développement urbain mais aussi de densification très variée, qui auront toutes deux des incidences sur la consommation et l'approvisionnement en espaces verts. Ces variations sont observables à l'échelle mondiale, et [Haaland et van den Bosch \(2015\)](#) proposent une synthèse des études existantes qui montrent différentes tendances selon les régions étudiées. Malgré la difficulté à comparer des études du fait de définitions et mesures non harmonisées (incluant ou non les jardins privés ou les banlieues périphériques), les auteurs relèvent des dynamiques claires :

- Une perte rapide et la fragmentation des espaces verts urbains dans les pays en développement asiatiques, par exemple à Hanoï (Vietnam), Mashhad (Iran), Karachi (Pakistan), Dhaka (Bangladesh)
- Une diminution des espaces verts urbains en raison du développement par densification qui s'étend également dans les zones suburbaines (Australie, Europe)
- Une augmentation des espaces verts grâce à l'expansion urbaine, mais une perte des dents creuses en périphérie de la ville, comme cela se produit dans certaines villes européennes ou chinoises à croissance rapide.
- Une augmentation des espaces verts urbains due à de forts engagements politiques, comme cela a été rapporté à Singapour et en Chine ;

- Des tendances qui varient selon les époques, comme cela a été rapporté pour le Royaume-Uni (dynamique d'augmentation puis perte) ;
- Des tendances qui restent très différentes au sein de la même ville, selon la période de construction de la zone résidentielle ou du statut socio-économique de ses habitants (exemples aux États-Unis ou en Australie).

Enfin, si la densification affecte quantitativement la végétation urbaine, elle entraîne aussi des évolutions de sa qualité et de sa structure. Ainsi, les études conduites sur les espaces verts des maisons individuelles ont montré que ce sont les arbres qui pâtissent le plus de la densification (Loram et al. 2007). En effet, les grands arbres existants dans les espaces ouverts sont souvent abattus pour construire le nouveau bâtiment (Brunner & Cozens 2013), puis un manque d'espaces ouverts de taille suffisante et en retrait de la maison empêche de planter des espèces de grande envergure fournissant un niveau élevé de services écosystémiques de lutte contre les îlots de chaleur. La perte d'espaces verts dans les anciens quartiers résidentiels a ainsi été observée dans les banlieues australiennes qui possédaient déjà relativement peu d'espaces verts publics (Sivam et al. 2012) et cela entraînait la perte de plusieurs services écosystémiques fournis par les jardins privés (qualité de l'air, régulation de la température) (Haaland & van den Bosch 2015).

Si les villes denses et compactes présentent une surface d'espaces verts par habitant souvent plus faible, certains auteurs ont montré que cet approvisionnement en espaces verts reste très corrélé à la superficie de la ville et moins dépendant de la densité urbaine (Fuller & Gaston 2009). Ces données soutiennent ainsi que la densification peine à préserver les espaces verts du cœur des villes et que les villes denses ont un plus faible approvisionnement en espaces verts par habitant. Pour pallier ces problèmes, il est essentiel que les politiques de densification intègrent des mesures adaptées de végétalisation pour améliorer l'habitabilité des villes denses tout en renforçant leur résilience face aux défis climatiques. Malgré cette tendance à la réduction des espaces verts urbains, Kabisch & Haase (2013) ont constaté (leurs données étendent celles de Fuller et Gaston (2009) sur 202 villes européennes entre 1990 et 2006) une augmentation des zones vertes urbaines dans de nombreuses villes d'Europe occidentale, mais un déclin en Europe de l'Est. Cette augmentation des espaces verts urbains peut être une conséquence indirecte des politiques urbaines (par l'augmentation de la superficie de la ville), mais aussi directement liée à des politiques concrètes de re-végétalisation des espaces urbains existants ((Tan et al. 2013; Zhou & Wang 2011).

3.2 Des préconisations émergent pour l'urbanisme écologique

Plus récemment, des propositions provenant de multiples disciplines ont été avancées pour résoudre le paradoxe écologique de la ville compacte (Geschke et al. 2018; Zhang & Zhou 2023) étant donné que la densification a souvent conduit à une perte de végétation donnant lieu à des oppositions des citoyens (Breheny 1997). En réponse, les urbanistes et les chercheurs ont fait des recommandations initiales pour la végétalisation, telles qu'une superficie verte $>9 \text{ m}^2$ par habitant (WHO 2012) ou $>45 \%$ de végétation à l'échelle du quartier (Szulczewska et al. 2014). La première préconisation de l'Organisation Mondiale de la Santé offre un indicateur qui permet une mesure standardisée accessible à toutes les villes pour évaluer leur approvisionnement en espaces verts. Originellement, cette prescription de la circulaire du 8 février 1973 conseillait de réhausser ce seuil à 25 m^2 d'espace vert minimum par habitant dans les périphéries et soulignait que la véritable valeur cible que devraient suivre les politiques serait plutôt de 50 m^2 par habitant (Russo & Cirella 2018). Pour tenir compte des enjeux d'accessibilité, l'OMS demandait aussi que chaque habitant dispose d'au

moins 12 m² d'espaces verts à moins de 300 m de chez lui. Des travaux de recherche ont montré que le standard de 9m² par habitant proposé par l'OMS était loin d'être réalisé pour de nombreuses villes en densification (Byrne et al., 2010) et que cet objectif restait concrètement difficile à atteindre dans de nombreux quartiers anciens qui ont des marges de manœuvre réduites (Badiu et al. 2016).

L'approvisionnement en espaces verts urbains par habitant reste très variable selon les pays, la taille des villes et leur niveau de densification des quartiers. Badiu et al. (2016) synthétise les connaissances disponibles dans les villes européennes et montre que les valeurs s'échelonnent à partir de 4 m² par habitant dans les villes d'Espagne, de Macédoine du Nord et du sud de l'Italie mais peut dans de rares cas atteindre 200 m² par habitant dans certaines petites villes d'Allemagne, de Belgique et d'Autriche (Fuller & Gaston 2009). Dans certaines grandes villes, l'approvisionnement peut être élevé et atteindre 20 à 30 m² par personne comme à Linz (Autriche) avec 27,14 m² par habitant, Helsinki (Finlande) avec 25,51 m² par habitant ou encore Amsterdam (Pays-Bas) avec 17,62 m² par habitant. Comme le remarquaient déjà Fuller et Gaston (2009), la surface en espaces verts par habitant a tendance à augmenter avec la latitude. Les villes d'Europe du Nord et centrale dénotent, alors que les villes du sud de l'Europe se sont construites avec des morphologies urbaines adaptées au climat, favorisant les formes urbaines compactes augmentant l'ombrage des rues et les corridors de circulation du vent.

Sur notre territoire d'étude de la Métropole de Lyon, l'échelle géographique la plus fine dont nous disposons pour mesurer l'approvisionnement en espaces verts est la parcelle. À cette échelle, à cause des données disponibles dans les fichiers fonciers du CEREMA, il n'est pas possible de calculer un approvisionnement par habitant mais en fonction du nombre de logements. On constate donc que dans la métropole Lyonnaise, les 562 532 logements en habitat collectif montrent une médiane de 12m² d'espace vert par logement et que plus de 80 000 logements en habitat collectif ont moins d'1m² de végétation dans leur parcelle (Figure 5-10). Si cette valeur médiane semble être conforme avec les prescriptions de l'OMS qui requiert un minimum de 12m² de végétation accessible dans un rayon de 300 m, la distribution des données montre que les inégalités sont grandes et que la moitié des logements ne sont pas conformes aux recommandations de l'OMS.

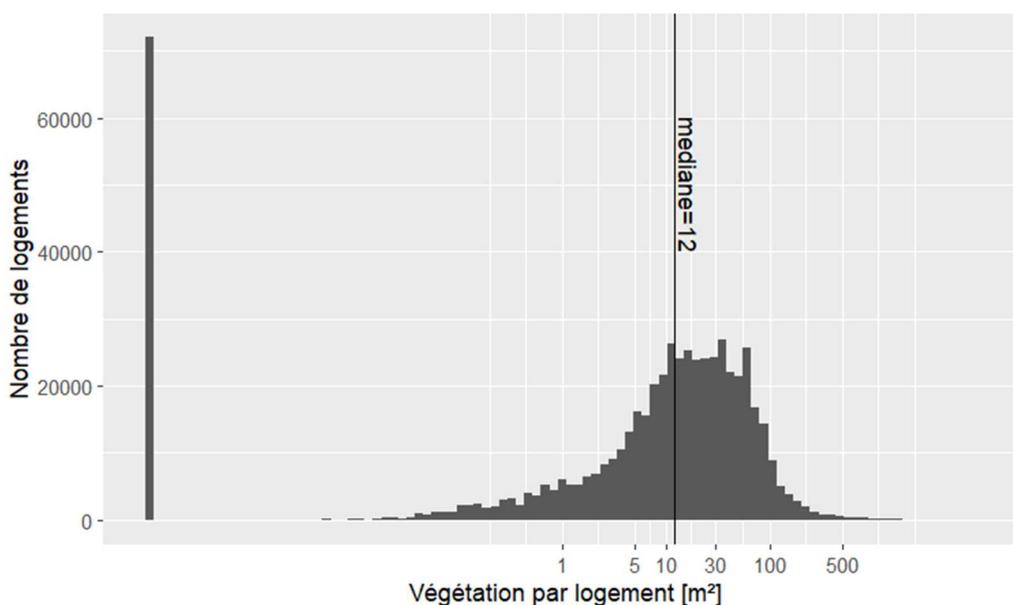


Figure 5-10 : Histogramme du nombre de m² de végétation par appartement, approvisionné au sein de la parcelle, pour les 562 532 logements en habitat collectif de la Métropole de Lyon.

3.3 Problématiques de gentrification et de justice socio-environnementale

De plus, les inégalités écologiques peuvent être couplées à des inégalités sociales. Dans notre étude sur la métropole de Lyon, si l'on cartographie la répartition de l'approvisionnement en végétation des logements (**Figure 5-11**), on aperçoit, au-delà du patron de distribution concentrique, que certains quartiers des grands ensembles plus périphériques comme le Mas du Taureau, la Duchère, Rillieux-la-Pape ou les Minguettes ont un approvisionnement en végétation relativement faible malgré leur position dans des espaces urbains périphériques et moins contraints. Si le lien de corrélation n'est ici pas démontré directement par la projection cartographique, les tendances peuvent soutenir l'hypothèse que le niveau socio-économique est certainement un déterminant de l'approvisionnement en végétation.

La densification urbaine entraîne des évolutions de l'approvisionnement en espaces verts selon les modalités de sa mise en œuvre. Lorsqu'elle s'opère en renouvellement urbain, elle peut transformer les quartiers, induisant des changements socio-économiques chez leurs habitants, ce qui est qualifié de gentrification. Dans les années 1970, Neil Smith indique en Amérique du Nord que la gentrification est liée au capital qui réinvestit les centres urbains. La densification est intrinsèquement liée au marché du logement, à la finance et au profit économique, l'immobilier demeurant un placement très rentable. Les promoteurs, motivés par des logiques économiques, cherchent à maximiser les surfaces plancher bâties, souvent au détriment des espaces verts. Dans les zones urbaines attractives, les politiques de métropolisation augmentent la compétition pour l'accès au foncier, ce qui renchérit les coûts de production de logements. Cette hausse des prix aggrave la crise de l'accès au logement et amplifie les injustices environnementales, notamment en limitant l'accès à des quartiers dotés de nombreux services et d'espaces verts accessibles (Belaire et al. 2023). La dégradation de la qualité de vie dans les villes en densification modifie les attentes sociales, menant à un intérêt accru des ménages pour leur cadre de vie. Cette sensibilité s'est renforcée avec les épisodes caniculaires, la crise sanitaire du Covid-19 et une prise de conscience environnementale croissante. La qualité environnementale des quartiers devient ainsi un critère déterminant dans les choix résidentiels, augmentant la valeur des quartiers écologiques, souvent inaccessibles aux populations les plus modestes. Ces nouvelles attentes réorientent le marché immobilier, faisant de la nature en ville un argument marketing pour les nouvelles constructions, souvent vendues à des prix plus élevés (Szopińska-Mularz & Lehmann 2023), ce qui contribue à la gentrification.

Dans un souci de justice et d'équité, il est indispensable de renaturer les villes en tenant compte des inégalités environnementales existantes. La recherche montre que la densification réduit les espaces verts publics et privés, avec une couverture végétale privée plus importante dans les quartiers favorisés (Lin et al. 2015). La perte d'espaces verts privés est rarement compensée par la création d'espaces verts publics (Haaland & van den Bosch 2015). Le renouvellement urbain doit donc être stratégiquement orienté vers les quartiers les plus défavorisés. Cependant, ces opérations réduisent souvent l'offre de logements sociaux, obligeant les familles vulnérables à déménager vers d'autres quartiers.

Le problème de la gentrification, résultant de mécanismes distincts, peut être traité par un engagement politique accompagné d'outils réglementaires comme la mixité des logements pour les logements sociaux encadrés, la régulation des prix des loyers pour les logements sur le marché libre, ou encore des modèles alternatifs de propriété comme le bail réel solidaire, hérité du concept anglo-saxon des *Community Land Trusts*. Le modèle du *Community Land Trust* découple la propriété du logement de celle du foncier. Les ménages, sous condition de revenus, accèdent à la pleine propriété de logements proposés à des prix très modérés, tout en restant locataires du foncier moyennant une

redevance annuelle. Ce dispositif anti-spéculatif encadre strictement la plus-value à la revente du logement. Vincent le Rouzic défend dans sa thèse de 2019 ce régime de propriété comme une avancée majeure pour le droit à la ville et l'émergence de sociétés post-proprétaires (Le Rouzic 2019). Les *Community Land Trusts* se sont diffusés aux États-Unis dès les années 1980 (Attard 2013), avec la création du *National Community Land Trust Network* en 2006, et comptaient 260 *Community Land Trust* en 2014. Ce modèle a été exporté dans plusieurs pays, notamment le Royaume-Uni, la Belgique, le Kenya et la France. En France, trois ans de travail législatif ont permis la création des organismes de foncier solidaire (OFS) avec la loi ALUR de 2014. Les OFS peuvent acquérir le foncier, proposer des baux réels solidaires et contrôler les prix de revente des logements. En 2020, une trentaine d'OFS étaient agréés. Ce dispositif s'adresse aux personnes répondant aux critères du Prêt Social Location-Accession, avec des redevances foncières variables selon les communes.

Les villes françaises disposent aussi d'autres d'outils juridiques pour réguler le logement et lutter contre la gentrification, en favorisant la mixité sociale et en obligeant la création de logements sociaux dans les nouvelles opérations. La loi Solidarité et Renouvellement Urbain impose un minimum de 25 % de logements sociaux, mais certaines villes comme Paris et Lille imposent des quotas plus élevés pour chaque opération. Les zones d'aménagement concertées (ZAC) peuvent également imposer des seuils pour encourager la mixité sociale. L'encadrement des prix des loyers pour les logements sur le marché libre a été expérimenté avec la loi ALUR de 2014 et renforcé par la loi ELAN de 2018. Des villes comme Paris, Lille et Lyon ont introduit des loyers de référence pour limiter la spéculation et la hausse des prix.

En conclusion, la densification urbaine, inévitable dans un contexte de croissance démographique et de contraintes spatiales, doit intégrer les enjeux économiques, sociaux et environnementaux. Les politiques de régulation, la promotion de modèles alternatifs de propriété et l'engagement pour la mixité sociale sont essentiels pour éviter que la densification ne se fasse au détriment des populations les plus vulnérables. Il est crucial de poursuivre les efforts pour créer des environnements urbains durables, inclusifs et résilients, où la qualité de vie et l'équité sociale sont au cœur des stratégies de développement urbain.

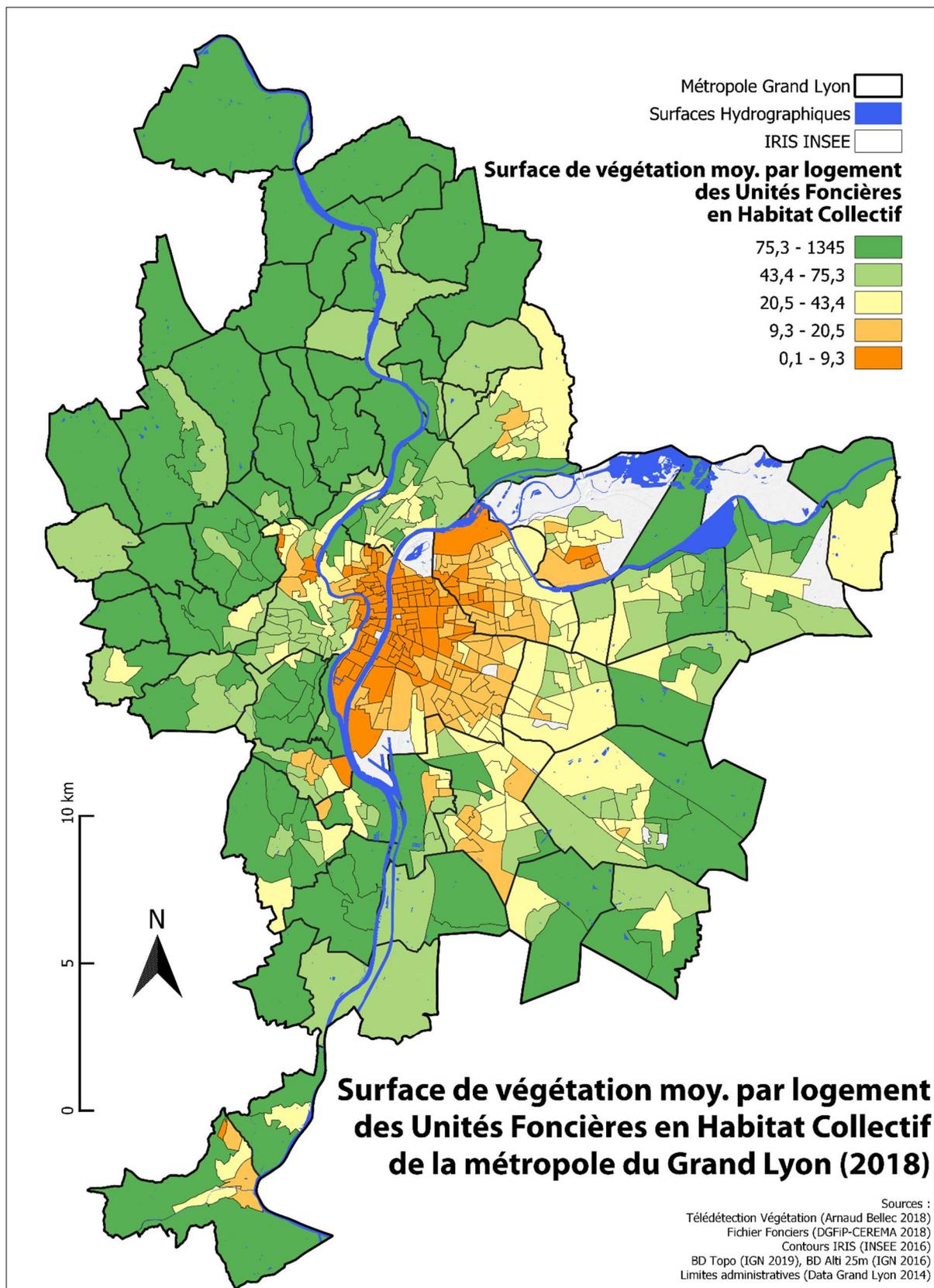


Figure 5-11 : Surface de végétation moyenne par logement en habitat collectif, à l'échelle des quartiers IRIS (INSEE).

4 Stratégie de recherche de métriques urbaines indicatrices de soutenabilité

4.1 La morphologie urbaine, clé de conciliation des multiples enjeux socio-écologiques ?

Les modalités et stratégies de densification urbaine ont des répercussions variées sur la densité et la végétalisation des quartiers, ainsi que sur les services et fonctions urbaines, pouvant entraîner des injustices environnementales. Les transformations socio-écologiques induites par la densification ont ouvert un débat sur ses vertus supposées, car de nombreux effets négatifs ont été observés dans les quartiers densifiés (Burton et al. 2003; Jenks & Dempsey 2005; Jenks & Jones 2008; Neuman 2005; Westerink et al. 2013). Or, pour des niveaux de densité urbaines similaires, les formes urbaines influencent profondément la structure et le fonctionnement des villes, jouant un rôle crucial dans l'adaptation aux changements climatiques. Une morphologie urbaine bien pensée peut atténuer les effets des vagues de chaleur et des inondations. Elle affecte aussi la viabilité des infrastructures et des services publics, permettant une meilleure gestion des ressources et facilitant l'accès aux services essentiels. Certaines formes urbaines compactes réduisent la dépendance à l'automobile, diminuent les émissions de gaz à effet de serre et améliorent la mobilité des habitants.

Les formes urbaines influencent ainsi directement la qualité de vie des habitants. Des quartiers bien aménagés avec accès aux espaces verts, aux loisirs et aux services de proximité créent un cadre de vie agréable et favorisent l'interaction sociale. La mixité fonctionnelle des quartiers, intégrant logements, commerces et services, génère des environnements dynamiques et vivants. Une morphologie urbaine inclusive, prenant en compte la diversité des habitants et favorisant un accès équitable aux ressources, contribue à la cohésion sociale et à la réduction des inégalités, soutenant le droit à la ville et la cohabitation entre humains et non-humains (Paquot 2005).

Pour traiter la multiplicité des enjeux liés aux formes urbaines, des métriques ont été développées pour examiner l'impact de la forme urbaine sur la pollution de l'air et l'accès aux espaces verts (Lowe et al. 2015). Le débat entre chercheurs et praticiens sur les avantages et les effets négatifs de la densification (Gren et al. 2019) souligne la nécessité de poursuivre le développement des métriques pour évaluer la valeur sociale et environnementale des formes urbaines denses (Merino-Saum et al. 2020) et établir des cartes stratégiques pour identifier les espaces prioritaires de réhabilitation urbaine (Rezaei & Millard-Ball 2023). Actuellement, les métriques et modèles concrets pour évaluer une prétendue « densité qualitative » restent flous (Madureira & Monteiro 2021). Les villes compactes tentent de répondre aux enjeux d'empreinte foncière, mais manquent de cadres de référence concrets pour équilibrer la limitation de l'étalement urbain et l'artificialisation des espaces verts internes. Pour de nombreux praticiens, la double injonction de densification et de végétalisation semble être un dilemme, car la densification restreint les surfaces végétalisées.

Afin de dépasser ce paradoxe apparent, une étude approfondie de la morphologie urbaine et des effets de contexte est nécessaire. La morphologie urbaine pourrait réconcilier densité et habitabilité, influençant la qualité de vie, l'impact carbone et la résilience des villes face aux défis socio-écologiques. Les enjeux actuels des formes urbaines visent à créer des villes compactes, habitables, bas carbone et écologiquement résilientes (**Figure 5-12**).

Densification



Ville compacte



Biodiversité



Ville résiliente

Végétalisation



Ville habitable



Frugalité énergétique



Ville bas carbone

Figure 5-12 : Les multiples enjeux de durabilité des morphologies urbaines face aux enjeux de production de logements et de résilience urbaine : un faible étalement urbain, une végétalisation et biodiversité élevée, mais aussi une hauteur bâtie modérée pour limiter les surcoûts structurels en termes de consommation d'énergie et d'émissions de carbone tant à la construction qu'en exploitation.

4.2 Les métriques, entre efficacité socio-environnementale et effectivité opérationnelle

4.2.1 Une question de diagnostic comptable et de potentiel d'action

Le développement d'indicateurs pour orienter la planification urbaine vers des villes durables est une thématique centrale dans la littérature. En France, Thierry Paquot dans « Mesure et Dmesure des villes » s'interroge sur la « juste taille » des villes et la « bonne échelle » des territoires (Paquot 2020). L'engagement des praticiens à utiliser des métriques quantitatives pour piloter l'urbanisation est croissant, afin de tenir compte des multiples enjeux actuels des villes et de mesurer les co-bénéfices et transformations réalisés (Monteiro & Albrecht 2022). Cette approche est vue comme essentielle pour atteindre les objectifs, s'adapter aux conditions changeantes et offrir les avantages attendus aux écosystèmes et aux communautés.

Les outils réglementaires développés doivent faciliter la mise en œuvre, le suivi et l'évaluation des politiques. La chaire de comptabilité écologique défend des méthodes permettant de rendre compte des impacts environnementaux à toutes les échelles des organisations et territoires. Ces comptabilités, centrées sur les socio-écosystèmes ou bio-régions, visent à rendre effective la préservation de l'environnement et du cadre de vie, en reconnaissant la diversité des enjeux écologiques et contextes

d'action. Cette approche multidimensionnelle combine utilité, utilisabilité et acceptabilité socio-organisationnelle (Mechin & Pioch 2019).

Les principes de la comptabilité écologique incluent la définition d'objectifs écologiques par conventions entre scientifiques et politiques, l'évaluation des coûts des actions nécessaires, la prise en compte systémique des impacts environnementaux, la co-construction d'un langage commun pour faciliter le dialogue entre acteurs sociaux, et l'émergence de nouvelles sources de revenus alignées avec un nouveau rapport entre société, économie et nature. Le dialogue interdisciplinaire entre comptabilité, sciences sociales et conservation, ainsi que l'expérimentation des modèles comptables, sont essentiels pour gérer les socio-écosystèmes de manière durable. Les métriques ont donc des enjeux multiples et pour produire un changement concret (opérationnalité), elles doivent combiner plusieurs qualités d'efficacité, d'efficience et d'acceptabilité (**Figure 5-13**).



Figure 5-13 : L'opérationnalité des métriques, entre utilité, utilisabilité et acceptabilité socio-organisationnelle (Mechin & Pioch 2019)

4.2.2 La recherche d'indicateurs de vulnérabilité délimitant les régimes de soutenabilité

Évaluer la capacité des métriques à identifier les vulnérabilités socio-écologiques est crucial pour définir des prescriptions réglementaires efficaces. En effet, il est nécessaire de s'appuyer sur des valeurs seuils pouvant définir la limite entre des régimes soutenables ou insoutenables pour atteindre les objectifs socio-écologiques et orienter convenablement les politiques urbaines (**Figure 5-14**). En effet, les indicateurs n'ont pas tous une réponse linéaire avec la valeur socio-écologique. Dans les systèmes complexes, les boucles de rétroaction peuvent entraîner des réponses avec des seuils de rupture, préservant la stabilité du système jusqu'à ce que ces seuils soient atteints. Ces forces stabilisantes sont liées à la résilience, où les boucles de rétroaction permettent au système de retrouver son état initial après une perturbation, tant que le point de bascule n'est pas franchi.



Figure 5-14: Une illustration des points de bascule : passé un certain niveau de pression anthropiques, la possibilité d'existence pour le vivant, en ville, est compromise et devient insoutenable. Photographie Thomas Boutreux

La recherche de points de bascule est essentielle dans les transitions urbaines, car ils indiquent des changements soudains et irréversibles dans les socio-écosystèmes. Identifier ces points à l'échelle locale et opérationnelle (parcelle) est fondamental, car l'urbanisation graduelle modifie les dynamiques à l'échelle de la ville et de la planète. Cette démarche est similaire au concept des limites planétaires (« Safe operating space » (Rockström et al. 2009), voir **Figure 5-15**), qui étudie la résilience des socio-écosystèmes par ses seuils, rétroactions et incertitudes, et pourrait être appliquée concrètement dans les pratiques d'aménagement urbain. Les processus systémiques montrant des points de bascule invitent à la précaution, car la localisation de ces points est sensible aux perturbations environnementales. Comme le décrit Steffen et al. (2015), la délimitation d'une limite planétaire ne correspond pas à la valeur exacte de son seuil. La marge de sécurité doit être placée en amont du seuil pour permettre des réactions adaptées aux signaux d'alerte précoce. Les recherches sur les signaux d'alerte précoce peuvent indiquer l'approche d'un seuil ou la diminution de la capacité d'un système à persister face aux conditions changeantes (Steffen et al. 2015a).

Cette approche des limites planétaires dans la planification urbaine est soutenue par la littérature scientifique. Hoorneweg et al. (2016) affirme que la réalisation des objectifs mondiaux de développement durable dépendra des villes, qui influencent profondément les cultures, les pratiques et l'économie. En ce sens, Downing et al. (2019) propose de considérer les objectifs de soutenabilité comme des « espaces de sécurité » plutôt que des limites, et d'intégrer les dimensions sociales et humaines pour relever ces défis, permettant ainsi une vision mondiale partagée des enjeux de durabilité et des réalisations concrètes dans divers contextes locaux. L'application en ville des principes de précaution des points de bascule peut guider des normes réglementaires sûres (Figure 5-13).

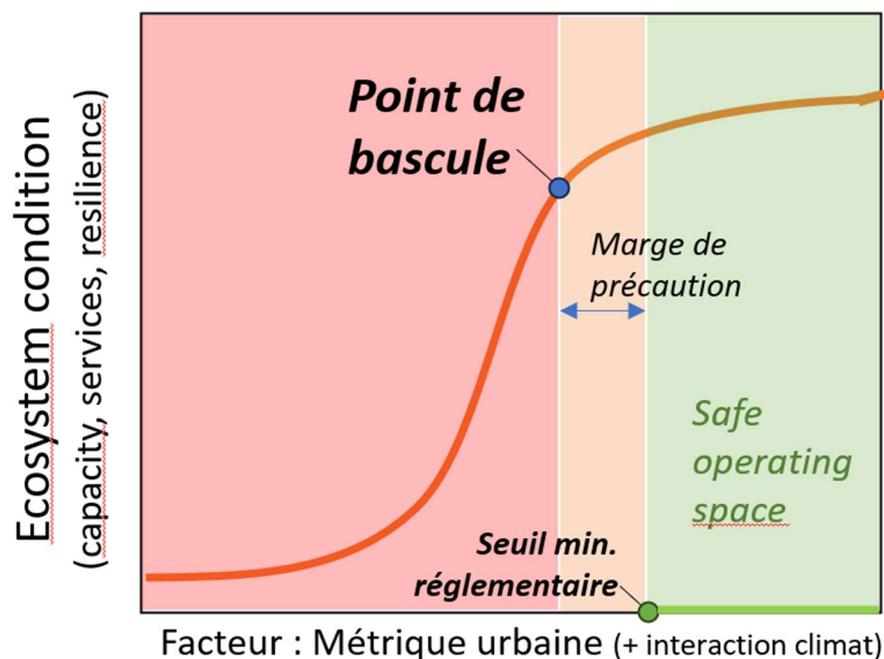


Figure 5-15 : La conceptualisation des points de bascule dans les limites planétaires (adapté de Steffen, Richardson, et al. (2015)). En vert l'espace de sûreté, en rouge la zone insoutenable et en jaune la zone d'incertitude.

5 L'implémentation réglementaire des métriques pour l'adaptation urbaine

5.1 Opérationnaliser la recherche en morphologie urbaine via la réglementation.

L'application juridique des métriques de morphologie urbaine trouve place en France à l'échelle opérationnelle de la parcelle, régie par le règlement des plans d'urbanisme locaux (PLU). Ces métriques servant ainsi de cadre politique fondamental pour entraîner des changements transformationnels graduels dans les systèmes socio-écologiques urbains. Cependant, la rédaction du règlement du PLU est tributaire des documents cadre chapeautant les orientations à l'échelle du territoire élargi, comme les SCoT et SRADDET, eux-mêmes réglementés par le code de l'Urbanisme. En outre, les SCoT et les PLU ont la possibilité de définir des zones préférentielles pour la renaturation ou des orientations d'aménagement et de programmation (OAP) sur des secteurs à renaturer. Ces OAP visent à identifier les espaces propices à la renaturation et à mener une stratégie de renaturation à l'échelle d'un territoire. L'évolution du code de l'Urbanisme, en tant que document légal cadre définissant les outils que peuvent mobiliser ou non les documents réglementaires à des échelles plus locales, est l'une des clés conduisant les transformations urbaines vers leurs objectifs.

Traditionnellement, en France et dans de nombreux pays du monde, les deux métriques les plus usitées pour encadrer le dimensionnement du bâti concernent l'occupation au sol du bâti (coefficient

d'emprise au sol : CES) et la hauteur maximale du bâti (H). Ces deux mesures combinées ensemble ont pour effet de limiter le gabarit maximal du bâtiment, donc la densité urbaine applicable à la parcelle. Jusqu'en 2014, un indicateur supplémentaire du PLU pouvait être utilisé pour limiter directement la densité autorisée lors de l'instruction du permis de construire : le coefficient d'occupation de sols (COS) maximal mesure directement la densité de plancher maximale pouvant être construite sur la parcelle. C'est la loi ALUR de 2014 supprime ce coefficient afin de débrider la densification urbaine, relevant que régulièrement le COS appliqué par les PLU pouvait gêner la mise en œuvre des politiques de densification. Cette loi soutient également la possibilité de construire dans de petites dents creuses foncière en supprimant la surface minimale des terrains constructibles. Le rôle de la planification pour favoriser l'intensification urbaine est renforcé encore en 2021 avec la Loi Climat et Résilience. Parmi les nouvelles directives, on peut citer l'étude de densification qui devient obligatoire pour les PLU afin de recenser les fonciers disponibles et bâtis vacants. Aussi, le règlement d'un PLU peut désormais imposer selon les zonages une densité minimale de construction, visant à harmoniser la densification avec l'offre en services publics, qu'il s'agisse de transports collectifs, écoles, etc.... Enfin, cette loi permet des bonus de constructibilité supplémentaires (majoritairement par adjonction d'étages supplémentaires au bâti) par dérogation aux règles générales du PLU, afin de favoriser des opérations de densification et le recyclage des friches.

La prise en compte de la végétalisation dans les documents d'urbanisme, en France, a pu être progressivement renforcée ces dernières années par les coefficients de surfaces éco-aménageables, qui ont plus été popularisés sous le terme de Coefficient de Biotope par Surface (CBS), visant à garantir un potentiel minimal de services écosystémiques pour chaque unité foncière. L'introduction des coefficients de biotope dans les plans locaux d'urbanisme (PLU) est proposée en septembre 2015 par l'article L151-22 du code de l'urbanisme comme un outil facultatif. Cette première version créée par l'ordonnance 2015-1174 admet la possibilité d'« imposer une part minimale de surfaces non imperméabilisées ou éco-aménageables, éventuellement pondérées en fonction de leur nature, afin de contribuer au maintien de la biodiversité et de la nature en ville ». Révisée en 2021 par la Loi n°2021-1104 du 22 août 2021 dite « Loi Climat et Résilience », cette norme réglementaire devient obligatoire dans les secteurs tendus, c'est à dire pour « les communes appartenant à une zone d'urbanisation continue de plus de 50 000 habitants figurant sur la liste prévue à l'article 232 du code général des impôts et dans les communes de plus de 15 000 habitants en forte croissance démographique figurant sur la liste prévue au dernier alinéa du II de l'article L. 302-5 du code de la construction et de l'habitation ». Aussi, cette obligation ne s'applique qu'aux nouvelles constructions et aux autres projets soumis à autorisation d'urbanisme qui entraînent une modification de l'emprise au sol afin de ne pas devoir amputer des bâtiments d'une part de leur emprise au sol lors de leur simple rénovation.

5.2 Des coefficients de surfaces « écologiques »

Bien que les évolutions réglementaires récentes soient favorables à la densification, les politiques sont conscients du risque de perte d'espaces verts et mettent à disposition la possibilité de recourir à des coefficients de « surfaces éco-aménageables » (**Figure 5-16**). Ces indices sont définis de manière floue et laissés à la libre appréciation des planificateurs pour définir l'indicateur précis, puisqu'il s'agit « d'espaces ayant des qualités écologiques ». Cela peut se traduire souvent par des exigences de pourcentage de végétalisation obligatoire garantissant un niveau minimal de végétalisation, plus rarement par des incitations (par exemple financières) pour encourager la végétalisation des espaces urbains.

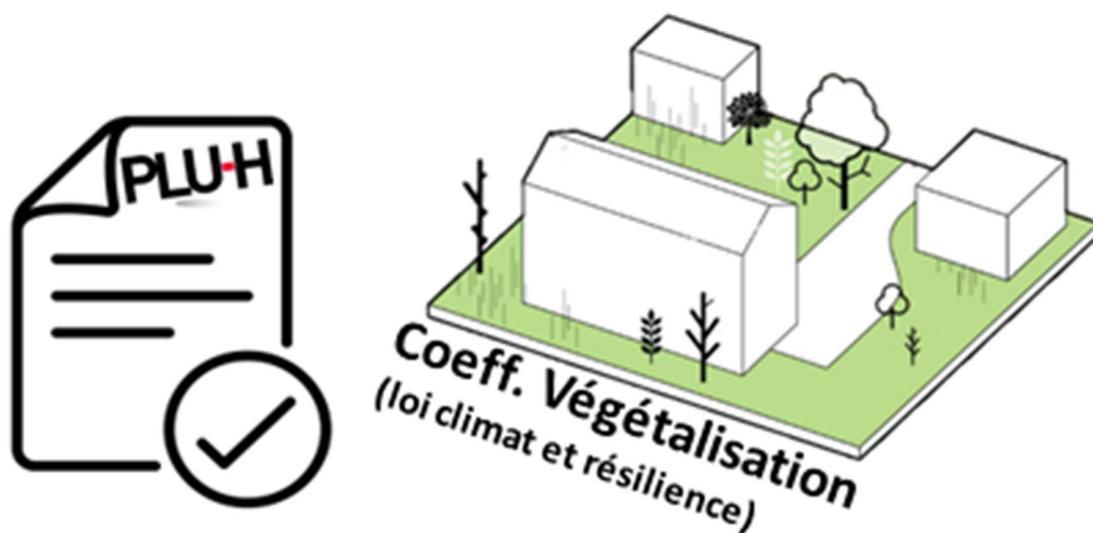


Figure 5-16 : Les coefficients de végétalisation, biotope, pleine terre... des normes des PLU pour garantir une qualité environnementale minimale (Art. L151-22 du Code de l'Urbanisme)

5.2.1 Le coefficient de biotope, une métrique qui s'est largement diffusée

Ces coefficients peuvent distinguer de manière binaire les zones végétalisées et celles qui ne le sont pas, mais aussi éventuellement appliquer une pondération selon une typologie plus détaillée de surfaces écologiques, en attribuant un score écologique pour chaque type de surface. C'est l'exemple du coefficient de biotope par surface (connu en France comme CBS), qui est un indicateur historique développé par le gouvernement de la ville de Berlin (*Biotopflächenfaktor*, *Biotope Area Factor* pour les anglosaxons) dans les années 1980 (Peroni et al. 2020). Ce type de coefficient a motivé de nombreuses autres villes sur la planète à adopter des outils similaires. Seattle a ainsi été la première ville non européenne à mettre en œuvre le *Seattle Green Factor* en 2007 (Pan & Kao 2021). De très nombreuses villes ont adopté ce coefficient sous des noms variables comme le *Biotope Area Ratio*, le *Green Area Ratio* ou le *Green Area Factor*. Cet instrument de planification vise à garantir et à maintenir des espaces verts appropriés dans la ville densément bâtie. La comptabilité de cette métrique est réalisée par une pondération des surfaces végétalisées selon leur nature, suivant une typologie qui vise à tenir compte de la qualité écologique variable entre les formes de végétation et types d'espaces verts. Ainsi, pour le coefficient de biotope, chaque type de surface se voit attribuer un score censé traduire sa qualité écologique. Dans la pratique, certains travers sont relevés car les toits et murs végétalisés bénéficient souvent d'un score permettant de compenser des sols très artificialisés par le simple verdissement du bâti, ce qui interroge sur le réel gain qualitatif promis par ce type de coefficient. En effet, certaines mises en œuvre du *Biotope Area Factor* sont critiquables car elles offrent un score relativement élevé aux murs et toits végétalisés qui offrent pourtant des co-bénéfices et des niveaux de biodiversité bien moindre et sont souvent fortement dépendant de solutions technologiques coûteuses et peu résilientes en cas de perturbation.

Les coefficients de biotope, bien que semblant plus juste avec leur approche qualitative et graduée des différents espaces végétalisés, montre ainsi dans la pratique de grandes faiblesses par les choix arbitraires réalisés et le manque d'assise sur des études probantes. Ainsi, les coefficients de biotope par surface abordent souvent la question de la qualité environnementale par une évaluation quantitative et surfacique qui mériterait d'être approfondie. Si l'on peut imaginer que les écologues

pourraient être impliqués pour évaluer plus finement la valeur écologique accordée à chaque type de végétation, il faut reconnaître que cette tentative resterait sans doute limitée et vaine pour offrir une vraie mesure du potentiel écologique. Plusieurs auteurs relèvent que les coefficients semblent être controversés et difficiles à appliquer (Byrne et al. 2010; Haaland & van den Bosch 2015), les critiques font valoir par exemple qu'il serait plus important de se concentrer sur la qualité et l'accessibilité des espaces verts que sur des normes trop quantitatives (par exemple, Ståhle 2008), soulignant ainsi l'intérêt de taux de végétation par habitant ou rapportés à la densité urbaine, plutôt que des coefficients bruts d'occupation au sol. Ce type de mesure pourraient ainsi mieux répondre à l'inquiétude d'autres auteurs pour un couplage avec la justice environnementale pour assurer une accessibilité élevée des espaces verts urbains publics, y compris dans les villes compactes (Jim & Shan 2013; Ståhle 2008; Tan et al. 2013).

Malgré ces limites, nous pouvons souligner que les coefficients de biotope par surface sont aujourd'hui une avancée importante pour encourager l'intégration de la biodiversité dans les projets d'aménagement urbain, par des surfaces dédiées en assurant un potentiel écologique minimal, et qu'ils ont encouragé la prise en main de ces préoccupations par les planificateurs.

5.2.2 Évaluer la valeur écologique par les coefficients de surface, une vaine quête ?

Les faiblesses relevées précédemment ne sont pas forcément à attribuer à un manque d'engagement et d'objectifs, car il reste fondamentalement complexe d'évaluer la qualité écologique des espaces et la fourniture de services écosystémiques. En réponse, certaines tentatives ont été menées pour asseoir les coefficients de biotope sur une base biologique plus fidèle des services écosystémiques pouvant être fournis par la végétation et mesurables concrètement. Par exemple, le *Green Plot Ratio* (Ong 2003) proposait de se baser sur un trait biologique des plantes comme l'indice de surface foliaire (*Leaf Area Index*, LAI) qui exprime la surface foliaire présente par m², traduisant ainsi une métrique de qualité environnementale qui serait basée sur une densité de végétation. Cette nouvelle métrique, le ratio de surface verte (GPR), est basée sur un paramètre biologique commun appelé l'indice de surface foliaire (LAI), défini comme la surface foliaire d'un seul côté par unité de surface au sol. Le ratio de surface verte est simplement la LAI moyenne sur le site. Bien que la méthode de calcul soit complexe et très dépendante des espèces étudiées, ce qui souligne un manque de données pour la rendre universellement opérationnelle, il convient de reconnaître que cette proposition est une des premières ayant cherchée à aborder des processus biophysiques comme l'évapotranspiration, l'ombrage, le ruissellement ou la capacité à offrir un habitat pour la faune, ce qui constitue la base de certains services écosystémiques d'approvisionnement ou de régulation. En effet, l'intensité dans laquelle les plantes participent à tous ces processus est directement liée à la quantité de feuillage. Néanmoins, l'auteur souligne en parfaite conscience que, bien que le GPR soit considéré comme une métrique fondamentale et importante, il n'est pas en soi un indicateur de toutes les relations écologiques entre les plantes et les villes. Un ensemble plus large de métriques connexes doit être développé.

Malgré les appels et tentatives de développement de métriques évaluant de manière intégrée les aspects quantitatifs et qualitatifs de la végétalisation, la tâche reste complexe et sans doute peu pertinente car à large échelle, les mesures satellites ou aéroportées (comme par exemple le NDVI) offrent des estimateurs peu satisfaisants du réel potentiel écologique. Ainsi, les écologues et naturalistes soulignent régulièrement que les approches de comptabilité restent parfois limitées pour prendre en compte la complexité du vivant et de ses dynamiques. Ainsi, il est plus judicieux de d'aborder la végétalisation des opérations d'aménagement, d'un point de vue réglementaire, en traitant successivement la quantité puis la qualité. Dans un premier temps, les coefficients de

végétalisation doivent donc mesurer objectivement la proportion de végétation garantie au sol, puis les choix d'aménagement paysagers doivent être confiés en conception aux écologues et autres professionnels du paysage. Ce point de vue, que nous partageons, réserve aux coefficients de végétalisation un rôle de garantie d'opportunité mais ne peut présager et garantir in fine l'ensemble des co-bénéfices en termes de services écosystémiques. Les aspects qualitatifs, liés à la multifonctionnalité des espaces et leur adéquation aux besoins de la population humaine et de la biodiversité, doivent être évalués *in situ* par des observations et concertations révélant les spécificités socio-écologiques de chaque lieu.

5.2.3 Retour aux basiques, quels repères fixer pour un taux de végétalisation minimal ?

Certains coefficients mesurent de manière simple, objective et quantitative la proportion de végétation au sol et peuvent constituer des repères plus facilement appréhendables pour les praticiens (Kimic & Fekete 2022). Par exemple, le coefficient de végétation (*Ratio of Biologically Vital Areas* (Szulczewska 2014) aussi appelé *Urban Neighborhood Green Index* (Gupta et al. 2012)) a pu être évalué à large échelle grâce au développement de la télédétection sur images à très haute résolution. Ces analyses ont pu fournir des premiers repères sur la performance environnementale de cet indicateur simple (Szulczewska et al. 2014). Qu'il s'agisse de biodiversité ou de services écosystémiques (comme la limitation des inondations ou des îlots de chaleur), l'impact fondamental de cette métrique et ses effets proportionnels ont été clairement établis. Par exemple, Pauleit et Duhme (2000) mesurent le ruissellement d'eau en surface lors d'épisodes pluvieux d'intensité modérée, qui peut atteindre 30L/m²/h lorsque le coefficient de végétalisation est faible.

La seconde étude notable mesurant les bénéfices écologiques des coefficients de végétalisation est celle de Szulczewska et al. (2014). Les auteurs révèlent (**Figure 5-17**), malgré un jeu de données de taille relativement réduite, que le niveau de végétalisation semble offrir des bénéfices de manière non linéaire et présente donc des effets de seuil. Plus précisément, si une corrélation presque linéaire a été observée entre l'indicateur et la biodiversité (richesse et diversité de papillons, plantes à fleur), un « seuil » a été observé sur l'atténuation des îlots de chaleur, ce seuil a été soigneusement calculé et se situe entre des valeurs de végétalisation de 41,7 % et 48,6 %. Les auteurs ont donc conclu qu'une végétalisation minimale de 45 % est sûre pour les processus hydrologiques. Cette découverte exceptionnelle invite à tester de nouvelles données issues d'autres cas d'étude, car la tendance observée ne concerne actuellement qu'un seul cas d'étude disponible.

La garantie de surface est un préalable indispensable au développement de services écosystémiques, bien que la capacité et résilience de ces services soit encore peu garantie par un manque d'exigence de ces coefficients. L'application de ces coefficients à l'unité foncière, c'est-à-dire l'échelle quotidienne de la production urbaine, offre la possibilité de transformation graduelle des tissus urbains et ces types de coefficients peuvent favoriser la création d'un réseau d'espaces verts et de continuités écologiques qui permettent de préserver la biodiversité et d'améliorer la qualité de vie des habitants au plus proche de leurs lieux de vie. Ces outils incitent les aménageurs à intégrer des espaces verts et des aménagements paysagers dans chacun de leurs projets, ce qui est un changement de paradigme vers un « land-sharing » complémentaire aux grands parcs urbains, contribuant ainsi par l'impératif réglementaire à la réalisation de métropoles plus « jardins ».

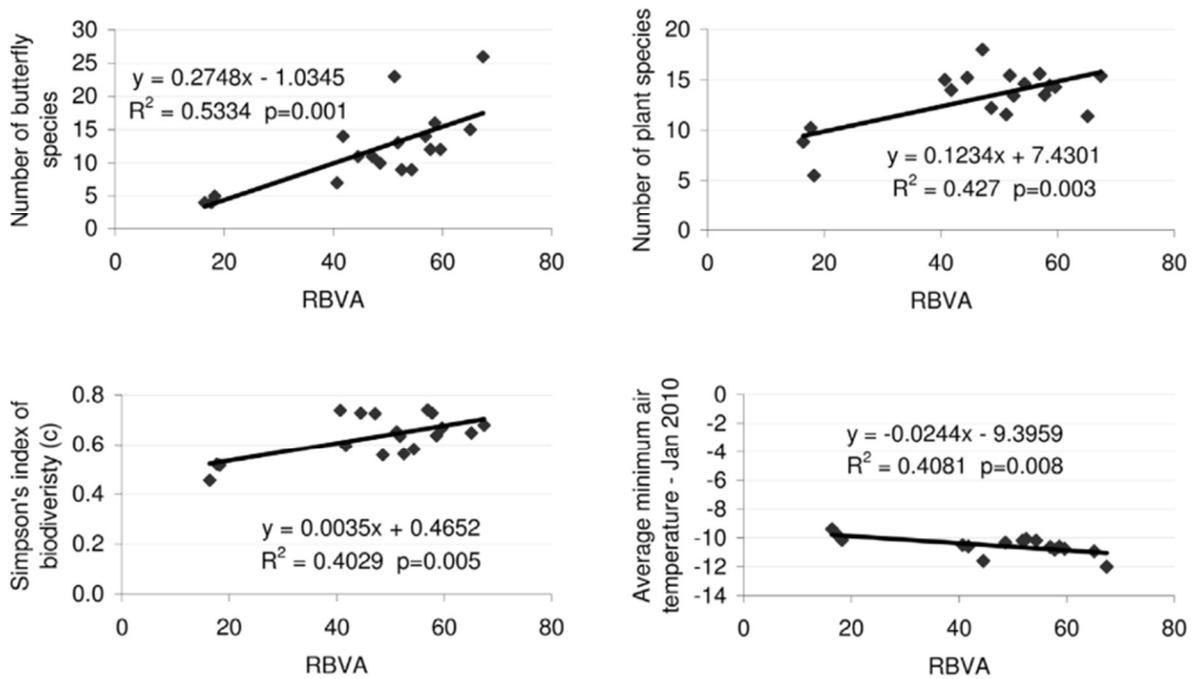


Figure 5-17 : Coefficient de végétalisation du quartier (% , RBVA) et ses incidences sur la biodiversité et la température de l'air (Szulczewska et al. 2014)

5.2.4 Des résultats qui peinent à convaincre et invitent à repenser les métriques

Après plusieurs années d'application dans divers PLU, les retours d'expérience sont nombreux à dénoncer certaines pratiques de verdissement des parcelles malgré l'application des coefficients de par surface. Les promoteurs ont parfois essayé de tirer leur avantage du manque de définition précise de ces espaces censés posséder des qualités écologiques et ont parfois inclus dans leur calcul des espaces verts sous des cages d'escalier ou très morcelés, en fines bandes par exemple. En réponse, les praticiens de l'urbanisme ont donc dû définir plus précisément ce type d'espace et demander des tailles minimales de patches d'espace vert. Par exemple, lors de la révision de l'article pour la loi Climat et Résilience, Jean-Baptiste Blanc, rapporteur pour avis lors de l'examen en commission au Sénat avait proposé la possibilité de « prescrire que les surfaces non imperméabilisées ou éco-aménageables [...] soient réalisées d'un seul tenant » relevant que « les premiers retours d'expérience sur les coefficients de biotope ou de pleine terre montrent qu'ils conduisent parfois à un certain mitage de la nature en ville, c'est-à-dire à la multiplication de très petites surfaces végétalisées, plutôt qu'à l'intégration d'un véritable jardin ou petit parc ».

À l'opposé, un groupe de sénateurs a tenté de s'opposer au caractère obligatoire de cette mesure dans les secteurs tendus, invoquant que dans ces secteurs « il apparaît nécessaire de construire massivement » et que la mesure « provoquera une dé-densification, en contrariété manifeste avec l'objectif de lutte contre l'artificialisation des sols et son corollaire, la densification des zones tendues ». Cette dernière remarque souligne l'apparente difficulté de concilier densification et végétalisation, présentée comme un réel dilemme, un dualisme qui empêche de réfléchir la réconciliation (Figure 5-18). Ces débats parlementaires témoignent donc, encore une fois, de l'importance de produire un référentiel des formes urbaines prouvant leurs qualités à offrir des niveaux de densité et de végétalisation soutenables.

Dilemme ?

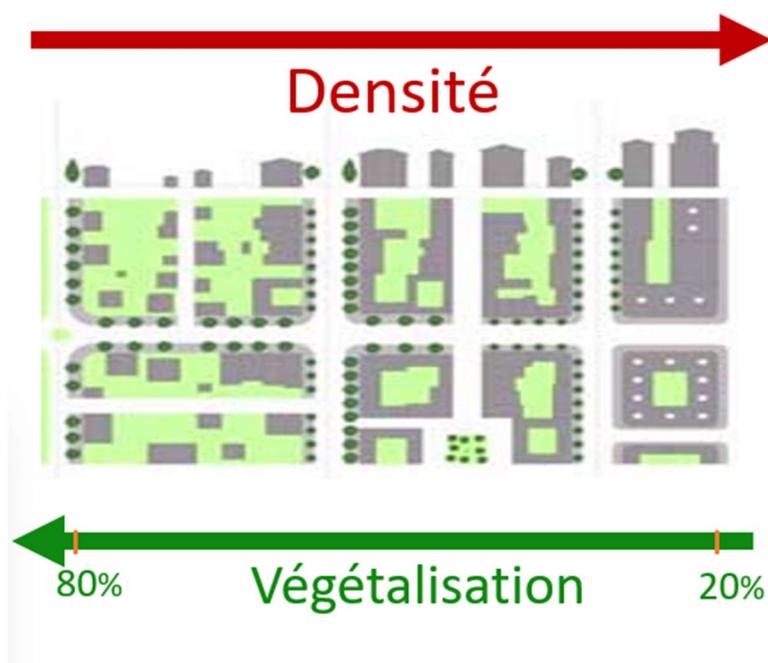


Figure 5-18 : Le dilemme densité - végétalisation tel que se le représentent les praticiens

6 Dépasser le dilemme densification - végétalisation de l'urbanisme écologique : une question ouverte

Il devient crucial de réaliser une évaluation quantitative du supposé dilemme entre densité et végétalisation, intégrant de manière systémique la densité urbaine, la morphologie et l'aménagement paysager. Cet examen approfondi soutiendrait l'efficacité des politiques pour atteindre la résilience urbaine et fournir des directives morphologiques « clé en main » facilitant l'engagement des praticiens.

6.1 État de l'art sur les recherches d'une « densité qualitative et soutenable »

La recherche de points d'équilibre entre les enjeux de durabilité et d'habitabilité des espaces urbains a fait l'objet de conceptualisations pour identifier la densité optimale. [Wolff & Haase \(2019\)](#) supposent qu'il doit exister une densité résidentielle optimale (**Figure 5-19**), mais les résultats de leur étude soulignent que le recours à la densité résidentielle est peu pertinent et ne permet pas d'identifier une plage de densité optimale suffisamment restreinte. En effet, un même niveau de densité résidentielle peut impliquer une densité urbaine très différente selon la surface des logements, tout comme les formes urbaines peuvent faire varier de manière importante, à une même densité, l'emprise au sol occupée par le bâtiment, ce qui résulte en des niveaux très variables de végétalisation. La recherche d'indicateurs morphologiques d'une « densité qualitative » reste donc encore une question pleinement ouverte.

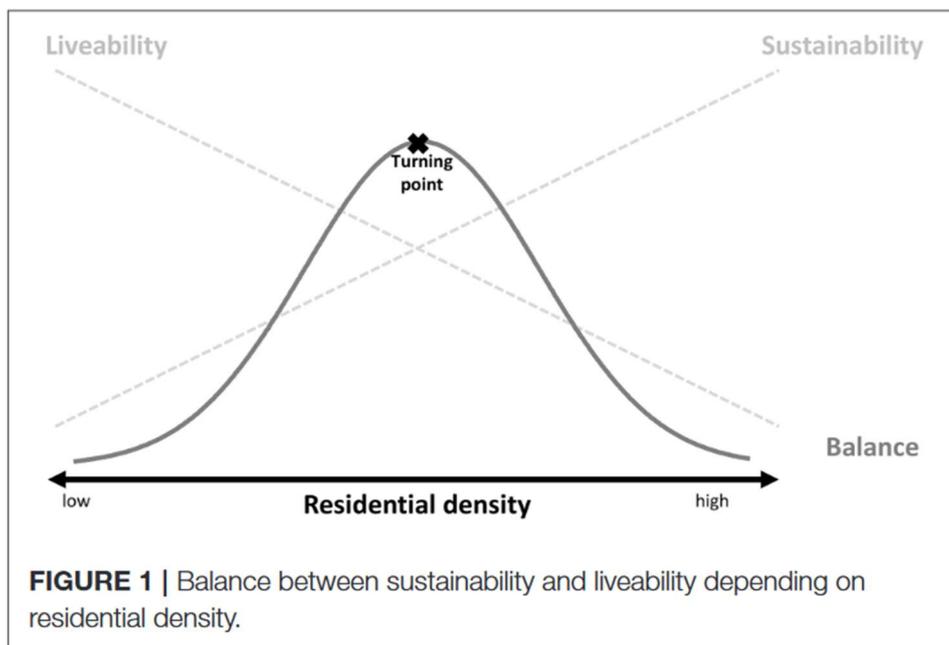


Figure 5-19 : La recherche conceptuelle d’une densité soutenable, à l’équilibre entre densité (ville compacte) et végétalisation (ville habitable) (Wolff & Haase 2019).

Nous proposons dans cette thèse de ré-investiguer ces questions non résolues en déplaçant la cible de prospection. Plutôt que de conduire la recherche dans une perspective d’optimisation cherchant à identifier les « meilleures pratiques », ce qui aurait tendance à standardiser les pratiques, nous aborderons le problème par un cadrage identifiant explicitement les limites de ce qui constitue la « diversité des bonnes pratiques ». Ces limites doivent correspondre à des points de bascule assurant la soutenabilité des pratiques. Les indicateurs retenus pourraient ainsi offrir aux praticiens des lignes directrices pour identifier le panel de formes urbaines soutenables qui serait décliné avec des hauteurs d’immeuble et de densité variés, ce qui éviterait les directives unilatérales (Wolff & Haase 2019) et de porterait attention au pluralisme bio-culturel et à l’hétérogénéité des espaces urbains (Elands et al. 2019).

Nous soutenons dans cette thèse que les recherches de point de bascule entre durabilité et habitabilité des espaces urbains doivent dépasser la simple question de la densité et investiguer les métriques de morphologie urbaine. Je pose l’hypothèse que la morphologie urbaine a deux influences combinées sur la végétalisation, qui modulent la végétalisation pour une même valeur de densité.

- Effet d’opportunité : La morphologie urbaine peut avoir un effet direct sur la végétalisation, en modulant, pour une même densité, l’emprise au sol non bâtie et donc « végétalisable ».
- Effet de pression : La morphologie urbaine peut avoir un effet indirect sur la végétalisation en induisant des pressions anthropiques qui peuvent conduire à une surface « effectivement végétalisée » inférieure à la surface potentiellement « végétalisable ».

Ainsi, la morphologie urbaine pourrait ainsi avoir une incidence directe sur les espaces ouverts disponibles pour la végétalisation, mais aussi avoir une incidence sur la végétalisation effective en influençant la végétalisation initiale (conflits d’usages) et sa persistance (pressions d’usages) dans le temps. Cette pression d’usage pourrait dépendre du nombre d’individus qui peuvent potentiellement fréquenter et utiliser ces espaces, et la morphologie urbaine pourrait en ce sens donner des indications

sur l'équilibre entre les espaces extérieurs disponibles et la densité urbaine. Je soutiens dans cette thèse que cette balance peut constituer un indicateur névralgique des pressions d'usages et de la multifonctionnalité attendue de ces espaces (Belmeziti et al. 2018), ce qui permettrait d'évaluer l'adéquation des morphologies urbaines à répondre au double enjeu de densification et de végétalisation.

Dans l'état actuel des connaissances, identifier les morphologies urbaines conciliant la densité avec la végétalisation reste une question qui échappe encore tant aux chercheurs qu'aux praticiens. Une évaluation quantitative du dilemme supposé entre densité et végétalisation est aujourd'hui cruciale et nécessite un examen complet de la densité urbaine, de la morphologie et des pratiques d'aménagement paysager. Cet éclairage pourrait soutenir les politiques à atteindre efficacement la résilience urbaine et fournir des directives opérationnelles pour favoriser l'engagement des professionnels.

L'importance de tenir compte de la morphologie, pour de futures recherches, afin d'évaluer les performances socio-écologiques des espaces urbains avait aussi été montré par Tratalos et al. (2007) qui ont souligné qu'à une densité (résidentielle) donnée, la morphologie urbaine pouvait offrir une marge importante pour maximiser la qualité écologique des environnements urbains. Ainsi, à densité égale, des formes urbaines variées peuvent aboutir à des couvertures et qualités d'espaces verts différentes.

Deux études très récentes soutiennent encore, 15 ans après la publication de Tratalos et al., que le manque d'études systémiques sur la morphologie urbaine et les bénéfices environnementaux appelle à l'étude de métriques morphologiques fines (Colding et al. 2022b) et de variables médiatrices en relation avec l'échelle et le contexte, car à ce jour ces problématiques de conciliation de la densité et de la végétalisation restent non résolues (Madureira & Monteiro 2021).

6.2 L'Open Space Ratio, une nouvelle métrique pour sortir du paradoxe ?

Le paradoxe de l'urbanisme durable repose sur l'équilibre entre la densification (c'est-à-dire un faible étalement urbain (Li et al. 2022)) et la végétalisation (c'est-à-dire une haute couverture en espaces verts urbains). Pour les urbanistes, équilibrer ces deux injonctions est difficile et souvent décrit comme un véritable dilemme (Madureira & Monteiro 2021). En conséquence, la végétalisation est régulièrement reléguée au second plan au profit de la production de logements, conduisant à une densification « grise » (Balikçi et al. 2021). Maintenir une couverture élevée d'espaces verts dans les zones résidentielles denses est un débat majeur en matière de planification (Wolff & Haase 2019) et ce paradoxe est une question cruciale pour l'adaptation des villes vivables et vivantes, soutenant la coexistence des humains avec la biodiversité à l'échelle planétaire (Marcus et al. 2019). Dans l'état actuel des connaissances, concilier la densité (c'est-à-dire le rapport entre la surface de plancher totale et la surface de la parcelle (Barr & Cohen 2014)) et végétalisation reste une question à élucider (Kimiti & Fekete 2022). Le manque d'études systématiques sur la morphologie urbaine et les avantages environnementaux a été mis en évidence (Colding et al. 2022b) et appelle à l'étude de métriques morphologiques fines et de variables médiatrices qui peuvent dépendre de l'échelle et du contexte du projet étudié (Madureira & Monteiro 2021).

Parmi les métriques de forme urbaine, l'*Open Space Ratio* (OSR, **Figure 5-20**), défini comme le rapport de la surface non bâtie à la surface de plancher totale) pourrait être un indicateur potentiel pour identifier des points de bascule liés à la biodiversité et à la capacité des services écosystémiques, car cette métrique englobe à la fois la couverture en espaces ouverts et les pressions potentielles qu'ils

subissent (Pont & Haupt 2007). Pour une densité donnée, un OSR plus élevé indique une morphologie de bâtiment élancée, donc une couverture d'espace ouvert plus élevée et une offre d'espace ouvert plus élevée par habitant. Cela, à son tour, atténue les pressions et conflits d'usage sur ces espaces ouverts, ce qui est favorable à une végétalisation effective des espaces ouverts élevée sur le long terme. À l'inverse, un OSR faible peut conduire à l'imperméabilisation des sols et à la transformation en sol nu, ce qui représente un point de bascule dans les états des écosystèmes, un processus difficile à inverser sans interventions humaines intensives de renaturation.

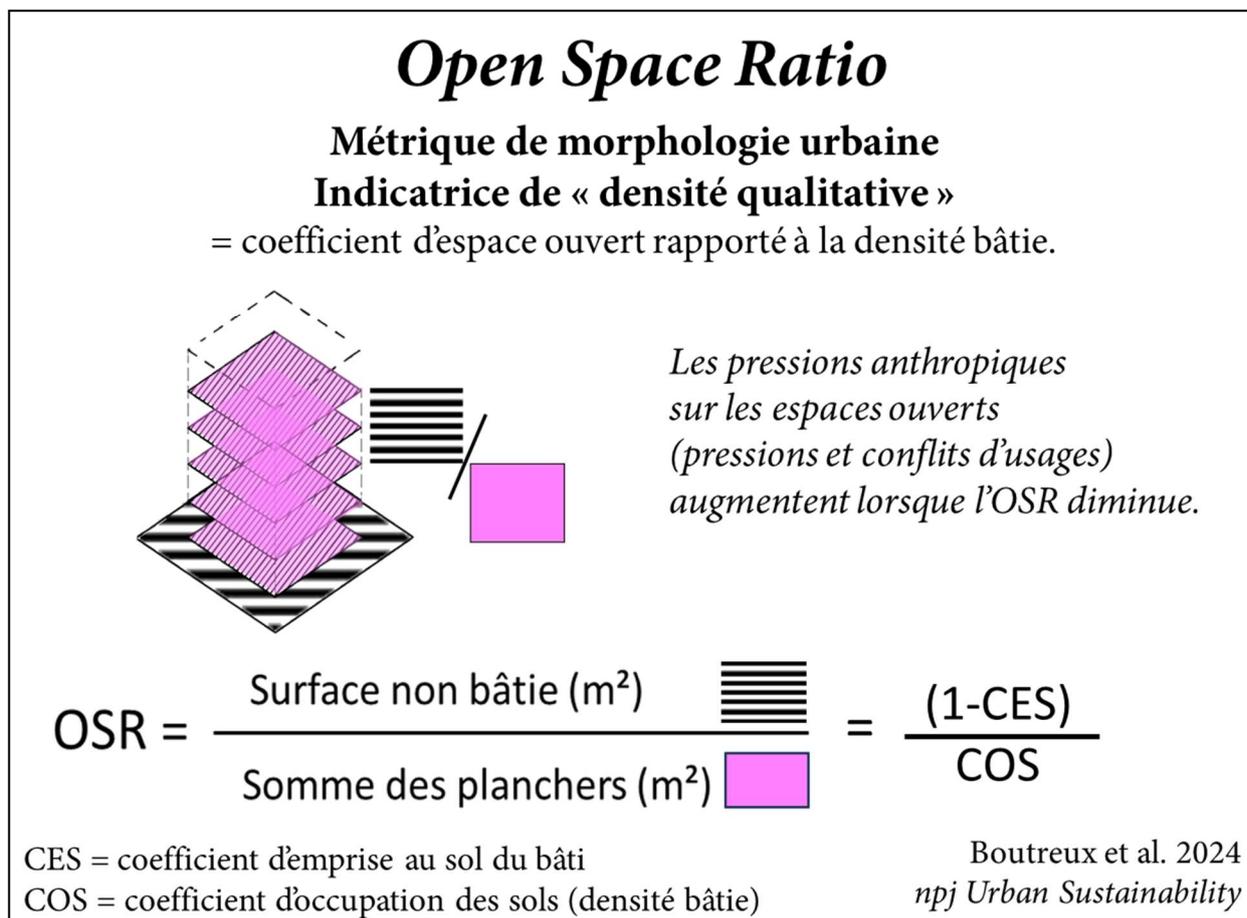


Figure 5-20 : *Open Space Ratio*, schéma et méthode de calcul

L'OSR n'est pas une métrique conventionnelle. Elle n'est mentionnée à notre connaissance que dans certains documents de planification de la ville de New York. L'hypothèse de l'*Open Space Ratio* pour investiguer la relation densité-végétalisation m'est apparue en m'apercevant que des architectes avaient tendance à promouvoir la « densité qualitative » de leurs projets en évoquant un rapport entre surfaces de planchers construits à vocation de logements privés et surface d'espaces publics disponibles (qu'elles soient extérieures ou de planchers à usage de services). Finalement, l'OSR est simplement le rapport entre des surfaces d'espaces extérieurs potentiellement végétalisables et des surfaces de planchers construites utilisables comme logements, une simple mesure de proportionnalité évaluant, au fond, un « approvisionnement en espaces extérieurs ». Il se rapproche ainsi des mesures proposées par l'OMS visant à préconiser une surface d'espace vert. Par exemple, avec un objectif de 10m² de végétation minimum par personne, si l'on part du principe que l'intégralité de l'espace non bâti est végétalisé et qu'une personne dispose de 30m² de surface de plancher habitable, alors un *Open Space Ratio* de 0,3 satisfait la préconisation de végétalisation. En d'autres termes, un OSR de 0,5 signifie que si un appartement de 100m² de surface plancher est

construit, alors il devait être associé à une quote-part de 50m² d'espaces extérieurs non bâtis. A densité urbaine égale, un OSR élevé va donc orienter la morphologie à limiter l'emprise au sol du bâti et s'élever en hauteur. L'OSR peut facilement se construire d'après les coefficients traditionnellement utilisés dans la réglementation urbaine à l'échelle de la parcelle : CES (coefficient d'emprise au sol du bâti) et COS (coefficient d'occupation des sols, c'est-à-dire la densité urbaine). Ce qui souligne l'importance de métriques intégratives pour sortir de l'impasse de réglementations régulant de manière indépendante les deux composantes.

Les mentions de l'*Open Space Ratio* sont très rares dans la littérature scientifique, et décrivent en fait une métrique qui devrait plutôt être dénommée *Open Space Coverage* ou *Ground Space Index* car le Ratio est plutôt réservé dans les métriques à celles qui sont rapportées à une autre dimension que la surface de la parcelle, généralement les surfaces de planchers (comme le *Floor Area Ratio* : la densité urbaine). Une mention très récente, dans la figure d'un article (Colding et al. 2022b, **Figure 5-21**), a aussi attiré notre attention pendant que nous rédigeons nos analyses sur l'*Open Space Ratio* et semblerait être conforme à la définition que nous adoptons, identique aux documents de planification de la ville de New York (sans que nous ne puissions le confirmer).

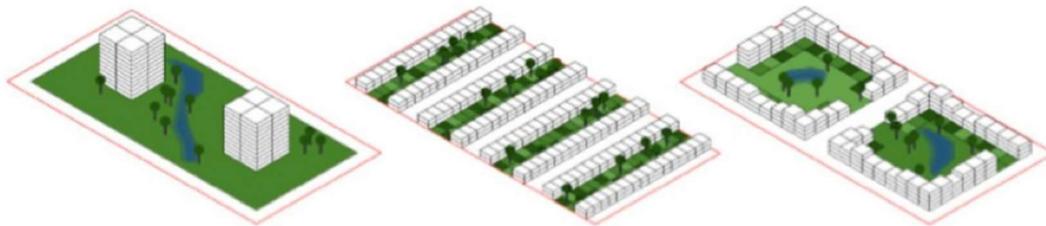


Figure 4. Three urban types (point, street, and perimeter block) with the same density (floor space index = 0.75) display differences in other density measures, as revealed in spacematrix analysis (e.g., ground space index, building height, open space ratio), as well as differences in green space ratio and parcel density (i.e., institutional configuration).

Figure 5-21 : Une mention de l'Open Space Ratio, illustrant la variabilité des formes urbaines à densité égale.

Conclusion chapitre 5

Les stratégies de développement urbain manquent aujourd'hui de repère clair pour concilier et naviguer entre les multiples enjeux des formes urbaines lié aux problématiques d'étalement urbain, d'habitabilité des villes, de biodiversité et de production urbaine bas carbone. Cette problématique est cuisante dans les grandes métropoles qui font face aux limites du modèle de métropolisation, dans un contexte d'intensification du changement climatique qui induit des vulnérabilités inédites pour ces territoires.

Face à ce constat, la réglementation tente d'innover pour imposer certaines limites aux nouvelles opérations d'aménagement. Ainsi, récemment, des outils réglementaires appelés coefficients de biotope par surface (également appelé coefficient de surface éco-aménageable, de végétalisation, de plein sol, etc...) ont émergé comme une stratégie de planification à l'échelle de la parcelle pour garantir une part minimale de végétation dans chaque nouvel aménagement urbain. Cependant, les valeurs actuelles sont souvent fixées en fonction des opinions et croyances des planificateurs plutôt que sur des études de données et d'impact. Ce manque d'évaluation peut conduire à efficacité réduite.

De plus, dans l'état actuel des connaissances, concilier la densité et la végétalisation reste une question à élucider. Le manque d'études systématiques sur la morphologie urbaine et les avantages environnementaux a été mis en évidence et appelle à l'étude de métriques morphologiques fines. Cependant, les directives opérationnelles pour les formes urbaines avec une évaluation basée sur les données de l'équilibre durabilité-habitabilité manquent à ce jour. Parmi les métriques de forme urbaine, nous proposons d'évaluer l'*Open Space Ratio* (*Open Space Ratio* : OSR, défini comme le rapport de la surface non bâtie à la surface de plancher totale) en tant qu'indicateur potentiel pour identifier des points de bascule liés à la biodiversité et à la capacité des services écosystémiques, car cette métrique pourrait traduire à la fois la couverture en espaces ouverts et les pressions potentielles d'usages qu'ils subissent. L'OSR pourrait donc représenter une métrique prometteuse de « densité qualitative » pour équilibrer la densité tout en maintenant un niveau élevé et durable de végétalisation.

CHAPITRE 6 - Morphologies urbaines écologiques : le besoin d'un référentiel opérationnel.

Introduction du chapitre 6

Dans l'état actuel des connaissances, concilier la densité et la végétalisation pour orienter les formes urbaines vers une réelle soutenabilité reste une question à élucider. Il devient crucial de réaliser une évaluation quantitative du supposé dilemme entre densité et végétalisation, intégrant de manière systémique la morphologie urbaine avec des métriques détaillées et appropriables par les praticiens. Cet examen approfondi soutiendrait l'efficacité des politiques pour atteindre la résilience urbaine et fournir des directives morphologiques « clé en main » facilitant l'engagement des praticiens.

Parmi les métriques de forme urbaine, nous proposons de tester la pertinence d'une métrique qui n'as pas bénéficié d'évaluation à ce jour. L' *Open Space Ratio* (*Open Space Ratio* : OSR, défini comme le rapport de la surface non bâtie à la surface de plancher totale) pourrait permettre d'identifier des points de bascule liés à la biodiversité et à la capacité des services écosystémiques, car cette métrique pourrait traduire à la fois la couverture en espaces ouverts et les pressions potentielles d'usages qu'ils subissent. L'OSR pourrait donc représenter une métrique prometteuse de « densité qualitative » pour équilibrer la densité tout en maintenant un niveau élevé et durable de végétalisation.

L'objectif de l'étude présentée dans ce chapitre est en premier lieu d'investiguer le paradoxe de la densification et de la végétalisation en menant une évaluation systémique de l'importance de la densité urbaine, la morphologie urbaine et l'aménagement paysager. Ce cadre d'analyse approfondie permet de modéliser la végétalisation des parcelles dans une perspective globale, permettant de dépasser l'impasse du dualisme densité-végétalisation et de fournir des directives opérationnelles. Identifier des points de bascule écologiques dans la morphologie urbaine serait essentiel pour façonner la morphologie urbaine et préconiser des réglementations efficaces, guidant les villes vers une morphologie urbaine sûre et soutenable. Cette étude pourrait constituer un levier de connaissances opérationnelles essentiel pour guider les transformations urbaines soutenables.

L'adoption de nouvelles réglementations à l'échelle locale pourrait permettre de conserver des espaces ouverts et de les répartir équitablement, créant des opportunités pour des espaces verts florissants, concrétisant des transformations avec le souci de la justice environnementale. Nous terminerons donc ce chapitre par une mise en application des résultats pour proposer une révision du PLU de la Métropole de Lyon dont la méthodologie est transposable dans d'autres territoires.

1 Données et Méthodologie détaillée

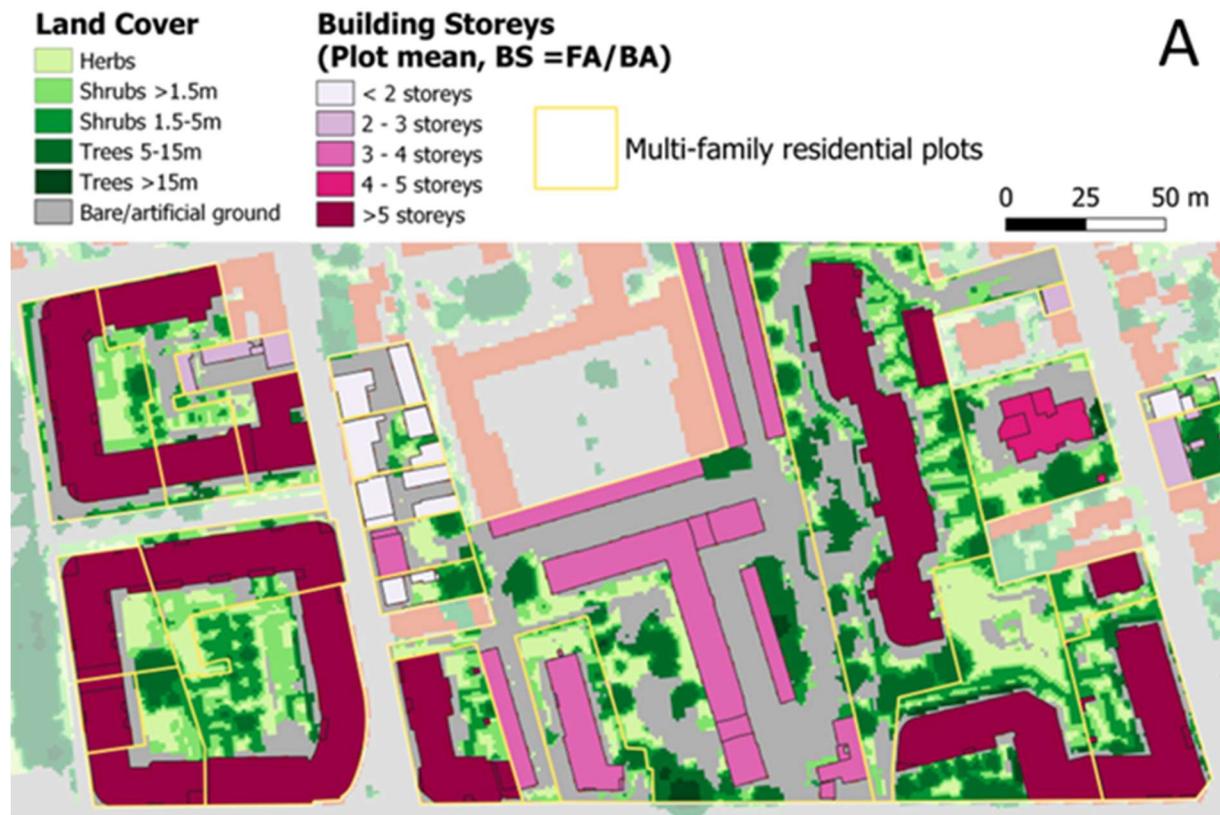


Figure 6-1 : Résumé des traitements SIG principaux : identifier l'habitat collectif, cartographier la végétation, mesurer la morphologie urbaine.

Pour l'ensemble des données produites sur cette étude, l'année de référence est 2017 car elle a été conditionnée par les images aériennes multispectrales et lidar les plus récentes permettant une cartographie à haute résolution de la végétation (Résumé des données principales en **Figure 6-1**).

1.1 Les cartes, un appui à la planification et au débat public

La planification des villes s'appuie sur des systèmes de représentations cartographiques mis en place dès le 18^e siècle. Les premières représentations détaillées du territoire avaient des objectifs à la fois économiques et militaires de contrôle du territoire et ont été commanditées par Louis XIV à la famille Cassini pour cartographier le territoire français. Cette famille de géographes s'est entourée de nombreux arpenteurs, qui ont ainsi mesuré, pendant plusieurs années, l'ensemble du territoire par triangulation. Sous l'Empire, c'est Napoléon qui exprime la nécessité de recenser les biens fonciers et leurs propriétaires afin d'évaluer le revenu des biens et des terres. Selon la méthode d'arpentage des Cassini, la parcellisation du territoire donne naissance au cadastre qui représente en France la première représentation fiscale de la géographie urbaine.

Les cartes sont produites pour visualiser des données qui peuvent éclairer la prise de décision en aménagement du territoire. Ainsi, toute carte porte en elle les ambitions et les représentations de celui qui la conçoit et la réalise. Elles ne sont par conséquent jamais neutres et représentent un point de vue partiel (au sens de [Haraway \(2020\)](#)). L'utilisation du cadastre comme unique représentation de la ville

ne permet pas de transcrire les différentes réalités urbaines qui se superposent et nécessite de produire des données contextualisées provenant de disciplines variées. La carte représente un objet frontière qui peut permettre de rassembler les scientifiques et les praticiens d'horizons divers. En facilitant l'émergence de diagnostics partagés des espaces urbains, les cartes sont de puissants outils de facilitation des prises de décision pour avancer dans les transformations urbaines.

Cependant, pour que la transformation urbaine soit inclusive et participative, il est essentiel de produire des cartes accessibles et compréhensibles par tous les citoyens. Ces cartes devraient non seulement représenter la répartition des propriétés ou des richesses, mais aussi intégrer des éléments socio-écologiques de la condition urbaine, tels que les espaces verts, les espaces à vocation sociale ou les infrastructures communautaires. En rendant visibles ces aspects concrets de la vie en ville, on permet une meilleure compréhension des dynamiques urbaines par les citoyens. De plus, la création participative de cartes peut aussi favoriser l'appropriation citoyenne, mais aussi être des outils fédérateurs dans les luttes environnementales (Bourgeois et al. 2022). Aussi, en impliquant les habitants dans le processus de cartographie, en leur permettant de contribuer avec leurs connaissances locales et leurs perceptions, on enrichit la carte avec des données qualitatives qui reflètent mieux la réalité vécue. A cet effet, les sociologues ont recours à des enquêtes mobilisant des cartes mentales afin de représenter la perception personnelle de la façon dont les habitants vivent et interagissent avec leur ville (Figure 6-2). Ces techniques permettent de capturer des informations subjectives et qualitatives, telles que les lieux de sociabilité, les espaces de repos, les zones inconfortables ou les itinéraires préférés. Dans le cadre du projet COLLECTIFS, Eloïse Bellet et Marylise Cottet ont mobilisé cette approche pour mieux comprendre les interactions des résidents avec leur espace vert et relever les enjeux de conciliation d'usages ou les dissonances pouvant exister entre les intentions et les bénéfices réels des aménagements paysagers plus favorables à la biodiversité.

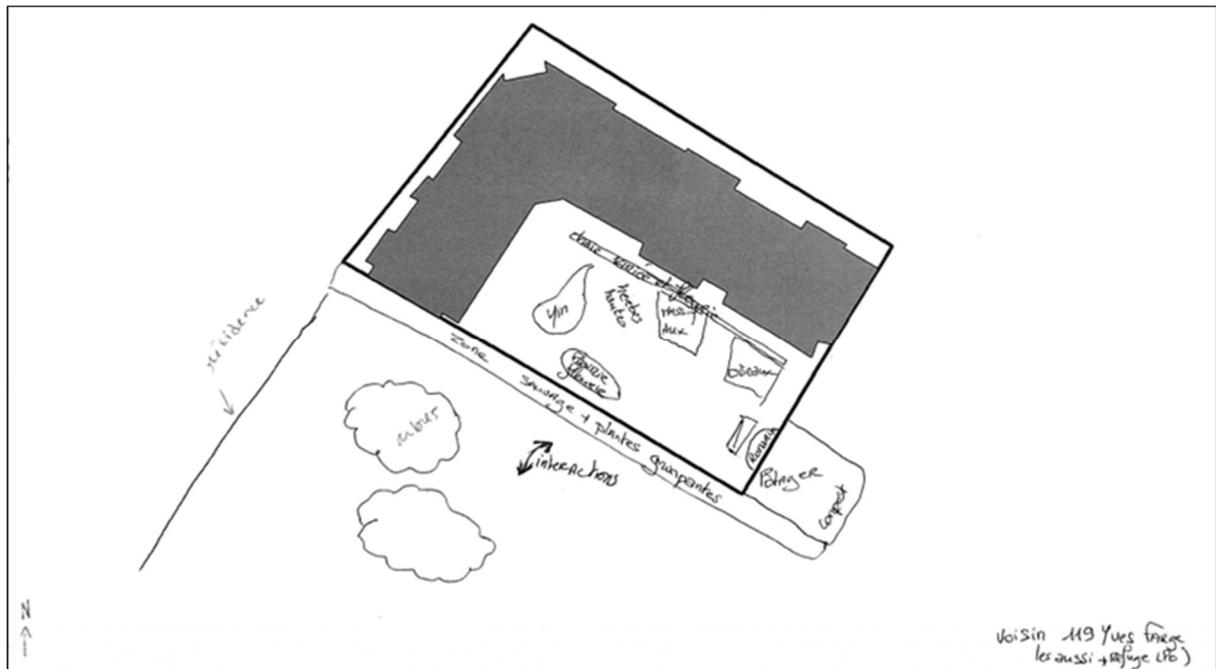


Figure 6-2 : exemple de carte mentale réalisée sur l'un des sites d'étude par un résident

Les méthodes cartographiques ayant recours à la participation bénéficient d'une légitimité renforcée pour servir de support au débat public, en offrant une base visuelle et concrète pour discuter des enjeux urbains. Elles permettent d'identifier les besoins et les priorités des communautés, de

visualiser les impacts potentiels des projets de développement et de planifier des solutions qui sont véritablement en adéquation avec les aspirations des citoyens. Enfin, en intégrant des technologies de cartographie avancées, telles que les SIG (systèmes d'information géographique), et en rendant ces outils accessibles au grand public, on peut démocratiser l'accès à l'information urbaine (**Figure 6-3**). Cette accessibilité contribue à une prise de décision plus transparente et inclusive, renforçant ainsi la résilience et la durabilité des villes.



Figure 6-3 : « Horizon des Sols » œuvre présentée dans l'exposition « Cohabiter, dans quels horizons ? » au Musée d'Art Contemporain de Villeurbanne (2023). Commissaire d'exposition : Thierry Boutonnier.

1.2 Occupation du sol

La cartographie de l'occupation du sol a été combinée à partir de diverses sources. La végétation a été identifiée par Arnaud Bellec dans son travail de thèse (Bellec 2018) par une télédétection à une résolution de 1m avec une analyse d'image basée sur des objets mobilisant la photographie aérienne. Dans un second temps, j'ai stratifié avec Fabien Commeaux cette couche de végétation en indiquant pour chaque m² la hauteur de la végétation (**Figure 6-4**). En ayant recours au LiDAR de la Métropole de Lyon disponible en *open data*, j'ai pu évaluer cette hauteur maximale en excluant les valeurs aberrantes qui apparaissent régulièrement dans le nuage de point LiDAR, par exemple à proximité des lignes électriques aériennes. En considérant que les points aberrants ne représentent pas plus de 1/20ème des points lidar mesurés chaque m², le percentile 95 a ainsi été utilisé pour relever la hauteur maximale de la végétation. Cette donnée de hauteur continue, d'une précision centimétrique, a ensuite été discrétisée en 5 classes de hauteur de végétation représentant les strates herbacées, les buissons, les arbustes, les petits arbres et les grands arbres. Les seuils entre ces différentes classes ont été fixés en tenant compte de plusieurs considérations. L'enjeu est ici de délimiter des entités « naturelles » et faisant sens commun, cependant la valeur exacte des seuils entre les classes reste d'une importance secondaire car l'enjeu de l'étude est de mesurer des indices de diversité paysagère qui sont relativement peu sensibles au positionnement exact du seuil. Sur les données LiDAR observées, les prairies herbacées les plus hautes ont un percentile 95 qui ne dépasse pas 50cm car les zones herbacées ont peu de feuilles à plan horizontal susceptible d'intercepter le faisceau LiDAR. Nous avons donc positionné un seuil entre les zones herbacées et les buissons à 50cm. Ensuite, nous avons fixé un seuil à 150cm pour distinguer les buissons des arbustes car cette hauteur structure fortement le paysage urbain en distinguant les trames de végétation qui occultent la vue. Ensuite, nous avons fixé un seuil à 5m pour distinguer les arbustes des petits arbres. Les grands arbres ont enfin été définis pour une

hauteur dépassant 15m. Comme toute opération de discrétisation de données continues, une perte d'information permet d'alléger et rendre manipulable le jeu de donnée, qu'il s'agisse pour des finalités de représentation cartographique ou de calcul de métriques paysagères.

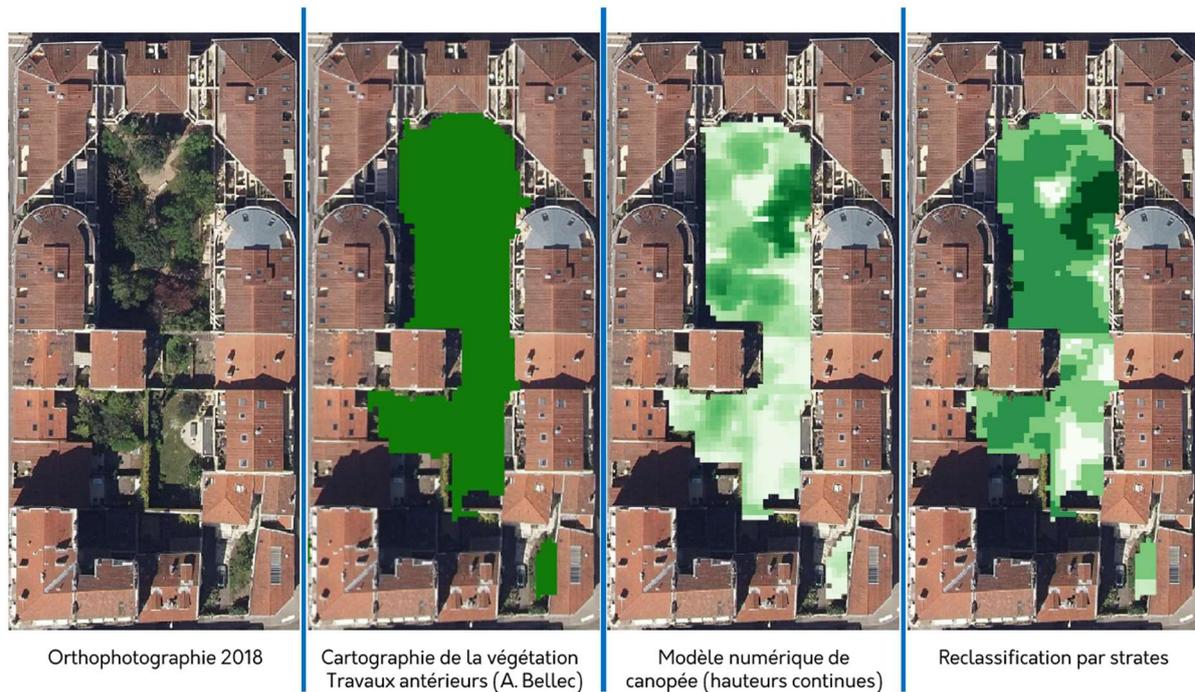
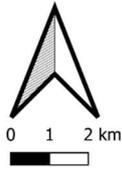


Figure 6-4 : étapes successives de la détection de la végétation, sa mesure de hauteur et sa stratification en 5 classes.

De plus, la végétalisation des parcelles que nous avons retenue exclut les toitures végétalisées, pour fournir un indicateur objectif des sols végétalisés, fournissant des services écosystémiques plus étendus, résilients et frugaux en termes d'énergie et technicité. Il convient de noter que la méthode d'identification de la végétation par vue satellite ne permet pas d'inférer les caractéristiques des sols (plein sol VS sol imperméabilisé) en raison du masquage possible par le houppier des arbres. L'emprise au sol des bâtiments a été obtenue d'après les données BD TOPO de l'IGN. Toutes les surfaces qui n'étaient ni construites ni couvertes par de la végétation ont été classées comme sol nu/artificialisé. Enfin, le RPG agricole, bien que sa complétude ne soit pas parfaite, a permis d'offrir des informations pour classer les zones agricoles selon leur forme et usage en distinguant les cultures des prairies. Ces données ont permis de construire une carte d'occupation du sol à une résolution de 1m² pour une métropole entière (Figure 6-5). Ces données ont permis de produire des cartes statistiques sur le taux brut (sans distinguer les zones cadastrées ou non) de végétalisation des quartiers (Figure 6-6). La carte d'occupation des sols à large échelle offre aussi une perspective intéressante pour rendre plus lisibles les morphologies urbaines, qui sont parfois moins faciles à appréhender visuellement depuis des photographies aériennes (Figure 6-7).



Occupation du Sol Résolution 1m² Métropole Grand-Lyon

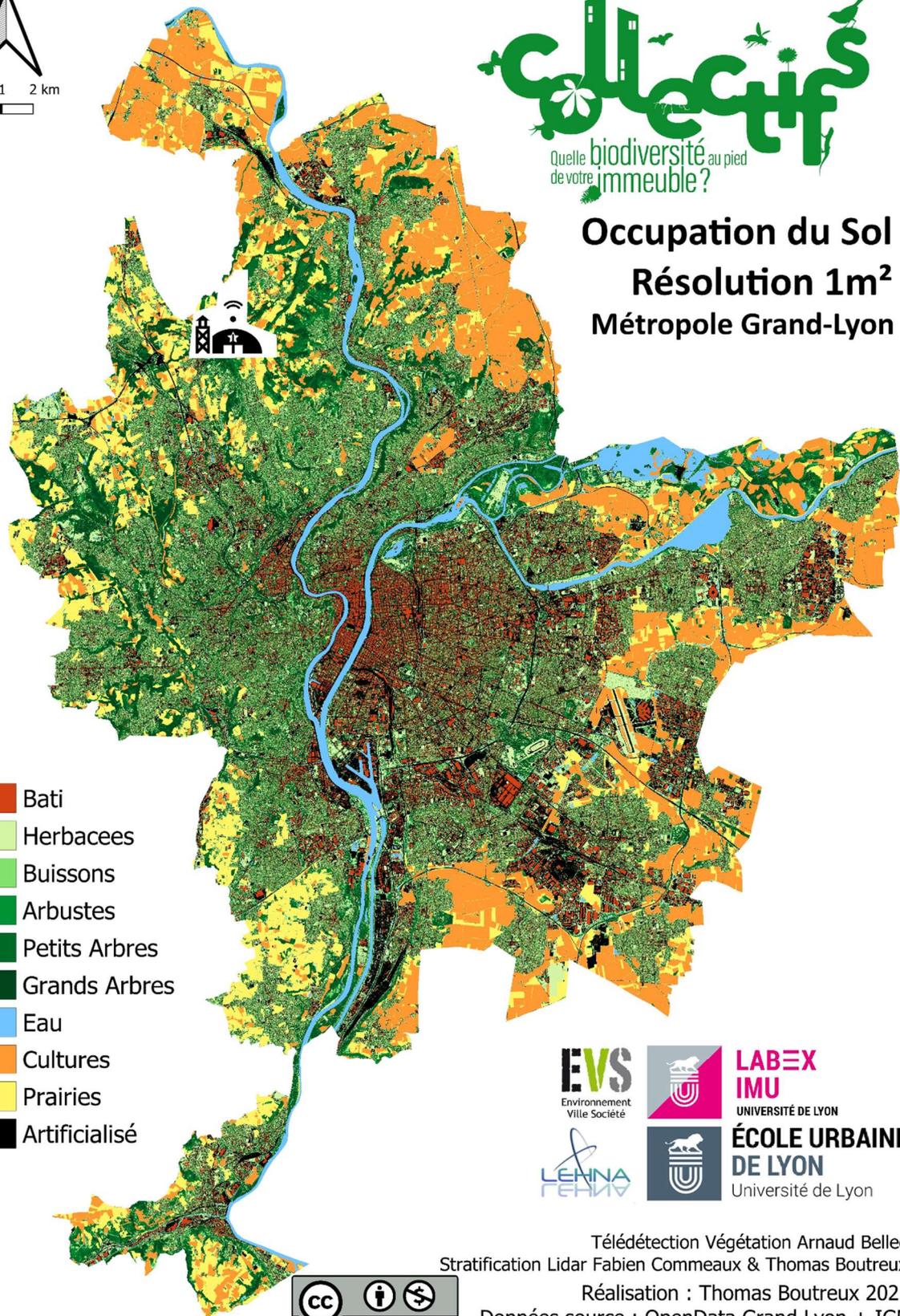


Figure 6-5 : Carte de l'occupation du sol du territoire, résolution 1m.

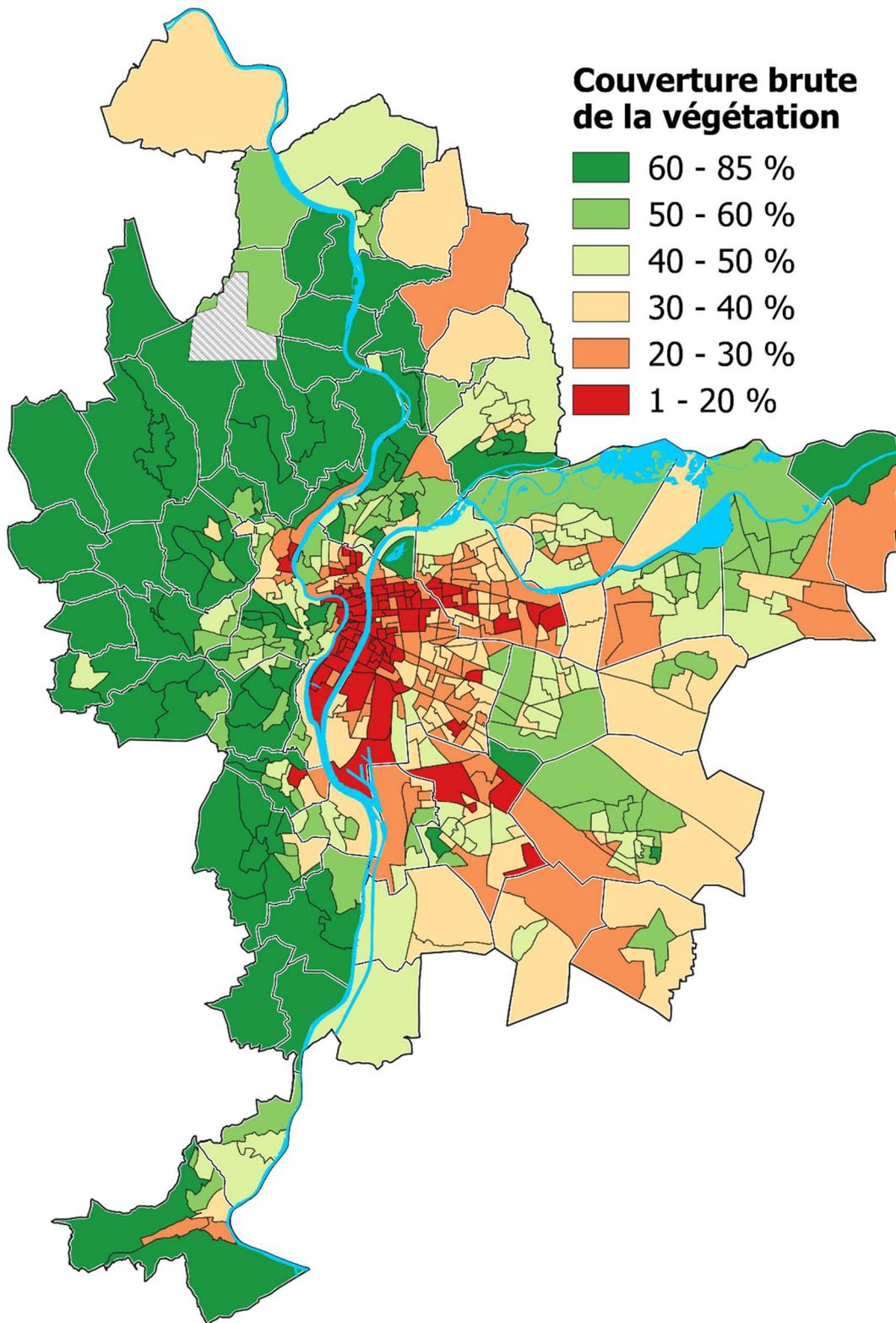


Figure 6-6: Carte du taux brut de végétation par quartier IRIS (INSEE) d'après la carte d'occupation des sols.

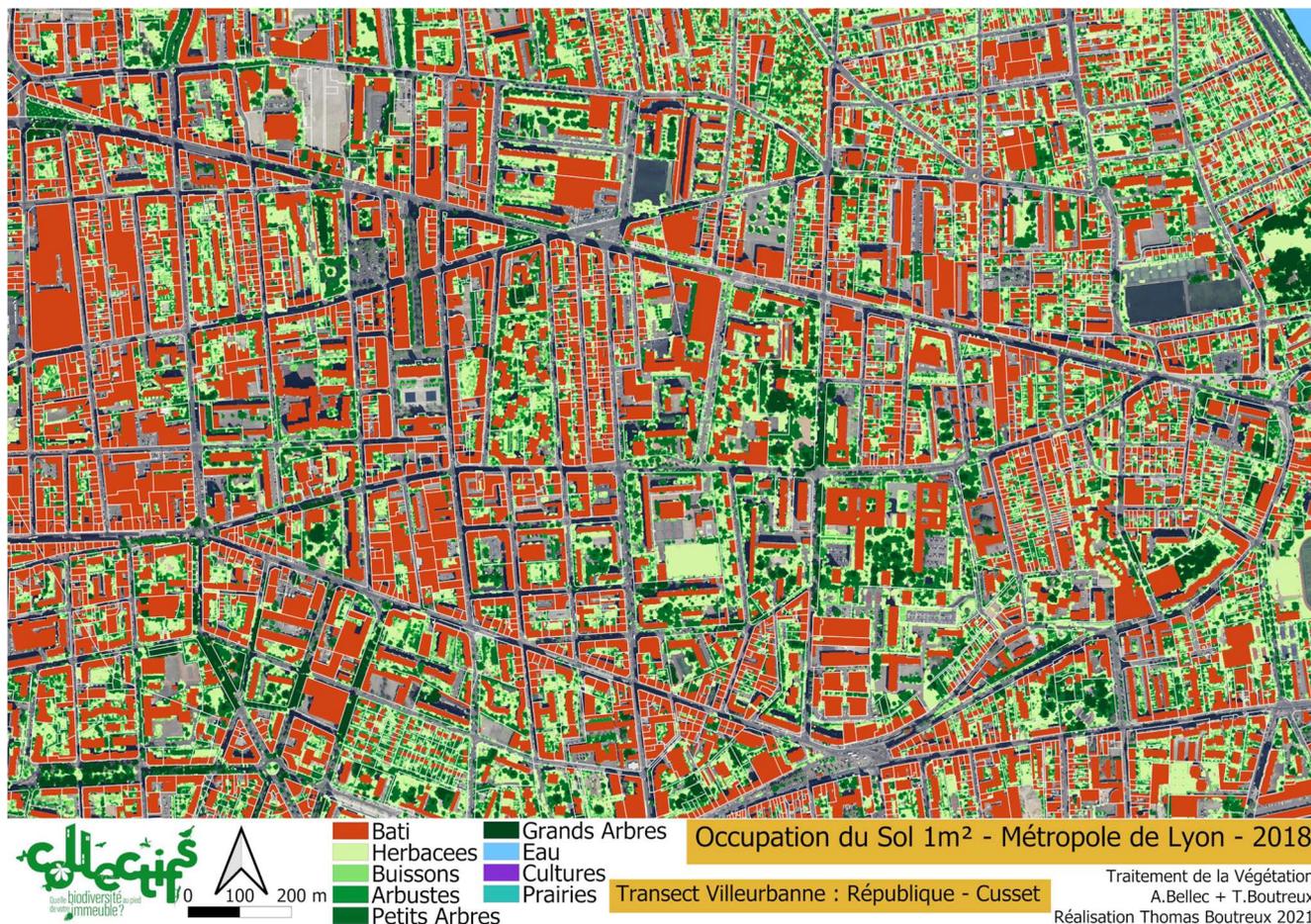


Figure 6-7 : Carte de l'occupation du sol de la végétation et du bâti, détail à l'échelle d'un quartier

Afin de nous inscrire dans les enjeux relevés plus haut pour les approches participatives de l'aménagement urbain, nous avons déposé en *open data* ces données (Open Data Grand-Lyon 2022). Pour faciliter l'appropriation du public, nous avons développé une page web proposant la carte en consultation dynamique, permettant de zoomer en n'importe quel lieu de la métropole. Nos efforts pour diffuser les données et faciliter l'appropriation de ce travail ont été reçus avec un large enthousiasme, en témoigne une publication sur le réseau social professionnel LinkedIn qui a atteint plus de 100.000 consultations et 1.500 réactions en 2 semaines (**Figure 6-8**).

Thomas Boutreux
 Recherche-Action en Écologie Urbaine | Médiation | Gestion de la Biodiversité
 2 sem. • Modifié •

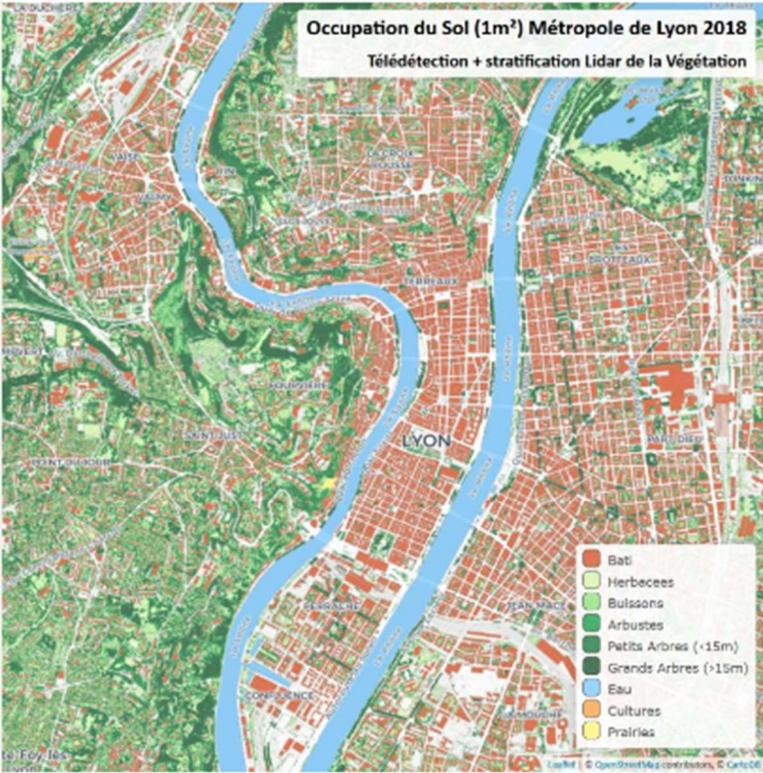
Notre carte de la Végétation et de l'Occupation du Sol de la **Métropole de Lyon** est en ligne !
<https://lnkd.in/dCVnBdyd>
 Explorez et consultez librement 🌐
 Végétation en 5 strates 🌳
 1m² Très Haute Résolution 🗺️

Pour un urbanisme écologique, quoi de mieux que de disposer d'une connaissance fine du territoire tout comme des parcelles aménagées ? 🏡
 🌿 Il s'agit de notre base de travail pour investiguer les équilibres possibles entre les injonctions de densification et de végétalisation à l'échelle d'une Métropole, pour des prescriptions d'urbanisme établies avec justesse.

Un travail de longue haleine d'après l'Open Data du Grand Lyon (photo aérienne + Lidar) initié par **Arnaud BELLEC** pour la primo-détection de la végétation, que j'ai pu poursuivre avec **Fabien Commeaux** pour la stratification au Lidar.

Nous sommes heureux de mettre à disposition ce travail pour toutes celles et ceux se soucient de la biodiversité et du cadre de vie dans l'aménagement urbain... la donnée brute sera bientôt disponible en ligne, nous vous tiendrons au courant !

LabEx IMU - Intelligences des Mondes Urbains
École Urbaine de Lyon
CNRS - Centre national de la recherche scientifique



Thierry Duteuil et 1591 autres personnes
 87 commentaires · 67 partages

J'aime Commenter Partager Envoyer

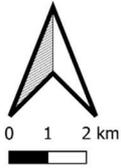
100 178 vues de votre post dans le fil

Figure 6-8 : Communication sur le réseau professionnel LinkedIn : la carte de végétation à haute résolution et la mise à disposition ouverte des données rencontre un grand enthousiasme.

1.3 Cartographie de la densité bâtie

De nombreux indicateurs de morphologie urbaine ont émergé grâce à la disponibilité récente de bases de données de qualité à grande échelle, renforçant l'intérêt des chercheurs pour les bâtiments⁸⁷. L'ensemble des métriques morphologiques utilisées dans cet article est répertorié et illustré dans les Figures Supplémentaires 1 & 2 de l'article (Boutreux et al. 2024) présenté plus loin dans cette partie. L'étude de la densité et de la morphologie a nécessité des informations sur les surfaces de plancher, fournies également par le jeu de données fiscales à l'échelle des parcelles du CEREMA. La densité a été calculée selon le Ratio de Surface de Plancher (FAR) (Barr & Cohen 2014) (**Figure 6-9**). La morphologie a été évaluée par l'*Open Space Ratio* (OSR), un indice plus qualitatif de la densité qui exprime l'équilibre entre l'espace ouvert non bâti et les surfaces de plancher.

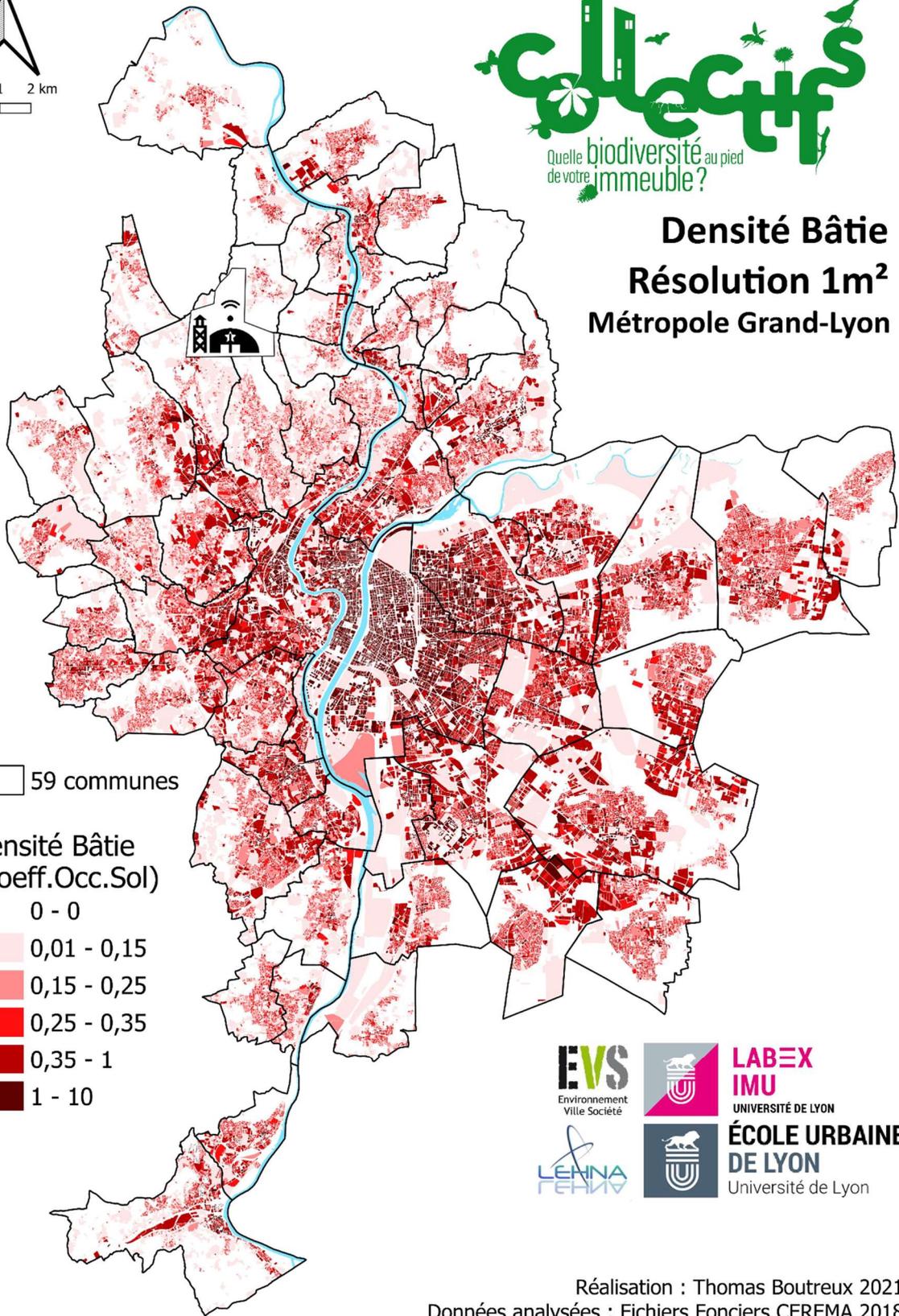
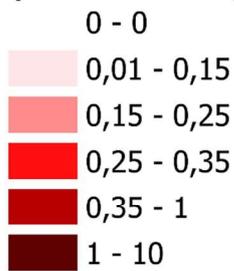
Les dynamiques de densification et d'évolution de la morphologie des opérations d'aménagement ont été illustrées à partir du même jeu de données fiscales à l'échelle des parcelles du CEREMA (CEREMA, 2023), qui fournit les surfaces de plancher, leur typologie d'usages et leur année de construction, permettant ainsi de calculer la densité et d'autres métriques morphologiques et de les retracer dans le temps. L'évolution de la morphologie et de l'occupation du sol dans les espaces résidentiels en habitat collectif a été illustrée à travers les parcelles existant encore en 2017 (**Figure 6-10**) et montre que la densité FAR (plus connu comme le coefficient d'occupation des sol, COS, en France), l'OSR et le coefficient d'emprise des bâtiments (plus connu comme le coefficient d'emprise au sol, CES, en France) ont des tendances relativement coordonnées à la hausse et à la baisse au fil du temps, tandis que le nombre d'étages des bâtiments suit une tendance distincte qui augmente globalement jusqu'aux années 2000, puis diminue et se stabilise. La végétalisation diminue drastiquement pour les aménagements réalisés au cours des 10 dernières années tandis que le plus haut niveau de végétalisation des parcelles est atteint pour les constructions des années 1980. Si l'on observe uniquement les parcelles en habitat collectif (**Figure 6-11**), dont la méthode d'identification sera présentée dans la partie suivante, on constate que la densité moyenne des opérations, agrégée à l'échelle des quartiers IRIS définis par l'INSEE, suit une logique concentrique, avec la présence de « satellites » autour de cette polarité centrale, constitué par les quartiers de grands ensembles excentrés comme Rillieux la Pape, la Duchère, Le Mas du Taureau, les Minguettes ou Bel Air.



Densité Bâtie Résolution 1m² Métropole Grand-Lyon

59 communes

Densité Bâtie
(Coeff.Occ.Sol)



Réalisation : Thomas Boutreux 2021
Données analysées : Fichiers Fonciers CEREMA 2018

Figure 6-9 - Carte des données brutes de densité à l'échelle de la parcelle. Discretisation des données selon une classification par quantiles (Densité de parcelle médiane = 0,25).

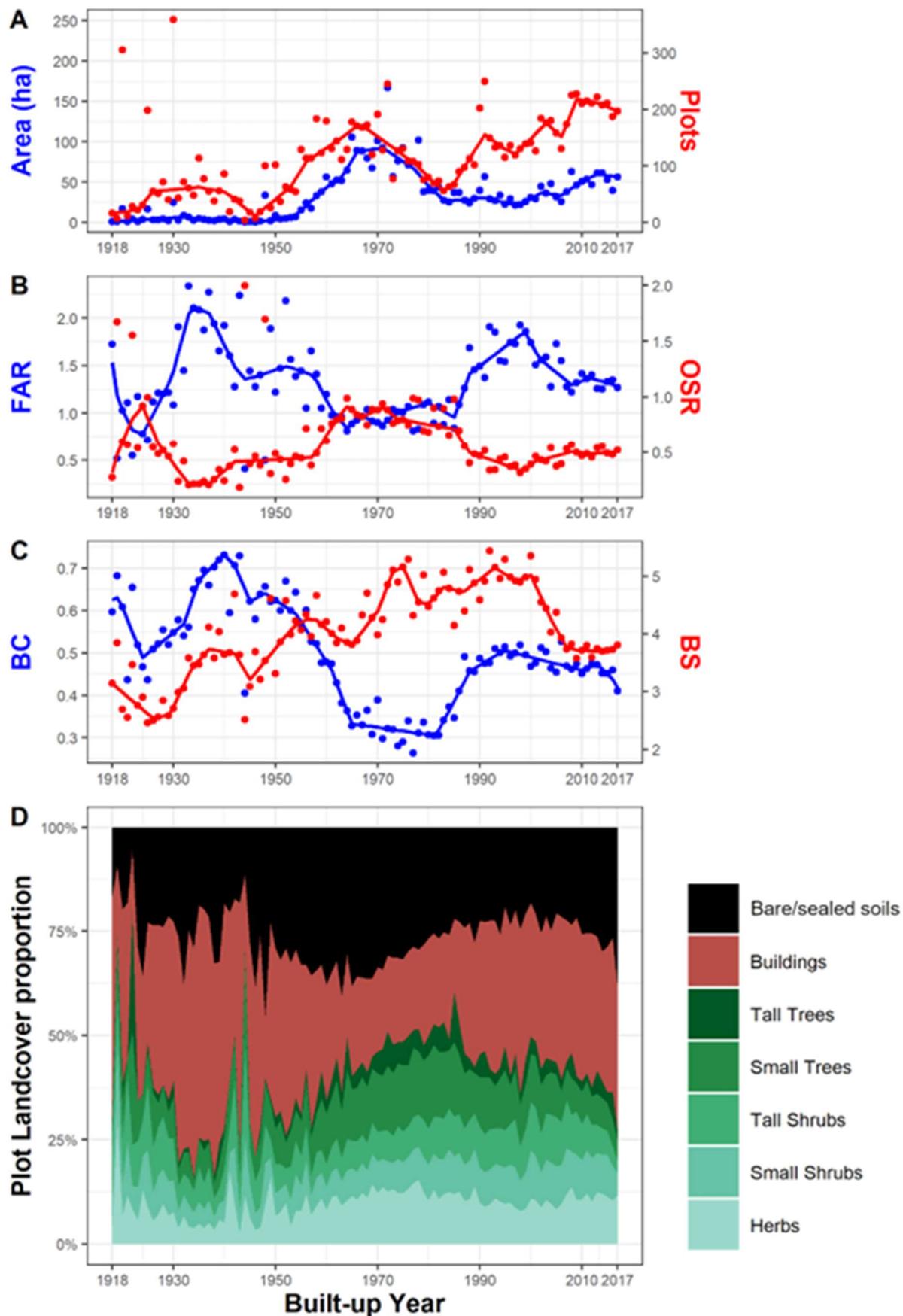


Figure 6-10 : Evolution des dynamiques de construction, de la morphologie urbaine et de l'occupation au sols des opérations en habitat collectif, Métropole de Lyon (1918-2017). FAR : Densité urbaine, OSR : *Open Space Ratio*, BC : Coefficient d'emprise au sol du bâti, BS : Nombre d'étages moyen des bâtiments sur la parcelle.

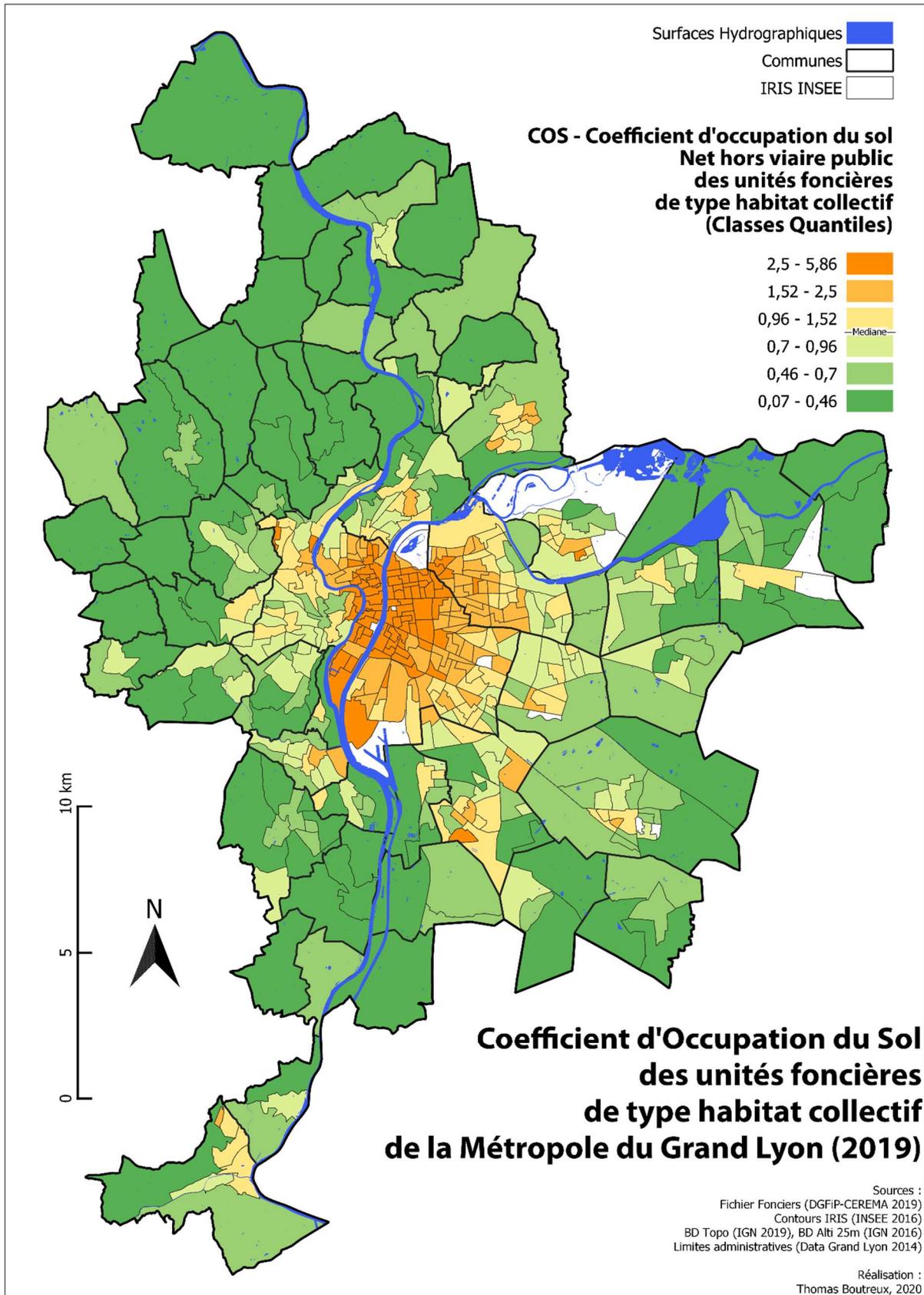


Figure 6-11 - Densité urbaine moyenne des parcelles en habitat collectif, à l'échelle des quartiers IRIS (INSEE). Discretisation des données selon une classification par quantiles (valeur de densité médiane du quartier = 0,96).

2 Caractérisation foncière de l’habitat collectif sur la Métropole de Lyon

2.1 Critères d’identification des unités foncières

La définition de l’habitat collectif utilisée dans cette étude pour identifier les parcelles étudiées est la suivante : ≥ 3 appartements, $>70\%$ des logements sont des appartements et $>70\%$ de la surface de plancher est à usage résidentiel. Ces critères sont identiques à ceux définis par l’Atlas du Tissu Urbain dans la région parisienne (Delaville et al. 2020). Les parcelles (c’est-à-dire « unité de propriété foncière » qui est l’agrégation de parcelles adjacentes appartenant au même propriétaire) ont été extraites du jeu de données fiscales foncières (Fichiers Fonciers, Table Unifiée du Parcellaire) distribué par le Centre d’Études et d’Expertise sur les Risques, l’Environnement, la Mobilité et l’Aménagement (CEREMA). Cet ensemble d’habitat collectif de la région métropolitaine de Lyon représente 20 906 parcelles et compte pour 98 % des appartements (76 % de l’ensemble du parc de logements). Parmi cet ensemble, seules les parcelles construites au cours des 100 dernières années (1917-2017) ont été sélectionnées pour effectuer des analyses statistiques représentatives des pratiques modernes actuelles d’aménagement urbain et de construction. Les 11 593 parcelles ainsi étudiées couvrent 3 400 ha et 460 000 logements, représentant 85 % de la surface foncière, 83 % des surfaces de plancher et 82 % de l’ensemble des espaces en habitat collectif précédemment défini. 99 % des parcelles étudiées comprennent des bâtiments de moins de 12 étages, ce qui est cohérent avec les enjeux de durabilité des émissions de carbone pendant la construction et le fonctionnement des bâtiments (Bohne et al. 2017; Pomponi et al. 2021).

Dans la pratique, ces critères de sélection de l’habitat collectif sont plus complexes et procèdent d’abord par exclusion des parcelles dont les usages des sols plus faciles à distinguer. En effet, il existe de nombreux cas ambigus où les critères de nombre d’appartements et d’usages des surfaces plancher précédemment définis sont remplis, bien qu’une analyse plus fine de la base de données montre qu’il s’agit de locaux d’entreprise, d’établissement hospitaliers ou scolaires, ce qui nécessite un filtre sur la typologie de propriétaires. Enfin, cette classification est finalement renforcée par une validation manuelle en parcourant la carte classifiée réalisée par l’algorithme. Cette dernière étape de validation est nécessaire pour identifier des cas ambigus flagrants qui ne peuvent être filtrés sur la base des variables disponibles. Par exemple, la cité jardin de Gerland présente une typologie de propriété relevant de la commune (ville de Lyon) sans aucune mention de bailleur social car cette réalisation historique avait été pilotée par la ville de Lyon qui n’a jamais rétro-cédé le foncier au gestionnaire des lieux.

2.2 Cartographie de l’utilisation des sols

En définissant également des critères pour identifier les autres modalités d’utilisation du sol autres que l’habitat collectif, il est possible de construire une carte complète de l’utilisation du sol de la métropole de Lyon. La typologie retenue distingue l’habitat collectif, l’habitat individuel, les espaces d’activité professionnels (entreprises, espaces commerciaux et industries), les espaces publics, les espaces agricoles.

La connaissance de la typologie de propriétaire de la parcelle est très utile pour discriminer et s’utilise en complément d’autres critères sur l’usage des surfaces planchers (habitation, professionnel)

ou du nombre et de typologie de logements (maison, appartement).

Les types de propriétés sont classés en triant la variable « catpro2 » des fichiers fonciers du CEREMA, qui est renseignée pour chaque unité foncière de la table unifiée du parcellaire. La table unifiée du parcellaire anonymisée est disponible sur demande par les unités de recherche, un dossier doit être déposé et instruit par le CEREMA. Le traitement de cette base de données impose de nombreuses corrections de géométrie des parcelles, notamment au niveau des frontières communales où ces erreurs ont dû être corrigées manuellement afin de garantir la qualité des données analysées (Figure 6-12).

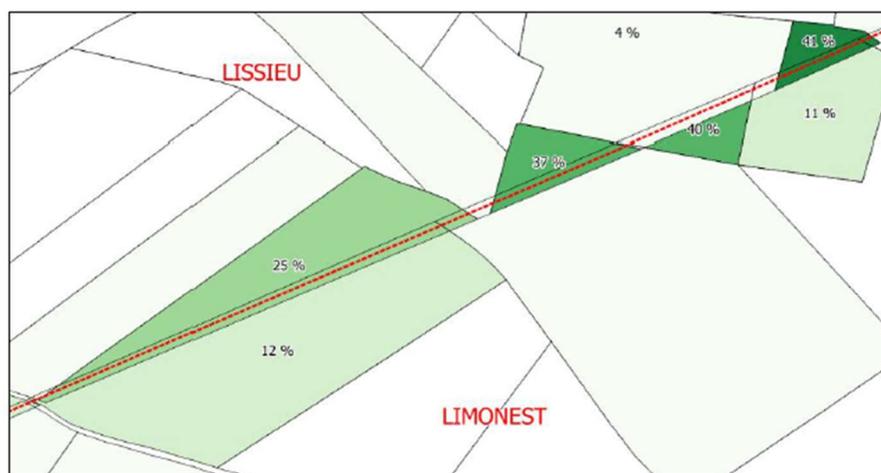


Figure 6-12 : Exemple de corrections de la géométrie des parcelles dans les fichiers fonciers (CEREMA) : les limites communales montrent des fragmentations et problèmes de raccords.

Pour produire la carte d'utilisation des sols (Figure 6-13), plusieurs étapes ont été suivies. Les données des fichiers fonciers du CEREMA ont été fondamentaux car de nombreuses données sur les nombre, type, et surfaces de locaux sont disponibles. Ces données permettent par ailleurs de produire des cartes détaillées du marché du logement (Figure 6-14 et Figure 6-15).

Dans un premier temps, des groupements de type de propriété ont été réalisés pour offrir un premier critère de tri de l'occupation du sol. Les parcelles de propriété publique regroupent les propriétés des communes, collectivités territoriales, structures intercommunales, département, région et d'État. Ces parcelles publiques incluent aussi les infrastructures d'éducation (établissements d'enseignement du primaire et secondaire, les établissements publics d'étude ou de recherche et les universités et structures d'enseignement supérieur) et les établissements de santé. Les parcelles de propriétés relevant de la typologie des espaces d'activité professionnels concernent les espaces d'activité extractive, d'activité industrielle et d'activité commerciale. Les parcelles agricoles regroupent les structures agricoles, les structures forestières, la SAFER et autres associations foncières de remembrement. Les parcelles de de propriété relevant des bailleurs de logements sociaux sont celles appartenant à des organismes de logement social. Dans un second temps, ce critère de tri sur les groupements de type de propriété a été combiné avec d'autres critères pour établir la typologie finale qui suit un processus séquentiel.

- D'abord, les unités foncières agricoles sont identifiées comme celles dont le type de propriété contient au moins un des types de propriété précédemment identifié comme

- agricole.
- Parmi les parcelles non attribuées, les unités foncières en habitat individuel sont ensuite marquées comme celles :
 - qui possèdent au moins une maison
 - et où plus de 70 % des logements sont des maisons
 - et où le ratio de la surface de planchers habités et des surfaces des dépendances incorporées aux parties principales d'habitation rapportée à la surface totale des locaux déduite de la surface totale des dépendances dépasse 70 %.
 - et où le type de propriété ne contient pas de mentions relevant des parcelles publiques ou agricoles mais contient un propriétaire de type « Personne physique » .
 - Puis, parmi les parcelles non encore attribuées, les unités foncières en habitat collectif de type copropriété sont celles :
 - contenant plus de 2 appartements
 - et où plus de 70 % des logements sont des appartements
 - et où le ratio de la surface de planchers habités et des surfaces des dépendances incorporées aux parties principales d'habitation rapportée à la surface totale des locaux déduite de la surface totale des dépendances dépasse 70 %.
 - et où le type de propriété ne contient pas de mentions relevant des parcelles agricoles ou de bailleurs de logements sociaux.
 - excluant les parcelles déjà identifiées comme activité professionnelles
 - Puis, parmi les parcelles non encore attribuées, les unités foncières en habitat collectif de type logement social sont celles :
 - contenant plus de 2 appartements
 - et où plus de 70 % des logements sont des appartements
 - et où le ratio de la surface de planchers habités et des surfaces des dépendances incorporées aux parties principales d'habitation rapportée à la surface totale des locaux déduite de la surface totale des dépendances dépasse 70 %.
 - et où le type de propriété ne contient pas de mentions relevant des parcelles agricoles mais contient un propriétaire de type bailleur de logements sociaux.
 - excluant les parcelles déjà identifiées comme activité professionnelles.
 - Les unités foncières en habitat collectif regroupent ainsi celles précédemment attribuées en copropriété ou en logement social.
 - Puis, parmi les parcelles non encore attribuées, les unités foncières publiques sont celles :
 - où le type de propriété contient un propriétaire de type public.
 - excluant les parcelles déjà identifiées comme activité agricole ou professionnelle ou habitat collectif.
 - Puis, parmi les parcelles non encore attribuées, nous ajoutons aux unités foncières en habitat individuel celles qui sont situées en lotissement comportant au moins 2 maisons comme défini au code de l'urbanisme.
 - Enfin, les parcelles non encore attribuées sont qualifiées d' « indifférenciées ».

Les unités foncières restantes sont qualifiées d'indifférenciées, elles n'ont pas pu être attribuées à la typologie précédente et sont constituées en majorité de parcelles non bâties, non publiques et sans propriétaire relevant de la typologie agricole. Elles sont souvent situées dans des zones agricoles ou forestières mais sans usage référencé au Registre Parcellaire Graphique agricole, détenues par un propriétaire privé n'exploitant pas l'espace à des fins productives. Dans d'autres cas, elles sont dans

des zones d'activités et en cours de renouvellement.

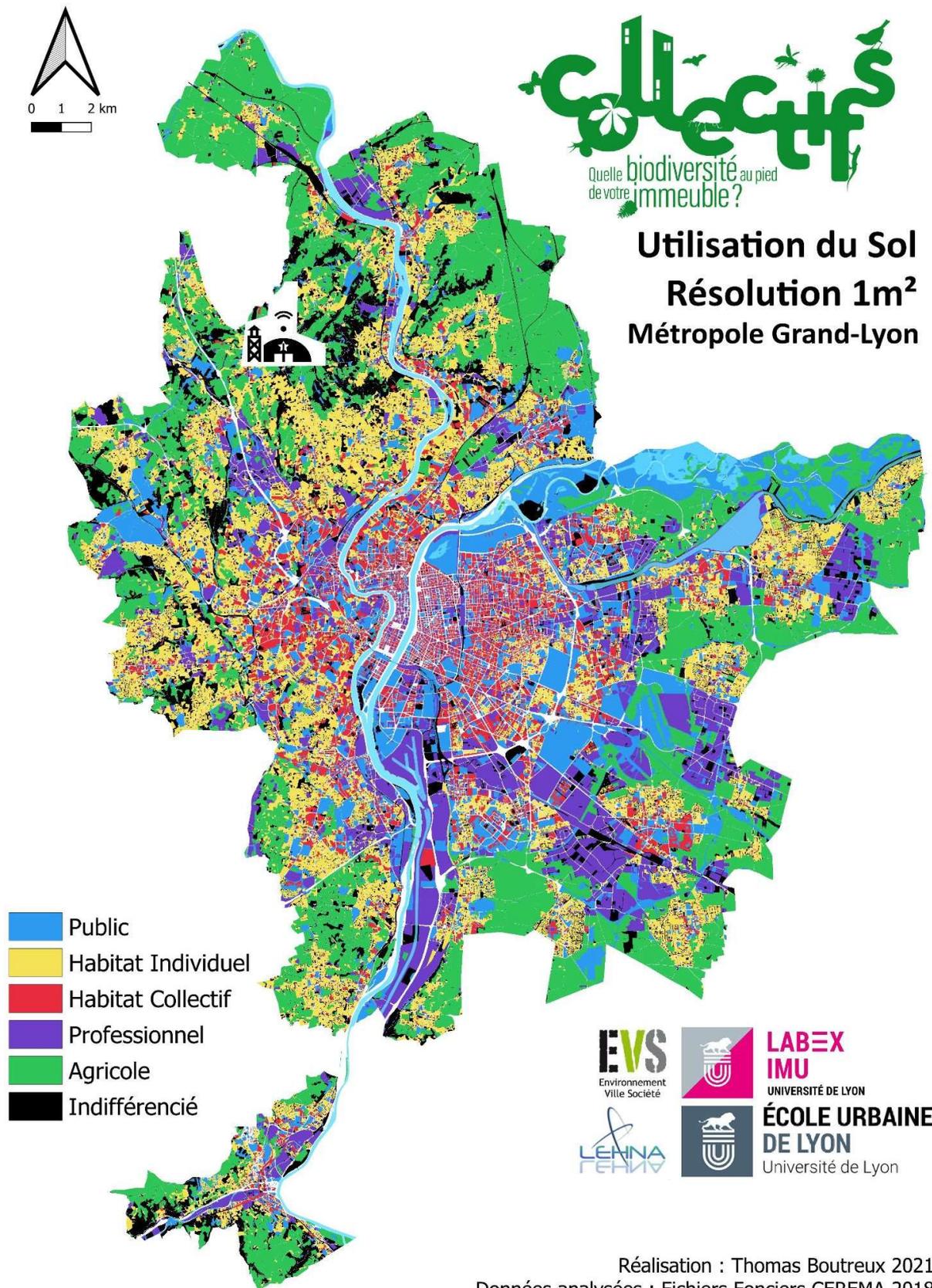


Figure 6-13 : Carte de l'occupation des sols de la Métropole de Lyon réalisée d'après les fichiers fonciers (CEREMA).

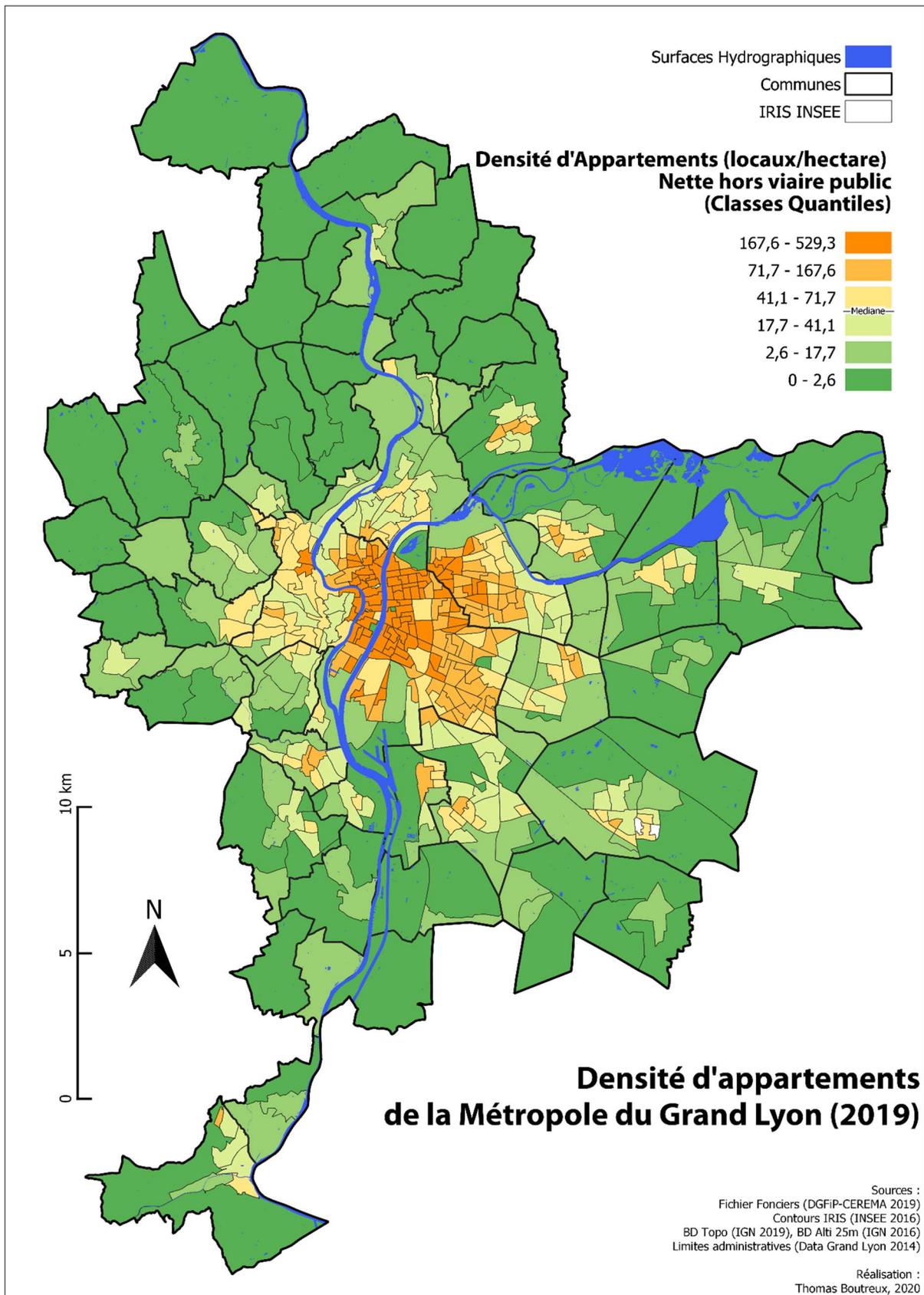


Figure 6-14 : Carte de la densité d'appartements par IRIS (INSEE).

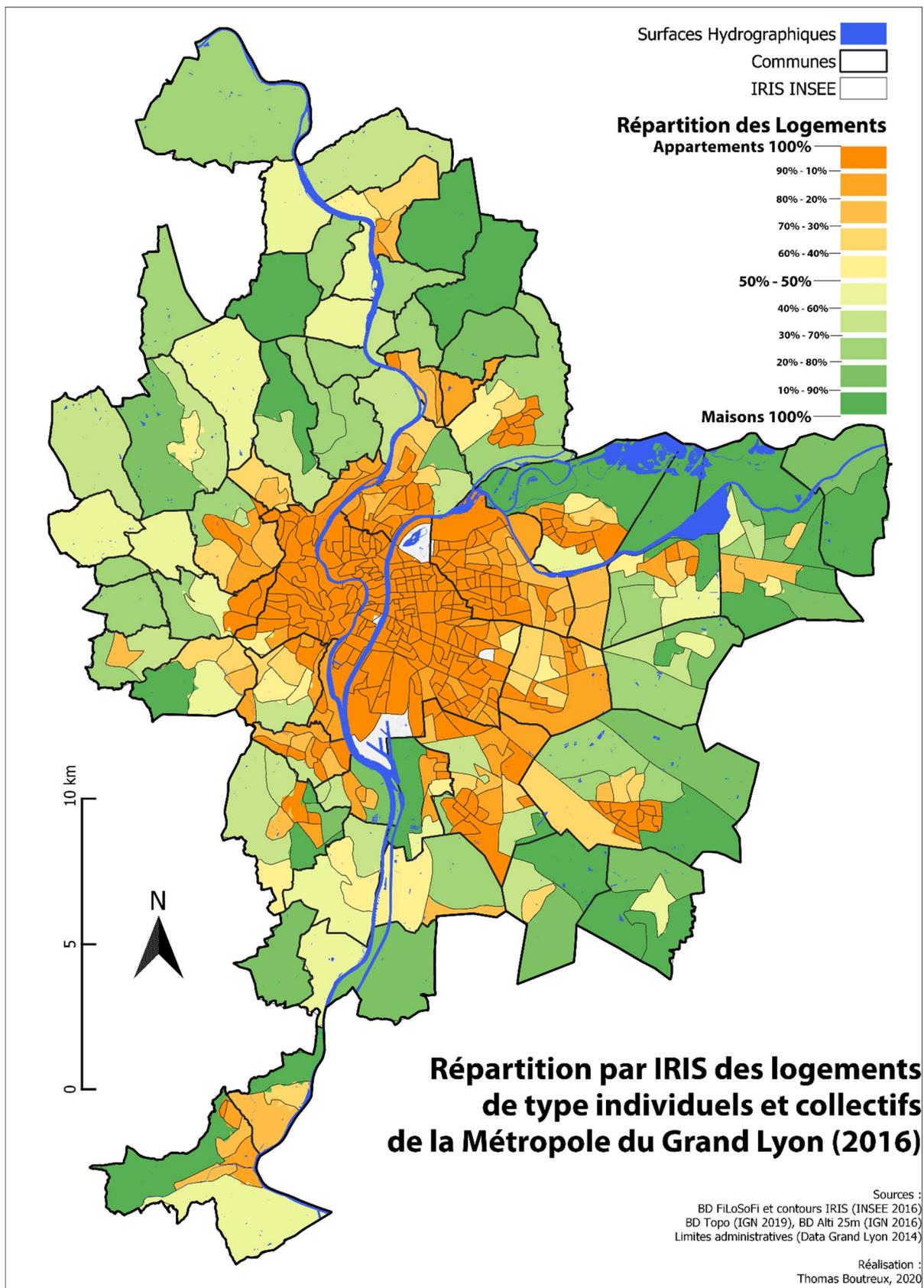


Figure 6-15 : Carte de la proportion de logements en habitat individuel ou collectif par IRIS (INSEE) sur la Métropole de Lyon. Les tons orange montrent une prédominance des appartements et les tons verts une prédominance des maisons.

3 Premières observations sur la distribution de la végétation

3.1 Occupation du sol et végétation dans les différentes utilisations du sol

Le croisement des données raster de l'occupation du sol avec l'utilisation du sol peut permettre de caractériser la composition paysagère des espaces exploités et aménagés à l'échelle d'une métropole complète, avec une précision métrique (1m²) (Figure 6-16 et Figure 6-17).

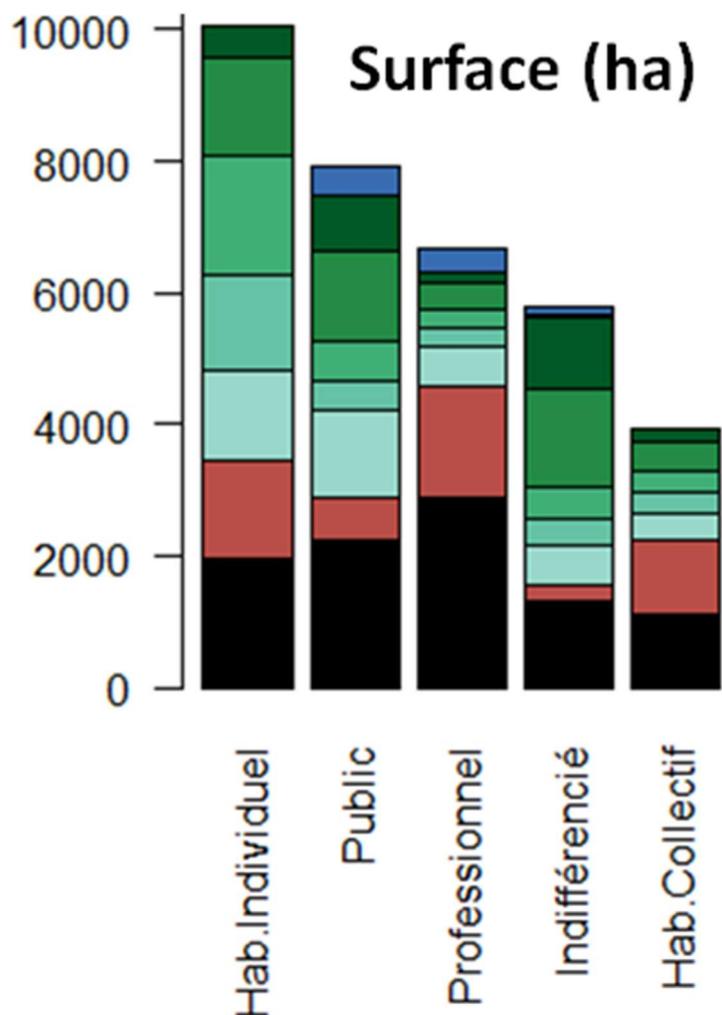


Figure 6-16 : Occupation du sol en fonction de l'utilisation des sols, la Métropole de Lyon en 2017.

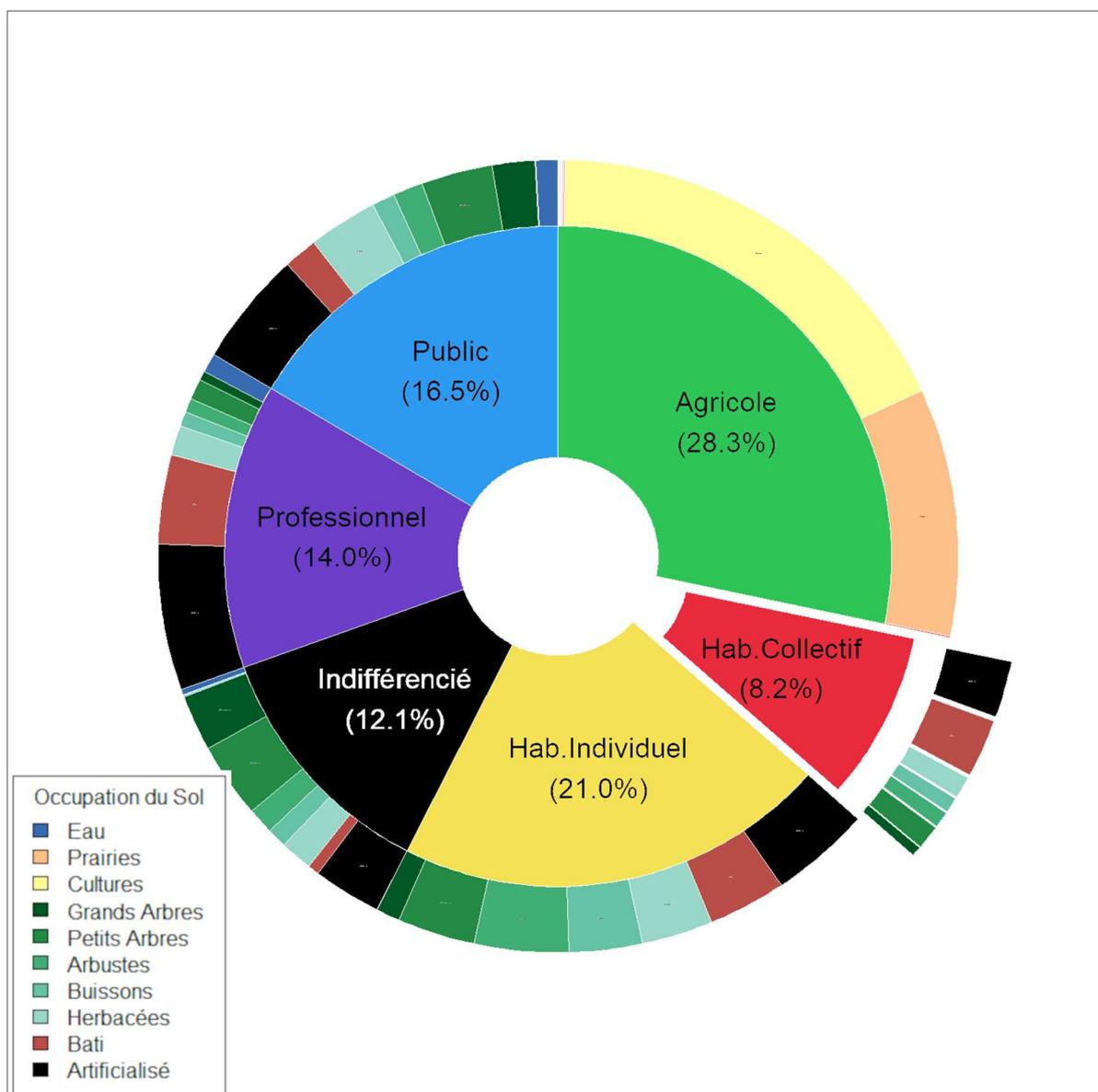


Figure 6-17 : Occupation du sol en fonction de l'utilisation du sol. L'entièreté de la surface de la Métropole de Lyon est représentée.

Les espaces résidentiels occupent 29,2 % du territoire, l'habitat individuel consomme 72 % de cet espace avec seulement 15 % des logements. L'habitat collectif consomme 28 % de l'espace avec 78 % des logements du territoire.

Les espaces agricoles couvrent 28,3 % du territoire métropolitain et sont constituées pour $\frac{2}{3}$ de cultures et $\frac{1}{3}$ de prairies. Les espaces publics et d'activité professionnelle couvrent une part similaire du territoire métropolitain, respectivement 16,5 et 14 %. Enfin, les parcelles d'utilisation indifférenciée couvrent 12,1 % du territoire métropolitain.

La part d'espaces artificialisés (bâti, sur sol imperméabilisé ou sur sol nu) est variable selon l'utilisation du sol :

- 42,9 % pour les espaces d'activité professionnelles
- 28,0 % pour l'habitat collectif et les espaces publics
- 19,4 % pour l'habitat individuel

La part des espaces végétalisés non agricoles est variable selon l'utilisation du sol :

- 25,7 % pour les espaces d'activité professionnelles
- 43,1 % pour l'habitat collectif
- 57,9 % pour les espaces publics
- 65,5 % pour l'habitat individuel

La composition paysagère c'est-à-dire la distribution des strates de végétation diffère-t-elle selon la typologie d'utilisation du sol ? Arnaud Bellec avait montré dans sa thèse (Bellec 2018) que plus de 70 % de la végétation de la Métropole de Lyon était situées sur des espaces privés, un chiffre qui avait permis de sensibiliser les politiques à l'intérêt de conduire des politiques sur les espaces privés. Cependant, on peut constater que le message s'est déformé au fil des années, comme en témoigne cette publication de 2023 qui attribue ce chiffre non pas aux espaces privés mais aux seules copropriétés (Figure 6-18) :



Bruno Bernard • 1er
Président de la Métropole de Lyon
8 h •



🌳 70% des espaces verts se situent dans les copropriétés privées et logements sociaux.

La végétalisation en centre urbain est nécessaire, mais les espaces publics ne suffiront pas !

👉 C'est pour cela que nous finançons la végétalisation des copropriétés volontaires !



Figure 6-18 : En réalité, 70% de la végétation concerne les espaces privés (résidentiels, professionnels) en excluant les espaces agricoles, mais l'information s'est dénaturée en fil du temps, en témoigne cette publication 4 ans après la production de la donnée par Arnaud Bellec (2018).

Métropole de Lyon : Répartition de la végétation hors zones agricoles

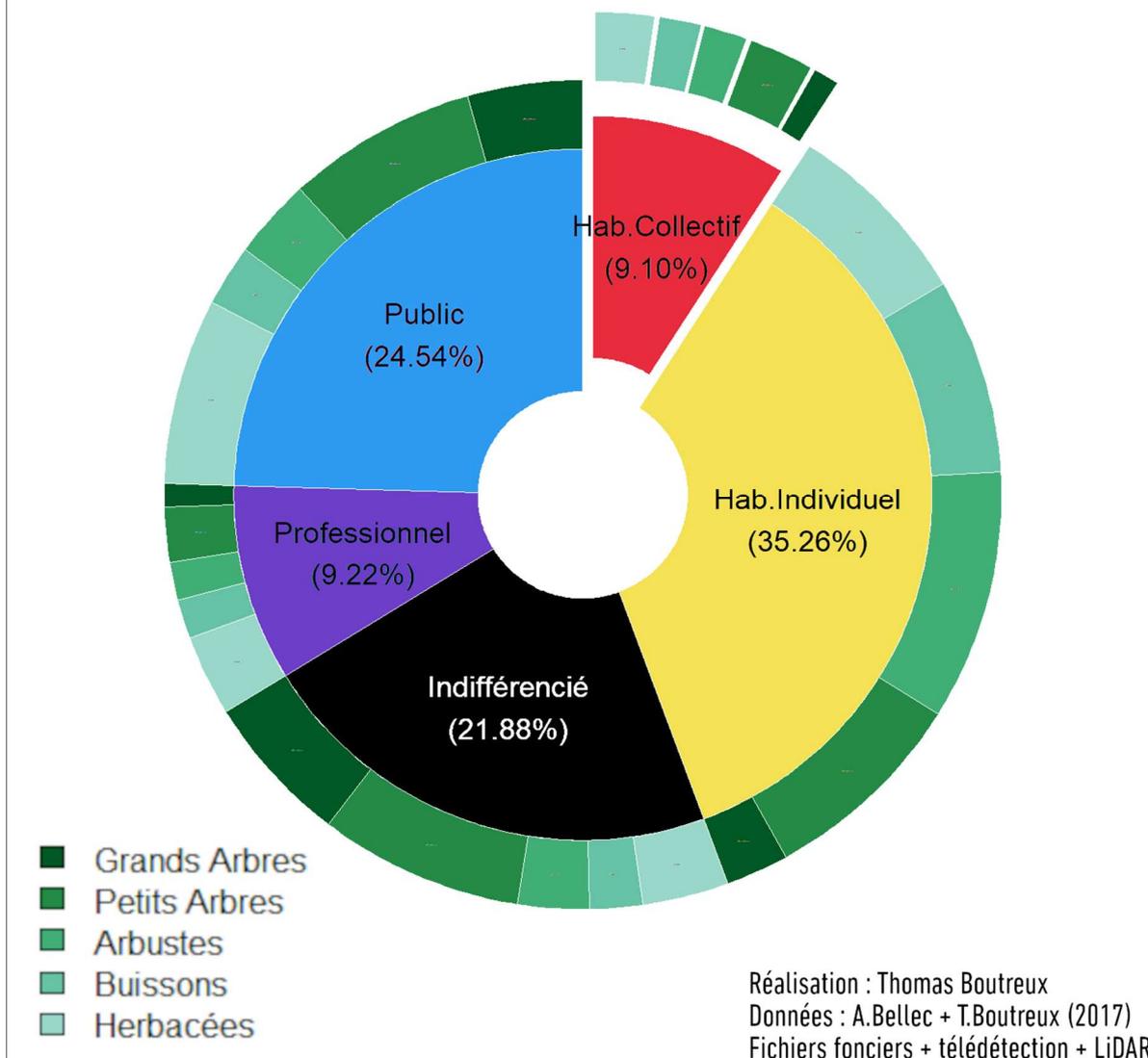


Figure 6-19 : Structure de la végétation selon l'utilisation des sols. Les espaces publics ne comptent que pour 25% de la végétation. L'habitat individuel compte très peu d'arbres mais une bonne diversité des autres strates, les espaces publics essentiellement des herbacées et des arbres, les espaces professionnels une proportion importante d'herbacées, et l'habitat collectif une signature intermédiaire entre l'habitat individuel et les espaces publics.

Dans le détail, comment se répartit la végétation de la métropole de Lyon selon l'utilisation des sols ? La **Figure 6-19** permet de se concentrer sur la végétation.

Les espaces verts en **habitat individuel** possèdent la plus grosse part de la végétation non agricole disponible à l'échelle du territoire (35,3 %). Sa composition paysagère est caractérisée par la faible présence de grands arbres (6,9 %) et une stratification très équilibrée d'espaces herbacés, buissons, arbustes et arbres (environ 23 % chacune). Les espaces verts **publics** concentrent 24,5 % de la végétation non agricole, leur composition paysagère est caractérisée par un manque de buissons et d'arbustes (environ 10 % chacune), mais une stratification très équilibrée d'herbacée et d'arbres petits et grands (environ 30 % chacune). Les espaces verts d'**activités professionnelles** concentrent 9,2 % de la végétation, leur composition paysagère est caractérisée par la faible présence de grands arbres

(10 %) et dans une moindre mesure de buissons et arbustes (16 % chacune) : les espaces herbacés sont prédominants et occupent 34 % des espaces verts. Les espaces verts en **habitat collectif** concentrent 9,1 % de la végétation, leur composition paysagère est intermédiaire entre l'habitat individuel et les espaces verts publics : les grands arbres sont sous-représentés (10,9 %) tandis que les autres strates sont plutôt équilibrées bien que l'on puisse relever des strates buissonnantes et arbustives légèrement plus faibles (environ 18 % chacune) que les herbacées et petits arbres (environ 26 % chacune). La faible part de végétation en habitat collectif et la faible couverture de végétation de ces espaces résidentiels (43 %) illustre la faible qualité environnementale supposée de habitat collectif.

Ces espaces végétalisés en habitat collectif sont pourtant stratégiques pour l'accès aux espaces de nature et à l'habitabilité urbaine pour ses résidents car les quartiers les moins végétalisés sont ceux où la majeure partie de la végétalisation du quartier est située en habitat collectif. Les quartiers qui sont denses en habitat collectif ont peu d'espaces publics végétalisés, cette végétation est majoritairement dans les espaces privés de ces habitats collectifs (**Figure 6-20**).

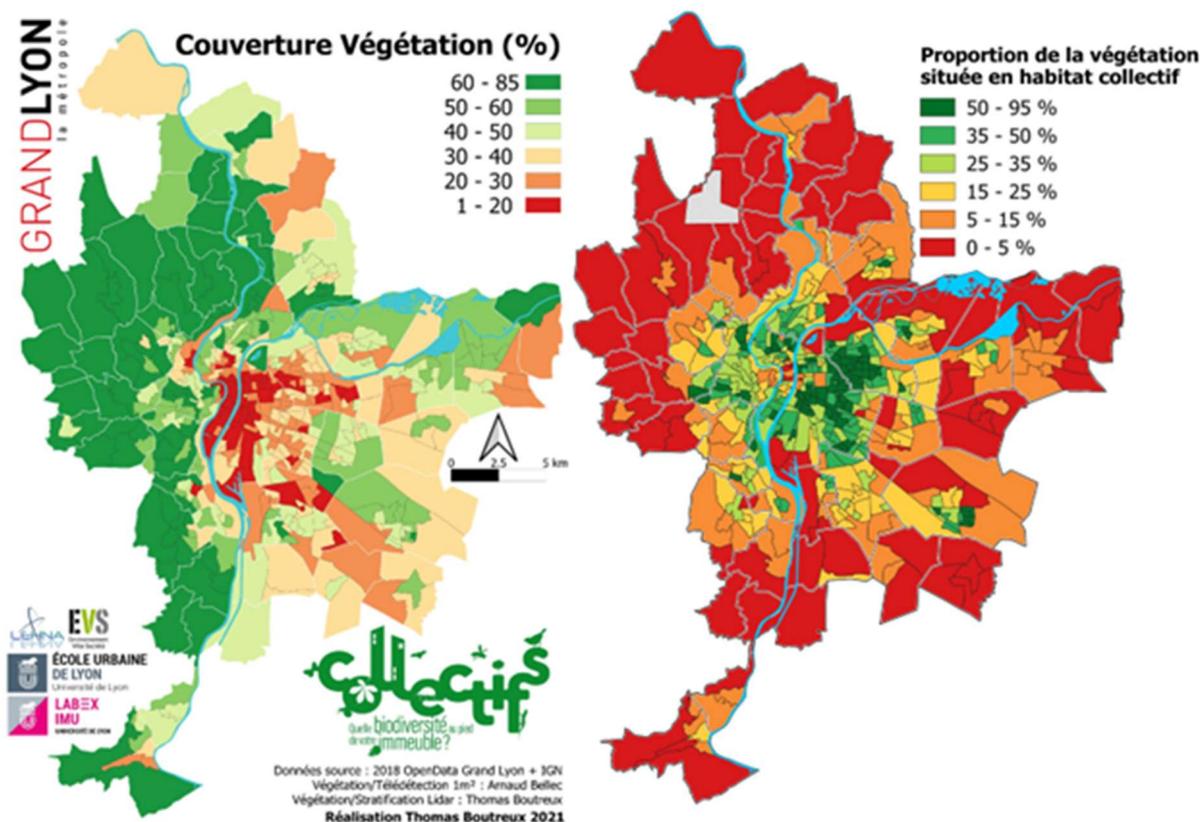


Figure 6-20 : Comparaison de la couverture brute de végétation et de la part de la végétation située en habitat collectif (à l'échelle des IRIS (INSEE)). La végétation en habitat collectif est prédominante dans des quartiers très carencés en végétation.

3.2 Évolution de l'occupation du sol et de la morphologie urbaine

Le taux de végétalisation moyen d'une parcelle dépend de son année d'aménagement (**Figure 6-21**). La valeur moyenne augmente des années 50 aux années 80 (de 5 à 50 %) puis est stable à 30 % de 1985 à 2015. Les tendances observées pour les années 2016 et 2017 sont inquiétantes car elles montrent un taux de végétalisation qui chute fortement. Pour expliquer cette tendance, deux hypothèses non exclusives : les pratiques de paysages végétalisés de moins en moins (et ce serait très

inquiétant) ou la végétalisation n'est encore pas parachevée. De plus, ce graphique montre le taux de végétalisation tel qu'observé en 2017 et non pas lors de la livraison, il peut donc y avoir des effets d'« héritage » (Aznares et al. 2023) de l'aménagement de la parcelle ait aussi une influence. En effet, nous ne pouvons exclure l'effet de l'âge des arbres et il est possible que les parcelles les plus récentes affichent un bas taux de végétalisation parce que les arbres ont un houppier encore peu développé, qui pourrait dans les décennies qui suivent masquer, par exemple, des sols artificialisés. Cette figure montre aussi qu'il existe une très grande variabilité du taux de végétalisation et les 5 % des meilleures pratiques observées chaque année dépassent les 60 % de végétalisation.

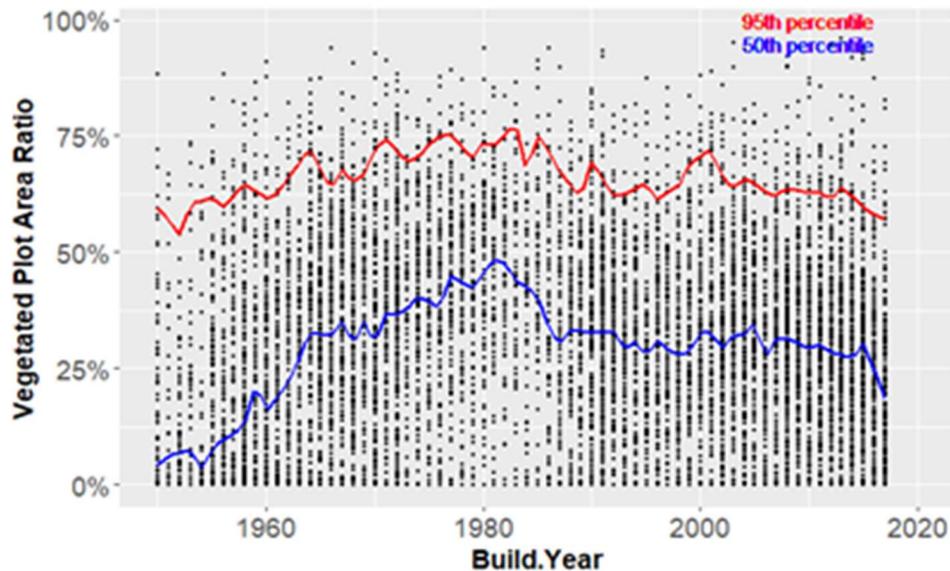


Figure 6-21 : Evolution du coefficient de végétalisation des parcelles en habitat collectif



Figure 6-22 : L'artificialisation (insensée ?) de certains espaces en habitat collectifs. Dans les logiques et les représentations des aménageurs, le béton serait-il un investissement plus rentable (qu'un espace vert) à long terme ? Cette explication supposément rationnelle et sans doute erronée en dit long sur la considération portée à certains espaces résidentiels.

A la lecture de ces données, des interrogations subsistent : pourquoi la variabilité de la végétalisation des espaces extérieurs est-elle si grande ? Si des espaces ouverts contraints (haute densité urbaine avec faible surface disponible non bâtie) auront tendance à être artificialisés, une lecture approfondie des données et des observations de terrain (**Figure 6-22**) montrent que des espaces moins contraints (de grande surface et avec une densité urbaine plus faible) peuvent avoir des taux d'artificialisation très élevés. Il est curieux de se demander, dans ces cas-là de faible pression d'usage potentiels, quels sont les aménagements qui occupent les espaces non végétalisés.

Pour explorer cette question, nous avons conduit avec Emilie Brunet, une étudiante en école d'architecture, une étude de terrain visant à décrire qualitativement l'occupation du sol de ces espaces artificialisés selon une typologie d'usages. Ces mesures devaient permettre d'évaluer, selon les époques, l'emprise de certaines fonctionnalités implémentées dans les espaces ouverts en habitat collectif. Une des questions principales était déjà d'évaluer la part occupée par les parkings parmi les espaces non bâtis dont les sols étaient artificialisés.

Les sites d'étude investigués étaient des sites dont les pressions d'usages semblaient modérées ($OSR > 0,3$) mais présentant un taux de végétalisation de l'espace ouvert $< 50\%$. 117 habitats collectifs ont ainsi été visités dans 3 quartiers (Villeurbanne Grand Clément, Lyon 8 et Lyon 7) et documentés dans leur configuration morphologique et leur modalité d'aménagement de l'espace ouvert. Ces résultats (**Figure 6-23**) montrent que les opérations les plus anciennes ont tendance à être celles dont

l'espace ouvert est le plus artificialisé, et dont la part des surfaces artificialisées dédiées aux parkings est la plus élevée. Pour les opérations réalisées après les années 70, il semblerait donc qu'une fraction significative des espaces artificialisés sont voués à des usages plus variés et qu'il est peut-être possible de mener des opérations de désimperméabilisation et renaturation plus aisément, bien que l'évaluation doive être réalisée au cas par cas selon les usages de chaque site.

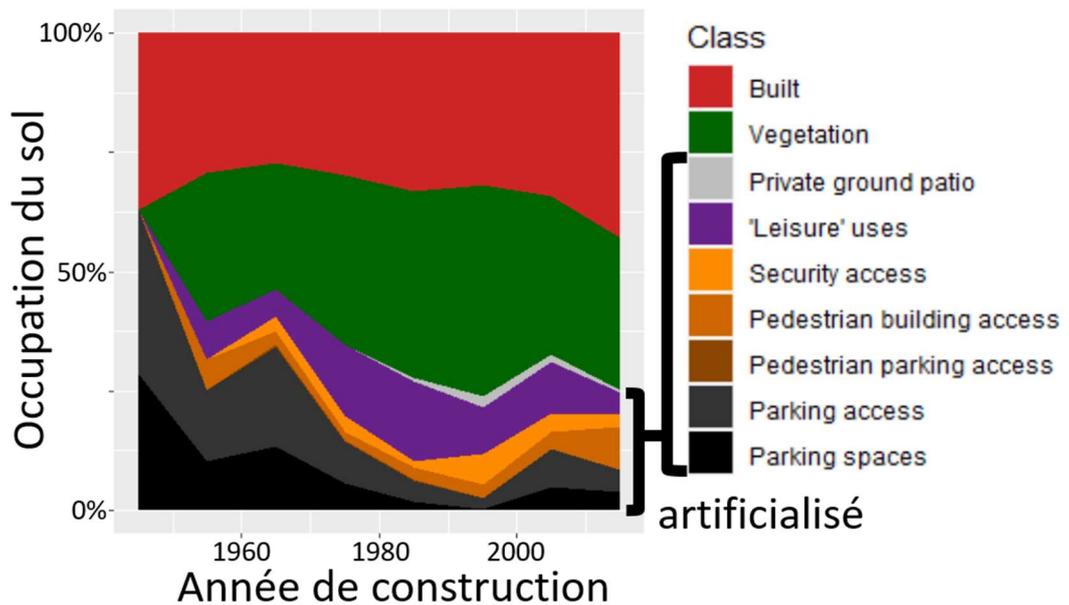


Figure 6-23 : De quoi sont constitués les espaces ni bâtis ni végétalisés ? Une enquête de terrain sur 117 parcelles en habitat collectif dont l'Open Space Ratio serait favorable à la végétalisation mais peu végétalisées en réalité montre qu'il s'agit d'espaces réellement artificialisés, pour des usages divers.

4 Caractérisation du contexte socio-économique

Nous avons pu constater précédemment que la végétalisation des espaces non bâtis est extrêmement variable et dépend relativement peu de l'année de construction, pour les opérations réalisées après les années 70. J'é mets l'hypothèse que de nombreux facteurs contextuels peuvent expliquer ces variations, ils seront présentés en détail dans l'étude publiée dans la sous-partie suivante.

Cependant, nous présenterons tout de même ici certaines productions de données concernant le contexte socio-économique des quartiers, qui a fait l'objet d'un traitement de données particulier pour produire des indicateurs pertinents, à petite échelle et sur l'ensemble du territoire d'étude. Les inégalités socio-environnementales sont responsables d'une distribution de la végétation variable entre les quartiers. De nombreuses études mentionnent le « luxury effect » (Leong et al. 2018), manière politiquement correcte d'insister sur les privilèges des plus riches, invisibilisant les préjudices des populations les plus pauvres victimes de ségrégation, qui est pourtant elle aussi très bien documentée (Schell et al. 2020)

Le revenu disponible par ménage après imposition et redistribution des aides sociales montre que les quartiers ont des niveaux de vie très distincts qui permettent de distinguer les quartiers les plus riches des plus pauvres (**Figure 6-24.a**). Ces données pourraient être extrêmement pertinentes pour comprendre des différences environnementales sur la végétalisation des quartiers, cependant, des inégalités importantes existent dans les quartiers et la carte des inégalités de revenu (indice de Gini, **Figure 6-24.b**) montre que plus le niveau de vie médian est élevé dans un quartier, plus les inégalités économiques sont prononcées. Ces deux données montrent que les quartiers supposément riches sont

aussi des quartiers de très fortes disparités, ce qui rendrait donc difficile d'inférer les conditions socio-économiques d'une parcelle sur la base de la médiane du quartier. De plus, des seuils de secret statistique sont appliqués par l'INSEE à ces données ce qui ne nous permet pas de disposer d'une couverture suffisante de données pour intégrer cet indicateur dans notre méthode.

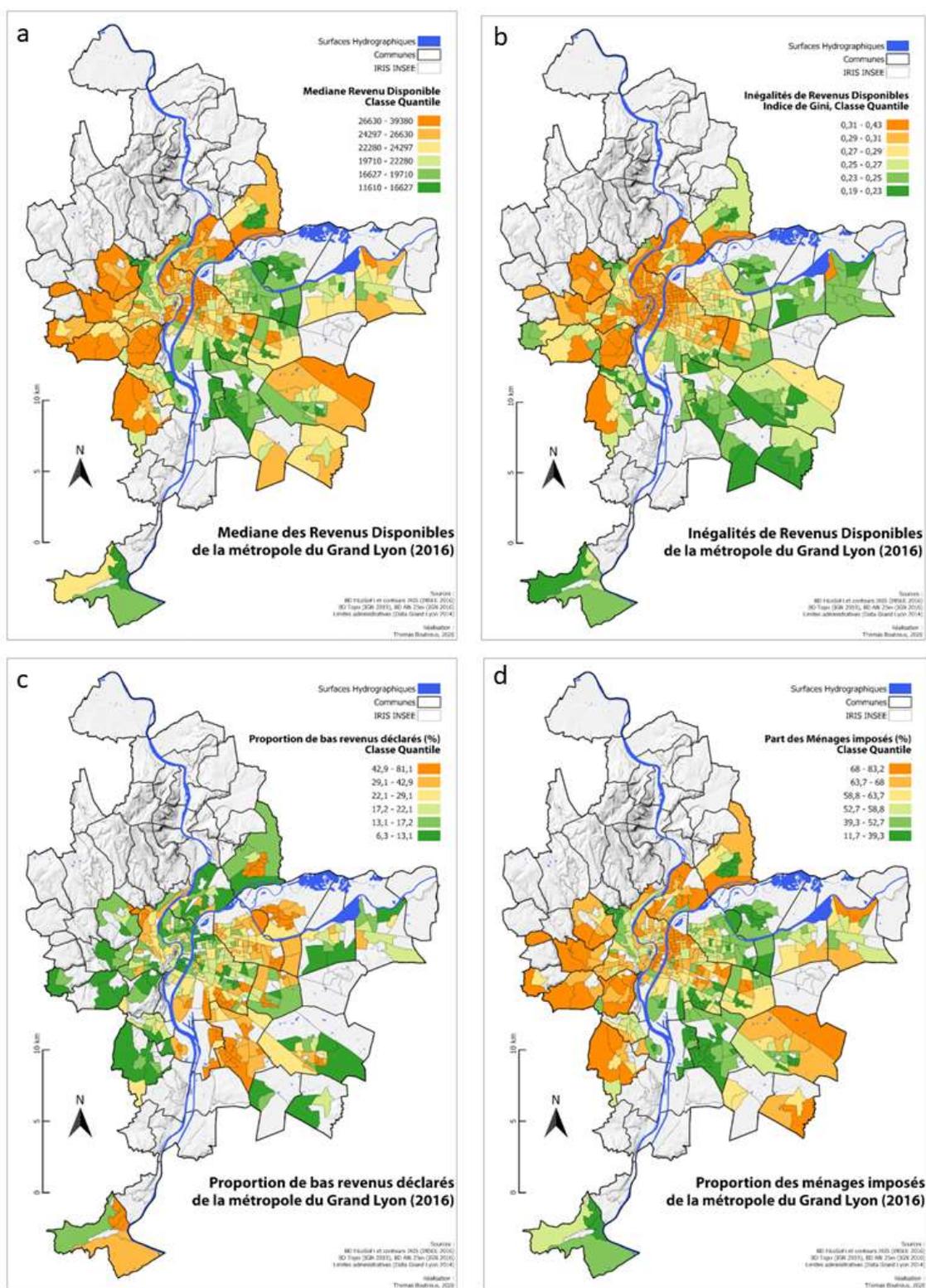


Figure 6-24 : Quatre indices socio-économiques « natifs » des données FiLoSoFi (INSEE 2017)
Pour des raisons de « confidentialité statistique », les données sont très partiellement disponibles.

Afin de contourner les « seuils de confidentialité » qu'applique l'INSEE sur les métriques économiques brutes et ou les indices sociaux composites des jeux de données FiLoSoFi (INSEE 2017), nous avons pu imaginer des indicateurs socio-économiques et les calculer en combinant les données brutes disponibles. Nous avons calculé par exemple un indicateur du taux d'emploi pour la population ni étudiante ni retraitée, mais aussi un indicateur de la proportion de diplômés de l'enseignement supérieur pour cette même tranche d'âge (**Figure 6-25**). Ensuite, une analyse multivariée (non présentée ici) a été conduite pour identifier, parmi ces indicateurs bruts disponibles et les indicateurs composites créés, quels étaient ceux qui fourniraient l'éclairage socio-économique le plus pertinent pour évaluer les différences entre les quartiers. Pour se faire, l'analyse ACP a comparé les nouvelles métriques calculées avec les indicateurs sous secret statistique de l'INSEE et nous avons ainsi observé que la proportion de la population diplômée de l'enseignement supérieur était très corrélée à la médiane des revenus disponibles. Nous avons donc retenu la proportion de diplômés de l'enseignement supérieur, parmi la classe d'âge de la population active, pour évaluer avec pertinence les niveaux socio-économiques sur l'ensemble des quartiers, en contournant le filtrage des données réalisé par l'INSEE.

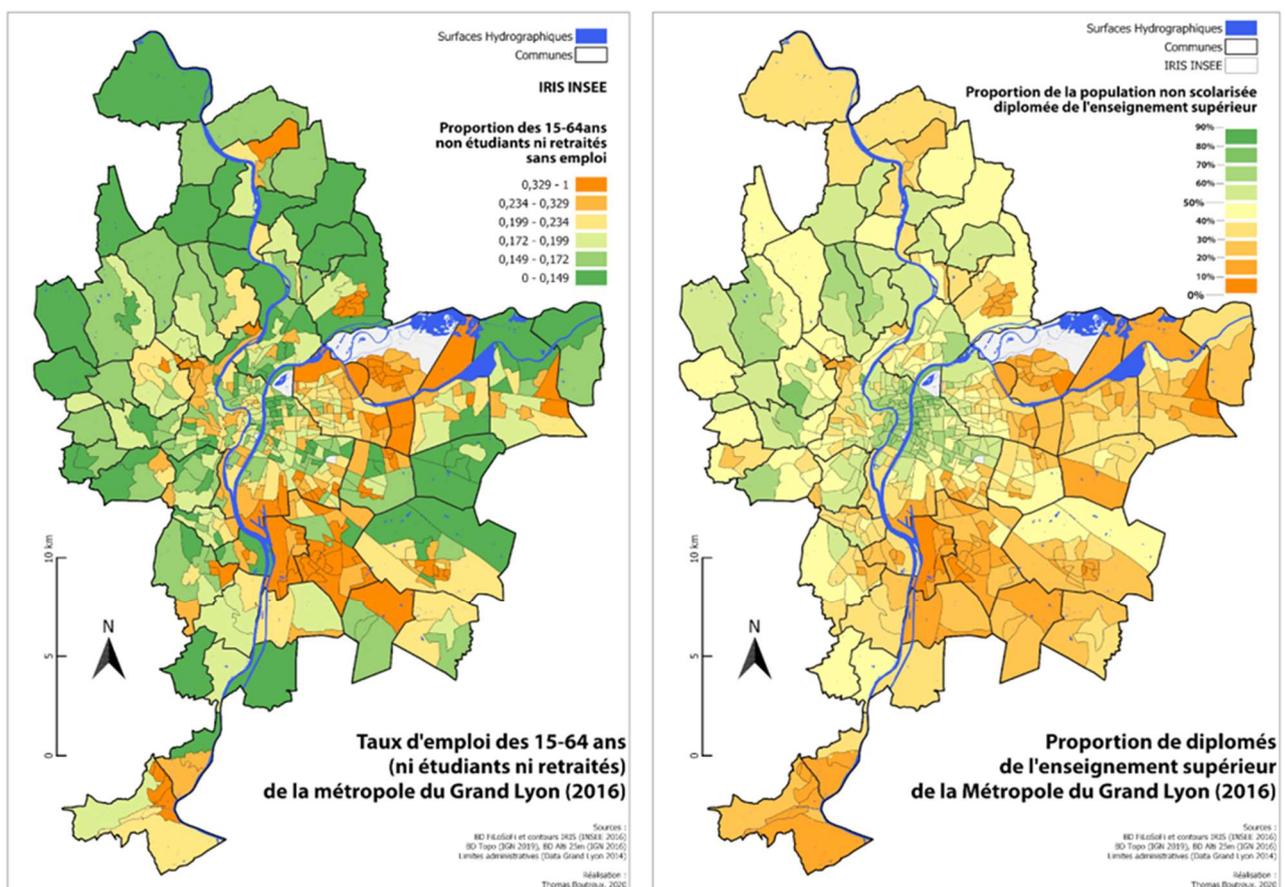


Figure 6-25 : Deux indices socio-économiques imaginés et calculés à partir de données disponible sur l'ensemble du territoire étudié : le taux d'emploi de la classe de population potentiellement active (15-64 ans) et la proportion de diplômés de l'enseignement supérieur, pour chaque IRIS (INSEE).

5 Article publié dans la revue npj Urban Sustainability

« *Npj Urban Sustainability est une revue en accès libre du portfolio de l'éditeur Nature. Cette revue publie des recherches interdisciplinaires et transdisciplinaires sur la façon dont les villes se transforment et sont transformées pour relever des défis économiques, sociaux et environnementaux majeurs, y compris comment les outils numériques et les big data jouent un rôle croissant dans cette transformation vers la soutenabilité urbaine. Cette revue généraliste est destinée aux scientifiques urbains, aux décideurs politiques et aux praticiens intéressés par la compréhension et la gestion des processus d'urbanisation. La revue encourage les contributions interdisciplinaires, reconnaissant que la résolution des défis urbains nécessite une approche intégrée et collaborative impliquant diverses disciplines et perspectives.* » (Elmqvist et al. 2021a)

Je propose ci-dessous une version de l'article dont le texte a été traduit en Français. La publication originale en anglais étant en accès libre sur le site web de la revue.



Addressing the sustainable urbanism paradox: tipping points for the operational reconciliation of dense and green morphologies



T. Boutreux^{1,2}✉, M. Bourgeois¹, A. Bellec³, F. Commeaux¹ & B. Kaufmann²

To improve biodiversity and human living conditions in the Anthropocene, urban forms must reconcile density with vegetation to meet the dual sustainability-liveability challenge. This paradox poses a dilemma for urban planners and is a critical research issue requiring comprehensive analyses. Multi-family residential housing holds the potential to achieve balanced density-greening, proximity ecosystem services and human-nature connectedness, but meeting such objectives relies on finding balanced morphologies and metrics at an operational scale. Analysing 11,593 plots in the Lyon metropolitan area (France) using a systemic approach, we identified critical tipping points in morphology and greening. Density explained only 6% of Plot Greening, while morphology and landscaping accounted for 94%. We identified an open-space ratio (unbuilt area/floor area) >0.3 as a morphological threshold to achieve sustainable green supply. Operational morphologies balancing density and greening were modelled and illustrated across building heights, providing guidelines for emerging regulatory tools in sustainable urban planning.

Evaluer le paradoxe de l'urbanisme durable : points de bascule opérationnels pour réconcilier des morphologies denses et vertes.

Boutreux T^{1,2}, Bourgeois M¹, Bellec A³, Commeaux F¹, Kaufmann B²

¹ Université Jean Moulin, Université Lumière Lyon 2, CNRS, Université Jean Monnet, ENS Lyon, EVS UMR5600, 69000 Lyon, France

² Université Claude Bernard Lyon 1, LEHNA UMR 5023, CNRS, ENTPE, F-69622, Villeurbanne, France

³ Alkante, F-35207, Noyal-sur-Vilaine, France

Résumé

Pour améliorer les conditions de vie de la biodiversité et de l'humanité dans l'Anthropocène, les formes urbaines doivent réconcilier la densification et la végétalisation pour relever le double défi de la durabilité et de la qualité de vie. Ce paradoxe pose un dilemme pour les urbanistes et constitue une question de recherche critique nécessitant des analyses approfondies. Les espaces résidentiels en habitat collectif possèdent un potentiel à offrir un équilibre entre densité et végétalisation, des services écosystémiques de proximité et une connexion entre les humains et la nature. Cependant, atteindre de tels objectifs dépend de la découverte de morphologies et de métriques équilibrées à une échelle opérationnelle. En analysant 11 593 parcelles dans la région métropolitaine de Lyon (France) en utilisant une approche systémique, nous avons identifié des points de bascule critiques en matière de morphologie et de végétalisation. La densité n'explique que 6 % de la végétalisation des parcelles, tandis que la morphologie et l'aménagement paysager en explique 94 %. Nous avons identifié un ratio d'espace ouvert (surface non bâtie/surface de plancher totale) $>0,3$ comme une métrique clé pour permettre une végétalisation élevée et durable. Des morphologies opérationnelles équilibrant densité et végétalisation ont été modélisées et illustrées en fonction des hauteurs de bâtiment, fournissant des directives pour les nouveaux outils réglementaires en matière de planification urbaine durable.

Introduction

L'urbanisation est une caractéristique marquante de la « grande accélération » post-1950 de l'Anthropocène, conduisant à une transformation radicale de la manière dont les humains habitent la planète et interagissent avec la biodiversité^{1,2}. L'urbanisation des paysages et des modes de vie constitue l'une des menaces les plus graves pour la biodiversité³, d'abord en consommant et en altérant l'intégrité des écosystèmes, ce qui est la principale cause du déclin de la biodiversité⁴ ; ensuite en éloignant les humains du monde vivant, créant un cycle vicieux d'extinction de nos expériences de la nature⁵, reconnu par les chercheurs en conservation et en durabilité comme une menace clé pour l'engagement envers la biodiversité^{6,7}. Face au changement climatique, la viabilité des villes a été rendue difficile par le manque d'espaces verts dans la planification urbaine⁸. Pour répondre à ces besoins, des solutions fondées sur la nature (SFN) sont de plus en plus mises en œuvre⁹. Les SFN visent une durabilité à long terme par des solutions intégrées écologiques, sociales et économiques, en tirant parti de l'interconnexion des écosystèmes et en favorisant l'engagement des communautés locales^{10,11}.

Les points de bascule sont des concepts critiques dans le contexte des SFN car ils soulignent l'urgence et l'efficacité potentielle de ces solutions pour prévenir des changements soudains et irréversibles dans les socio-écosystèmes^{9,12}. Identifier les points de bascule socio-environnementaux locaux et opérationnels (à l'échelle de la parcelle) dans la planification urbaine est fondamental car

l'urbanisation graduelle provoque des changements dans les dynamiques à l'échelle de la ville et de la planète au fil du temps¹³, représentant une stratégie de mise à l'échelle opérationnelle des limites planétaires¹⁴. Pour la conservation de la biodiversité, les écologues soulignent le besoin urgent d'étendre les espaces verts¹⁵ et les sols vivants, qui sont essentiels pour le développement des écosystèmes et leurs nombreux co-bénéfices¹⁶. Plus d'espace pour les organismes vivants signifie plus de biodiversité, soutenant des écosystèmes urbains complexes et assurant des services écosystémiques résilients¹⁷, le bien-être humain¹⁸ et la reconnexion avec la nature¹⁹.

Nous postulons que les changements de morphologie urbaine (c'est-à-dire la structure physique et l'organisation spatiale des villes, y compris leur disposition, leurs modèles d'utilisation des sols et leurs caractéristiques architecturales) affectent les facteurs environnementaux locaux comme les pressions humaines sur les espaces verts et le climat, conduisant à des points de bascule de la végétalisation de ces socio-écosystèmes urbains. En effet, le développement urbain impacte les conditions du sol et du microclimat, entraînant des changements soudains et souvent irréversibles dans les états des écosystèmes, tels que la transformation en sol nu. Ces changements impactent également le fonctionnement écologique des espaces verts voisins, les rendant plus vulnérables à des changements similaires, car les rétroactions augmentent les îlots de chaleur urbains et concentrent l'utilisation humaine et les pressions sur les espaces verts restants, réduisant également la connectivité écologique. Cela conduit à une moindre végétalisation, à une biodiversité plus faible et à une résilience diminuée.

La consommation de terres et l'imperméabilisation des sols dues à l'urbanisation sont des préoccupations environnementales majeures²⁰ qui stimulent la recherche en morphologie urbaine. Les modèles de développement compact proposent la densification pour limiter l'étalement urbain et améliorer la connectivité écologique régionale²¹. Cependant, le débat est toujours en cours parmi les chercheurs et les praticiens sur les avantages et les effets négatifs de la densification²², soulignant la nécessité de métriques pour évaluer la réelle valeur environnementale des formes urbaines²³. Des propositions de multiples disciplines ont été avancées pour résoudre le « paradoxe de la ville compacte »^{24,25} car la densification a souvent conduit à une perte de végétation²⁶ et à une opposition des citoyens²⁷. En réponse, les urbanistes et les chercheurs ont fait des recommandations initiales pour la végétalisation, telles qu'une superficie verte >9 m² par habitant²⁸ ou >45 % de végétation à l'échelle du quartier²⁹.

Étant donné que les logements individuels sont un moteur majeur de la consommation de foncier en banlieue³⁰, les espaces résidentiels en habitat collectif (HC) doivent relever le double défi d'une ville compacte (dense) mais plus désirable (verte). Au-delà de l'économie de foncier, la mise en œuvre de SFN dans les HC³¹ doit mieux répondre aux aspirations des citoyens³² pour un meilleur environnement de vie avec de grands espaces verts bien conçus³³ qui peuvent également atténuer le changement climatique directement là où les gens vivent. Ces espaces verts partagés peuvent offrir des interactions quotidiennes avec la nature, améliorant significativement le bien-être³⁴ et l'engagement envers la préservation de la biodiversité³⁵. Les HC peuvent ainsi soutenir des modes de vie durables qui reconnectent les zones urbaines et les citoyens avec la biosphère³⁶ tout en favorisant l'inclusivité sociale. Ces connexions socio-écologiques fournissent un terrain fertile pour l'émergence de récits communautaires³⁷ qui renforcent l'adaptabilité et la résilience environnementale collective³⁸. Les statistiques sur les HC et leurs dynamiques manquent dans de nombreuses régions du monde, mais dans les pays de l'Union européenne et de l'OCDE, >45 % du parc de logements est généralement en HC³⁹, avec des variations allant de 5 % au Mexique à 77 % en Corée du Sud. La proportion croissante de HC dans les nouveaux logements, observée à la fois dans les pays

occidentaux (par exemple, la France en 2021, où les HC était deux fois plus élevé que le logement individuel) et dans de nombreux pays émergents, offre une opportunité de mettre en œuvre un urbanisme durable. Cependant, les directives opérationnelles pour les formes urbaines avec une évaluation basée sur les données de l'équilibre durabilité-habitabilité manquent⁴⁰.

Les transitions peuvent être facilitées, dans les pratiques, par des outils réglementaires pour la mise en œuvre, le suivi et l'évaluation efficaces des SFN. Ces outils garantissent que les SFN atteignent leurs objectifs, s'adaptent aux conditions changeantes et offrent les avantages attendus aux écosystèmes et aux communautés. Les plans d'urbanisme locaux servent de cadre politique fondamental pour entraîner des changements transformationnels dans les systèmes socio-écologiques urbains^{41,42}. L'adoption de réglementations locales concernant les droits des sols peut permettre de conserver des espaces ouverts et de les répartir équitablement, créant des opportunités pour des espaces verts florissants, concrétisant les transformations des SFN avec le souci de la justice environnementale.

Récemment, des outils réglementaires appelés coefficients de biotope par surface (également appelé coefficient de surface éco-aménageable, de végétalisation, de plein sol, etc...) ont émergé comme une stratégie de planification à l'échelle de la parcelle pour garantir une part minimale de végétation dans chaque nouvel aménagement urbain, car les changements progressifs, parcelle par parcelle, conduisent à des zones bâties significativement plus vertes. Dans les villes européennes, les autorités locales imposent de plus en plus ces coefficients, reflétant ces dernières années un intérêt et un engagement croissant⁴³. Parmi les différents coefficients émergents, le Coefficient de Végétalisation, qui mesure la couverture végétale à l'échelle de la parcelle, offre une base objective et quantitative pour évaluer la végétalisation des sols. Les coefficients de végétation peuvent effectivement freiner la perte d'espaces verts s'ils sont soigneusement évalués avant application. Cependant, les valeurs actuelles sont souvent fixées en fonction des opinions et croyances des planificateurs⁴⁴ plutôt que sur des études de données et d'impact. Ce manque d'évaluation peut conduire à des objectifs environnementaux faibles et une efficacité réduite. Il devient crucial de réaliser une évaluation quantitative du supposé dilemme entre densité et végétalisation, intégrant de manière systémique la densité urbaine, la morphologie et l'aménagement paysager. Cet examen approfondi soutiendrait l'efficacité des politiques pour atteindre la résilience urbaine et fournir des directives morphologiques « clé en main » facilitant l'engagement des praticiens.

Le paradoxe de l'urbanisme durable repose sur l'équilibre entre la densification (c'est-à-dire un faible étalement urbain⁴⁴) et la végétalisation (c'est-à-dire une haute couverture en espaces verts urbains). Pour les urbanistes, équilibrer ces deux injonctions est difficile et souvent décrit comme un véritable dilemme⁴⁵. En conséquence, la végétalisation est régulièrement reléguée au second plan au profit de la production de logements, conduisant à une densification « grise »⁴⁶. Maintenir une couverture élevée d'espaces verts dans les zones résidentielles denses est un débat majeur en matière de planification⁴⁷ et ce paradoxe est une question cruciale pour l'adaptation des villes vivables et vivantes, soutenant la coexistence des humains avec la biodiversité à l'échelle planétaire⁴⁸. Dans l'état actuel des connaissances, concilier la densité (FAR : *Floor Area Ratio*, c'est-à-dire le rapport entre la surface de plancher totale et la surface de la parcelle⁴⁹) et végétalisation reste une question à élucider⁴³. Le manque d'études systématiques sur la morphologie urbaine et les avantages environnementaux a été mis en évidence⁴⁰ et appelle à l'étude de métriques morphologiques fines et de variables médiatrices qui peuvent dépendre de l'échelle et du contexte du projet étudié⁴⁵.

Parmi les métriques de forme urbaine, l'*Open Space Ratio* (*Open Space Ratio* : OSR, défini comme le rapport de la surface non bâtie à la surface de plancher totale) a récemment été suggéré comme un

indicateur potentiel pour identifier des points de bascule liés à la biodiversité et à la capacité des services écosystémiques⁴⁰, car cette métrique englobe à la fois la couverture en espaces ouverts et les pressions potentielles qu'ils subissent⁵⁰. Pour une densité donnée, un OSR plus élevé indique une morphologie de bâtiment élancée, donc une couverture d'espace ouvert plus élevée et une offre d'espace ouvert plus élevée par habitant. Cela, à son tour, atténue les pressions et conflits d'usage sur ces espaces ouverts, ce qui est favorable à une végétalisation effective des espaces ouverts (OSG) élevée sur le long terme. À l'inverse, un OSR faible peut conduire à l'imperméabilisation des sols et à la transformation en sol nu, ce qui représente un point de bascule dans les états des écosystèmes, un processus difficile à inverser sans interventions humaines intensives de renaturation. Actuellement, la densification urbaine se fait majoritairement par la construction dans les dents creuses, par la construction de nouveaux bâtiments sur des parcelles disposant d'espace ouvert libre ou encore par l'ajout d'étages supplémentaires aux bâtiments existants. Ces modalités réduisent actuellement l'OSR, ce qui conduit au franchissement de points de bascule critiques, tant à l'échelle des parcelles que des villes. L'OSR représente une métrique prometteuse pour équilibrer la densité tout en maintenant un niveau élevé et durable de végétalisation. Identifier des points de bascule de la « densité qualitative » dans l'équilibre entre la surface d'espace ouvert et la surface de plancher totale est essentiel pour façonner la morphologie urbaine avec des réglementations efficaces, guidant les villes vers une morphologie urbaine sûre et soutenable.

L'objectif de notre étude est en premier lieu d'investiguer le paradoxe de la densification et de la végétalisation en menant une évaluation systémique de l'importance relative et des interactions entre les composants fondamentaux façonnant une végétalisation élevée et durable : la densité urbaine, la morphologie urbaine et l'aménagement paysager. Ce cadre d'analyse approfondi permet de modéliser la végétalisation des parcelles dans une perspective globale, permettant de dépasser l'impasse du dualisme densité-végétalisation et de fournir des directives opérationnelles. Cette analyse des déterminants de la végétalisation est approfondie en testant des facteurs contextuels pertinents, à l'échelle des parcelles et des quartiers, qui pourraient influencer la végétalisation effective des espaces ouverts. Nous supposons que l'OSG peut être influencé par la morphologie (comme suggéré précédemment, un OSR faible se traduit par des pressions potentielles d'usages plus élevées sur les espaces ouverts), mais aussi par de multiples facteurs contextuels, à l'échelle des parcelles ou des quartiers, liés aux contextes spatiaux, temporels et socio-économiques. En effet, la taille et pente de la parcelle sont pertinents car une grande superficie de parcelle et une pente forte pourraient restreindre l'imperméabilisation des sols en raison du coût économique élevé. La localisation spatiale de la parcelle peut également compter car la densité et la végétalisation du quartier peuvent façonner l'identité urbaine et influencer les décisions d'aménagement pour se conformer au voisinage. Le contexte temporel est également important car l'année d'aménagement de la parcelle et du quartier peuvent influencer la végétalisation initiale mais aussi transcrire son histoire héritée⁵¹. Enfin, le contexte socio-économique du quartier, résumé par le niveau d'éducation (proportion de diplômés de l'enseignement supérieur) a déjà montré son influence (voir « l'effet luxe » dans la littérature⁵¹). Les modalités de calcul et les sources de données de l'ensemble de ces facteurs contextuels est disponible dans le Tableau Supplémentaire 1. La conceptualisation et les hypothèses testées dans cette étude sont résumées dans la Fig. 1.

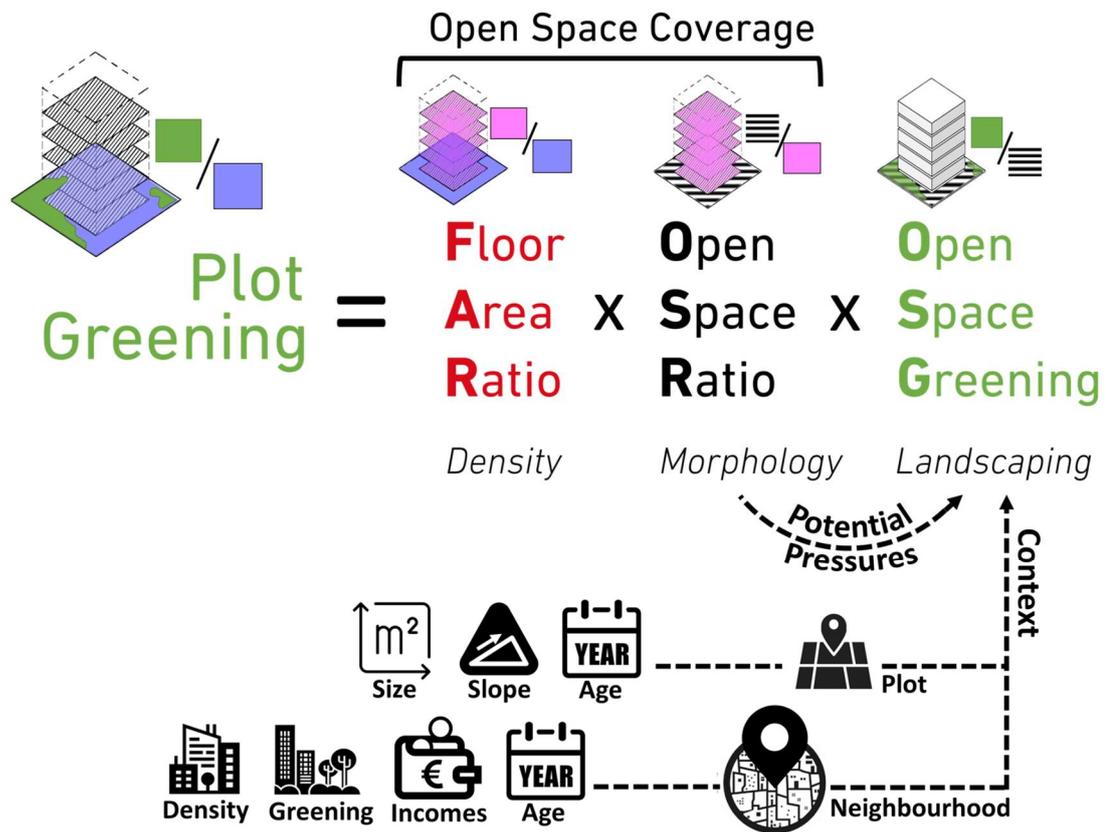


Fig. 1 : Synopsis de l'étude : conceptualisation et cadre analytique. La végétalisation des parcelles est décomposée en ses composants géométriques : densité, morphologie et aménagement paysager (FAR, OSR, OSG). Les variations de l'aménagement paysager sont supposées être liées à des facteurs morphologiques et contextuels. Ces facteurs (flèches en pointillé) seront examinés de manière empirique en utilisant des modèles de Forêt Aléatoire pour fournir une compréhension holistique de la variabilité de la végétalisation des parcelles. Les relations et calculs des métriques sont détaillés dans les Figures Supplémentaires 1 et 2.

Ensuite, nous avons modélisé les relations entre la densité, la morphologie et la végétalisation effective de l'espace ouvert pour rechercher les points de bascule et établir un modèle permettant de calculer la végétalisation potentielle à l'échelle de la parcelle pour n'importe quelle combinaison densité-morphologie donnée. Enfin, nous fournissons des recommandations pour les urbanistes et présentons un panel de morphologies urbaines qui équilibrent densité et végétalisation, déclinées à différents niveaux de densité et de hauteur de bâtiment, en nous concentrant sur des structures de hauteur moyenne durables (4 à 12 étages) pour être en accord avec l'enjeu de faibles émissions de carbone^{52,53}. Nous simulons les co-bénéfices potentiels (gains en surface de plancher totale, de végétation et équité de la distribution de la surface végétalisée) qui auraient pu être obtenus aujourd'hui si l'on avait adopté dans le passé l'une des morphologies exemplaires. En complément de ces directives sur les morphologies opérationnelles du futur, nous créons une carte stratégique des opportunités pour reverdir durablement les parcelles de HC aménagées dans le passé et disponibles aujourd'hui.

Notre étude a été menée à travers un large panel morphologique, allant des espaces semi-ruraux au cœur dense présents dans une métropole européenne de taille moyenne (Lyon, France, et ses 58

communes environnantes, Fig. 2). Nous avons compilé une base de donnée à une résolution de 1 mètre regroupant l'ensemble des parcelles de HC construites entre 1918 et 2018 (11 593 parcelles). Les études précédentes sur la densité et la végétation ont souvent été réalisées à l'échelle des quartiers²⁹ ou au sein de d'îlots urbains⁴⁷, ce qui pourrait limiter leur pertinence à l'application, car la conception de la construction et la gestion quotidienne sont principalement mises en œuvre à l'échelle des parcelles. En menant un travail inédit à l'échelle de la parcelle, notre étude permet de formuler des recommandations opérationnelles basées sur des données et d'établir un cadre de référence des morphologies urbaines sûres pour guider tous les planificateurs impliqués dans la durabilité urbaine.

Résultats

Équilibre entre densité et végétalisation

La densité, mesurée par le FAR (*Floor Area Ratio*), variait de presque 0 à plus de 6, tandis que la végétalisation des parcelles variait de 0 à plus de 80 %. La végétalisation des parcelles diminue avec l'augmentation de FAR (Fig. 3), par exemple, pour un FAR=1 et un FAR=4, les médianes de la végétalisation des parcelles sont respectivement de 35 % et 10 %. Cependant, la végétalisation des parcelles variait largement autour de cette tendance, par exemple pour un FAR=1 environ 95 % des parcelles ont une végétalisation comprise entre 0-60 % et pour un FAR=4, 95 % des parcelles ont une végétalisation de 0-40 %.

Déterminants complets de la végétalisation

Pour comprendre les raisons de la large variabilité de la végétalisation des parcelles observée à des niveaux de densité modéré, nous avons évalué de manière systémique l'importance relative des variables à l'aide de modèles de régression de *machine learning* (*Random Forest*) permettant d'explorer les relations non linéaires potentielles et les covariances possibles entre les variables. Trois modèles ont été combinés d'après le cadre conceptuel défini en Fig. 1.

Le Modèle 1 (M1) considère la végétalisation des parcelles comme la résultante de la couverture de l'espace ouvert multiplié par la végétalisation effective de l'espace ouvert (OSG). Ensuite, la couverture de l'espace ouvert, composante de M1, est décomposée et déterminée par le produit de FAR et de l'OSR, comme expliqué dans le Modèle 2. Le Modèle 3 (M3) explore les facteurs influençant l'OSG, incorporant la morphologie et les facteurs contextuels couvrant les dimensions spatiales, temporelles et socio-économiques tant à l'échelle des parcelles que des quartiers, comme détaillé dans le Tableau Supplémentaire 1. En combinant ces modèles, nous avons cherché à capturer l'interaction complexe des variables expliquant la variance de la végétalisation des parcelles et à discerner de manière systémique l'importance relative de chaque variable.

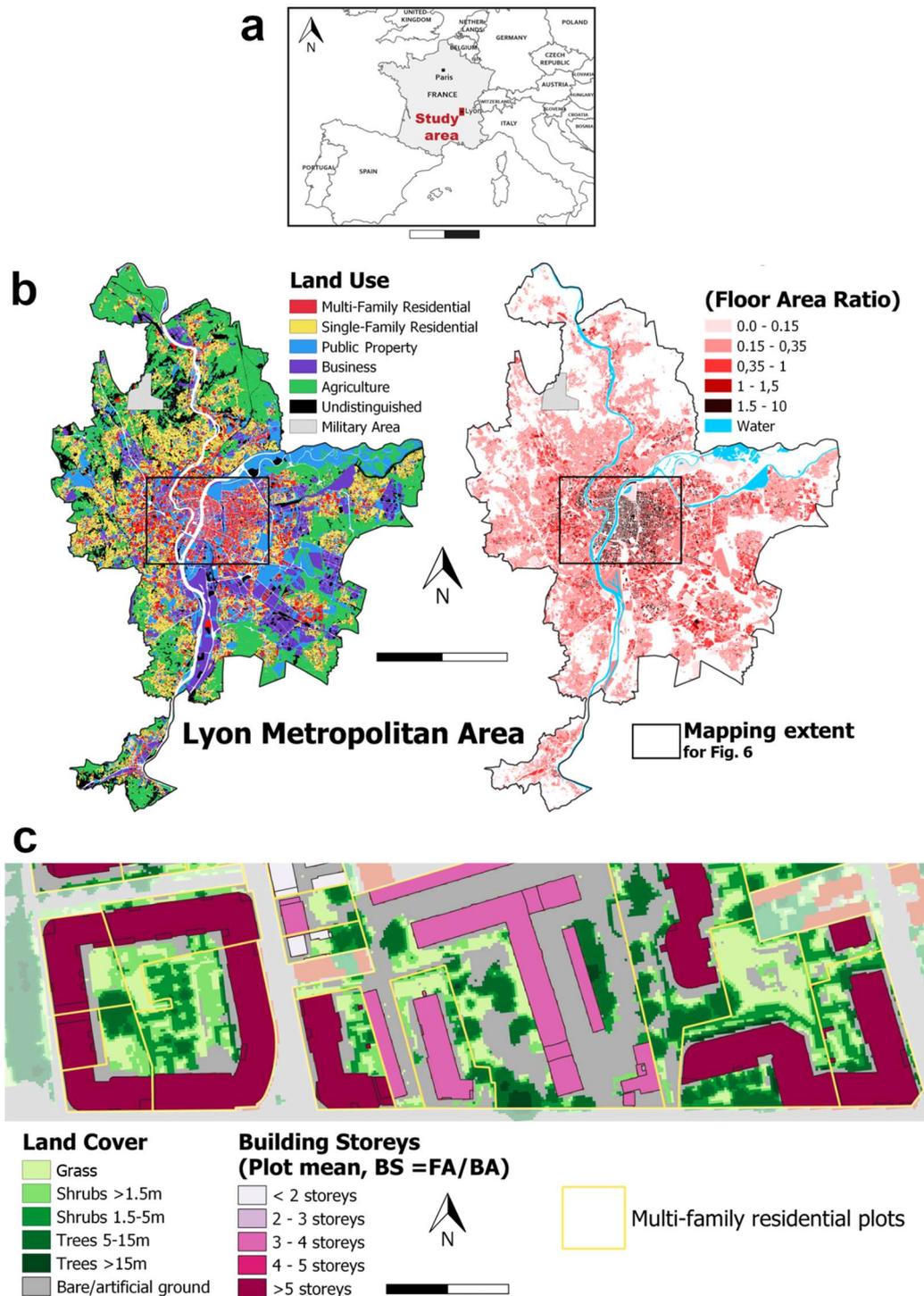


Fig. 2 : Territoire étudié et agrégation des données à l'échelle des parcelles. a : Localisation de la région métropolitaine de Lyon (France). Barre d'échelle = 500 km. b : Utilisation des sols et densité du territoire étudié. La classification de l'utilisation des sols a été réalisée à partir des données fiscales administratives⁸³ permettant une sélection des parcelles en habitat collectif selon les types de logement, les usages de la surface de plancher et les types de propriété. Les parcelles résidentielles en habitat collectif ont ≥ 3 appartements, $>70\%$ des logements sont des appartements et $>70\%$ de la surface de plancher est résidentielle⁸². La densité (surface totale de plancher / surface de la parcelle) a également été calculée à l'aide de ces données fiscales administratives⁸³. Pour des raisons de lisibilité, nous avons cartographié les indicateurs présentés dans la section résultats (Fig. 6) dans un périmètre restreint, comprenant tout le centre urbain dense et les banlieues proches. Barre d'échelle = 10 km. c : Carte d'occupation du sol et de densité des parcelles résidentielles en habitat collectif étudiées⁸³. Barre d'échelle = 50 m.

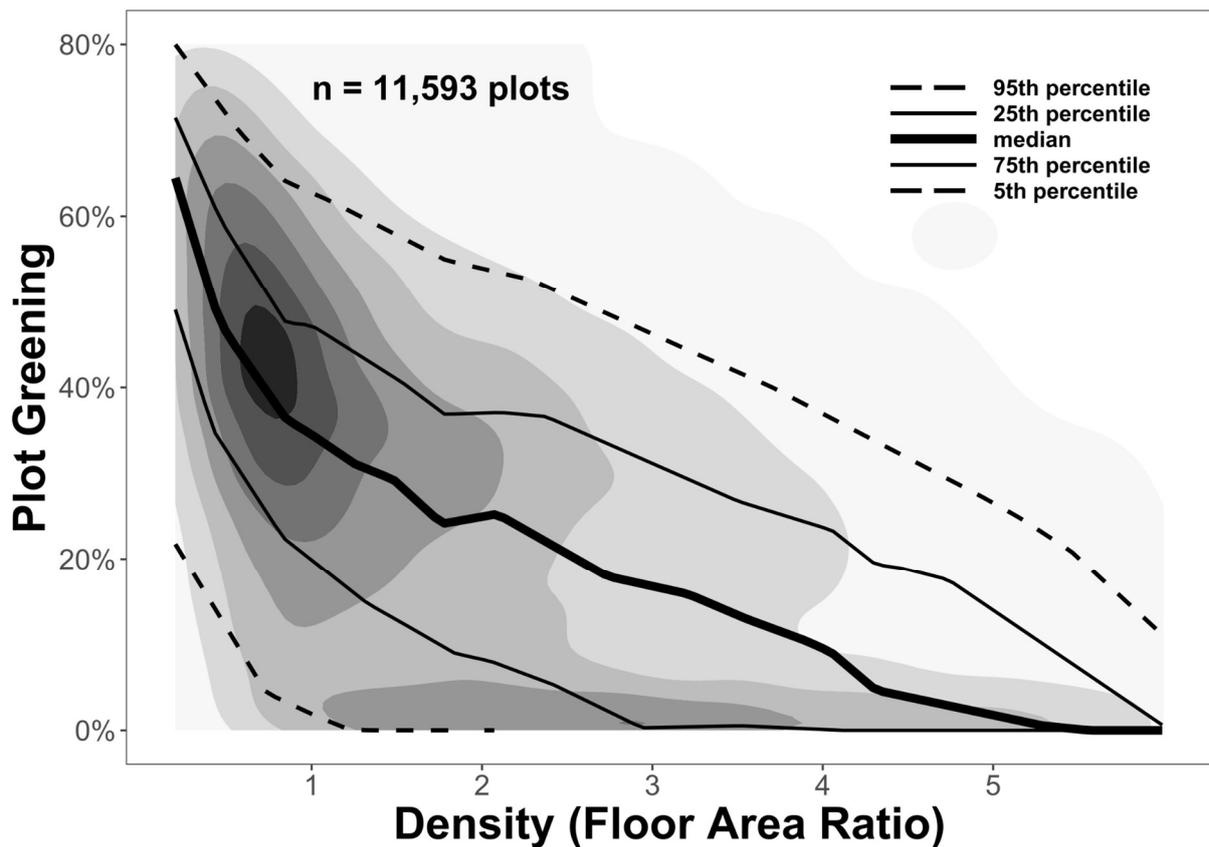


Fig. 3 : Relation entre densité et végétalisation des parcelles. La distribution statistique de la végétalisation des parcelles pour une densité donnée est affichée avec un algorithme à fenêtre mobile montrant la médiane, les 5e, 25e, 75e et 95e percentiles pour illustrer sa variabilité. L'arrière-plan en niveaux de gris montre la densité d'occurrence, estimée par de la densité de Kernel des occurrences de parcelles.

Le diagramme de Sankey de la Figure 4 illustre la décomposition de la variance de la végétalisation des parcelles. La végétalisation des parcelles est expliquée à 40 % par la couverture de l'espace ouvert et à 60 % par l'OSG. La densité FAR n'explique que 6 % de la végétalisation des parcelles, tandis que l'OSR apparaît comme essentiel, expliquant 43 % de la variance. Combinés ensemble, FAR et OSR expliquent 48 % de la végétalisation des parcelles. La variance restante de l'OSG, indépendante du FAR et de l'OSR et dépendante de choix d'aménagements paysagers, explique 52 % de la végétalisation des parcelles. Cependant, seule une partie de la variance de l'OSG est expliquée par des facteurs contextuels tels que la taille de la parcelle, la pente, le contexte spatial (végétalisation et densité du quartier), le contexte temporel (année de construction de la parcelle et du quartier) et socio-économique, expliquent collectivement 20 % de l'OSG. Malgré la diversité des facteurs contextuels étudiés, une partie significative (53 %) de la variance de l'OSG reste inexpliquée. En résumé, l'OSR et l'OSG sont les deux composants les plus déterminants pour la végétalisation des parcelles, expliquant ensemble 94 % de sa variance, soulignant ainsi l'importance de la morphologie urbaine et de l'aménagement paysager comme déterminants principaux de la végétalisation des parcelles.

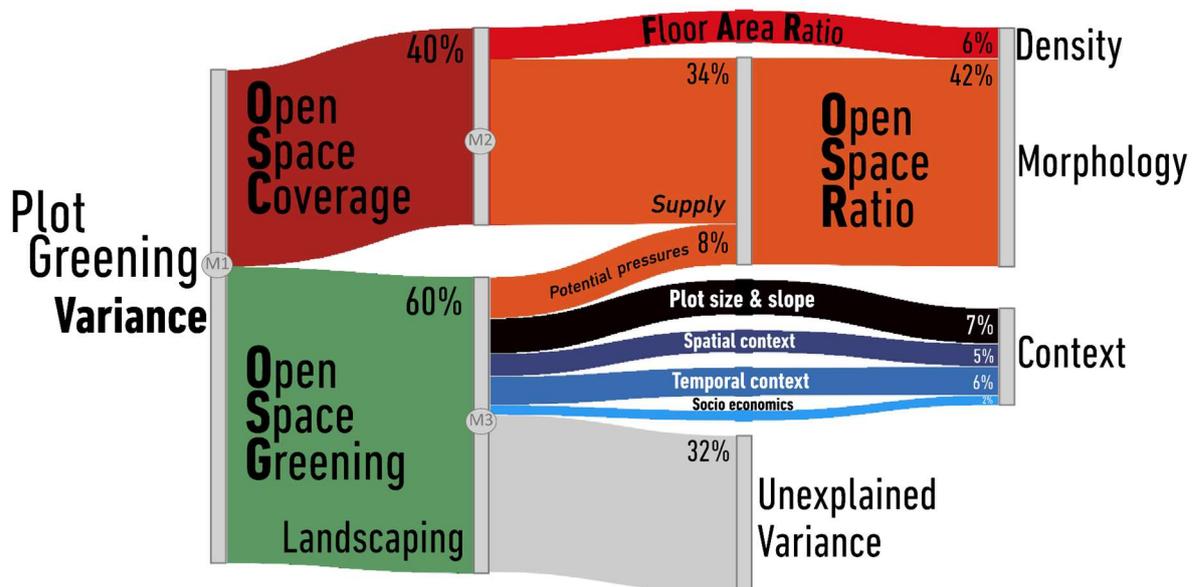


Fig. 4 : Diagramme de Sankey de la décomposition de la variance de la végétalisation des parcelles.

Les algorithmes de machine learning Random Forest ont été ajustés selon trois modèles pour construire un arbre complet des déterminants et évaluer la variance de la végétalisation des parcelles expliquée par chaque variable (%) (les tableaux des résultats bruts des modèles sont disponibles dans la Fig. Supplémentaire 3).
 Modèle 1 (M1) : La végétalisation des parcelles dépend totalement de la couverture des espaces ouverts et de l'OSG. Modèle 2 (M2) : La couverture des espaces ouverts dépend totalement du FAR et de l'OSR. Modèle 3 (M3) : L'OSG est supposée être influencée par la morphologie, car un faible OSR peut augmenter les pressions potentielles résultant de l'utilisation excessive (piétinement) et des conflits d'usage potentiels (mise en œuvre de services), ainsi que par de multiples facteurs contextuels liés aux contextes spatial, temporel et socio-économique : la taille et la pente des parcelles, car une grande superficie de parcelle et une forte pente pourraient limiter l'imperméabilisation des sols en raison du coût économique élevé ; le contexte spatial, car la densité et la végétalisation du quartier peuvent façonner l'identité urbaine et influencer les décisions de planification en conséquence ; le contexte temporel, car l'année de construction de la parcelle et du quartier peut influencer la végétalisation initiale et son histoire héritée⁵¹ ; le contexte socio-économique, car le niveau d'éducation du quartier peut influencer les effets de luxe⁵¹.

Morphologies durables

Les seuils réglementaires recommandés pour la végétalisation des parcelles doivent être cohérents avec des objectifs à la fois réalisables et écologiquement fondés. À notre connaissance, une seule étude empirique a évalué la capacité des services écosystémiques des espaces urbains résidentiels et recommande une végétalisation du quartier >45 % pour des bénéfices substantiels en matière de biodiversité et d'atténuation des îlots de chaleur²⁹. Compte tenu que le réseau viaire occupe >5 % de l'emprise au sol des quartiers, nous proposons de fixer un objectif opérationnel défini à >50 % de végétalisation des parcelles.

Pour établir des seuils de recommandation morphologique en accord avec cet objectif de végétalisation des parcelles, il est crucial de démêler la relation entre la végétalisation des parcelles, l'OSR et l'OSG : bien que l'OSR et l'OSG ensemble expliquent 94 % de la variance de la végétalisation des parcelles (Fig. 4), ils peuvent présenter des points de bascule. Comme le montre la Fig. 5a, l'objectif de végétalisation des parcelles >50 % est rarement atteint (<5 %) lorsque l'OSR<0,3 mais devient plus commun au-delà de cette valeur. Ainsi, un OSR>0,3 pourrait être un point de bascule pour définir des morphologies durables et des seuils réglementaires. Pour mieux comprendre le déclin drastique

de la végétalisation des parcelles lorsque l'OSR < 0,3, nous avons tracé l'OSR par rapport à l'OSG (Fig. 5b) car l'OSR est présumé indiquer les pressions potentielles sur l'OSG. L'OSG atteint jusqu'à 87 % lorsque l'OSR > 0,2, mais à l'OSR < 0,2, l'OSG s'effondre à 0. Cependant, même lorsque l'OSR > 0,2 est atteint, l'OSG conserve une variabilité considérable : les 5^{ème} et 95^{ème} percentiles sont respectivement < 10 % et > 85 %.

Afin d'identifier des morphologies durables et les encadrer par des métriques de portée réglementaire, nous avons modélisé la végétalisation des parcelles atteignable (PG_{potential}) pour toute combinaison densité-morphologie (FAR-OSR) donnée comme suit :

$$PG_{\text{potential}} = FAR \times OSR \times OSG_{\text{potential}} \quad (\text{Equation 1})$$

L'OSG_{potential} est défini comme l'OSG réalisable le plus élevé pour un OSR donné, fixé au 95^{ème} percentile pour exclure les valeurs aberrantes. L'OSG potential suit une fonction logistique (Fig. 5b), ajustée comme suit :

$$OSG_{\text{potential}} = 0,87 \times (2 / (1 + e^{(-OSR \times 24)}) - 1) \quad (\text{Equation 2})$$

En utilisant les équations (1) et (2), le spectre des morphologies et des densités pouvant atteindre un PG_{potential} > 50 % est indiqué en tons verts dans la Fig. 5c. Afin d'être cohérent avec les enjeux de densité urbaine élevée (FAR > 1,5, ce qui restreint l'étalement urbain) tout en excluant les bâtiments de grande hauteur (< 12 étages, ce qui limite les émissions de carbone), l'objectif d'une végétalisation de la parcelle > 50 % est réalisable lorsque l'OSR > 0,3 et que l'immeuble possède au moins 4 étages. Ces morphologies durables sont illustrées avec 3 exemples suivant une gamme de densité-hauteur (Fig. 5d), d'après la hauteur moyenne des immeuble (4, 8 et 12 étages) et leur densité FAR résultante (1,5 ; 2 et 2,5).

L'adoption de l'une des trois morphologies durables illustrées à la Fig. 5d dans le passé n'aurait pas entraîné de diminution significative de la densité de la zone étudiée, quel que soit l'année considérée au cours des 100 dernières années. Au contraire, cela aurait pu entraîner un gain de surface de plancher et de végétation allant jusqu'à 125 % en n'importe quelle année donnée (Fig. 5e). Le fait de n'avoir pas suivi ces directives depuis un siècle a conduit à n'atteindre aujourd'hui que 50 % (13/26 m²) du potentiel de végétalisation par appartement, et à accroître de 20 % les inégalités dans la distribution des espaces verts (Fig. 5f). Les pratiques observées au cours de la période la plus récente évaluée (2008-2018) indiquent une tendance qui s'empire dans les opérations les plus récentes : la surface moyenne de végétation par appartement est passée de 16 m² à 13 m² en 10 ans.

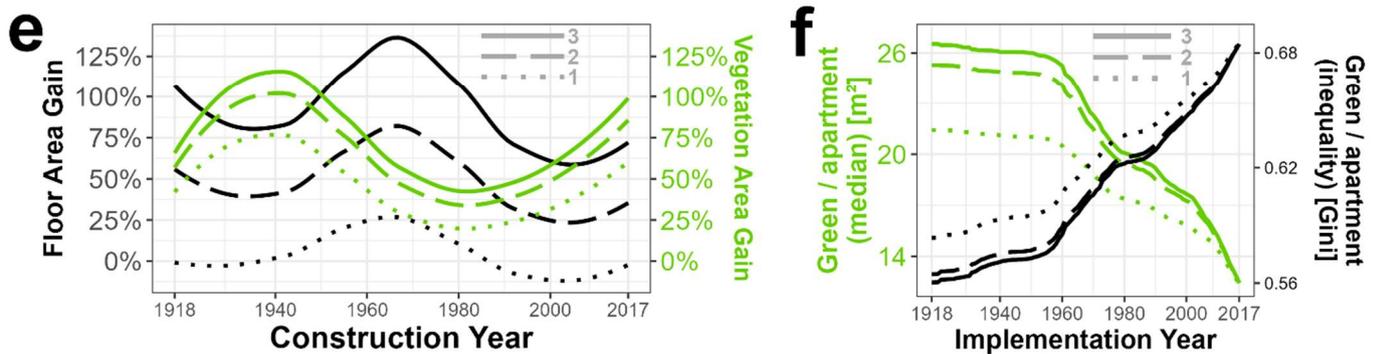
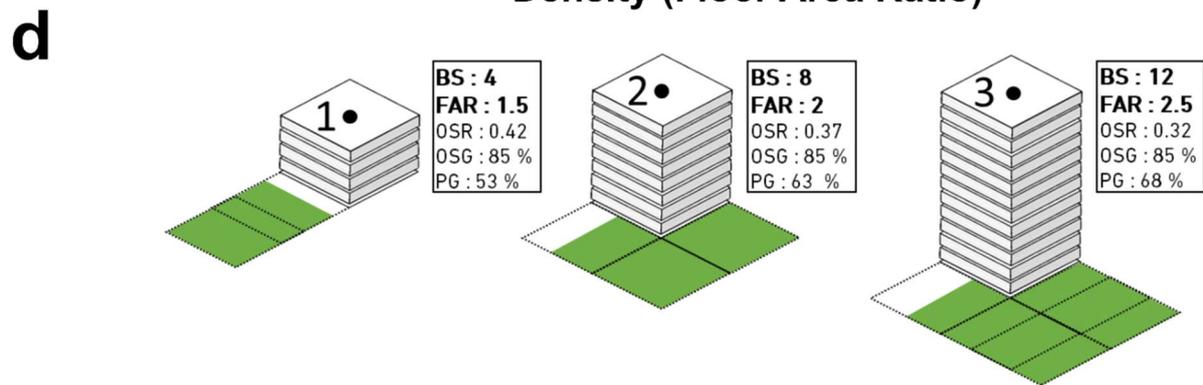
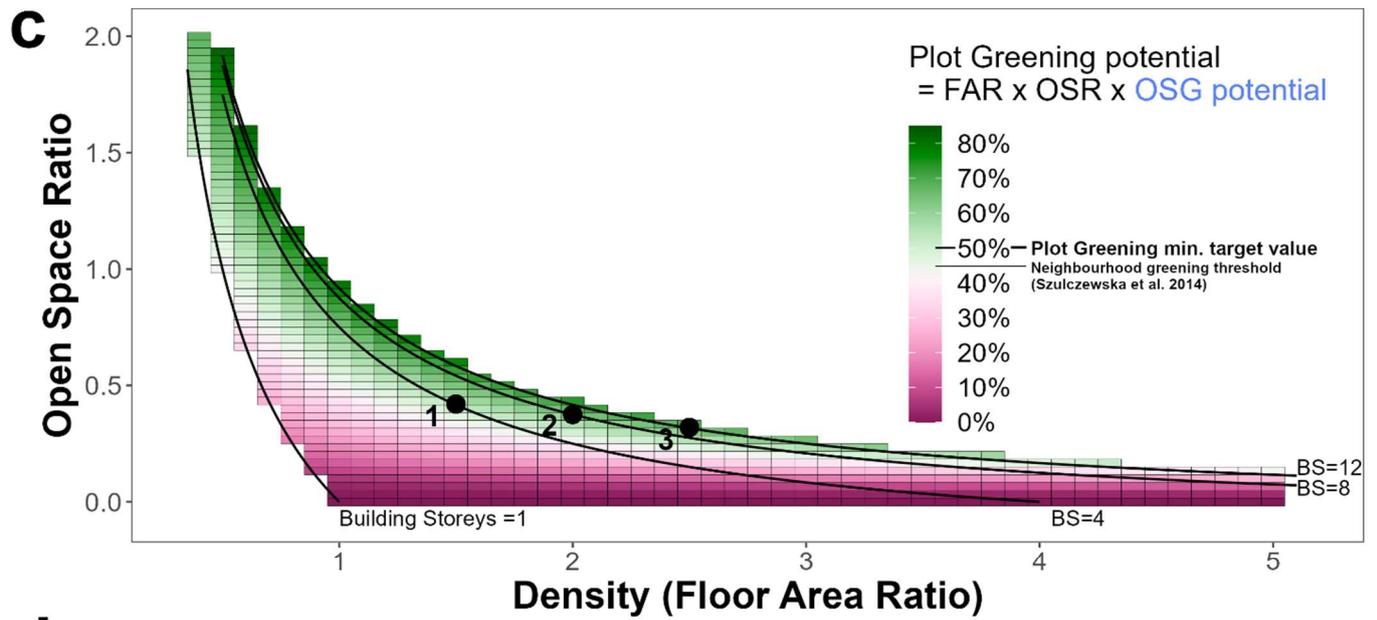
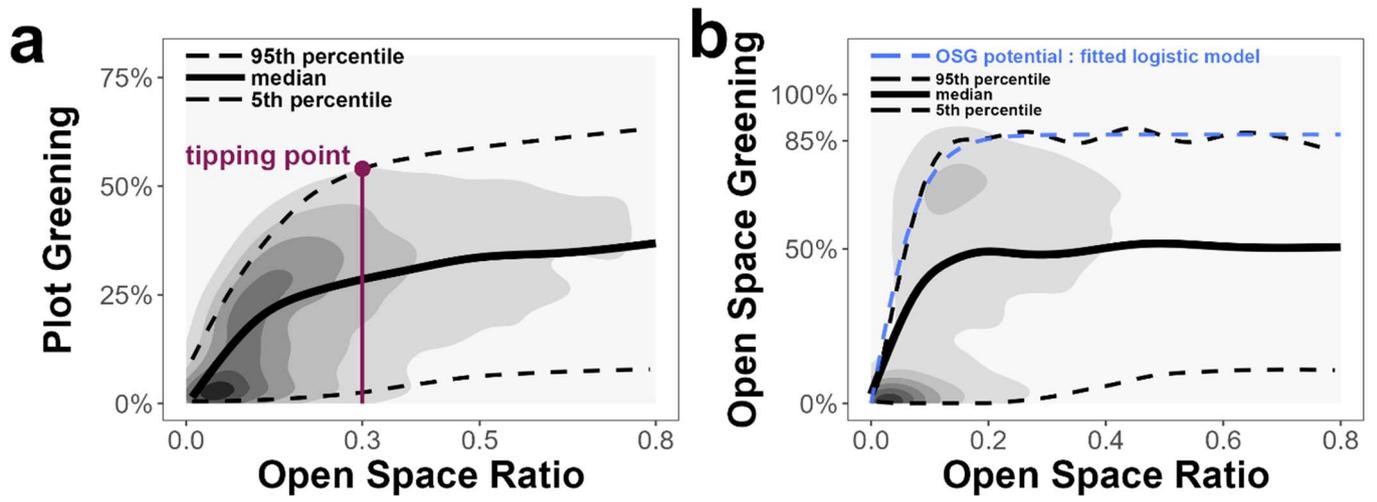


Fig. 5 : Référentiel et modèles de morphologies durables (denses et vertes) avec les bénéfices associés sur la zone d'étude. a : Distribution de la végétalisation des parcelles en fonction de l'OSR. L'OSR=0,3 est défini comme un point de bascule car la végétalisation des parcelles chute brusquement lorsque l'OSR<0,3 et un OSR>0,3 permet d'atteindre une végétalisation des parcelles maximale (fixée au 95e percentile) en accord avec l'objectif de >50 % de végétalisation des parcelles. L'arrière-plan en niveaux de gris montre l'estimation de la densité de Kernel des occurrences de parcelles. **b : Distribution de l'OSG en fonction de l'OSR.** Le potentiel de l'OSG est l'OSG maximal atteignable (fixé au 95e percentile) en fonction de l'OSR et suit un modèle logistique : $OSG_{potential} = 0,87 \times (2 / (1 + \exp(-OSR \times 24)) - 1)$. L'arrière-plan en niveaux de gris montre l'estimation de la densité de Kernel des occurrences de parcelles. **c : Le modèle de potentiel de végétalisation des parcelles** prédit la végétalisation de la parcelle atteignable pour toute configuration densité-morphologie (FAR-OSR) donnée. **d : Panel de morphologies durables équilibrant densité et végétalisation** avec une densité et hauteur de bâtiment variable, se concentrant sur les bâtiments de hauteur moyenne (4 à 12 étages) pour être en accord avec les enjeux de durabilité liés aux émissions de carbone^{52,53}. **e : Simulations des bénéfices annuels** en surface de végétation et en surface de plancher dans la zone d'étude, si l'une des trois morphologies durables décrites ci-dessus avait été appliquée au lieu de la construction originale faite durant l'année donnée. **f : Simulations des gains en surface de végétation par appartement** (médiane et égalité dans la distribution) dans la zone d'étude si l'une des trois morphologies durables décrites ci-dessus avait été adoptée les années précédentes et systématiquement appliquée dans les opérations ultérieures.

(Re)Végétalisation des espaces ouverts

Aujourd'hui, il existe un potentiel considérable à court terme pour revégétaliser les espaces ouverts existants afin de réaménager et d'adapter l'environnement urbain sans modifier les bâtiments existants, car comme cela vient d'être montré l'OSG (indépendamment de la morphologie) explique 52 % de la végétalisation des parcelles (Fig. 4), et lorsque l'OSR>0,2, un OSG de 87 % a été jugé techniquement réalisable tandis que la valeur médiane observée n'est que de 50 % (Fig. 5b). En se basant sur les valeurs de l'OSR et du FAR de la parcelle, la formule du potentiel de végétalisation des parcelles (Equations (1) et (2)) a été utilisée pour calculer pour chaque parcelle le gain de végétalisation qui pourrait être réalisé. Les gains résultant de cette re-végétalisation des espaces ouverts sont importants, mais varient spatialement. La re-végétalisation des espaces ouverts, conformément à leur potentiel, aurait pu entraîner une augmentation de la surface végétalisée de 20-60 % pour n'importe quelle année sur la période couvrant les 100 dernières années (Fig. 6c). Le manque de végétalisation des espaces ouverts par le passé a entraîné un déficit de plus de 40 % de la végétation par appartement et a accru de 6 % le niveau d'inégalité de la distribution des espaces verts (Fig. 6d). Il convient de noter que le potentiel de re-végétalisation du centre-ville historique est très limité, malgré leur faible OSG initialement réalisé (Fig. 6a), ce qui est dû à un OSR<0,2 (Fig. 6b) et/ou une faible couverture d'espace ouvert. Les gains les plus significatifs de végétalisation des parcelles sont situés dans les banlieues proches (Fig. 6b) grâce à un OSR>0,2 et une couverture d'espace ouvert élevée.

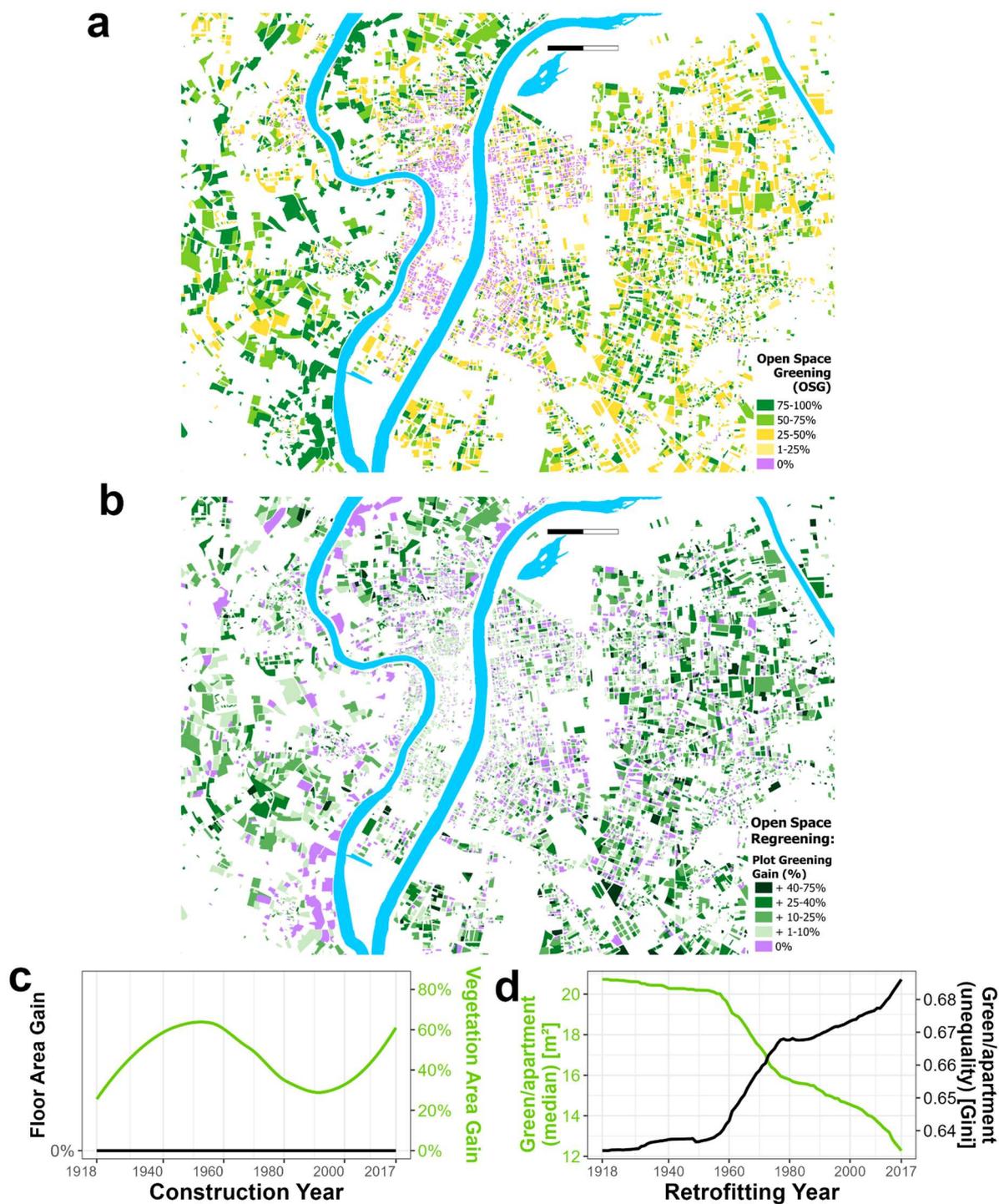


Fig. 6 : Scénario de re-végétalisation durable des espaces ouverts. a : OSG actuel. Barre d'échelle = 1 km. b : Scénario de gain de végétalisation des parcelles lorsque les espaces ouverts sont re-végétalisés en suivant le potentiel de végétalisation des parcelles calculé d'après le FAR et l'OSR de chaque parcelles(cf. Fig. 5b & 5c et Équations (1) et (2)). Barre d'échelle = 1 km. **c : Simulation des gains de surface de végétation dans la zone d'étude**, suivant le scénario de re-végétalisation des espaces ouverts et en fonction de l'année de construction des parcelles. **d : Simulations des gains en surface de végétation par appartement** (médiane et égalité dans la distribution) dans la zone d'étude selon le scénario de re-végétalisation des espaces ouverts, c'est-à-dire si toutes les opérations réalisées après une année donnée étaient re-végétalisés.

Discussion

Notre analyse de 11 593 parcelles en espace résidentiel de type habitat collectif (HC) dans les 59 municipalités de la zone urbaine de Lyon a révélé l'importance cruciale de la morphologie et de l'aménagement paysager pour atteindre une densité et une végétalisation élevée tout en évitant les immeubles de grande hauteur. La morphologie doit garantir une provision minimale d'espaces ouverts par rapport à la surface de plancher (i.e. un OSR élevé) pour permettre une offre élevée d'espaces ouverts et de végétalisation. Une fois ces prérequis satisfaits, des efforts de végétalisation doivent être mis en œuvre par des pratiques d'aménagement paysager pour maximiser leur potentiel écologique tant quantitatif que qualitatif. Le modèle de végétalisation potentielle des parcelles (PG potential) prédisant la végétalisation réalisable pour toute combinaison densité-morphologie fournit des informations clés pour les planificateurs. Il permet de déduire des exigences réglementaires relativement simples pour accompagner la planification future ainsi que de fournir des cartes stratégiques pour la re-végétalisation des espaces présents aujourd'hui. Ces outils permettent l'adaptation des espaces urbains aux enjeux de l'Anthropocène en libérant et étendant le potentiel écologique des espaces verts sur les espaces résidentiels privés⁵⁴.

Importance et portée des résultats principaux

Le dilemme entre densité et végétalisation décrit par les chercheurs et les urbanistes s'est avéré très faible car le FAR ne comptait que pour 6 % de la végétalisation finale des parcelles. Comme suggéré précédemment⁴⁷, il n'existe pas de densité résidentielle optimale et unique pour maximiser l'offre d'espaces verts, car nous montrons que cela dépend essentiellement de la morphologie et de l'aménagement paysager. Ainsi, nous démontrons clairement le caractère inopérant des prescriptions opérationnelles basées sur la densité pour contrôler la végétalisation. La présente étude sur la densité et la végétalisation développe des métriques et des échelles spécifiquement conçues pour être en phase avec le langage et les cadres opérationnels et réglementaires pré-existants.

L' *Open Space Ratio* (OSR), comme proposé récemment⁴⁰, apparaît comme une métrique fondamentale pour concevoir des morphologies urbaines avec un potentiel écologique élevé et une végétalisation durable. En équilibrant la surface des espaces ouverts avec la surface de plancher totale, l'OSR a expliqué la végétalisation des parcelles cinq fois mieux (43 % de la variance de la végétalisation des parcelles expliquée) que le FAR en raison de son incidence sur la couverture des espaces ouverts (34 %) et des pressions potentielles sur l'OSG (+8 %). Nous supposons que ces pressions potentielles peuvent engendrer de conflits d'utilisation (tels que les services nécessitant des surfaces artificielles comme les parkings ou les voies d'accès des pompiers) limitant la végétalisation initiale, ou une perte de végétation ultérieure causée par des pressions d'utilisation excessive (provoquant piétinement menant à des sols nus). Ces pressions potentielles modérées par l'OSR sont des indicateurs cruciaux de durabilité, nécessitant une prudence considérable étant donné les changements, tant climatiques que de l'évolution de l'utilisation des espaces verts liée aux attentes des résidents, qui sont actuellement en cours. Les preuves empiriques que nous apportons sur les points de bascule liés à l'OSR améliorent notre compréhension de la façon dont la morphologie urbaine influence l'étendue et la durabilité de la végétalisation des espaces ouverts. L'OSR représente un bon indicateur de « densité urbaine qualitative » et permet de révéler l'équilibre critique nécessaire entre la couverture des espaces ouverts et la densité pour une végétalisation durable, la disponibilité des espaces verts par habitant et la

résilience des espaces verts. Ces conclusions sont d'une importance majeure pour les planificateurs afin de délimiter une morphologie urbaine sûre et soutenable et favoriser l'adoption de pratiques durables. Dans notre étude, nous avons constaté que définir une morphologie opérationnelle avec un $OSR > 0,3$ est un prérequis fondamental pour atteindre une végétalisation durable des parcelles $> 50\%$.

L'Open Space Greening (OSG) reste un facteur important pour atteindre une végétalisation élevée des parcelles : même lorsque l' $OSR > 0,3$ est atteint, l'OSG s'est avéré extrêmement variable (0-87 %, médiane 50 %). La variance de l'OSG, indépendamment de la densité et de la morphologie, compte pour 52 % de la végétalisation des parcelles mais seulement 38 % de celle-ci est expliquée par des facteurs contextuels liés aux contextes spatial, temporel et socio-économique tels que la taille de la parcelle, la pente et l'année de construction ; la densité, la végétalisation, l'année de construction et le niveau d'éducation des quartiers. 32 % de la variance de la végétalisation des parcelles reste inexpliquée, ce qui suggère que d'autres facteurs influencent également l'OSG : nous supposons que des aspects culturels tels que les préférences esthétiques et le contexte culturel des résidents pourraient permettre de mieux comprendre les pratiques d'aménagement paysager passées et actuelles. Quoi qu'il en soit, aucune réelle contrainte technique de l'OSG n'a été relevée parmi les facteurs contextuels testés, ce qui suggère que la marge est grande dans les espaces ouverts pour leur faire atteindre de manière réaliste 85 % de végétalisation. Atteindre une $OSG > 85\%$ est ainsi le deuxième prérequis pour garantir une végétalisation élevée des parcelles, car 94 % de la végétalisation des parcelles est déterminée lorsque l' OSR et l' OSG sont définis ensemble.

Cadre de soutenabilité et d'applicabilité

Notre panel de 11 593 parcelles étudiées présente une large gamme de combinaisons FAR-OSR, englobant la variabilité observée à l'échelle mondiale. Les morphologies étudiées sont de hauteur moyenne ($< 1\%$ des parcelles étudiées ont des immeubles de hauteur dépassant 12 étages), ce qui est conforme aux préoccupations de durabilité portant sur les émissions de carbone et l'accessibilité sociale. En effet, les immeubles de grande hauteur entraînent des émissions de CO_2 et une consommation énergétique plus élevées (carbone incorporé et opérationnel)^{52,53} ainsi que des coûts économiques élevés, les rendant non inclusifs⁵⁵.

Équilibrer la densité et la végétalisation ne signifie pas une optimisation qui uniformise la morphologie des villes et nos résultats soutiennent la diversification des formes urbaines, présentant une gamme de morphologies de parcelles atteignant une végétalisation durable ($> 50\%$) avec un $OSR > 0,3$, allant d'une densité de 1,5 avec 4 étages à une densité de 2,5 avec 12 étages. Nos recommandations permettent aux planificateurs d'adopter diverses formes urbaines via le zonage des plans d'urbanisme. Ces recommandations se concentrent sur la morphologie au niveau de la parcelle, en laissant de côté le design des parcelles, ce qui offre également une liberté totale aux architectes pour la forme des bâtiments et des espaces ouverts. Ces recommandations pour les praticiens sont en ligne avec les auteurs qui soulignent l'importance d'éviter les directives unilatérales⁴⁷ et de porter attention au pluralisme bio-culturel et l'hétérogénéité des espaces urbains⁵⁶. Passer des morphologies de parcelles à la forme urbaine des quartiers implique un design des réseaux routiers, ce qui peut entraîner une consommation de foncier supplémentaire variable, des travaux précédents ont montré que celle-ci peut être minimisée en suivant les principes d'aménagement urbain en super-block⁵⁷ ou fractal⁵⁸.

Se concentrer sur les morphologies urbaines de hauteur moyenne peut également répondre aux préoccupations concernant la hauteur des bâtiments et être cohérent avec l'acceptabilité sociale des

formes urbaines⁵⁹. Mais, comme les formes urbaines ne peuvent être considérées durables si elles ne sont pas pleinement acceptées par les habitants⁶⁰, ces résultats soulignent aussi l'importance de revisiter les études investiguant l'acceptabilité sociale de la densité, en découplant la hauteur de l'OSR. Nous nous attendons à ce qu'un OSR élevé associé à des espaces verts de haute qualité puisse être accepté par les citoyens à des niveaux de densité qui autrement seraient rejetés. Cela appelle à des recherches sociales pour évaluer cette hypothèse, car, à notre connaissance, il n'existe aucune étude sur l'acceptabilité morphologique dédiée à l'OSR, bien que les architectes promeuvent de plus en plus leurs projets sur la base de tels indices de « densité qualitative » équilibrant les espaces ouverts ou publics par rapport aux surfaces de plancher ou aux espaces privés (obs. pers.). Bien que la littérature sur ce sujet soit rare, certaines études économiques semblent soutenir cette hypothèse : par exemple, à Singapour, les HC ont reçu une valeur hédonique plus élevée lorsque $>63 \text{ m}^2/\text{habitant}$ ⁶¹. Les morphologies durables semblent également viables économiquement, car 10 % des parcelles étudiées dans notre étude ont été réalisées avec un $\text{OSR}>0,3$ et un $\text{FAR}>1,5$ au cours des 20 dernières années. La viabilité sociale soulève une autre préoccupation encore, car l'urbanisme vert et durable peut augmenter l'attractivité et la valeur immobilière⁶² des opérations, pouvant potentiellement conduire à une gentrification des quartiers⁶³. Ce problème peut être traité par un engagement politique accompagné d'outils réglementaires comme la mixité des logements⁶⁴ ou la régulation des prix des loyers⁶⁵ ou encore des modèles alternatifs de propriété comme le bail réel solidaire (Community Land Trusts).

Lignes directrices et stratégies d'action

Nos résultats fournissent une évaluation quantitative et systémique de la densité urbaine et de la morphologie sur l'approvisionnement des espaces verts. Le modèle de potentiel de végétalisation des parcelles (PG potential) prédit la végétalisation réalisable pour toute configuration densité-morphologie (FAR-OSR), ce qui fournit un outil clé pour les praticiens recherchant un cadre de référence pour simuler l'impact de leurs principes de planification. Le panel de morphologies durables, garantissant une végétalisation durable équilibrée avec la densité, pourrait être efficacement réglementé par des règles simples intégrées dans les documents de planification urbaine : $\text{OSR}>0,3$ et $\text{OSG}>85 \%$ aboutissant à une végétalisation des parcelles finale $>50 \%$, un seuil avec des bénéfices substantiels pour l'atténuation du changement climatique et le soutien de la biodiversité²⁹. Les enjeux complémentaires de durabilité impliquant une faible expansion urbaine et de faibles émissions de carbone sont également atteints avec ces préconisations car elles permettent de bénéficier d'une densité substantielle ($1,5<\text{FAR}<2,5$) avec une gamme d'immeubles de hauteur moyenne (4 à 12 étages).

Étant donné les pressions sur les espaces verts qui évoluent à cause du changement climatique et des attentes des citoyens souhaitant profiter de ces espaces verts, il nous semble crucial d'intégrer le seuil OSR dans les réglementations urbaines avec des marges de sécurité. Les recommandations aux planificateurs urbains doivent être adaptées pour faire face aux incertitudes inhérentes à ces changements globaux. Nous proposons ainsi de fixer, pour le développement urbain futur, un $\text{OSR}>0,5$ plutôt que $\text{OSR}>0,3$. Cette marge de sécurité sur l'OSR devrait également être en mesure de tenir compte de la variabilité du climat et d'utilisation des espaces ouverts dans divers contextes urbains, renforçant la répliquabilité et la validité des lignes directrices, jusqu'à ce que des études supplémentaires soient menées dans d'autres régions du monde pour comparer la valeur seuil OSR-OSG identifiée dans cette étude. $\text{OSR}>0,5$ mérite une place prépondérante dans les documents de planification pour définir des morphologies urbaines sûres et soutenables, car c'est un prérequis pour

atteindre une végétalisation durable et assurer la résilience face aux pressions d'usage évolutives, combinées aux impacts du changement climatique. Exiger un OSR>0,5 et un OSG>85 % dans des bâtiments de hauteur moyenne (4 à 12 étages) fournit des directives simples et universellement applicables pour atteindre des objectifs de végétalisation durable et en récolter les co-bénéfices associés.

La re-végétalisation des espaces ouverts existants dans les espaces résidentiels en habitat collectif offre une stratégie complémentaire et efficace pour adapter les villes, car l'OSG, indépendamment de la morphologie, explique 52 % de la variance de la végétalisation des parcelles. Notre analyse suggère une dépendance minimale de l'OSG aux contraintes techniques, légales et sociales, faisant de 85 % de végétalisation des espaces ouverts une ligne directrice réaliste pour les praticiens. Nous pensons que les changements dans les pratiques paysagères sont principalement ralentis ou contrecarrés par des biais culturels. Cependant, la transition vers des paysages durables et riches en biodiversité est désormais une préoccupation populaire croissante, qui pourrait également être soutenue par des politiques d'incitation financière pour réaménager les parcelles⁶⁶. Produire des cartes montrant où et combien de couverture végétale peut être gagnée est une manière concrète de relever le défi de libérer le potentiel écologique des espaces verts sur les espaces résidentiels privés. En pratique, cependant, la faisabilité de la re-végétalisation de ces espaces dépend des services et usages initialement implémentés, des aménagements paysagers et de l'évolution des usages de ces espaces. Ces contraintes sociales et économiques doivent être évaluées au cas par cas, ce qui nécessite une facilitation sociale indispensable et un soutien économique de la part des autorités locales. Une telle transition urbaine efficace doit suivre des voies sociales basées sur des initiatives communautaires qui engagent et autonomisent les résidents, avec des opportunités d'approfondir leur compréhension et leur attachement à leur environnement local et à la biosphère³⁶.

Ces lignes directrices contribuent en tant que telles à accroître l'équité dans la distribution de la végétation tout en cultivant la résilience et la durabilité dans le périmètre de la vie quotidienne. Cette approche locale devrait constituer une SFN prometteuse car elle renforce le sentiment d'appartenance, l'intérêt et le soin envers les communs urbains^{38,67}, ce qui constitue un catalyseur « *bottom-up* » pour les résidents désireux d'agir pour des transformations concrètes et directes des espaces qu'ils habitent³⁶. Du point de vue de la conservation de la biodiversité, ces lignes directrices peuvent promouvoir la mise en œuvre d'une stratégie spatiale de partage des terres (« *land-sharing* ») et répondre au besoin de services écosystémiques de proximité pour l'adaptation des villes au changement climatique. En développant concrètement une stratégie d'infrastructures urbaines hybrides⁶⁸, elles favorisent les interactions quotidiennes avec la biodiversité, qui sont essentielles pour l'engagement envers la préservation de la biodiversité.

Perspectives pour les études futures

Bien que nos résultats fournissent une référence pour l'approvisionnement en espaces verts avec une gamme de morphologies urbaines durables prêtes à être appliquées, des recherches supplémentaires mériteraient d'aborder en profondeur la qualité écologique de ces espaces pour la biodiversité. Les données sur la biodiversité multi-taxons seraient cruciales pour approfondir notre compréhension de l'adéquation écologique⁶⁹ de ces morphologies et affiner les politiques urbaines pour concilier densité, végétalisation et biodiversité⁴⁶. Cette combinaison d'une description fine des morphologies urbaines avec des études écologiques approfondies est actuellement l'objectif de nos recherches à venir et pourrait fournir une validation définitive des recommandations pour un urbanisme durable et écologique garantissant une capacité et une résilience suffisantes des services

écosystémiques, allant au-delà du simple verdissement parfois promu par l' « urbanisme vert » .

De plus, un tel couplage avec des inventaires de biodiversité pourrait fournir des preuves supplémentaires pour la preuve de l'existence d'un seuil de >50 % de végétalisation initialement observé par Szulczewska et al.²⁹ que nous avons utilisé comme référence et cible tout au long de cet article pour garantir la biodiversité et les services écosystémiques. Mener des inventaires participatifs de biodiversité avec les résidents offrirait une opportunité supplémentaire de mettre en œuvre des solutions fondées sur la nature (SFN) et de se diriger vers une recherche transformative⁷⁰, car cela pourrait alimenter les co-constructions collectives du sens du lieu^{11,71,72} et de la connexion à la nature. Ces méthodes constituent un terrain fertile pour autonomiser les résidents par des pratiques collaboratives⁷³⁻⁷⁵ et impliquant les urbanistes et les décideurs dans une science citoyenne rigoureuse^{76,77}.

Méthodes

Les analyses ont été menées sur toutes les parcelles résidentielles en habitat collectif existantes en 2017 et construites de 1918 à 2017 dans la région métropolitaine de Lyon (11 593 parcelles) incluant à la fois des copropriétés et des logements sociaux. Le jeu de données combine la télédétection et les données fiscales administratives sur les logements, agrégées au niveau de la parcelle. L'année de base est 2017 car elle a été conditionnée par les images multispectrales aériennes et LiDAR les plus récentes permettant une cartographie de la végétation à une résolution spatiale de 1 mètre.

Sites d'étude

La région métropolitaine de Lyon est la troisième plus grande zone urbaine de France (1 411 571 habitants, 538,4 km²). Les politiques d'attractivité métropolitaine et les circonstances économiques ont conduit à un dynamique démographique au cours des 5 dernières années qui est 3 fois plus élevé que la moyenne nationale et favorisant la densification de la ville⁷⁸. Un tiers des logements actuels ont moins de 20 ans et 98 % des logements créés pendant cette période sont des appartements. Aujourd'hui, plus de 75 % de la production totale de surface de plancher est dédiée aux immeubles en habitat collectif (Fig. Supplémentaire 4). La région métropolitaine de Lyon présente une grande diversité de morphologies de parcelles et de quartiers en raison de la topographie et de la riche histoire urbaine caractérisée par des évolutions architecturales et une croissance urbaine intense au cours des 100 dernières années⁷⁹ (Fig. Supplémentaire 5). La zone d'étude englobe 59 municipalités allant de villages semi-ruraux à des centres urbains denses, présentant des modalités d'aménagement urbain distincts selon les quartiers, comprenant le noyau historique du 14^{ème} siècle, les boulevards du 19^{ème} siècle, les quartiers d'affaires du 20^{ème} siècle et les banlieues résidentielles en expansion avec des maisons individuelles et des résidences en habitat collectif⁸⁰ (Fig. 1). Ceci confère à la zone d'étude entière tout comme ses quartiers des qualités représentatives de nombreuses autres zones urbaines européennes de petite à grande taille, couvrant la diversité des combinaisons morphologiques possibles. Cette étude se concentre sur une seule zone métropolitaine pour utiliser des données fiscales et de végétation de très haute résolution uniques, disponibles pour ce territoire. La taille et les caractéristiques du jeu de données devraient rendre nos conclusions et recommandations pertinentes pour toutes les zones urbaines du monde confrontées à des problèmes de résilience et de durabilité⁴² dus au développement urbain et au changement climatique⁸¹. Ces préoccupations restent également un enjeu critique dans les villes de petite à moyenne taille⁷⁸ cherchant à préserver les terres naturelles et agricoles tout en créant des espaces résidentiels équitables et abordables.

La définition de l'habitat collectif utilisée dans cette étude pour identifier les parcelles étudiées est la suivante : ≥ 3 appartements, $>70\%$ des logements sont des appartements et $>70\%$ de la surface de plancher est à usage résidentiel. Ces critères sont identiques à ceux définis par l'Atlas du Tissu Urbain dans la région parisienne⁸². Les parcelles (c'est-à-dire « unité de propriété foncière » qui est l'agrégation de parcelles adjacentes appartenant au même propriétaire) ont été extraites du jeu de données fiscales foncières distribué par le Centre d'Études et d'Expertise sur les Risques, l'Environnement, la Mobilité et l'Aménagement (CEREMA)⁸³. Cet ensemble d'habitat collectif de la région métropolitaine de Lyon représente 20 906 parcelles et compte pour 98 % des appartements (76 % de l'ensemble du parc de logements). Parmi cet ensemble, seules les parcelles construites au cours des 100 dernières années (1917-2017) ont été sélectionnées pour effectuer des analyses statistiques représentatives des pratiques modernes actuelles d'aménagement urbain et de construction. Les 11 593 parcelles ainsi étudiées couvrent 3 400 ha et 460 000 logements, représentant 85 % de la surface foncière, 83 % des surfaces de plancher et 82 % de l'ensemble des espaces en habitat collectif précédemment défini. 99 % des parcelles étudiées comprennent des bâtiments de moins de 12 étages, ce qui est cohérent avec les enjeux de durabilité des émissions de carbone pendant la construction et le fonctionnement des bâtiments^{52,53}.

Données de couverture des sols

La cartographie de l'occupation du sol a été combinée à partir de diverses sources. La végétation a été identifiée à une résolution de 1m⁸⁴ par télédétection avec une analyse d'image basée sur des objets⁸⁵ mobilisant la photographie aérienne et les hauteurs lidar. La végétalisation des parcelles retenues exclut les toitures végétalisées, pour fournir un indicateur objectif des sols végétalisés, fournissant des services écosystémiques plus étendus, résilients et frugaux en termes d'énergie et technicité. Il convient de noter que la méthode d'identification de la végétation par vue satellite ne permet pas d'inférer les caractéristiques des sols (plein sol VS sol imperméabilisé) en raison du masquage possible par le houppier des arbres. L'emprise au sol des bâtiments a été obtenue d'après les données BD TOPO de l'IGN⁸⁶. Toutes les surfaces qui n'étaient ni construites ni couvertes par de la végétation ont été classées comme sol nu/artificialisé

Densité et métriques morphologiques

De nombreux indicateurs de morphologie urbaine ont émergé grâce à la disponibilité récente de bases de données de qualité à grande échelle, renforçant l'intérêt des chercheurs pour les bâtiments⁸⁷. L'ensemble des métriques morphologiques utilisées dans cet article est répertorié et illustré dans les Figures Supplémentaires 1 & 2. L'étude de la morphologie a nécessité des informations sur les surfaces de plancher, fournies également par le jeu de données fiscales à l'échelle des parcelles du CEREMA⁸³. La densité a été calculée selon le Ratio de Surface de Plancher (FAR)⁴⁹. La morphologie a été évaluée par l'*Open Space Ratio* (OSR), un indice plus qualitatif de la densité qui exprime l'équilibre entre l'espace ouvert non bâti et les surfaces de plancher.

Les dynamiques de densification et d'évolution de la morphologie des opérations d'aménagement ont été illustrées à partir du même jeu de données fiscales à l'échelle des parcelles du CEREMA⁸³, qui fournit les surfaces de plancher, leur typologie d'usages et leur année de construction, permettant ainsi de calculer la densité et d'autres métriques morphologiques et de les retracer dans le temps. L'évolution de la morphologie et de l'occupation du sol dans les espaces résidentiels en habitat collectif a été illustré à travers les parcelles existant encore en 2017 (Fig. Supplémentaire 4) et montre que le FAR (plus connu comme le coefficient d'occupation des sol, COS, en France), l'OSR et le coefficient

d'emprise des bâtiments (plus connu comme le coefficient d'emprise au sol, CES, en France) ont des tendances relativement coordonnées à la hausse et à la baisse au fil du temps, tandis que le nombre d'étages des bâtiments suit une tendance distincte qui augmente globalement jusqu'aux années 2000, puis diminue et se stabilise. La végétalisation diminue drastiquement pour les aménagements réalisés au cours des 10 dernières années tandis que le plus haut niveau de végétalisation des parcelles est atteint pour les constructions des années 1980.

Contexte des parcelles

Les choix d'aménagement paysager (tels que l'OSG) réalisés dans chaque parcelle peuvent varier en fonction de nombreux facteurs contextuels. Un résumé des variables contextuelles étudiées est disponible dans le Tableau Supplémentaire 1. À l'échelle de la parcelle, nous avons retenu la taille, la pente et l'année de construction. Une grande taille de parcelle et une pente forte pourraient limiter l'imperméabilisation des sols en raison des coûts élevés combinés à un faible bénéfice d'imperméabiliser de si larges surfaces pentues. L'année de construction pourrait informer sur les modes des pratiques d'aménagement paysager qui ont évolué au cours des époques du temps.

À l'échelle du quartier, nous avons retenu l'environnement urbain et paysager définis respectivement par sa densité et son taux de végétalisation des espaces ouverts (FAR_N et OSG_N) car nous soutenons que les opérations d'aménagement s'intègrent et ont tendance à se conformer à l'identité existante du quartier. Les facteurs socio-économiques (niveau d'éducation, EDU_N) pourraient indiquer des budgets d'investissement et des préférences différents lors de la conception et de la réalisation de l'aménagement paysager⁸⁸ affectant l'OSG en raison notamment de « l'effet de luxe »⁵¹. Pour tenir compte de l'influence des politiques de logement et des prescriptions de formes urbaines qui varient dans l'espace et le temps, nous avons également utilisé l'année de construction moyenne du quartier (moyenne pondérée par la surface de chaque parcelle : Y_N). Les délimitations des quartiers ont été retenues suivant le découpage établi par l'INSEE : un quartier « IRIS » (Ilots Regroupés pour l'Information Statistique) comprend environ 2 000 à 5 000 habitants et est établi à partir de critères géographiques et statistiques impliquant entre autre la fonctionnalité majoritaire des tissus urbains⁸⁹. Le prisme des quartiers tels que définis par les IRIS délimitent ainsi plus précisément des tissus urbains d'identité plus homogènes que les délimitations fondées sur des grilles raster « aveugles » . L'échelle de l'IRIS est également la plus petite échelle disponible pour évaluer à large échelle la situation socio-économique, sans données manquantes en raison du seuil de confidentialité.

Analyse Statistique

La décomposition de la variance de la végétalisation des parcelles et l'importance relative des variables ont été modélisées en utilisant des algorithmes de *Random Forest*, particulièrement adaptés pour gérer les relations non linéaires possibles ou la covariance entre les variables⁹⁰⁻⁹³. Les modèles de Forêt Aléatoire construisent un arbre de décision pour évaluer la proportion de variance expliquée et l'importance des variables⁹⁴. Il est également important de noter que les modèles de Forêt Aléatoire ne sont pas sujets au surapprentissage. L'importance relative de chaque variable est calculée à partir de l'augmentation de l'erreur quadratique moyenne (%IncMSE), également connue sous le nom de diminution moyenne de précision (Mean Decrease in Accuracy). L'importance des variables est mesurée en calculant la différence de l'erreur quadratique moyenne (MSE) après permutation aléatoire des valeurs de la variable d'intérêt. Cela quantifie l'amélioration de la prédiction du modèle résultant de l'inclusion de la variable d'intérêt et a été développé par Strobl et al.⁹⁵ pour traiter le biais de l'indice précédemment utilisé (Mean Decrease Gini, IncNodeImpurity)⁹⁶.

Les quantiles (5^{ème} et 95^{ème} percentile) ont été calculés en utilisant un algorithme de fenêtre glissante avec une largeur de corbeille étroite (tous les 0,02 OSR). La tendance lissée a ensuite été tracée en utilisant un modèle additif généralisé. Le modèle asymptotique des 95^{ème} percentiles dans la Fig. 5b a été évalué en comparant la régression asymptotique :

$$y=L-L\cdot e^{-k\cdot x}$$

et la régression logistique :

$$y=L\cdot(2/(1+e^{-k\cdot x})-1)$$

Les estimations des paramètres pour L (le supremum de la fonction) et k (le taux d'accroissement) ont été faites de manière itérative en utilisant les moindres carrés non linéaires. La régression logistique a finalement été retenue en raison d'une valeur de R² plus élevée avec un nombre identique de paramètres.

Scénarios de Mise en Œuvre des Lignes Directrices et de Re-végétalisation

Les scénarios de re-végétalisation ont été calculés en fonction de la valeur de l'OSR et du FAR de chaque parcelle : la formule du potentiel de végétalisation des parcelles obtenue dans la seconde partie des résultats a été utilisée pour calculer le taux de végétalisation de la parcelle ainsi re-végétalisée. Ensuite, ce taux de végétalisation de la parcelle ainsi re-végétalisée a été comparé à la valeur initiale de la végétalisation des parcelles pour évaluer le gain possible de végétalisation des parcelles (Fig. 6b). Des comparaisons similaires entre la valeur regagnée et la valeur initiale ont été effectuées pour évaluer les co-bénéfices en termes de surface totale de végétation, de distribution et d'équité.

Déclaration de Disponibilité des Données

La carte représentant les données d'occupation des sols à une résolution de 1 mètre est disponible en consultation sur ce site :

<https://collectifs-biodiversite.universite-lyon.fr/carte-dynamique-vegetation/>

Les données sur la couverture végétale à une résolution de 1 mètre peuvent être téléchargées à l'adresse suivante :

<https://data.grandlyon.com/portail/fr/jeux-de-donnees/vegetation-stratifiee-2018-metropole-lyon/info>

Les jeux de données agrégés à l'échelle des parcelles sont disponibles auprès de l'auteur correspondant sur demande, car ils incluent des données du jeu de données fiscales foncières⁸³ qui sont soumises à des restrictions de publication. Les sources de données originales sont détaillées dans la section Méthodes.

Remerciements

Thomas Boutreux et Fabien Commeaux ont été soutenus par l'École Urbaine de Lyon (programme d'investissement d'avenir ANR-17-CONV-0004) de l'Université de Lyon, financé par l'Agence Nationale de la Recherche (ANR). Ce travail a été soutenu par le Conseil Métropolitain de Lyon et le LabEx IMU (ANR-10-LABX-0088) de l'Université de Lyon, dans le cadre du « Plan France 2030 » opéré par l'Agence Nationale de la Recherche (ANR), dans le cadre du projet de recherche COLLECTIFS (<https://collectifs-biodiversite.universite-lyon.fr/>).

Références

1. Steffen, W., Broadgate, W., Deutsch, L., Gaffney, O. & Ludwig, C. The trajectory of the Anthropocene: the great acceleration. *Anthr. Rev.* 2, 81–98 (2015).
2. Grimm, N. B. et al. Global change and the ecology of cities. *Science* 319, 756–760 (2008).
3. IPBES. Summary for Policymakers of the Global Assessment Report on Biodiversity and Ecosystem Services. <https://zenodo.org/record/3553579> (IPBES, 2019) <https://doi.org/10.5281/zenodo.3553579>.
4. Van Vliet, J. Direct and indirect loss of natural area from urban expansion. *Nat. Sustain.* 2, 755–763 (2019).
5. Miller, J. R. Biodiversity conservation and the extinction of experience. *Trends Ecol. Evol.* 20, 430–434 (2005).
6. Zylstra, M. J., Knight, A. T., Esler, K. J. & Le Grange, L. L. L. Connectedness as a core conservation concern: an interdisciplinary review of theory and a call for practice. *Springer Sci. Rev.* 2, 119–143 (2014).
7. Riechers, M., Balázsi, Á., García-Llorente, M. & Loos, J. Humannature connectedness as leverage point. *Ecosyst. People* 17, 215–221 (2021).
8. Ferreira, C., Kalantari, Z. & Pereira, P. Liveable cities: Current environmental challenges and paths to urban sustainability. *J. Environ. Manage* 277, 111458 (2021).
9. Kabisch, N. et al. Nature-based solutions to climate change mitigation and adaptation in urban areas: perspectives on indicators, knowledge gaps, barriers, and opportunities for action. *Ecol. Soc.* 21 (2016).
10. Keesstra, S. et al. The superior effect of nature based solutions in land management for enhancing ecosystem services. *Sci. Total Environ.* 610–611, 997–1009 (2018).
11. Raymond, C. M., Stedman, R. & Frantzeskaki, N. The role of naturebased solutions and senses of place in enabling just city transitions. *Environ. Sci. Policy* 144, 10–19 (2023).
12. Lenton, T. M. Tipping positive change. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci* 375, 20190123 (2020).
13. Seto, K. C., Golden, J. S., Alberti, M. & Turner, B. L. Sustainability in an urbanizing planet. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 114, 8935–8938 (2017).
14. Hoornweg, D., Hosseini, M., Kennedy, C. & Behdadi, A. An urban approach to planetary boundaries. *Ambio* 45, 567–580 (2016).
15. Beninde, J., Veith, M. & Hochkirch, A. Biodiversity in cities needs space: a meta-analysis of factors determining intra-urban biodiversity variation. *Ecol. Lett.* 18, 581–592 (2015).
16. Colding, J., Giusti, M., Haga, A., Wallhagen, M. & Barthel, S. Enabling relationships with nature in cities. *Sustainability* 12, 4394 (2020).
17. Oliver, T. H. et al. Biodiversity and resilience of ecosystem functions. *Trends Ecol. Evol.* 30, 673–684 (2015).
18. Methorst, J., Bonn, A., Marselle, M., Böhning-Gaese, K. & Rehdanz, K. Species richness is positively related to mental health—A study for Germany. *Landsc. Urban Plan.* 211, 104084 (2021).
19. Ives, C. D. et al. Reconnecting with nature for sustainability. *Sustain. Sci.* 13, 1389–1397 (2018).
20. Colsaet, A., Laurans, Y. & Lévrel, H. What drives land take and urban land expansion? A systematic review. *Land Use Policy* 79, 339–349 (2018).
21. Tannier, C., Bourgeois, M., Houot, H. & Foltête, J.-C. Impact of urban developments on the functional connectivity of forested habitats: a joint contribution of advanced urban models and landscape graphs. *Land Use Policy* 52, 76–91 (2016).
22. Gren, Å., Colding, J., Berghauer-Pont, M. & Marcus, L. How smart is smart growth? Examining the environmental validation behind city compaction. *Ambio* 48, 580–589 (2019).
23. Merino-Saum, A., Halla, P., Superti, V., Boesch, A. & Binder, C. R. Indicators for urban sustainability: key lessons from a systematic analysis of 67 measurement initiatives. *Ecol. Indic.* 119, 106879 (2020).
24. Geschke, A., James, S., Bennett, A. F. & Nimmo, D. G. Compact cities or sprawling suburbs? Optimising the distribution of people in cities to maximise species diversity. *J. Appl. Ecol.* 55, 2320–2331 (2018).
25. Zhang, X. & Zhou, H. Indicators of urban conditions: an approach to understanding the suitability of the compact city. *Paradigm. J. Urban Plan. Dev.* 149, 04023021 (2023).
26. Haaland, C. & van den Bosch, C. K. Challenges and strategies for urban green-space planning in cities undergoing densification: a review. *Urban For. Urban Green* 14, 760–771 (2015).
27. Breheny, M. Urban compaction: feasible and acceptable? *Cities* 14, 209–217 (1997).
28. WHO. Health Indicators of Sustainable Cities in the Context of the Rio +20 UN Conference on Sustainable Development. (WHO, 2012).
29. Szulczewska, B. et al. How much green is needed for a vital neighbourhood? In search for empirical evidence. *Land Use Policy* 38, 330–345 (2014).
30. Mahtta, R. et al. Urban land expansion: the role of population and economic growth for 300+ cities. *Npj Urban Sustain.* 2, 5 (2022).
31. Zwierzchowska, I., Haase, D. & Dushkova, D. Discovering the environmental potential of multi-family residential areas for naturebased solutions. A Central European cities perspective. *Landsc. Urban Plan.* 206, 103975 (2021).
32. Manfredo, M. J., Teel, T. L., Berl, R. E. W., Bruskotter, J. T. & Kitayama, S. Social value shift in favour of biodiversity conservation in the United States. *Nat. Sustain* 4, 323–330 (2021).
33. Harris, V., Kendal, D., Hahs, A. K. & Threlfall, C. G. Green space context and vegetation complexity shape people’s preferences for urban public parks and residential gardens. *Landsc. Res.* 43, 150–162 (2018).
34. Samuelsson, K. et al. Impact of environment on people’s everyday experiences in Stockholm. *Landsc. Urban Plan.* 171, 7–17 (2018).
35. Prévot, A.-C., Cheval, H., Raymond, R. & Cosquer, A. Routine experiences of nature in cities can increase personal commitment toward biodiversity conservation. *Biol. Conserv.* 226, 1–8 (2018).
36. Diduck, A. P., Raymond, C. M., Rodela, R., Moquin, R. & Boerchers, M. Pathways of learning about biodiversity and sustainability in private urban gardens. *J. Environ. Plan. Manag.* 63, 1056–1076 (2020).
37. Colding, J., Barthel, S. & Samuelsson, K. Supporting *bottom-up* human agency for adapting to climate change. *One Earth* 3, 392–395 (2020).
38. Colding, J. & Barthel, S. The potential of ‘Urban Green Commons’ in the resilience building of cities. *Ecol. Econ.* 86, 156–166 (2013).
39. OECD. Housing Stock by Dwelling Type. <https://www.oecd.org/housing/data/affordable-housing-database/housing-market.htm> (OECD, 2022).
40. Colding, J. et al. *Frontiers in social-ecological urbanism.* *Land* 11, 929 (2022).
41. Bush, J. & Doyon, A. Building urban resilience with nature-based solutions: How can urban planning contribute? *Cities* 95, 102483 (2019).
42. Elmqvist, T. et al. Sustainability and resilience for transformation in the urban century. *Nat. Sustain* 2, 267–273 (2019).
43. Kimic, K. & Fekete, A. The ratio of biologically vital areas as a measure of the sustainability of urban parks using the example of Budapest, Hungary. *Resources* 11, 47 (2022).
44. Li, M., Verburg, P. H. & van Vliet, J. Global trends and local variations in land take per person. *Landsc. Urban Plan.* 218, 104308 (2022).
45. Madureira, H. & Monteiro, A. Going green and going dense: a systematic review of compatibilities and conflicts in urban research. *Sustainability* 13, 10643 (2021).
46. Balıkcı, S., Giezen, M. & Arundel, R. The paradox of planning the compact and green city: analyzing land-use change in Amsterdam and Brussels. *J. Environ. Plan. Manag.* 65, 1–25 (2021).
47. Wolff, M. & Haase, D. Mediating sustainability and liveability—turning points of green space supply in European cities. *Front. Environ. Sci.* 7, 61 (2019).
48. Marcus, L., Pont, M. B. & Barthel, S. Towards a socio-ecological spatial morphology: integrating elements of urban morphology and landscape ecology. *Urban Morphol* 23, 115–124 (2019).

49. Barr, J. & Cohen, J. P. The *Floor Area Ratio* gradient: new York City, 1890–2009. *Reg. Sci. Urban Econ.* 48, 110–119 (2014).
50. Pont, M. B. & Haupt, P. The relation between urban form and density. *M. Berghauer Pont and P. Haupt. Urban Morphol.* 11, 62–65 (2007).
51. Aznarez, C. et al. Luxury and legacy effects on urban biodiversity, vegetation cover and ecosystem services. *Npj Urban Sustain.* 3, 1–11 (2023).
52. Bohne, R. A., Kaspersen, B., Skullestad, J. L. & Ytrehus, E. Embodied energy versus building height, the « Premium » of building tall. In *Proceedings of the World Sustainable Built Environment Conference 2017* https://wsbe17hongkong.hk/_bin/ckfinder/userfiles/files/Paper/P_1992-1997%20Embodied%20Energy%20Versus%20Building%20Height.pdf (2017).
53. Pomponi, F., Saint, R., Arehart, J. H., Gharavi, N. & D'Amico, B. Decoupling density from tallness in analysing the life cycle greenhouse gas emissions of cities. *Npj Urban Sustain* 1, 1–10 (2021).
54. Lerman, S. B., Larson, K. L., Narango, D. L., Goddard, M. A. & Marra, P. P. Humanity for habitat: residential yards as an opportunity for biodiversity conservation. *BioScience* 73, 671–689 (2023).
55. Blackman, I. Q. & Picken, D. H. Height and construction costs of residential high-rise buildings in Shanghai. *J. Constr. Eng. Manag.* 136, 1169–1180 (2010).
56. Elands, B. H. M. et al. Biocultural diversity: a novel concept to assess human-nature interrelations, nature conservation and stewardship in cities. *Urban For. Urban Green* 40, 29–34 (2019).
57. Eggimann, S. The potential of implementing superblocs for multifunctional street use in cities. *Nat. Sustain.* 5, 406–414 (2022).
58. Tannier, C., Vuidel, G., Houot, H. & Frankhauser, P. Spatial accessibility to amenities in fractal and nonfractal urban patterns. *Environ. Plan. B Plan. Des* 39, 801–819 (2012).
59. Jenks, M. In *Achieving Sustainable Urban Form* (Routledge, 2000).
60. Bramley, G., Brown, C., Dempsey, N., Power, S. & Watkins, D. In *Dimensions of the Sustainable City* (eds. Jenks, M. & Jones, C.) 105–128 (Springer Netherlands, 2010).
61. Belcher, R. N., Suen, E., Menz, S. & Schroepfer, T. Shared landscapes increase condominium unit selling price in a high-density city. *Landsch. Urban Plan.* 192, 103644 (2019).
62. Yoshida, J. & Sugiura, A. The effects of multiple green factors on condominium prices. *J. Real Estate Finance Econ.* 50, 412–437 (2015).
63. Anguelovski, I. et al. Green gentrification in European and North American cities. *Nat. Commun.* 13, 3816 (2022).
64. Musterd, S. & Andersson, R. Housing mix, social mix, and social opportunities. *Urban Aff. Rev.* 40, 761–790 (2005).
65. Kholodilin, K., Weber, J. P. & Sebastian, S. Rental market regulation over the last 100 years in an international comparison. *DIW Wkly. Rep* 8, 453–464 (2018).
66. Box, J. In *Urban Ecology: Patterns, Processes, and Applications* (eds. Niemelä, J. et al.) (Oxford University Press, 2011).
67. Barthel, S., Colding, J., Hiswäls, A.-S., Thalén, P. & Turunen, P. Urban green commons for socially sustainable cities and communities. *Nord. Soc. Work Res.* 12, 310–322 (2022).
68. Andersson, E. et al. Urban climate resilience through hybrid infrastructure. *Curr. Opin. Environ. Sustain* 55, 101158 (2022).
69. Seddon, N., Turner, B., Berry, P., Chausson, A. & Girardin, C. A. J. Grounding nature-based climate solutions in sound biodiversity science. *Nat. Clim. Change* 9, 84–87 (2019).
70. Soininen, N. et al. Bridge over troubled water: managing compatibility and conflict among thought collectives in sustainability science. *Sustain. Sci.* 17, 27–44 (2022).
71. Manzo, L. C. & Perkins, D. D. Finding common ground: the importance of place attachment to community participation and planning. *J. Plan. Lit.* 20, 335–350 (2006).
72. Raymond, C. M., Manzo, L. C., Williams, D. R., Masso, A. D. & von Wirth, T. *Changing Senses of Place: Navigating Global Challenges*. (Cambridge University Press, New York, 2021).
73. Turnhout, E., Metze, T., Wyborn, C., Klenk, N. & Louder, E. The politics of co-production: participation, power, and transformation. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 42, 15–21 (2020).
74. Norström, A. V. et al. Principles for knowledge co-production in sustainability research. *Nat. Sustain.* 3, 182–190 (2020).
75. Pascual, U. et al. Biodiversity and the challenge of pluralism. *Nat. Sustain.* 4, 567–572 (2021).
76. Sauermann, H. et al. Citizen science and sustainability transitions. *Res. Policy* 49, 103978 (2020).
77. Toomey, A. H., Strehlau-Howay, L., Manzolillo, B. & Thomas, C. The place-making potential of citizen science: creating social-ecological connections in an urbanized world. *Landsch. Urban Plan.* 200, 103824 (2020).
78. Güneralp, B., Reba, M., Hales, B. U., Wentz, E. A. & Seto, K. C. Trends in urban land expansion, density, and land transitions from 1970 to 2010: a global synthesis. *Environ. Res. Lett.* 15, 044015 (2020).
79. Borst, A. Regenerative French urbanism: sustainable planning strategies in Lille, Lyon, and Montpellier. *J. Green Build.* 3, 79–87 (2008).
80. Charmes, E., Rousseau, M. & Amarouche, M. Politicising the debate on urban sprawl: the case of the Lyon metropolitan region. *Urban Stud.* 58, 2424–2440 (2021).
81. Cortinovis, C., Haase, D., Zanon, B. & Geneletti, D. Is urban spatial development on the right track? Comparing strategies and trends in the European Union. *Landsch. Urban Plan.* 181, 22–37 (2019).
82. Delaville, D., Watkin, Y. & Dugué, R. Un nouvel outil d'analyse des formes urbaines pour mieux anticiper le développement des territoires. Institut Paris Region, Note Rapide Territoire 470 <https://www.institutparisregion.fr/nos-travaux/publications/un-nouvel-outil-d-analyse-des-formes-urbaines-pour-mieux-anticiper-le-developpement-des-territoires/> (2020).
83. French Centre for Studies and Expertise on Risks, the Environment, Mobility and Urban Planning (CEREMA). Fiscal Land Property Dataset. <https://datafoncier.cerema.fr/fichiers-fonciers> (2023).
84. Bellec, A. *Dynamiques Spatiales, Temporelles et écologiques de la Métropole de Lyon*. Doctoral Thesis. Université Claude Bernard Lyon 1 (2018).
85. Blaschke, T. et al. Geographic object-based image analysis—towards a new paradigm. *ISPRS J. Photogramm. Remote Sens.* 87, 180–191 (2014).
86. French National Geographic Institute (IGN). BD TOPO® Dataset. <https://geoservices.ign.fr/bdtopo> (French National Geographic Institute, 2023).
87. Biljecki, F. & Chow, Y. S. Global building morphology indicators. *Comput. Environ. Urban Syst.* 95, 101809 (2022).
88. Lin, B., Meyers, J. & Barnett, G. Understanding the potential loss and inequities of green space distribution with urban densification. *Urban For. Urban Green* 14, 952–958 (2015).
89. French National Institute of Statistics and Economic Studies (INSEE). IRIS Neighbourhoods delineation. <https://www.insee.fr/fr/information/2017499> (2016).
90. Breiman, L. Random forests. *Mach. Learn.* 45, 5–32 (2001).
91. Segal, M. R. Machine Learning Benchmarks and Random Forest Regression. UCSF: Center for Bioinformatics and Molecular Biostatistics. <https://escholarship.org/uc/item/35x3v9t4> (2004).
92. Cutler, D. R. et al. Random forests for classification in ecology. *Ecology* 88, 2783–2792 (2007).
93. Echeverry-Galvis, M. A., Peterson, J. K. & Sulo-Caceres, R. The Social Network: Tree structure determines nest placement in Kenyan Weaverbird Colonies. *PLoS One* 9, e88761 (2014).
94. Grömping, U. Variable importance assessment in regression: linear regression versus random forest. *Am. Stat.* 63, 308–319 (2009).
95. Strobl, C., Boulesteix, A.-L., Kneib, T., Augustin, T. & Zeileis, A. Conditional variable importance for random forests. *BMC Bioinformatics* 9, 307 (2008).
96. Strobl, C., Boulesteix, A.-L., Zeileis, A. & Hothorn, T. Bias in random forest variable importance measures: illustrations, sources and a solution. *BMC Bioinformatics* 8, 1–21 (2007).

Matériel et figures supplémentaires

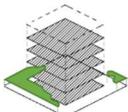
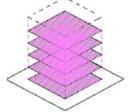
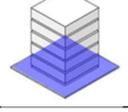
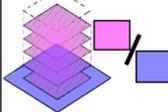
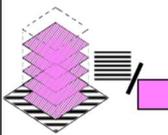
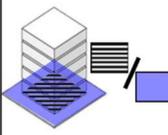
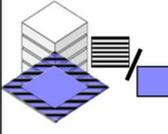
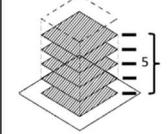
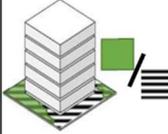
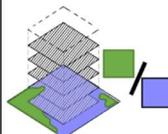
Category	Name	Abbrev.	Source / Formula	Diagram	Description
Raw data	Vegetation Area	VA	Remote sensing cf. Bellec 2018		Surface area of vegetation within a plot
	Floor Area	FA	variable "slocal" in database Fiscal Land Property (CEREMA)		Sum of the floor areas of buildings within a plot
	Plot Area	PA	variable "dcntpa" in database Fiscal Land Property (CEREMA)		Surface area of the plot
	Building Area (Footprint)	BA	GIS computation from database BD TOPO® (IGN)		Sum of building areas within a plot
Density metric	Floor Area Ratio	FAR	FA / PA $BC * BS$		Floor Area built per 1m² of Plot Surface
Morphological metric	Open Space Ratio	OSR	$(PA-BA) / FA$ OSC / FAR		Open Space available per 1m² of Floor Area
	Building Coverage	BC	BA / PA FAR / BS		Proportion of built-up area
	Open Space Coverage	OSC	$(PA-BA) / PA$ $1-BC$		Proportion of open space area
	Building Storeys	BS	FA / BA FAR / BC		Average number of floors of buildings within a plot
Vegetation metric	Open Space Greening	OSG	$VA / (PA-BC)$ $VA / (1-(FAR/BS))$ $VA / (OSR * FAR)$		Proportion of open space covered by vegetation
	Plot Greening	PG	VA / PA $(1-BC) * OSG$ $(1-(PA*FAR) / BS) * OSG$ $FAR * OSR * OSG$		Proportion of plot covered by vegetation

Figure supplémentaire 1 : Description des métriques et méthodes de calcul.

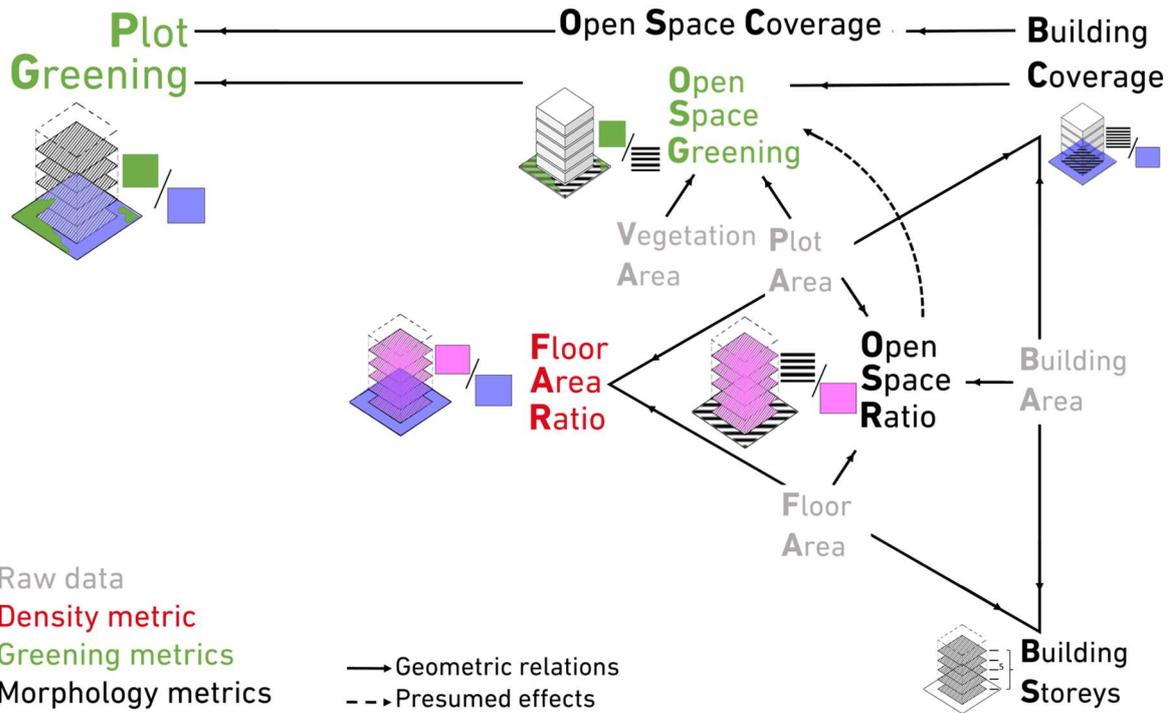


Figure supplémentaire 2 : Relations systémiques entre les métriques de densité, morphologie et végétalisation.

Abbreviation	Variable Name	Unit	Description	Source
PA	Plot Area	m ²	Plot Area	CEREMA
SL	Plot Slope	°	Plot mean slope, from 2m resolution slope map	IGN
Y	Plot Construction Year	without unit	Plot (housing) construction year	CEREMA
FAR_N	Neighbourhood Density	without unit	Neighborhood mean density	CEREMA x INSEE
OSG_N	Neighbourhood Open Space Greening %	%	Neighborhood mean open space greening	A.Bellec x IGN x INSEE
EDU_N	Neighbourhood Education Level	%	Neighbourhood % of unschooled population with higher education qualifications	INSEE
Y_N	Neighbourhood Construction Year	without unit	Neighborhood mean (floor area weighted) construction year	CEREMA x INSEE

Table supplémentaire 1 : Description et source des variables de contexte

RANDOM FOREST		Relative Variable Importance			Model Performance					
Variable Importance is measured as the Mean Decrease in Accuracy (%IncMSE)										
		PG ~	OSC	OSG	RMSE	Variance expl.				
		Model 1 [M1]	40%	60%	0	100%				
Scores are relative, such as total variable importance =100%										
		OSC ~	FAR	OSR	RMSE	Variance expl.				
		Model 2 [M2]	16%	84%	0	100%				
		Relative Variable Importance					Model performance			
		Morphology	Plot	Spatial	Temporal	Socio-economy				
OSG ~	OSR	SL	PA	FAR_N	OSG_N	Y	Y_N	EDU_N	RMSE	Variance expl.
Model 3 [M3]	30%	9%	16%	10%	8%	14%	6%	7%	429	48%
		25%		18%		20%				

Figure supplémentaire 3 : Table de résultats des modèles Random Forest de partitionnement de la variance.

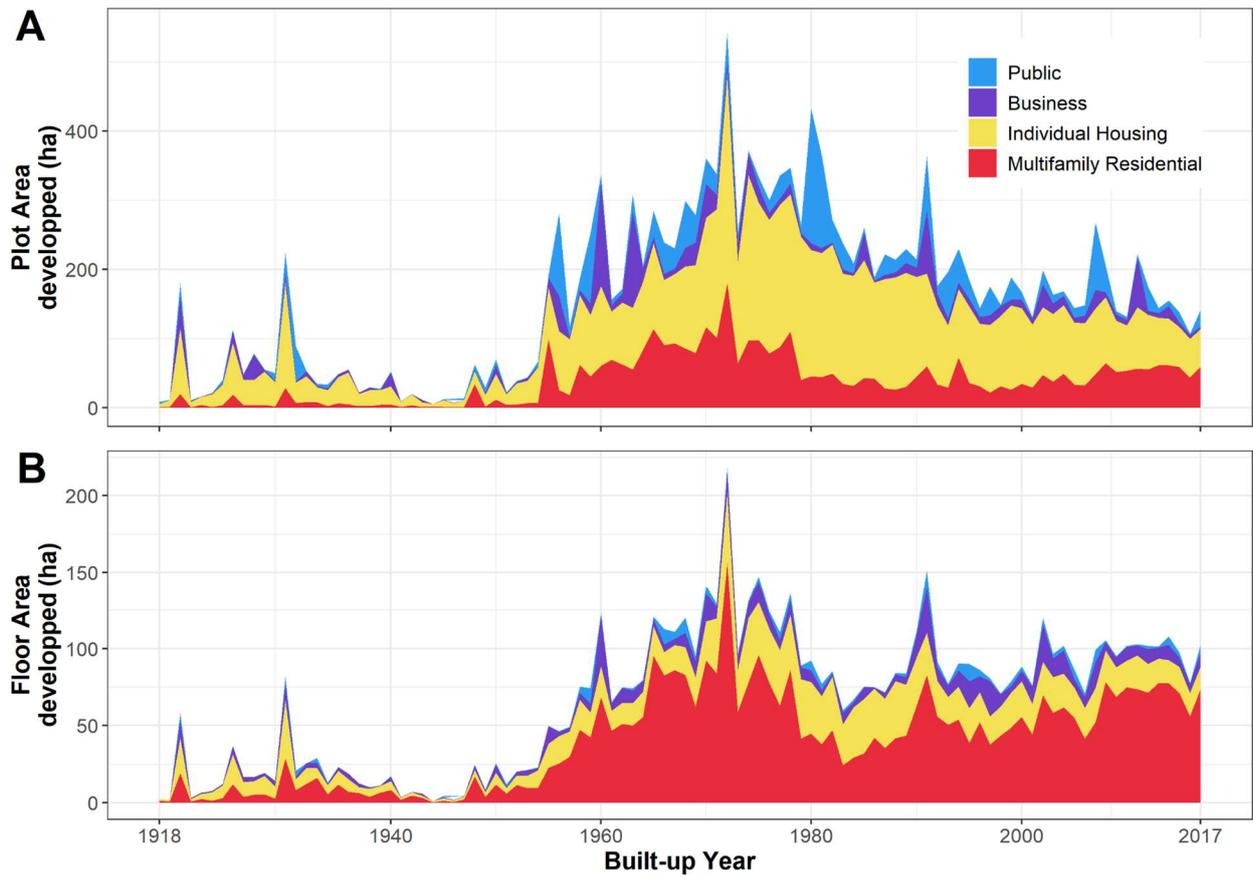


Figure supplémentaire 4 : Distribution des surfaces des parcelles (A) et des surfaces totales de plancher (B) d'après leur année de construction et leur usage principal.

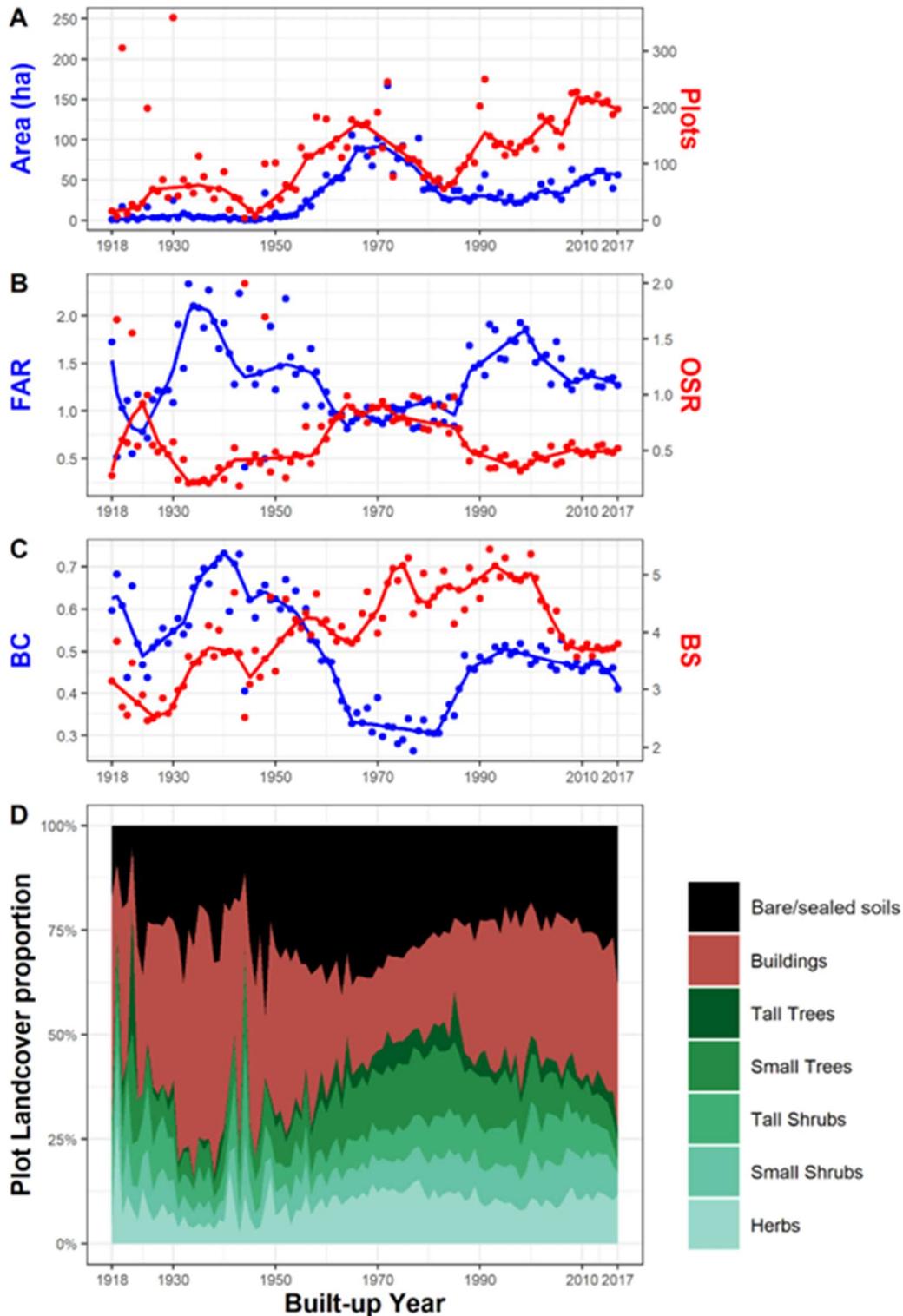


Figure supplémentaire 5 : Évolution de la morphologie et de la couverture du sol en habitat collectif, vue à travers les parcelles encore existantes en 2017. a : évolution de l'activité de construction selon la surface foncière exploitée et le nombre de parcelles, b : évolution de la densification (FAR) et de la morphologie (OSR : Ratio d'Espace Ouvert), c : évolution de la morphologie urbaine (BC, le coefficient d'emprise au sol du bâtiment et BS, le nombre d'étages) et d : évolution de l'occupation au sol des parcelles. Les statistiques sont calculées en fonction de l'année de construction de la parcelle, pour les 11 593 parcelles résidentielles multifamiliales postérieures à 1918 encore présentes en 2017. Pour chaque indicateur, une moyenne annuelle est calculée pour tracer l'évolution de la tendance annuelle et comprendre si les pratiques récentes tendent vers un urbanisme écologique conciliant densité et végétation.

6 Appliquer ces résultats pour transformer les réglementations d'urbanisme locale

Les résultats obtenus dans cet article peuvent être utilisés en planification urbaine afin d'éclairer les orientations stratégiques des Plans Locaux d'Urbanisme souhaitant s'inscrire dans des perspectives bioclimatiques, conformément aux stratégies de résilience urbaine actuelles.

Je présente ci-dessous une méthode répliquable permettant de cibler les zonages du PLU qui sont le plus à enjeu et les resituer dans le graphique référentiel de la figure 5.c de l'article (Boutreux et al. 2024). Ce travail a fait l'objet d'un partenariat de développement avec le Grand Lyon, impliquant plusieurs sessions de travail d'échanges pour ajuster la méthode, évaluer sa faisabilité et former les équipes impliquées transversalement dans l'agence d'urbanisme métropolitaine, les services de planification et les services d'écologie de la métropole.

6.1 Identifier les zonages du PLU à enjeu

Dans un premier temps, nous définissons les zonages à enjeu en évaluant leur dynamisme en termes de consommation foncière mais aussi d'artificialisation directe. D'après les données disponibles, nous synthétisons, pour chaque zonage, ces caractéristiques sur les 20 dernières années (Figure 6-26). Nous choisissons de retenir 13 zonages qui comptent pour plus de 95 % du foncier consommé et des terres artificialisées. Nous localisons, ces zonages sur cette même figure.

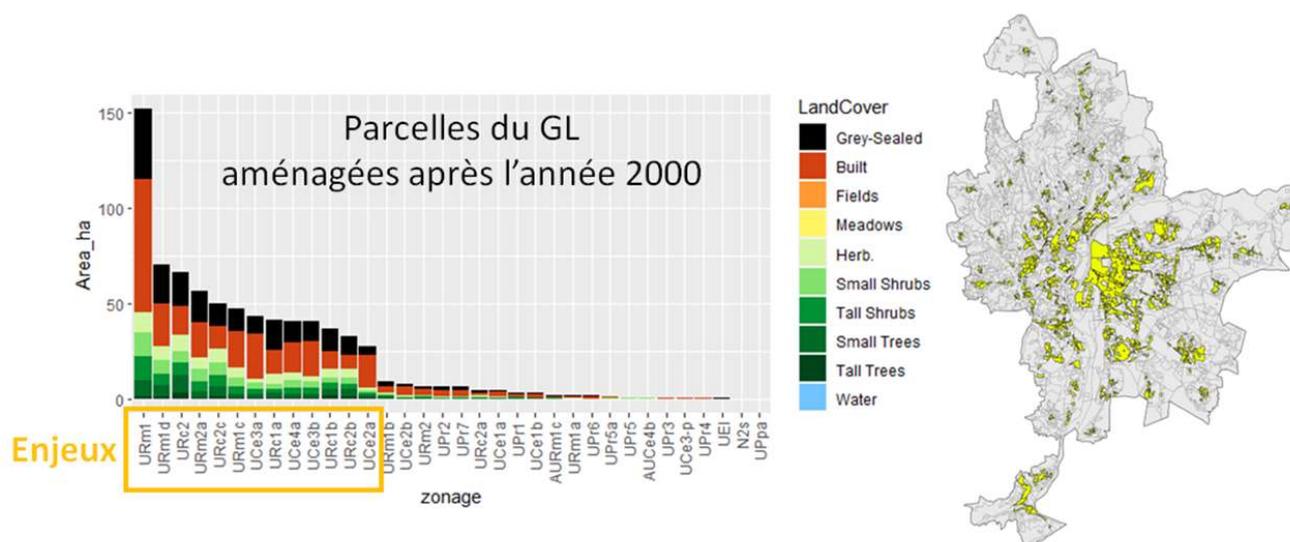


Figure 6-26 : Surface foncière consommée et occupation du sol détaillée, pour les zonages du PLU de la Métropole de Lyon entre 2000 et 2017. Localisation des zonages à enjeux

6.2 Diagnostic des pratiques actuelles et de leur diversité au sein des zonages

Pour mieux appréhender les caractéristiques morphologiques de chaque zonage, nous inscrivons chaque zonage dans le diagramme morphologique « Densité – Open Space Ratio – Hauteur du bâti » avec la moyenne et la variabilité au sein de chaque zonage (quantile 0.25 et 0.75, soit 50 % des opérations) (Figure 6-27).

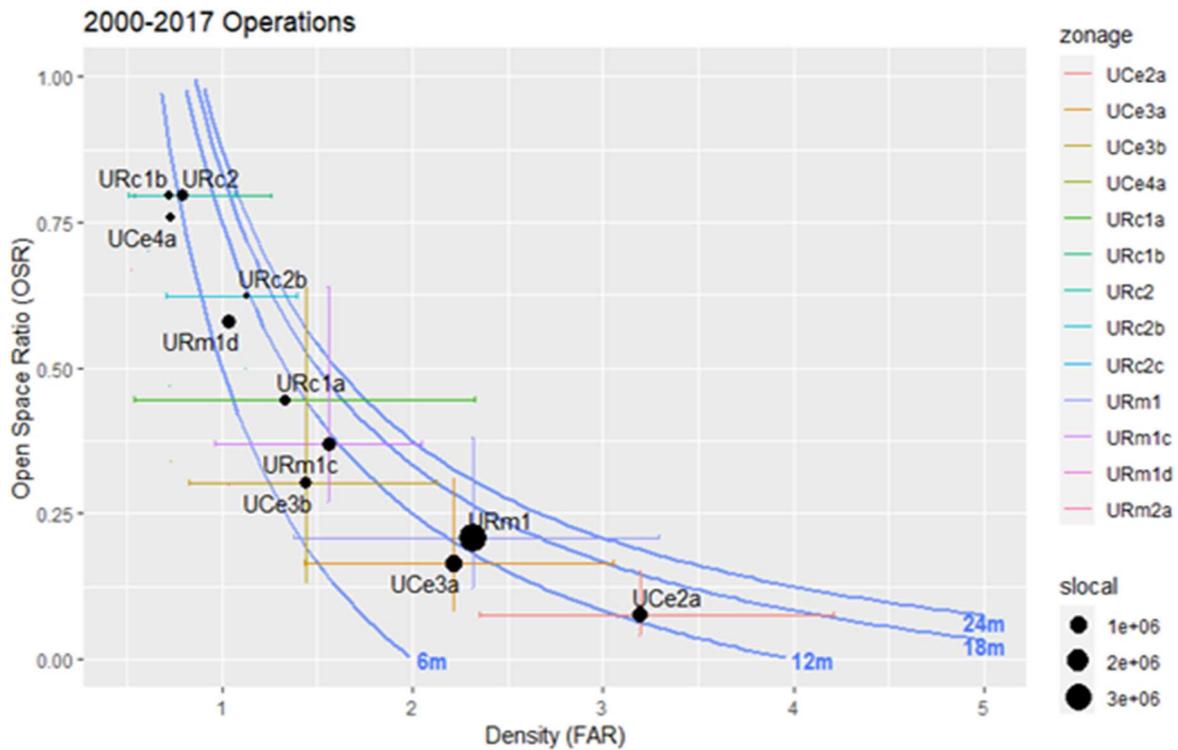


Figure 6-27 : Caractérisation et variabilité morphologique des opérations construites dans chaque zonage entre 2000 et 2017. Pour chaque zonage est figuré la moyenne et 50 % des opérations (barres interquartile 0.25 et 0.75). Le dynamisme de chaque zonage est figuré par sa somme de surface de planchers totale construit sur la période.

Nous constatons qu’actuellement une très grande amplitude morphologique est constatée au sein de chaque zonage, ce qui peut être considéré comme une bonne nouvelle pour la variabilité esthétique et architecturale, mais peut-être comme en enjeu environnemental car dans cette variabilité certaines formes urbaines sont certainement non soutenables.

6.3 Caractérisation du potentiel écologique actuel des zonages

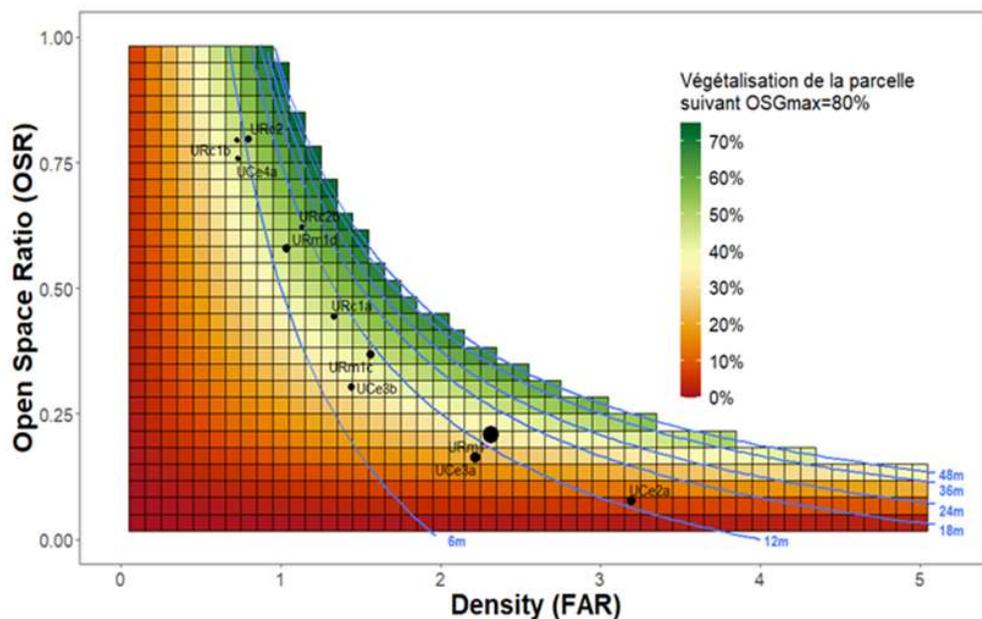


Figure 6-28 : Potentiel de végétalisation de chaque zone du PLU, d’après sa morphologie moyenne

Nous pouvons désormais lire dans ce diagramme la végétalisation potentielle de la parcelle qui peut être atteignable si la végétalisation de l'espace ouvert est réalisée à 80% (**Figure 6-28**), un enjeu réaliste d'après notre article publié (Boutreux et al. 2024). De plus, nous avons montré dans l'article publié qu'un Open Space Ratio >0.3 était une première préconisation de soutenabilité pour atteindre un coefficient de végétalisation de 50 % comme indiqué par Szulcowska et al. (2014), mais que des marges de précaution seraient plus prudentes étant donné les évolutions climatiques et d'usages de ces espaces verts, portant les préconisations à suivre un Open Space Ratio >0.5 .

Or, nous constatons qu'un certain nombre de zonages, ceux les plus dynamiques (la surface des points représente leur surface plancher construite), ont des pratiques de construction dont la morphologie est très éloignée des préconisations de soutenable.

6.4 Proposition réglementaire de modification du PLU

Regardons comment la réglementation actuelle du PLU mène mécaniquement à cette situation et montre la nécessité de recourir à de nouveaux indices pour encadrer la soutenabilité morphologique.

La hauteur maximale (isocourbe bleue) est une métrique traditionnelle de la réglementation des PLU. Une densité minimale est également possible d'application dans les ZAC et proches des transports collectifs, depuis la loi Climat et Résilience, afin de soutenir la densification. Un coefficient de végétalisation est également possible d'application depuis la loi ALUR (2014) et obligatoire depuis la loi Climat et Résilience dans de nombreuses villes. Ce coefficient de végétalisation, dans les faits, dépasse rarement 30 %.

Dans ces conditions, l'intérêt des promoteurs immobiliers est, pour des questions de profit, de rechercher des formes urbaines avec une densité élevée pour étendre les surfaces planchers commercialisables. La dynamique et l'encadrement actuel de la morphologie tendent donc vers (flèche blanche, **Figure 6-29.A**) des niveaux de densité élevés qui, face à la hauteur maximale encadrée, se concrétisent avec un Open Space Ratio et des Coefficients de végétalisation potentiels non soutenable.

L'objectif est de faire une proposition de réglementation afin que les formes urbaines soient végétalisées à la hauteur des enjeux d'adaptation et de résilience urbaine, et ce de manière pérenne dans le temps. Nous proposons donc d'adopter une réglementation recourant à un coefficient de végétalisation $>50\%$ (de pleine terre pour la cohérence) assorti d'un Open Space Ratio minimum garantissant la possibilité d'atteindre ce taux de végétalisation lors de la livraison et qu'il soit pérenne dans le temps. Une hauteur maximale peut-être conservée pour des questions architecturales si les collectivités locales le souhaitent (ce qui peut également faire sens afin d'éviter les immeubles de grande hauteur insoutenable sur le plan énergétique-carbone et social). Si l'objectif d'un OSR >0.5 peut sembler drastique dans certains secteurs tendus (risque de paralysie de la construction car opération non rentable par rapport au coût du foncier), alors après évaluation il peut être possible de distinguer des efforts différents et tolérer un OSR >0.3 dans les secteurs tendus (**Figure 6-29.B**), bien que sur le plan environnemental la végétalisation potentiellement moins pérenne et peut-être moins élevée en biodiversité, ce qui pourrait affaiblir sa résilience.

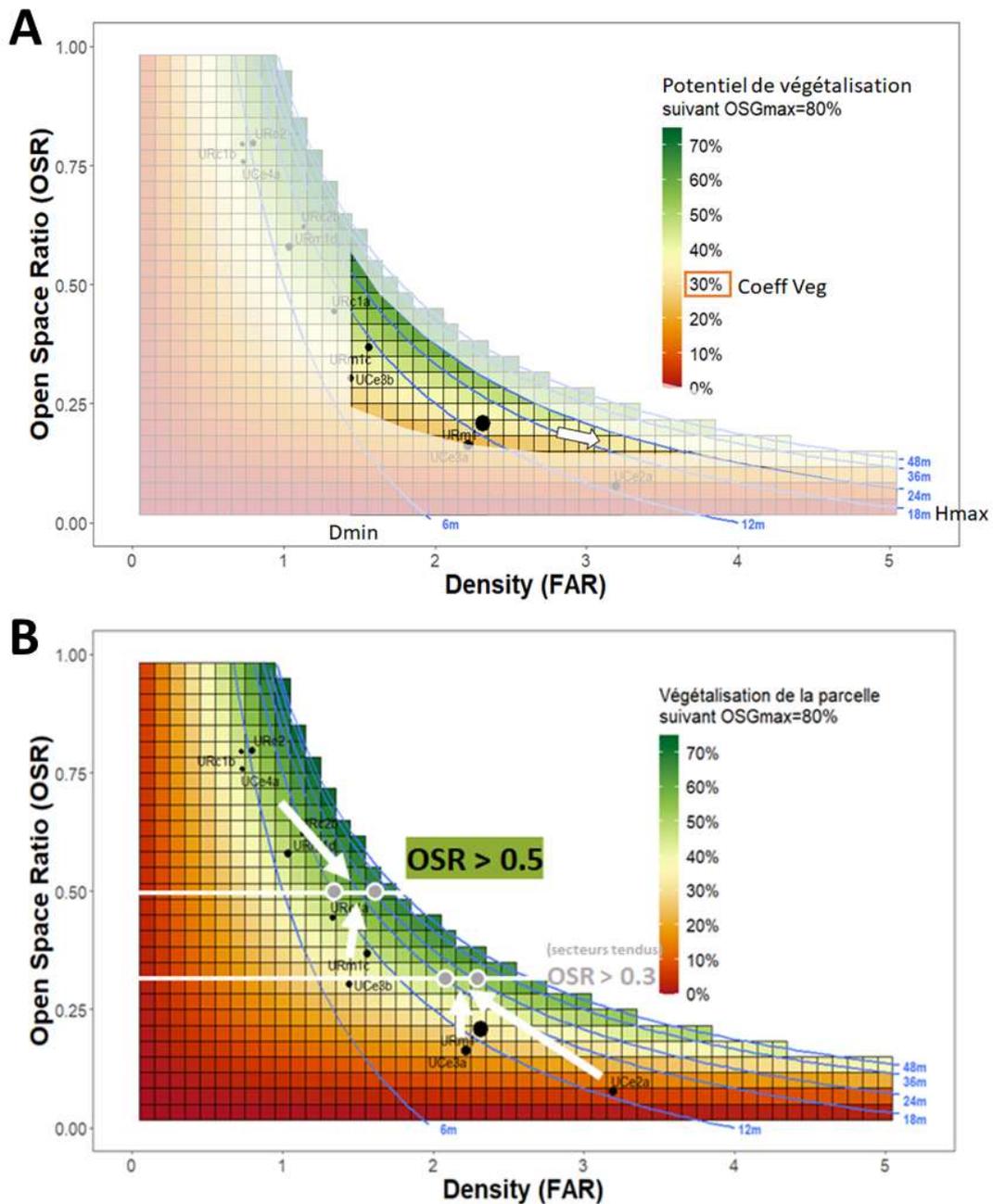


Figure 6-29 : A : Encadrement réglementaire tel qu'il est pratiqué aujourd'hui avec une hauteur maximale, un coefficient de végétalisation minimal (ici >30%) et une densité minimale B : Encadrement réglementaire proposé afin de garantir la soutenabilité des morphologies urbaines. Règle 1 : OSR>0,5, les secteurs tendus à OSR>0,3 (avec une moindre garantie de pérennité et de résilience). Règle 2 : hauteur maximale < 24m (en cohérence, à Lyon, avec les hauteurs maximales de nombreux quartiers atteignant R+7). Règle 3 : Coefficient de végétalisation >50 %.

Ces préconisations peuvent être cartographiées et montrent que l'OSR>0,5 est atteignable dans de nombreuses zones urbaines (**Figure 6-30**). Finalement, l'entrée en application de telles règles semble dans la majeure partie des cas peu conflictuelle avec les pratiques telles que réalisées sur la période de référence après les années 2000. Seul le zonage UCe2a devrait fournir des efforts importants en réduisant la densité moyenne de ses opérations, mais ce n'est pas le zonage le plus dynamique, donc le report en termes de consommation foncière devrait être négligeable, tandis que l'habitabilité de ce zonage se trouvera grandement améliorée.

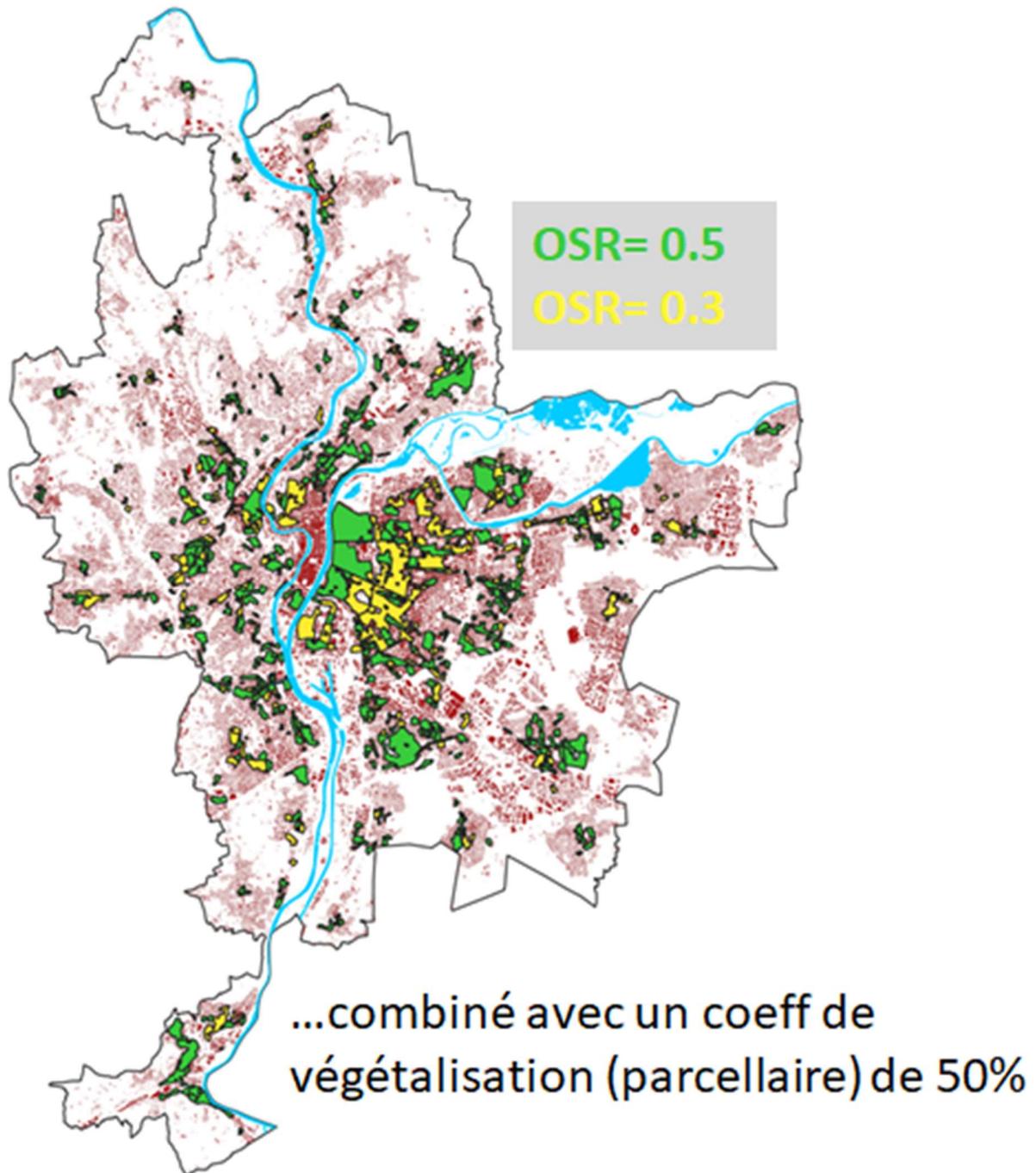


Figure 6-30 : Evolutions réglementaire proposées pour le PLU du Grand Lyon d’après les simulations réalisées, afin de garantir la soutenabilité des morphologies urbaines : réglementer l’OSR et introduire un coefficient de végétalisation de 50% minimum. OSR : *Open Space Ratio* (surfaces non bâties rapportées à la somme des surfaces de planchers construites). L’Open Space Ratio diminué à 0,3 dans certaines zones vise au augmenter la densité des opérations, il concerne des zones du PLU où la densité des opérations récentes était très élevées. Cette conciliation économique est plus risquée pour la résilience à long terme et l’OSR>0,3 reste une préconisation plus sûre pour la durabilité de la végétation (et la biodiversité, donc la résilience des services écosystémiques, comme nous le verrons au chapitre 8). Cet Open Space Ratio doit

Conclusion du chapitre 6

Notre analyse a révélé l'importance cruciale de la morphologie et de l'aménagement paysager pour atteindre une densité et une végétalisation élevée, et le dilemme entre densité et végétalisation décrit par les chercheurs et les urbanistes s'est avéré en réalité très faible. Cette étude a proposé des métriques et des échelles spécifiquement conçues pour être en phase avec le langage et les cadres opérationnels et réglementaires préexistants et être ainsi facilement transposable.

L'*Open Space Ratio* (OSR) apparaît comme une métrique fondamentale pour concevoir des morphologies urbaines avec un potentiel écologique élevé et une végétalisation durable. L'OSR représente un bon indicateur de « densité urbaine qualitative » et permet de délimiter une morphologie urbaine sûre et soutenable. Dans notre étude, nous avons constaté que définir une morphologie opérationnelle avec un $OSR > 0,3$ est un prérequis fondamental pour atteindre une végétalisation durable des parcelles $> 50\%$. Nous conseillons néanmoins une marge de sécurité face aux évolutions climatiques incertaines qui risque d'altérer la position de ce point de bascule et conseillons d'adopter autant que possible un $OSR > 0,5$ qui garantirait certainement mieux la résilience des services écosystémiques. Nous conseillons également des formes urbaines avec des immeubles de 4 à 12 étages afin de restreindre les émissions de carbone en construction et exploitation. Ces recommandations permettent ainsi aux planificateurs d'adopter diverses formes urbaines selon le zonage des plans d'urbanisme sans conduire à une uniformisation des formes urbaines.

Le modèle de végétalisation potentielle des parcelles, prédisant la végétalisation réalisable pour toute combinaison densité-morphologie, fournit un référentiel clé pour les planificateurs. Il permet de naviguer entre les différents enjeux de densité, de hauteur et de végétalisation pour identifier des normes réglementaires relativement simples pour accompagner la planification des villes s'inscrivant dans une logique d'adaptation bioclimatique.

Ces résultats permettent aussi de fournir des cartes stratégiques pour identifier avec précision les parcelles existantes dont la morphologie urbaine serait compatible avec une extension pérenne du taux de végétalisation. Ces outils permettent ainsi l'adaptation des espaces urbains aux enjeux de l'Anthropocène en libérant et étendant le potentiel écologique des espaces verts sur les espaces résidentiels privés.

En définitive, ces résultats, concentrés sur le potentiel de végétalisation des formes urbaines, ne doivent pas faire perdre de vue que la morphologie urbaine n'est qu'une condition préalable au potentiel écologique. Ceci souligne donc l'importance des efforts de végétalisation quantitatifs et qualitatifs doivent être mis en œuvre sur les espaces disponibles pour assurer la pleine réalisation de ce potentiel écologique en accord avec le développement de la biodiversité. L'identification des pratiques qui soutiennent effectivement la biodiversité, à chaque étape du projet d'aménagement, est l'enjeu de la prochaine partie.

Conclusion de la deuxième partie

Nous avons montré dans cette partie que la recherche pouvait être facilitatrice de changements concrets vers la soutenabilité, en investiguant des questions opérationnelles et techniques essentielles et demandées par les praticiens et les politiques. La (ré)conciliation de la densité urbaine avec un niveau de végétalisation pérenne et soutenable, pour l'habitabilité des villes pour les vivants humains et non-humains, est ainsi une problématique à laquelle nous avons pu répondre avec des points de repères fondamentaux. L'identification de points de bascule dans la morphologie urbaine souligne l'importance de cette étude systémique et la valeur de ces préconisations, pour guider l'urbanisme dans des pratiques d'aménagement urbain plus sûres faces aux enjeux actuels, dans la logique des *safe operating space* développé dans le concept des limites planétaires.

Cette recherche a permis d'identifier une métrique de morphologie urbaine, l'*Open Space Ratio*, comme un indicateur pivot pour concilier les enjeux de densité urbaine et de végétalisation, que de nombreux territoires doivent intégrer avec la production de logements. Aujourd'hui, certains modes de densification de la ville, par la construction de bâtiments sur des espaces verts de parcelles déjà bâties (*built in my backyard* BIMBY), ou encore par l'ajout d'étages à des bâtiments existants, altère l'*Open Space Ratio* et montre que ces solutions souvent considérées comme écologiques peuvent conduire les espaces urbains à franchir des points de bascule.

Cette recherche a permis aussi d'investiguer, au-delà des bonnes pratiques pour les nouvelles constructions, les stratégies possibles pour l'adaptation des espaces déjà construits, en produisant des cartes de potentiel de renaturation. En effet, de nombreuses parcelles ont déjà été construites avec une morphologie urbaine compatible potentiellement avec un haut niveau de végétalisation. Cependant, en pratique, la végétalisation de ces espaces ouverts est très éloignée de leur potentiel. Ce résultat souligne donc l'importance capitale d'un aménagement urbain qui végétalise concrètement les espaces urbains à la hauteur de leur potentiel. L'*Open Space Ratio* offre dans cette logique un indicateur qui permet une relecture des espaces urbains pour identifier précisément, parcelle par parcelle, les gains potentiels qui pourraient être réalisés. Ces cartes stratégiques offrent une aide opérationnelle pour les politiques publiques, bien que cette lecture mérite des investigations approfondies sur place pour affiner cette évaluation, au regard des conflits d'usage qui pourraient exister.

De plus, ces lignes directrices contribuent en tant que tel à accroître la justice socio-écologique, par une distribution plus équitable de la végétation, tout en cultivant la résilience et la soutenabilité dans le périmètre de la vie quotidienne. Du point de vue de la conservation de la biodiversité, ces lignes directrices opérationnalisent la stratégie spatiale de *land sharing* pouvant soutenir les interactions quotidiennes avec la biodiversité, qui sont essentielles pour l'engagement envers la préservation de la biodiversité.

PARTIE 3 – Une étude de la biodiversité pour accompagner le potentiel écologique à chaque étape des projets d'aménagement.

Introduction de la Partie 3 :

Si la partie précédente a permis d'évaluer les caractéristiques de la morphologie permettant de concilier la densité urbaine avec de meilleures garanties sur la végétalisation de long terme, il ne s'agissait que d'une première étape pour évaluer le potentiel écologique de l'aménagement urbain. En effet, cette végétalisation, même si elle s'avère pérenne dans les conditions actuelles, pourrait peut-être avoir une capacité de résilience différente selon le niveau de biodiversité.

Ainsi, il est fondamental désormais de conduire une étude écologique intégrée, avec des mesures de biodiversité multi-taxon et une description systémique de l'environnement urbain, afin d'offrir une perspective unifiée du potentiel écologique de l'aménagement urbain et de ses déterminants principaux. Cette partie va donc étudier l'influence de multiples paramètres environnementaux urbains, à des échelles variées, afin de répondre à une question opérationnelle élémentaire que se posent les praticiens désirant adapter leurs projets pour intégrer le vivant à la racine : quelles sont les prescriptions les plus efficaces à adopter à chaque étape du projet d'aménagement urbain ? Dans quelle mesure ces prescriptions permettent réellement d'améliorer le niveau de biodiversité potentiel ?

Aussi fondamentales soient ces questions, à notre connaissance aucune étude n'a développé des efforts permettant d'offrir une perspective inclusive de la biodiversité, décrivant l'environnement urbain dans de multiples caractéristique et mobilisant un design d'analyse permettant de reconstruire la réalité séquentielle de l'aménagement urbain. Ces efforts sur les mesures de biodiversité, incluant par exemple la vie des sols, les arthropodes, la végétation, les oiseaux et les chauves-souris sont aussi permises aujourd'hui grâce à des technologies d'inventaire basées sur de l'ADN ou des capteurs acoustiques.

CHAPITRE 7 - Enjeux actuels des recherches en écologie pour accompagner les pratiques d'aménagement

Introduction du chapitre 7

Les enjeux écologiques actuels nécessitent une nouvelle approche de l'urbanisation par les écologues, intégrant des solutions écologiques pour des pratiques durables. Ce chapitre se concentre sur les défis et les opportunités que présentent les espaces urbains dans la crise de la biodiversité et de l'adaptation vers la résilience urbaine. Il examine comment les chercheurs en écologie peuvent adapter leurs méthodes d'analyse afin de s'inscrire dans des logiques opérationnelles répondant à des questions telles que se les posent directement les praticiens.

Le constat est clair : les espaces urbains ont un impact significatif sur la biodiversité et les écosystèmes. Toutefois, ces mêmes espaces offrent également des leviers potentiels pour la restauration et la conservation écologique. L'expertise scientifique en écologie urbaine a évolué, passant d'une approche centrée sur la ville à une perspective intégrée *pour* et *avec* la ville. Cela nécessite de nouvelles méthodologies de co-construction intersectorielles, rassemblant chercheurs, décideurs politiques, praticiens et citoyens autour de problèmes concrets de design.

Ce chapitre explore ainsi les moyens de mobiliser la recherche en écologie urbaine pour répondre aux défis écologiques contemporains nécessitant de retravailler les pratiques d'aménagement urbain avec les praticiens. Il met en avant l'importance d'une approche intégrée et collaborative, visant à transformer les espaces urbains en moteurs de la soutenabilité écologique et sociale. Les villes, loin d'être des lieux de dégradation irréversible, pourraient ainsi devenir des lieux clés de la résilience et de la reconquête écologique. Cependant, cela nécessite d'orienter les méthodes de recherche et les designs d'analyse pour mieux comprendre comment les pratiques d'aménagement peuvent produire des effets concrets pour la biodiversité et quels sont les facteurs qui ont le plus d'influence.

1. Nouvelles implications des chercheurs en écologie

La recherche en écologie urbaine bénéficie d'attentes sociétales de plus en plus élevées ces dernières années. Les politiques et les praticiens de l'aménagement urbain comptent sur les écologues pour les épauler à affronter le défi de l'adaptation des villes face aux changements globaux. Les nouvelles possibilités de collaboration pour les chercheurs en écologie se sont étendues, au-delà de la production de connaissances sur les écosystèmes urbains, à s'impliquer de plus en plus dans les processus de décision et plus largement dans la fabrique des villes aux côtés des professionnels de l'urbanisme et du paysage. Ces nouvelles implications soulèvent, comme nous l'avons vu dans le chapitre XX, de nouveaux enjeux cruciaux pour une recherche en écologie en contexte urbain qui participe à la transformation des villes.

Si la recherche en écologie urbaine a progressé de paradigmes *dans* la ville à *de* la ville à *pour* la ville (chapitre 2), les chercheurs développant une recherche en écologie *pour* la ville peuvent avoir des niveaux d'implication différents, des collaborations variées et intervenir dans des réseaux d'influence et de décision divers. Ainsi, les chercheurs en écologie au service des transformations urbaines peuvent inclure des données avec des perspectives disciplinaires plus étendues pour

améliorer la résolution statistique de leurs analyses. Avec des considérations ergonomiques, ils peuvent aussi opter pour des designs de modèles statistiques qui répondent à des questions opérationnelles, dont les résultats sont directement appropriables et applicables par les praticiens. Enfin, ils peuvent remobiliser leurs méthodes d'analyse pour répondre à d'autres enjeux socio-écologiques complexes et multi-indicateurs comme la vulnérabilité et la résilience urbaine, ce qui peut soutenir la stratégie d'action et aider les politiques à prendre des décisions.

1.1 L'expertise scientifique mobilise de nouveaux designs d'étude et de collaboration pour soutenir les transformations

1.1.1 La qualité et la fiabilité de l'expertise écologique pour des réponses opérationnelles

Premièrement, les recherches fondamentales offrant une compréhension du potentiel écologique des aménagements urbains restent encore fragmentées, car les études réalisées à ce jour manquent l'intégration d'indicateurs permettant de rendre compte, dans une perspective systémique, tant de la réalité écologique qu'urbaine des écosystèmes urbains. En effet, les études d'écologie urbaine mobilisant des inventaires multi-taxons sont rares et se cantonnent souvent à peu de taxons et indicateurs de biodiversité différents (Hahs et al. 2023; Rega-Brodsky et al. 2022). Aussi, l'écologie urbaine a peiné à ce jour à décrire de manière holistique la nature de l'environnement urbain en fournissant des panels de métriques qui caractérisent de manière opérationnelle les projets d'aménagement ou de design d'espace vert. Aujourd'hui, les études combinant ces deux enjeux sont donc manquantes pour offrir une approche systémique et plurielle de la biodiversité urbaine et de l'environnement urbain, et cette lacune a des conséquences importantes dans les transformations urbaines. Tout d'abord, parce que les différents taxons de biodiversité sont affectés différemment par l'environnement urbain, et conduire des opérations d'aménagement écologique à la lumière de ces connaissances étroites peut avoir des impacts forts sur d'autres taxons. On pourrait penser que tout ce qui est bon pour une partie de la biodiversité serait nécessairement bon pour son ensemble. Cependant les connaissances écologiques de la biologie et de l'histoire de vie des taxons remettent très rapidement en doute cette supposition. Par exemple, si la richesse spécifique d'oiseaux est plus élevée dans des espaces verts très arborés, la biodiversité en insectes indique d'autres préférences pour les strates de végétation plus basses. Il est donc hautement probable que certaines actions dirigées vers certains taxons, en se basant sur des études fragmentaires, puissent avoir des effets bénéfiques moindres pour d'autres taxons, voire entraîner des effets négatifs généraux pour l'écosystème local.

Afin d'agir pour le vivant avec plus de garanties sur des bénéfices systémiques pour la biodiversité, il est aujourd'hui crucial de mobiliser la recherche en écologie pour produire des études offrant un large panel de biodiversité inventorié. Le développement de certaines technologies et bases de données permet aujourd'hui de conduire des inventaires de biodiversité « du sol au plafond » en recourant par exemple à des enregistreurs acoustiques ou au *metabarcoding* et bases de données ADN qui permettent d'inventorier des communautés d'organismes laborieux à identifier (comme les insectes) ou cryptiques. De plus, cet effort doit être combiné avec des descriptions rigoureuses de l'environnement urbain se basant sur des jeux de métriques soigneusement sélectionnées. De cette façon, l'écologie urbaine pourrait mieux répondre à son épistémologie scientifique consistant à analyser et informer le potentiel écologique des socio-écosystèmes urbains, répondant à des questions essentielles que soulignait (Goddard et al. 2010) concernant la taille et la configuration optimales d'un jardin pour différentes espèces dans le paysage résidentiel ou encore l'identification d'indicateurs pertinents pour la biodiversité dans son sens large, c'est à dire bénéfique pour tous les taxons. Enfin,

la biodiversité répond rarement de manière linéaire aux indicateurs de pression anthropique et peuvent présenter des points de bascule. Les expertises recherchant ces points de bascule systémiques pourraient produire des connaissances très utiles d'un point de vue opérationnel pour définir des seuils réglementaires qui soient réellement pertinents pour le vivant. L'apport des outils d'analyse en science exacte est donc encore d'une grande pertinence aujourd'hui pour aider la société à prendre les bonnes décisions basées sur des évaluations rigoureuses des co-bénéfices.

Ces nouvelles connaissances pourraient aussi avoir un effet sociétal supplémentaire, car les écologues auraient plus de confiance en leurs résultats et moins de réserve sur leur mise en application (Vimal 2012). De cette manière, les écologues ressentiraient plus de confiance et de légitimité à médiatiser leurs résultats de recherche dans les sphères praticiennes et à s'impliquer concrètement dans les transformations urbaines. Ces efforts prospectifs et descriptifs sont donc cruciaux pour soutenir la capacité des écologues à établir une expertise scientifique qui permette d'informer et d'agir pour les transformations urbaines en faveur de la biodiversité et de la résilience.

1.1.2 Une expertise qui se recadre dans les processus opérationnels

Le manque de recherche scientifique visant à développer les meilleures pratiques écologiques pour l'aménagement paysager rend la mise en œuvre d'actions concrètes complexes. Or, ces connaissances pratiques pourraient être appropriées très rapidement étant donné la demande sociétale aujourd'hui présente et que de nombreux résidents et praticiens souhaitent agir pour un paysage plus écologique (Kiers et al. 2022).

Certains auteurs soulignent déjà en 2008 (Nassauer & Opdam 2008) que l'écologie du paysage a produit des connaissances sur la relation entre la configuration du paysage et les processus paysagers, mais qu'elle a été moins efficace dans le transfert de ces connaissances à la société. Ces auteurs revendiquent la capacité du design à être un terrain d'entente avec les scientifiques, les praticiens et les habitants pour intégrer les connaissances scientifiques dans la prise de décision sur les paysages. Les approches de design collaboratif du paysage peuvent améliorer l'impact et la légitimité des sciences écologiques dans la société. Ces méthodes peuvent permettre de répondre à l'un des enjeux soulignés par **Goddard 2010** pour concevoir au mieux les paysages urbains et impliquer les communautés défavorisées pour maximiser la biodiversité urbaine et ses co-bénéfices.

Ainsi, la recherche en écologie urbaine doit s'inscrire de plus en plus dans un cadre opérationnel en adoptant un design d'étude répondant mieux aux enjeux écologiques existants à chaque étape du processus d'aménagement urbain. Ce design recadré dans les pratiques aurait pour bénéfice d'ancrer les connaissances écologiques dans les réalités de la fabrique de la ville et des praticiens, qui sont les moteurs réels de la conception et de la transformation graduelle des paysages urbains. Les décisions d'aménagement suivent des processus de décision séquentiels, et à chaque étape du projet urbain sont définies des orientations et paramètres qui vont avoir des effets concrets sur le potentiel écologique. Les études en écologie urbaine, en adoptant de nouveaux cadres d'analyse ancrés dans la conception, auraient un pouvoir de résolution plus concret pour comprendre la qualité écologique des socio-écosystèmes qui sont conçus et gérés par l'humanité.

Pour poursuivre ce recadrage des méthodes analytiques, les échanges entre scientifiques et praticiens sont essentiels pour une bonne compréhension des processus d'aménagement urbain à retranscrire dans les modèles statistiques. Ces échanges avec les praticiens sont réciproques car la transformation des paysages urbains est une tâche complexe pour les concepteurs qui doivent créer de nouvelles solutions capables de fournir et de maintenir des services écosystémiques clés au fil du

temps et surtout après des perturbations climatiques. Pour s'aider à avancer en pratique dans cette complexité, les concepteurs doivent intensifier leur dialogue avec les scientifiques. Grâce à des boucles de rétroaction entre la science et la conception, les planificateurs peuvent être mis au défi par les modèles et simulations des scientifiques, et ainsi créer des conceptions éclairées (Salliou et al. 2023). L'enjeu de repenser les designs d'analyse écologique à la réalité opérationnelle de la ville peut encore soutenir la qualité de l'expertise scientifique à comprendre les socio-écosystèmes urbains comme des processus et ce faisant, fournir des informations cruciales soutenant la capacité d'agir des praticiens désirant s'impliquer dans l'adaptation urbaine. Plus spécifiquement, ce recadrage peut permettre d'offrir une résolution statistique permettant de répondre à des questions opérationnelles essentielles comme par exemple les actions les plus efficaces pour la biodiversité que chaque praticien peut suivre à chaque étape du projet urbain pour maximiser le potentiel écologique des opérations. Il est nécessaire que les scientifiques s'engagent dans des études à ces échelles et ces cadres opérationnels pour favoriser l'engagement et la mise en œuvre d'actions efficaces par les architectes paysagistes, les habitants et les urbanistes (Goddard et al. 2013). Ces différents acteurs qui définissent l'écosystème de conception et d'entretien de ces espaces seraient ainsi mieux informés sur les impacts écologiques de leurs projets, les bonnes décisions à prendre pour concilier les usages avec la biodiversité et mettre en œuvre des actions dont les bénéfices écologiques sont conformes aux attendus.

1.1.3 Une expertise re-mobilisée pour des enjeux stratégiques territoriaux

Troisièmement, les outils d'analyse systémique mobilisés par recherche scientifique en écologie peuvent être pertinents pour investiguer des problématiques de résilience des systèmes urbains et de la vulnérabilité des habitants qui sont relationnelles et multidimensionnelles. Les paysages urbains sont confrontés à d'importants défis, car ils doivent naviguer en conciliant de multiples enjeux de durabilité, d'habitabilité et de résilience. Les écologues peuvent donc adopter dans cette situation une nouvelle responsabilité d'importance critique pour soutenir des transformations écologiques qui soient non seulement efficaces, mais aussi soucieuses de la justice socio-écologique. Ce faisant, les écologues peuvent accompagner l'implication des praticiens mais aussi des politiques pour prendre des décisions stratégiques maximisant les bénéfices socio-écologiques dans un contexte de temps et de ressources limitées. Des analyses rigoureuses mobilisant des indicateurs variés et spatialement contextualisés peuvent générer des diagnostics territoriaux qui peuvent orienter les praticiens à identifier les secteurs prioritaires d'intervention. Concrètement, cela peut être réalisé par exemple en produisant des cartes de vulnérabilités climatiques, écologiques et socio-économiques qui peuvent être croisées avec des cartes de potentiel d'action de renaturation pour générer des cartes de priorité d'action faciles d'appropriation pour les politiques. Ces cartes opérationnelles sont une préoccupation importante de nos recherches, en témoigne nos articles (Bourgeois et al. 2024; Boutreux et al. 2024).

1.2 Impliquer et capaciter les praticiens

L'implication et la montée en compétence des praticiens de l'aménagement urbain sont cruciales pour relever les défis environnementaux actuels qu'affrontent les villes. Les praticiens de l'aménagement urbain doivent aujourd'hui collaborer avec les écologues pour intégrer des pratiques durables et restaurer la biodiversité, mais nombre d'entre eux estiment que la profession a une influence et une capacité d'action parfois limitée pour agir sur les questions environnementales (Kiers et al. 2022). Cette coopération interdisciplinaire est non seulement un enjeu majeur pour l'avenir de nos villes, mais également une responsabilité partagée entre écologues et praticiens. Cependant, les écologues doivent jouer un rôle actif et moteur dans cette démarche, en fournissant non seulement

des connaissances mais aussi en innovant dans leurs pratiques de travail pour produire des outils qui soient utiles, facilement compréhensibles et orientés vers des problématiques pratiques pour que les praticiens puissent conduire les changements qui renforcent les écosystèmes urbains (Bourgeois 2024).

Les champs de l'écologie et du design partagent de nombreux principes communs qui peuvent faciliter les ponts entre ces deux domaines. Kiers et al. (2022) construisent un lexique mettant en lumière les concepts parallèles entre écologie et design pour favoriser les collaborations interdisciplinaires. Ces auteurs montrent que les priorités de conception peuvent s'aligner sur les fonctions écologiques, et que certains principes traditionnels de conception de jardin comme les notions de complexité, répétition, rythme, ordre, proportion, échelle, forme et structure sont des principes communs aux deux champs. Les architectes paysagistes, formés pour équilibrer environnements construits et naturels, jouent un rôle clé dans la réponse aux défis climatiques. Cependant, leur influence est parfois limitée par des obstacles pratiques, politiques et socioculturels. Pour surmonter ces défis, il est crucial que les écologues collaborent avec eux dans les pratiques et les plaidoyers, en participant activement à toutes les étapes des projets, en particulier dans la planification et la création de politiques, mais aussi par des collaborations plus étroites avec d'autres secteurs du cadre bâti qui dépassent la simple prestation ou sous-consultation (Moosavi et al. 2023).

Les architectes paysagistes et les écologues peuvent coordonner leurs efforts pour restaurer la biodiversité urbaine et les recherches opérationnelles doivent combiner analyse scientifique, programmation opérationnelle et indicateurs concrets. Le couplage des perspectives esthétiques et écologiques est d'une importance capitale également pour conduire les transformations écologiques des espaces verts résidentiels avec les gestionnaires (Lindemann-Matthies & Marty 2013; Thorne & Huang 1991). Ainsi, des recherches ont mis en évidence comment l'esthétique peut favoriser une plus grande adoption d'action pour la biodiversité dans les espaces verts privés, comme par exemple avec les hôtels à abeilles qui sont perçus comme plus attrayants que les tas de rondins (Lerman et al. 2023). Ces boucles de rétroaction positive entre connaissance théorique, pratique et perspective esthétique sont des points de convergence où écologues et gestionnaires peuvent améliorer, au-delà de la conception initiale, le potentiel écologique des espaces verts urbains et observer le bénéfice concret des actions qu'ils ont conduit (Nassauer 2011). La collaboration entre écologues et gestionnaires pour identifier les actions concrètes qui semblent les plus efficaces pour le vivant est aussi une meilleure garantie que les actions portent des fruits concrets en termes de biodiversité, afin que ces initiatives ne soient pas décevantes et se transforment en boucles de rétroaction négatives (Gaston et al. 2005).

1.3 Faire atterrir ces enjeux dans l'habitat collectif

Face à ces enjeux d'expertise, d'opérationnalité, de stratégie et de justice socio-écologique, je propose dans cette partie de ma thèse de montrer comment la recherche en écologie peut être conduite pour répondre aux nouvelles attentes sociétales et soutenir les actions des praticiens et des politiques. Cette étude sera conduite dans un contexte bien délimité, réservé aux espaces résidentiels en habitat collectif, étant les importants leviers de transformation écologique et sociétale que ces espaces de vie peuvent représenter, comme nous l'avons vu au chapitre 3.

Ainsi, il s'agira ici d'évaluer dans un premier temps d'évaluer le potentiel d'action et la marge de manœuvre dont disposent les praticiens et politiques pour augmenter le potentiel écologique des opérations d'aménagement. Après avoir montré à quelle hauteur les engagements des praticiens ont des effets concrets pour le vivant, il sera possible d'identifier les décisions précises et actions concrètes

qui sont les plus bénéfiques pour le vivant, que chaque praticien (urbanistes, architecte, paysagiste) peut adopter à chaque étape du projet d'aménagement, de la définition de la forme urbaine jusqu'à l'aménagement paysager de l'espace vert.

Répondre à ces questions opérationnelles nécessite une compréhension systémique des facteurs affectant la biodiversité urbaine. Travailler sur des espaces verts privés en habitat collectif soulève également des enjeux pratiques importants pour conduire des inventaires de biodiversité ambitieux sur le nombre de taxons, les méthodes et la durée de la campagne de terrain. Ces espaces nécessitent en effet des accords formalisés avec les instances représentant les résidents (syndicat de copropriété ou bailleurs sociaux) et un partenariat durable avec les résidents pour conduire la campagne d'inventaires à son bon terme. Ainsi, la nature même des espaces résidentiels explorant encore les partenariats à co-construire et pérenniser ont nécessité de monter un projet de recherche-action aux méthodes concertées avec les habitants.

Pour naviguer avec ces enjeux, nous avons développé un programme de recherche-action « projet COLLECTIFS » qui a pu être détaillé au chapitre 4. Le projet COLLECTIFS a permis de construire, avec la participation des résidents, une base de données complète décrivant la biodiversité urbaine, qui a pu être croisée avec les indicateurs de la base de données produite lors de l'étude présentée au chapitre 6 (Boutreux et al. 2024). Adoptant une approche écosystémique, cette démarche offre une compréhension plus globale du vivant, avec des inventaires allant « du sol au plafond » en combinant la biodiversité des sols (bactéries, champignons, mésofaune endogée et macrofaune épigée), les plantes, les insectes pollinisateurs, les chauves-souris et les oiseaux.

2. Problématiques écologiques

L'urbanisation exerce une influence complexe sur les écosystèmes urbains et la biodiversité, mais elle a souvent été simplifiée en recourant à des indicateurs réducteurs comme la distance au centre urbain ou la proportion de sols artificialisés. Ces approches ne capturent pas pleinement la diversité et l'intensité des pressions anthropiques. L'urbanisation génère des socio-écosystèmes variés, rendant crucial l'intégration des facteurs écologiques et socio-économiques à toutes les échelles afin de mieux comprendre comment se réagit la biodiversité en milieu urbain où les combinaisons de facteurs environnementaux peuvent être localement très variées (Fortel et al. 2014; Vergnes et al. 2014).

Il est crucial de problématiser les analyses dans une perspective socio-écosystème, en adoptant une approche statistique intégrée et séquentielle de l'aménagement urbain. Cela permet de réinscrire l'écologie urbaine dans la réalité des processus de conception et de gestion qui rythment les processus d'aménagement urbain, offrant des recommandations fonctionnelles et ergonomiques à chaque étape du projet urbain et pour chaque catégorie de métier. Cette compréhension du potentiel écologique des espaces urbains aura une portée opérationnelle essentielle car elle permettra d'évaluer les leviers de la biodiversité de manière systématique et hiérarchique, en tenant compte des effets redondants pour identifier les mesures et pratiques les plus efficaces. Ces approches de recherche intégrée et à visée transformative peuvent favoriser le développement de stratégies de planification urbaine qui répondent aux besoins socio-écologiques actuels.

Cette thèse propose de mobiliser ces préoccupations et méthodes pour produire des connaissances qui facilitent l'engagement des praticiens dans des pratiques durables. En utilisant des inventaires multi-taxons et une caractérisation multivariée de l'environnement urbain, cette méthode vise à fournir une évaluation systémique et opérationnelle des impacts de l'urbanisation sur la biodiversité. De telles données permettront de formuler des recommandations crédibles et applicables, favorisant

ainsi des actions concrètes et efficaces pour renforcer la résilience des écosystèmes urbains face aux pressions anthropiques croissantes.

2.1 Vers une compréhension systémique et opérationnelle de l'impact de l'urbanisation sur la biodiversité

2.1.1 Intensité de l'urbanisation : mesure simple de l'altération des écosystèmes urbains ?

L'urbanisation affecte le fonctionnement des écosystèmes et l'intégrité de la biodiversité. Historiquement, les études écologiques ont eu tendance à évaluer l'impact de l'urbanisation en simplifiant l'intensité de l'urbanisation en une dimension, mesurées par exemple selon la distance du site d'étude au centre urbain ou la proportion de sols artificialisés, sinon de sol bâtis (coefficient d'emprise au sol, dans le quartier étudié.

Ces réductions du processus d'urbanisation à une séquence graduelle et unidirectionnelle (le gradient urbain-rural) ont peut-être pu être inspirée par le concept de succession écologique qui représente l'évolution des écosystèmes selon des étapes successives. Quoi qu'il en soit, cette mesure simple a pendant longtemps été la mesure graduée permettant d'étudier l'altération écologique des écosystèmes. Si elle a permis d'obtenir rapidement des informations d'ordre écologique sur la nature des processus écologiques affectés par l'urbanisation, elle n'a en revanche pas pu offrir de réponses opérationnelles pour concevoir des espaces urbains dont les caractéristiques permettraient de concilier l'anthropisation des villes et d'offrir un potentiel écologique optimal.

Ces mesures indirectes sont malheureusement des métriques mal corrélées à l'intensité urbaine car elles ne mobilisent que l'occupation du sol, qui sont des données et des méthodes d'analyse que les écologues manipulent plus facilement, par habitude. Or, à couverture de bâti ou taux d'artificialisation identique, la morphologie urbaine peut-être d'une diversité terrible et conduit à une intensité de pression anthropique radicalement variable. Il serait ainsi bien plus pertinent d'évaluer l'intensité urbaine avec des indicateurs sur le nombre de personnes domiciliées et travaillant dans le quartier. Lorsque ces données démographiques sont manquantes à échelle très locale, par exemple à la parcelle, alors l'intensité urbaine peut aussi être évaluée d'après la densité urbaine des constructions.

Ainsi, dans un souci de mobiliser une métrique urbaine plus représentative de ces pressions anthropiques, la densité urbaine a fait l'objet d'un intérêt croissant. La densité urbaine, c'est-à-dire le ratio entre les surfaces planchers et la superficie de la zone d'étude, est mieux connue en France comme le Coefficient d'occupation des sols, COS). Bien que la densité reste une approche encore réductrice des impacts de l'urbanisation et ses pressions anthropiques sur la biodiversité (Haaland & van den Bosch 2015), de nombreuses études ont concrètement montré que sur les oiseaux, la densité urbaine d'un quartier offre un pouvoir explicatif fondamentalement limitant (Flégeau & Plan Urbanisme Construction Architecture 2020). L'effet de la densité urbaine complémentaire à la quantité d'espace vert disponible dans le quartier, alors que la complexité (configuration spatiale) de l'espace vert semblait moins cruciale dans les quartiers denses (Ikin et al. 2013). Un intérêt majeur de la densité en tant que métrique urbaine réside dans sa capacité à initier des dialogues interdisciplinaires et offrir un langage commun avec les praticiens impliqués dans la réglementation et la fabrique de la ville. Le choix des bonnes métriques urbaines est donc porteur, au-delà d'une mesure plus fiable de l'intensité de l'urbanisation, d'un pouvoir d'agir et de capacitation des praticiens et décisionnaires de l'aménagement urbain.

2.1.2 L'urbanisation reste un phénomène multidimensionnel

L'urbanisation désigne un processus pouvant revêtir une multitude de modalités différentes, dont les effets sont contrastés dans le temps et l'espace. Au-delà d'un simple processus biophysique, l'urbanisation est aussi génératrice de socio-écosystèmes et il serait restrictif de ne considérer que la dimension biophysique de l'environnement urbain. Identifier les liens entre les changements spatio-temporels des écosystèmes urbains et les caractéristiques socio-économiques des quartiers est ainsi crucial pour préserver la biodiversité urbaine (Luck et al. 2009). En effet, comprendre plus finement les socio-écosystèmes urbains par les relations entre biodiversité, forme urbaine, conception paysagère et gestion des espaces verts doit permettre d'impliquer les urbanistes, les concepteurs, les gestionnaires et les décideurs avec les scientifiques pour favoriser le développement d'approches intégrées de planification et de conception répondant aux enjeux et besoins sociaux-écologiques contemporains (Farinha-Marques et al. 2011).

Depuis le début des années 2000, les évaluations conjointes des facteurs écologiques (Kowarik 2011) et socio-économiques (Hope et al. 2003) ont bénéficié d'un intérêt de plus en plus vif pour comprendre les patrons de biodiversité urbaine en termes d'abondance, de richesse et de distribution des espèces (Shochat et al. 2006). Ces études ont tenté d'affiner la compréhension des processus d'urbanisation à l'échelle locale pour offrir une compréhension mécaniste de la biodiversité urbaine permettant d'esquisser les relations valides à l'échelle globale et utile pour les praticiens (McDonnell & Hahs 2013). Beninde, Veith, & Hochkirch (2015) offrent ainsi une des premières méta-analyses qui interprète ces résultats à la lumière de la théorie de biogéographie insulaire, transposée au milieu urbain, et en l'enrichissant de considérations sur la qualité et le potentiel écologique des patches de végétation. En combinant des données de 87 études, les auteurs se sont confrontés à une hétérogénéité importante de métriques de biodiversité et de taxons inventoriés, mais une liste de facteurs à effet significatifs a pu être dégagée des analyses. Ces premiers résultats stabilisés (**Figure 7-1**) ont soutenu les premières publications destinées aux praticiens et décideurs pour limiter les impacts négatifs de la densification urbaines sur la biodiversité (Haaland & van den Bosch 2015), stimulant le développement d'une science visant à offrir une portée opérationnelle. Cependant, plusieurs limites de cette étude peuvent être relevées concernant les données, les analyses et la portée opérationnelle des conclusions. Les données de biodiversité mobilisées sont cantonnées à un nombre restreint de taxons (souvent des plantes, oiseaux et insectes) et le poids de chaque taxon dans l'analyse n'est pas évalué, ce qui peut mener à des conclusions écologiques biaisées. De plus, les analyses n'évoquent pas concrètement la part de variance de biodiversité expliquée par chaque variable environnementale dans des modèles multivariés évaluant le niveau de redondance, ce qui limite la capacité à hiérarchiser formellement les variables selon leur importance. Enfin, si l'effet de chaque variable est mesuré individuellement, il n'y a pas de préconisations pratiques avec des valeurs seuil. Ces résultats statistiques manquent de réponses claires à des questions simples de praticiens : quels sont les facteurs prioritaires et quelles sont les valeurs seuils à respecter, pour les praticiens ?

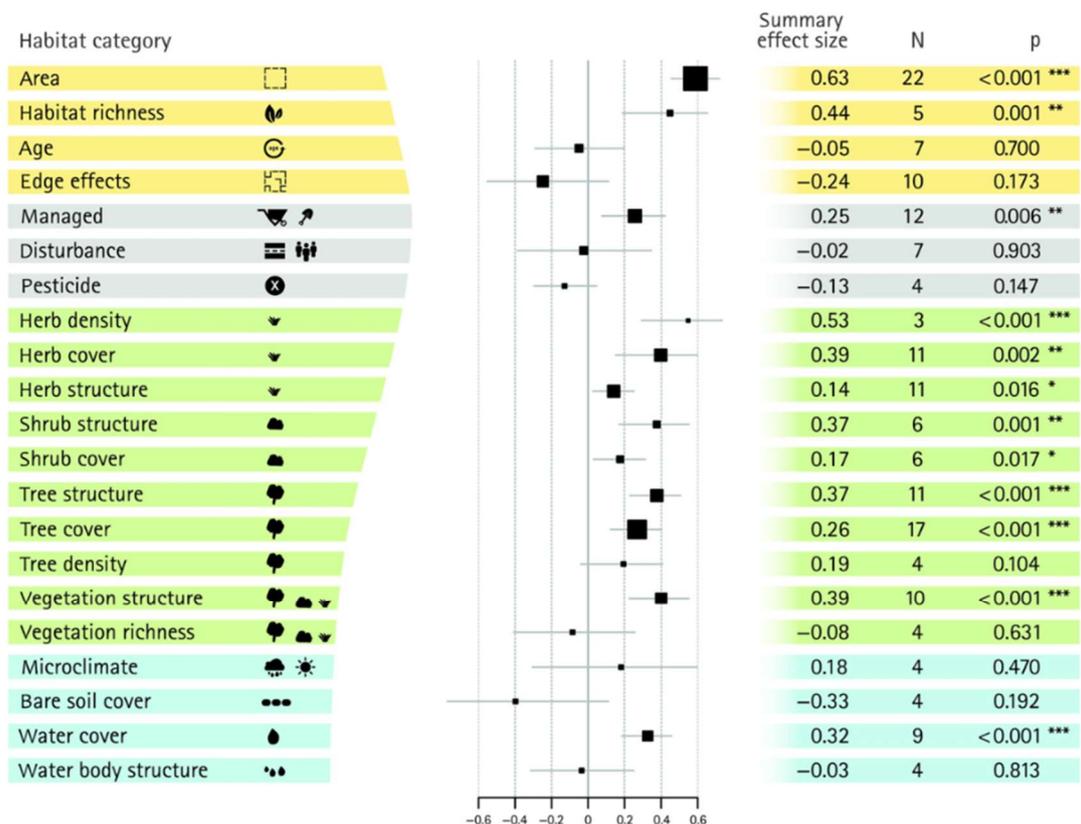


Figure 3 Summary effect sizes of random-effect models for all local factors calculated for species richness; size of square of summary effect corresponds to sample size of model. Orange: design variables; grey: management variables; green: biotic variables; blue: abiotic variables.

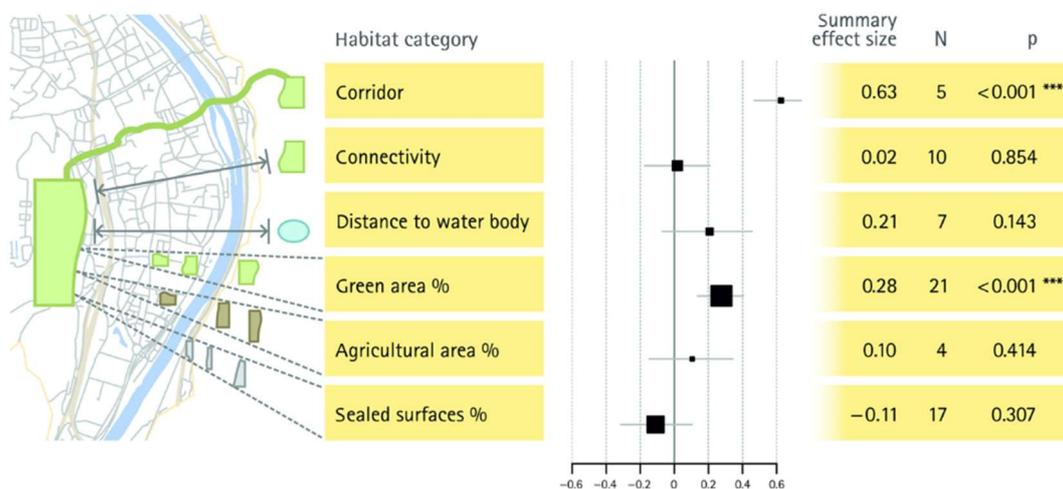


Figure 4 Summary effect sizes of random-effect models for all landscape factors calculated for species richness; size of square of summary effect corresponds to sample size of model. Orange: design variables.

Figure 7-1 : Tableau récapitulatif des variables environnementales testées par Beninde, Veith, & Hochkirch (2015) en combinant les données de plusieurs études.

2.1.3 Vers des études systémiques adoptant un design opérationnel

Si des avancées considérables ont été réalisées ces dernières années en mettant en évidence une gamme de facteurs pouvant agir comme levier pour la biodiversité urbaine, la recherche sur la biodiversité urbaine est loin d'atteindre une compréhension mécaniste complète (Knapp et al. 2021). Dans le cadre de cette thèse, deux points retiennent mon attention pour soutenir la portée transformative de la recherche en écologie urbaine, en conduisant le design de recherche au service du pouvoir d'agir des praticiens.

Premièrement, les leviers pour la biodiversité sont rarement évalués dans une approche systémique et hiérarchique qui permettrait de tenir compte des effets redondants et ne conserver que la short-list des mesures qui comptent le plus pour la biodiversité urbaine. Présenter une telle évaluation permettrait de garantir le bon compromis entre simplicité des préconisations et efficacité des mesures, ce qui stimulerait l'appropriation de ces résultats par les parties prenantes, leur mise en pratique, donc un réel pouvoir transformateur.

Deuxièmement, problématiser les analyses écologiques dans une approche statistique intégrée et séquentielle de l'aménagement urbain permettrait de calquer au mieux la réalité mécaniste et phasée de l'aménagement urbain afin d'offrir à chaque étape du projet urbain et pour chaque catégorie de métier les préconisations fonctionnelles et ergonomiques pour agir en faveur du vivant. Ces deux développements conceptuels constituent le cœur du design de l'étude qui sera construite et conduite dans ce chapitre, s'inscrivant dans les préoccupations de la recherche transformative soutenant la production de connaissances facilitant l'engagement pour les changements soutenable de pratiques, dans le contexte de problèmes sociaux-environnementaux critiques.

2.2 La qualité et le potentiel écologique des espaces verts urbains résidentiels

Les études scientifiques abordant les espaces résidentiels ont avancé progressivement dans la compréhension de leur qualité et leur potentiel écologique. Les premières enquêtes n'ont pas cherché à accéder directement aux propriétés privées et ont donc effectué des comparaisons entre des observations faites depuis les espaces publics des zones résidentielles et depuis des zones naturelles non urbanisées (par exemple Emlen (1974)). Ensuite, la description et les distinctions entre les espaces résidentiels se sont faites entre les quartiers selon leur âge, leur localisation (exemple (DeGraaf & Wentworth 1986)) et positionnement dans le gradient urbain-rural (exemple Germaine, Rosenstock, Schweinsburg, & Richardson (1998)) et les caractéristiques de la végétation de ces espaces.

Plus tard, des études investiguant directement les parcelles privées des maisons avec jardin privé ont commencé à émerger. Ces premières études ont pu comparer des jardins entre plusieurs villes et en recourant à des inventaires sur plusieurs taxons, à l'image du projet Biodiversity in Urban Gardens in Sheffield (BUGS), conduite sur 61 jardins à Sheffield et étendue sur ses aspects botaniques à 276 jardins dans cinq autres villes du Royaume-Uni (exemple : Loram, Thompson, Warren, & Gaston (2008)). Des études à court terme similaires sur la biodiversité des jardins urbains ont aussi été réalisées en Amérique du Nord (Fetridge et al. 2008; Sperling & Lortie 2010) ainsi que dans les villes du Sud en développement (Akinnifesi et al. 2010; Bernholt et al. 2009). A plus long terme, quelques études se sont aussi intéressées à démontrer le réel potentiel de la renaturation de ces espaces, en attestant des gains écologiques réels qui ont pu être mesurés (Miotk & Miotk 1996; Owen 1991). Goddard 2010 propose en 2010 la première revue de la littérature sur la biodiversité des jardins privés individuels (Goddard et al. 2010) et soutient le potentiel écologique de ces espaces pour constituer, à l'avenir, une surface d'habitat écologique considérable. Ces synthèses sur la biodiversité des espaces résidentiels individuels seront augmentées par Cameron et al. (2012), fournissant une synthèse augmentée de cas d'études plus récents, puis par Lerman et al. (2023), fournissant une synthèse bénéficiant de 10 ans de recherche supplémentaire et une perspective plus holistique du sujet, incluant de nombreux aspects sociaux et opérationnels. Lerman et al. (2023) s'inscrivent ainsi dans une logique résolument transformationnelle, adoptant des perspectives éthiques mentionnant explicitement le *care* et l'écologie de la réconciliation, fournissant des résultats motivants pour l'évolution des

pratiques de gestion (bénéfiques en termes de biodiversité, de services écosystémiques de régulation et de bien-être) et développant plusieurs freins et leviers sociaux, économiques et politiques pour signifier les opportunités transformatives.

2.1.1 Potentiel ou piège écologique : une question d'assemblage de communautés

Le potentiel écologique des espaces verts résidentiel est paradoxal : ils constituent une surface d'habitat très importante et sont des espaces dont leur occupation du sol domine le paysage de nombreuses régions périurbaines, cependant leur faible qualité écologique peut transformer le potentiel en véritable piège écologique car certaines espèces peuvent être attirées par ces espaces et manquer de ressources, entraînant le déclin de leurs populations. Au début des processus d'urbanisation, les espaces résidentiels peuvent rapidement devenir des espaces très attractifs et présentent parfois une diversité de ressources plus élevée que les espaces ruraux périphériques. Cependant, les processus d'urbanisation plus intensifs qui surviendront ensuite peuvent au contraire piéger ces populations qui s'étaient adaptées à ces environnements mais voient les ressources disponibles disparaître de manière fulgurante.

Parmi les menaces identifiées, certaines décisions de gestion en espace vert résidentiel peuvent conduire à des pièges écologiques (Schlaepfer et al. 2002). En effet, certains espaces verts urbains peuvent être initialement très attractifs pour la biodiversité. Cependant, la qualité écologique de ces espaces est souvent limitée car ils manquent souvent de ressources alimentaires ou d'habitats pour accomplir le cycle reproductif. Ces limites affectent ainsi la capacité de nombreuses espèces sauvages à maintenir leurs populations et affectant la biodiversité locale et mondiale (Butchart et al. 2010; Shochat et al. 2010).

En écologie des communautés, ce manque de ressources affecte le potentiel écologique des espaces verts car ils constituent des filtres à l'installation et la pérennisation de populations d'espèces variées (Aronson et al. 2016). Ces filtres environnementaux agissent comme des pressions de sélection qui vont non seulement filtrer les espèces aptes à s'installer, mais aussi engendrer des sélections de traits biologiques au sein des populations qui auront des conséquences observables sur la composition de traits phénotypiques, génétiques et comportementaux des espèces (Planchuelo et al. 2020).

En effet, les villes ont une influence de plus en plus grande sur les processus d'évolution biologique et agissent comme des forces de sélection puissantes qui accélèrent les changements phénotypiques (Bowman et al. 2017). L'étude de [Alberti et al. \(2017\)](#) a conduit une première méta-analyse pour rechercher les effets universels de l'urbanisation sur la sélection de phénotypes. Ces auteurs montrent un signal urbain clair sur l'accélération des changements phénotypiques en zones urbaines et relèvent l'attention que doivent porter les aménageurs aux perturbations qu'ils peuvent induire sur la modification d'habitat, les interactions biotiques, l'hétérogénéité d'habitat et les pressions d'usage des espaces verts. Ces différents principes peuvent servir de référentiel de compréhension et de vigilance pour maintenir les fonctions clés des écosystèmes, dont dépend la durabilité du bien-être humain.

Ces constats sur le potentiel écologique des espaces verts résidentiels et ses incidences sur les mécanismes d'assemblage des communautés montrent donc l'importance cruciale, d'un point de vue opérationnel, de soigner la qualité des espaces verts et la provision de ressources diversifiées. Cependant, les espaces verts résidentiels sont souvent de dimension modeste, ce qui peut brider la fourniture de ressources et habitats très diversifiés. Néanmoins ce problème pourrait au contraire constituer une solution car ces espaces, de par leur trame cadastrale constituant un patchwork de petites parcelles, pourraient en réalité offrir un potentiel conséquent pour reconstituer une véritable

mosaïque d'habitats et de ressources diversifiées (Belaire et al. 2014).

D'un point de vue scientifique, la lecture du potentiel écologique des espaces verts résidentiels au regard de l'incidence sur les mécanismes d'assemblage des communautés montrent aussi l'urgence, pour les chercheurs, de conduire des études nécessairement multi-taxons (Hahs et al. 2023; Lechner et al. 2017; Rega-Brodsky et al. 2022). En effet, évaluer le potentiel écologique général des différentes modalités et pratiques d'aménagement urbain doit être basé sur des données larges de biodiversité pour soutenir la provision de ressources et habitats complémentaires afin de construire de solides réseaux écologiques.

2.1.2 La biodiversité : des données indispensables pour établir des préconisations fiables

De nombreuses questions concernant les pratiques optimales de conception et de gestion des habitats écologiques en milieu urbain restent aujourd'hui non résolues par manque d'études investiguant le potentiel écologique des réalisations. Si certaines préconisations simples sur l'étendue des espaces verts et leur complexité structurelle sont triviales pour des écologues, dans le détail il est plus compliqué de trouver des preuves scientifiques concernant des interventions plus précises. Pour les pollinisateurs par exemple, [Turo & Gardiner \(2019\)](#) ont montré que des mesures concrètes pour mettre en pratique le potentiel écologique des villes pour les pollinisateurs restent encore peu évaluées.

J'é mets ici plusieurs hypothèses, tout d'abord, le manque de preuves scientifiques peut provenir d'un manque de données écologiques diverses (multi-taxons) qui permettrait d'évaluer correctement la « performance écologique » des aménagements en termes de biodiversité. De plus, comme nous l'avons évoqué un peu plus haut à propos de design expérimental et de langage commun, les études scientifiques ciblent peut-être des caractéristiques de l'urbanisation qui ne sont pas celles sur lesquelles les praticiens ont directement la main pour agir. Enfin, pour établir des preuves significatives en naviguant au travers de paramètres complexes et souvent corrélés, il est nécessaire d'obtenir un nombre d'observations conséquent pour accroître la résolution des tests statistiques, or ceci est très chronophage.

Pour faire face au triple enjeu de représentativité écologique (nombre de taxons), de résolution statistique (nombre de sites étudiés) et de faisabilité (temps et moyens disponibles), nous allons désormais explorer comment les indicateurs écologiques se sont construits dans le passé pour chercher un compromis convenable.

2.1.3 Stratégie d'indicateurs simples d'évaluation du potentiel écologique

Bien que les études détaillées sur la biodiversité urbaine soient cruciales pour comprendre les habitats urbains, elles peuvent être coûteuses en temps et en ressources (Pharo et al. 1999). Pour évaluer la qualité écologique des habitats urbains, les études écologiques se sont logiquement concentrées sur la mesure de la biodiversité, censée refléter directement cette qualité (Boykin et al. 2021). Cependant, inventorier l'ensemble de la biodiversité est coûteux et complexe, surtout pour les taxons difficiles à évaluer comme les arthropodes et les micro-organismes. Face à ces contraintes, limiter les inventaires à des taxons supposés être de bons bio-indicateurs, nécessitant des moyens plus réduits, est une solution pratique et faisable. Par conséquent, les inventaires multi-taxons sont rares, et les recherches en écologie urbaine se concentrent souvent sur des taxons spécifiques (Rega-Brodsky et al. 2022; Tälle et al. 2023). Cependant, il est pertinent d'optimiser ces efforts en sélectionnant des taxons qui peuvent indiquer de manière fiable le niveau de biodiversité global. Certaines études ont

proposé des taxons « bio-indicateurs » mais leur efficacité reste souvent débattue.

Les taxons de substitution, ou *surrogate taxa* (Grantham et al. 2010), sont choisis pour représenter d'autres groupes taxonomiques ou des variables spécifiques liées à l'écosystème. Ils partagent souvent des traits d'histoires de vie similaires, ce qui leur permet de réagir de manière comparable aux pressions anthropiques. Cela réduit les coûts et l'effort d'inventaire tout en fournissant des données pertinentes sur la biodiversité. Un bon bio-indicateur doit présenter des variations significatives en abondance et en richesse spécifique au sein du système étudié. Les insectes et les plantes, en raison de leur grand nombre d'espèces, sont souvent de bons candidats. Les taxons substitués sont également choisis pour leur capacité à indiquer des habitats avec une haute diversité taxonomique, comme les espèces parapluies, clés de voûte, ou ingénieurs d'écosystème. Par exemple, certaines études locales ont montré que les espèces parapluies peuvent être de bons indicateurs de la biodiversité au sein de leur groupe (Sattler et al. 2014). Cependant, la pertinence des taxons de substitution à une échelle plus large reste floue. L'efficacité de ces taxons dépend beaucoup du biome et de l'étendue de l'étude (Lewandowski et al. 2010). Dans certaines études, les espèces parapluies ne reflètent pas toujours la diversité totale et fonctionnelle de l'écosystème, soulignant la nécessité de combiner plusieurs espèces pour une évaluation plus holistique (Grantham et al. 2010).

En écologie urbaine, il manque des études systématiques dans des environnements variés pour identifier des taxons de substitution fiables. Ce déficit est problématique pour développer des méthodes d'évaluation écologique rapides et à coût modéré, essentielles pour l'adaptation et la résilience des villes. Les discussions autour des taxons bio-indicateurs soulignent donc la nécessité d'approches multi-taxons (Tälle et al. 2023). Plutôt que de restreindre les inventaires à des taxons aléatoires, il est stratégique d'inclure plusieurs taxons d'importance écologique fondamentale. Ces taxons, par leur position écologique, structurent significativement le potentiel écologique et la biodiversité locale. Enfin, les indicateurs écologiques retenus doivent être simples à utiliser et compréhensibles pour être intégrés dans les pratiques urbaines. Les taxons complexes peuvent ne pas être facilement appréhendés par les urbanistes (Moss 2000; Yli-Pelkonen & Niemelä 2005). Pour faciliter l'intégration de la biodiversité dans la planification urbaine, il est crucial de recourir à des méthodes écologiques simples et concrètes, compréhensibles par toutes les parties prenantes (Tzoulas & James 2010).

En conclusion, bien que l'étude de la biodiversité urbaine soit complexe et coûteuse, l'utilisation de taxons bio-indicateurs et de substitution peut optimiser les efforts d'inventaire. Il est essentiel de choisir des taxons ayant des propriétés métrologiques solides et une pertinence écologique reconnue. Les approches multi-taxons, combinées à des méthodes simples et compréhensibles, permettront une évaluation écologique plus efficace et intégrée, soutenant ainsi le développement soutenable et la résilience des villes.

2.1.4 De multiples taxons doivent être mobilisés

Les recherches conduites sur la biodiversité urbaine cherchant à évaluer et hiérarchiser les facteurs déterminants de l'aménagement urbain se sont à ce jour cantonnées à des inventaires visant certains taxons cibles. Par exemple, dans les zones urbaines, les oiseaux et les papillons ont été utilisés comme taxons de substitution pour évaluer la biodiversité globale d'un site (Blair 1999). Certains groupes comme les oiseaux ou les plantes ont pu montrer des qualités pour évaluer un potentiel de conservation à l'échelle du quartier ou de la parcelle (Jones et al. 2016). L'omniprésence des oiseaux dans la littérature urbaine est souvent été défendue par la diversité des échelles spatiales, écologiques

et sociales qui peuvent impacter ce taxon : un large territoire de vie (échelle quartier), des dépendances alimentaire et de nidification à des ressources variées et à une végétation indigène de structure variée, mais aussi des risques de prédation par les chats domestiques (Goddard et al. 2017).

Or, de nombreuses limites ont été identifiées à ces études partielles et partiales (Flégeau & Plan Urbanisme Construction Architecture 2020). En réalité, de nombreuses études ont montré que les traits d'histoires de vie sont complexes et que les réponses biologiques observées soutiennent peu l'idée que des taxons partageant certains traits d'histoire de vie montrent des réponses identiques aux variables d'anthropisation (Hahs et al. 2023). De plus, bien que ces hypothèses cherchent un ancrage dans la réalité biologique ou les enjeux de conservation (traits d'histoire de vie conférant une fonction d'espèce parapluie) afin d'identifier les taxons indicateurs (censés offrir la réponse la plus contrastée possible) face aux variables d'anthropisation, elles restent des postulats qui ne sont pas toujours vérifiés. Se fier uniquement à des espèces de substitution peut ne pas capturer l'ensemble du spectre de la biodiversité et des processus écologiques.

Aujourd'hui, de nombreuses études montrent que ces simplifications doivent être évitées et qu'une véritable approche pluraliste et multi-taxons de la biodiversité, limitant les postulats, doit être conduite afin d'offrir une vision juste et systémique des impacts de l'urbanisation sur la biodiversité (Rega-Brodsky et al. 2022; Tälle et al. 2023). Une telle étude systémique de la biodiversité, coûteuse en temps et nécessitant d'importants moyens, peut néanmoins offrir une évaluation plus approfondie du niveau de redondance dans la réponse des taxons face aux modalités d'urbanisation, permettant d'arbitrer plus finement pour des futures études quel peut être le meilleur compromis entre investissement dans les inventaires et finesse de la réponse biologique observée. Nous avons fait le choix, dans cette thèse, de consacrer un effort méthodologique important aux inventaires multi-taxons, en recourant à des méthodes de « dernière génération » pour inventorier des taxons habituellement plus difficiles d'accès et en doublant certaines méthodes d'inventaires traditionnelles avec des capteurs de développement technologique récent.

2.3 La végétation, structure des écosystèmes et des milieux de vie humains

2.3.1 La végétation occupe un rôle central dans les écosystèmes

La végétation est ainsi une composante majeure qui a une grande influence sur le niveau global de biodiversité d'un site. D'un point de vue écologique en effet, la végétation occupe une position centrale dans les écosystèmes car elle a des répercussions profondes et structurantes sur la qualité écologique des sols (propriétés physico chimiques, matière organique, perméabilité, rétention d'eau, fertilité), mais aussi les ressources alimentaires pour l'ensemble des insectes et des arthropodes, ou encore la structuration d'habitat de nidification pour les oiseaux ou les chauves-souris. Plus précisément, la composition et la complexité de la végétation sont deux paramètres qui ont été relevés être de bons indicateurs de la biodiversité globale (Cornelis & Hermy 2004; Smith et al. 2005; Zerbe et al. 2003).

L'importance fondamentale de la végétation pour évaluer la qualité écologique des espaces privés a été montrée en premier par Goddard 2010 dans une revue de la littérature (Goddard et al. 2010). Les auteurs ont souligné que les principales conclusions d'un panel d'études sur les jardins montrent que la végétation, tant par sa structure que sa composition, a une influence capitale sur la biodiversité observée. Plus précisément, la structure tridimensionnelle de la végétation des jardins (c'est-à-dire sa

diversité et complexité) a été un prédicteur important de l'abondance et de la diversité des vertébrés (Daniels & Kirkpatrick 2006; Hassell et al. 2021; van Heezik et al. 2008) et des invertébrés (Smith et al. 2006b,a). De plus, la similitude de leurs communautés végétales souligne que la plantation et la gestion par les humains sont d'une influence prédominante sur la biodiversité (Loram et al. 2008).

La végétation a un rôle central et structurant dans les écosystèmes car elle assure leur productivité primaire d'énergie et de matière, qui est support de ressources à toutes les échelles trophiques. L'activité racinaire des végétaux et l'ombrage du feuillage a aussi une incidence profonde pour structurer la vie des sols et offrir des propriétés hydrologiques déterminantes pour le vivant. Schittko et al. (2022) a montré les effets positifs de la diversité végétale sur les sols en augmentant sa biodiversité souterraine, sa multifonctionnalité et son stock de carbone organique. Avant cette importante étude en contexte urbain, des études expérimentales en mésocosmes contrôlés avaient montré que la diversité des plantes (richesse et diversité fonctionnelle) augmentait les stocks de carbone organique du sol en augmentant l'activité biologique (Lange et al. 2023). Par exemple, les mélanges à haute diversité d'espèces de plantes de prairies pérennes stockaient en moyenne 500 % de carbone organique du sol en plus que les parcelles des mêmes espèces réalisées en monoculture (Fornara & Tilman 2008). La végétation a donc des effets prépondérants sur les flux d'énergie, de matière et d'eau au sein des écosystèmes.

2.3.2 La végétation est un objet-frontière entre perspectives écologiques et sociales

Les études qui utilisent la structure de la végétation comme indicateur de la biodiversité ont ainsi, au-delà du potentiel écologique, un potentiel supplémentaire de proposer un objet frontière (Star & Griesemer 1989) qui facilite la compréhension entre les disciplines (Hercok 1997; Whitford et al. 2001; Young & Jarvis 2001). La structure de la végétation fait référence à la composition et à la variabilité de la hauteur des arbres, arbustes, herbacées et graminées dans une zone. Ces caractéristiques sont contrôlées dans les projets urbains par les architectes et paysagistes et possèdent aussi une portée esthétique importante dont peuvent se saisir aisément les sciences sociales et les citoyens.

De plus, la structure de la végétation est liée à la diversité des habitats, ce qui permet ainsi de relier cet indicateur à l'hétérogénéité paysagère intégrant ainsi la forme et les fonctions des écosystèmes (Whitford et al. 2001), qui sont des caractéristiques qui intéressent aussi les humains pour les notions de cadre de vie et de services écosystémiques. Par conséquent, la structure de la végétation, en tant qu'indicateur de la biodiversité, possède à la fois une crédibilité écologique et le potentiel d'aborder plus simplement, en tant qu'objet frontière, les interactions complexes entre les humains, les espèces et les habitats écologiques (Tzoulas & James 2010).

En incluant aussi la dimension esthétique de la végétation et sa capacité à fournir différents habitats, ces différentes caractéristiques sont centrales dans la fourniture des services écosystémiques variés pour les humains et le reste du vivant. Des méthodes ont été proposées pour combiner les différentes facettes de la végétation (couverture, structure, diversité) pour évaluer de manière facile et accessible le potentiel écologique des espaces urbains (Tzoulas & James 2010). Cependant, les études futures pourraient s'intéresser plus en détail aux différents aspects de la structure et de la composition de la végétation qui influencent la biodiversité, en recourant à des indicateurs et métriques paysagères plus précises. En effet, le recours à des métriques paysagères a montré un grand intérêt pour évaluer la perception humaine des espaces verts urbains, il serait donc intéressant de les mobiliser pour évaluer le couplage possible entre attentes humaines et biodiversité (Meyer-Grandbastien 2019). Ainsi, une

description fine de la végétation par son étendue, sa structure (composition et configuration spatiale) et sa biodiversité (richesse et composition) serait de grande valeur pour évaluer le potentiel écologique et estimer la biodiversité totale.

2.4 Les sols, socle du potentiel écologique des espaces urbains

Si la végétation a souvent été regardée comme une bonne porte d'entrée pour évaluer la qualité écologique des espaces verts urbains, une préoccupation pour la connaissance et l'inventaire biologique des sols est devenue de plus en plus criante ces dernières années. En effet, les sols constituent les piliers des écosystèmes. Leur qualité et leur hétérogénéité est un déterminant majeur de la végétation, qui elle-même, comme nous l'avons vu, est centrale dans le développement de nombreux taxons. La nature non renouvelable du sol, tout comme ses propriétés à assurer le cycle de la matière, réguler les flux d'eau et les restituer aux écosystèmes, montrent que les sols assurent des fonctions fondamentales aux processus écosystémiques des villes.

Intégrer la qualité des sols urbains dans les stratégies d'urbanisme pourrait contribuer à atténuer les principaux problèmes environnementaux et à développer des villes durables et résilientes en améliorant la distribution des services écosystémiques (Blanchart et al. 2018). D'un point de vue mondial concernant le climat, les sols constituent la plus grande réserve mondiale de carbone organique terrestre (Batjes 2014), soit trois fois la quantité de CO₂ actuellement présente dans l'atmosphère et 240 fois les émissions annuelles actuelles de combustibles fossiles (Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) & Ciais 2014). Ainsi, augmenter le stockage net de carbone dans le sol, même de quelques pour cent, représente un potentiel important d'atténuation du changement climatique (Paustian et al. 2016). Les sols urbains peuvent aussi permettre aux villes une adaptation aux changements climatiques. En effet, les sols urbains peuvent avoir des niveaux de perméabilité, de rétention d'eau et de fertilité qui sont très variables. Ces qualités sont pourtant indispensables pour réguler des perturbations des précipitations. Le concept de ville éponge a ainsi été proposé pour promouvoir les sols vivants qui régulent le cycle de l'eau en ville lors d'épisodes de pluies intenses mais qui peuvent aussi stocker et rendre disponible cette eau à la végétation lors d'épisodes de sécheresse, ce qui permet d'assurer l'ombrage et le rafraîchissement par évapotranspiration. Pour toutes ces qualités et ces relations écologiques, les sols sont de plus en plus considérés comme des écosystèmes de premier intérêt pour évaluer le potentiel écologique des espaces verts urbains.

2.4.1 Une trame brune urbaine très hétérogène et désorganisée

Les sols urbains ont longtemps été considérés par les urbanistes sous une perspective bidimensionnelle, simplement comme des surfaces dédiées à des usages tels que la construction de bâtiments et d'infrastructures. Leur hétérogénéité et leur volume n'était pris en compte que pour ses propriétés géotechniques. Ce manque de stratégie dans l'usage et le réemploi des sols a conduit à une forte altération de ceux-ci et à une trame brune peu cohérente car fortement fragmentée et peu structurée.

À l'échelle des zones urbaines, l'influence humaine conduit en ville, en comparaison avec les environnements moins anthropisés, à une plus grande variété de sols sur une zone restreinte et parfois sans logique spatiale à cause du manque de considération portée par les praticiens de l'aménagement (Effland & Pouyat 1997; Leguëdois et al. 2016). Ainsi, un patchwork très hétéroclite de sols peut être rencontré en ville et il peut coexister dans certains quartiers des sols profondément dégradés et transformés avec des sols pseudo-naturels peu altérés (Ossola & Livesley 2016). Cette

grande variabilité s'explique par la diversité des activités humaines au fil du temps (Norra & Stuben 2003) et par des changements fréquents d'utilisation. Les sols urbains résultent souvent de la combinaison, en proportions diverses, de matériaux anthropiques, géologiques ou pédologiques - et de sols indigènes, ce qui contribue à leur hétérogénéité verticale et horizontale.

Les sols urbains peuvent montrer des tendances et caractéristiques partagées, comme une texture grossière, une densité élevée, et un pH plus alcalin (Burghardt et al. 2015; Joimel et al. 2016; Kida & Kawahigashi 2015; Leguédois et al. 2016). En conséquence, la fertilité physique et chimique des sols urbains est souvent plus faible, bien que localement (comme dans les espaces verts publics et les jardins privés) certains sols sont conçus et entretenus pour offrir un milieu propice à la croissance des plantes (Joimel et al. 2016; Rokia et al. 2014; Séré et al. 2008).

2.4.2 Du sol support à la qualité de sol vivant

Traditionnellement, les urbanistes considèrent peu les sols urbains comme un compartiment potentiellement vivant, fertile et capable d'accomplir des fonctions variées ou de fournir des services écosystémiques (Morel et al. 2015). Or, les fonctions et services écosystémiques des sols découlent de leurs caractéristiques physiques, chimiques, qui sont-elles même très dépendantes des caractéristiques biologiques qui créent et entretiennent les processus qui génèrent ces qualités physiques et chimiques (Schindelbeck et al. 2008).

Si les sols urbains anthropiques ont longtemps été caractérisés et évalués à l'aide de propriétés physico-chimiques, des recherches comme celle de (Hartley et al. 2008) ont commencées à rechercher des indicateurs biologiques des sols pour évaluer leur qualité de manière plus systémique, en recourant à des méthodes variées inventoriant la densité de vers de terre, la diversité de la macrofaune épigée avec des pièges barber, la mésofaune endogée avec des extracteurs Berlese ou encore de mesures de l'activité de recyclage de la matière organique (*bait lamina strip*). Plus récemment, le développement d'opérations de bioremédiation des sols et la production de terres fertiles en contexte urbain a pu fournir un laboratoire réel pour mesurer directement la diversité biologique des sols ou leur fonctionnement à différents stades de remédiation. Des expérimentations menées à Lyon dans ce contexte ont pu recourir à des méthodes d'analyse de la diversité microbienne, d'activité enzymatique et de cycle des nutriments (Durand 2024). Ces développements montrent que la qualité du sol urbain peut être définie comme la capacité d'un sol à favoriser le développement de sa biodiversité mais aussi à assurer des fonctions et processus liés aux recyclage de la matière organique (Doran & Parkin 1994; Vrščaj et al. 2008), créant des boucles de rétroactions positives entre processus et biodiversité.

Pour conclure, le sol héberge un écosystème unique qui assure des fonctions vitales comme le cycle de la matière organique (activité des décomposeurs) et dont les activités vont structurer la vitalité des sols, comme par exemple sa perméabilité, sa cohésion et sa résistance à l'érosion. Cette biodiversité souterraine est à la base des services rendus par le sol et joue par exemple un rôle clé dans de nombreuses fonctions environnementales, telles que la dépollution, les cycles biogéochimiques, la fertilité ou le stockage du carbone (de Groot et al. 2002; Reid et al. 2005). Cependant, le sol est un écosystème souterrain difficile à observer et dont la biodiversité est complexe à évaluer facilement, c'est pourquoi ils ont souffert d'un manque d'intérêt pendant plusieurs décennies dans les études d'écologie urbaine.

2.4.3 L'intérêt récent des praticiens pour les indicateurs de biodiversité des sols

Dans les années 2010, les problématiques des sols ont bénéficié d'une communication de plus en plus grande qui leurs ont permis une meilleure reconnaissance des praticiens mais encore insuffisamment peu de mises en œuvre opérationnelle. En France, par exemple, une enquête auprès de 7000 adhérents du réseau Plante & Cité a ciblé une large diversité de parties prenantes parmi les bureaux d'étude, les architectes, les collectivités/municipalités, les paysagistes, les fournisseurs de produits, les institutions de formation, les jardiniers privés et amateurs. Cette enquête a révélé que le sol est désormais, en 2017, unanimement perçu comme d'une importance environnementale primordiale. Cependant, un décalage important a été identifié car la qualité des sols reste une question secondaire dans les politiques d'urbanisme, principalement parce que les acteurs impliqués dans l'urbanisme ont très peu de connaissances scientifiques et techniques sur cet écosystème. Pour répondre à ce besoin d'acculturation, les connaissances sur les sols doivent être communiquées avec une portée éducative, opérationnelle mais aussi politique pour sensibiliser les acteurs, leur permettre de comprendre mettre en œuvre les stratégies et susciter la volonté de s'engager avec l'aide éventuelle d'incitations. Pour œuvrer en ce sens, les méthodes de recherche-action que nous avons présentées au chapitre 4 ont œuvrées en ce sens avec les résidents et les praticiens.

Les organismes du sol ont ainsi été de plus en plus ciblés comme bio-indicateurs du potentiel écologique et de l'état général de la biodiversité dans un écosystème. Cependant, les sols sont eux aussi des écosystèmes à part entière dont la biodiversité est difficile à inventorier complètement sur la base des techniques classiques très coûteuses en temps pour les organismes méso et macroscopique et faisant face à des impasses pour les organismes microscopiques. Il a donc été là encore tentant de recourir à des taxons des sols qui puissent être de bons indicateurs. Les vers de terre, les carabes ou les collemboles ont ainsi bénéficié d'une attention particulière ces dernières années pour des inventaires standardisés, facilement répliquables et à coût restreint. Cependant, des études menées sur une large gamme de sols naturels, agricoles, forestiers et anthropiques n'ont pas réussi à s'accorder sur une mesure unique de la composante vivante du sol qui soit suffisamment fiable et robuste pour être avoir une portée universelle sur les sols (Barrios 2007; Lilley et al. 2006; Pankhurst et al. 1995). Encore une fois, l'enjeu d'inventaires multi-taxon, réalisés ici sur les sols, est donc nécessaire et nécessite, comme l'avait pressenti Hartley et al. (2008), des avancées considérables des connaissances et de la technologie permettant d'étudier la vie des sols plus largement, ce que le développement du *metabarcoding* ADN et des analyses biochimiques des sols ont permis ces 15 dernières années. Ainsi, pour répondre aux besoins opérationnels formulés par les urbanistes, les outils de biologie moléculaire sont disponibles depuis quelques années pour les chercheurs qui peuvent désormais offrir un diagnostic robuste de la qualité biologique des sols urbains (Guilland et al. 2018).

Cependant, pour que ces connaissances soient transcrites ensuite facilement en recommandations opérationnelles, les chercheurs doivent mobiliser ces techniques au service des praticiens, c'est-à-dire avec une logique de recherche-action élaborée avec les praticiens pour enquêter sur les indicateurs techniques. En effet, bien que la recherche ait mis en évidence des effets contrastés de l'urbanisation sur les populations d'organismes vivants, l'impact des pratiques quotidiennes de gestion semble beaucoup plus clair. Ainsi, un effort doit être fait pour transférer et transmettre les pratiques paysagères « durables » les plus pertinentes lors de sessions de formation et de journées éducatives afin que certaines pratiques puissent être valorisées et afin de clarifier aussi des idées reçues. Ces sessions de formation devraient éventuellement compenser le manque de connaissances et les malentendus actuels entourant la qualité biologique des sols urbains afin de mener des actions avec

des bénéfiques concrets.

2.4.4 Le développement d'outils pour observer et décrire la complexité des sols urbains

La diversité et l'abondance des organismes vivant dans le sol sont énormes et cela peut s'expliquer par la complexité et l'hétérogénéité de cette matrice environnementale qui offre une variété extraordinaire d'habitats (Anthony et al. 2023). Depuis plusieurs décennies, de nombreuses études scientifiques ont permis une meilleure description de la diversité des sols, classant ce milieu comme la « troisième frontière biotique » aux côtés des grandes profondeurs océaniques et de la canopée de la forêt équatoriale (André et al. 1994). La biodiversité du sol à elle seule représente 25 % de la biodiversité totale inventoriée à ce jour, ce qui signifie que cette matrice constitue un réservoir important du patrimoine biologique et génétique de notre planète (Guilland et al. 2018). Les organismes du sol sont de taille et de taxons très variés et nous distinguerons dans cette thèse 3 groupes principaux : les micro-organismes et la microfaune (bactéries, champignons et nématodes), la mésofaune endogée et la macrofaune épigée (**Figure 7-2**).

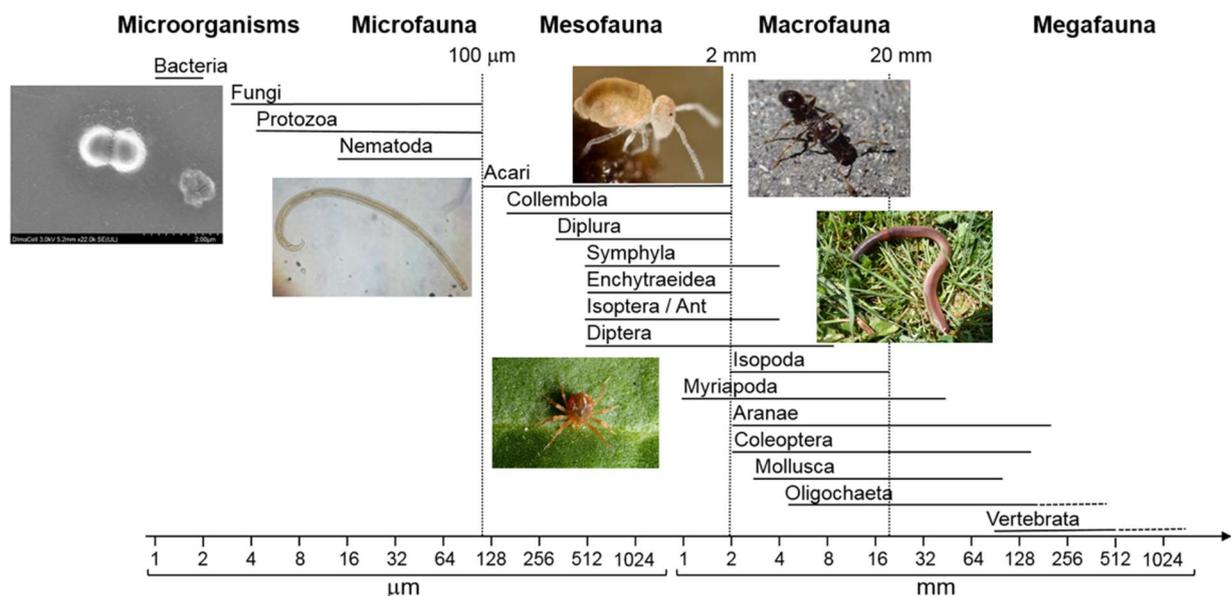


Fig. 2 Classification of soil organisms according to their size (modified from Swift et al. 1979). Photo Credits: *Bacteria*: L. Ranjard, *Nematoda*: C. Menta, *Acari*: K. Fjellheim, *Collembola*: A. Murray,

Ant: A. Vergnes, *Earthworm*: A. Dewisme. This figure illustrates the wide range of forms covered by the diversity of the organisms living in the soil

Figure 7-2 : Présentation de la biodiversité des sols selon les taxons et leur taille, distinguant les micro-organismes, la mésofaune et la macrofaune (Guilland et al. 2018)

Les connaissances sur la biodiversité du sol ont augmenté de manière exponentielle depuis une vingtaine d'année, mais se sont plutôt concentrées jusqu'à présent sur les environnements naturels ou agricoles (Blanchart et al. 2018) et relativement peu d'investigations ont été menées sur les sols urbains (environ 1 % des études sur les sols portent sur les sols urbains, enquête *WebOfScience* en octobre 2017). Par conséquent, on sait peu de choses sur l'écologie des sols urbains, c'est-à-dire les vers de terre, les arthropodes, les nématodes, les microorganismes, et leur rôle dans les fonctions soutenant la biodiversité urbaine et l'amélioration de la qualité de vie des citoyens, par exemple la fertilité, l'adaptation au changement climatique et le stockage du carbone (McDonnell & Hahs 2008; Morel et

al. 2015; Pataki et al. 2021). La grande hétérogénéité des écosystèmes urbains suggère que les connaissances sur les sols ruraux ne peuvent pas simplement être transposées et qu'il est donc nécessaire de produire de nouvelles connaissances propres à l'écologie des sols urbains (Schwartz et al. 2015).

Aujourd'hui, de nouvelles méthodes d'inventaire et d'analyse permettent d'évaluer plus aisément la biodiversité des sols. Le *metabarcoding*, par exemple, permet d'inventorier les séquences ADN de différentes espèces vivant dans les sols et d'accéder à des descriptions de communautés écologiques comprenant plusieurs milliers d'espèces de bactéries, champignons et arthropodes. La complexité et la diversité des écosystèmes souterrains confère donc aux sols un excellent pouvoir de résolution dans les analyses, ce qui est une qualité métrologique essentielle des « bons » indicateurs biologiques qui permettent une évaluation graduée dans une grande amplitude, pour les études de richesse biologique, et des comparaisons fines de composition pour les études de communautés écologiques.

2.4.5 Les connaissances écologiques acquises sur les taxons du sol

L'étude des taxons du sol dans les environnements urbains révèle des dynamiques complexes et variées, influencées par l'urbanisation et les pratiques de gestion des terres. Cette section détaille les connaissances acquises sur la biodiversité des sols à des échelles de vie différentes. Elle présente les impacts de l'urbanisation sur l'abondance et la diversité des organismes macroscopiques et épigés comme les arthropodes, la mésofaune endogée comme les nématodes ainsi que les micro-organismes.

Les études sur les arthropodes terrestres montrent une grande variation d'abondance et de diversité le long des gradients urbains-ruraux. Les macroarthropodes tels que les carabes et les fourmis voient leur abondance et diversité diminuer dans les zones fortement urbanisées (Niemelä 2014; Thompson & McLachlan 2007; Van Nuland & Whitlow 2014). En revanche, les araignées sont plus abondantes et diversifiées à des niveaux intermédiaires d'urbanisation (Vergnes et al. 2014). De plus, ces effets sont différents selon les zones étudiées et les espaces verts urbains n'ont pas le même potentiel écologique pour favoriser les macroarthropodes, qui prospèrent mieux dans les forêts urbaines et les friches urbaines, grâce à des habitats complexes et moins de perturbations anthropiques (Magura et al. 2010). Les jardins urbains favorisent une abondance accrue des arthropodes en raison de pratiques variées de fertilisation et d'irrigation, tandis que les parcs urbains offrent une plus grande diversité d'espèces en raison de leur stabilité environnementale (Otoshi et al. 2015; Philpott et al. 2014). À l'inverse, les toits végétalisés et les bas-côtés des routes présentent une faible densité et diversité en macroarthropodes, souvent en raison de leur faible diversité végétale (Braaker et al. 2014; Devigne et al. 2016; MacIvor & Lundholm 2011; Varet et al. 2014).

La mésofaune comme les collembolés, les acariens ou les nématodes, voient leur abondance et diversité diminuer dans les zones fortement urbanisées (Guilland et al. 2018). Cependant, ils peuvent être localement très diversifiés, comme cela a été montré avec les collembolés dans les parcs urbains et les jardins urbains (Joimel et al. 2017; Rumble & Gange 2013; Rzeszowski & Sterzynska 2016). Les nématodes, de par leur difficulté d'observation, ont été relativement moins investigués que les collembolés, mais les données disponibles montrent une diminution de leur abondance dans les sols urbains, probablement due à la présence accrue de métaux lourds (Joimel et al. 2022; Potapov et al. 2016). En effet, les nématodes carnassiers et omnivores, sensibles aux métaux lourds, sont moins nombreux dans les sols urbains, ce qui réduit la diversité fonctionnelle et perturbe la chaîne alimentaire (Vincent et al. 2018). Cependant, malgré des niveaux de diversité taxonomique et fonctionnelle différents, l'abondance des nématodes peut être de niveau comparable entre les sols urbains et ruraux,

dans certaines conditions favorables (Milano et al. 2018).

Les études sur les communautés de micro-organismes ont plus ciblé les bactéries, et les champignons étaient plus rarement caractérisés (Hui et al. 2017; Reese et al. 2016). Les études microbiennes se concentrent principalement sur leur fonction biologique, notamment dans les transformations du cycle de l'azote (Zhu & Carreiro 2004) et la diversité des communautés microbiennes est bien moins documentée dans la littérature (Guilland et al. 2018). Bien que la biomasse microbienne soit généralement plus faible dans les sols urbains (Yang et al. 2006), l'urbanisation modifie la composition des communautés microbiennes (Ramirez et al. 2014) (Xu et al. 2014; Ramirez et al. 2014), ce qui a des incidences sur le fonctionnement et la fertilité des sols. Cependant, cela ne semble pas affecter la disponibilité des nutriments, notamment l'azote qui montre des valeurs similaires dans les situations urbaines et rurales (Pavao-Zuckerman & Coleman 2007). L'étude des propriétés physico-chimiques du sol, a révélé que le pH est un déterminant majeur de la diversité microbienne dans les environnements urbains (Ramirez et al. 2014). Les pratiques d'entretien des espaces verts ont montré également une grande influence sur la diversité microbienne, induisant des assemblages de communautés adaptées à des environnements perturbés (Gill et al. 2017; McGuire et al. 2013). En revanche, certains facteurs ont montré qu'ils n'avaient qu'une influence très limitée sur la diversité des communautés microbiennes. Ainsi, le niveau d'urbanisation en tant que tel (Wang et al. 2017; Yan et al. 2016) ou la diversité de la couverture végétale ne semble pas être un déterminant fort de la diversité microbienne du sol (McGuire et al. 2013; Ramirez et al. 2014). Ces résultats sont d'une importance capitale pour les scientifiques cherchant à évaluer le potentiel écologique des espaces verts urbains car ils montrent que la végétation et les microorganismes du sol montrent des signaux peu redondants et donc complémentaires pour évaluer le potentiel écologique.

En conclusion, les taxons du sol dans les environnements urbains montrent des réponses variées à l'urbanisation, influencées par les pratiques de gestion et les caractéristiques spécifiques des habitats urbains. Si des études plus approfondies sont nécessaires au sein de chaque taxon pour mieux comprendre et gérer cette biodiversité essentielle, on constate que ces connaissances restent fragmentées et encore peu réunies dans une compréhension intégrée du potentiel écologique. Ainsi, à la lumière des connaissances disponibles, le recours à des méthodes évaluant les diverses composantes de la biodiversité des sols (comme les études d'ADN en *metabarcoding*) est une étape essentielle pour évaluer tant le potentiel écologique des sols dans ses multiples dimensions que d'affiner la lecture écologique de l'état des écosystèmes urbains en complémentarité avec les études de végétation.

2.5 Les pollinisateurs, des bioindicateurs intégrateurs

L'étude des insectes pollinisateurs dans les espaces verts urbains peut fournir une compréhension plus complète de la qualité écologique de ces environnements, en complément des relevés traditionnels effectués sur la végétation et les sols. Les pollinisateurs sont considérés comme d'excellents bio-indicateurs, liés à des services écosystémiques cruciaux, sensibles aux changements environnementaux et à la connectivité écologique (Daniels et al. 2020). Les pollinisateurs, tels que les abeilles, les papillons et les coléoptères, jouent un rôle crucial dans les écosystèmes urbains en facilitant la reproduction des plantes à fleurs, ce qui à son tour affecte la biodiversité végétale et la santé des sols. En examinant les interactions entre les pollinisateurs et leur environnement, les chercheurs peuvent obtenir des indices supplémentaires sur la résilience et la fonctionnalité des écosystèmes urbains.

Premièrement, les pollinisateurs sont directement influencés par la qualité et la diversité de la végétation urbaine. La présence d'une variété de plantes à fleurs fournit une source essentielle de nectar et de pollen pour les insectes pollinisateurs. Des études ont montré que la diversité des plantes à fleurs dans les espaces verts urbains est souvent corrélée à une plus grande diversité et abondance de pollinisateurs (Baldock et al. 2015). En évaluant les communautés de pollinisateurs, les chercheurs peuvent donc déduire la richesse floristique de ces espaces et leur capacité à soutenir des populations d'insectes bénéfiques. Cela peut également révéler des lacunes dans la gestion de la végétation, telles que le manque de plantes indigènes ou la présence dominante de plantes ornementales non attractives pour les pollinisateurs.

Deuxièmement, les pollinisateurs peuvent servir d'indicateurs de la santé des sols. Les sols urbains, souvent perturbés et fragmentés, présentent une grande variabilité en termes de fertilité, de structure et de contamination. Les pollinisateurs, en particulier les abeilles solitaires qui nichent dans le sol, sont sensibles aux caractéristiques des sols. Par exemple, des sols bien aérés et riches en matière organique sont propices à la nidification des abeilles solitaires (Wuellner 1999). En revanche, des sols compactés ou contaminés par des pesticides et des métaux lourds peuvent réduire leur capacité à nidifier et à se reproduire. Ainsi, en étudiant les habitats de nidification des pollinisateurs, les chercheurs peuvent obtenir des informations précieuses sur la qualité physique et chimique des sols urbains.

Troisièmement, l'étude des pollinisateurs permet de comprendre les dynamiques de fragmentation et de connectivité des habitats urbains. Les espaces verts urbains sont souvent isolés par des zones construites, ce qui peut limiter le déplacement des pollinisateurs entre les habitats. La fragmentation des habitats peut avoir des effets négatifs sur les populations de pollinisateurs, en réduisant les ressources disponibles et en augmentant la vulnérabilité aux perturbations (Goulson et al. 2008). En évaluant les mouvements des pollinisateurs et leur capacité à traverser les paysages urbains, les chercheurs peuvent identifier des corridors écologiques potentiels et proposer des stratégies pour améliorer la connectivité des habitats (Louis-lucas et al. 2022). Cela pourrait inclure la création de bandes fleuries le long des routes ou l'installation de toits verts, augmentant ainsi la résilience écologique des villes.

Enfin, les insectes pollinisateurs sont également des sentinelles des changements environnementaux et des pressions anthropiques. Les variations dans les communautés de pollinisateurs peuvent signaler des altérations dans l'usage des terres, la gestion des espaces verts et les pratiques horticoles. Par exemple, une diminution des populations de pollinisateurs peut indiquer une utilisation excessive de pesticides ou une gestion inappropriée des espaces verts (Potts et al. 2010). À l'inverse, une augmentation des pollinisateurs peut refléter des efforts réussis de restauration écologique et de gestion durable. En suivant les tendances des populations de pollinisateurs sur le long terme, les gestionnaires urbains peuvent évaluer l'efficacité de leurs interventions et ajuster leurs pratiques pour mieux soutenir la biodiversité urbaine.

En conclusion, l'inclusion de l'étude des insectes pollinisateurs dans les évaluations écologiques des espaces verts urbains enrichit notre compréhension de la qualité écologique de ces environnements. En tant qu'interface entre la végétation et les sols, les pollinisateurs offrent des informations intégrées sur la biodiversité floristique, la santé des sols, la connectivité des habitats et les impacts anthropiques. Leur présence et leur diversité sont des indicateurs clés de la résilience et de la fonctionnalité des écosystèmes urbains, fournissant ainsi des données essentielles pour la gestion et la planification durable des espaces verts en milieu urbain.

2.6 Oiseaux et chauves-souris : des animaux au domaine vital plus étendu

L'évaluation de la qualité écologique des espaces urbains ne peut se limiter à l'étude de la végétation, des sols et des pollinisateurs. En intégrant l'analyse de certains animaux tels que les oiseaux et les chauves-souris, qui occupent des territoires plus larges et se situent plus haut dans l'échelle trophique, on obtient une vision plus complète et précise de la biodiversité urbaine. Ces animaux, en tant que prédateurs et consommateurs de divers organismes, jouent un rôle crucial dans les écosystèmes urbains et servent de bons indicateurs de la santé écologique des quartiers.

Premièrement, les oiseaux urbains sont des bioindicateurs précieux en raison de leur sensibilité aux changements environnementaux et de leur diversité fonctionnelle. Différentes espèces d'oiseaux occupent divers niveaux trophiques, allant des granivores et insectivores aux rapaces, chaque groupe fournissant des indices sur la disponibilité et la qualité des ressources dans leur habitat. La présence et l'abondance d'oiseaux insectivores, par exemple, peuvent indiquer une riche diversité d'insectes, liée à une végétation saine et à des sols de bonne qualité. Les rapaces, en revanche, nécessitent de vastes territoires de chasse et une chaîne alimentaire bien structurée, ce qui signale une haute qualité écologique à grande échelle (Morrison 1986).

Les études montrent que les communautés d'oiseaux sont influencées par la structure et la composition des habitats urbains. Les espaces verts riches en arbres et arbustes fournissent des sites de nidification et des ressources alimentaires variées, favorisant une plus grande diversité d'oiseaux (Fernández-Juricic 2000). En outre, les oiseaux migrateurs utilisent les espaces verts urbains comme étapes lors de leurs déplacements, et leur présence peut refléter la qualité des habitats urbains comme corridors écologiques (Pennington & Blair 2011). Ainsi, l'étude des oiseaux peut non seulement indiquer la qualité locale des habitats, mais aussi leur rôle dans les réseaux écologiques plus larges.

Deuxièmement, les chauves-souris sont des indicateurs importants de la santé des écosystèmes urbains en raison de leur rôle clé dans la régulation des populations d'insectes et la pollinisation nocturne. Ces mammifères volants ont des exigences spécifiques en matière de gîte et de nourriture, ce qui les rend sensibles aux perturbations environnementales et aux changements dans la gestion des espaces urbains (Jung & Kalko 2010). Les chauves-souris utilisent des arbres creux, des bâtiments et des ponts comme gîtes, et leur présence peut indiquer la disponibilité de tels sites de repos ainsi que la diversité et l'abondance des insectes (Altringham 1996).

La diversité des chauves-souris dans un quartier urbain peut également révéler des informations sur la connectivité des habitats. Les chauves-souris dépendent des corridors écologiques pour se déplacer entre leurs gîtes et leurs sites de chasse. Les études montrent que les zones urbaines avec une végétation connectée et des plans d'eau favorisent une plus grande diversité de chauves-souris, car ces éléments fournissent des itinéraires sûrs et des sources d'alimentation (Avila-Flores & Fenton 2005). En outre, les chauves-souris insectivores contribuent à la régulation des populations de moustiques et autres insectes nuisibles, ce qui est bénéfique pour la santé publique.

Troisièmement, l'observation des oiseaux et des chauves-souris offre une perspective complémentaire pour évaluer les impacts des pratiques de gestion urbaine sur la biodiversité. Les espèces animales de haut niveau trophique sont souvent les premières affectées par les perturbations anthropiques telles que la pollution, le bruit et la lumière artificielle. Par exemple, les niveaux élevés de lumière artificielle peuvent désorienter les oiseaux migrateurs et perturber les comportements de chasse des chauves-souris, réduisant ainsi leur efficacité alimentaire et leur reproduction (Stone et al. 2015). En surveillant ces espèces, les gestionnaires urbains peuvent évaluer l'efficacité des stratégies

de réduction des nuisances et d'aménagement écologique.

Enfin, l'étude de ces animaux offre des opportunités d'engagement communautaire et de sensibilisation à la conservation urbaine. Les oiseaux et les chauves-souris sont des espèces charismatiques qui captent l'attention du public et peuvent servir de porte-drapeaux pour la promotion de pratiques durables. Les programmes de sciences participatives impliquant les citoyens dans le suivi de ces espèces peuvent renforcer les liens entre les habitants et leur environnement, et encourager des actions de conservation à l'échelle locale (Dickinson et al. 2010).

En conclusion, l'inclusion des oiseaux et des chauves-souris dans les évaluations écologiques des espaces verts urbains enrichit notre compréhension de la biodiversité urbaine. En tant qu'indicateurs de la qualité des habitats et de la connectivité des écosystèmes, ces animaux fournissent des informations essentielles pour la planification et la gestion durable des villes. Leur étude, en complément des relevés sur la végétation et les sols, permet de développer des stratégies intégrées visant à améliorer la résilience et la biodiversité des environnements urbains.

Conclusion du chapitre 7

Afin d'accompagner la transformation des pratiques d'aménagement vers la soutenabilité écologique, des collaborations plus étroites sont nécessaires avec les praticiens de l'urbanisme, de l'architecture et du paysage. Des efforts de restructuration des analyses écologiques pourraient permettre d'accroître la pertinence des résultats des études conduites par les écologues pour construire un langage commun. Ceci permettrait de collaborer plus directement avec les praticiens pour favoriser une montée en compétence et conforter ceux qui sont déjà prêt à s'engager sur leur réelle capacité à agir et produire des effets concrets pour le vivant. Ces collaborations étroites entre écologues et urbanistes peuvent conduire à des designs de paysages urbains qui maximisent les co-bénéfices pour la biodiversité et les habitants.

Pour s'inscrire dans cette démarche, la recherche en écologie urbaine se doit ainsi d'adopter des approches systémiques et hiérarchiques, intégrant des données multi-taxons et des modèles statistiques opérationnels permettant d'offrir une vision claire et unifiée des facteurs les plus favorables à la biodiversité urbaine. Ces méthodes permettent de mieux comprendre la complexité des socio-écosystèmes urbains et d'élaborer des stratégies d'aménagement qui favorisent la biodiversité. Pour se faire, les inventaires multi-taxons et l'utilisation de technologies avancées, telles que les enregistreurs acoustiques et le *metabarcoding*, peuvent soutenir cet effort pour offrir une vision plus complète de la biodiversité urbaine.

Les recherches montrent que la végétation urbaine joue un rôle central dans les écosystèmes, influençant profondément la qualité des sols et soutenant aussi la diversification des arthropodes. Ainsi, la complexité et la diversité de la végétation urbaine sont cruciales pour soutenir des communautés écologiques riches et fonctionnelles. De plus les sols urbains, bien que souvent fragmentés et altérés, sont essentiels pour la santé des écosystèmes urbains. Ils participent à des processus écosystémiques fondamentaux et offrent des services très attendus pour la résilience et l'adaptation des villes aux changements climatiques. La biodiversité de ces sols est fondamentale pour soutenir ces fonctions. Le *metabarcoding* offre ainsi des perspectives excitantes d'enrichir les connaissances pour ces différents taxons autrefois difficile à étudier.

CHAPITRE 8 – Etude écologique : des préconisations opérationnelles déterminantes pour la biodiversité.

Introduction du chapitre 8

Afin de répondre aux enjeux relevés de production de résultats opérationnels soutenant la transformation des pratiques d'aménagement vers la soutenabilité écologique, nous proposons dans ce dernier chapitre une étude adoptant une approche systémique de la biodiversité et de ses facteurs déterminants en contexte urbain, en mobilisant 40 sites d'étude en habitat collectif et 8 parcs publics labellisés Écojardin.

Cette étude répondra à plusieurs questions soulevées au cours des chapitres précédents. En réponse au chapitre 3, cette étude cherche à comprendre quel est le niveau actuel de biodiversité en habitat collectif. En réponse au chapitre 6, cette étude cherche à comprendre si les prescriptions réglementaires de morphologies urbaines (en termes de coefficient de végétalisation et d'*Open Space Ratio*) favorisent, au-delà d'un taux de végétalisation élevé et pérenne, un niveau de biodiversité réellement élevé et conforme aux enjeux de résilience écologique. En réponse au chapitre 2 et au chapitre 7, cette étude cherche à s'inscrire dans une collaboration avec les praticiens, au service de la soutenabilité urbaine, en adoptant un design d'analyse permettant de répondre directement à des questions opérationnelles élémentaires :

Lors d'un projet d'aménagement urbain, quelles sont les actions qui permettent de favoriser un haut potentiel écologique ? De quelle marge de manœuvre dispose t'on à l'échelle du site pour améliorer le score de biodiversité ? Quelles préconisations peut-on donner à chaque praticien (urbaniste, architecte, paysagiste) au cours du projet, de la forme urbaine jusqu'au design de l'espace vert ?

Le design de cette étude propose des efforts conséquents d'inventaire de biodiversité pour intégrer des données multi-taxon, mais aussi de caractérisation environnementale des sites d'étude. La biodiversité sera ainsi prospectée par des méthodes traditionnelles, du *metabarcoding* et des capteurs acoustiques. Elle inclura la vie dans les sols (bactéries, champignons, nématodes, mésofaune), les arthropodes épigés, la végétation, les insectes pollinisateurs, les oiseaux et les chauves-souris. La caractérisation environnementale pour chaque site sera réalisée à l'échelle de la parcelle et du quartier, en investiguant les propriétés des sols, la structure de la végétation, la connectivité écologique, et la caractérisation de l'environnement urbains sous ses métriques morphologiques et socio-économiques.

L'analyse mobilisera des modèles statistiques selon un design conforme aux projections opérationnelles, permettant ainsi d'offrir une vision claire, unifiée et hiérarchisée des facteurs les plus favorables à la biodiversité urbaine, à chaque étape du projet d'aménagement.

1 Méthode de caractérisation environnementale et écologique des aménagements

1.1 Recruter et sélectionner des sites d'étude

Pour constituer notre panel de sites d'études en habitat collectif, Nous avons fixé initialement un objectif de 28 sites en copropriété et de 12 sites chez des bailleurs sociaux, pour conserver des proportions représentatives là encore du marché du logement sur la métropole de Lyon. A ces sites en habitat collectif, nous avons choisi d'inclure 8 parcs publics labellisés Écojardin, situés dans 8 arrondissements différents de la Ville de Lyon.

L'inclusion de ces espaces verts publics présente plusieurs intérêts scientifiques. Tout d'abord, ces sites d'étude ont une valeur comparative importante car il s'agit, sur notre territoire d'étude, d'espaces verts modèles et a valeur de témoin en termes de potentiel écologique, tout en étant fréquentés par les humains et situé dans quartiers avec une densité urbaine significative. En effet, ces espaces verts bénéficient de pratiques de gestion qui sont consignées, suivant un référentiel écologique, et sont soumises à audit écologique tous les 4 ans afin de soutenir une amélioration continue des pratiques de gestion. De plus, les plus récents de ces parcs labellisés Écojardin (par exemple le parc du Clos Layat ou le Parc Sergent Blandan) ont été conçus par des paysagistes avec des intérêts écologiques importants. Enfin pour conduire l'étude des variables environnementales déterminantes pour la biodiversité, ces parcs offrent la possibilité d'améliorer la résolution statistique car ils permettent d'étendre les gradients environnementaux et les combinaisons possibles entre variables environnementales, en présentant des caractéristiques paysagères que l'on ne retrouve pas toujours dans les sites en habitat collectif.

Concernant les sites en habitat collectif (copropriétés et bailleurs sociaux), nous avons retenus les sites étudiés en suivant une approche méthodique pour constituer d'abord un large panel de sites potentiels, puis procédé à une sélection statistique pour déterminer notre panel de sites étudiés en maximisant leur diversité en termes de conditions environnementales (comprenant des attributs sociaux et urbains). Les sites potentiels des bailleurs sociaux ont été proposés par les bailleurs Grand Lyon Habitat et Est Métropole Habitat. 13 sites ont été initialement proposés par chaque bailleur. Les sites potentiels en copropriété, ont été recrutés en diffusant un appel à manifestation d'intérêt afin de recueillir des candidatures de copropriétés. L'invitation de participation a été relayé sur tous les réseaux des structures. Nous avons défini un critère de surface d'espace vert minimal de 100m².

Cet appel en copropriété a permis en une quinzaine de jours de recevoir la candidature de plus d'une centaine de sites en copropriété intéressés par la démarche de recherche-action participative. Le nombre de candidatures reçues était donc très largement excédentaire, ce qui était une très bonne nouvelle car cela allait permettre de composer un échantillon d'étude qui présente une diversité élevée de sites. Cette diversité a été contrôlée en mesurant la dissimilarité entre les sites candidats, sur la base d'une analyse multivariée établie avec des variables de contrôle. Ces 18 variables de contrôles mesurent les caractéristiques socio-écologiques-urbanistiques des sites d'étude (**Figure 8-1**). Sur le plan social, le revenu médian disponible, le taux d'emploi et la proportion de diplômés de l'enseignement supérieur était mesurée à l'échelle de l'IRIS (INSEE). Sur le plan urbanistique, la densité bâtie, la densité résidentielle et l'année de construction ont été mesurées à l'échelle de la parcelle et du quartier. Sur le plan écologique, la couverture de l'espace vert et la proportion occupée par chaque strate de végétation a été évaluée à l'échelle de la parcelle et du quartier.

Nous avons ainsi sélectionné les copropriétés et les sites des bailleurs sociaux en utilisant une méthode statistique visant à maximiser la diversité des sites étudiés. Pour ce faire, nous avons employé une Analyse en Composantes Principales (ACP) avec des variables de contrôle spécifiques. Cette carte factorielle (**Figure 8-2**) nous a permis de visualiser les sites disponibles et de sélectionner ceux qui assurent une distribution uniforme dans le plan factoriel. Cette méthode nous a également aidés à éliminer les collectifs présentant des caractéristiques socio-écologiques trop similaires, garantissant ainsi une représentativité accrue des différents types d'habitats collectifs.

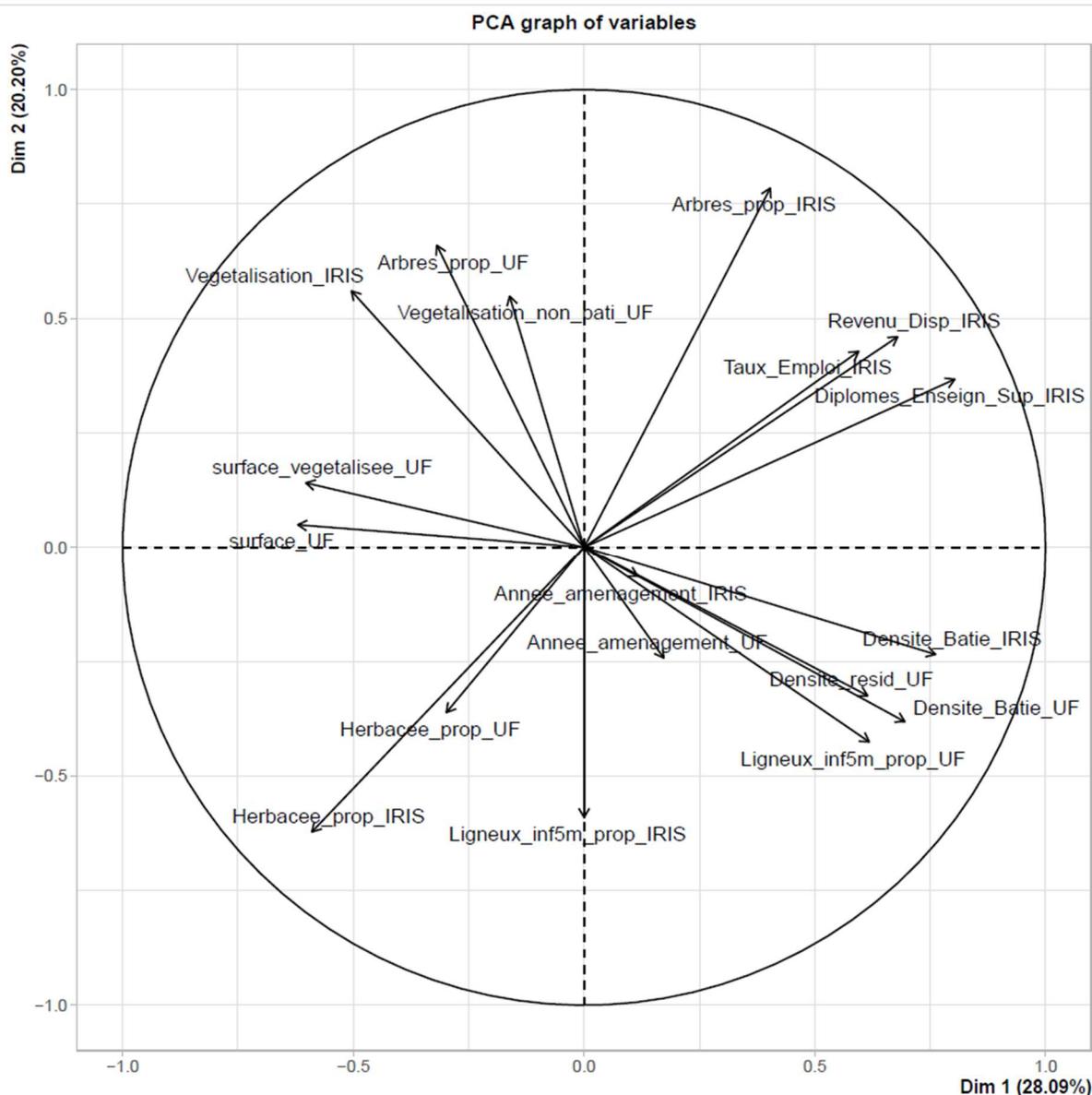


Figure 8-1 : Analyse en composantes principales (graphique des variables) des caractéristiques socio-écologiques et urbanistiques retenues afin d’analyser les sites candidats et rechercher une distribution homogène dans le plan factoriel.

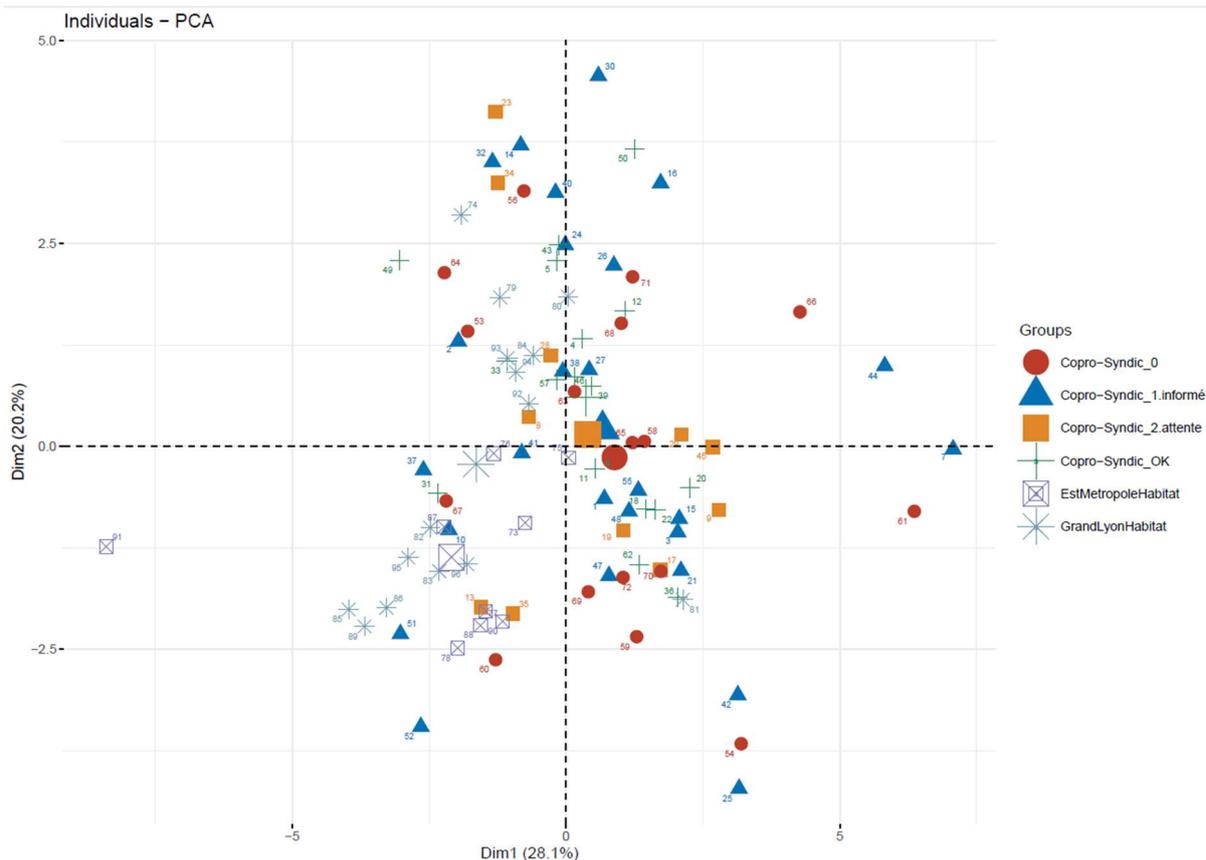


Figure 8-2 : Analyse en composantes principales (graphique des sites candidats) permettant de sélectionner les sites les moins redondants sur le plan socio-écologique et urbanistique, afin de maximiser la diversité des sites d'études dans leurs combinaisons de variables environnementales.

Enfin, pour valider la sélection des copropriétés, nous avons sollicité l'accord du conseil syndical des sites retenus. Cette étape est cruciale pour assurer la collaboration et l'engagement des résidents et des gestionnaires locaux, indispensables au bon déroulement de notre étude.

Nous vérifions enfin que notre échantillon de sites d'étude reste représentatif de la diversité générale des unités foncières en habitat collectif en comparant la distribution de chacune des variables de contrôle pré-sélectionnées entre l'échantillon retenu et l'ensemble des résidences en habitat collectif de la métropole de Lyon possédant un espace vert de plus de 100m² (c'est-à-dire 47 % des 20 906 parcelles en habitat collectif) (**Figure 8-3**). Par rapport aux tendances globales, notre échantillon de sites étudiés montre que ceux-ci ont tendance à avoir été réalisés dans la période moderne après 1950, ont des surfaces de parcelles très diverses et une densité urbaine et une couverture arborée légèrement plus élevée. Cette différence était attendue car nous nous intéressons aux sites en habitat collectif qui présentent un espace vert. Or, cette caractéristique induit des parcelles plus grandes et exclut aussi un nombre considérable de parcelles du centre urbain caractérisées par un aménagement avant 1950, une petite surface et une faible surface végétalisée faible. En dehors de cette caractéristique, notre échantillon d'étude représente mieux les quartiers et les parcelles de densité intermédiaire à élevée, car peu de sites ont été retenus dans les bourgs semi-ruraux éloignés du cœur de la métropole. Ces vérifications assurent que notre panel de sites d'étude est non biaisé et reflète fidèlement la variété des habitats collectifs du territoire, renforçant ainsi la validité et la généralisation de nos résultats.

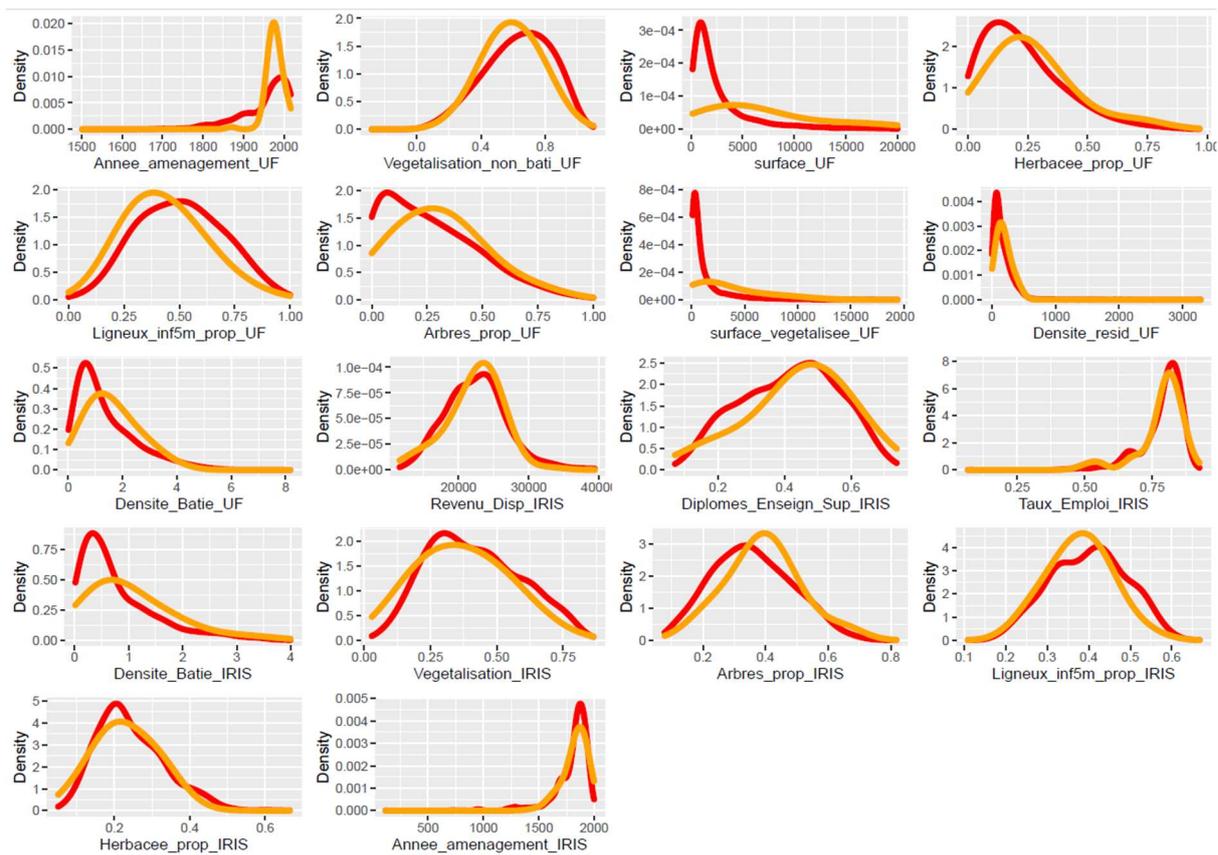
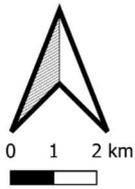


Figure 8-3 : Analyse de représentativité des sites d'études sélectionné (orange) par rapport à l'ensemble des 20.000 parcelles en habitat collectif de la Métropole de Lyon (rouge). La comparaison de distribution de chacune des variables de caractérisation socio-écologique et urbanistique permet d'avoir un contrôle sur les biais potentiels de l'échantillon de sites d'étude.

La localisation de l'ensemble des sites d'étude sur la Métropole de Lyon (Figure 8-4) montre la localisation des 40 sites retenus en habitat collectif, la double page de Figure 8-5.a et Figure 8-5.b présente avec des photos aériennes ces sites d'étude.



collectifs

Quelle biodiversité au pied de votre immeuble ?

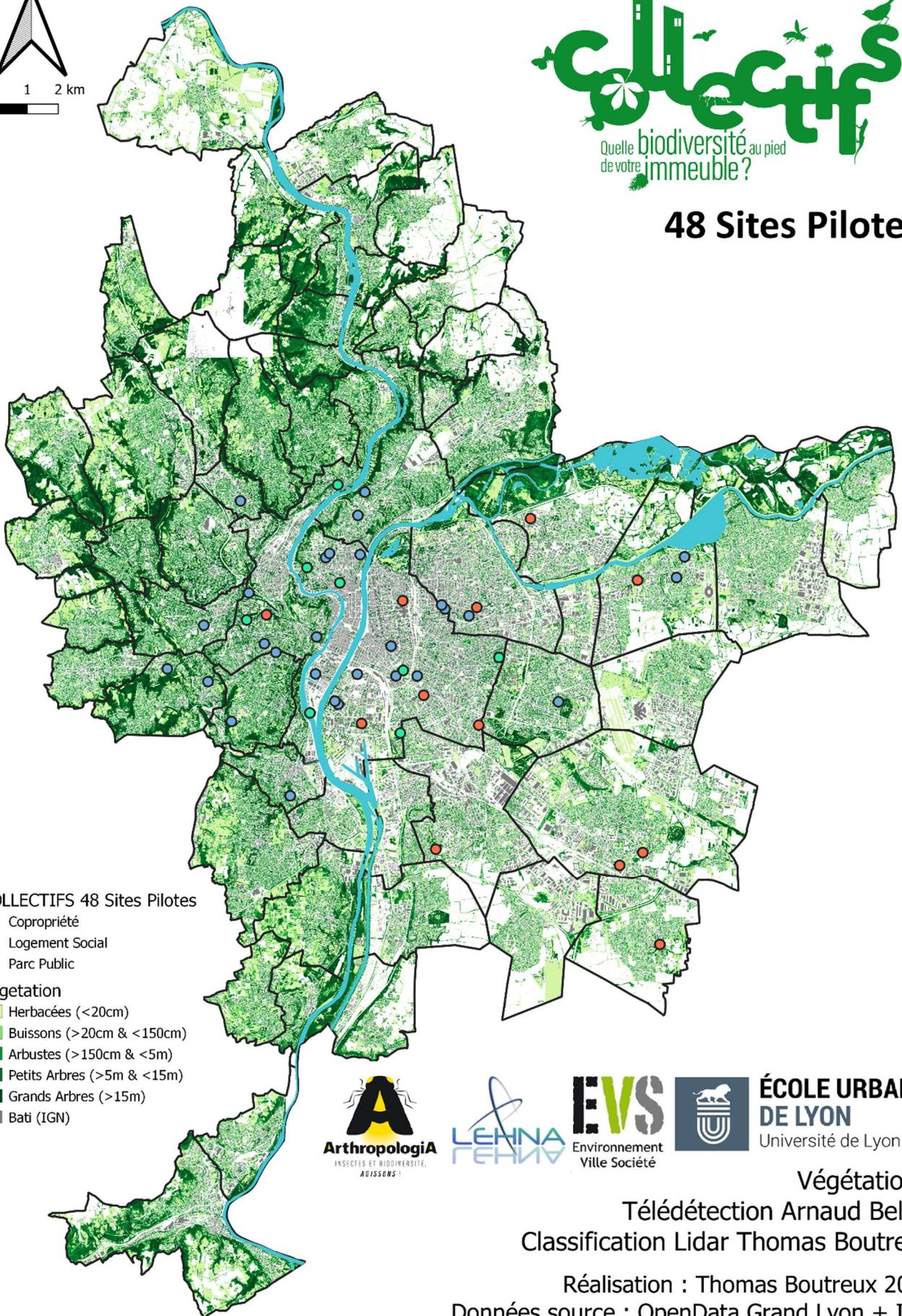
48 Sites Pilotes

COLLECTIFS 48 Sites Pilotes

- Copropriété
- Logement Social
- Parc Public

Vegetation

- Herbacées (<20cm)
- Buissons (>20cm & <150cm)
- Arbustes (>150cm & <5m)
- Petits Arbres (>5m & <15m)
- Grands Arbres (>15m)
- Bati (IGN)



ÉCOLE URBAINE DE LYON
Université de Lyon

Végétation :
Télédétection Arnaud Bellec
Classification Lidar Thomas Boutreux

Réalisation : Thomas Boutreux 2021
Données source : OpenData Grand Lyon + IGN

Figure 8-4 : Carte des sites d'étude écologique du projet COLLECTIFS



Figure 8-5.a : Photographies aériennes des sites d'étude (source : Google Earth)



Figure 8-5.b : Photographies aériennes des sites d'étude (source : Google Earth)

1.2 Caractérisation environnementale : métriques

Il apparaît dans des analyses de littérature que les études écologiques offrent une description souvent assez pauvre de l'environnement urbain, ce qui ne permet pas d'identifier précisément les caractéristiques urbaines ayant les meilleurs effets sur la biodiversité (Fléreau & Plan Urbanisme Construction Architecture 2020). Dans la recherche en écologie, mobilisant des données de biodiversité pour investiguer l'impact de la morphologie urbaine, il apparaît que les écologues manquent de références pour caractériser les objets urbains avec des métriques qui fassent sens opérationnel pour les praticiens. Il en résulte des conclusions qui peuvent rester assez évasives concernant les préconisations que les urbanistes, architectes et paysagistes peuvent adopter, ainsi que le manque d'un langage commun pour permettre le transfert de connaissances entre disciplines mais aussi de la science vers l'opérationnel (Tzoulas & James 2010).

Dans cette partie, je présente les 37 variables explicatives qui ont été choisies pour construire un modèle des facteurs déterminants pour la biodiversité en habitat collectif. Plusieurs enjeux ont été structurants pour élaborer ce jeu de variables et répondent aux problématiques soulignées présentées en détail dans la-sous partie 2 précédente :

- Choisir des variables ayant une pertinence écologique reconnue (dont le mécanisme écologique et le lien de causalité soit connu ou très plausible à dire d'experts) et proposer également de nouvelles hypothèses pour des variables inédites, ayant un sens et facilement appropriables par les praticiens
- Choisir des variables dans des dimensions intégratives des socio-écosystèmes, c'est-à-dire caractérisant l'environnement urbain avec des métriques adéquates sur sa morphologie, ses pressions anthropiques, ses caractéristiques socioéconomiques ou encore son âge.
- Tenir compte des effets à des échelles spatiales différentes, de la parcelle au quartier.
- Évaluer la structure de végétation dans des perspectives spatiales diverses, incluant le recouvrement, la composition et la configuration, grâce à des données SIG de qualité inédite en espace urbain.
- Évaluer précisément la qualité des sols dans ses dimensions physiques, chimiques et structurelles, comme facteur clé du développement et fonctionnement de l'écosystème.
- Présenter un jeu de variables de faible redondance pour chaque volet de caractérisation.

1.2.1 Caractérisation des sols à l'échelle de la parcelle



Figure 8-6 : Une carotte de sol dans les mains de Caroline Bréfort.

La caractérisation des sols à l'échelle de la parcelle a été réalisée selon plusieurs propriétés physiques, chimiques et structurelles. La caractérisation physico-chimique a été réalisée d'après un échantillon de terre issu du mélange méticuleux de 8 carottes de sol d'une profondeur de 10cm (**Figure 8-6**), prélevées en divers emplacements des sites d'étude (stratégie spatiale d'échantillonnage présentée dans la sous partie 3 suivante) et dont les parties végétales vivantes aériennes ont été ôtées. Des protocoles d'analyse agronomique traditionnel ont été sous traités par le laboratoire CESAR (Voir un extrait du bulletin d'analyse en **Figure 8-7**). La texture du sol a été évaluée par analyse granulométrique des proportions de sables, limons et argiles. Les éléments chimiques fertilisants comme l'azote, le phosphore, le potassium, le calcium et le magnésium ont été titrés. D'autres éléments liés à la fertilité chimique et structurelle ont été évalués, comme le pH et la capacité d'échanges cationiques qui permettent d'évaluer la disponibilité et assimilabilité des nutriments pour les plantes ainsi que la bonne tenue du complexe argilo-humique. Enfin, le taux de matière organique est un indicateur supplémentaire de fertilité chimique naturelle et structurelle car il indique la quantité de matière qui peut être recyclée ou disponible dans la formation du complexe argilo-humique.



Intermédiaire :

S CZARNES & T BOUTREUX

LABEX IMU - LA DOUA

43 BD DU 11 NOV 1918

69616 VILLEURBANNE CEDEX

Vos références :

Parcelle : COLLECTIFS 7
Commune :
Sol :
Utilisation :
Coordonnées GPS degrés : N E
Tx apparent de cailloux :

Nos références :

N° échantillon : TER-21100506 Reçu le : 28/10/2021 Date envoi bulletin : 25/11/2021 1er envoi : 25/11/2021

CONDUCTIVITÉ

NFX 31-113

Conductivité : Résistivité : Ω .cm

HUMIDITÉS

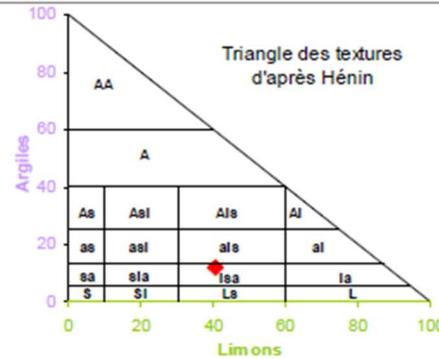
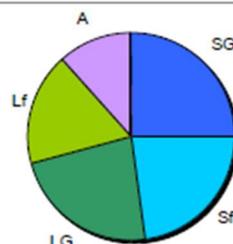
À 105°C : Équivalente :

GRANULOMÉTRIE

NFX 31-107

Refus :	g / Kg	%
Terre fine	de terre fine	
Sables grossiers	253	Sables : 47.8%
Sables fins	225	
Limons grossiers	228	Limons : 40.5%
Limons fins	177	
Argiles	118	11.8%

Type de sol : limono-sablo-argileux
Texture : équilibrée
Pierrosité :
Structure : moyen
Risque d'asphyxie : inexistant
Aptitude fissuration : aucune aptitude
Indice de battance : 0.83



Battance accentuée en condition pluvieuse, prise en masse lors d'excédents hydriques, érosion en rigole en pente forte.

STATUT ACIDO-BASIQUE

pH eau : 6.73 sol faiblement acid
pH KCl : 6.26 acidité potentielle :
Calcaire total : 0 g/kg
Calcaire actif : g/kg
Indice de pouvoir chlorosant :



STATUT ORGANIQUE

Carbone organique : 23.8 g/kg
Matière organique : 40.9 g/kg
Azote total : 2.1 g/kg
Rapport C/N : 11



Page 12 - Numéro échantillon : TER-21100506
Date de réception échantillon : 28/10/2021
Date envoi bulletin : 25/11/2021

Figure 8-7 : Extrait d'un bulletin de résultats d'analyse de sol confié à un laboratoire.

La caractérisation structurale a été réalisée avec 4 carottes de sol bien réparties sur le site d'étude, chaque carotte de 5cm de profondeur a été réalisée avec un carottier équipé d'une bague afin de préserver la structure du sol intacte lors de l'enfoncement du tube de carottage et du démoulage de la carotte de sol. L'analyse en laboratoire a été assurée par Sonia Czarnes, enseignante chercheuse au laboratoire d'écologie microbienne de l'Université Claude Bernard. Ces analyses ont permis de mesurer, pour chaque carotte de sol, sa densité apparente après séchage, sa porosité microscopique, sa porosité macroscopique et sa capacité au champ. Ces variables ont été mesurées successivement après séchage complet, cycle de réhydratation puis de séchage modéré (Voir la méthode détaillée

d'après Carter & Gregorich (2007)). Ces différentes variables sont d'un grand intérêt pour évaluer la qualité écologique des sols. En effet, des sols de bonne qualité ont une densité modérée, des porosités élevées et équilibrées entre macro et microporosité ainsi qu'une capacité de rétention d'eau (dite capacité au champ) élevée. La microporosité et la macroporosité ont des effets écologiques complémentaires car la macroporosité (pores>50nm) est reliée à la perméabilité du sol, c'est à dire la capacité du sol à être respirant pour les organismes décomposeurs, mais aussi d'être une éponge et favoriser l'infiltration de l'eau dans tous les interstices du sol. La microporosité (pores<50nm) permet de séquestrer une fraction d'eau moins assimilable par les racines des plantes mais utile pour les microorganismes, ce qui soutient la vie des sols à des échelles plus fines. La macroporosité et la microporosité sont également des signaux d'un sol vivant car ces porosités sont générées eux même par l'activité vivante des sols, lors du déplacement des organismes, de leur alimentation et du rejet de composés organiques (comme la glomaline) qui vont offrir une cohésion aux parois des porosités.

Cette caractérisation extensive des propriétés physico-chimiques et structurales des sols a permis d'aboutir à un jeu de 21 variables. Etant donné les relations de dépendance existantes entre les processus physico-chimiques et structurels des sols, j'ai fait le choix de conduire une analyse multivariée afin de réduire le nombre de dimensions du tableau de données et d'identifier des axes factoriels qui agrègent plusieurs variables corrélées entre elles. Cette Analyse en Composantes Principales a montré que retenir les 5 premiers axes factoriels permettait de conserver 85 % de la variance initiale (**Figure 8-8**). Cette opération était d'un grand intérêt car elle a réduit considérablement le nombre de variables tout en conservant, d'un point de vue statistique, plus de 85 % de la variance expliquée.

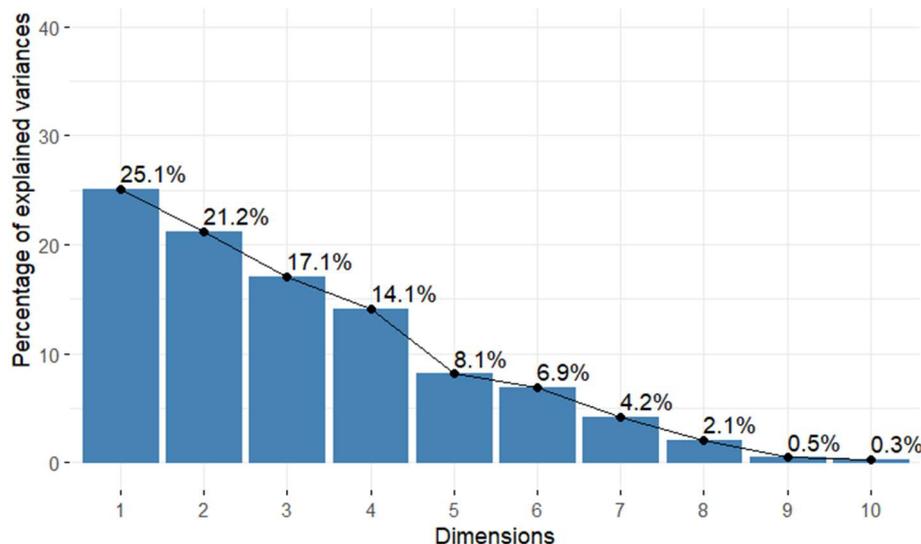


Figure 8-8 : Éboulis de valeurs propres des axes factoriels de l'analyse en composantes principales des variables caractérisant les sols.

Le diagramme de corrélation des variables avec les 5 nouveaux axes factoriels permet de mieux comprendre l'identité des 5 axes de variation des sols retenus (**Figure 8-9**). Le premier axe explique 28 % de variance et est très intéressant car il montre la corrélation de 7 variables montrant un « syndrome de fertilité », avec par ordre d'importance décroissant : azote total, capacité d'échange cationique, taux de matière organique, microporosité, porosité totale et capacité au champ. Le second axe montre un syndrome chimique lié au pH, par ordre d'importance décroissant : le pH (mesuré dans l'eau ou le potassium), le taux de calcaire et la macroporosité. On peut supposer que ces sols au pH élevé sont des jeunes technosols anthropogènes dont la structure montre une microporosité

élevée. Le troisième axe traduit directement la texture des sols, définie par les sables grossiers, les limons fins, les gros limons et les argiles. L'axe 4 ensuite identifie des sols qui ont la particularité d'avoir une grande proportion de sables fins. Enfin l'axe 5 marque des sols avec une macroporosité élevée.

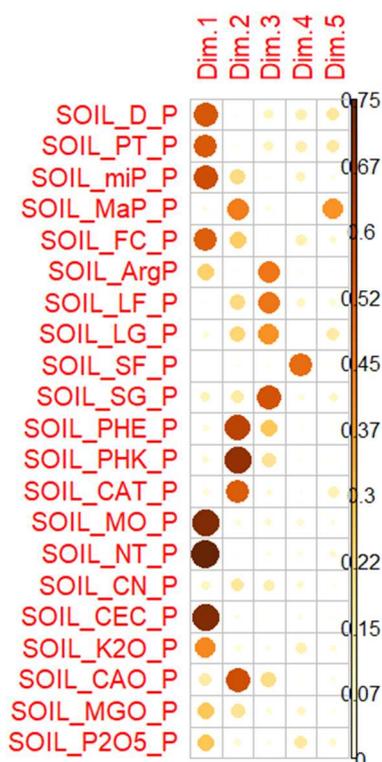


Figure 8-9 : Contribution des variables aux 5 premiers axes factoriels de l'analyse en composantes principales des variables caractérisant les sols.

Pour la suite de l'étude, nous retiendrons comme variables caractérisant les sols :

SOIL_FERT_P : la fertilité des sols de la parcelle, comprenant plusieurs dimensions structurelles et chimiques.

SOIL_CALC_P : le taux de calcaire / pH des sols de la parcelle

SOIL_LIMARG_P : les taux d'argiles, limons et sables grossiers dans la texture des sols

SOIL_SAND_P : le taux de sables fins dans la texture des sols

SOIL_POROUS_P : la macroporosité des sols

1.2.2 Caractérisation Paysagère

Cette caractérisation paysagère est effectuée en analyse SIG et mesure la végétation sous plusieurs dimensions caractérisant son étendue et sa structure (sa composition et sa configuration). Cette caractérisation est fournie à l'échelle de la parcelle mais aussi à celle du quartier, défini dans un tampon circulaire de 500m autour du centroïde de la parcelle.

L'étendue est décrite en plusieurs dimensions permettant de traduire la taille totale de l'espace vert et sa couverture relative à la surface totale de la parcelle et sa couverture relative à la surface non bâtie de la parcelle. Plus une parcelle est grande et végétalisée, plus son potentiel écologique peut être élevé

(Beninde et al. 2015) (**Figure 8-10**). Les variables qui permettent le passage entre ces dimensions sont :

S_P : la surface totale de la parcelle

G_P : couverture relative de l'espace vert, rapporté à la surface totale de la parcelle

OSG_P : couverture relative de l'espace vert, rapporté à la surface non bâtie de la parcelle

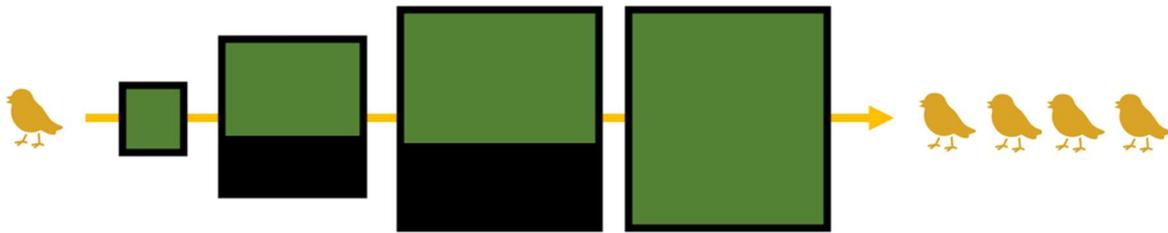


Figure 8-10 : Effet de la taille des parcelles et de leur taux de végétalisation : hypothèse sur le potentiel écologique.

Ensuite, la structure de la végétation est d'abord décrite selon sa composition. Des statistiques sont calculées sur la base des données d'occupation du sol de la végétation à 1m² de résolution, stratifiée selon 5 strates de hauteur (voir la partie 2 qui présente la méthodologie). Cette composition est exprimée en termes de proportion de strates herbacée ou buissonnantes ou arbustives ou de petits arbres ou de grands arbres, relative à la surface totale de l'espace vert. Une métrique de diversité de strates (basée sur un indice de Shannon : voir l'indice SHDI du package *landscapemetrics* (Hesselbarth et al. 2019) de R) est aussi calculée pour fournir une métrique simple de l'équilibre entre les strates de végétation. Plus une parcelle a de strates de végétation différentes et équilibrées entre elles, plus le potentiel écologique est élevé (**Figure 8-11**). Cependant, il se peut que certaines strates aient des effets plus déterminants, c'est pourquoi nous avons conservé en détail l'occupation de chaque strate, car les taxons peuvent avoir des préférences différentes (par exemple, les pollinisateurs, en comparaison avec les oiseaux, seront certainement moins diversifiés en zones très arborées). Les variables retenues sont ainsi :

P1_P : la proportion d'espace vert couvert d'herbacées (0-40cm) à l'échelle de la parcelle

P2_P : la proportion d'espace vert couvert de buissons (40-150cm) à l'échelle de la parcelle

P3_P : la proportion d'espace vert couvert d'arbustes (1,5-5m) à l'échelle de la parcelle

P4_P : la proportion d'espace vert couvert de petits arbres (5-15m) à l'échelle de la parcelle

P5_P : la proportion d'espace vert couvert de grands arbres (15-40m) à l'échelle de la parcelle

LD_P : l'indice de diversité paysagère entre les 5 strates de végétation à l'échelle de la parcelle

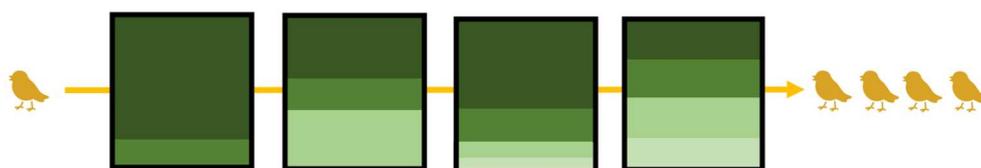


Figure 8-11 : Effet de la composition et de la diversité paysagère : hypothèse sur le potentiel écologique.

La structure de la végétation est ensuite décrite selon sa configuration spatiale pour caractériser l'hétérogénéité paysagère, un principe clé de l'écologie pour caractériser la complexité du paysage et l'hétérogénéité des habitats (Loke & Chisholm 2022; Macarthur 1965). Les théories de l'hétérogénéité paysagère, en unifiant les théories de niche avec les théories biogéographiques, suggèrent un optimum pour la biodiversité (Lepczyk et al. 2017). En effet, l'hétérogénéité peut soutenir la structuration du paysage en micro-habitats avec des ressources supportant des niches écologiques distinctes, mais peut aussi, si elle est trop élevée, diminuer la taille des micro-habitats, ce qui pourrait être négatif pour certaines espèces spécialisées. Il existerait donc théoriquement un compromis entre hétérogénéité et surface (des micro-habitats), modélisé pour la première fois par Kadmon & Allouche (2007), mais malheureusement très débattu encore aujourd'hui car les évidences empiriques manquent (Carnicer et al. 2013). En effet, seulement quelques rares études observent une relation présentant un optimum entre hétérogénéité et richesse (Miyashita et al. 2012) et il semble que le compromis avec la surface des micro-habitats puisse être lié à des effets confondants de stress-environnementaux (Yang et al. 2015). En l'état, des méta-analyses conduites à des échelles, biomes et taxons variés s'accordent pour valider uniquement l'effet positif de l'hétérogénéité sur la richesse, sans compromis (Lengyel et al. 2016; Stein et al. 2014; Udy et al. 2021). En contexte urbain, il est ainsi rappelé par Lepczyk et al. (2017) qu'en théorie l'hétérogénéité devrait présenter un optimum, mais qu'actuellement seulement des relations linéaires positives sont observées (Kang et al. 2015; Nielsen et al. 2014)

Nous retenons dans ce volet deux métriques d'hétérogénéité paysagère traduisant l'organisation spatiale des espaces verts en mobilisant la densité de lisières et l'indice de contagion, d'après le package *landscapemetrics* du logiciel R. D'apparence assez similaires, ces deux métriques spatiales peuvent ne pas être complètement redondantes et des combinaisons différentes de ces deux variables peuvent peut-être avoir des effets écologiques nuancés. Ainsi, l'indice de contagion (CONTAG, du package *landscapemetrics*) mesure la probabilité que deux cellules (1m² de surface dans nos données) soient de strate de végétation différentes. D'un point de vue écologique, il semble probable qu'un stade intermédiaire de contagion est peut-être celui qui fournit le meilleur potentiel écologique (Figure 8-13). En effet, les deux extrêmes du spectre de contagion semblent moins favorables écologiquement car dans un cas il indique un espace vert relativement homogène et peu de complexité pouvant favoriser des micro-habitats. De l'autre côté, les espaces verts avec un niveau de contagion trop élevé peuvent caractériser des espaces verts insuffisamment organisés et structurés avec des micro-habitats de taille suffisante, il pourrait correspondre ainsi aux tous premiers stades de colonisation de friches urbaines investis plutôt par quelques espèces plus généralistes. L'indice de densité de lisières (ED : edge density du package *landscapemetrics*) mesure quant à lui la densité de linéaire de lisières, c'est-à-dire de frontières entre deux strates de nature différente. D'un point de vue écologique (Figure 8-12), il a été montré que les lisières sont des espaces favorisant une grande diversité biologique, et à une micro échelle nous pouvons supposer que des espaces verts avec trop peu de lisières sont d'une structure paysagère trop simple et peu propice à la création de micro habitats variés. À l'inverse, des espaces verts avec une densité de lisière extrêmement élevée traduisent peut-être, de la même manière que pour l'indice de contagion élevé, des espaces où les micro-habitats n'arrivent pas à atteindre une taille suffisante pour offrir des conditions de vie et des ressources différentes. Cela peut être le cas d'espaces en cours de recolonisation, peu différenciés structurellement et donc peuplés d'espèces pionnières ou généralistes. Ces hypothèses restent à vérifier mais pourraient apporter un éclairage décisif pour les pratiques de conception des espaces verts, qui n'ont jamais été démontrés encore à l'échelle de parcelles en contexte urbain. Les variables retenues sont ainsi :

LC_P : indice de contagion paysagère à l'échelle de la parcelle

ED_P : indice de densité de lisière à l'échelle de la parcelle

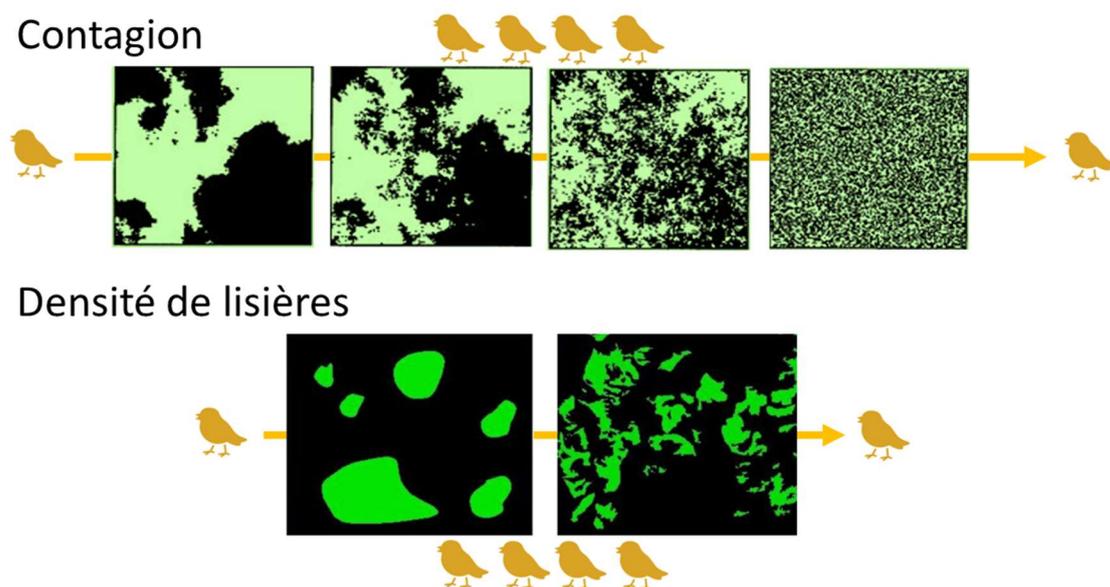


Figure 8-12 : Effet de la configuration paysagère : hypothèse sur le potentiel écologique. Les couleurs noire et vertes illustrent 2 strates de végétation différentes, par exemple les herbacées en noir et les arbres en vert.

Nous ajoutons également à ces métriques paysagères une variable mesurant la pente moyenne de la parcelle, partant du principe que les espaces pentus sont généralement moins aménagés et entretenus (coût d'aménagement et d'intervention significativement plus élevé), ce qui pourrait être une variable importante pour le potentiel écologique. Il est donc important de garder la pente des parcelles comme variable contrôle afin de ne pas biaiser les résultats. La variable de pente moyenne de la parcelle est mesurée d'après une carte de pente construite sur le Modèle Numérique de Terrain de résolution 2m fourni par le RGE ALTI de l'IGN. Cette pente est notée :

SL_P : pente moyenne de la parcelle

Déclinées à l'échelle du quartier dans un rayon de 500 autour du centroïde de la parcelle, ces variables à l'échelle du quartier (suffixe « _500 ») sont donc incluses et nommées ainsi :

G_500 : couverture relative de l'espace vert, rapporté à la surface totale du quartier

OSG_500 : couverture relative de l'espace vert, rapporté à la surface non bâtie du quartier

P1_500 : la proportion d'espace vert couvert d'herbacées (0-40cm) à l'échelle du quartier

P2_500 : la proportion d'espace vert couvert de buissons (40-150cm) à l'échelle du quartier

P3_500 : la proportion d'espace vert couvert d'arbustes (1,5-5m) à l'échelle du quartier

P4_500 : la proportion d'espace vert couvert de petits arbres (5-15m) à l'échelle du quartier

P5_500 : la proportion d'espace vert couvert de grands arbres (15-40m) à l'échelle du quartier

LD_500 : l'indice de diversité paysagère entre les 5 strates de végétation à l'échelle du quartier

1.2.3 Caractérisation de connectivité potentielle

La connectivité écologique est d'une importance fondamentale pour expliquer le niveau de biodiversité observé localement. En effet, si les caractéristiques écologiques locales sont importantes

dans le concept de niche écologique, les théories d'écologie des communautés mobilisent des concepts de meta-communautés dont la biodiversité est alimentée par des flux de dispersion d'espèces. Ainsi, une parcelle présentant des caractéristiques écologiques d'excellente qualité mais très déconnectée de la trame verte du territoire aura peu de chance d'avoir de nombreuses espèces en capacité d'atteindre la tache d'habitat, ce qui résulte en un niveau de biodiversité faible malgré les bonnes qualités écologiques de la parcelle.

La connectivité écologique de la parcelle est calculée grâce au logiciel Graphab (Foltête et al. 2021) et a été réalisée par Marc Bourgeois, aboutissant à la publication d'un article (Bourgeois et al. 2024) présenté dans le chapitre 3. Des modèles de déplacement d'espèces sont réalisés selon les itinéraires de moindre coût, où une espèce se voit attribuer d'affinités différentes à chaque classe d'occupation du sol du territoire. Les simulations de ces probabilités de déplacements dans le paysage permettent de construire plusieurs métriques pour caractériser les taches d'habitat au sein du réseau écologique. La métrique que nous avons retenue ici pour exprimer la capacité pour une espèce d'atteindre la parcelle est le flux d'interaction (IF) qui indique les interactions potentielles entre la tache d'habitat et toutes les autres taches d'habitat du réseau global. La métrique IF est d'autant plus forte pour une tache d'habitat que la tache d'habitat est de forte capacité (grande surface et qualité écologique attractive), mais aussi que la tache d'habitat est proche de nombreuses autres tâches d'habitat de forte capacité. Etant donné que les espèces ne se déplacent pas de manière identique au sein du réseau écologique, plusieurs espèces-type fonctionnelles ont été définies pour fournir une mesure plus universelle de connectivité. Ces espèces types ont été distinguées selon leurs strates végétales préférentielles, leurs distances de déplacement et leur modalité de locomotion (au sol, en volant). Nous avons ainsi défini 4 espèces types qui se sont parfois vu attribuer un nom d'espèce plus spécifique pour des questions de pédagogie. Le premier type concerne les espèces qui comme le hérisson se déplacent au sol sur des distances moyennes et préfèrent les strates buissonnantes et arbustives. Le deuxième type concerne les espèces qui comme l'écureuil se déplacent préférentiellement dans les strates arborées sur de distances significatives. Le troisième type concerne les espèces qui comme les papillons se déplacent en volant, sur de courtes distances, de préférence dans des zones herbacées. Le quatrième type concerne les oiseaux passereaux qui se déplacent en volant, sur de longues distances, avec une affinité légèrement supérieure pour les zones arborées. Ces modélisations ont également nécessité pour chaque espèce de d'adapter l'ordre de superposition des différentes couches d'occupation du sol pour offrir une cartographie alignée avec les modalités de déplacement de chaque espèce.

Nous avons ainsi obtenu 4 mesures de la capacité des parcelles à recevoir la visite et l'installation potentielle d'écureuils, passereaux, papillons et hérissons, notées respectivement

ConEcu_500 : connectivité écologique de la parcelle du point de vue des écureuils

ConPas_500 : connectivité écologique de la parcelle du point de vue des passereaux

ConPap_500 : connectivité écologique de la parcelle du point de vue des papillons

ConHer_500 : connectivité écologique de la parcelle du point de vue des hérissons

1.2.4 Caractérisation Urbaine

La caractérisation urbaine est déclinée selon plusieurs dimensions de morphologie urbaine, âge moyen d'aménagement et conditions socio-économiques du quartier. Ces indicateurs sont décrits en détail dans le chapitre 6 de cette thèse et l'article (Boutreux et al. 2024) qui investigate spécifiquement les questions de morphologie urbaine et des caractéristiques contextuelles à l'échelle des quartiers. Ici,

ces variables seront présentées de manière plus concise.

La morphologie urbaine est définie ici selon son niveau brut de densité et les pressions potentielles d'usages qui est une mesure plus qualitative de la densité. La densité urbaine correspond au *Floor Area Ratio* (Barr & Cohen 2014), connu en France comme le Coefficient d'Occupation des Sols (supprimé par la loi ALUR de 2014), c'est-à-dire le rapport entre la somme totale des surfaces de plancher et la surface de la parcelle. Les pressions potentielles d'usage à l'échelle de la parcelle sont évaluées par l'*Open Space Ratio* (OSR) qui mesure le rapport entre les surfaces non bâties et la somme totale des surfaces de planchers. La densité et l'OSR sont ainsi notés :

FAR_P : la densité urbaine de la parcelle

OSR_P : le « ratio d'espace ouvert » par surfaces planchers

Ces deux variables, qui prennent en compte deux dimensions différentes du concept de forme urbaine dense, sont d'une grande complémentarité et permettent de tenir compte implicitement du coefficient d'emprise au sol du bâti (CES), car $(1-CES) = FAR \times OSR$.

La densité urbaine est d'une influence capitale sur la biodiversité, avec des quartiers denses présentant un potentiel écologique plus faible. Néanmoins, la densité n'a jamais été introduite dans des études écologiques en utilisant la métrique précise du *Floor Area Ratio*. En effet, de nombreuses études en écologie ont jusqu'à ce jour approché indirectement la mesure de la densité des quartiers avec des biais considérables (Flégeau & Plan Urbanisme Construction Architecture 2020). Par exemple, le coefficient d'emprise au sol du bâti est peu informatif des pressions d'usages concrètes des espaces non bâtis si l'on ne connaît pas la densité réelle. Aussi, la densité résidentielle ou la densité d'habitants évaluent mal l'intensité urbaine, notamment dans les quartiers de mixité fonctionnelle présentant une grande proportion de surfaces de planchers affectées à des usages professionnels, ce qui peut induire des pressions d'usage qui ne sont pas évaluées.

Ainsi, je pose dans cette thèse une hypothèse majeure sur l'importance de la morphologie urbaine afin d'évaluer correctement l'impact de la densité urbaine sur le potentiel écologique des aménagements urbains. L'OSR pourrait être une métrique de morphologie urbaine très prometteuse car à densité identique l'OSR fait varier les pressions anthropiques potentielles (**Figure 8-13**). L'OSR, c'est la surface d'espace non bâti extérieure rapportée à la somme totale des surfaces de planchers bâtis. L'OSR représente un bon indicateur de « densité urbaine qualitative » et permet de révéler l'équilibre critique nécessaire entre la couverture des espaces ouverts et la densité pour une végétalisation durable, la disponibilité des espaces verts par habitant et la résilience des espaces verts. Pour une même densité, un OSR plus élevé indique une morphologie de bâtiment plus élancée, donc une couverture d'espace ouvert plus élevée et une offre d'espace ouvert plus élevée par habitant. Cela, à son tour, atténue les pressions et conflits d'usage sur ces espaces ouverts, ce qui est favorable à une végétalisation effective des espaces ouverts élevée sur le long terme. Au contraire, lorsque l'OSR est trop faible, les pressions potentielles peuvent engendrer de conflits d'utilisation (tels que les services nécessitant des surfaces artificielles comme les parkings ou les voies d'accès des pompiers) limitant la végétalisation initiale, ou une perte de végétation ultérieure causée par des pressions d'utilisation excessive (provoquant piétinement menant à des sols nus).

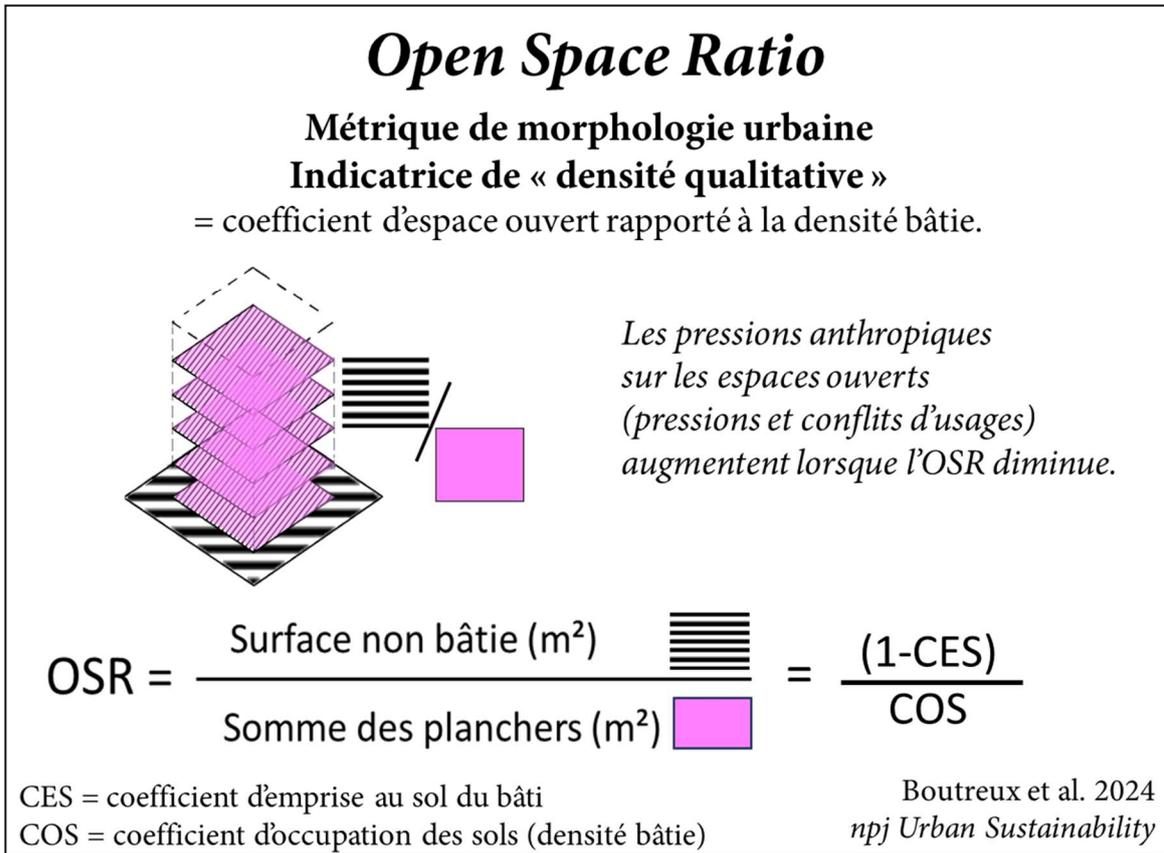


Figure 8-13 : Définition et incidences écologiques de l'Open Space Ratio (OSR), un indicateur de morphologie urbaine mesurant la balance entre espaces non bâtis et densité urbaine.

J'ai démontré dans le chapitre 6 (Boutreux et al. 2024) que l'OSR était un indicateur d'importance majeure pour prédire le taux de végétalisation observé sur les parcelles en habitat collectif. Dans cette étude, j'ai constaté qu'un OSR > 0,3 est un prérequis fondamental pour atteindre une végétalisation durable des parcelles > 50 %. De plus, cet indicateur de pressions d'usages a montré un point de bascule lorsque OSR < 0,2, ce qui entraînait l'effondrement du taux de végétalisation des espaces ouverts. Sur la base de ce premier résultat publié, je soutiens ici l'hypothèse que la biodiversité devrait être elle aussi être fortement affectée par l'OSR et que si l'on constate la disparition de la végétation lorsque l'OSR < 0,2, alors il est probable qu'un point de bascule existe aussi entre OSR et biodiversité. Il est probable également que le point de bascule de la biodiversité en fonction de l'OSR soit plus élevé que 0,2 car il est probable que la biodiversité soit plus fragilisée avant que le taux de végétalisation ne s'érode. Confirmer ces hypothèses serait d'une importance capitale pour offrir un cadre de compréhension clair de l'impact de la morphologie sur la biodiversité et la résilience des espaces verts urbains. Ces connaissances pourraient être très efficaces pour outiller les documents d'urbanisme comme les PLU à accompagner les formes urbaines à être plus favorables à la biodiversité, aux services écosystémiques et à la résilience.

En dehors de la morphologie urbaine, l'âge d'aménagement est l'année à laquelle l'opération a été livrée après construction. Comme cela a pu être montré dans certaines études (Aznarez et al. 2023), l'âge de la réalisation peut avoir des effets hérités et à conditions environnementales initiales identiques, les parcelles les plus anciennes ont eu une histoire écologique plus longue et favorable au développement de la biodiversité. Il est donc important de garder l'année de réalisation de la parcelle

comme variable contrôle afin de ne pas biaiser les résultats selon l'âge des espaces. L'âge de la parcelle est notée ainsi :

Y_P : année d'achèvement de l'aménagement de la parcelle

Enfin, les conditions socio-économiques sont des facteurs importants qui peuvent expliquer l'investissement économique distinct entre les quartiers, ce qui a des conséquences sur les caractéristiques des espaces verts. Ainsi, dans la littérature, les inégalités socio-économiques sont souvent liées aux inégalités environnementales, où les quartiers pauvres bénéficient de moins de moyens d'entretien et d'investissement alors que les quartiers riches montrent un niveau de biodiversité plus élevé (« effet luxe ») grâce à une gestion paysagère plus complexe (Aznarez et al. 2023). Pour intégrer les perspectives socio-économiques dans cette étude, je me suis basé sur de nombreuses variables socio-économiques disponibles dans les bases de l'INSEE à l'échelle du quartier défini selon les contours IRIS. Les IRIS sont les Ilots Regroupés pour l'Information Statistique, la plus petite échelle infra-communale définie par l'INSEE, découpant les territoires urbains selon des usages et avec un nombre d'habitants similaires (INSEE, s.d.). Des analyses multivariées préliminaires, comme celles réalisées pour sélectionner les variables sol, ont montré que de nombreuses variables socio-économiques étaient corrélées. Dans un souci de construire un modèle qui intègre de multiples facettes des facteurs environnementaux tout en limitant le niveau de redondance entre les variables explicatives, j'ai fait le choix de ne conserver que les variables les plus significatives pour décrire la diversité socio-économique. Ces analyses multivariées ont montré que le revenu médian disponible et la proportion de diplômés de l'enseignement supérieur étaient toutes les deux très structurantes mais présentaient un niveau de corrélation élevé. Afin de limiter la redondance, j'ai choisi de conserver uniquement la proportion de diplômés de l'enseignement supérieur, car cette mesure comprend des implications socio-économiques plus larges que les revenus médians car elle intègre aussi des aspects socio-démographiques. La proportion de la population adulte diplômée de l'enseignement supérieur est ainsi notée :

SE_N : Proportion de la population adulte diplômés de l'enseignement supérieur, à l'échelle du quartier IRIS.

Pour la majeure partie de ces indicateurs, cette caractérisation est fournie aussi à l'échelle du quartier, défini dans un tampon circulaire de 500m autour du centroïde de la parcelle :

FAR_500 : Densité urbaine du quartier dans un rayon de 500m autour du centroïde de la parcelle

OSR_500 : *Open Space Ratio* dans un rayon de 500m autour du centroïde de la parcelle

Y_500 : année moyenne d'aménagement du quartier dans un rayon de 500m autour du centroïde de la parcelle, calcul de moyenne pondéré par la surface de chaque parcelle.

Enfin, la température de surface moyenne de chaque site a été calculée d'après la carte des températures de surface à une résolution de 30m produite par Landsat 8 le 4 juillet 2015 à 12h20. (Open Data Grand-Lyon 2015) Cette donnée qui s'intéresse aux propriétés physiques de l'occupation du sol peut être une mesure agrégeant plusieurs caractéristiques des environnements urbains et être un proxy de l'intensité urbaine et des conditions climatiques locales qui en résultent. Cette variable est notée :

TempSurf_P : la température de surface moyenne à l'échelle de la parcelle

1.2.5 Une redondance limitée entre les variables

Pour évaluer la qualité statistique du jeu de variables environnementales retenu, une matrice de

corrélation peut permettre une première inspection visuelle du niveau de redondance entre les variables (Figure 8-14). La couleur verte indique ici une corrélation positive et le rouge une corrélation négative. L'intensité de couleur indique le niveau de corrélation. Les arbres de corrélation sont très utiles pour déceler des variables très (trop) corrélées, lorsque les deux branches d'une ramification terminale sont très courtes (c'est à dire presque inexistante), ce qui n'apparaît pas ici. Les variables qui montrent une corrélation élevée sont celles décrivant la composition de la végétation, ce qui est logique car la somme des 5 strates est égale à 100 %. Il est néanmoins souhaitable de conserver la description de chaque strate, dans l'hypothèse où certaines strates auraient un signal écologique important.

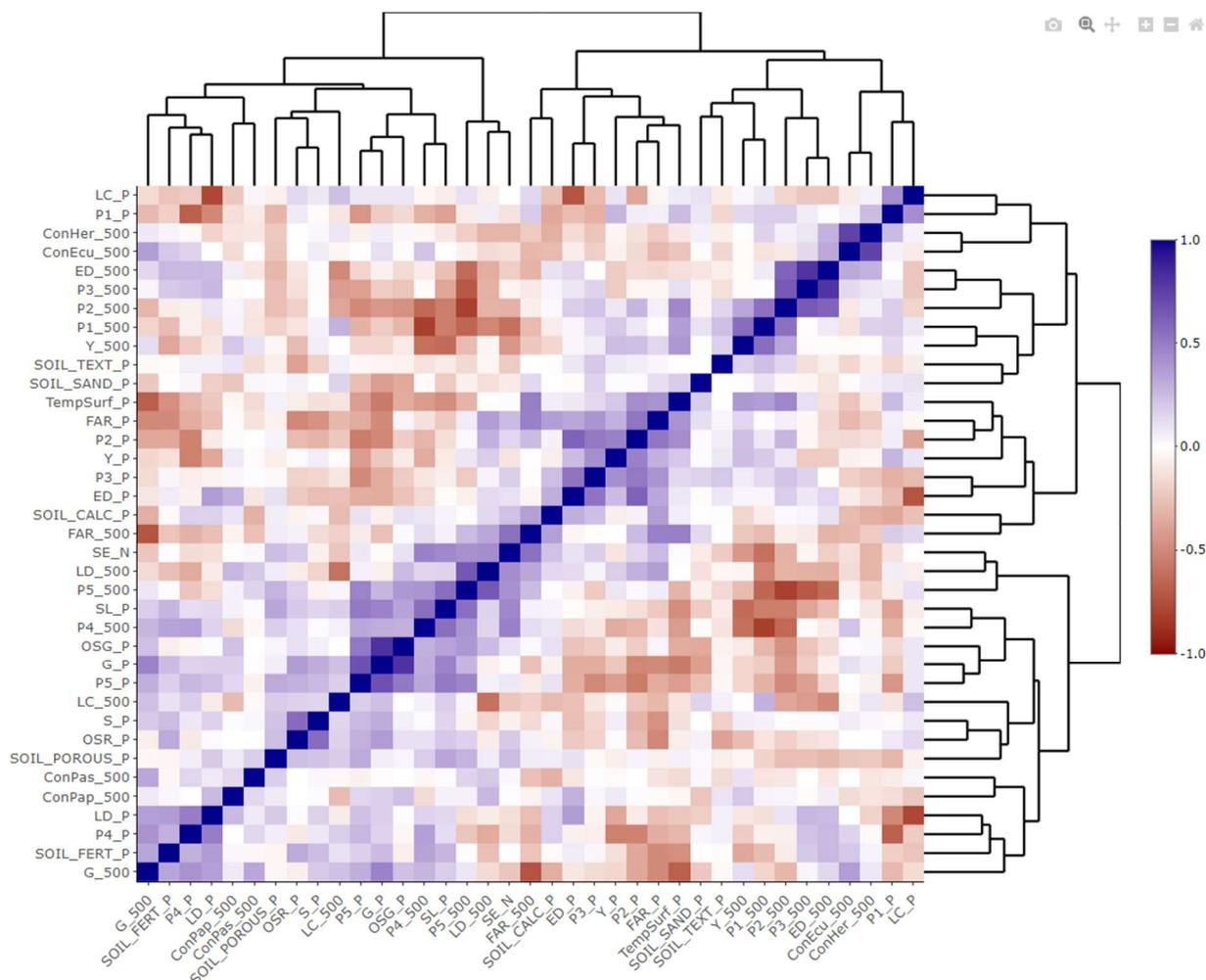


Figure 8-14 : Matrice de corrélation entre les variables environnementales, classant l'ordre des variables selon un arbre de corrélations (test non paramétrique de rang « de Kendall »).

Cette inspection de redondance entre variables peut être poursuivie, au-delà de la comparaison deux à deux, avec une représentation synthétique multivariée de type Analyse en composantes principales (Figure 8-15). Cette ACP montre que les variables se répartissent de manière assez homogène dans l'espace vectoriel en deux dimensions. Les deux premières dimensions de cet espace vectoriel n'expliquent qu'un tiers de la variance totale, ce qui souligne que ces variables sont peu corrélées et expliquent des dimensions différentes des caractéristiques environnementales des sites étudiés.

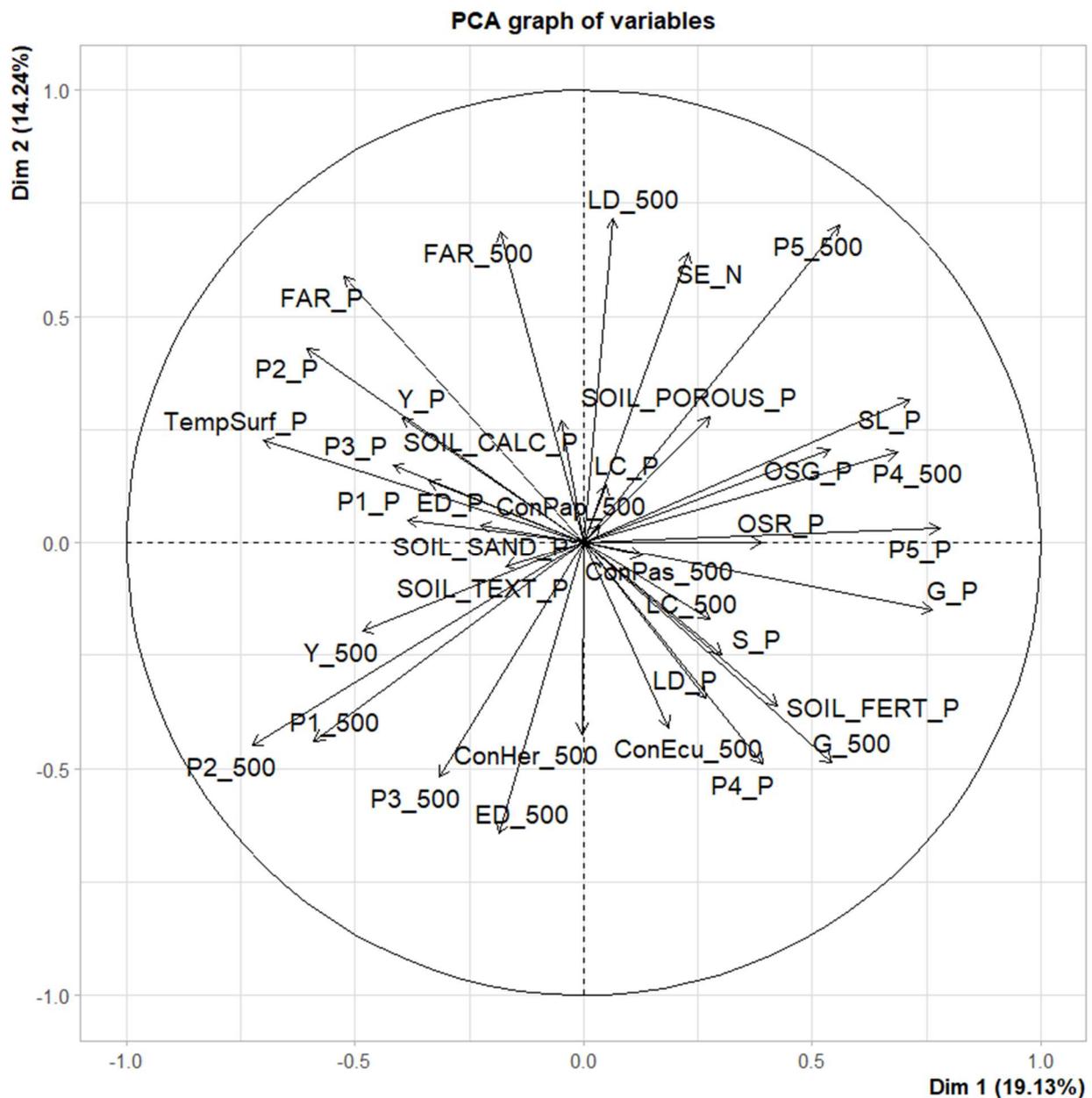


Figure 8-15 : Analyse en composantes principales des variables environnementales.

Ces caractéristiques statistiques indiquent donc que malgré le nombre élevé de variables mobilisés pour cette étude, chacune d’entre elles semble expliquer des aspects différents des environnements urbains, pouvant potentiellement aider à mieux comprendre le potentiel écologique d’une opération d’aménagement dans son contexte urbain particulier.

1.3 Caractérisation écologique : protocoles d'inventaire et d'analyse

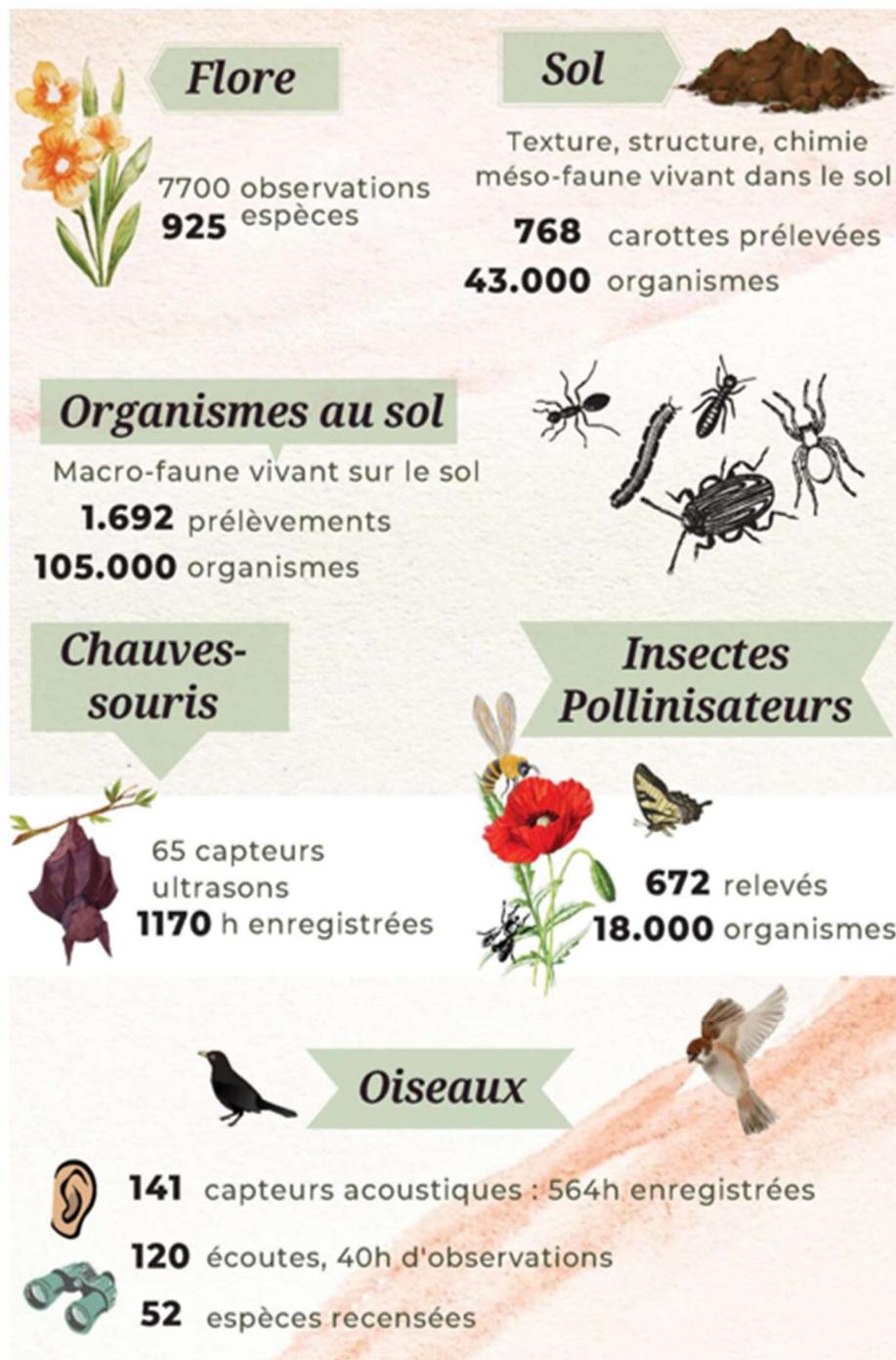


Figure 8-16 : Résumé des inventaires de terrain présentant quelques chiffres clés

1.3.1 Stratégie d'échantillonnage

Pour plusieurs groupes d'organismes comme les microorganismes du sol, la mésofaune endogée et la macrofaune épigée, des placettes d'inventaires communes ont été définies en suivant, dans les zones herbacées, une distribution homogène et représentative des différents micro-habitats qui ont pu être observés sur les lieux (Figure 8-17). Ces deux considérations dans le design spatial des inventaires permettent de concilier l'enjeu d'inventaire qui soit représentatif de l'hétérogénéité écologique des lieux et détecte le mieux possible l'ensemble des espèces présentes. Une carte des points d'inventaire est fournie ci-dessous pour illustrer la répartition spatiale des points d'échantillonnage.



Figure 8-17 : Carte des points d'inventaire géolocalisés au sein de la parcelle. Site numéro 12, Montribloud, Lyon 9. Les lettres B et P indiquent le point d'inventaire où sont positionnés les pièges barber de capture de la macrofaune épigée (B) et les coupelles de capture des insectes pollinisateurs (P). Les carottes de sol pour les études de micro-organismes et de la mésofaune endogée du sol sont prélevées sur les 8 points.

1.3.2 Végétation

L'inventaire de la végétation s'est intéressé à l'ensemble des plantes vasculaires (Trachéophytes), que les espèces soient sauvages et spontanées ou cultivées d'origine horticole. La stratégie d'inventaire a combiné deux méthodes aux objectifs différents (**Figure 8-18**). Nous souhaitons évaluer au mieux la richesse spécifique totale du site mais aussi conduire un inventaire à surface standardisé. En effet, si l'inventaire de la richesse totale fournit une bonne indication du potentiel écologique général, les inventaires sur surface constante entre les sites pourraient donner des informations importantes sur la densité taxonomique et la dissimilarité des communautés au sein de l'unité foncière. Ce deuxième inventaire à surface identique entre les sites a été réalisé sur 5 quadrats de 5m² localisés dans des zones herbacées représentatives du lieu, qu'elles soient tondues, fauchées ou en libre évolution.



Figure 8-18 : Carte de localisation des inventaires de la flore, présentant les quadrats d'inventaire de la végétation herbacée, ainsi que l'étendue de la parcelle sur laquelle est conduite l'inventaire exhaustifs de la richesse végétale.

Ces inventaires combinant deux protocoles visent à inventorier la richesse botanique totale des sites d'étude, mais aussi à obtenir des indicateurs sur la diversité des communautés herbacées qui peuvent traduire une hétérogénéité de micro-habitats distincts. Cette mesure écologique des micro-habitats est importante pour évaluer le potentiel écologique d'un site, il est mesuré avec la métrique de diversité beta, indice de de Whittaker (Koleff et al. 2003), avec le package *vegan* du logiciel R (Dixon 2003). Les variables de biodiversité végétale retenues dans l'étude multi-taxon sont celles-ci :

PLANTSWILD_RICH_BIO : richesse totale de plantes sauvages

PLANT_BETADIVER_BIO : dissimilarité des communautés de plantes sauvages herbacées

Ces inventaires ont été réalisés au printemps 2021 au mois d'avril et mai. Afin que ces inventaires estiment au mieux et sans biais la richesse totale, nous avons à l'été 2021 effectué un passage d'inventaire supplémentaire pour tenir compte de la biodiversité végétale plus estivale et pas simplement vernale.

Ces inventaires, intervenant au début des campagnes de terrain du projet COLLECTIF, ont aussi été des moments importants de cohésion avec les résidents (**Figure 8-19**). Nous avons ainsi proposé différentes animations, comme des inventaires participatifs de flore sauvage qui nous a permis de capaciter les habitants à découvrir à l'aide d'applications smartphone la biodiversité végétale, mais aussi de raconter l'origine et l'histoire des arbres plantés dans ces espaces, ou encore de proposer des ateliers artistiques pour tirer le portrait de délicates plantes sauvages à l'aide des rayons UV du soleil (technique Cyanotype (Turner et al. 2014)). Ces activités partagées ont eu un rôle important pour susciter l'intérêt et la participation des résidents au projet.



Figure 8-19 : Photographies de terrain des inventaires botaniques (crédit : Bertrand Stofleth)

Plus de 900 espèces de plantes vasculaires ont été observées sur l'ensemble des sites d'étude. Parmi elles, 399 espèces sauvages spontanées et 526 espèces cultivées d'origine horticole. Ces espèces ont des niveaux de d'occurrence variés (**Figure 8-20**) et nous notons que 30 espèces sont présentes dans plus de 50 % des sites étudiés (**Figure 8-21**). 75 % des espèces sont plus rares et ne sont rencontrées que dans moins de 10 % des sites étudiés. Du point d vue des statuts de conservation patrimoniaux, une espèce classée en liste rouge régionale IUCN, *Ranunculus parviflorus* L. a été observée sur plus d'un quart des sites d'étude (**Figure 8-22**).

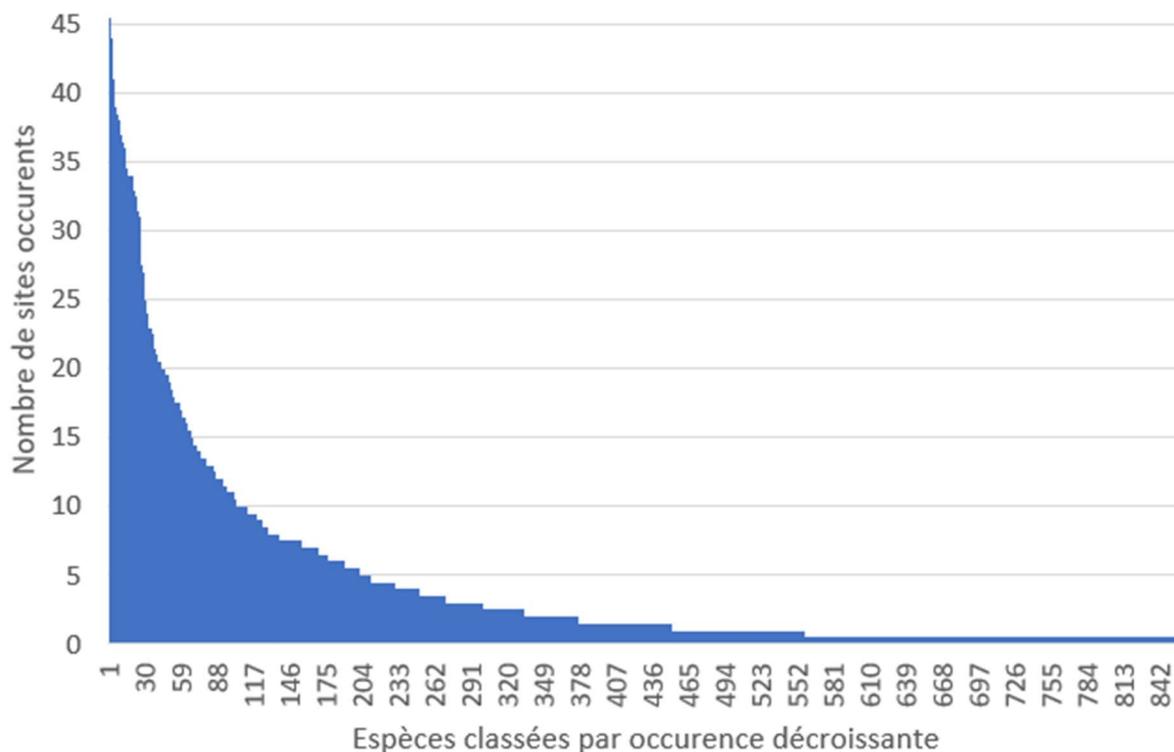


Figure 8-20 : Histogramme d'occurrence des espèces, comptage selon leur présence/absence sur chaque site d'étude

Espece	Occurrence
Plantago lanceolata L. [1753]	46
Taraxacum officinale F.H.Wigg. [1780]	45
Bellis perennis L. [1753]	44
Convolvulus arvensis L. [1753]	41
Hypochaeris radicata L. [1753]	41
Medicago lupulina L. [1753]	39
Lolium perenne L. [1753]	39
Poa annua L. [1753]	39
Hedera helix L. [1753]	38
Geranium molle L. [1753]	37
Viola L. [1753]	37
Cynodon dactylon (L.) Pers. [1805]	37
Trifolium repens L. [1753]	36
Trifolium pratense L. [1753]	36
Prunella vulgaris L. [1753]	35
Dactylis glomerata L. [1753]	34
Potentilla reptans L. [1753]	34
Sonchus oleraceus L. [1753]	34
Festuca L. [1753]	34
Carex divulsa Stokes [1787]	34
Veronica persica Poir. [1808]	33
Crepis sancta (L.) Bornm. [1913]	33
Erodium cicutarium (L.) L'Hér. [1789]	32
Achillea millefolium L. [1753]	32
Hordeum murinum L. [1753]	31
Lactuca serriola L. [1756]	30
Erigeron L. [1753]	28
Oxalis dillenii Jacq. [1794]	27
Geum urbanum L. [1753]	27
Malva sylvestris L. [1753]	25
Veronica arvensis L. [1753]	24
Hypericum perforatum L. [1753]	24

Figure 8-21 : Occurrence des espèces végétales rencontrées sur plus de la moitié des sites d'étude.



Figure 8-22 : *Ranunculus parviflorus* L., la renoncule à petites fleurs. Espèce inscrite sur liste rouge IUCN régionale et observée sur plus d'un quart des sites d'étude. (Photo Thomas Boutreux)

1.3.3 Bactéries, fonge et nématodes du sol

Ces organismes des sols ont été relevés sur le terrain avec le prélèvement de carottes de sol de volume standardisé. 8 carottes ont été prélevées par site d'étude (**Figure 8-23**), soit 384 carottes de sol au total. Nous avons fabriqué à cet effet plusieurs carotteurs de terrain, constitués d'un tube en inox de diamètre 7cm dont les bords ont été biseautés à une extrémité pour mieux pénétrer le sol (**Figure 8-24**). Les carottes de sol ont toutes été prélevées à une longueur de 10cm (hors litière organique superficielle). Cette fraction superficielle du sol est en effet la plus vivante et le prélèvement de carottes plus longues aurait considérablement alourdi le protocole de terrain et d'extraction sans apporter de gain de données à la hauteur de son coût supplémentaire. Les carottes de sol ont été conservées ensuite en sac Zip pour conserver l'humidité des échantillons.

Les inventaires des micro-organismes présents dans ces mottes de terre ont été réalisés par des méthodes moléculaires sur l'extraction de l'ADN contenu dans ces sols. Pour chaque site, un sous échantillon de sol de 20 grammes a été envoyé en analyse après avoir mélangé méticuleusement le sol des 8 carottes.

Les bactéries, les champignons et les nématodes ont été inventoriés en suivant 3 protocoles de laboratoire différents. Le *metabarcoding* des bactéries et champignons ont pu être réalisés par Mylène Hugoni, Maîtresse de conférences au laboratoire d'écologie microbienne de l'Université Claude Bernard, assistée par Caroline Bréfort. Le *metabarcoding* des nématodes a pu être réalisé par Adeline Dumet, Assistante Ingénieur au laboratoire LEHNA. La présentation des méthodes et résultats de *metabarcoding* sera réalisée plus loin dans une partie consacrée.



Figure 8-23 : Un lot type de 8 carottes de sol prélevées pour les analyses de micro-organismes. Ce lot est prélevé en double pour les analyses de mésofaune du sol.



Figure 8-24 : Illustration de l'enfoncement de la tarière, au maillet. Les résidents les plus motivés se proposent de mener les inventaires avec nous à chaque étape.

1.3.4 Mésofaune endogée

Le protocole de prélèvement des carottes de sol a été identique à celui opéré précédemment et 8 carottes ont été prélevées par site d'étude, soit 384 carottes de sol au total. Nous avons ensuite disposé ces carottes sur des extracteurs Berlese (Karyanto et al. 2008) dans une salle close et ombragée pour contrôler une dessiccation progressive des carottes de sol et la migration de la mésofaune dans l'entonnoir de collecte (**Figure 8-25**). Les extracteurs Berlese étaient constitués d'un entonnoir sur lequel était soudé un grillage permettant à la mésofaune de se déplacer pour descendre dans l'entonnoir. Nous avons fabriqué une rampe permettant de porter en dessiccation 196 carottes de sol simultanément par période de 10 jours. Sous l'entonnoir Berlese, un flacon était rempli d'alcool à 96° pour la bonne préservation des communautés d'organismes collectés, qui ont été ensuite conservés dans un congélateur avant leur dénombrement.

Les organismes collectés ont ensuite été inventoriés selon deux méthodes. Tout d'abord un premier dénombrement par observation à la loupe binoculaire a permis de mesurer l'abondance de groupes taxonomiques prédéfinis pour être facilement identifiables, dont voici la liste :

araignées, armadillididae, astigmates, coleopteres_adultes , coleopteres_larves, craspedosomatidae, cryptopidae , dermapteres , dictyopteres , diploures , dipteres_adultes , dipteres_larves , enchytreidae , entomobryomorphes , formicida , gasteropodes, geophilomorphes , glomeridae , heteropteres , homopteres , hymenopteres_larves , julidae , lepidopteres_larves , lithobiidae , lumbricidae , mesostigmates , neelipleones , oniscidae , opilions , oribates , orthopteres , palpigrades , pauropodes , poduromorphes , polydesmidae , polyxenidae , polyzoniidae , porcellionidae , prostigmates , protoures , pseudoscorpions , psocopteres , symphyles , symphypleones , terebrants , thysanopteres , thysanoures , trichoniscidae

Ces comptages permettent d'évaluer la pseudo-richesse (c'est-à-dire le nombre de ces taxons qui sont occurrents). Concernant l'abondance, j'ai fait le choix de simplifier et ne fournir qu'une seule mesure d'abondance totale de la mésofaune endogée par site étudié. En cumulant tous les sites étudiés, plus de 43 000 organismes appartenant à la mésofaune ont été comptés. La réussite de ces comptages a été intégralement dépendante de la participation de plusieurs stagiaires à la réalisation de ces comptages.

ENDOG_ABOND_BIO : abondance de la mésofaune endogée

ENDOG_PSRICH_BIO : pseudo-richesse de la mésofaune endogée



Figure 8-25 : Collecte de la mésofaune en extraction Berlese, illustration d'un collembole lors du dénombrement des organismes sous loupe binoculaire.

1.3.5 Macrofaune épigée

La collecte des arthropodes vivant et se déplaçant à la surface du sol a été réalisée en disposant 6 pièges Barber sur chaque site d'étude, soit 288 pièges barber sur le territoire total d'étude (**Figure 8-26**). Pour chaque site, 3 périodes de relevés de 15 jours ont été effectuées pour capturer la richesse, au début du printemps, à la fin du printemps et à la fin de l'été. En effet, ces organismes peuvent présenter des durées de vie courtes et des phénologies très disparates, la stratégie d'échantillonnage devait donc être répétée à des saisons différentes pour estimer au mieux de richesse spécifique. Pour optimiser la conservation des arthropodes collectés et le risque d'évaporation du conservateur, 3 passages étaient définis pour chaque période de relevé de 15 jours : un premier passage d'activation pour disposer les pièges, un passage une semaine plus tard pour un relevé intermédiaire et un troisième passage pour un relevé final et l'enlèvement du dispositif. Ainsi 1728 relevés de pots ont été effectués sur la période d'étude. Lors de chaque relevé, le contenu des pièges barber était filtré avec un filtre à café permanent, puis un pinceau était utilisé pour récupérer les organismes pour être disposés dans un flacon rempli d'alcool à 96°, conservé ensuite en congélateur.

Les pièges barber sont des pots de collecte enterrés et affleurant à la surface du sol. Nous avons utilisé des pots de miel standard de contenance 500gr car ils possèdent un bouchon très hermétique utile pour activer ou désactiver les pièges. La pose de ces pots a nécessité d'utiliser une tarière de diamètre identique à celui des pots. Pour faciliter les relevés périodiques et la remise en place des pots, nous avons posé 2 pots emboîtés l'un d'en l'autre et le pot inférieur était laissé en place lors de chaque relevé. Pour préserver les organismes et leur ADN utilisé ensuite en identification, nous avons utilisé du propylène glycol à une concentration de 60 % (dilué à l'eau distillée), car ce taux de dilution a montré une très bonne performance pour conserver l'ADN dans la longue durée (mais aussi limiter le coût en propylène glycol) (Ferro & Park 2013). Le propylène glycol, contrairement à l'alcool, est très peu volatile, ce qui permettait de disposer seulement 4cm de mélange de glycol au fond des pots

alors que l'alcool dans certains cas aurait pu sécher en l'espace d'une journée.

La position affleurante des pots représentait un enjeu de vulnérabilité important car les espaces verts en habitat collectif sont fréquentés et utilisés. Ces pots peuvent en effet être dégradés de manière volontaire ou non par la tonte, le piétinement ou les jeux de ballon. Nous avons communiqué avec les habitants pour s'assurer que les résidents soient bien informés de la présence et de l'utilité de ces dispositifs. Nous avons aussi informé les entreprises de paysage travaillant sur ces sites, et nous avons fait le choix d'un signallement clair mais discret à l'aide d'un piquet de bois d'une trentaine de centimètres pour limiter les dégradations non intentionnelles. Comme on le voit ci-dessus sur une photo, la présence de ce piquet marqueur a permis aux paysagistes d'éviter de tondre et broyer le dispositif. Enfin, nous avons recouvert les pots d'un chapeau de plexiglass dont la plaque était disposée à une hauteur de 4cm au-dessus de l'affleurement des pots. Ce chapeau a permis de protéger le liquide conservateur d'être dilué lors de pluies et d'orages ou trop évaporé en le protégeant mieux du vent, mais il a eu aussi une autre utilité de servir de support pour informer les curieux et éviter des perturbations.



0 cm		1 cm									
											
Photo : Thomas Cognie	Photo : Patrick Desreux	Photo : Patrick Desreux	Photo : Thomas Cognie	Photo : Anonyme	Photo : Patrick Desreux	Photo : David Ignace					
Espèce : <i>Ophonus cribicollis</i>	Espèce : <i>Harpalus anxius</i>	Espèce : <i>Pseudophonus rufipes</i>	Espèce : <i>Harpalus serripes</i>	Espèce : <i>Harpalus affinis</i>	Espèce : <i>Amaro oenea</i>	Espèce : <i>Harpalus distinguendus</i>					
Fréquence : Abondante	Fréquence : Abondante	Fréquence : Commune	Fréquence : Commune	Fréquence : Commune	Fréquence : Commune	Fréquence : Commune					
Régime : Mixte	Régime : Mixte	Régime : Phytophage	Régime : Phytophage	Régime : Mixte	Régime : Phytophage	Régime : Phytophage					
Taille : Entre 6 et 8 mm	Taille : Entre 7 et 8 mm	Taille : Entre 12 et 20 mm	Taille : Entre 10 et 13 mm	Taille : Dizaine de mm	Taille : Entre 7 et 9 mm	Taille : Entre 9 et 13 mm					
											
Photo : Patrick Desreux	Photo : Alain Berly	Photo : Fred Chevallot	Photo : J. Bulteel	Photo : P. Deschamps	Photo : Linburg et Ignace	Photo : Fred Chevallot					
Espèce : <i>Harpalus rubripes</i>	Espèce : <i>Harpalus tardus</i>	Espèce : <i>Anchomenus dorsalis</i>	Espèce : <i>Paraphonus maculicornis</i>	Espèce : <i>Harpalus atratus</i>	Espèce : <i>Metallina prorepans</i>	Espèce : <i>Harpalus dimidiatus</i>					
Fréquence : Assez rare	Fréquence : Assez rare										
Régime : Mixte	Régime : Phytophage	Régime : Carnivore	Régime : Mixte	Régime : Phytophage	Régime : Carnivore	Régime : Phytophage					
Taille : Entre 10 et 15 mm	Taille : Entre 8 et 12 mm	Taille : Entre 8 et 12 mm	Taille : Environ 7 mm	Taille : Entre 10 et 13 mm	Taille : Environ 4 mm	Taille : Entre 10 et 15 cm					
											
Photo : P. Deschamps	Photo : Patrick Desreux	Photo : Guillaume Beaumain	Photo : David Ignace	Photo : Photo	Photo : Patrick Desreux	Photo : P. Deschamps					
Espèce : <i>Harpalus pumilus</i>	Espèce : <i>Ophonus azureus</i>	Espèce : <i>Microlestes minutulus</i>	Espèce : <i>Amaro connexior</i>	Espèce : <i>Asaphidion curtum</i>	Espèce : <i>Colostus cinctus</i>	Espèce : <i>Notiophilus rufipes</i>					
Fréquence : Assez rare	Fréquence : Assez rare	Fréquence : Assez rare	Fréquence : Rare	Fréquence : Rare	Fréquence : Rare	Fréquence : Rare					
Régime : Mixte	Régime : Mixte	Régime : Carnivore	Régime : Phytophage	Régime : Carnivore	Régime : Carnivore	Régime : Carnivore					
Taille : Environ 5 mm	Taille : Environ 8 mm	Taille : Environ 3,5 mm	Taille : Environ 7 mm	Taille : Environ 5 mm	Taille : Environ 8 mm	Taille : Entre 5 et 6 mm					

Figure 8-26 : Illustration du protocole macrofaune montrant la pose et le marquage visuel des pièges barber, les relevés de terrain et le dénombrement en laboratoire. La dernière illustration est une page d'un guide des carabes réalisé par Erwan Bounouar d'après la liste des espèces inventoriées.

Les organismes collectés ont ensuite été inventoriés selon deux méthodes. Tout d'abord un premier dénombrement par observation à la loupe binoculaire a permis de mesurer l'abondance de groupes taxonomiques prédéfinis pour être facilement identifiables, dont voici la liste :

Armadillididae » , » Oniscidés » , » Porcellionidés » , » Trichoniscidés » , » Polyxénidés » , » Craspédosomatidés » , » Glomérédés » , » Iulidés » , » Polydesmidés » , » Polyzoniidés » , » Symphyles » , » Cryptopidés » , » Géophilomorphes » , » Lithobiidés » , » Araignées » , » Opilions » , » Diptères.Larves » , » Diptères.Adultes » , » Coléoptères.Larves » , » Autres » , » Carabidae » , » Staphylinidae » , » AutresHymenopteres » , » Formicidés » , » Térébrants » , » Larves » , » Orthoptères » , » Dermaptères » , » Dictyoptères » , » Héteroïptères » , » Homoptères » , » Lépidoptères.larves » , » Lépidoptères.adultes » , » Névroptères » , » Psocoptères » , » Thysanoures »

Ces comptages permettent d'évaluer la pseudo-richesse (c'est-à-dire le nombre de ces taxons qui sont occurrents). Concernant l'abondance, j'ai fait le choix de simplifier et ne fournir qu'une seule mesure d'abondance totale de la macrofaune épigée par site étudié. En cumulant tous les sites étudiés, plus de 105 000 organismes appartenant à la macrofaune épigée ont été comptés. La réussite de ces comptages a été intégralement dépendante de la participation de personnes en tant que stagiaires, apprentis (merci Sarah !) et ingénieur d'étude (merci Erwan !) au cours de l'inventaire en laboratoire.

Ces mesures visuelles d'abondance et de richesse viennent offrir des données intéressantes et la capacité de *metabarcoding* n'était au début pas acquis sur le plan technique et financier. Cependant, nous avons pu analyser ces échantillons avec des analyses d'ADN de *metabarcoding* pour obtenir une évaluation plus précise de la richesse spécifique et peser la biomasse des échantillons avant analyse. La présentation des méthodes et résultats de *metabarcoding* sera réalisée dans plus loin dans une partie consacrée. Ces différentes méthodes ont permis de mesurer les indices de diversité suivants :

EPIG_ABOND_BIO : abondance de la macrofaune épigée

EPIG_PSRICH_BIO : pseudo-richesse de la macrofaune épigée

EPIG_BIOMASS_BIO : biomasse de la macrofaune épigée

EPIG_DIVSH_BIO : diversité de la macrofaune épigée

EPIG_RICH_BIO : richesse de la macrofaune épigée

Il est important d'évaluer les redondances entre ces variables, car la redondance d'information aurait pour conséquence de donner artificiellement un poids plus important à la faune épigée dans l'analyse multi-taxon qui sera réalisée ensuite. Une ACP permet de comprendre que la mesure de pseudo-richesse est très corrélée à la richesse évaluée par *metabarcoding*, et que l'abondance comptée manuellement est très corrélée à la biomasse des échantillons (**Figure 8-27**). Face à ces redondances, nous avons fait le choix de conserver les 3 métriques qui expliquent dans des dimensions les plus variées possibles la diversité de la macrofaune épigée et conserve :

EPIG_BIOMASS_BIO : biomasse de la macrofaune épigée

EPIG_DIVSH_BIO : diversité de la macrofaune épigée

EPIG_RICH_BIO : richesse de la macrofaune épigée

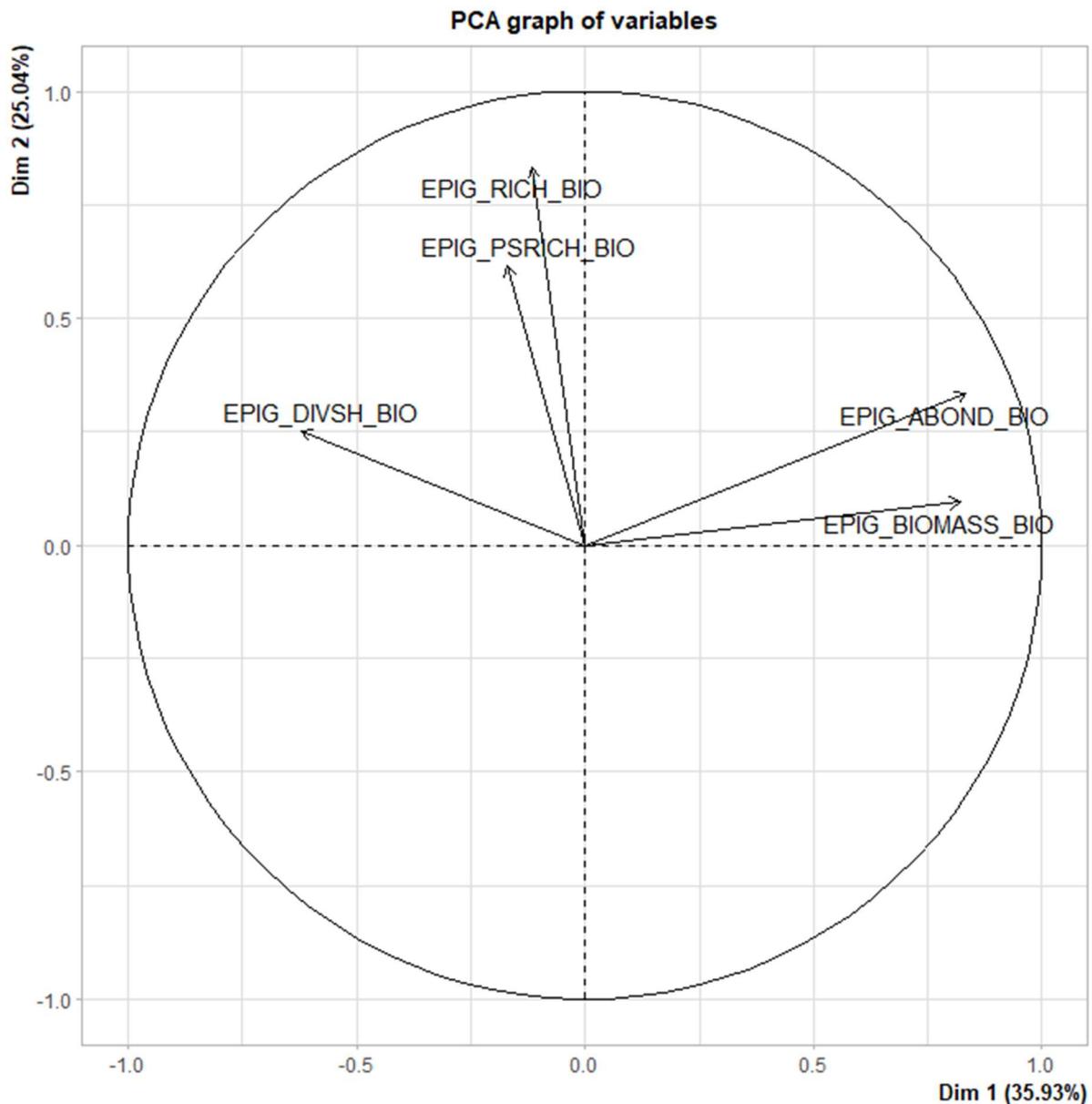


Figure 8-27 : Analyse en composantes principales des métriques de biodiversité de la macrofaune épigée, obtenus par dénombrement visuel ou analyse metabarcoding.

1.3.6 Pollinisateurs

La collecte des insectes pollinisateurs volants a été réalisée en disposant 2 pièges *pan-trap* (Kestel et al. 2024) sur chaque site d'étude (**Figure 8-28**). Pour chaque site, 8 sessions de relevés de 24h ont été effectuées une fois par mois pour capturer régulièrement la richesse en cours du printemps et de l'été. En effet, les insectes volants comme les abeilles sauvages peuvent présenter des durées de vie courtes et des phénologies très disparates, la stratégie d'échantillonnage devait donc être répétée très régulièrement pour estimer au mieux de richesse spécifique. Plusieurs contraintes opérationnelles existent pour que ce protocole soit bien standardisé et répliquable entre les sites. En premier lieu, pour que ces pièges soient efficaces, les conditions climatiques doivent être favorables à l'activité des insectes pollinisateurs, c'est-à-dire un temps ensoleillé, un vent limité et une température supérieure à 16°. Ensuite, pour être comparable, les pièges doivent tous être activés simultanément sur le territoire d'étude. Les pièges ont été activés simultanément (à deux heures près) par les habitants des copropriétés, par les agents de la ville de Lyon dans les parcs urbains et par l'équipe du projet Collectifs

pour les logements sociaux.

Les pièges « pan-trap » sont constitués de coupelles peintes avec des couleurs attractives pour les insectes pollinisateurs. Chaque piège est constitué d'une coupelle, blanche, jaune et bleue, réalisée à la bombe de peinture. Un feuillard métallique et des systèmes de boulons sont utilisés pour former un collier sur lequel les coupelles sont disposées le long d'un poteau (en douglas, provenance scierie locale) à une hauteur du sol de 30 cm minimum, sinon au niveau de la végétation si celle-ci est plus haute. Le système de support sur boulons laissait la possibilité aux habitants de surélever la position des coupelles pour l'adapter au cours de la saison. Les coupelles ne contenaient pas de conservateur comme de l'alcool ou du propylène glycol car le relevé durait seulement 24h avant d'être placé en congélateur, ce qui limitait le risque de dégradation des organismes et de leur ADN. A l'eau au fond des coupelles, il était simplement ajouté 2 gouttes de liquide vaisselle afin de casser la tension superficielle de l'eau et permettre aux insectes de ne pas flotter et regagner les bords du piège, mais de couler directement. Après 24h d'activation, les insectes étaient relevés en filtrant le contenu des pièges avec un filtre à café en papier, un rinçage à l'eau puis pliage du filtre à café dans un sachet zip et mise en congélateur. Cette opération a permis de récolter 672 échantillons sur l'ensemble du territoire d'étude.

Un document ressource résumant le protocole a été transmis aux habitants afin de les aider à suivre le processus en cas de doute. La coordination de terrain et la capacité des résidents à mobiliser une personne disponible au sein de leur résidence pour effectuer les relevés a été cruciale pour conduire cet inventaire sans trous d'échantillonnage. Une communication détaillée a été disposée sur chaque poteau pour lever les curiosités et inquiétudes des résidents quant au liquide présent dans les coupelles, notamment son caractère inoffensif pour les animaux de compagnie.





ÉTUDE SCIENTIFIQUE EN COURS

Menée dans le cadre du projet COLLECTIFS

Objectif : Suivi des pollinisateurs





Pour connaître la **biodiversité** au pied de votre immeuble.
Des coupelles colorées seront positionnées une fois par mois pendant 24h.

Le liquide contenu n'est **pas toxique** : cependant, merci de veiller à ce que les animaux ne s'y abreuvent pas.

Aidez-nous à mener à bien ce protocole en respectant ces installations !

Pour plus d'informations



Rendez-vous sur notre page internet via votre smartphone ou sur le site d'Arthropologia dans la rubrique « Participer » !

 **Collectifs : Quelle biodiversité au pied de votre immeuble ?**

Nos partenaires

Projet soutenu financièrement par :




Les groupes de travail :









Figure 8-28 : Illustrations du protocole pollinisateurs sur le terrain avec les coupelles colorées attractives.

Les organismes collectés ont ensuite été inventoriés selon deux méthodes. Tout d'abord un premier dénombrement a permis de mesurer l'abondance par taxons. Dans ce cas d'étude, 26 morphotypes

ont été retenus pour offrir un compromis entre rapidité de classification et précision, car 18 000 individus étaient présents. Cette classification a distingué les bourdons, les vespidae, les abeilles domestique, les abeilles sauvages de moins de 10mm, les abeilles sauvages de plus de 10mm, les fournis, les autres hyménoptères, les diptères syrphidae, les diptères bombyliidae, les autres diptères, les rhopalocères, les hétérocères, les microlépidoptères de moins de 10mm, les coléoptères meloidae, les coléoptères cleridae, les grands coléoptères de plus de 8mm, les petits coléoptères de moins de 8mm, les hémiptères, les araignées, les orthoptères, les dermaptères, les éphéméroptères, les neuroptères, les isopodes, les dictyoptères et les thysanoures. Ces mesures d'abondance ont été agrégées pour calculer l'abondance de différents groupes : des abeilles sauvages, l'abondance des abeilles domestiques, l'abondance totale des abeilles, l'abondance des pollinisateurs qui ne sont pas les abeilles et l'abondance totale des insectes pollinisateurs.

APOL_WILDBEES_BIO : abondance des abeilles sauvages

APOL_APIS_BIO : abondance de l'abeille domestique

APOL_BEES_BIO : abondance totale des abeilles

APOL_NOBEES_BIO : abondance des insectes qui ne sont pas des abeilles

APOL_TOT_BIO : abondance totale des pollinisateurs

Puis, ces échantillons ont été inventoriés avec des analyses d'ADN de *metabarcoding* pour obtenir une évaluation plus précise de la richesse spécifique et de la diversité. La présentation des méthodes et résultats de *metabarcoding* sera réalisée dans plus loin dans une partie consacrée. La pesée des échantillons a aussi été effectuée pour fournir la mesure de biomasse. Ainsi, le *metabarcoding* a permis de fournir les variables de biodiversité suivantes :

POL_DIVSH_BIO : diversité des pollinisateurs

POL_RICH_BIO : richesse des pollinisateurs

POL_BIOMASS_BIO : biomasse de pollinisateurs

Il est important d'évaluer les redondances entre ces variables, car la redondance d'information aurait pour conséquence de donner artificiellement un poids plus important aux pollinisateurs dans l'analyse multi-taxon qui sera réalisée ensuite. Une ACP (**Figure 8-29**) permet de comprendre que la biomasse des pollinisateurs est très corrélée avec deux variables que je décide de retirer : l'abondance des pollinisateurs qui ne sont pas des abeilles mais aussi avec l'abondance totale de pollinisateurs. De plus, la richesse des pollinisateurs est très corrélée à deux variables que je choisis de retirer : l'abondance des abeilles et l'abondance des abeilles sauvages. Ceci permet de conserver uniquement 3 métriques qui expliquent dans des dimensions variées les pollinisateurs, et seront mobilisées dans l'étude multi-taxon :

POL_DIVSH_BIO : diversité des pollinisateurs

POL_RICH_BIO : richesse des pollinisateurs

POL_BIOMASS_BIO : biomasse de pollinisateurs

La position de l'abondance de l'abeille domestique est très intéressante et ravive un débat sur la compétition existant entre les abeilles sauvages et l'abeille domestique. Nos données soutiennent que là où les abeilles sauvages sont abondantes, la diversité et richesse de pollinisateurs est plus faible. Cependant, ces données ne peuvent conclure à une explication mécaniste de type compétition. Etant donné la corrélation (négative) entre de l'abondance d'abeille domestique et la diversité de

pollinisateurs, je fais le choix de supprimer cette variable des données afin de conserver un jeu de données qui soit parcimonieux et ne surreprésente pas l'importance des abeilles dans les évaluations multi taxons.

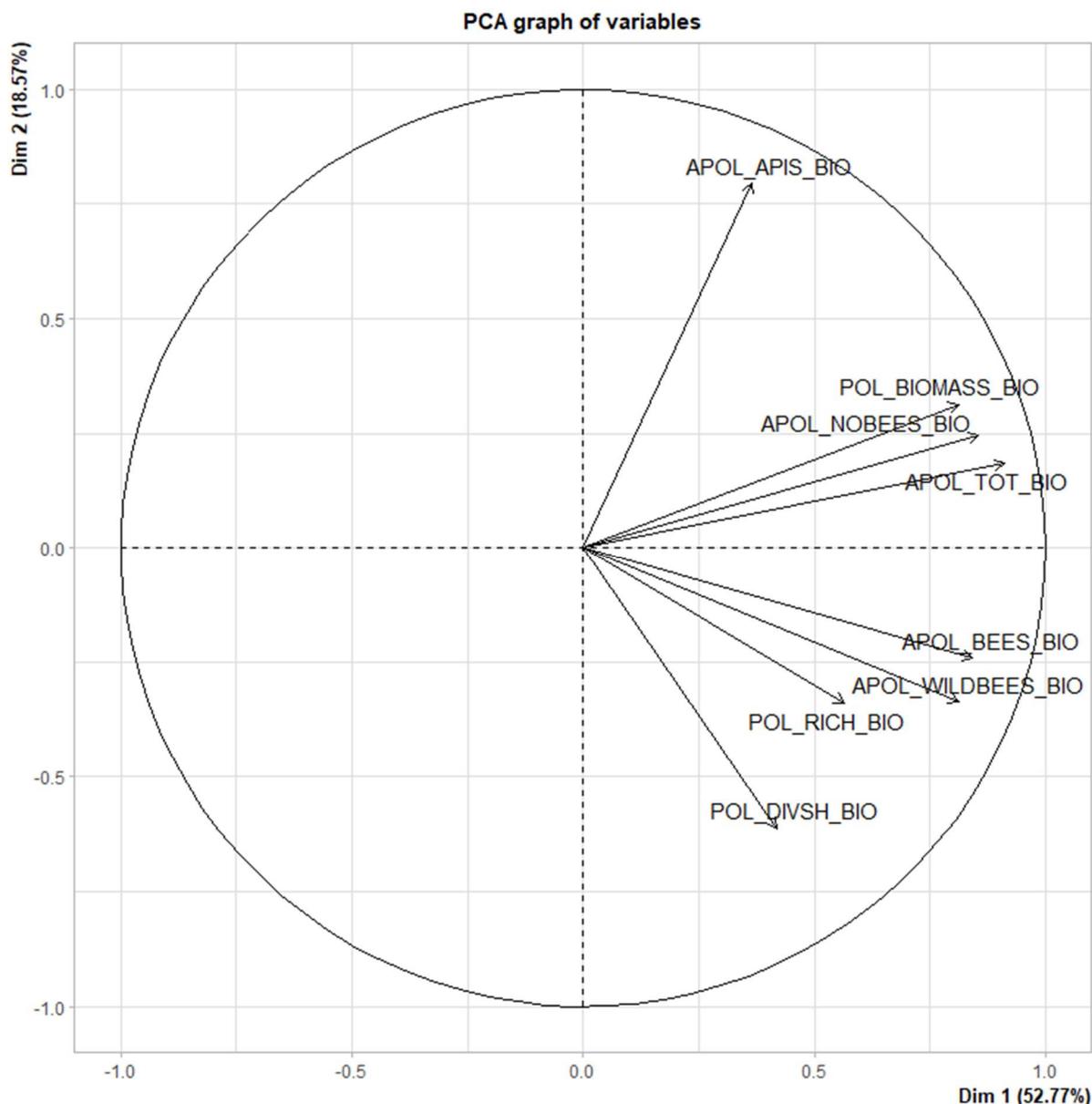


Figure 8-29 : Analyse en composantes principales des métriques de biodiversité des insectes pollinisateurs, obtenus par dénombrement visuel ou analyse *metabarcoding*.

1.3.7 Oiseaux

Les inventaires ornithologiques ont été réalisés selon deux techniques d'inventaires différentes (**Figure 8-30**). Nous avons mobilisé la méthode IPA (indice ponctuel d'abondance) qui permet une détection double par l'observation visuelle et l'écoute des chants. Cette méthode est standardisée car chaque site bénéficie du même temps d'écoute et d'observation. Cependant, le nombre de points d'écoute par site varie de 1 à 6 selon la taille du site. En effet, nous employons ici la méthode IPA pour estimer la richesse spécifique totale du site, sans relever l'abondance de chaque espèce. Pour couvrir l'observation entière de la zone d'étude il était donc nécessaire d'adapter la couverture d'observation à la taille du site et à la diversité de ses habitats écologiques. Les placettes ont été stratégiquement

choisies pour couvrir une variété de types d'habitats représentatifs du site étudié d'étude. Deux placettes ont été définies par site et chaque point d'écoute a été visité deux fois, au début et à la fin du printemps 2022 (un passage en avril et l'autre en juin), afin de tenir compte des variations saisonnières dans les populations d'oiseaux. Les écoutes ont été effectuées tôt le matin, entre 30 minutes après le lever du soleil et 10 heures du matin, période d'activité maximale des oiseaux chanteurs. À chaque point, une durée d'écoute de 20 minutes a été respectée, durant laquelle tous les oiseaux vus ou entendus ont été notés. Cet inventaire a permis de produire une liste d'occurrence d'espèces d'oiseaux par site d'étude. Cette méthode de présence directe sur le terrain peut-être très efficace car en combinant écoute et observation cela permet également d'inventorier des espèces plus discrètes dans le paysage sonore.

Nous avons également mobilisé l'usage d'enregistrements sonores avec l'aide de boîtiers capteurs, car ces technologies récentes peuvent permettre d'augmenter considérablement le temps d'écoute sur site. En complément de la méthode IPA, les capteurs peuvent permettre des espèces moins abondantes ou facilement observables. Nous avons utilisé le capteur open-source AudioMoth v1.2.0 de LABmaker, développé à l'université de Southampton et Oxford (Lapp et al. 2023). Ces capteurs ont une bande de fréquence d'écoute comprise entre 0 et 24kHz, ce qui permet aussi d'enregistrer les ultrasons. Selon la configuration urbaine et la pollution sonore, la portée de ces capteurs audio peut atteindre 50 mètres. Nous avons mis un à cinq capteurs par site selon la taille des sites, installés dans les arbres. Ici encore, nous employons cette méthode pour estimer la richesse spécifique totale du site, sans relever l'abondance de chaque espèce. Les capteurs ont été activés durant deux matinées consécutives et deux sessions d'enregistrement ont été réalisées au printemps 2022 (un passage en avril et l'autre en juin), afin de tenir compte des variations saisonnières dans les populations d'oiseaux. Ensuite, les bandes audio ont été écoutées sur ordinateur à l'aide du logiciel Audacity qui facilite l'identification en montrant visuellement les patrons de chant via un spectrogramme. Cet inventaire a permis de produire une liste d'occurrence d'espèces d'oiseaux par site d'étude.



Figure 8-30 : Illustrations des deux protocoles oiseaux. Les points d'écoute et d'observation réalisés par Caroline Bréfort et les capteurs d'enregistrement audio puis l'écoute avec Audacity pour inventorier les espèces.

Concernant les données brutes acquises dans ces inventaires de présence-absence, une cinquantaine d'espèces ont pu être observées dans les jardins en habitat collectif (**Figure 8-31**) avec des niveaux d'occurrence (données de présence/absence par site) très variables selon les espèces et le protocole d'inventaire.

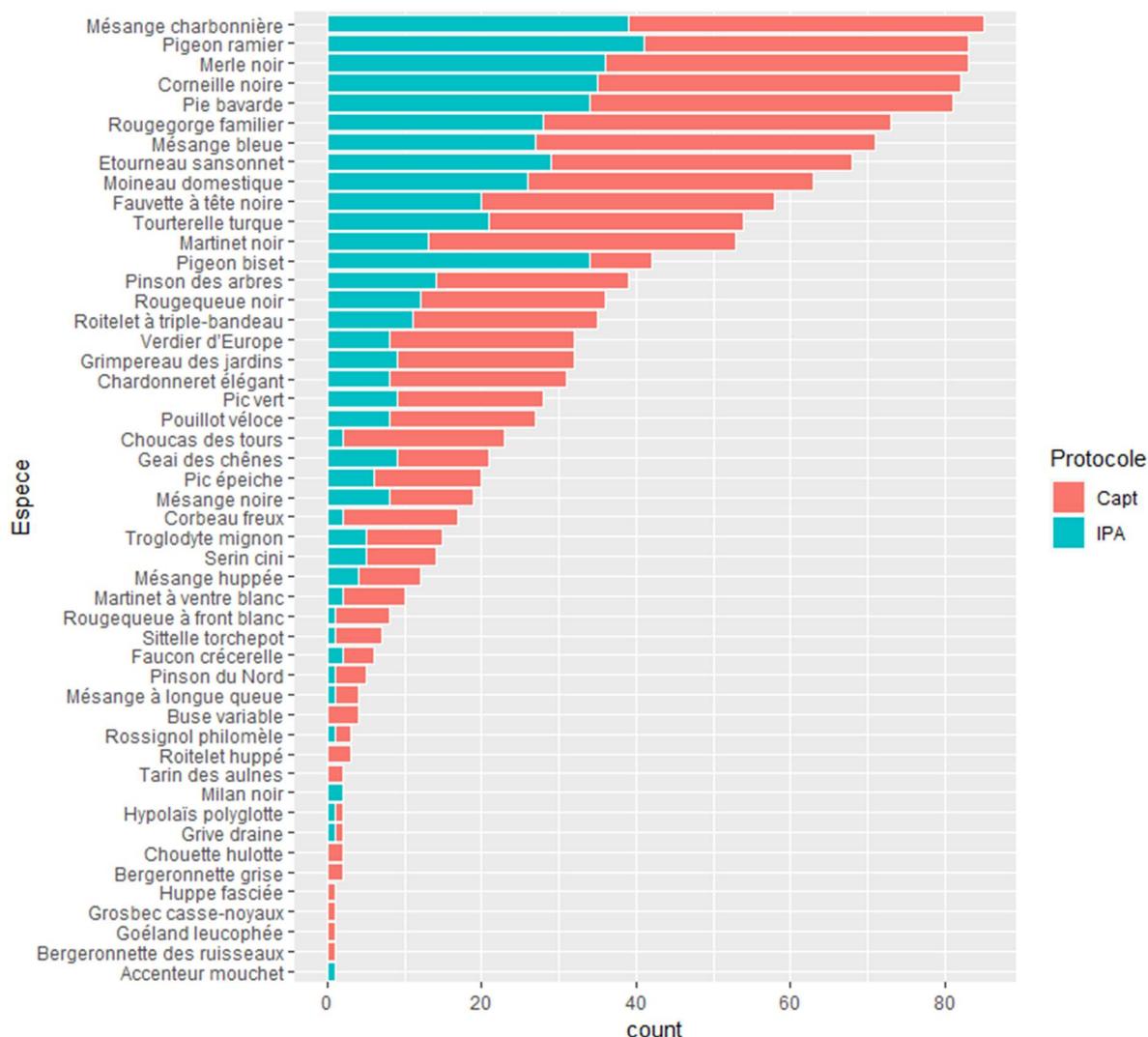


Figure 8-31 : Occurrence des espèces (nombre de site présent) en fonction des deux protocoles.

En analysant la répartition des observations entre les deux protocoles et selon les espèces (**Figure 8-32**), on s'aperçoit de la grande complémentarité des deux protocoles car certaines n'ont jamais été détectées dans les enregistrements sonores (comme le Pinson du Nord, l'accenteur mouchet, le Gros-Bec casse Noyau, les hérons garde bœuf et cendré ou le Milan Royal) tandis que d'autres espèces ont eu des chants enregistrés par les capteurs alors que les courts temps de présence en protocole IPA n'ont pas permis de les contacter (par exemple le Roitelet Huppé, la Mésange huppée, la grive musicienne et la grive draine,, la bergeronnette grise, la bergeronnette des ruisseaux, le goéland leucophée, le canard colvert, la chouette hulotte ou la buse variable).

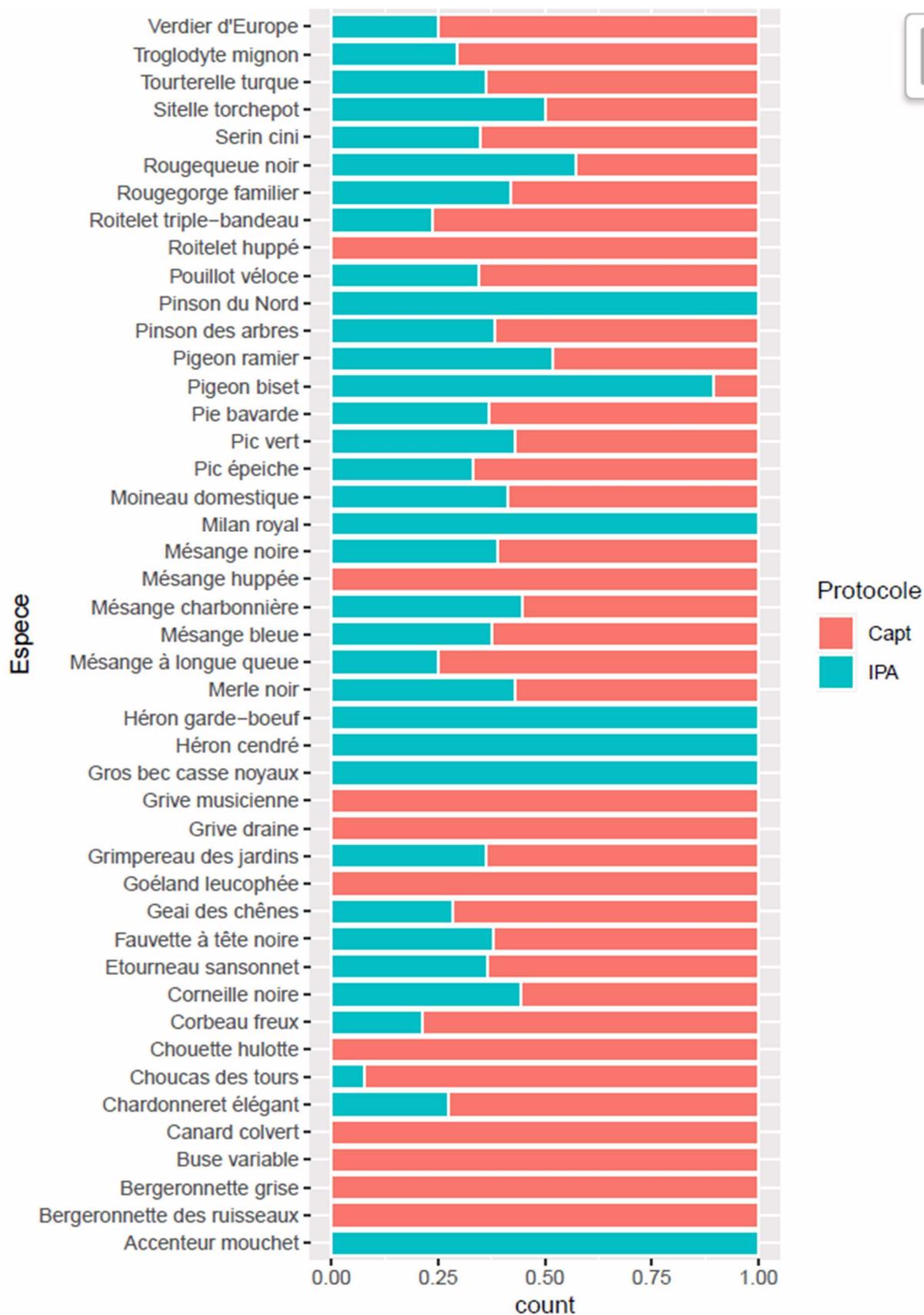


Figure 8-32 : Répartition des données des occurrences de présence absence, pour chaque espèce, selon le protocole d'inventaire.

Ces deux protocoles n'ont pas la même acuité à déceler certaines espèces comme nous venons de le voir, cependant les estimations de richesse par site ne montrent pas de protocole qui aboutirait à une richesse en moyenne plus élevée que l'autre. Ces deux méthodes ont des valeurs très corrélées (Figure 8-34) et l'écart de mesure entre les deux protocole dépasse rarement 20 %

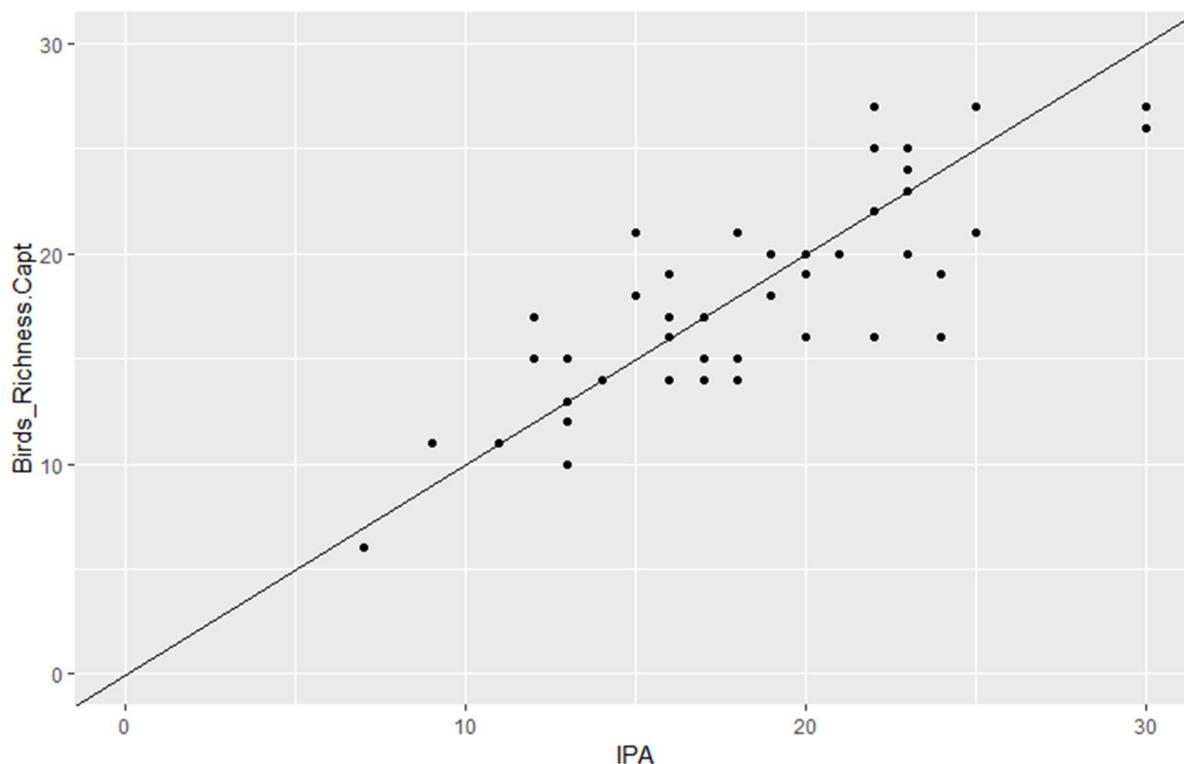


Figure 8-33 : Relation entre la richesse spécifique mesurée avec la méthode IPA et celle obtenue avec les capteurs audio, à l'échelle du site d'étude. Sous la droite : les sites pour lesquels les mesures IPA ont abouties à une richesse spécifique plus élevée. Au-dessus de la droite : les sites pour lesquels les mesures par capteurs acoustiques ont abouti à une richesse spécifique plus élevée.

1.3.8 Chauves-Souris

L'inventaire des chauves-souris a été réalisé en inventoriant les cris des chauves-souris enregistrés sur des capteurs audio. Chaque site a bénéficié de l'enregistrement audio de deux nuits, début juillet 2022. Nous avons également utilisé les capteurs open-source AudioMoth v1.2.0 de LABmaker, développés à l'université de Southampton et Oxford. Ces capteurs ont une bande de fréquence d'écoute comprise entre 0 et 24kHz, ce qui permet donc d'enregistrer les ultrasons des chiroptères. Nous avons mis un à cinq capteurs par site selon la taille des sites. Ici encore, nous employons cette méthode pour estimer la richesse spécifique totale du site, sans relever l'abondance de chaque espèce. Ensuite, les bandes audios ont été écoutées et les chants des oiseaux identifiés pour inventorier les espèces. Cet inventaire a permis de produire une liste d'occurrence d'espèces d'oiseaux par site d'étude. 15 espèces différentes ont été détectées.

1.4 Caractérisation écologique : métriques de mesure de la biodiversité

Le choix des indices de diversité en écologie est crucial car les différents indices capturent différents aspects de la diversité écologique, dc qui peut avoir des incidences très différentes sur les processus écologiques sous-jacents, mais aussi les préoccupations éthiques ce que comptabilise réellement un

indice de biodiversité. Dans le cadre d'une étude multi-taxon à visée opérationnelle et avec un intérêt particulier pour la résilience des écosystèmes, il est important de porter une réflexivité à ces indices afin de les choisir en toute connaissance de cause.

Dans cette sous-partie, je montrerais comment les indices de diversité se sont développés au regard des enjeux d'échantillonnage et de standardisation pour assurer des comparaisons fiables et robustes. Je présenterais pourquoi nous avons recouru à différents indices en fonction des taxons, afin de tirer le meilleur parti des contraintes de terrain ou d'identification. Ainsi, pour des raisons de faisabilité, certains taxons ont été évalués avec des mesures d'abondance par grands groupes taxonomiques grâce à des comptages, sinon par la richesse totale avec des données de présence/absence. Des méthodes plus élaborées de calcul d'indice de diversité seront aussi mobilisées pour tous les taxons d'arthropodes et de micro-organismes, grâce au recours aux méthodes de *metabarcoding* d'ADN.

1.4.1 Développement historique et mathématique des indices de diversité

Classiquement, la mesure de l'abondance totale et de la richesse totale sont deux métriques qui ont été historiquement utilisées pour évaluer la biodiversité. Les méthodes de terrain pour mesurer la richesse ou l'abondance peuvent être très diverses selon les taxons et requièrent dans certains cas des efforts d'inventaire très conséquent, selon la résolution taxonomique choisie. Pour ces raisons, un certain nombre de compromis ont dû être effectués pour certains taxons qui requièrent des méthodes d'inventaires basées sur des observations d'experts naturalistes. Ainsi, comme nous l'avons vu pour les arthropodes (insectes pollinisateurs, macrofaune épigée, mésofaune endogée) les comptages d'abondance ont été restreint à une faible résolution taxonomique. Pour les plantes, oiseaux et chauve-souris, les inventaires ont cherché à évaluer la richesse spécifique en relevant simplement la présence-absence, car les mesures d'abondance requièrent beaucoup plus de moyens et de temps.

Dans cette thèse, les protocoles d'inventaires ont été conçus pour être standardisés sur la base d'une pression d'inventaire constante entre les communautés investiguées. Aucune extrapolation par courbe d'accumulation asymptotique n'a été réalisée car les données ne pouvaient pas combiner, pour des raisons de faisabilité, les abondances relatives de chaque espèce. Cependant, les indices de richesse et abondance totale pris isolément n'offrent qu'un regard partiel sur la diversité.

Cependant, pour les inventaires d'arthropodes (insectes pollinisateurs, macrofaune épigée, mésofaune endogée) et de microorganismes du sol, l'utilisation de méthodes moléculaires en *metabarcoding* a offert la possibilité d'évaluer la richesse spécifique de ces taxons complexes ainsi qu'une estimation (bien qu'imparfaite (Elbrecht & Leese 2015)) de l'abondance de chaque espèce. L'abondance relative de chaque espèce, en *metabarcoding*, est estimée via l'abondance de séquences ADN pour chaque unité taxonomique opérationnelle. La disponibilité de données de telle qualité, permises par les nouvelles technologies, offre des possibilités très étendues de calculs de métriques de biodiversité, intégrant des modèles de prédiction.

Pour mieux évaluer la complexité écologique qui a une grande influence sur la diversité des processus écosystémiques qui en dépendent, il est nécessaire de disposer de données plus complètes qui informent sur l'abondance relative de chaque espèce. Cette vision complète de la richesse et de l'abondance peut fournir des indices de diversité rendant mieux compte de la multifonctionnalité et de la résilience des écosystèmes. Les indices de diversité ont été d'abord conceptualisés dans des théories mathématiques. Mesurer la diversité, qu'elle soit biologique ou non, renvoie à des développements initiés en économétrie et théorie de l'information au milieu du XX^e siècle (Davis 1947; Shannon & Weaver 1949; Theil 1967). La métrologie de la diversité s'est construite en

s'appuyant sur le concept d'entropie défini dans les théories de physique. L'entropie est centrale dans la conceptualisation des indices de diversité et mesure le degré de surprise, c'est-à-dire d'imprévisibilité, de désordre, de complexité d'une population d'objet. Un exemple concret de mesure d'entropie est l'indice de Simpson qui mesure la probabilité que deux objets tirés d'une population soient différents. L'entropie est donc nulle avec une composition uniforme, et maximale lorsque les espèces de l'échantillon sont représentées de manière égale.

MacArthur est le premier à avoir introduit en écologie la théorie de l'information, il a promu les approches de la diversité qui dépassent la simple richesse, dans l'optique de mesurer plus directement la stabilité (que l'on qualifierait aujourd'hui de résilience) des écosystèmes. Cette approche systémique, fondée sur les réseaux, s'est donc intéressée à des approches relationnelles évaluant un nombre d'interactions possibles entre les individus des populations. Dans cette optique, l'indice de Shannon, fondé sur la notion d'entropie de Shannon, lui paraissait une bonne façon d'évaluer cette stabilité car à la différence de l'indice de Simpson, l'indice de Shannon est plus sensible au nombre total d'espèces ainsi aux espèces de faible abondance, ce qui traduit mieux la diversité des interactions possibles au sein de l'écosystème (MacArthur 1955). Ces indices possèdent une robustesse d'estimation différente selon la taille de la population inventoriée. La richesse spécifique possède un biais d'estimation important à cause des espèces rares difficiles à inventorier. L'indice de Shannon montre un biais d'estimation plus faible car il est basé sur les interactions entre espèces et l'indice de Simpson est encore moins biaisé car cette approche se focalise plus encore sur les interactions entre individus, car les espèces rares interviennent encore moins dans le processus de calcul.

Cependant, l'indice de Shannon, comme tous les indices de diversité, fournit une approche mathématique nécessairement simplifiée de la réalité écologique et tient compte partiellement des interactions écologiques. En particulier, étant donné que les interactions sont toutes de valeur égale dans le calcul de l'indice de Shannon, cet indice postule une indifférence dans les fonctions et les traits d'histoire de vie des espèces. Les indices de diversité restent des formulations mathématiques simplifiées se fondant le principe de symétrie : les espèces sont interchangeable entre elles, aucune n'a de rôle particulier et leur ordre est indifférent. Afin de mieux tenir des probabilités d'interaction, plusieurs indices se développent pour moduler par exemple l'impact donné aux espèces rares ou abondantes (par exemple, les indices de Pielou, Margalef, Brillouin, Bray Curtis, etc...). Suite à cette profusion d'indices manquant d'un regard synthétique, Hurlbert (1971) a reproché à la littérature sur la diversité sa trop grande abstraction et montre que le classement de différentes communautés biologiques pouvait être très différent selon l'indice de diversité utilisé, ce qui peut conduire à des conclusions écologiques différentes pour le même cas d'étude.

1.4.2 Une théorie unifiée de la mesure de la biodiversité

Au début des années 70, ce manque de méthodologie systémique va stimuler des chercheurs à offrir un cadre de référence pour les indices de diversité et guider les écologues à recourir aux indices adaptés à leur problématique écologique. Hill (1973) proposa une nouvelle formulation mathématique unifiante des différents indices de diversité. L'intérêt de cette approche synthétique est de fournir une définition paramétrique de la diversité, qui donne plus ou moins d'importance aux espèces rares, ce qui permet de réunir les considérations des indices développés par le passé et de moduler la focale avec un paramètre unique (q) :

$${}^qD = \left(\sum_{s=1}^S p_s^q \right)^{\frac{1}{1-q}}$$

Dans cette formule dite « des nombres de Hill », $q=0$ correspond à la richesse spécifique, $q=1$ correspond à l'exponentielle de l'indice de Shannon et $q=2$ correspond à l'inverse de l'indice de Simpson.

L'approche des nombres de Hill diminue significativement la complexité des indices de diversité en les alignant sur un seul gradient : quand q est faible, l'importance est donnée à la richesse spécifique, quand q augmente, la sensibilité à l'abondance relative des espèces augmente. Le choix du nombre de Hill à appliquer dépend de ce que l'on cherche à mesurer et les nombres de Hill offrent un panel unifié et nuancé dont les différents ordres (q), permettent de moduler la sensibilité aux espèces rares ou communes.

0D (la richesse spécifique) : donne la même importance aux espèces. Il est ainsi la mesure classique qui donne le plus d'importance aux espèces rares : toutes les espèces ont la même importance, quel que soit leur effectif en termes d'individus. Il est adapté aux approches patrimoniales traditionnelles et à toutes les études qui considèrent que l'existence d'une espèce supplémentaire a un profond intérêt en soi. Les raisons qui peuvent conduire à cette perspective peuvent en être très variables, allant de l'éthique (perspectives anti-spécistes) à l'économie (potentiel de valorisation de molécules).

1D (exponentielle de l'indice de Shannon) : donne la même importance aux combinaisons d'espèces, c'est-à-dire aux couples d'interactions possibles. Il est adapté aux approches d'écologie qui s'intéressent au fonctionnement des écosystèmes par les interactions possibles au sein des communautés ou pour les problématiques de résilience des écosystèmes.

2D (inverse de l'indice de Simpson) : donne la même importance aux combinaisons d'individus, ce qui donne moins de valeur aux espèces rares et plus de valeur aux espèces communes.

Les nombres de Hill permettent une appréhension plus intuitive de la notion de biodiversité. En raison de leurs propriétés mathématique, notamment de décomposition ou de réplification, plusieurs auteurs (Gregorius 2016; Jost 2006, 2007) les qualifierons de « vraie diversité », « diversité neutre », « diversité stricte », « diversité explicite », ou « nombre effectif d'espèces ». Les nombres de Hill ou le nombre effectif d'espèces sont de plus en plus utilisés pour quantifier la diversité des espèces d'un assemblage et ont été étendus à la diversité phylogénétique, qui intègre l'histoire évolutive des espèces, ainsi qu'à la diversité fonctionnelle, qui prend en compte les différences entre les traits des espèces (Chao et al. 2014a).

1.4.3 Quels indices pour une perspective fonctionnelle et résiliente de la biodiversité ?

Comme l'avait déjà abordé MacArthur, l'indice de Shannon semble être un bon candidat pour évaluer le potentiel de résilience d'une communauté (MacArthur 1955). Cependant, des observations de terrain montrent que cet indice ne traduit pas nécessairement la santé, la préservation, les menaces ou l'état de naturalité d'un écosystème. Par exemple, certains taxons comme les collemboles ou les plantes montrent un pic de biodiversité dans certaines conditions d'anthropisation (Ellis et al. 2012; Joimel et al. 2022), ce qui peut être relié à l'hypothèse des perturbations intermédiaires de Janzen-Connell (Connell 1979). L'indice de Shannon ne permet pas d'inférer directement les pressions que subissent les communautés, mais, en mesurant la diversité des interactions possibles entre les espèces, il peut néanmoins permettre d'évaluer la capacité de résilience d'un écosystème.

La recherche d'indice de biodiversité qui soient gages de résilience est au cœur de l' « hypothèse de l'assurance » qui affirme que la biodiversité assure les écosystèmes contre les déclin de leur fonctionnement, car un plus grand nombre d'espèces est une meilleure garantie que certaines espèces maintiendront le fonctionnement de l'écosystème en cas de perturbations (Loreau et al. 2003; Mori et al. 2013; Yachi & Loreau 1999). En ce sens, l'indice de Shannon, concentré sur les interactions entre individus d'espèces différentes, peut permettre d'aborder la multifonctionnalité d'un écosystème bien que la métrique reste aveugle à l'identité de chaque espèce et à ses fonctionnalités propres, n'évaluant qu'un potentiel d'interaction.

Pour étudier plus directement la multifonctionnalité d'une communauté d'espèces dans une perspective de résilience des écosystèmes, les méthodes d'étude de diversité fonctionnelles restent les plus adéquates, mais nécessitent un niveau très élevé de connaissance des fonctionnalités propres à chaque espèce. Le développement de l'approche des services écosystémiques et des solutions fondées sur la nature a motivé l'exploration des relations entre diversité et multifonctionnalité (Balvanera et al. 2014; Giling et al. 2019; Manning et al. 2018; Mori et al. 2016; Pasari et al. 2013) pour offrir des outils guidant la résilience des espaces urbains. Or, la multifonctionnalité comprend une myriade de processus écologiques qui caractérisent et soutiennent les écosystèmes, ce qui rend les méthodes très complexes pour construire des indicateurs.

Néanmoins, la biodiversité reste donc un bon estimateur de la multifonctionnalité car des études soutiennent la corrélation positive, bien qu'imparfaite, entre la biodiversité et les fonctions des écosystèmes (Haase et al. 2014; Onandia et al. 2019). Ces connaissances confortent l'hypothèse de l'assurance et font de la biodiversité un besoin essentiel pour la résilience urbaine (Luederitz et al. 2015; Schittko et al. 2022). Bien qu'une fraction des espèces d'une communauté puisse parfois soutenir de manière disproportionnée certaines fonctions de l'écosystème (production de biomasse, cycle de nutriments, cycle de l'eau), la diversité de la communauté a un impact fondamental sur les services écosystémiques (Byrnes et al. 2014) car la redondance de certaines fonctions assurées par des espèces différentes montre que la biodiversité est une caractéristique fondamentale de la résilience (Walker 1992).

La multifonctionnalité des écosystèmes est en réalité le résultat de nombreux facteurs comme les conditions environnementales, la richesse spécifique, la diversité fonctionnelle et phylogénétique, ainsi que des traits moyens pondérés par la communauté ou l'occupation du sol au sein de l'écosystème. Afin d'évaluer l'importance de la biodiversité parmi tous ces facteurs, Yan et al. (2023) ont réalisé une analyse par partitionnement hiérarchique en mobilisant des équations structurelles bayésiennes et montré que 70 % de la multifonctionnalité de l'écosystème était déterminée par les caractéristiques de sa biodiversité. Ces résultats sont cruciaux aujourd'hui pour appuyer les stratégies des solutions fondées sur la nature à ne pas sous-estimer l'importance de la biodiversité dans la fourniture de la multifonctionnalité et la résilience des services (Messier et al. 2022; Mori 2020; Seddon et al. 2019).

1.4.4 Estimer la diversité réelle

Les échantillonnages en écologie sont presque systématiquement incomplet, c'est à dire qu'ils ne permettent pas d'observer l'ensemble des espèces présentes sur un site, du fait du coût en temps lié à l'effort d'échantillonnage. Les indices de diversité ont donc une robustesse d'estimation d'autant plus faible que le nombre d'individus inventoriés est faible. Afin d'estimer la diversité réelle de la communauté, Anne Chao 2014 intègre aux nombres de Hill les méthodes de raréfaction et

extrapolation pour prédire la composition complète de la communauté, l'abondance relative de chaque espèce et le nombre d'espèces rares qui pourraient être découvertes si l'effort d'échantillonnage avait été renforcé (méthode. En effet, il est quasi-systématique que dans les études écologiques certaines espèces peuvent être présentes mais non observées en raison d'un échantillonnage insuffisant. Cette méthode est ainsi particulièrement précieuse dans les situations où un échantillonnage réduit ou incomplet pourrait conduire à une sous-estimation de la diversité.

D'un point de vue mathématique, ces estimations sont qualifiées d'analyses asymptotiques et sont fondées sur la modélisation des courbes d'accumulation qui permettent de prédire l'asymptote du nombre total d'espèces de la communauté. Cependant, cette méthode par extrapolation dépend de la robustesse de modélisation de la courbe d'accumulation, donc du nombre d'individus initialement inventoriés, qui peut dépendre de la communauté écologique en tant que tel et/ou de l'effort d'inventaire. Avec un faible nombre d'individus inventoriés, l'extrapolation aboutit à un plafond de nombre d'espèces avec un intervalle de confiance très large, donc une estimation peu robuste. Au contraire, un inventaire avec un nombre plus élevé d'individus dans cette même communauté améliore l'estimation du nombre réel d'espèces en diminuant son biais et en rétrécissant son intervalle de confiance (Chao et al. 2014a; Colwell et al. 2012). Ces considérations soulignent que ces méthodes d'extrapolation ne cherchent pas à compenser un défaut d'échantillonnage, mais ont pour objectif de rendre plus comparable et avec moins de biais les évaluations de diversité réalisées dans des communautés et écosystèmes différents (Chao et al. 2014b, 2020).

Cependant, les méthodes asymptotiques peuvent conserver des biais et des intervalles de confiance différents, liés au type d'écosystème ou de taxons inventoriés, ce qui pose encore des problèmes pour comparer avec assurance la diversité réelle de deux communautés différentes. Tous les indices ne sont pas autant sensibles à ces biais, et la richesse spécifique reste beaucoup plus biaisée que les indices de diversité Shannon et Simpson. Bien que les indices de diversité Shannon et Simpson soient considérés plus robustes, les intervalles de confiance subsistent et sont variables entre les communautés : ils ne peuvent être ignorés lorsqu'il s'agit d'effectuer des tests statistiques entre différentes communautés.

1.4.5 Comparer, l'art de standardiser

Les études comparatives représentent le fondement de la production de connaissances en écologie pour comprendre le fonctionnement des écosystèmes et la standardisation des données a posteriori est donc nécessaire afin que les études écologiques comparatives aient un pouvoir statistique, vu la variabilité que nous venons d'évoquer concernant les intervalles de confiance entre les communautés. Traditionnellement, les études écologiques ont insisté sur la standardisation du protocole d'inventaire par un effort d'inventaire contrôlé et égal entre les communautés. Dans ce cas, la mesure de la richesse représente fondamentalement une densité taxonomique par unité d'échantillonnage. Celle-ci peut donc être éloignée de la mesure de richesse réelle, mais peut sembler suffisante dans certains cas pour réaliser des études comparatives de richesse entre les communautés.

Bien que la standardisation des protocoles d'inventaires vise à améliorer la comparabilité des échantillons, les taux de couvertures (c'est à dire le nombre d'espèces observées / nombre d'espèce prédit) demeurent variables entre les échantillons et la diversité observée ne peut donc être considérée comme un estimateur sans biais de la diversité réelle car les intervalles de confiances restent très variables. Malheureusement, le taux de couverture ne peut être contrôlé a priori par le protocole car il dépend de trop nombreux paramètres dépendant du protocole en lui-même ainsi que des taxons et de l'écosystème étudié (diversité réelle, abondance totale, biologie des espèces). Des communautés

avec un nombre identique d'espèces et un protocole identique peuvent conduire à des différences significatives et répliquables de taux de couverture, qui peuvent aboutir à des intervalles de confiance très variables des indices de biodiversité.

Ainsi, des méthodes a posteriori des modélisations de courbes d'accumulation se sont penchées sur la standardisation des indices de biodiversité, ne cherchant plus à obtenir la diversité réelle et totale, mais la diversité qui soit mieux comparable entre échantillons et de meilleur pouvoir statistique. Les standardisations non-asymptotiques basées sur la couverture (Chao & Jost 2012), en rognant les données afin que toutes les communautés soient au niveau de couverture le plus bas observé entre les échantillons, peut nécessiter de supprimer de nombreuses observations et ainsi faire perdre une quantité considérable d'informations. L'échantillon au taux de couverture le plus bas détermine la standardisation qui sera effectuée sur tout le jeu de données, il est donc important de mettre en œuvre des moyens d'inventaires toujours aussi sérieux afin qu'une communauté ne pénalise pas l'ensemble du jeu de données.

Pour pallier ce problème et identifier une méthode de standardisation qui élimine moins de données, il est possible de définir un taux de couverture maximal et d'éliminer uniquement les données des communautés qui excèdent ce taux de couverture maximal (Chao et al. 2020). Ce taux de couverture maximal est fixé comme étant le taux de couverture le plus bas d'un échantillon après avoir extrapolé chaque échantillon à deux fois son nombre d'individus initial. Cette méthode est aujourd'hui reconnue comme un bon compromis permettant de fournir une estimation de diversité suffisamment précise et suffisamment comparable.

Ces méthodes d'inférence non-asymptotiques après une première étape d'estimation asymptotique partielle ont été développées dans plusieurs packages *iNEXT* sur R (Hsieh et al. 2016), dont la dernière version *iNEXT.4steps* incluant le taux de couverture maximal n'est disponible pour l'instant qu'en téléchargement sur GitHub et permet d'implémenter cette procédure avant-gardiste permettant de générer des estimations de diversité précises et comparables.

1.5 Metabarcoding

La méthode de *metabarcoding* est une technique moléculaire récente utilisée pour analyser la composition des communautés biologiques. Elle consiste à analyser directement des échantillons d'organismes, sinon à analyser indirectement des échantillons de milieux (comme le sol, l'eau ou des excréments) contenant de l'ADN environnemental. Ensuite, l'ADN est extrait de ces échantillons et une réaction en chaîne par polymérase (PCR) est utilisée pour cibler et amplifier des régions spécifiques du génome appelées « codes-barres génétiques ». Ces régions, telles que 16S rRNA pour les bactéries, ITS pour les champignons, ou COI pour les animaux, sont universellement présentes et suffisamment variables pour permettre l'identification des espèces. Les produits de la PCR sont ensuite séquencés à l'aide de technologies de séquençage de nouvelle génération (Illumina Mi-Seq pour cette étude), qui nous a permis de générer au total plus de 30 millions de séquences ADN. Les données de séquençage sont ensuite analysées bio-informatiquement pour identifier les différentes espèces présentes dans l'échantillon. Des algorithmes basés sur du clustering groupent ainsi les séquences ADN en groupes d'« unités taxonomiques opérationnelles » (OTU) sur la base d'analyses de similarité. Puis l'identification des espèces peut être réalisée en comparant les séquences obtenues à des bases de données de référence. Ainsi, le *metabarcoding* permet une identification rapide et précise des espèces de groupes taxonomiques cruciaux mais traditionnellement sous-prospectés à cause de problématiques d'identification, mais aussi d'évaluer la biodiversité dans divers environnements.

Les analyses *metabarcoding* offrent des avantages considérables dans les inventaires de biodiversité. En effet, ces méthodes basées sur des technologies d'identification de l'ADN permettent des identifications taxonomiques précises, mais aussi d'évaluer l'abondance relative de chaque taxon.

Pour des groupes taxonomiques complexes comme les arthropodes et les micro-organismes du sol, ces méthodes permettent de conduire des évaluations de biodiversité précises et standardisées de mesures de richesses et de diversité. Le niveau de résolution taxonomique pour les arthropodes, qui avait été restreint à une liste de morphotypes lors des comptages d'abondances réalisés en observation sous loupe binoculaire, a pu être affiné en remplaçant les OTU dans la phylogénie. Pour les arthropodes relevés en pièges barber dans le protocole de faune épigée, j'ai choisi de détailler les groupes taxonomiques au niveau de l'Ordre. Ainsi, voici les métriques de biodiversité qui ont pu être calculées :

- BACT_DIVSH_BIO** : diversité des bactéries du sol
- BACT_RICH_BIO** : richesse des bactéries du sol
- FUNG_DIVSH_BIO** : diversité de champignons du sol
- FUNG_RICH_BIO** : richesse de champignons du sol
- EPIG_HEMI_DIVSH_BIO** : diversité d'hémiptères épigés
- EPIG_HEMI_RICH_BIO** : richesse d'hémiptères épigés
- EPIG_HYMENO_DIVSH_BIO** : diversité d'hyménoptères épigés
- EPIG_HYMENO_RICH_BIO** : richesse d'hyménoptères épigés
- EPIG_COLEO_DIVSH_BIO** : diversité de coléoptères épigés
- EPIG_COLEO_RICH_BIO** : richesse de coléoptères épigés
- EPIG_MYRIA_DIVSH_BIO** : diversité de myriapodes épigés
- EPIG_MYRIA_RICH_BIO** : richesse de myriapodes du sol
- EPIG_ARA_DIVSH_BIO** : diversité d'araignées épigées
- EPIG_ARA_RICH_BIO** : richesse d'araignées épigées
- POL_BEES_DIVSH_BIO** : diversité d'abeilles pollinisatrices
- POL_BEES_RICH_BIO** : richesse d'abeilles pollinisatrices
- POL_DIPT_DIVSH_BIO** : diversité de diptères pollinisateurs
- POL_DIPT_RICH_BIO** : richesse de diptères pollinisateurs
- NEMAT_DIVSH_BIO** : diversité de nématodes endogés
- NEMAT_RICH_BIO** : richesse de nématodes endogés

Pour les arthropodes épigées et les pollinisateurs, les OTUs obtenus ont été identifiés et nommés grâce au package *BOLDigger* (Buchner & Leese 2020) qui compare les séquences d'un jeu de données aux séquences contenues dans la base de données BOLD (barcode of life database, Université of Guelph). Nous avons vérifié manuellement les identités problématiques repérées par le package, par exemple lorsque plusieurs identités étaient également ressemblantes ou qu'aucune n'était assez ressemblante. Par vérification manuelle, nous entendons 1) le placement des OTUs sur un arbre phylogénétique (BIO-NJ implémenté sur Seaview 4.5), 2) l'analyse des séquences les plus proches sur BOLD, 3) dans certains cas, une recherche bibliographique sur le barcoding de complexes d'espèces. Les OTUs d'une même espèce représentant une variabilité intra-espèce élevée ont été regroupés, de même pour les OTUs non identifiés placés sur une branche clairement comprise entre deux séquences appartenant à la même espèce. Les séquences non attribuables au niveau familial ont été retirées du jeu de données. A la fin de cette procédure manuelle, le jeu de données est composé de taxons identifiés à l'espèce, au genre (numérotés, représentant des espèces non encore barcodées) ou à la

famille (numérotés représentant des genres non encore barcodés). Pour chaque taxon, le nombre total de lectures par site est obtenu en additionnant les lectures des OTUs regroupés en taxons.

Pour les autres taxons, il n'a pas été possible de faire cette vérification manuelle, les bases de données ne disposant pas d'un nombre suffisant d'espèces représentées pour assigner les séquences à des espèces. Ce sont donc les OTUs bruts qui sont utilisés pour ces groupes.

Utiliser le nombre de lectures comme substitut à la biomasse ou l'abondance n'est pas accepté par tous les auteurs sauf pour les microorganismes. Le nombre de lectures résulte à la fois de la quantité d'ADN de chaque organisme échantillonné (ou de sa quantité dans l'environnement) et de l'affinité de chaque espèce pour les amorces utilisées pour multiplier l'ADN par PCR. La relation entre quantité d'ADN et nombre de lectures dépend donc des taxons. Certains auteurs ont montré une relation logarithmique entre nombre de lectures et biomasse au sein de grands taxons (ordres) (Elbrecht & Leese 2015). C'est notre motivation pour subdiviser les jeux de données Pollinisateurs et Arthropodes Epigés en différents ordres, afin de ne pas biaiser les relations d'abondances. Nous n'avons pas appliqué de transformation au nombre de lectures, et considéré uniquement les abondances relatives au sein des sites.

Conformément aux réflexions développées dans la sous partie précédente sur les métriques de biodiversité, j'ai choisi de mesurer le niveau de biodiversité par des mesures de richesse et de diversité, en suivant les méthodes standardisées d'Anne Chao dans le package `iNEXT.4steps` pour calculer 0D (la richesse spécifique) et 1D (exponentielle de l'indice de Shannon). Ces deux mesures, comme nous l'avons vu, offrent une perspective écologique qui combine des préoccupations de conservation (nombre d'espèces) mais aussi de fonctionnement et de résilience de l'écosystème (diversité de Shannon). La matrice de corrélation entre ces différentes métriques de biodiversité (**Figure 8-34**) révèle que ces métriques de richesse et de diversité capturent des aspects différents de la biodiversité et que les corrélations sont plutôt faibles. Ce résultat soutient l'importance d'inclure ces deux types de métriques de la biodiversité pour rendre compte des enjeux complémentaires de conservation et de fonctionnement des écosystèmes. De plus, les corrélations restent très modérées entre les taxons, ce qui montre donc qu'au sein de groupes taxonomiques complexes, comme les arthropodes, le recours à des taxons supposément « de substitution » ou « bioindicateurs » est un raisonnement qui n'est que peu soutenu par nos résultats et pourrait conduire à des conclusions écologiques biaisées.

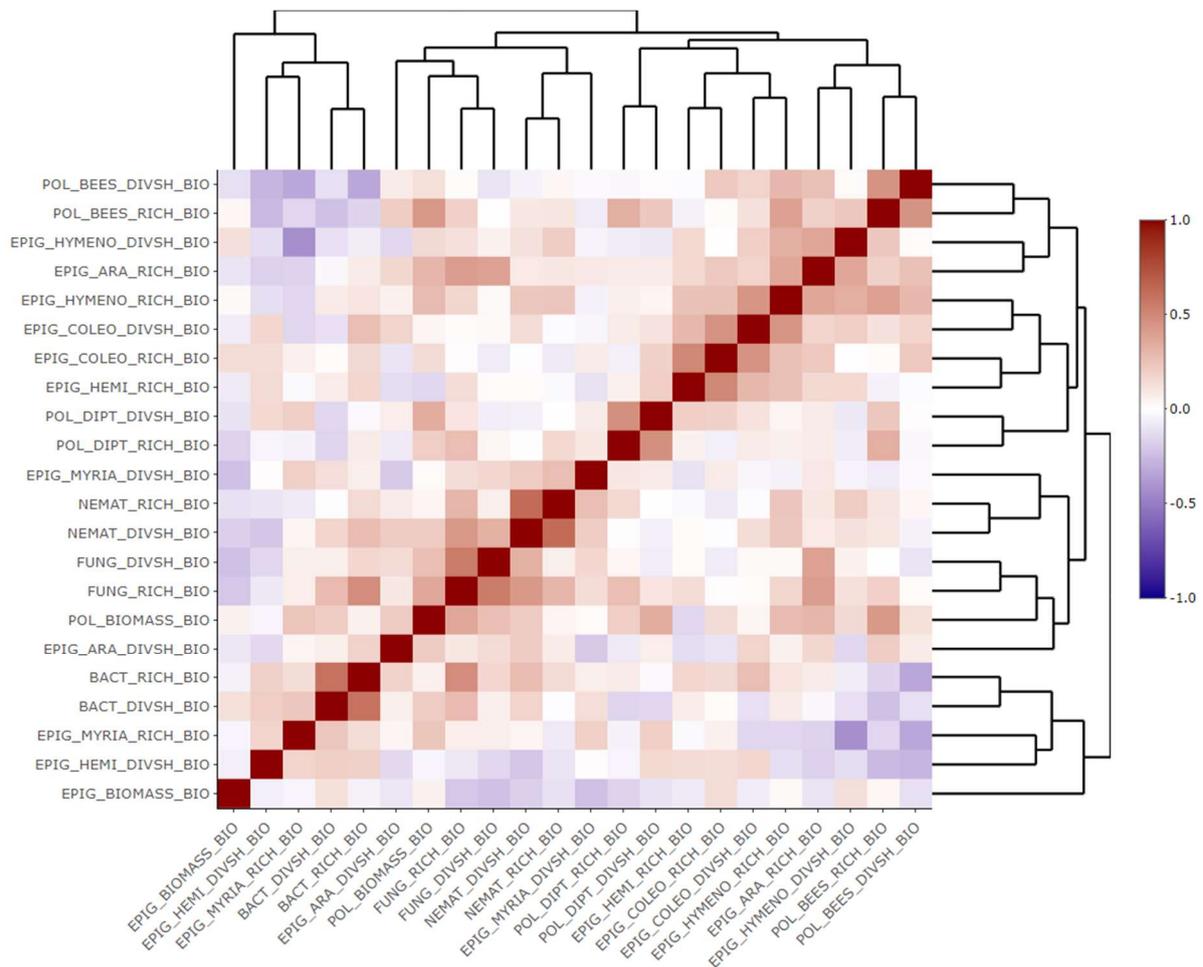


Figure 8-34 : Matrice de corrélation entre les métriques de biodiversité (Diversité, Richesse, Biomasse) mesurées pendant les protocoles de *metabarcoding*, en distinguant, pour la macrofaune épigée, les différents Ordres taxonomiques.

Ensuite, une analyse multivariée d'Analyse en composantes principales synthétise la variation des différents taxons et leurs métriques associées (**Figure 8-35**), ce qui montre que dans ces espaces verts urbains, la richesse et la diversité des différents taxons d'arthropodes et microorganismes varient différemment. En effet, certains taxons sont corrélés négativement, ce qui souligne que certains sites d'étude peuvent par exemple favoriser la richesse et diversité d'abeilles mais être plus défavorables à la vie du sol (myriapodes, bactéries). Si la présence de groupes bioindicateurs est peu claire au rang taxonomique de l'Ordre ou du sous Ordre, nous évaluerons plus loin dans l'analyse si à une échelle taxonomique plus large certains grands groupes taxonomiques peuvent montrer les propriétés statistiques qui seraient plus conformes aux notions de taxons bioindicateurs ou de substitution.

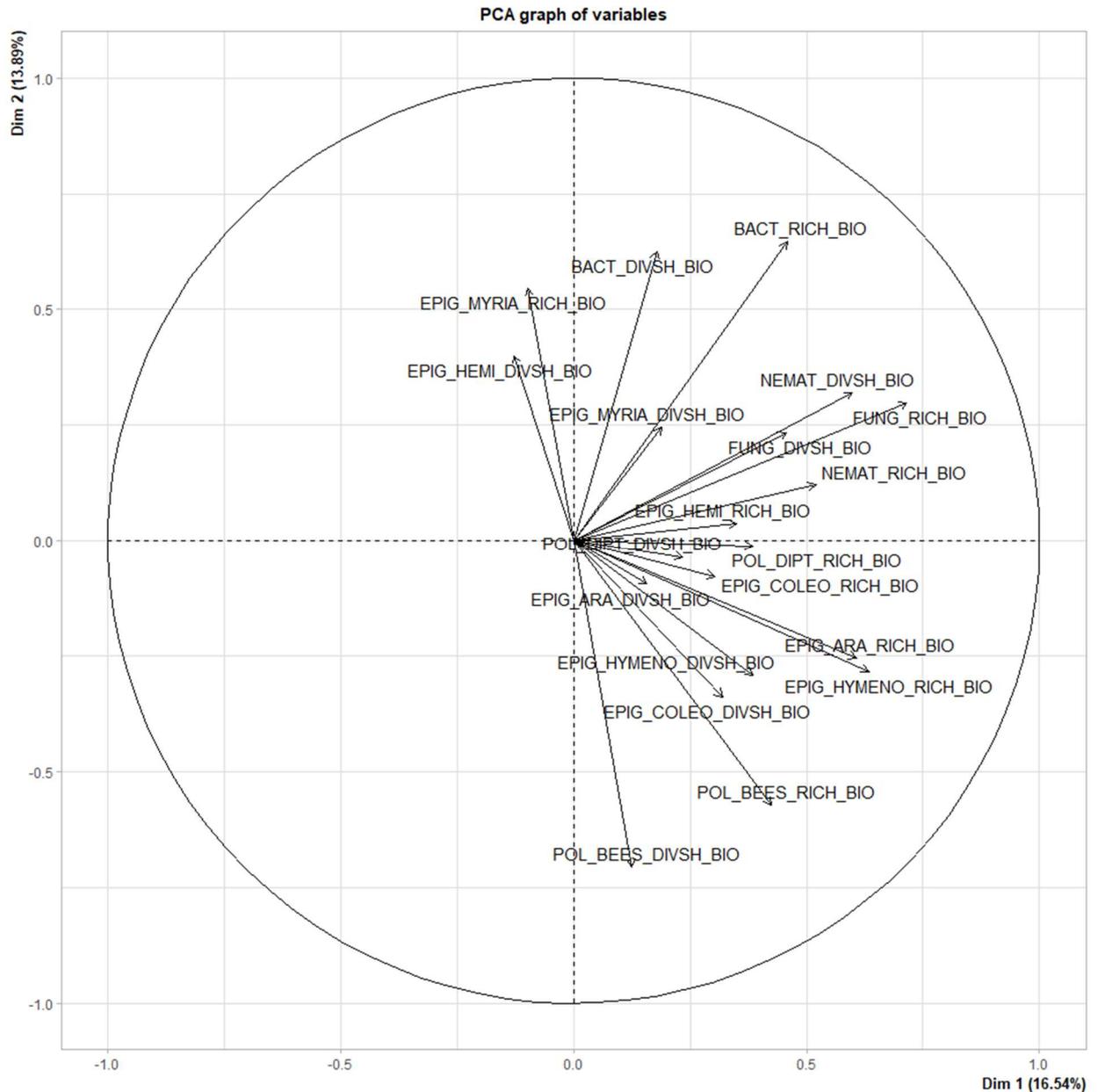


Figure 8-35 : Analyse en composantes principales entre les métriques de biodiversité (Diversité, Richesse, Biomasse) mesurées pendant les protocoles de *metabarcoding*, en distinguant, pour la macrofaune épigée, les différents Ordres taxonomiques.

1.6 Synthèse : Inventaires et métriques de biodiversité retenues

Dix-huit métriques de biodiversité sont ainsi retenues pour l'analyse multi-taxon. La **Figure 8-36** permet de résumer les inventaires conduits ainsi que les métriques de biodiversité. Ceci permet aussi de comprendre la représentativité des différents taxons au sein du jeu de données, qui offre une place importante aux taxons du sol et aux arthropodes, qui sont des taxons ayant été encore peu utilisés dans les analyses de déterminants de la biodiversité urbaine. Or, ces deux taxons ont un rôle de premier plan dans les processus écosystémiques, comme cela a pu être détaillé dans le chapitre 7.



Figure 8-36 : Résumé des inventaires et métriques sélectionnés par taxons pour les analyses

Cette perspective plurielle de la biodiversité des espaces urbains en habitat collectif peut offrir un regard éclairant sur les corrélations entre taxons. D'un point de vue méthodologique, la conduite d'une étude avec un effort si conséquent d'inventaire offre des perspectives inédites de compréhension de la dynamique écologique des espaces urbains. L'étude des corrélations entre taxons pourrait être d'une grande utilité pour identifier les taxons qui ont la meilleure capacité bioindicatrice du niveau de biodiversité d'autres groupes de taxons, sinon de la biodiversité totale d'un site.

Ces scores permettent de donner un score moyen de biodiversité par site. Les scores de biodiversité en habitat collectif sont en moyenne plus bas que dans les parcs publics labellisés Écojardin, bien que les écarts restent ténus. Afin de déterminer si ces différences sont significatives, des analyses spécifiques doivent être conduites dans la sous partie suivante.

Un second enseignement de cette représentation des données brutes est que les taxons montrent des niveaux de biodiversité très variables au sein d'un même site. Autrement dit, les taxons semblent répondre différemment aux caractéristiques environnementales présentes sur un site. Cet effet est particulièrement visible en habitat collectif car on observe de nombreux sites qui ont des taxons avec d'excellents scores de biodiversité tandis que d'autres qui partagent les mêmes lieux ont des scores de biodiversité très bas. Ceci confirme donc l'hypothèse que les taxons ont des préférences environnementales différentes en contexte urbain, ce qui soutient l'importance de conduire des inventaires multi-taxons pour évaluer correctement le potentiel écologique des aménagements urbains.

2.2 Comparaison du niveau de biodiversité entre bailleurs sociaux, copropriétés et parcs publics Écojardins

Nous allons procéder désormais à des tests statistiques formels afin d'évaluer si la biodiversité est moyenne diffère de manière significative entre les sites en copropriété, bailleurs sociaux et parcs publics labellisés Écojardin. Etant donné que les différents taxons de biodiversité ont des scores très variables au sein d'un même site, nous allons décliner ces comparaisons pour chaque taxon (Figure 8-39). Un test de Wilcoxon est employé pour tenir compte du nombre de sites différents entre les groupes ($n=28$, $n=12$, $n=8$) comparés. Les valeurs de chaque métrique de biodiversité sont standardisées pour des questions de lisibilité, cette transformation n'a aucune incidence sur le test de Wilcoxon car celui-ci est un test de rang, non paramétrique.

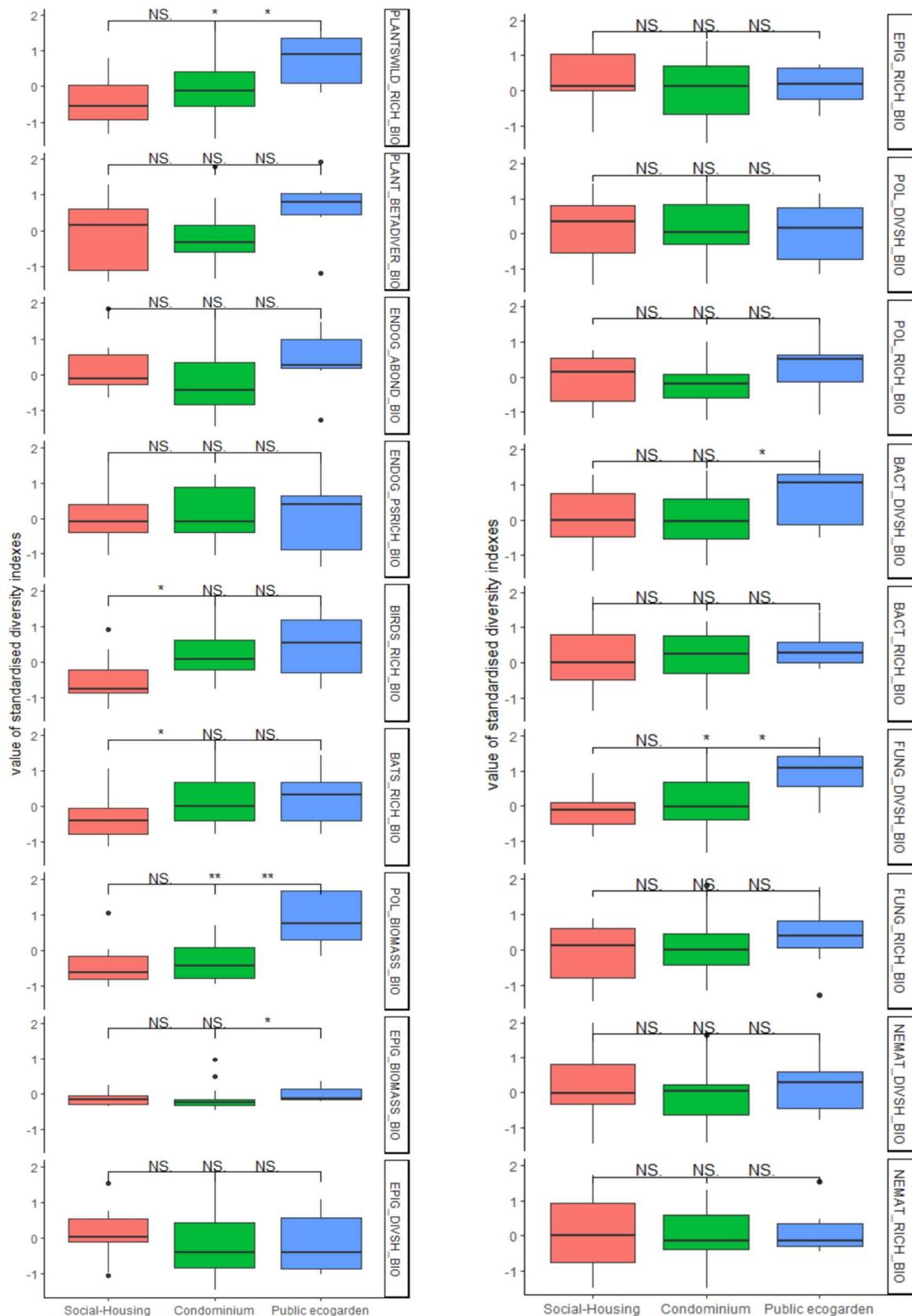


Figure 8-39 : Comparaison des niveaux de biodiversité entre copropriété, bailleurs sociaux et parcs publics labellisés Écojardin pour les 18 métriques de biodiversité. La significativité statistique de la différence de moyenne entre les groupes est testée avec Wilcoxon (n=28, n=12, n=8 respectivement pour chaque groupe).

Ces comparaisons de valeur moyenne de biodiversité montrent que seuls 5 taxons montrent des

différences significatives entre les copropriétés, bailleurs sociaux et parcs publics Écojardin. Ainsi, le niveau de biodiversité n'est pas significativement différent pour la richesse spécifique des champignons et des bactéries du sol, ni la richesse et la diversité de pollinisateurs, ni la richesse et la diversité en arthropodes épigés. Cependant la biomasse de pollinisateurs, la richesse spécifique de la végétation sauvage, la diversité beta des communautés de plantes herbacées et la diversité de champignons sont significativement plus élevés pour les parcs publics labellisés Écojardin que les habitats collectifs (copropriété ou bailleurs sociaux). De plus, la richesse spécifique en oiseaux et chauve-souris est significativement plus faible pour les bailleurs sociaux, en comparaison avec les copropriétés. Enfin, la diversité de bactéries du sol est significativement plus élevée pour les parcs publics labellisés Écojardin que les sites en copropriété. En résumé, il n'y a qu'un nombre minoritaire de taxons qui montrent des différences significatives, et ces différences significatives sont plus souvent à l'avantage des parcs publics labellisés Écojardin, bien que deux différences significatives aient été montrées entre copropriétés et bailleurs sociaux. A un niveau global et synthétique, peut-on affirmer que des différences significatives existent concernant l'ensemble de la biodiversité, entre copropriétés, bailleurs sociaux et parcs publics labellisés Écojardin ? Une analyse combinée de l'ensemble des indicateurs de biodiversité (n=476, n=204, n=136 valeurs pour chaque groupe) peut répondre à cette question (Figure 8-40).

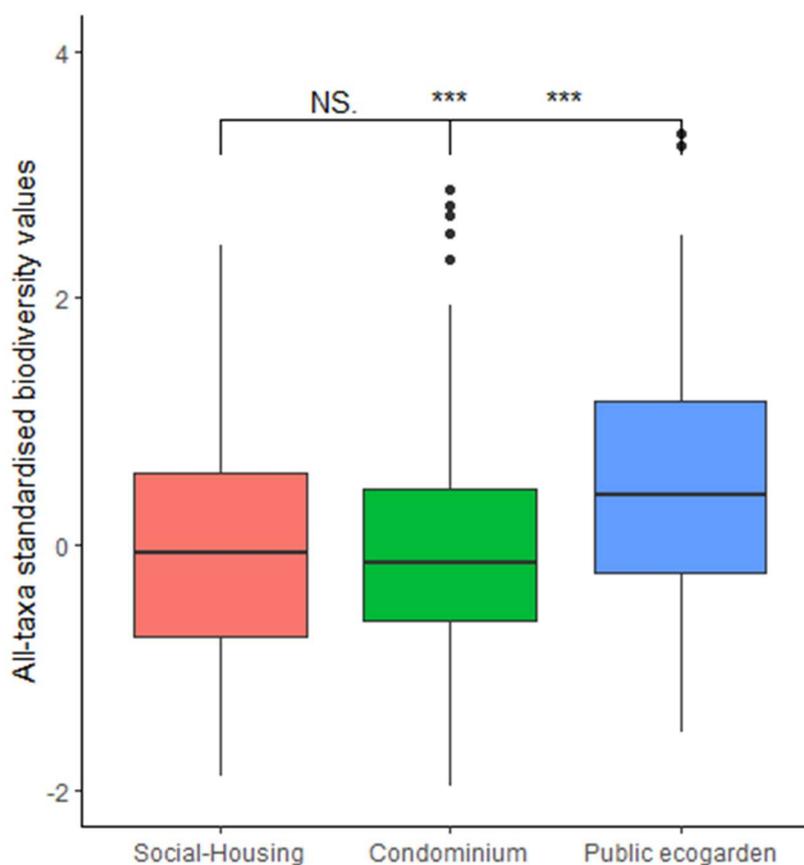


Figure 8-40 : Comparaison des niveaux de biodiversité entre copropriété, bailleurs sociaux et parcs publics labellisés Écojardin en standardisant toutes les métriques de biodiversité. La significativité statistique de la différence de moyenne entre les groupes est testée avec Wilcoxon (n=476, n=204, n=136 valeurs pour chaque groupe).

Ce résultat montre qu'à un niveau global de biodiversité, seuls les parcs publics labellisés Écojardin ont un niveau de biodiversité significativement plus élevé. Les copropriétés et les sites de bailleurs sociaux ont un niveau général de biodiversité qui n'est pas statistiquement différent, bien que certains taxons comme les oiseaux et les chauves-souris montrent une diversité spécifique statistiquement plus élevée en copropriété.

Plusieurs hypothèses peuvent permettre de discuter ce résultat car plusieurs caractéristiques des parcs publics labellisés Écojardin peuvent permettre d'expliquer ce résultat. Les parcs publics sont en effet des environnements particuliers, souvent plus anciens, parfois plus grands que certains espaces verts en habitat collectif. De plus, les parcs labellisés Écojardin de Lyon sont souvent ceux qui présentaient initialement des qualités écologiques intéressantes, ils bénéficient donc d'un héritage écologique important mais aussi de pratiques de gestion qui sont consignées, suivant un référentiel écologique et sont soumises à audit écologique tous les 4 ans afin de soutenir une amélioration continue des pratiques de gestion.

En quoi les espaces verts labellisés Écojardin se différencient-ils environnementalement des espaces verts en habitat collectif ? Une première hypothèse peut être faite sur la surface des espaces verts, car la surface de l'écosystème est un potentiel écologique important pour le développement d'écosystèmes soutenant un niveau élevé de biodiversité. Cette comparaison (**Figure 8-41**) montre que les parcs publics labellisés Écojardin ont en moyenne une surface d'espaces verts significativement plus importante.

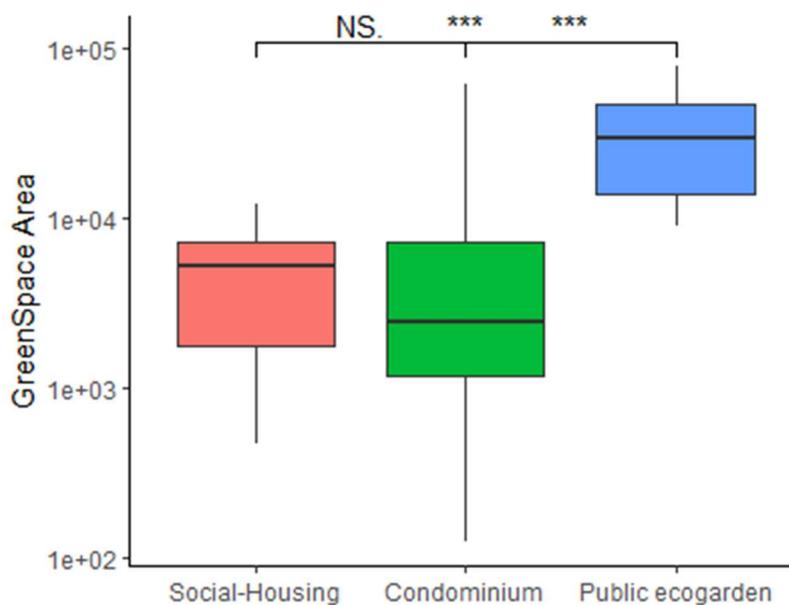


Figure 8-41 : Comparaison de la surface des sites entre copropriété, bailleurs sociaux et parcs publics labellisés Écojardin en standardisant toutes les métriques de biodiversité. La significativité statistique de la différence de moyenne entre les groupes est testée avec Wilcoxon (n=28, n=12, n=8 respectivement pour chaque groupe).

Cependant, le potentiel écologique peut dépendre de nombreux facteurs, c'est pourquoi nous avons mobilisé 37 variables environnementales différentes. Pour comprendre plus en précision comment les espaces verts labellisés Écojardin se différencient, le positionnement des sites d'études au sein de l'ACP des variables environnementales permet d'observer quelles variables environnementales

caractérisent précisément chaque groupe (délimité par des ellipses de confiance 95 %). On constate sur la **Figure 8-42** que les parcs publics labellisés Écojardin ont une tendance, par rapport aux sites en habitat collectif, à avoir être mieux caractérisés par des valeurs élevées des variables caractérisant l'axe factoriel 1. Pour plus de lisibilité, la **Figure 8-43** montre les valeurs de cosinus² de chaque variable sur l'axe 1, ce qui traduit la qualité de représentation des variables sur le graphique de l'ACP. Ainsi, les parcs publics labellisés Écojardin ont tendance à avoir un taux de végétalisation plus élevé, une plus grande proportion de grands arbres, une température au sol plus faible, à être localisé sur des sols plus pentus et à être situé dans des quartiers avec proportionnellement moins de buissons et plus de petits arbres. Au vu de l'histoire et des caractéristiques des jardins, ces tendances ne sont pas surprenantes et traduisent bien l'identité des jardins, on ne peut donc pas dire qu'il s'agisse d'un biais de l'échantillonnage. Si cette analyse fait un premier pas pour relever indirectement des variables qui sont favorables à la biodiversité globale, des analyses rigoureuses et directes peuvent permettre d'identifier l'importance de chaque variable environnementale pour expliquer le niveau de biodiversité global.

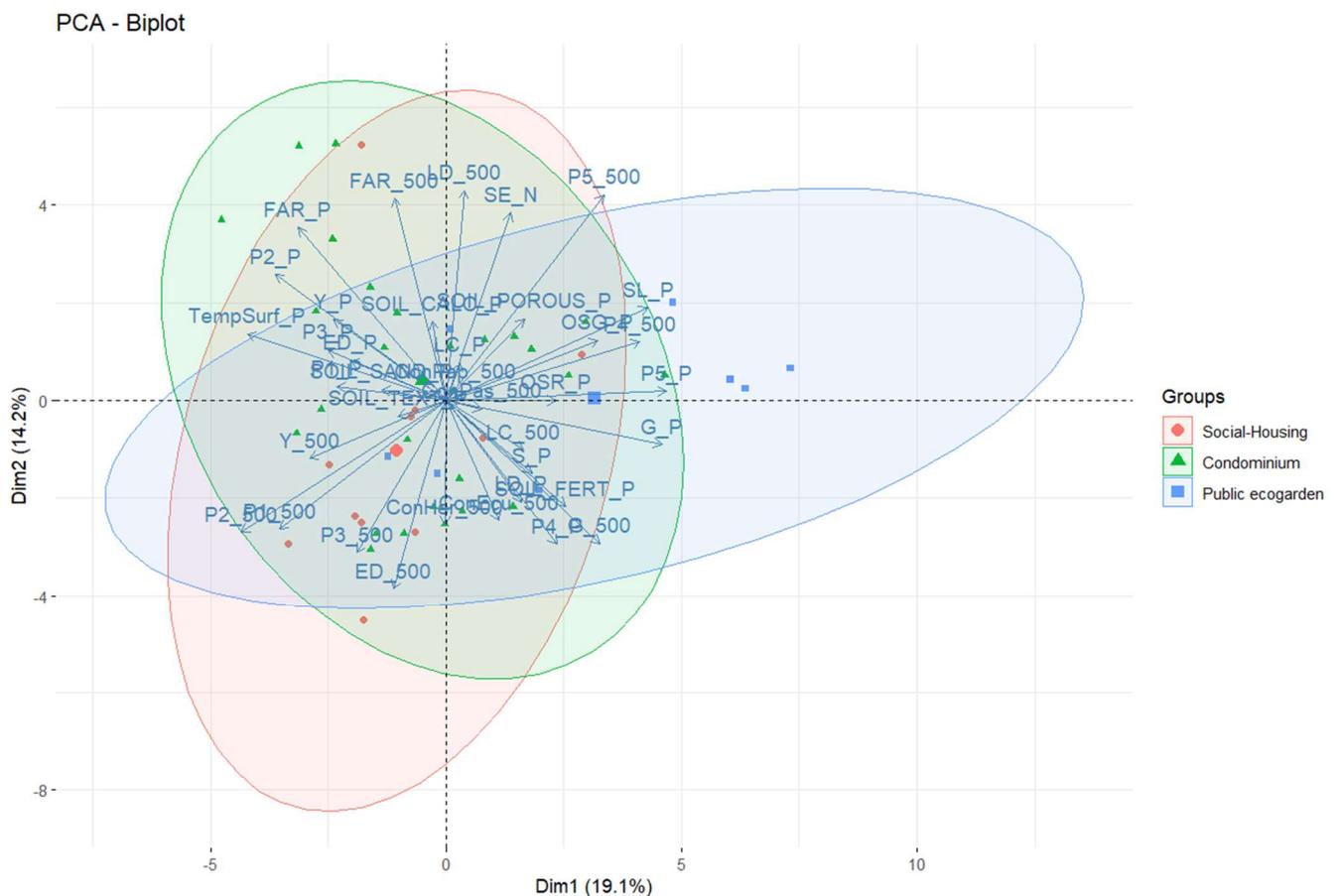


Figure 8-42 : Graphique des sites et des variables de l'analyse en composantes principales, permettant de comparer les caractéristiques environnementales des sites d'étude selon les copropriétés, bailleurs sociaux et parcs publics labellisés Écojardin.

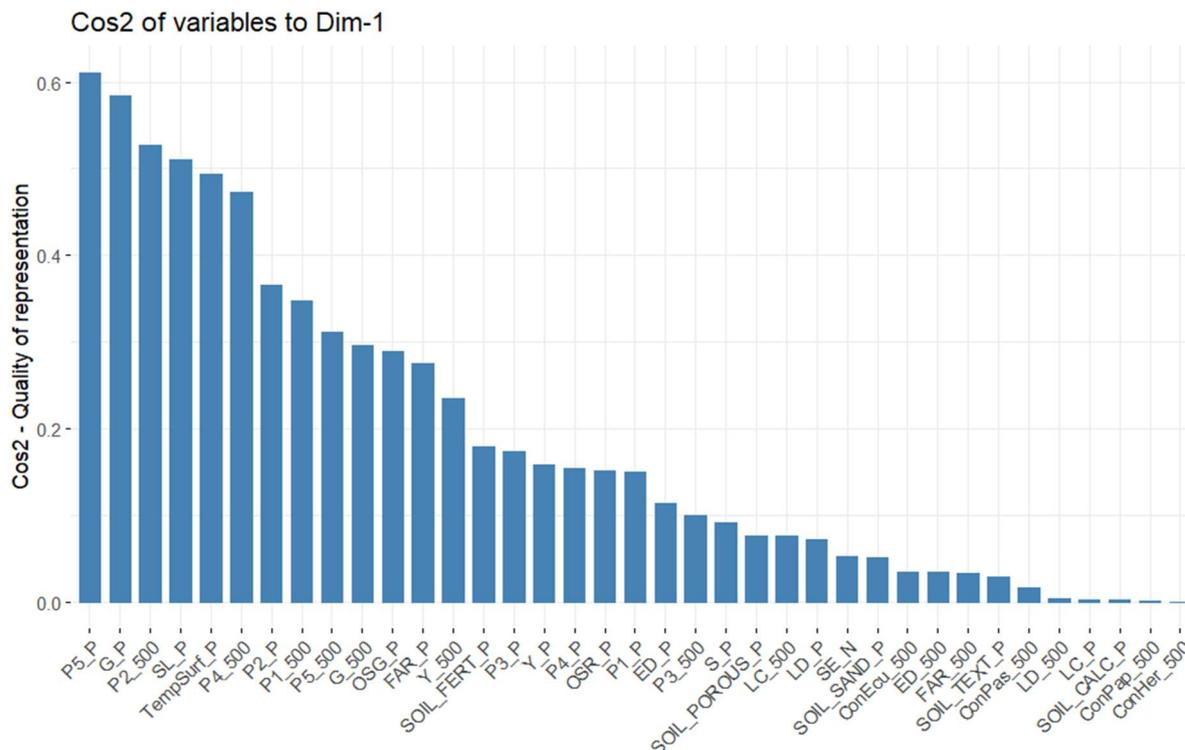


Figure 8-43 : Contributions des variables à l'axe 1, permettant de distinguer les caractéristiques environnementales des parcs publics labellisés Écojardin par rapport aux copropriétés et sites des bailleurs sociaux.

2.3 Corrélations entre les taxons

La présentation des données brutes soutient l'hypothèse que les taxons ont des réponses différentes face à des conditions environnementales, puisque chaque site montre des niveaux de biodiversité très variables selon les taxons. Alors que certaines études soutiennent l'emploi de taxons « de substitution » ou de taxons « bioindicateurs » afin d'évaluer un niveau de biodiversité, ces premières observations montrent qu'une évaluation détaillée des corrélations entre la diversité de divers taxons est nécessaire pour clarifier la situation. Ces connaissances pourraient permettre dans le futur d'adopter des stratégies d'inventaires en contexte urbain qui soient au bon équilibre entre effort de prospection (nombre de taxons différents inventoriés) et réelle représentativité écologique.

Pour investiguer les corrélations entre les taxons, une matrice de corrélation est réalisée (**Figure 8-44**). Elle montre que les indicateurs de biodiversité sont très majoritairement corrélés positivement entre eux, sauf la biomasse de la macrofaune épigée qui reste plus partagée selon les indicateurs. Cette matrice de corrélation montre que certains indicateurs de biodiversité semblent être de bons bioindicateurs de l'ensemble de la biodiversité. En effet, la richesse en plantes sauvages, la diversité des communautés de plantes sauvages ainsi que la biomasse de pollinisateurs ont systématiquement des corrélations positives (bien que parfois faibles) avec tous les autres indicateurs de biodiversité. Cette preuve de taxons bioindicateurs en contexte urbain est d'une grande valeur pour les futures études en écologie urbaine qui souhaiteraient aborder le niveau écologique d'un lieu avec des inventaires de biodiversité restant abordables.

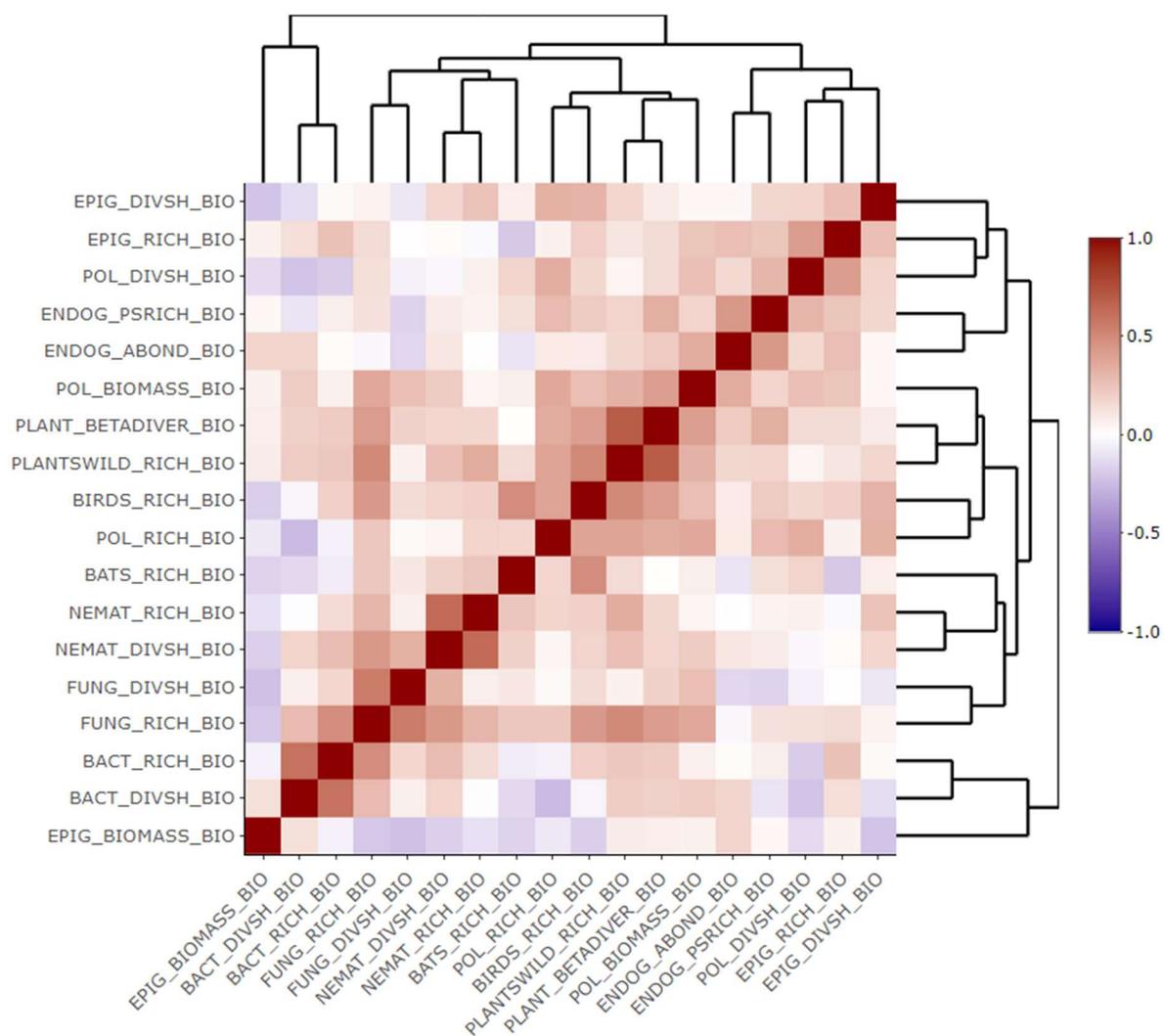


Figure 8-44 : Matrice de corrélation entre les métriques et taxons de biodiversité (test non paramétrique de rang « de Kendall »)

La réalisation d’une Analyse en composantes principales peut permettre de mieux comprendre les relations multivariées entre les taxons (**Figure 8-45**). Premièrement, seule la biomasse de la macrofaune épigée est positionnée avec une valeur négative sur le premier axe factoriel, ceci indique que cette mesure est plutôt corrélée négativement avec les autres mesures de biodiversité, comme nous l’avons vu dans la matrice de corrélation. Ceci peut donc indiquer que dans des environnements urbains très défavorables pour la biodiversité, la biomasse de la macrofaune épigée serait le seul indicateur qui aurait tendance à augmenter alors que tous les autres indicateurs diminuent.

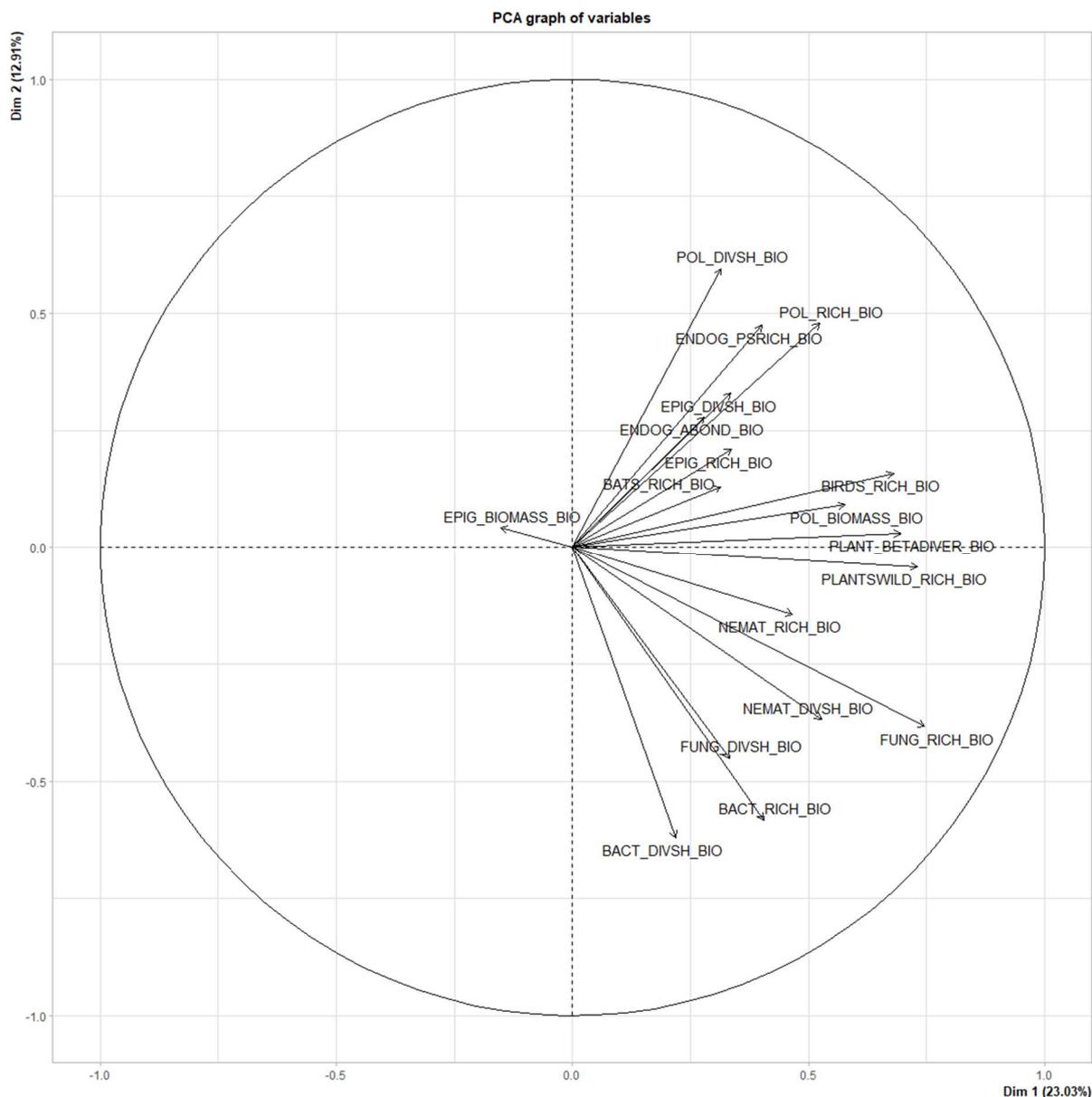


Figure 8-45 : Analyse en composantes principales des mesures de biodiversité selon les différents taxons et métriques.

Ensuite, on constate que 3 grands groupes de taxons pourraient être distingués dans l'ACP. Aux deux extrémités, on peut identifier un premier groupe (en bas) constitué par les taxons du sol (champignons, nématodes, bactéries) et un deuxième groupe (en haut) constitué par la majeure partie des taxons à l'exception des taxons du sol, des végétaux, de la richesse en oiseaux et de la biomasse de pollinisateurs. Entre ces deux groupes, on retrouve un 3ème groupe qui regroupe donc les végétaux, la richesse en oiseaux et la biomasse de pollinisateurs. Ce 3ème groupe est globalement mieux corrélé positivement avec l'ensemble des autres taxons. Malgré les scores de corrélation qui restent à des valeurs modérées, ce résultat soutient que pour les futures études écologiques en contexte urbain, les plantes et oiseaux sont des taxons qui sont les plus cohérents en termes de capacité bioindicatrice de la biodiversité globale. Pour mieux rendre compte des variations de biodiversité, l'un de ces deux taxons pourrait être complété avec un taxon du premier et du deuxième groupe, comme par exemple la richesse de pollinisateurs pour le Groupe 1 et un indice de diversité des microorganismes du sol pour le Groupe 2. En combinant une mesure de richesse végétale de plantes ou d'oiseaux avec une

mesure de richesse de pollinisateurs et des microorganismes du sol, les inventaires de biodiversité en contexte urbain peuvent trouver un bon compromis entre représentativité et faisabilité.

Cette première étude d'écologie urbaine multi-taxons révèle l'importance d'étudier la biodiversité en combinant plusieurs taxons judicieusement choisis. Il est difficile d'identifier des taxons qui soient parfaitement « indicateurs » du niveau de biodiversité global, cependant nous pouvons tout de même souligner que la richesse des plantes ou des oiseaux peut être considérée comme un indicateur intéressant pour les études dont les moyens sont très restreints.

2.4 Facteurs déterminants pour la biodiversité

La plupart des études réalisées par le passé ont été faites sur nombre très restreint de taxons, n'offrent qu'un regard très partiel sur la réalité de la biodiversité urbaine et peuvent conclure à des préconisations qui ne sont favorables qu'à un certain type de biodiversité. La résolution et le pouvoir discriminant d'une étude multi-taxon peuvent être déterminants pour identifier les paramètres qui comptent le plus pour la biodiversité urbaine et fournir des préconisations solides pour agir concrètement pour le vivant.

2.4.1 Analyses bivariées : des variables environnementales à effets universels ?

Pour comprendre l'effet des variables environnementales sur les différents taxons de biodiversité, une matrice de corrélation entre variables environnementales et de biodiversité peut offrir une première représentation pour rechercher les variables environnementales qui auraient un effet toujours positif pour l'ensemble des taxons, si elles existent (**Figure 8-46**). Cette étude offre donc aujourd'hui la possibilité de comprendre s'il existe des facteurs qui ont des effets univoques et bénéfiques pour la biodiversité urbaine, dans son ensemble.

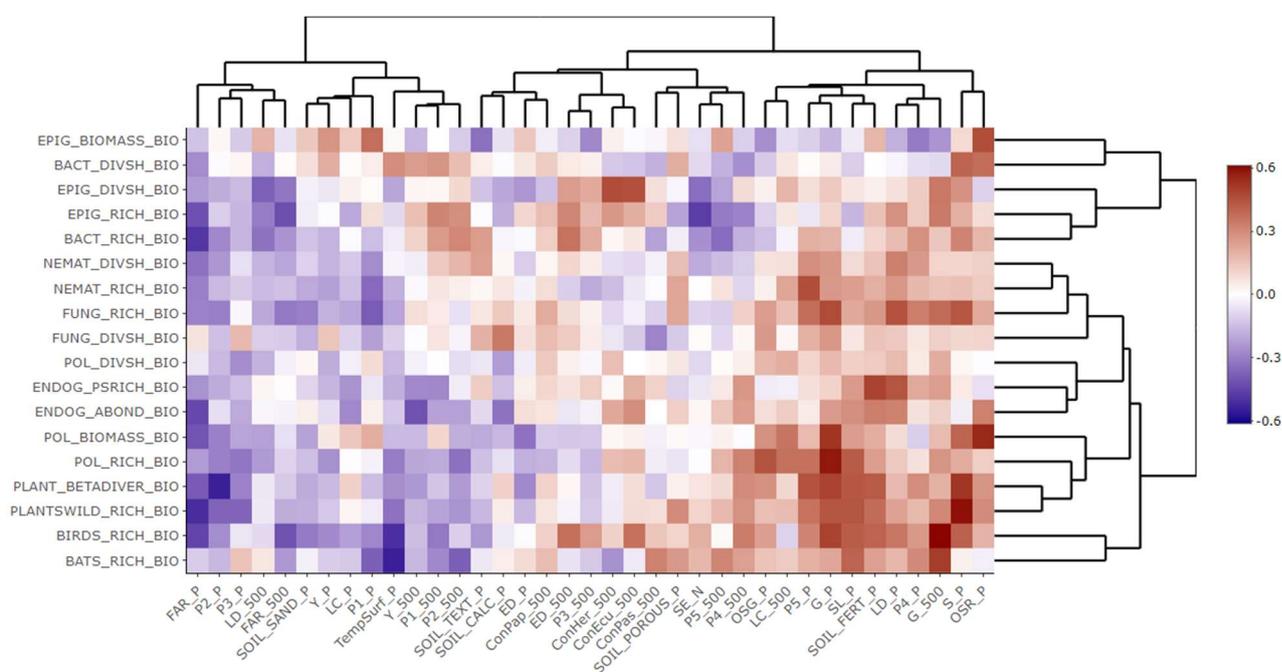


Figure 8-46 : Matrice de corrélation entre les variables environnementales et les métriques de biodiversité (test de rang non paramétrique de Kendall).

Sur la droite de la matrice de corrélation, on peut relever les facteurs ayant des corrélations positives avec la biodiversité en relevant les colonnes avec beaucoup de couleur rouge. Ainsi, plusieurs **variables environnementales montrent des effets positifs pour plus de 90% des indices de biodiversité** :

- *Open Space Ratio* parcelle
- surface parcelle
- végétalisation quartier + parcelle
- diversité paysagère parcelle
- sols fertiles parcelle
- pente de la parcelle
- proportion d'arbres (petits et grands) dans l'espace vert parcelle
- configuration paysagère du quartier (indice de contagion)

A l'inverse, on peut relever à gauche de la matrice de corrélation les **variables environnementales qui montrent des effets négatifs pour plus de 90% des indices de biodiversité** :

- densité urbaine parcelle + quartier
- dominance d'herbacées, buissons ou arbustes dans l'espace vert de la parcelle
- quartiers récents
- température moyenne de surface de la parcelle élevée
- diversité paysagère du quartier élevée
- sols à sables fins parcelle

Cette première analyse graphique et bivariée (via une matrice de corrélation entre variables environnementales et biologiques) permet d'identifier les facteurs à effets univoques favorables ou défavorables pour la biodiversité urbaine. Néanmoins, cette approche souffre d'un manque de hiérarchisation et de potentielles redondances : quelles sont les préconisations ayant le meilleur impact et dans quel ordre de priorité ?

De plus, sur le plan statistique cette analyse bivariée peut cependant souffrir de faiblesses, car comme nous l'avons vu dans la sous-partie 3.2, les variables environnementales ne sont pas indépendantes et des corrélations ont été observées. Ainsi, une matrice de corrélation est insuffisante pour mesurer le pouvoir explicatif d'une variable, indépendamment des corrélations qui sont impliquées avec d'autres variables. Par exemple, le fait que la diversité paysagère du quartier élevée soit défavorable à la biodiversité peut sembler contre intuitif mais peut être mieux compris en consultant la matrice de corrélation entre variables environnementales (sous partie 3.4). La matrice montre que les quartiers à forte diversité paysagère sont souvent liés à un taux de végétalisation et une connectivité faible, des sols peu fertiles et la présence de grands arbres de boulevard : il s'agit des quartiers de l'hypercentre. Ainsi, pour avoir une réelle évaluation de l'importance des variables et de leur pouvoir explicatif, des analyses multivariées doivent nécessairement être conduites et la prochaine partie permettra de tenir compte d'effets confondants et de hiérarchiser l'importance des facteurs clés dont il faut tenir compte pour agir concrètement pour la biodiversité.

2.4.2 Performance du modèle multivarié unifié

Les analyses RDA (Analyse de Redondance) sont une technique multivariée utilisée pour examiner les relations entre deux ensembles de variables. La RDA identifie et quantifie les relations entre les ensembles de données et aide à comprendre les structures sous-jacentes complexes. L'objectif

principal de la RDA est d'expliquer la variance d'un ensemble de variables dépendantes (ou réponses) en fonction d'un ensemble de variables indépendantes (ou explicatives). Elle est particulièrement utile en écologie pour analyser comment les variables environnementales influencent la biodiversité de différents taxons. Les variables explicatives retenues par ces modèles multivariés et les algorithmes de sélection de variables offrent une vision simple et systémique du fonctionnement de l'écosystème en identifiant clairement des facteurs cruciaux impactant de multiples indices de diversité dans de multiples taxons. L'avantage des modèles RDA est qu'ils n'ont pas besoin d'être informés de postulats a priori sur les complexes relations existant entre les variables (comme le feraient également les modèles bayésiens couplés aux modèles d'équation structurelles) et qu'ils tiennent compte des interrelations existantes entre les variables. Dans notre cas, la modélisation de type RDA permet de construire un modèle prédictif et multivarié reliant les caractéristiques des opérations d'aménagement urbain et paysager avec différentes métriques de biodiversité inventoriés dans des taxons variés.

La validation statistique des modèles RDA se réalise en plusieurs étapes. La multi-colinéarité entre les variables doit être faible et peut être inspectée en calculant la racine carrée du facteur d'inflation de variance, pour chaque variable. Le modèle est considéré peu colinéaire si chaque variable a la racine carrée de son VIF qui est inférieure à 3 (Lüdecke et al., 2021). De plus, la significativité du modèle RDA doit aussi être évaluée à l'aide d'ANOVA adaptées aux RDA (fonction *anova.cca* du package *vegan*) qui examinent la significativité de la RDA, des axes de la RDA et de variables intégrées dans la RDA. La présence d'un niveau de colinéarité élevé peut inviter à sélectionner un nombre restreint de variables pour éliminer la multi-colinéarité. Pour se faire, la fonction *ordstep* du package *vegan* offre un algorithme de sélection de variable que nous avons paramétré afin de rechercher, que ce soit par l'ajout (forward) ou le retrait (backward) de variables, les combinaisons de variables qui offrent une meilleure parcimonie, évaluée avec le coefficient R^2 ajusté (au nombre de variables). Ainsi, tous les modèles ayant été traité avec l'algorithme de sélection de variable montrent dans notre cas des niveaux de colinéarité et de significativité qui sont conformes avec ces plusieurs standards recommandés.

Si la RDA offre une évaluation du pouvoir explicatif d'un jeu de données environnementales, nous avons néanmoins besoin d'évaluer le pouvoir explicatif de chaque variable, individuellement, afin de hiérarchiser les préconisations opérationnelles en vue d'offrir un message simple, clair et efficace. Nous avons évalué l'importance relative des variables environnementales sélectionnées en tant que déterminant de la Biodiversité via la méthode de partitionnement hiérarchique. Cette méthode utilise un cadre quantitatif qui unifie l'analyse de la communauté et le partitionnement hiérarchique pour estimer l'importance globale de chaque prédicteur individuel, et elle est mise en œuvre dans le package *rdacca.hp* (Lai et al. 2022). Le partitionnement hiérarchique ne prend pas en compte les interactions potentielles entre les facteurs, mais détermine la contribution d'une variable explicative donnée à la Biodiversité en examinant chaque structure de modèle possible contenant une variable prédictive donnée, évitant ainsi l'augmentation ou la diminution de la variance expliquée par une variable prédictive donnée et le problème de la multi-colinéarité entre les variables prédictives (Conner et al., 2009). J'ai montré en sous partie 2.3 que des corrélations faibles subsistent existant entre certains facteurs environnementaux ; ainsi, cette approche est adaptée aux données. Ce processus d'analyse développé au long de cette section 2.4 est résumé dans la **Figure-47**.

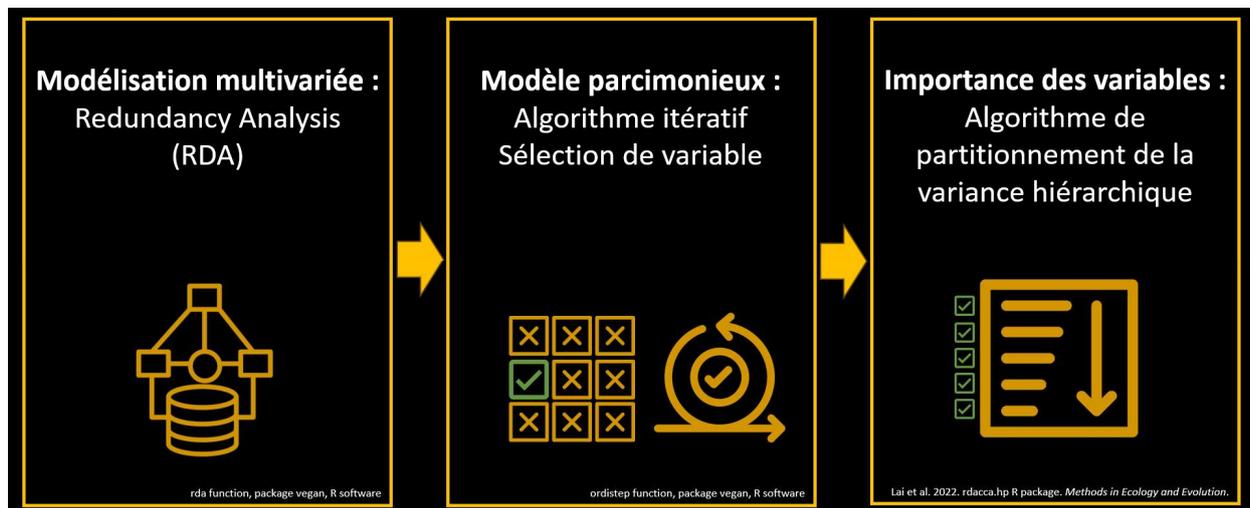
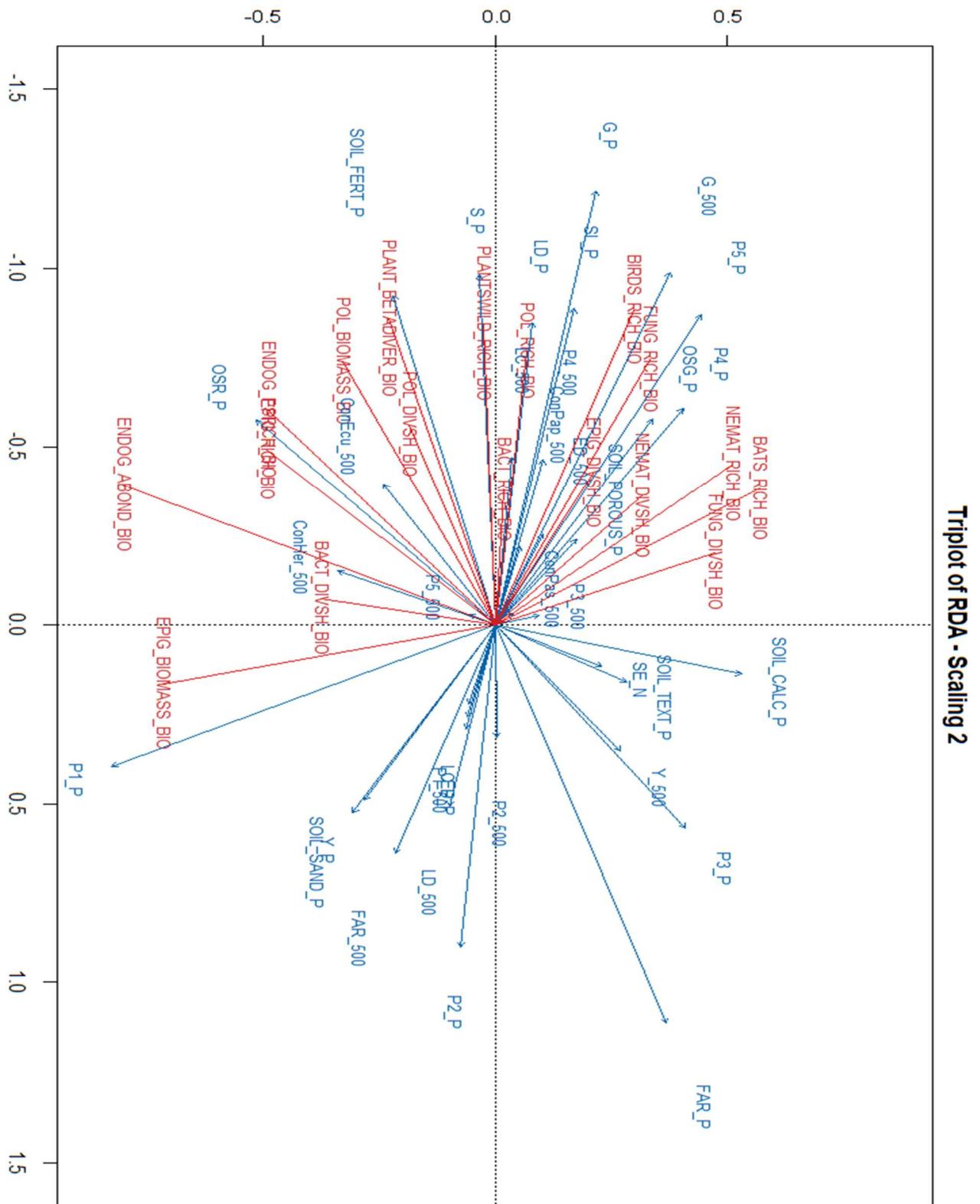


Figure 8-47 : Analyse de redondance (RDA) entre les variables environnementales (en bleu) et les indices de biodiversité (en rouge), $R^2=0.906$.

Ainsi, les RDA permettent d'évaluer le pouvoir explicatif d'un jeu de variables. Il s'agit d'une question fondamentale du modèle qui a tenté d'être produit : les variables environnementales que nous avons fait l'hypothèse d'étudier fournissent-elle un bon modèle pour prédire la biodiversité ? Cette question est cruciale car elle jugera de la pertinence écologique des variables environnementales choisies à être des déterminants pertinents du potentiel écologique.

La première analyse RDA (**Figure 8-47**) montre que les 37 paramètres environnementaux retenus ont un pouvoir explicatif exceptionnel de la biodiversité. En effet, le pouvoir explicatif de ce premier modèle (modèle A, **Figure 8-48**) est de $R^2=0,906$ ce qui veut dire que plus de 90 % des variations de biodiversité sont expliquées par les variables environnementales retenues. Ce résultat conforte le choix des variables environnementales de cette étude, qui semblent être d'excellents prédicteurs du potentiel écologique.



Triplot of RDA - Scaling 2

Figure 8-47 : Analyse de redondance (RDA) entre les variables environnementales (en bleu) et les indices de biodiversité (en rouge), $R^2=0.906$.

Ce résultat brut est intéressant pour évaluer la performance de la modélisation et des choix méthodologiques réalisés. Cependant, cette représentation est encore trop complexe et peu opérationnelle. L'enjeu de la prochaine sous-partie est de fournir un processus d'analyse qui permette de répondre plus facilement aux questions opérationnelles suivantes :



- Quels sont les **facteurs les plus favorables** à la biodiversité urbaine ?



- Quelle est le **pouvoir dont disposent les praticiens** ?



- Quelles sont les **préconisations à chaque étape** du projet ?

Afin de renforcer la capacité opérationnelle de ces préconisations, est-il possible de les décliner à chaque étape du projet d'aménagement et pour chaque type de praticien associé (urbaniste, architecte, paysagiste...) ? Quelles sont les meilleures décisions et paramètres ajustables auxquels peuvent recourir les praticiens pour favoriser un haut potentiel écologique ?

2.4.3 Analyses opérationnelle et hiérarchisée des déterminants du potentiel écologique

L'objectif de cette partie est de recontextualiser l'effet des facteurs environnementaux au cours des étapes de production des aménagements urbains. Ce design d'analyse cherche à identifier le pouvoir d'action de chaque praticien et les mesures les plus efficaces pour améliorer concrètement le potentiel écologique des opérations d'aménagement. Dans notre jeu de données, nous allons donc assigner les variables environnementales à l'étape du projet d'aménagement à laquelle ces paramètres sont fixés par les praticiens. Cette procédure ergonomique doit pouvoir évaluer le pouvoir d'action dont disposent les praticiens à chaque étape du projet pour améliorer le potentiel écologique évalué sur la base de nos solides mesures de biodiversité. A chacune de ces étapes, nous allons procéder à un algorithme de sélection de variable afin de ne retenir qu'un jeu parcimonieux de déterminants, afin de soutenir la simplicité et l'efficacité des préconisations. Enfin, nous hiérarchisons l'importance de ces variables en recourant à des algorithmes de partitionnement de variance, ce qui permettra d'évaluer quelles sont les variables environnementales les plus importantes. Nous terminerons par des analyses fines de la relation entre ces déterminants et le potentiel de biodiversité afin d'identifier des valeurs seuils à respecter pour augmenter le potentiel écologique des aménagements urbains.

Pour adapter le modèle à ces considérations opérationnelles et mécanistes, deux variables environnementales sont retirées du volet d'analyse opérationnel car elles portent un message complexe à interpréter en termes d'action. Afin que cette étude évalue clairement des variables qui peuvent être affiliées au contexte du quartier ou du site d'étude, les quatre mesures de connectivité sont retirées car la mesure de connectivité dépend tant d'effet quartier (trame verte) que de la parcelle (l'occupation du sol de la parcelle). Il est donc impossible de départager la contribution de chaque échelle spatiale en jeu dans le score de connectivité fourni par la métrique IF (Flux d'interaction) de Graphab, liées au contexte du site mais aussi aux choix réalisés lors de l'aménagement. Ces mesures de connectivité ont un pouvoir explicatif de 9,4 % du modèle de biodiversité lorsqu'elles sont testées seules, et un pouvoir explicatif propre de 9,4 % également lorsque l'on intègre ou non la connectivité avec le modèle qui inclut toutes les variables explicatives (voir comparaison entre modèle A complet et Abis qui exclue la connectivité). Ce pouvoir explicatif est donc relativement important et montre que la connectivité offre une compréhension d'une partie du potentiel écologique qu'aucune autres variables de notre jeu de donnée n'ont pas réussi à capturer. S'il aurait pu être supposé que de simples métriques d'occupation du sol (comme G_500 par exemple) pourraient être un proxy intéressant de la connectivité, cette analyse démontre que ce n'est absolument pas le cas et que la connectivité explique une partie de la biodiversité d'une manière unique. Ce résultat important montre que les analyses de réseau écologique, grâce à des logiciels comme Graphab (Foltête et al. 2021), offrent une

capacité très complémentaire à expliquer le potentiel écologique d'un site en comparaison avec les métriques d'occupation du sol (locale ou à l'échelle du quartier).

De plus, afin que cette étude évalue clairement des variables qui peuvent être considérées comme purement « explicatives », la température moyenne de surface de l'unité foncière est retirée car son caractère purement explicatif est ambigu : si elle a un effet sur la biodiversité, elle peut aussi être considérée comme une variable réponse très corrélée aux variables d'occupation du sol et de densité urbaine. Cette mesure de température de surface a un pouvoir explicatif de 6,2 % du modèle de biodiversité lorsqu'elle est testée seule, et un pouvoir explicatif propre de 4,2 % lorsque l'on intègre au modèle qui inclut toutes les variables explicatives (Figure 9-11, comparaison entre le modèle A complet et Ater qui exclue la température de surface). Ce pouvoir explicatif est donc important et montre que la température au sol, influencée par l'occupation du sol et la densité urbaine, a un impact fort sur la biodiversité. Cependant, il est très complexe d'avoir des interprétations mécanistes fiables car la température des sols pourrait très bien représenter un syndrome d'urbanisation intense, qui peut affecter non seulement le climat mais aussi la nature des technosols. Il est donc plus raisonnable de considérer la température au sol comme une variable réponse agrégeant de multiples caractéristiques explicatives des environnements urbains.

	Algorithme selection variable	Variables	R ²	R ² ajusté	AIC	Liste des variables	
A	Modèle complet	RDA	37	0.906	0.476	98	Toutes les variables
A'	Modèle complet sans connectivité	RDA	33	0.812	0.293	113	Toutes les variables, sauf connectivité
A''	Modèle complet sans température sol	RDA	36	0.864	0.321	122	Toutes les variables, sauf température du sol
B	Modèle de référence	RDA	32	0.781	0.245	127	Toutes les variables, sauf connectivité et température du sol
		Selection variables / Permutation Tests in Constrained Ordination	8	0.455	0.278	128	G_P + S_P + G_500 + OSR_P + SOIL_FERT_P + LD_P + OSG_P + SE_N + SOIL_TEXT_P + P3_500
C	Variables contextuelles fixes	RDA	15	0.454	0.182	136	Surface, pente, année de construction, plus toutes les variables liées au quartier
		Selection variables / Permutation Tests in Constrained Ordination	6	0.292	0.183	130	S_P + G_500 + SI_P + FAR_500 + P5_500 + SE_N
D	Choix urbanistiques, architecturaux et paysagers	RDA partielle / variables contextuelles	17	0.327	0.062	128	Combinaison des variables urbanistiques, architecturales et paysagères
		Selection variables / Permutation Tests in Constrained Ordination	5	0.235	0.139	131	P1_P + OSR_P + OSG_P + LD_P + SOIL_FERT_P
E	Choix urbanistiques et architecturaux	RDA partielle / variables contextuelles	4	0.161	0.120	133	FAR_P + OSR_P + OSG_P + G_P
		Selection variables / Permutation Tests in Constrained Ordination	4	0.161	0.120	129	G_P + FAR_P + OSR_P + OSG_P
F	Choix paysagers	RDA partielle / variables contextuelles	13	0.166	0.04	133	Variables qui ne sont pas contextuelles ni architecturales - urbanistiques
		Selection variables / Permutation Tests in Constrained Ordination	4	0.140	0.08	132	SOIL_FERT_P + LD_P + P1_P + ED_P

Figure 8-48 : Modèles RDA évaluant le pouvoir explicatif des variables environnementales, aux étapes du projet d'aménagement. A chaque étape, le modèle complet est évalué puis un algorithme de sélection de variables présente les variables qui permettent de construire le meilleur modèle parcimonieux.

Le modèle de référence (modèle B, **Figure 8-48**), excluant la connectivité et la température au sol, explique 78,1 % de la variance de la biodiversité avec 32 variables environnementales. La performance du modèle peut-elle être améliorée avec plus de parcimonie, c'est-à-dire en retirant des variables tout en recherchant le R² ajusté le plus élevé ? Les algorithmes de sélection de variable, procédant par permutation, montrent que l'on peut retenir 11 variables maximisant le R² ajusté et offrant un R²=0,455. Puis l'importance relative de chaque variable à contribuer à R²=0,455 est ensuite calculé (package *rdacca.hp* du logiciel R, voir [Lai, Zou, Zhang, & Peres-Neto \(2022\)](#)), ce qui permet d'évaluer la part de biodiversité expliquée indépendamment par chaque variable (**Figure 8-49**) :

- Végétalisation de la parcelle (9,6 %)
- Surface de la parcelle (6,8 %)
- Végétalisation du quartier (5,5 %)
- *Open Space Ratio* de la parcelle (5,5 %)
- Fertilité des sols (4 %)
- Diversité paysagère de la parcelle (3,5 %)
- Végétalisation de l'espace non bâti (3 %)
- Conditions socio-économiques du quartier (2 %)
- pH des sols (2 %)
- Texture des sols (2 %)
- Proportion d'arbustes dans les espaces verts du quartier (1,5 %)

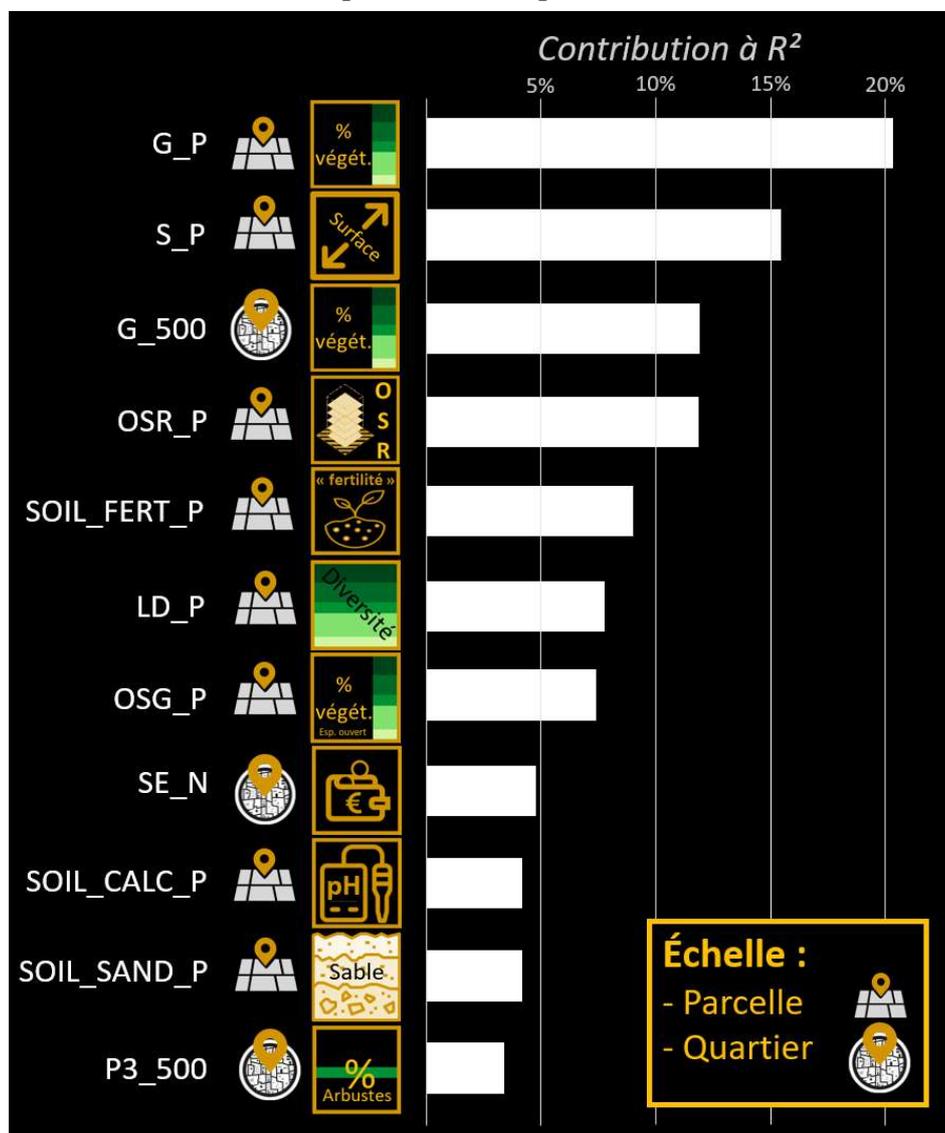


Figure 8-49 : Hiérarchisation de l'importance des variables environnementales pour la biodiversité (d'après leur part de variance de biodiversité expliquée), après un algorithme de sélection de variables opéré sur le modèle de référence (Figure 9-11 modèle B). Ces variables retenues expliquent 45,5 % de la variabilité de la biodiversité.

Afin d'évaluer la capacité d'action des praticiens, on peut déjà dans un premier temps évaluer la part de la variance de la biodiversité qui est expliquée par des variables contextuelles fixes sur lesquelles les praticiens ne peuvent pas agir. Le contexte d'implantation caractérise les paramètres du projet qui ne sont pas contrôlables par les praticiens et relèvent du contexte du quartier ou des caractéristiques de taille ou de pente de la parcelle. Ainsi, le modèle C (**Figure 8-48**), inclut la surface, la pente et l'année de construction de la parcelle, ainsi que toutes les variables liées à l'échelle du quartier. Ce modèle montre que seulement moins de la moitié (45 %) de la variance de la biodiversité est expliquée par ces nombreux facteurs contextuels. Parmi ces 15 facteurs contextuels, l'algorithme de sélection de variable montre que 6 ont une importance prépondérante et expliquent 45,4 % de la variance de la biodiversité, dont on peut évaluer leur contribution respective à ce R^2 , ce qui permet d'évaluer la part de biodiversité expliquée indépendamment par chaque variable (**Figure 8-50**) :

- Surface de la parcelle (14 %)
- Taux de végétalisation du quartier (11,5 %)
- Pente de la parcelle (10 %)
- Densité du quartier (3,5 %)
- Proportion de grands arbres dans les espaces verts du quartier (3,4 %)
- Conditions socio-économiques (3 %)

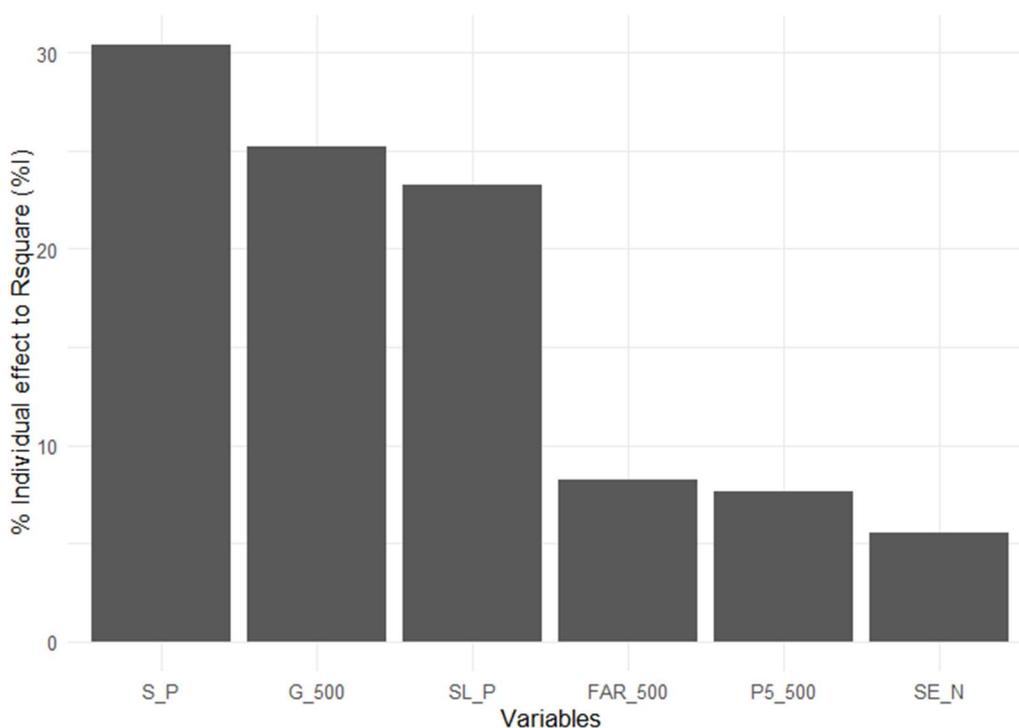


Figure 8-50 : Hiérarchisation de l'importance des variables décrivant le contexte des opérations d'aménagement sur lesquelles les praticiens n'ont pas la main. Leur importance pour la biodiversité est mesurée d'après leur part de variance de biodiversité expliquée, après un algorithme de sélection de variables (Figure 8-48, modèle C). Ces variables retenues expliquent 29,2 % de la variabilité de la biodiversité.

Ensuite, le pouvoir d'action des praticiens est bien séparé de l'influence du contexte que nous venons de mesurer, en utilisant une méthode de RDA partielle. L'Analyse de Redondance Partielle est utilisée en statistiques pour explorer les relations entre un ensemble de variables de réponse et des variables explicatives, tout en contrôlant l'effet d'un autre ensemble de variables (contraintes). Cela permet d'isoler et d'examiner l'effet spécifique des variables d'intérêt en éliminant l'influence des variables de contrôle. Dans cette étude écologique, on cherche à examiner l'influence des choix opérés par les praticiens, tout en contrôlant les variations dues au contexte d'implantation.

D'abord, le modèle D (**Figure 8-48**) considère toutes les variables contrôlées par les architectes urbanistes et les paysagistes et la RDA partielle contrôle les variables de contexte opérationnel. Cet algorithme montre que 5 variables sont retenues sur les 17 proposées et que les variables qui sont arbitrées par les praticiens expliquent 32,7 % de variance de biodiversité supplémentaire, dont on peut évaluer leur contribution respective à ce R^2 , ce qui permet d'évaluer la part de biodiversité expliquée indépendamment par chaque variable (**Figure 8-51**):

- *Open Space Ratio* (8,2 %)
- Fertilité des Sols (7,5 %)
- Diversité des strates de végétation de la parcelle (6,5 %)
- Taux de végétalisation des espaces non bâtis (5,6 %)
- Proportion d'herbacées dans l'espace vert, à l'échelle de la parcelle (4,9 %)

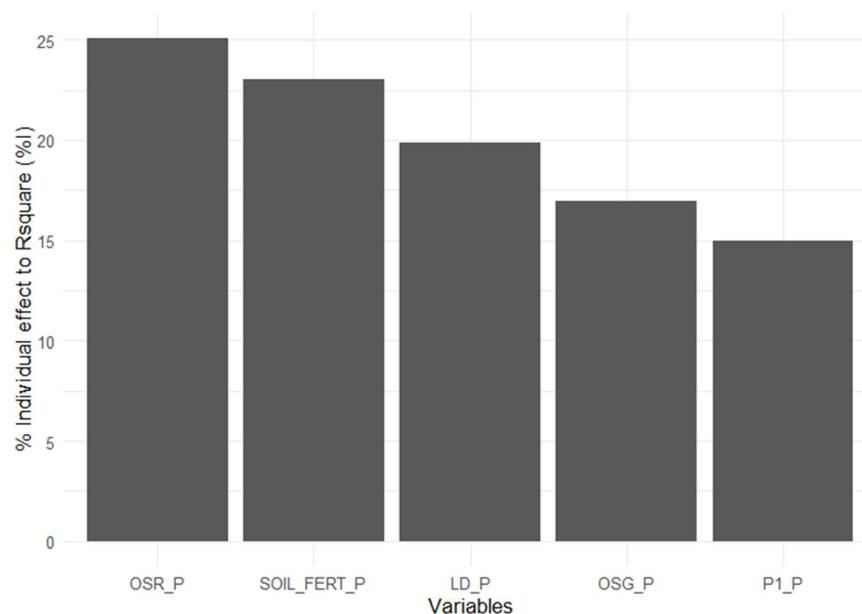


Figure 8-51 : Hiérarchisation de l'importance des variables contrôlées par les praticiens de l'aménagement (architectes urbanistes ainsi que les paysagistes). Leur importance pour la biodiversité est mesurée d'après leur part de variance de biodiversité expliquée, après un algorithme de sélection de variables (Figure 8-48, modèle D). Ces variables retenues expliquent 23,5 % de la variabilité de la biodiversité.

Ensuite, le modèle E (**Figure 8-48**), va s'intéresser aux variables des praticiens qui sont arbitrées spécifiquement par les architectes et urbanistes : la densité urbaine, l'*Open Space Ratio*, la

végétalisation de la parcelle et le taux de végétalisation des espaces non bâtis. L'algorithme de sélection de variables montre que toutes les variables doivent être conservées. La RDA partielle, contrôlant les effets du contexte, montre que variables qui sont arbitrées par les architectes et urbanistes expliquent 16,1 % de variance de biodiversité supplémentaire, dont on peut évaluer leur contribution respective à ce R^2 , ce qui permet d'évaluer la part de biodiversité expliquée indépendamment par chaque variable (**Figure 8-52**) :

- Taux de végétalisation de la parcelle (6 %)
- Densité urbaine (5,1 %)
- *Open Space Ratio* (2,7 %)
- Taux de végétalisation des espaces ouverts (2,1 %)

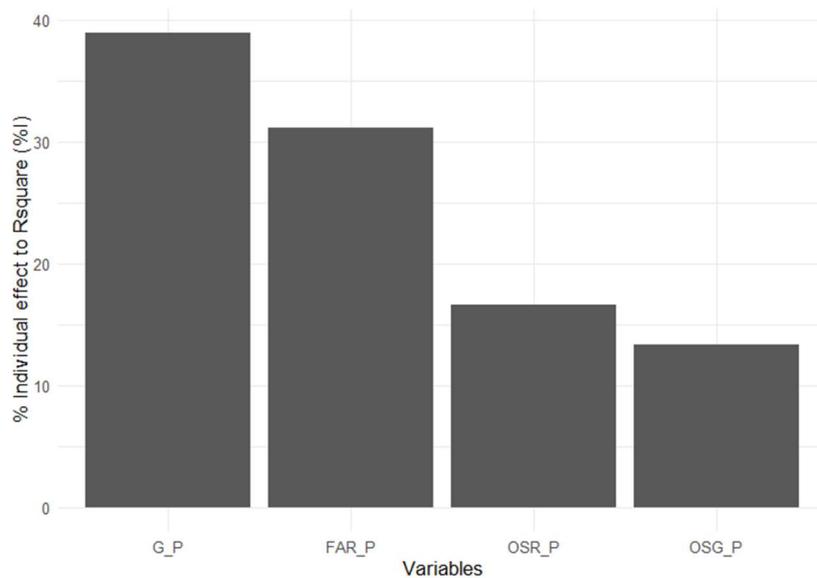


Figure 8-52 : Hiérarchisation de l'importance des variables contrôlées par les praticiens architectes urbanistes. Leur importance pour la biodiversité est mesurée d'après leur part de variance de biodiversité expliquée, après un algorithme de sélection de variables (Figure 8-48, modèle E). Ces variables retenues expliquent 16,1 % de la variabilité de la biodiversité.

Enfin, le modèle F (**Figure 8-48**) va s'intéresser aux variables des praticiens qui sont arbitrées spécifiquement par les paysagistes. La RDA partielle, contrôlant les effets du contexte et des pratiques des architectes-urbanistes, montre que les variables qui sont arbitrées par les paysagistes expliquent 16,6 % de variance supplémentaire. L'algorithme de sélection de variables retient 4 variables parmi les 13 fournies, qui expliquent 14,0 % de variance de biodiversité supplémentaire, dont on peut évaluer leur contribution respective à ce R^2 , ce qui permet d'évaluer la part de biodiversité expliquée indépendamment par chaque variable (**Figure 8-53**):

- Fertilité des sols (4,7 %)
- Diversité des strates de végétation à l'échelle de la parcelle (4,7 %)
- Proportion de zones herbacées dans l'espace vert (3,2 %)
- Densité de lisières entre les strates de végétation de la parcelle (1,4 %)

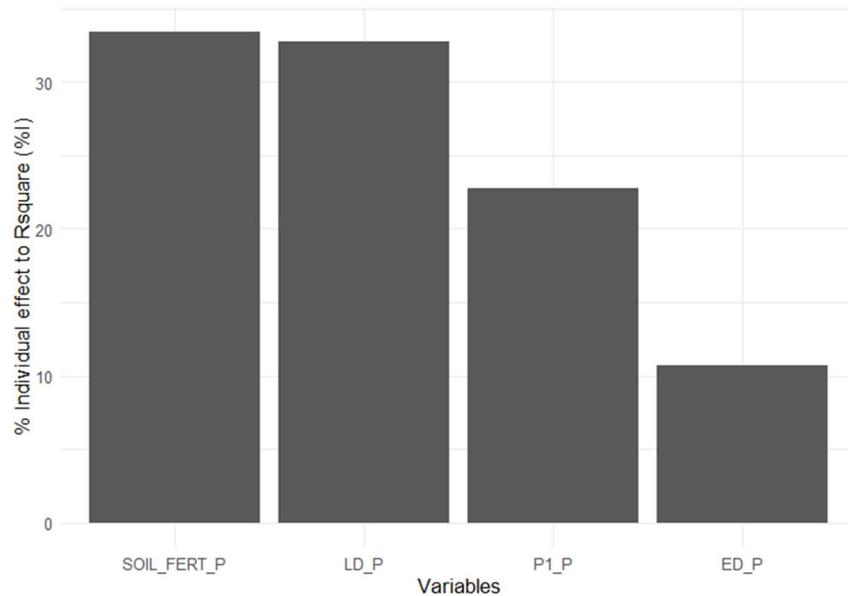


Figure 8-53 : Hiérarchisation de l'importance des variables contrôlées par les praticiens paysagistes. Leur importance pour la biodiversité est mesurée d'après leur part de variance de biodiversité expliquée, après un algorithme de sélection (Figure 8-48, modèle F). Ces variables retenues expliquent 14 % de la variabilité de la biodiversité.

Ces différentes modélisations éclairant les paramètres clés des pratiques d'aménagement pour aboutir à des niveaux élevés de biodiversité peuvent être résumées (Figure 8-54).

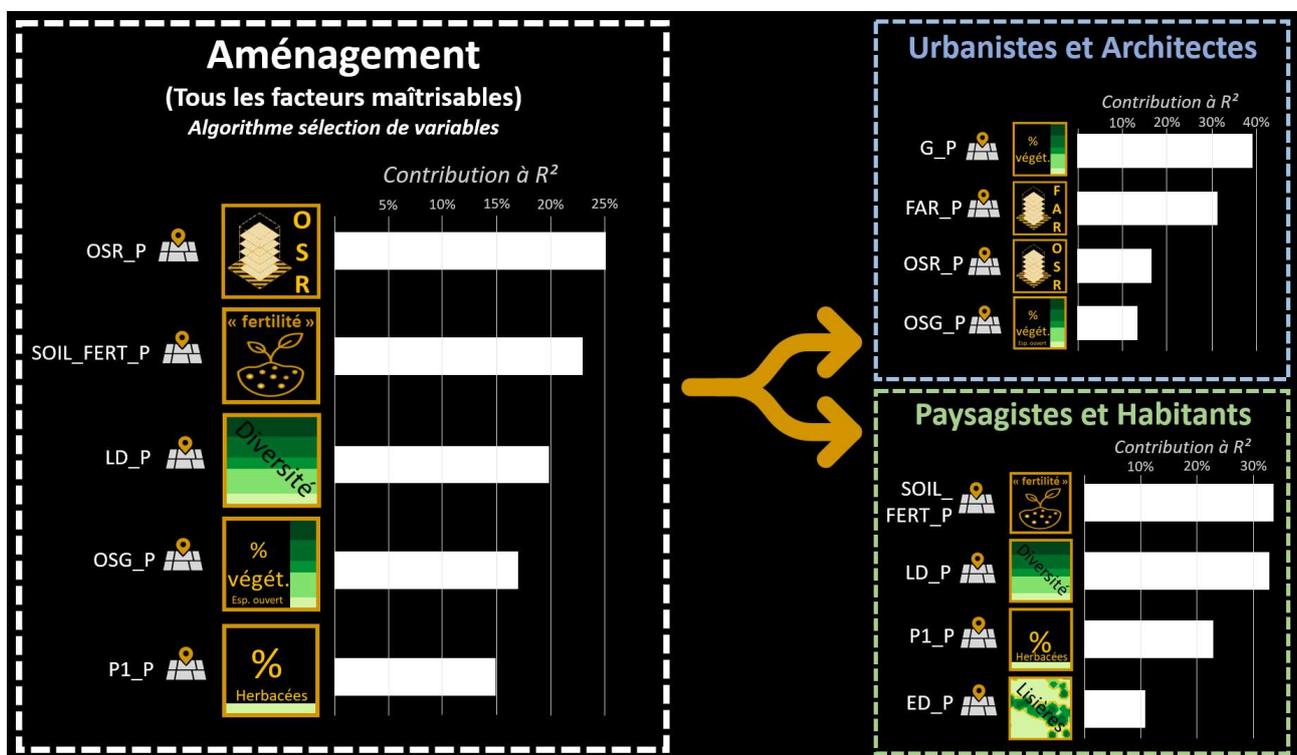


Figure 8-54 : Hiérarchisation de l'importance des variables environnementales maîtrisables pour la biodiversité. Leur part de variance de biodiversité expliquée est évaluée après un algorithme de sélection de variables opéré sur des modèles complets (Figure 8-48 modèles D, E, F). Ces variables retenues expliquent respectivement 23,5 %, 16,1 % et 14 % de la variabilité de la biodiversité.

aménagement urbains.

2.4.4 Préconisations opérationnels : valeurs cibles

Les analyses de sélection de variables et partitionnement de variance ont pu permettre de hiérarchiser l'importance de chaque variable à chaque étape du projet, ce qui répond à l'enjeu d'identifier les actions les plus efficaces afin de soutenir le potentiel écologique des aménagements, pour chaque praticien et à chaque étape du projet d'aménagement. Cependant, si ces variables déterminantes doivent être bien considérées, quelles sont les préconisations plus détaillées qui peuvent être proposées ? En effet, le pouvoir déterminant d'une variable ne présume rien de la qualité de sa relation avec la biodiversité : il peut y avoir des relations linéaires, des optimums ou des seuils de rupture.

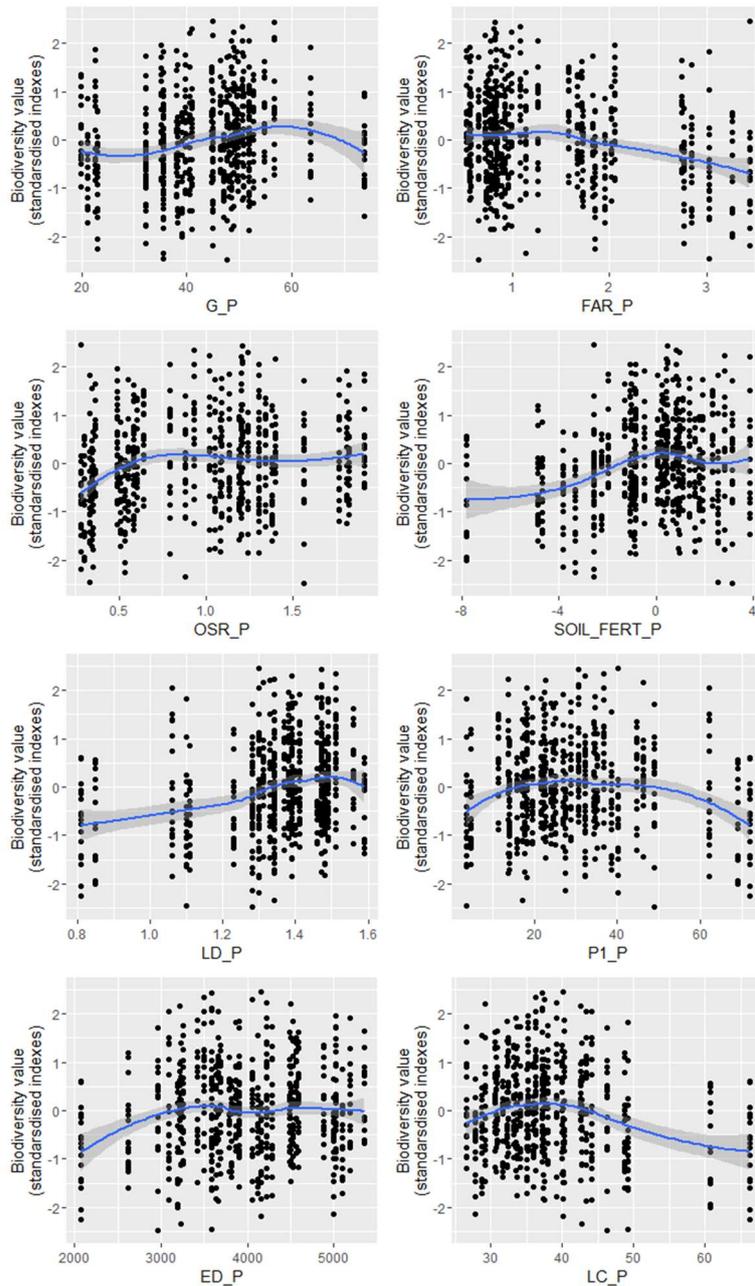


Figure 8-56 : Huit variables environnementales que les praticiens (architectes, urbanistes et paysagistes) définissent lors de la conception des projets d'aménagement et qui ont montré une importance cruciale pour soutenir le potentiel écologique.

Pour observer la relation entre les déterminants les plus importants et le score de biodiversité, chaque métrique de biodiversité est standardisée afin que toutes les métriques puissent être comparées dans un même graphique (Yan et al. 2023). Pour chacune de ces variables retenues, des seuils peuvent être choisis et être préconisés pour les pratiques en faveur de la biodiversité. La **Figure 8-56** montre huit indicateurs que les praticiens définissent lors de la conception des projets d'aménagement et qui ont montré une grande importance pour soutenir le potentiel écologique. Ces huit variables expliquent 31,6 % de la variance de biodiversité. Un modèle non linéaire GAM (Cury et al. 2011) est ajusté pour chaque variable afin de lire la tendance de la biodiversité selon les valeurs choisies.

Pour G_P, la végétalisation de la parcelle, la biodiversité augmente entre les valeurs de 30 et 60 %. Plus une parcelle est végétalisée, plus son niveau de biodiversité sera élevé. Pour FAR_P, la densité urbaine de la parcelle, la biodiversité diminue régulièrement lorsque la densité augmente.

Pour OSR_P, l'*Open Space Ratio* de la parcelle, la biodiversité baisse lorsque l'OSR est inférieur à 0.7 puis s'effondre lorsque l'OSR est inférieur à 0.5. Cette découverte est d'une importance cruciale pour l'aménagement urbain et montre l'influence déterminante de la morphologie urbaine sur la biodiversité. A un niveau de densité urbaine identique, la morphologie urbaine peut moduler l'impact sur la biodiversité. Je postule dans cette thèse que l'impact de l'OSR est lié aux pressions d'usages potentielles et conflits d'usages qui peuvent émerger de formes urbaines qui n'approvisionnent pas assez d'espaces non bâtis par surfaces de planchers. L'OSR fait donc figure de métrique clé pour équilibrer la densification et la provision d'espaces non bâtis avec des pressions d'usages limitées. Or, aujourd'hui, les valeurs d'*Open Space Ratio* choisies par les praticiens dans les opérations les plus récentes ne sont pas compatibles avec le potentiel écologique, et nous avons mesuré que l'*Open Space Ratio* s'est stabilisé à une valeur médiane légèrement inférieure à 0.3 sur la période 2000-2017. Ces dernières tendances dont nous avons connaissance sur les pratiques des architectes et urbanistes montrent que les morphologies urbaines réalisées en habitat collectif sont très défavorables pour la biodiversité et qu'il serait préférable de réaliser des opérations dont l'OSR > 0.7. L'OSR a des incidences multiples sur la surface d'espaces verts disponibles et les pressions potentielles de ces espaces et la partie 2 de cette thèse avait déjà montré que le taux de végétalisation chute drastiquement lorsque le taux de végétalisation est inférieur à 0.3. Je montre dans cette étude de biodiversité que la biodiversité est encore plus sensible que la végétation et qu'un *Open Space Ratio* supérieur à 0.5 peut garantir des niveaux de végétalisation et de biodiversité élevés, ce qui est une nécessité absolue pour la résilience urbaine (**Figure 8-57**). Par précaution, adopter des formes urbaines avec un *Open Space Ratio* de 0.7 serait un idéal de sécurité dans la conception de formes urbaines résilientes car le changement climatique peut rajouter des pressions supplémentaires sur le potentiel écologique de ces espaces urbains, ce qui pourrait augmenter la vulnérabilité des écosystèmes urbains et augmenter la valeur du seuil de rupture entre OSR et biodiversité.

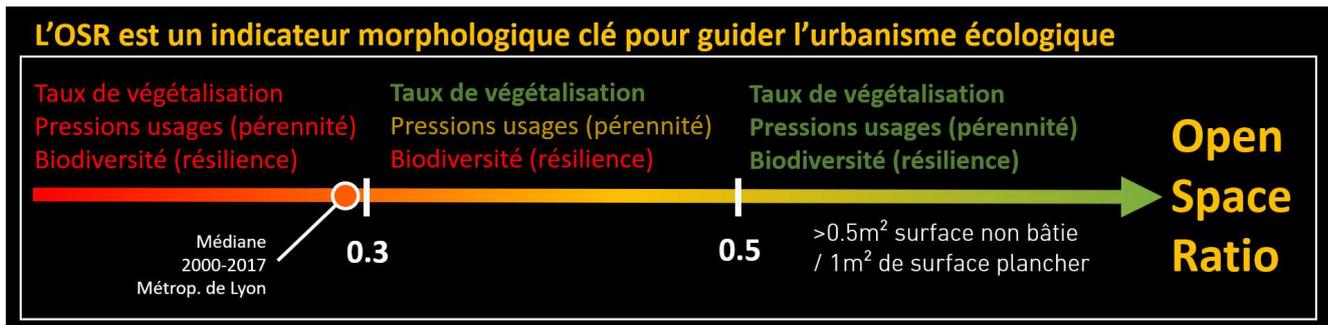


Figure 8-57 : L'OSR, un indicateur de morphologie urbaine essentiel, déterminant la qualité écologique et la résilience des espaces urbains. L'OSR influence la surface végétalisable et les potentielles pressions anthropiques qui s'exercent dessus, modulant ainsi le niveau de végétalisation et de biodiversité sur le long terme.

Pour SOIL_FERT_P, rappelons que cet indicateur agrège de multiples dimensions de la fertilité des sols en termes de densité apparente, de taux de matière organique, de rétention d'eau, de porosité et de disponibilité et de taux de nutriments. Il est intéressant de constater que le niveau de fertilité des sols montre un optimum, en effet le niveau de biodiversité augmente régulièrement puis chute à des valeurs élevées de fertilité. En effet, d'un point de vue écologique, certaines dimensions de la fertilité des sols, lorsqu'elles sont à des valeurs très élevées, peuvent traduire des dysfonctionnements des sols. Par exemple des sols avec des taux de nutriments trop élevés, par exemple en cas de fertilisation ou amendement d'origine humaine, nuisent à la vie des sols et les communautés de bactéries et champignons car le cycle des nutriments est perturbé, ce qui modifie les interactions racines - micro-organismes. De plus, la richesse et la diversité végétale diminue dans les sols trop riches en nutriments, par exemple des taux d'azote trop élevés sont toxiques pour de nombreuses espèces et il est connu que les sols riches favorisent le développement de monocotylédones (graminées) qui éliminent par compétition la diversité des dicotylédones. Pour ces raisons, la gestion différenciée conduite dans les parcs publics Écojardin module l'exportation des résidus de fauche et de tonte selon l'équilibre graminées - dicotylédones. Un conseil opérationnel serait d'évaluer systématiquement la qualité des sols urbains et concevoir des solutions lors de la conception et de l'entretien des espaces verts pour favoriser la régénération des qualités et de la vie des sols sur le long terme. Ces mesures doivent être adaptées au cas par cas mais elles doivent exclure le recours aux engrais minéraux ou aux amendements trop déséquilibrés. D'une manière générale, on peut néanmoins conseiller de revoir les modalités d'entretien des espaces verts en termes de fréquence, d'intensité, de phénologie et de rotation interannuelle. Le plan de gestion pour les sols doit être adapté au diagnostic technique établi au préalable et aux usages du site. Cependant, il est illusoire de penser identifier sur un site un unique plan de gestion pour le sol étant donné l'hétérogénéité de la matrice sol à petite échelle en ville. Le recours à l'expérimentation de différentes méthodes de gestion couplées à des observations du changement de la structure et de la composition de la végétation peuvent être des solutions adaptatives car ces méthodes peuvent permettre de dépasser la difficulté de prédire avec précision la trajectoire des écosystèmes sols, mais aussi de favoriser un apprentissage des résidents et des gestionnaires pour l'accompagnement d'un jardin selon les préceptes du jardin vivant en mouvement. Cette montée en compétence par l'expérience peut aussi avoir l'avantage de légitimer le fait d'agir

pour les sols, même lorsque les individus ne s'identifient pas comme « sachants » et d'adopter une démarche d'apprentissage expérimentale, qui reste l'une des méthodes les plus instructives pour comprendre le fonctionnement du vivant.

Pour LD_P, la diversité (indice de Shannon) des strates de végétation sur l'espace vert, nos données montrent que cette variable augmente le niveau de biodiversité. A des valeurs de diversité paysagère très élevées, deux sites montrent que la biodiversité pourrait diminuer, mais cette tendance n'est le fait que de deux sites et mériterait plus de données pour être confirmé. En effet, la diversité de strates de végétation soutient la potentielle complexité structurelle de la végétation des espaces verts, ce qui peut traduire ou soutenir la création de micro-habitats aux conditions de vie variées, favorisant des espèces avec des préférences et niches écologiques distinctes. Dans les espaces verts urbains, la diversité paysagère peut parfois faire défaut. En particulier il a souvent été observé que certains espaces verts en habitat collectif sont majoritairement composés de pelouses et d'arbres, et que les arbustes, buissons font défaut. Ce résultat est d'une importance capitale pour le design paysager réconciliant les besoin de la biodiversité avec les attentes esthétiques des habitants, comme cela avait été souligné par (Dronova 2017, 2019; Meyer-Grandbastien et al. 2020) et soutient la capacité incontournable de l'hétérogénéité paysagère, incarnée aussi par nos métriques paysagères de densité de lisières et d'indice de contagion, à servir de guide pour la conception de terrains d'entente entre l'humanité et la biodiversité. Si ces mesures restent théoriquement assez techniques et peu accessibles aux praticiens ou aux habitants, ils restent des concepts néanmoins très pragmatiques et faciles à approprier, tant l'uniformité paysagère est souvent décriée par les résidents en habitat collectif

Pour P1_P, la proportion de zones herbacées dans l'espace vert, on constate qu'un optimum est présent. En effet, si une strate de végétation est trop abondante ou trop rare, alors cela va impacter la diversité paysagère dont nous venons de discuter. D'un point de vue écologique, il semblerait qu'il serait plus juste qu'un espace vert présente des espaces ouverts en surface herbacées dans une proportion d'un tiers de l'espace vert, car nos données montrent que le niveau de biodiversité est plus élevé pour des valeurs de 20-40 % d'espace vert couvert de surfaces herbacées.

Pour les deux dernières variables qui évaluent la configuration spatiale des strates de végétation dans les espaces verts, les mesures montrent deux enseignements complémentaires concernant l'effet de l'hétérogénéité paysagère. Pour ED_P (la densité de zones de lisières entre strates de végétation différentes), l'indicateur montre que seuls les espaces verts avec une densité de lisière très faible sont affectés et plus défavorables à la biodiversité, alors que la biodiversité est à un niveau constant pour des densités de lisières intermédiaires à hautes. Pour LC_P, (l'indice de contagion qui mesure le niveau de désagrégation) un optimum est clairement présent avec une biodiversité maximale pour des valeurs intermédiaire d'indice de contagion. Ce signal est d'une importance écologique fondamentale et montre que la complexité spatiale de la végétation a une incidence importante sur les communautés écologiques urbaines. Si l'augmentation de la biodiversité avec la complexité paysagère est claire tant à l'échelle globale (Stein et al. 2014) qu'à l'échelle urbaine locale (Lepczyk et al. 2017), notre observation d'un optimum et l'influence négative sur la biodiversité de niveaux élevés d'hétérogénéité est très significative pour faire évoluer la connaissance et les théories d'écologie, ouvrant un nouveau chapitre à la controverse hétérogénéité-surface (Allouche et al. 2012; Carnicer et al. 2013).

Ce résultat montre donc que, bien que l'hétérogénéité paysagère soutienne la biodiversité, il est

possible qu'une hétérogénéité trop élevée limite la taille des micro-habitats, donc une véritable différenciation écologique. Finalement, peut-être que cet effet négatif observé à haute hétérogénéité est révélé grâce à des données de très haute résolution spatiale. En effet, avec une résolution moins élevée, il est très probable que des sites identifiés comme très hétérogènes soient évalués comme très uniformes. Ces discussions soutiennent du point de vue du débat hétérogénéité-surface que l'échelle d'analyse est fondamentale. Du point de vue opérationnel, ce résultat souligne encore la nécessité de design paysager et de modalités d'entretien qui soit conduite avec une observation fine des potentialités du site pour soutenir les processus écologiques favorisant la différenciation d'habitat, même à petite échelle dans des espaces verts urbains de surface modeste. Les effets d'exposition au sol, au vent, à la pente sont des paramètres physiques qui structurent l'hétérogénéité écologique au sein des sites. La nature des sols peut elle aussi être très variables à petite échelle. Une observation attentive doit être conduite par les jardiniers pour accompagner l'hétérogénéité écologiques par une entretien paysager s'appuyant sur les dynamiques et potentialités naturelles en œuvre, rejoignant les principes du « jardin en mouvement » (Clément 1991) nécessitant de nouveaux régimes de perception et d'attention pour les jardiniers (Arpin et al. 2015; Ingold 2000, 2001)

On pourrait considérer qu'un niveau très élevé d'hétérogénéité paysagère peut-être évalué comme très faible hétérogénéité selon la résolution spatiale des données. Dans notre cas d'étude à 1m² de résolution, surtout lorsqu'elle est mesurée à fine échelle comme dans notre cas à 1m² de résolution, soit équivalente à une homogénéité paysagère. Cette situation pourrait être clarifiée en conduisant ces mêmes analyses mais en faisant varier la résolution d'étude (par exemple, 1,2,3,4,5,6m de résolution soit des pixels de 1m²,4m²,9m²,16m²,25m²,36m²), ce qui conduirait peut-être à ne pas observer ce phénomène.

On peut supposer qu'à un bas niveau de complexité paysagère le manque de différenciation des micro-habitats limite la biodiversité des espaces aux identités écologiques distinctes sont vraisemblablement présents et distincts, mais cela peut aussi traduire un manque de micro-habitats ou de zones présentant des combinaisons de paramètres écologiques plus hybrides, ce qui se traduit en un potentiel de biodiversité plus bas. Au contraire, lorsque l'indice de contagion est trop élevé, cela peut traduire qu'aucun espace ne se différencie sur des qualités écologiques propres, il n'y a donc pas de diversité de ressources et milieux de vie disponibles pour les espèces. Ces deux métriques offrent donc des clés de compréhension de la structure des espaces verts urbains et de leur potentiel écologique qui peuvent être très inspirants pour les principes de design, et dont les effets, bien qu'ils soient connus des écologues, sont ici validés scientifiquement comme des principes de premier plan pour soutenir le potentiel écologique des villes.

2.5 Les communautés végétales pour investiguer les modes de gestion

2.5.1 La gestion module la réalisation du potentiel écologique

Les analyses multivariées des métriques de biodiversité à la partie 4.3 ont montré que la végétation avait une bonne capacité bioindicatrice des autres taxons de biodiversité car elle était corrélée positivement avec tous les taxons, bien que le niveau de corrélation fût parfois modéré. Ainsi, la végétation, qu'elle soit mesurée par sa richesse totale ou la diversité beta des communautés présentes sur un site d'étude, semble offrir un potentiel important pour évaluer le potentiel écologique global des espaces verts en contexte urbain. Je pose l'hypothèse dans cette partie que ce pouvoir bioindicateur peut être lié à plusieurs raisons. J'ai développé en partie 2.3 le rôle central de la

végétation dans les écosystèmes, influençant profondément la biodiversité d'un site. Elle affecte, à la base des écosystèmes, le fonctionnement des sols en améliorant leurs propriétés physico-chimiques, la matière organique, la perméabilité, la rétention d'eau et la fertilité. La végétation fournit aussi des ressources alimentaires pour les insectes pollinisateurs et l'ensemble des arthropodes, ainsi que des habitats de nidification pour les oiseaux et les chauves-souris. La complexité de la structure et de la composition de la végétation sont ainsi des indicateurs clés de la biodiversité globale. Or, la végétation est contrôlée par les humains dans les espaces urbains et les modalités d'entretien peuvent avoir des incidences sur la biodiversité. Pour ces raisons, les tentatives de typologie des espaces verts urbains ont souvent retenu 2 axes majeurs de différenciation écologique des espaces verts urbains : la structure et l'intensité des pratiques de gestion (exemple : **Figure 8-58**).



Figure 8-58 : Typologie d'espaces verts selon deux axes proposés par le projet Green Surge de l'Université de Copenhague (Hansen et al. 2015). Les espaces verts peuvent être distingués selon la complexité de leur structure ainsi que leurs pressions de gestion.

Ainsi, la végétation joue un rôle crucial dans les écosystèmes, non seulement par ses effets sur la biodiversité, mais aussi comme un objet frontière facilitant la compréhension entre disciplines. Elle est un excellent indicateur des pressions de gestion et des usages humains. Par sa structure et sa composition, la végétation reflète les interventions humaines, comme l'aménagement paysager et la gestion urbaine, ainsi que les préférences esthétiques. En effet, des caractéristiques, telles que la variabilité de la hauteur des arbres, arbustes, herbacées et graminées possèdent une portée esthétique importante et sont contrôlées par les aménageurs et les paysagistes. Or, la structure de la végétation est étroitement liée à la diversité des micro-habitats à l'échelle d'une parcelle. La forme de la composition paysagère, souvent contrôlée par les humains, a des incidences sur les fonctions des écosystèmes. Les modes de gestion structurent ainsi l'hétérogénéité paysagère et le développement de micro-habitats pouvant accueillir, in fine, des espèces avec des besoins écologiques différents. Ainsi,

on peut supposer que la diversité beta (dissimilarité de composition) des communautés végétales peut être liée à la diversité paysagère de la végétation et cette hypothèse est soutenue par la matrice de corrélation entre variables environnementales et variables de biodiversité, au début de la sous partie 4.4.

Dans cette partie, je propose d'aborder l'étude de la végétation en analysant plus en profondeur la structure des communautés de plantes, étant donné que nous avons réalisé un inventaire qui permet d'effectuer des comparaisons entre plusieurs communautés standardisées (5m² de surface herbacée) au sein d'un même site. Mon hypothèse est que les différences de composition de communautés végétales peuvent servir de mesures indirectes pour comprendre les pratiques de gestion entre les copropriétés, les sites de bailleurs sociaux et les parcs publics labellisés Écojardin.

Au cours de ce travail doctoral, nous n'avons pas pu évaluer directement les pratiques de gestion en renseignant des variables environnementales qui mesureraient l'intensité de gestion, bien que ceci était un objectif initial afin de mieux expliquer le score de biodiversité de chaque site. En effet, les pratiques de gestion, en affectant la structure et la composition de la végétation, peut avoir une incidence profonde sur la pleine réalisation du potentiel écologique d'un site. Deux méthodes différentes ont été abordées pour offrir une mesure quantitative de l'intensité de gestion, mais aucune d'entre elles n'a pu aboutir. L'intensité de gestion peut s'exprimer dans plusieurs dimensions et il manque actuellement de méthodes éprouvées pour mesurer directement le lien entre pratiques et pressions écologiques. Dans les enquêtes, les chercheurs abordent l'intensité de gestion plutôt par des évaluations qualitatives, parfois avec des valeurs discrétisées. J'ai tenté de produire un questionnaire court pour évaluer en 3 questions l'intensité de gestion des espaces verts en habitat collectif :

- Quelle proportion de l'espace vert est tondue ou taillée, fauchée, en évolution libre ?
- A quelle fréquence, sinon quelle hauteur de végétation la tonte est déclenchée ?
- A quelle hauteur de coupe la tonte est-elle réalisée ?

Dans un premier temps, j'ai contacté directement les prestataires d'entreprises d'espaces verts intervenant sur les sites d'étude pour leur transmettre un lien vers un questionnaire en ligne, malgré plusieurs rappels email ou téléphoniques, je n'ai obtenu que moins d'un quart des retours escomptés. De plus, je me suis aperçu lors d'échanges téléphoniques que de nombreuses entreprises de paysage n'avaient en réalité ni de plan ni de cahier de gestion qui guide les interventions sur les sites, l'organisation des passages étant plutôt guidée au quotidien par les opportunités de passage dans le quartier lors de tournées d'entretien. En d'autres termes, aucun suivi des interventions n'était réalisé pour plusieurs entreprises qui ne savaient dire combien de fois ils étaient passés, et que la surface tondue et la hauteur du trait de coupe était souvent à l'appréciation du jardinier, sans consultation et formalisation avec les résidents.

Face à cette difficulté, il restait deux possibilités pour renseigner l'intensité des pratiques de gestion : mesurer l'intensité de gestion directement sur le terrain ou trouver des indicateurs de biodiversité qui mesurent indirectement la pression de gestion. L'évaluation de terrain des pratiques de gestion a été initiée en suivant la méthode développée par Arthropologia dans son Diag'Pollinisateurs. Ce diagnostic étudie plusieurs dimensions de la gestion des espaces et des différents aspects de leur potentiel écologique. Nous avons conduit une première campagne d'inventaires sur un quart des sites d'étude et l'objectif était à cette première étape d'évaluer la pertinence statistique de ces mesures à

évaluer le potentiel de biodiversité avant de poursuivre les efforts de terrain alors que le temps dont nous disposions encore était très contraint. Cette première analyse statistique a montré que les indicateurs du Diag'Pollinisateurs pouvait avoir un intérêt pour la compréhension des dynamiques écologiques, mais que des données supplémentaires étaient nécessaires pour conclure sur la puissance statistique de ces métriques. Malheureusement, nous avons manqué de temps pour poursuivre ces mesures sur l'ensemble des sites d'étude.

La diversité paysagère de la végétation est contrôlée par les paysagistes selon les pratiques d'entretien, et cette diversité paysagère est liée à la diversité beta (dissimilarité de composition) des communautés végétales comme j'ai pu le montrer en sous partie 4.4 dans la matrice de corrélation. Je propose donc d'évaluer l'intensité et la différenciation des pratiques de gestion en nous intéressant à sa résultante biologique : la composition des communautés et leur structure au sein des sites étudiés. Je pose deux hypothèses qui vont guider les analyses suivantes :

- Les communautés de plantes sauvages et cultivées offrent des éclairages complémentaires sur les pratiques de gestion qui peuvent moduler l'hétérogénéité écologique au sein des sites et entre les sites.
- La structure des communautés dépend des modes de gestion qui peuvent différer entre les sites d'étude. Il est donc possible que des différences soient observables entre les copropriétés, les sites de bailleurs sociaux et les parcs publics labellisés Écojardin.

2.5.2 Hétérogénéité écologique entre les sites

Les profils d'occurrence de la flore sauvage (**Figure 8-59**) et de la flore cultivée (**Figure 8-60**) peuvent fournir des informations précieuses pour comprendre la distribution des espèces et l'assemblage de ces deux différents cortèges de plantes (spontanées et sauvages ; cultivées et de provenance horticole) qui ne dépendent pas des mêmes facteurs humains. L'analyse d'occurrence peut être distinguée selon la flore sauvage et la flore horticole cultivée et montre des tendances bien distinctes. En effet, la flore sauvage possède plus d'espèces « communes », c'est-à-dire qui sont rencontrées fréquemment sur les différents sites. Ainsi, presque plus de 10 % des espèces sauvages sont rencontrées sur plus d'un site sur deux, et plus de 25 % des espèces sauvages sont rencontrées sur plus de 20 % des sites. A l'inverse, pour les espèces cultivées d'origine horticole, plus de 95 % des espèces sont rencontrées sur moins de 20 % des sites. Ainsi, si la richesse totale des espèces horticoles est plus élevée sur l'ensemble du territoire d'étude, la majeure partie des espèces sont rares et peu communes. Ce signal peut indiquer que les pratiques de plantation favorisent cette grande richesse horticole. D'un point de vue écologique, la valeur de cette richesse horticole est très débattue car de nombreuses études ont pu montrer que les processus de sélection végétale ont pu éliminer certaines fonctions écologiques de certaines espèces, en particulier sur l'accessibilité florale du nectar et la production de nectar pour les insectes pollinisateurs. Certaines introductions végétales peuvent aussi générer des conflits de compétition naturelle avec la flore autochtone, mais aussi de « compétition culturelle » car le choix de recourir à des espèces horticoles peut entraîner des paysages résidentiels dans lequel les espèces sauvages spontanées n'ont pas le droit de cité. La courbe d'accumulation de la flore horticole montre que si les haies de thuya et de laurier cerise sont souvent décrites car elles standardisent les paysages, nos données montrent que ces deux espèces ont les mêmes occurrences que les *Troènes*, *Rosiers*, *Forsythias*, *Pyracanthas*, *Spirées*, *Hibiscus*, *Eleagnus*, *Philadelphus*, *Lilas*,

Tilleuls, Berberis, Cèdres ou Cotoneasters qui sont rencontrés dans environ un tiers des sites d'étude. Cependant, bien que l'intérêt écologique des espèces horticoles ait souvent été critiqué, il convient de reconnaître que ces espèces, en élargissant la richesse du pool régional, peuvent avoir un intérêt dans un contexte d'adaptation aux changements environnementaux incertains et peu prévisibles. L'inclusion d'espèces provenant de milieux écologiques variés peut être utile pour maintenir des fonctions dans les écosystèmes urbains (par exemple, ombre et rafraîchissement. Cette résilience fonctionnelle peut atténuer l'effet du changement climatique et conserver localement des conditions climatiques compatibles avec la survie de certains taxons de flore autochtone.

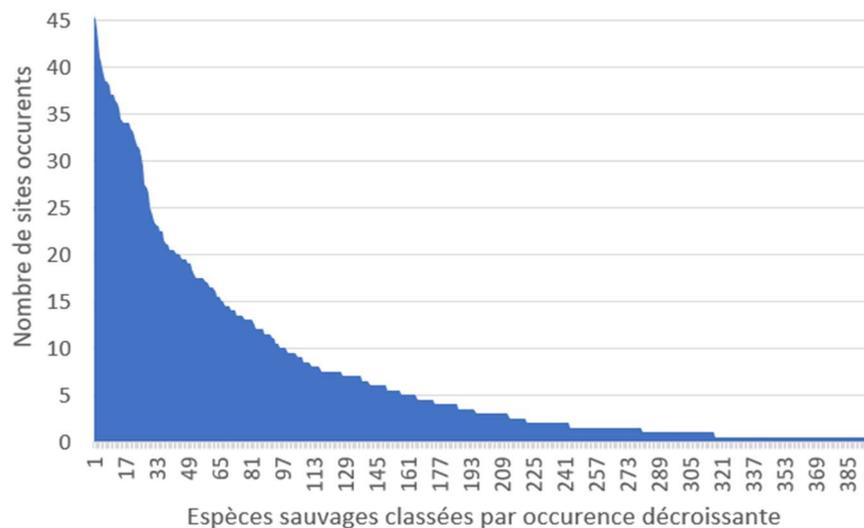


Figure 8-59 : Histogramme d'occurrence des espèces de plantes sauvages et spontanées, comptage selon leur présence/absence sur chaque site d'étude

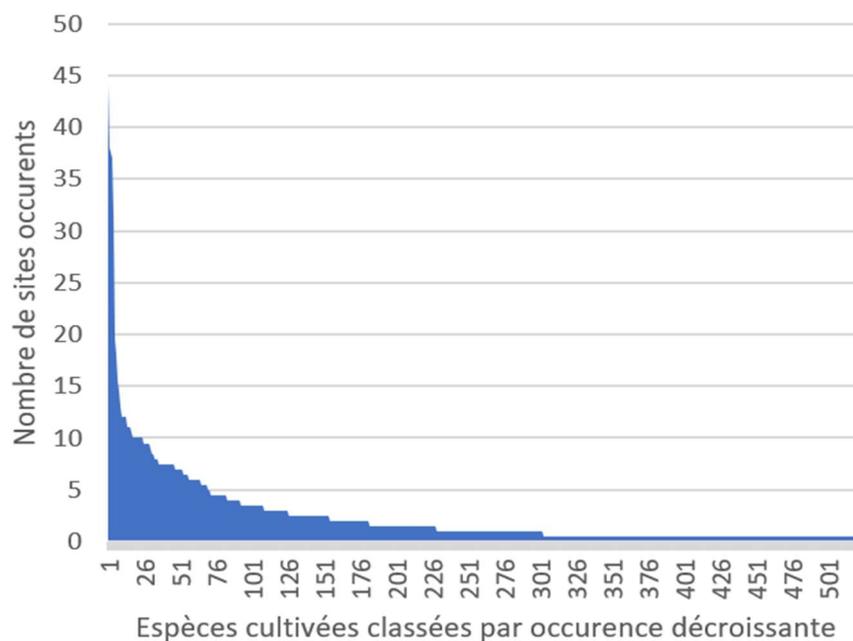


Figure 8-60 : Histogramme d'occurrence des espèces de plantes cultivées et horticoles, comptage selon leur présence/absence sur chaque site d'étude

Ces tendances de répartition des espèces entre les sites d'étude peuvent aussi être approfondies en construisant des courbes d'accumulation (Figure 8-61). Les courbes d'accumulation peuvent dans notre cas évaluer si le protocole d'étude a investigué suffisamment de sites pour être représentatif de la richesse totale d'espèces présentes en habitat collectif. Comme nous pouvons le supposer avec la

distribution des occurrences des espèces sauvages et cultivées, la similarité des cortèges d'espèces sauvages ou cultivé est différente et montre donc des profils d'accumulation distincts.

Concernant la diversité de la flore sauvage, nous remarquons que celle-ci est très similaire entre les sites puisque l'exploration de 10 sites seulement suffit à observer 75 % de la diversité d'espèces présentes en habitat collectif (220 espèces sur un pool total de 300 espèces). En effet, après 10 sites inventoriés, chaque nouveau site investigué n'apporte en moyenne que 2 nouvelles espèces supplémentaires. Ceci indique que les communautés de plantes sauvages et spontanées sont très similaires entre les espaces verts en habitat collectif, ce qui soutient l'hypothèse que ces espaces sont d'un point de vue écologique très similaires. Cette homogénéité constitue un frein à la diversification des communautés écologiques. Ce résultat soutient que pour libérer le potentiel écologique de ces espaces verts résidentiels, les pratiques de paysage doivent rechercher les spécificités écologiques de chaque site et conduire des modalités d'entretien qui permettent d'accompagner le développement d'écosystèmes distincts.

Concernant la diversité de la flore cultivée et plantée, nous remarquons que cette diversité est plus élevée entre les sites, comparativement avec la tendance observée pour la flore sauvage. En effet, même après avoir inventorié 30 sites, chaque nouveau site apporte encore 4 espèces nouvelles en moyenne. Ceci indique que les choix horticoles sont variés entre les sites en habitat collectif. Bien que les espèces cultivées et plantées ont des bénéfices et impacts variables pour la biodiversité locale, ce résultat montre que les choix de plantations, anciens ou plus récents, ont contribué à une diversification des espèces. Les choix de plantation réalisés par les résidents ou les jardiniers prestataires sont un moteur de diversification des palettes végétales entre les sites. Ainsi, soutenir l'adoption de palettes végétales d'origine plus locales constituerait un levier intéressant pour la complexification et diversification écologique des espaces résidentiels en habitat collectif. Les filières de production horticole ont une grande responsabilité dans cette transition, car choisir de planter des espèces variées d'origine locale dépend avant tout de la disponibilité de ces espèces. Actuellement, le manque de pépinières proposant des palettes diversifiées de plants d'origine locales est un frein important et est une problématique opérationnelle pour les projets déterminés à recourir à des végétaux d'origine locale. Pour palier à ce manque, des associations locales ont pris le problème à bras le corps et ont développés leurs propres pépinières de production de végétaux d'origine locale (association Des Espèces Parmi Lyon) ou s'impliquent dans la montée en compétence des habitants en offrant des ateliers pratiques pour reconnaître, choisir dans la nature et transplanter au bon endroit de jeunes plants adaptés aux conditions environnementales de leur espace vert. Lorsque cela est possible, il est d'ailleurs possible de simplement de choisir laisser pousser certains arbres ayant naturellement germé directement sur l'espace vert. Les espèces conservées doivent là encore faire l'objet d'une analyse critique pour évaluer si l'espèce est adaptée au site et présente un potentiel d'adaptation au changement climatique. Si l'emplacement ne convient pas parfaitement au souhait des résidents, il peut aussi être envisagé de transplanter le sujet à l'endroit souhaité. Aménager sur les espaces verts des zones propices à la régénération naturelle est une stratégie très efficace, peu coûteuse et qui offre des excellents taux de reprise et de croissance sur le long terme.

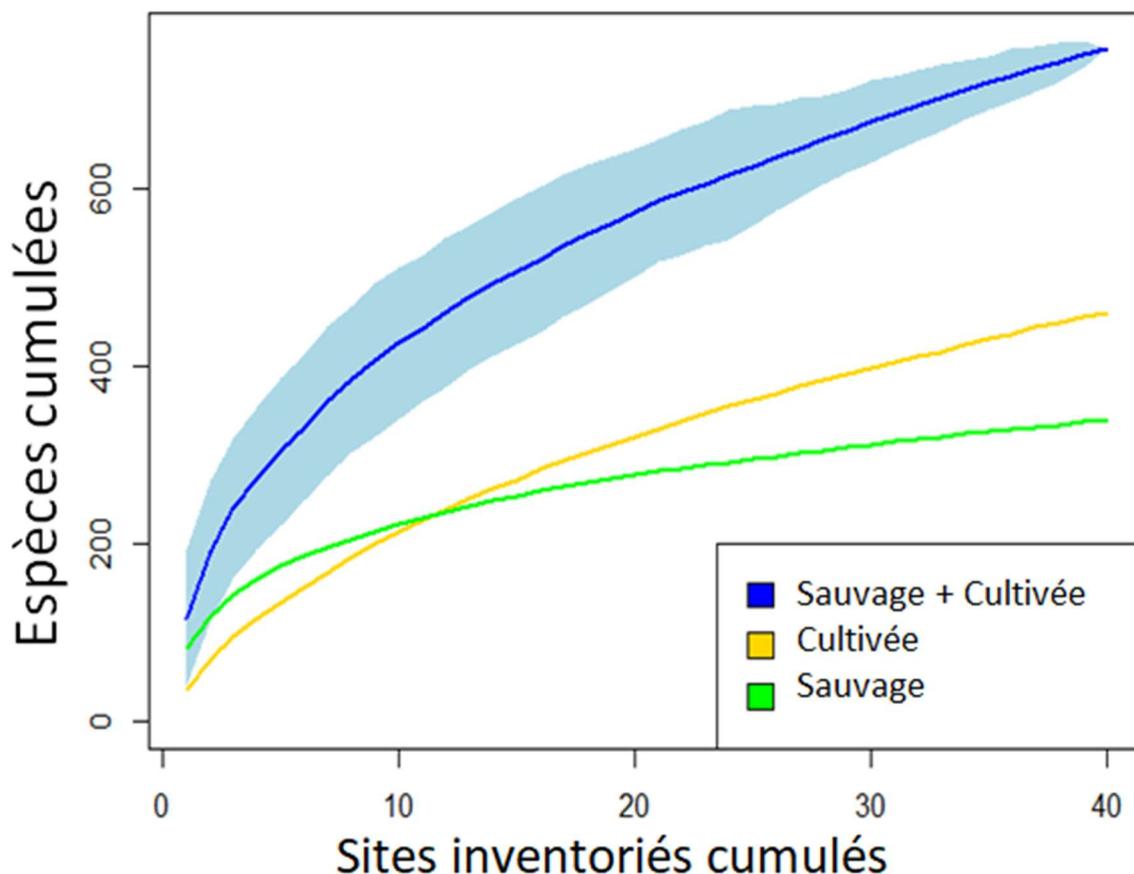


Figure 8-61 : Courbe d'accumulation d'espèces distinctes en fonction du nombre de sites inventoriés.

2.5.3 Des pratiques distinctes entre copropriétés, bailleurs et éco jardins

Si les modalités de gestion des espaces verts impactent la structure des communautés végétales, alors je pose l'hypothèse que des différences en termes de similarité et composition des communautés devraient être observables entre les copropriétés, les sites de bailleurs sociaux et les parcs publics labellisés Écojardin. En effet, ces différents types d'espaces verts ne sont pas gérés par les mêmes professionnels. Les copropriétaires ont recours à des entreprises prestataires privées de paysage dont les pratiques peuvent être très variées. Les bailleurs sociaux peuvent avoir des régies de gestion interne sinon recourir à la prestation. Enfin, les espaces publics ont des équipes définies qui suivent au quotidien et sur le long terme la gestion de ces espaces. A Lyon, les parcs publics que nous avons inventoriés sont labellisés éco jardin, ce qui signifie qu'ils bénéficient d'un plan et d'un cahier de gestion assurant des méthodes écologiques d'entretien, mais aussi qu'ils sont engagés dans l'amélioration continue de ces pratiques d'entretien via des audits réguliers. De plus, les jardiniers bénéficient de formations à la biodiversité et aux méthodes alternatives d'entretien qui incluent les méthodes de coupes, la gestion des résidus de coupe, et la différenciation fine des pratiques de gestion selon un zonage écologique clair qui favorise la création de micro-habitats.

La richesse totale des sites d'étude (limitée à 1ha, pour des raisons de faisabilité pour les plus grands sites) montre que les éco-jardins ont une richesse spécifique significativement plus élevée que les copropriétés ou les sites de bailleurs sociaux (**Figure 8-62, A**). SI l'on distingue la flore sauvage et spontanée de la flore horticole et cultivée, on s'aperçoit que les différences ne sont significatives que pour les parcs publics labellisés Écojardin qui ont une flore sauvage plus élevée (**Figure 8-62, B**).

Cependant, ces différents groupes d'espaces verts ont des surfaces significativement différentes, et à ce niveau d'étude il reste plausible que la plus grande richesse spécifique observée dans les parcs publics labellisés Écojardin soit expliquée uniquement par un effet taille car les parcs publics labellisés Écojardin sont en moyenne significativement plus grands (**Figure 8-63**). Des analyses standardisées vont donc être conduites pour mieux évaluer ces différences et l'effet des pratiques de gestion.

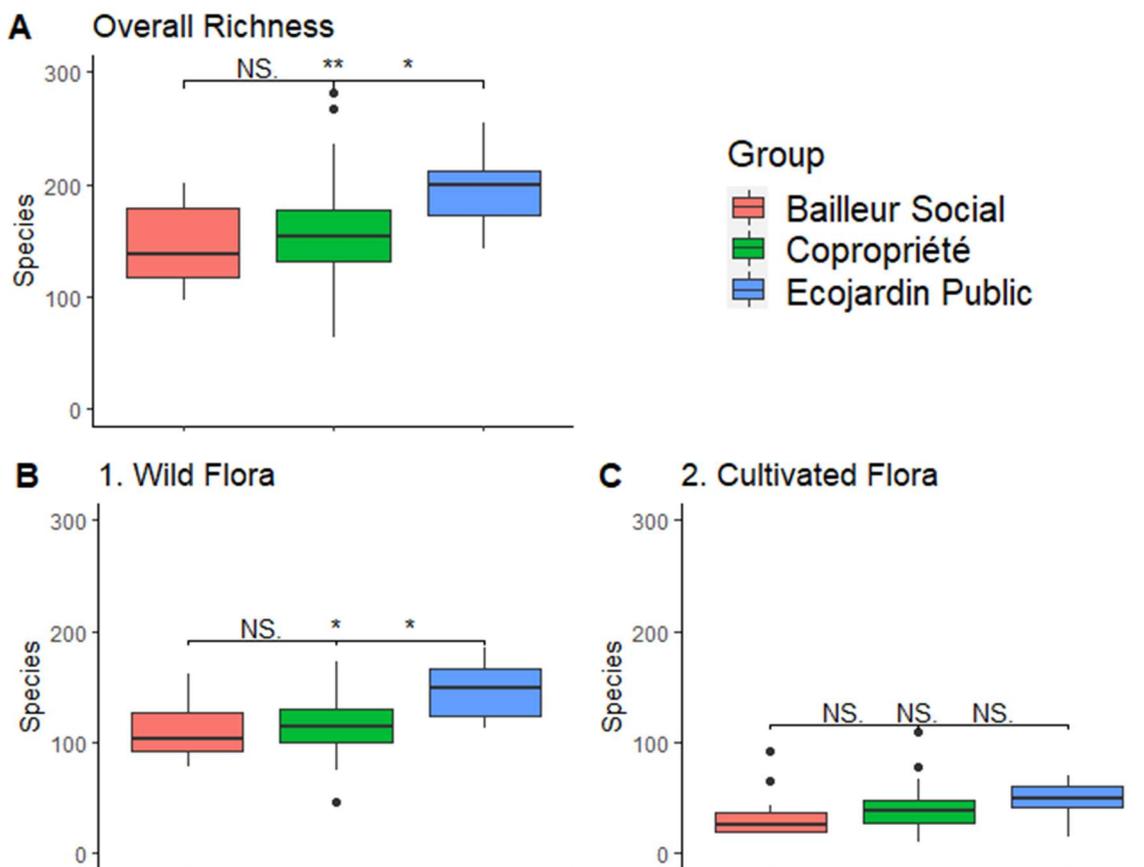


Figure 8-62 : Comparaison de la richesse spécifique végétale totale des sites, entre les sites de bailleurs sociaux, de copropriétés et de parcs publics labellisés Écojardin. A : Flore sauvage et cultivée combinée. B : Flore sauvage. C : Flore cultivée.

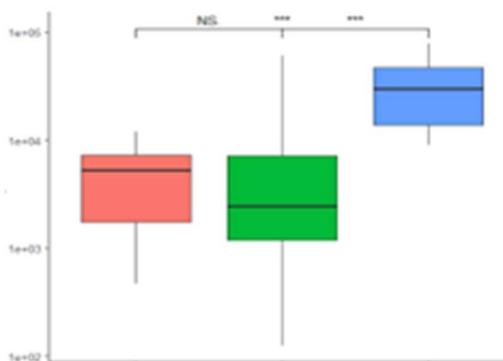


Figure 8-63 : Comparaison de la surface d'espaces verts entre les sites de bailleurs sociaux, de copropriétés et de parcs publics labellisés Écojardin.

La comparaison de la richesse végétale peut être effectuée avec une surface standardisée entre les sites grâce au protocole d'inventaire. Pour chaque site, il est possible de représenter la richesse spécifique de 2 sessions d'inventaire réalisées sur 6 transects de 5m² (**Figure 8-64**). Ces inventaires sur transects se concentrent sur les zones herbacées composées majoritairement d'espèces spontanées et sauvages. Ce résultat montre que si l'on retire l'influence de la taille des sites étudiés, alors la richesse spécifique n'est pas significativement différente entre les copropriétés, bailleurs sociaux et parcs publics labellisés Écojardin. Cependant, on constate que la richesse standardisée des sites de bailleurs sociaux semble plus basse et qu'il n'est pas impossible que la collecte de données supplémentaires augmente la résolution statistique et montre que ces sites ont une richesse spécifique plus faible.

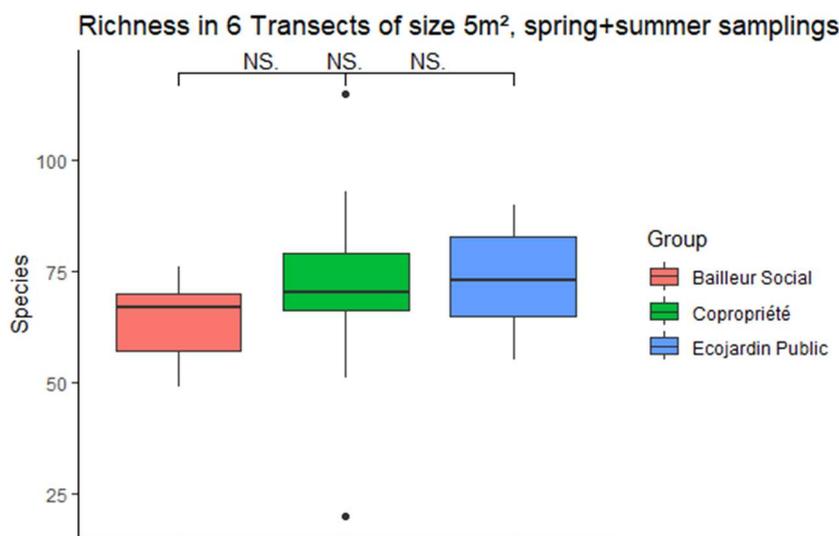


Figure 8-64 : Comparaison de la richesse spécifique végétale à surface d'échantillonnage identique entre les sites (cumul de 6 transects de 5m² de zones herbacées), entre les sites de bailleurs sociaux, de copropriétés et de parcs publics labellisés Écojardin.

Cependant, différentes caractéristiques des communautés peuvent aboutir à une richesse spécifique similaire entre des zones d'inventaire de surface standardisées réalisées sur plusieurs transects d'inventaire. En effet, la richesse totale de ces différentes placettes dépend de caractéristiques spatiales de la structure des communautés, comme par exemple la densité taxonomique de chaque transect et de la diversité beta (la dissimilarité de la composition spécifique entre les transects). Il n'est pas possible à ce stade d'exclure la possibilité que les densités taxonomiques et les dissimilarités de composition soient significativement différentes entre les copropriétés, les sites de bailleurs sociaux et parcs publics éco jardins, ce qui aurait des incidences importantes pour comprendre les pratiques de gestion. Pour répondre à ces questions la **Figure 8-65** montre dans un premier temps que les copropriétés ont une densité taxonomique par transect qui est significativement supérieure à celle des bailleurs sociaux et des parcs publics labellisés Écojardin.

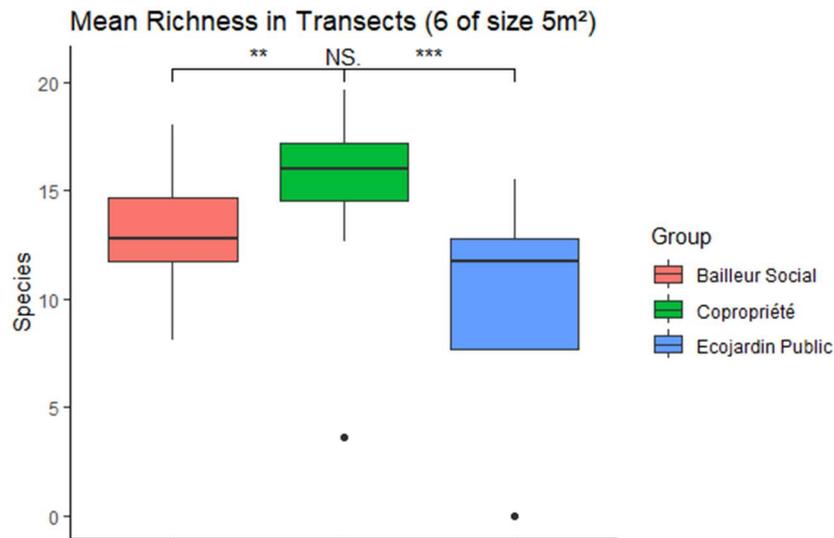


Figure 8-65 : Comparaison de la richesse spécifique moyenne par transect de 5m² de zone herbacée, entre les sites de bailleurs sociaux, copropriétés et parcs publics labellisés Écojardin.

Dans un second temps, la diversité beta entre les transects de chaque site évalue la dissimilarité de composition spécifique des différents transects d'un site (Figure 8-66). Les parcs publics Écojardin montrent un niveau de dissimilarité plus élevé que pour les copropriétés et bailleurs sociaux. Il est plausible qu'une faible résolution statistique dû au faible nombre de sites n'ait pas permis de constater que cette différence était significative en moyenne.

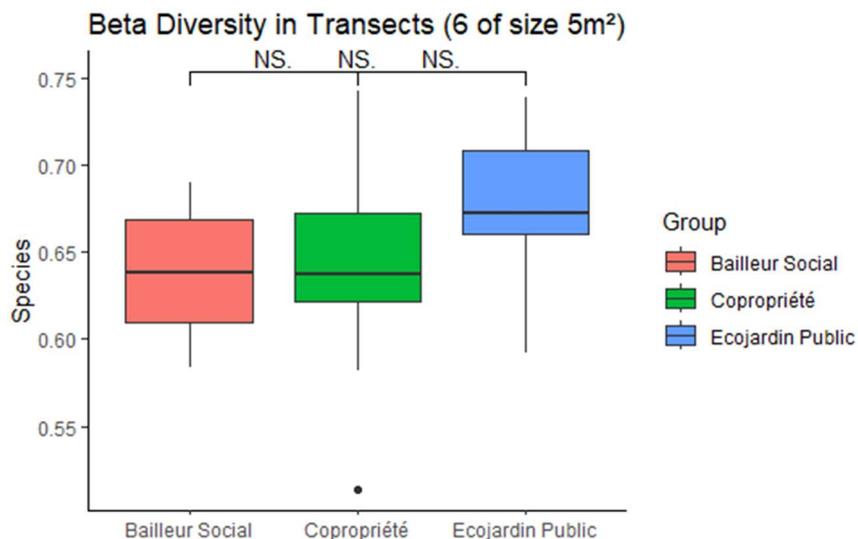


Figure 8-66 : Comparaison de la diversité beta des 6 transects de 5m² de zone herbacée, entre les sites de bailleurs sociaux, de copropriétés et de parcs publics labellisés Écojardin.

Ces mesures montrent que si le niveau de richesse est similaire pour une surface standardisée, la structure spatiale des communautés est sensiblement distincte. D'un point de vue écologique, il est possible d'interpréter les différences observées entre copropriétés, sites de bailleurs sociaux et parcs publics labellisés Écojardin. La haute densité taxonomique peut être favorisée par la tonte régulière, qui limite la compétition à l'accès à certaines ressources comme la lumière et élimine les espèces de grande taille qui auraient pu avoir un avantage compétitif à ce niveau et exclure des espèces plus

sensibles. Nous pouvons donc émettre l'hypothèse que la pression de gestion par la tonte est plus élevée en moyenne en copropriétés et cette hypothèse est confortée avec les observations de terrain qui ont permis de constater visuellement que l'état des pelouses était souvent plus entretenu. La plus faible densité taxonomique en parcs public labellisé Écojardin peut être liée à la présence de zones herbacées gérées comme des prairies et ces hautes formations végétales ont tendance à avoir une richesse plus faible à petite échelle car elles excluent des espèces par compétition. De plus, les différences de diversité beta sont très informatives de la dissimilarité des communautés, et cette dissimilarité peut résulter de conditions pédoclimatiques différentes (des micro-habitats), qui, dans les espaces verts urbains sont liés aux pratiques de gestion qui favorisent justement le développement de ces micro-habitats. A ce titre, ces résultats confirment notre connaissance des modes de gestion pratiqués dans les parcs publics labellisés éco-jardins. En effet, le niveau plus élevé de diversité beta peut résulter des pratiques de gestion qui définissent clairement un zonage écologique différencié des modalités d'entretien, comme c'est le cas depuis plusieurs de nombreuses années dans les équipes de la direction des espaces verts de la Ville de Lyon. Ces pratiques d'entretien différencié ont peu été observées dans les copropriétés et les sites de bailleurs sociaux, ces résultats montrent donc que l'adoption de ces pratiques de gestion différenciées ont des effets concrets sur la structure des communautés et favorise tant la diversité de micro-habitats que des assemblages d'espèces distincts. Ces résultats montrent donc que des modes de gestion appropriés peuvent structurer en profondeur la biodiversité, en soutenant l'hétérogénéité environnementale aboutissant à une diversité taxonomique beta, soutenant très probablement la diversité fonctionnelle, ce qui est identifié par certains auteurs comme un objectif clé de gestion de la biodiversité dans les écosystèmes urbains, tant pour la résilience du vivant que de ses services écosystémiques (Fournier et al. 2020; Oliver et al. 2015).

Etant donné que la structure spatiale de la biodiversité est distincte entre copropriétés, bailleurs sociaux et parcs publics labellisés Écojardin, il devient logique qu'une comparaison de richesse à surface identique entre les sites aboutisse à des conclusions très différentes selon la surface et le nombre de transects mobilisés. Avec un faible nombre de transects la richesse de copropriétés apparaît plus élevée tandis qu'avec un grand nombre de transects c'est la richesse des Écojardin qui semblera plus élevée. Ainsi les conclusions comparatives sur le niveau de richesse entre les sites doivent rester très prudentes et sont peu informatives, alors que la structure spatiale des communautés offre des perspectives claires de compréhension de la biodiversité et des pratiques qui la soutiennent. Nos résultats montrent que la gestion différenciée, dans laquelle la tonte en est une modalité, mériterait d'être conduite également dans les espaces résidentiels privés afin de soutenir la biodiversité. Cette conclusion a des implications esthétiques importantes et des boucles de rétroaction sont possibles avec les résidents si ces zonages de gestion écologiques sont définis conformes aux attentes et usages et s'ils conduisent à la création de micro-habitats avec de réelles qualités paysagères.

Enfin, il est possible de comparer les assemblages d'espèces entre les sites afin d'évaluer si les communautés d'espèces présentes dans les copropriétés, les bailleurs sociaux et les parcs publics labellisés Écojardin sont similaires. La déclinaison de cette étude selon la flore sauvage et spontanée avec la flore cultivée de provenance horticole peut offrir des interprétations variées des pratiques de gestion en distinguant les choix de plantation ainsi que les modalités d'entretien dont nous avons discuté précédemment. Les modélisations NMDS fournissent une représentation graphique de matrices de dissimilarité produites entre tableaux de présence absence des espèces dans chaque site d'étude. Les modélisations NMDS sont à l'image des ACP des méthodes multivariées qui créent des axes factoriels pour représenter au mieux les divergences entre les compositions des communautés

écologiques. Leur significativité est mesurée avec la valeur de stress, considérée de grande qualité lorsqu'elle est inférieure à 0.2 et à rejeter lorsqu'elle est supérieure à 0.4. La **Figure 8-67** montre que la composition de la flore a tendance à se distinguer pour les parcs publics labellisés Écojardin et ce résultat pourrait être lié à la présence de micro-habitats et de conditions d'entretiens qui sont beaucoup moins fréquentes en copropriétés et chez les bailleurs sociaux. Nous émettons l'hypothèse, que dans les parcs publics labellisés Écojardin, la mise en œuvre d'une gestion différenciée est favorable au développement de micro-habitats et l'installation des cortèges d'espèces originaux, que l'on ne retrouve pas dans les copropriétés et les espaces verts des bailleurs sociaux dont les modes de gestion adoptent peu les principes de gestion écologique différenciée. Les observations de terrain soutiennent cette hypothèse, car dans les parcs publics de type Écojardin le zonage différencié de l'entretien des espaces est systématique. Cette gestion offre des pelouses tondues, des prairies fauchées et des espaces en libre évolution, ce qui permet l'émergence d'habitats différents et de communautés d'espèces distinctes.

La **Figure 8-67** montre que des tendances différentes pour la flore cultivée : les communautés d'espèces d'origine horticole semblent assez distinctes entre les copropriétés et les parcs publics labellisés Écojardin. Ceci peut être expliqué par le fait que les plantations sont réalisées selon des réseaux d'approvisionnement et avec des cultures du paysage qui favorisent des palettes végétales différentes entre les entrepreneurs des jardins de copropriété et les jardiniers des municipalités qui disposent d'un centre de production horticole dédié, en dehors des réseaux commerciaux de pépinières des entrepreneurs du paysage. Les observations de terrain et les entretiens avec les décideurs et jardiniers des services d'espace public de la ville de Lyon montrent le recours aux palettes végétales riches en espèces locales. La conception des plus récents parcs publics labellisés Écojardin peut aussi relever d'entreprises du paysage plus en avance sur les pratiques paysagères écologiques car les projets proposés en réponse à l'appel d'offre sont compatibles avec les attentes de la ville qui conduit une politique écologique sur ses espaces verts depuis une vingtaine d'années.

De plus, on constate aussi sur cette figure que les communautés d'espèces cultivées et plantées dans les espaces verts des bailleurs sociaux sont bien plus variées et partagent des similarités communes avec celles des copropriétés et les écoparcs publics. Cette observation surprenante montre que les pratiques paysagères des bailleurs sociaux adoptent de manière variable les pratiques de plantation et choix d'espèces semblables à celles des copropriétés ou des parcs publics selon les sites. Ce résultat soutient que les cultures professionnelles des paysagistes travaillant avec les bailleurs sociaux ont été, et sont probablement encore, variées. Cette variabilité peut provenir de pratiques variées entre les sites pour un même bailleur ou de pratiques variées entre les bailleurs. Dans les deux cas, cette distinction peut aussi provenir du fait que la combinaison bailleur-site déterminerait le fait que l'espace vert soit traité en régie interne avec une culture paysagère plus proche des principes de réalisation pratiqués en parc public labellisé Écojardin, sinon déléguée à un prestataire extérieur plus proche des principes de réalisation pratiqués dans les espaces privés en copropriété. Les différences observées et les hypothèses qui semblent pouvoir les soutenir offre une perspective opérationnelle pour le changement de pratiques paysagères plus écologiques : l'appropriation en interne de la compétence espaces verts pour les bailleurs sociaux pourrait leur permettre de conduire directement le changement des pratiques, par exemple en plantant plus d'espèces d'origine locale comme cela se pratique dans les parcs publics labellisés Écojardin. Ceci n'exclut pas non plus que les pratiques des bailleurs sociaux des paysagistes en régie interne ne suivent pas toujours les pratiques de plantation et de palettes végétales écologiques, dans ce cas la formation des salariés en interne ou le recrutement

de nouvelles compétences pourrait être un levier pour progresser vers des pratiques de paysage plus écologiques. Les leviers pour les changements de pratiques de plantation chez les bailleurs sociaux peuvent donc être multiples et doivent être investigués site par site, bailleur par bailleur, afin d'offrir les préconisations les plus adaptées à chaque site.

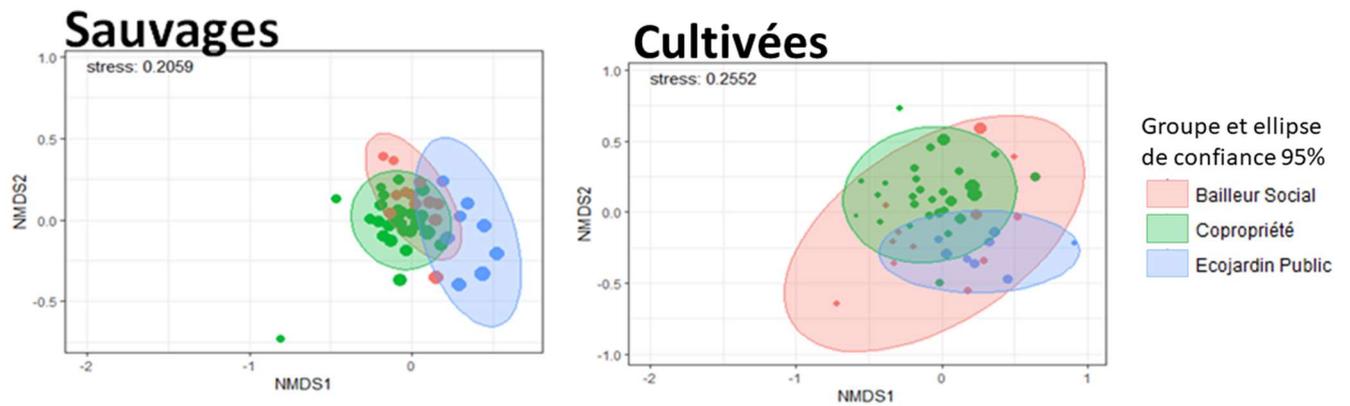


Figure 8-67 : Dissimilarité de composition des communautés de plantes sauvages et cultivées selon les sites d'étude

Conclusion du chapitre 8

Cette étude écologique a permis d'identifier des préconisations clés pour les praticiens à chaque étape du projet d'aménagement. Le modèle a montré que le jeu de variables environnementales retenues avait un pouvoir explicatif exceptionnel pour prédire le niveau de biodiversité, puisqu'il parvient à expliquer plus de 90% de la variance de la biodiversité. En synthèse, les facteurs les plus déterminants pour la biodiversité dans les opérations d'aménagement sont, par ordre décroissant d'importance :

- Un *Open Space Ratio* > 0,5. C'est-à-dire, pour chaque 100m² de surface plancher, 50m² d'espace extérieur non bâti.
- Une végétalisation de l'espace ouvert > 80%, qui permet donc d'atteindre une végétalisation >50% à l'échelle de la parcelle.
- Une qualité des sols élevée, caractérisée, entre autres, par une porosité, un taux de matière organique et capacité de rétention en eau élevée, mais un taux de nutriments modéré.
- Une diversité élevée de strates de végétation : un équilibre dans les proportions de chaque strate occupée dans l'espace vert. Plus particulièrement, la strate herbacée doit occuper une proportion de 20 à 40% de l'espace vert.
- Une complexité paysagère, c'est-à-dire un design de l'espace vert favorisant une distribution des différentes strates de végétation en patchs, évitant une répartition trop cloisonnée des strates et présentant des micro-habitats avec des identités écologiques et des modes de gestion distincts.

De plus, l'approche multi-taxon et l'effort d'inventaire conséquent confèrent une fiabilité à ces résultats, qui révèlent par ailleurs des caractéristiques instructives pour des études futures, soulignant qu'il n'existe pas à proprement parler de taxon de substitution qui apparaisse parfaitement légitime d'après nos représentations statistiques. Les taxons ont tous des préférences différentes dépendant d'interactions complexes entre les variables environnementales, ce qui souligne l'importance d'un habitat collectif présentant une forte hétérogénéité au sein des sites mais également entre les sites. Néanmoins, les problématiques opérationnelles nécessitent forcément de faire des choix face à un temps et un budget limité, et notre représentation d'analyse RDA montre que recourir à la simple mesure de la richesse spécifique des plantes sauvages ou des insectes pollinisateurs semble relativement plus représentative et constituerait le meilleur conseil à donner aux écologues souhaitant savoir par quels taxons initier leurs inventaires.

Un des résultats les plus enthousiasmant reste qu'il existe un véritable pouvoir d'action des praticiens à chaque étape du projet d'aménagement, que nous avons pu évaluer avec justesse. En effet, bien que le contexte d'implantation explique une bonne part du potentiel écologique, leurs actions peuvent avoir un impact du même ordre de grandeur sur le potentiel écologique. L'adaptation des formes urbaines, la gestion des sols et de la végétation sont des axes fondamentaux pour soutenir la biodiversité urbaine dans son ensemble. Enfin, si les pratiques d'entretien se sont révélées compliquées à implémenter et documenter quantitativement, l'étude détaillée de la structure des communautés végétales a fourni des enseignements précieux et montré que les pratiques des parcs publics labellisés Écojardin expliquent probablement la grande hétérogénéité constatée entre les différentes méta-communautés au sein d'un site. Ces résultats montrent donc que l'adoption de pratiques de gestion différenciées, très rare actuellement en habitat collectif, pourrait constituer un levier important pour le potentiel écologique des espaces verts en habitat collectif.

Conclusion générale

Objectifs opérationnels et retombées sociétales

Ce travail doctoral en écologie urbaine et science de la soutenabilité avait pour objectif de proposer des solutions concrètes et intégrées afin de diminuer les impacts écologiques de l'urbanisation massive caractéristique de l'Anthropocène. Une analyse transdisciplinaire des enjeux transformatifs nous a conduit à investiguer les espaces verts en habitat collectif comme des espaces avec un potentiel socio-écologique inédit, nécessitant des actions conjointes de la part des scientifiques, habitants, praticiens et politiques. Cette thèse, inscrite dans un projet de recherche-action, a ainsi mobilisé ces différentes parties prenantes pour identifier les enjeux opérationnels. Ces méthodes de recherche impliquée, inductive et ancrée nous ont permis de conduire des recherches répondant directement à des questions de praticiens et politiques, souhaitant aujourd'hui mettre en œuvre le changement mais manquant de points de repères cruciaux sur les formes urbaines et l'aménagement paysager. Cette thèse propose donc de produire des connaissances manquantes actuellement pour accompagner :

- Les stratégies de planification pour redéfinir concrètement les normes environnementales et morphologiques opérationnelles à décliner dans le zonage des PLU.
- Le changement de pratiques de conception en identifiant les mesures les plus efficaces pour la biodiversité à chaque étape du projet d'aménagement.
- La renaturation de l'existant par des cartes stratégiques identifiant les zones prioritaires les plus vulnérables et présentant un potentiel d'amélioration élevé.

De plus, un retour d'expérience a montré comment les méthodes de notre programme de science citoyenne COLLECTIFS a permis d'impliquer dans la recherche 40 sites en habitat collectif (soit 6000 logements concernés) pour offrir un regard inédit sur la biodiversité de ces espaces, mais aussi co-construire des méthodes d'innovation sociale et mettre en œuvre l'accompagnement de collectifs d'habitants à la renaturation concrète de leur espace vert. En développant un apprentissage ouvert et transformateur, le projet COLLECTIFS a stimulé un intérêt pour des opérations de renaturation volontaires qui se sont concrétisées sur plus de la moitié des sites étudiés. Cette dynamique collective, couplée à des changements politiques locaux réceptifs à ces problématiques, a eu impact transformateur plus étendu, en stimulant les premières politiques locales (portée d'abord par la métropole du Grand Lyon, puis répliquée à Strasbourg et Paris) finançant et garantissant la qualité socio-écologique des opérations de renaturation en proposant un accompagnement des collectifs de résidents par des écologues et des facilitateurs.

Mise en œuvre d'une épistémologie émergente de recherche en écologie urbaine, répondant à une problématique systémique de soutenabilité.

L'urbanisation, dont la dynamique atteint aujourd'hui un rythme inédit à l'échelle globale, est l'un des principaux moteurs de la crise d'extinction de la biodiversité ainsi que de la crise climatique. La combinaison de ces deux crises induit une crise générale de l'habitabilité de la planète pour les vivants humains et non-humains. Au-delà de la valeur intrinsèque du vivant, la crise de biodiversité induit aussi des fragilités fonctionnelles pour les écosystèmes, qui, en altérant la capacité de résilience des services écosystémiques, accroît les vulnérabilités des existences humaines, particulièrement dans les villes, qui sont aux avant-postes du changement climatique. Enfin, l'urbanisation, en accentuant la

déconnexion humanité-biodiversité, entraîne une crise de l'extinction de l'expérience qui fragilise aussi notre capacité individuelle et collective à agir pour le vivant et la résilience de nos territoires habités. Les modalités de l'urbanisation de la planète, avec ses nombreux effets directs et indirects sur la consommation d'espaces naturels, mais aussi ses modalités d'aménagement en rupture avec le vivant, ont une responsabilité essentielle dans ces crises interconnectées de biodiversité, climat, habitabilité, résilience et extinction de l'expérience. L'aménagement urbain, en définissant matériellement et symboliquement notre manière d'habiter le monde, doit donc aujourd'hui parvenir à une redirection écologique radicale pour restaurer un régime de soutenabilité planétaire.

Cette transformation nécessite une analyse systémique de ces problématiques interconnectées afin de proposer des solutions intégrées. La recherche de points de leviers profonds et complémentaires a été l'un des enjeux principaux de cette recherche, demandant une ouverture transdisciplinaire permettant d'identifier des stratégies opérationnelles soutenant l'inclusion de la biodiversité dans l'aménagement. Cette réflexivité a permis d'inscrire l'épistémologie de recherche de cette thèse au sein des préoccupations de l'écologie urbaine *pour et avec* les villes. Ces perspectives nécessitent premièrement un engagement opérationnel des écologues dans des collaborations intersectorielles avec les praticiens, les décideurs politiques et le public, mais aussi un engagement transdisciplinaire investiguant les caractéristiques humaines constructivistes (de la culture, la sociologie et la politique) qui déterminent les pratiques. L'anthropologie, la sociologie de l'action, la philosophie, la psychologie, l'éthique ou encore l'écologie politique ont offert des éclairages précieux pour comprendre comment les villes, en tant qu'espaces symboliques et existentiels d'habitation, participent à la construction sociale et phénoménologique de notre rapport au vivant. Cet apprentissage a permis d'identifier les leviers opérationnels profonds afin de progresser concrètement vers une écologie de la réconciliation adoptant les enjeux du *care*, en revisitant les perspectives les plus récentes, inclusives et participatives des solutions fondées sur la nature.

Les solutions fondées sur la nature sont aujourd'hui de plus en plus adoptées comme une approche qui repose sur la restauration des services écosystémiques, offrant des co-bénéfices pour la biodiversité et les humains. Cependant, leur mise en œuvre a parfois privilégié une expertise technique axée sur l'optimisation rationnelle des solutions, ce qui peut négliger les attentes et perspectives humaines profondes qui seront gage de justice et de résilience sociale à long terme, des conditions pourtant indispensables pour atteindre la soutenabilité. En intégrant des valeurs culturelles et spirituelles dans la conception des espaces verts urbains, les SFN peuvent favoriser une relation plus profonde entre les habitants et leur environnement, ancrant le sens du lieu et nourrissant un attachement indispensable à la résilience socio-écologique de long terme. Pour les écologues investis dans la soutenabilité, ces éclairages transdisciplinaires sont fondamentaux pour construire les méthodes accompagnant efficacement les transformations sociétales soutenables. Les collaborations enrichissantes et les méthodes opérationnelles participatives, mobilisant le pluralisme bio-culturel et les expérimentations ouvertes, soutiennent l'apprentissage ouvert et la justice sociale et écologique. En quittant la position d'expert-consultant et en adoptant celle du tiers facilitateur-médiateur, les scientifiques peuvent développer la légitimité sociale de projets co-construits en recourant à des processus délibératifs garantissant une justice représentative et procédurale, tout en continuant d'assurer l'évaluation crédible des co-bénéfices des projets.

Potentiel socio-écologique de l'habitat collectif : des leviers profonds de transformation citoyenne et des données inédites montrant un potentiel écologique à concrétiser.

Cette réflexivité nous a conduit à identifier l'habitat collectif comme étant un objet frontière entre les disciplines investiguant la soutenabilité. En effet, l'habitat collectif offre des perspectives matérielles et symboliques concrètes pour répondre aux préoccupations liées à la vulnérabilité urbaine et à la déconnexion au vivant. Ainsi, l'habitat collectif pourrait soutenir la production de nombreux services écosystémiques, qui pourraient bénéficier d'une planification et d'une gestion collective des ressources, inspirées des politiques des communs soutenant une gestion autonome locale. Ces communs s'inscrivent, en espace résidentiel, dans des réalités spatiales concrètes comme par exemple leurs espaces verts. De plus, l'habitat collectif est la forme majoritaire d'habitat en France, ces espaces pourraient donc avoir un impact majeur sur la construction de la connexion à la nature de la majorité de la population, s'ils étaient aménagés avec une qualité environnementale favorable à la biodiversité.

En définitive, l'habitat collectif se situe à la convergence de multiples préoccupations de soutenabilité, en activant de nombreux points de leviers profonds pour engager des transformations socio-écologiques en faveur de la biodiversité et de la résilience urbaine. Leurs espaces verts pourraient être au cœur des transformations soutenables et inclusives, en favorisant la participation citoyenne et la gouvernance partagée. Ce potentiel démocratique est concret car les résidents ont un pouvoir formel pour transformer leur cadre de vie et cet apprentissage participatif pourrait faire évoluer les attitudes individuelles mais aussi les normes sociales, activant ainsi des leviers transformatifs profonds.

Or, nos résultats ont montré qu'aujourd'hui, les espaces résidentiels en habitat collectif semblent parfois être très éloignés de ces enjeux socio-écologiques. Ils présentent des niveaux d'artificialisation élevés, malgré leur potentiel de végétalisation et malgré des attentes sociétales récentes pour des environnements habités atténuant les effets du changement climatique et de meilleures qualités esthétiques. Nos études soulignent que les espaces verts en habitat collectif sont centraux dans les quartiers les plus vulnérables car ils sont souvent les espaces verts majoritaires des quartiers très carencés en végétation. Nous évaluons également les opportunités existantes sur les opérations neuves en habitat collectif par une étude montrant que 75 % des surfaces plancher construites aujourd'hui (sur le périmètre de la métropole de Lyon) sont dédiées à l'habitat collectif. Pour la transformation de l'existant, nos simulations montrent qu'un scénario de renaturation pérenne (dont la faisabilité a été vérifiée), permettrait, à l'échelle des 11 593 parcelles étudiées sur notre territoire d'étude (construites entre 1918 et 2017), d'augmenter de 75 % la surface de végétation moyenne par appartement et de réduire les inégalités. Enfin, une étude de connectivité nous a permis de constater que l'habitat collectif a une contribution limitée à la connectivité écologique, mais que le potentiel d'amélioration est énorme : des efforts ambitieux de renaturation des opérations existantes pourraient permettre d'accroître de plus de 10 à 40 % la connectivité de l'ensemble du territoire étudié (selon les espèces considérées) alors que les espaces en habitat collectif n'occupent que 7,5 % du territoire étudié.

Concernant la biodiversité, nous avons produit les premières données multi-taxon sur ces espaces et démontré que les espaces verts en habitat collectif pouvaient, pour certains taxons, montrer des niveaux de richesse et diversité similaires aux parcs publics en gestion écologique labellisés Écojardin. Néanmoins, nous avons pu constater que le niveau de biodiversité reste extrêmement variable en

habitat collectif. Ces résultats soutiennent l'idée qu'il existe un potentiel important à concrétiser en habitat collectif, mais aussi que leur rôle stratégique dans la transition écologique urbaine mérite d'être reconnu et encouragé pour faire des espaces verts en habitat collectif des communs, pour cohabiter avec le vivant et avancer vers des villes résilientes et soutenables. Ces opportunités uniques peuvent être mises en œuvre concrètement dans des processus d'expérimentation ouverts, avec une participation indissociable des habitants dans les collaborations avec les chercheurs, urbanistes, architectes et citoyens, transformant ces espaces en véritables laboratoires vivants des changements socio-écologiques. La gestion locale et citoyenne des ressources, ainsi que la réappropriation des territoires de vie par leurs habitants sont essentielles pour soutenir une éthique du *care* en pratique, créant des environnements urbains résilients et soutenables.

Des préconisations opérationnelles pour soutenir le potentiel écologique de l'habitat collectif à chaque étape : de la réglementation des PLU à l'aménagement paysager.

Afin d'accompagner la transformation des pratiques d'aménagement vers la soutenabilité écologique, les écologues doivent développer des collaborations plus étroites avec les politiques, les praticiens de l'urbanisme, de l'architecture et du paysage. Cependant, pour favoriser cet apprentissage et accompagner les professionnels de plus en plus engagés dans cette transition, les écologues doivent restructurer leurs analyses pour répondre aux questions tels que les praticiens se les posent.

Parmi les problématiques relevées, l'introduction réglementaire de coefficients de végétalisation dans les PLU a souligné la difficulté à encadrer les morphologies urbaines pour des villes compactes (limitant l'étalement urbain) qui soient également habitables face au changement climatique qui induit des vulnérabilités inédites pour ces territoires. Ces tentatives de cadrage montrent un manque d'évaluation de la capacité de ces nouvelles normes écologiques à atteindre leurs objectifs. Nous avons donc conduit une étude pour répondre à une question cruciale auxquels ni les praticiens, ni les politiques, ni la recherche n'avaient encore apporté de réponse satisfaisante : quelles sont les formes urbaines conciliant les deux impératifs, a priori paradoxaux, de densification urbaine et de végétalisation, afin d'accompagner les villes dans des logiques limitant l'artificialisation, tout en garantissant leur habitabilité et leur résilience ?

En construisant un modèle systémique analysant 11 593 parcelles, nous avons montré que la densité avait une incidence très limitée sur la végétalisation de la parcelle (6 % de la variance), car une densité identique pouvait mener à des formes urbaines très différentes, modulant ainsi la surface potentiellement végétalisable ; et que les pratiques paysagères pouvaient aussi *in fine* aboutir à une végétalisation réelle très variable. Nos résultats ont montré qu'un niveau de végétalisation soutenable (statué à 50 % d'après une étude) pouvait être garanti en recourant à une métrique morphologique : l'*Open Space Ratio* (OSR), qui est le ratio entre les surfaces non bâties et la somme des surfaces de planchers. De par sa définition, nous avons émis l'hypothèse que cette métrique novatrice a la capacité de traduire les pressions d'usages s'exerçant sur les espaces ouverts, ce qui influencerait la pérennité de la végétation. Nos résultats ont soutenu cette hypothèse en montrant que des points de bascule existent lorsque l'OSR est trop faible. Nos préconisations sont de réglementer un $OSR > 0.5$ en complément du taux de végétalisation à 50 %, ce qui assure sa pérennité et offre une gamme variée de formes urbaines respectant ces normes, permettant d'adapter la hauteur du bâti selon les zonages du PLU, dans un panel allant de 4 à 12 étages. Nous avons aussi détaillé une méthode pour réviser les préconisations morphologiques d'un PLU, basée sur l'analyse des morphologies existantes dans

chaque zone.

Notre seconde problématique relevée concernait l'accompagnement des praticiens de l'aménagement à adopter, à chaque étape du projet, les mesures les plus efficaces pour soutenir le potentiel écologique et atteindre un niveau de biodiversité élevé. Nos résultats montrent que les paramètres contrôlés par les praticiens (urbanismes, architectes, paysagistes) ont une influence presque autant importante que le contexte d'implantation pour déterminer le niveau de biodiversité final. De tels résultats sont ainsi très stimulants car ils confirment pour les praticiens la portée et l'incidence réelle de leurs décisions. De plus, en adoptant une approche systémique et hiérarchique, intégrant des données multi-taxons (la vie dans les sols (bactéries, champignons, nématodes, mésofaune), les arthropodes épigés, la végétation, les insectes pollinisateurs, les oiseaux et les chauves-souris), nos modèles statistiques opérationnels ont montré une capacité prédictive exceptionnelle (90 %), ce qui a permis d'offrir une vision claire des facteurs les plus favorables à la biodiversité urbaine. Nos résultats ont montré l'importance fondamentale de la morphologie urbaine (confirmant le seuil d'OSR>0.5 et l'importance d'un taux de végétalisation de la parcelle atteignant 50 %), de la qualité des sols et de la diversité et de la structure de la végétation.

Nos résultats sur la structure de la végétation sont très éclairants pour la composition paysagère et montrent l'importance cruciale de l'hétérogénéité paysagère tout en créant des micro-habitats différenciés de taille suffisante, apportant aussi une contribution importante aux théories d'écologie ayant conceptualisé ce compromis hétérogénéité-surface, resté jusqu'alors controversé à cause du manque de données de terrain validant cette théorie. Notre analyse plus poussée des méta-communautés végétales soutient aussi ces résultats en montrant la capacité des pratiques des gestions écologiques différenciées, telles que réalisées systématiquement dans les parcs publics labellisés Écojardin, à parvenir à une différenciation spatiale des assemblages d'espèces. Ces résultats montrent donc le rôle levier central des praticiens pour la biodiversité urbaine et le soin particulier qui doit être apporté à la morphologie urbaine, au sol, à la diversité et structure de la végétation et à son entretien.

Perspectives de recherche et d'application opérationnelle des résultats.

Cette thèse a révélé l'importance de l'*Open Space Ratio*, une métrique apte à réconcilier les enjeux de densification et de végétalisation des villes, offrant de bonnes garanties sur la pérennité de cette végétation et son niveau de biodiversité associé. L'OSR offre ainsi de meilleures garanties pour la résilience urbaine et soutient un développement urbain symbiotique soutenant la cohabitation homme-nature. Néanmoins, la bonne introduction réglementaire de l'OSR, dans les PLU par exemple, reste actuellement incertaine car la possibilité de recourir à cet indicateur hybride reste sujette à interprétation, car le code de l'urbanisme ne propose pas explicitement un tel outil. Il serait donc judicieux de porter ces résultats à la connaissance des parlementaires et du Ministère de la Transition Écologique pour évaluer si un projet de loi serait pertinent afin d'amender le code de l'urbanisme et faciliter l'usage de cette métrique prometteuse. Actuellement, en l'absence de contrainte réglementaire mobilisable, ces préconisations vont faire l'objet d'un examen ces prochains mois en vue de réformer des labels d'urbanisme écologique afin de consolider ces labels avec des indicateurs ayant fait leurs preuves dans cette thèse.

Si la conduite d'une recherche en écologie et géographie a permis dans cette thèse de réinscrire la matérialité des socio-écosystèmes urbains dans les processus humains de conception et d'entretien les générant, des réflexions doivent être poursuivies pour mieux comprendre la sociologie des pratiques écologiques des paysagistes intervenant en habitat collectif et ses leviers possibles

d'évolution. En effet, les observations informelles de terrain ont souligné la très grande diversité des motivations et points de bascule ayant entraîné un changement des pratiques des paysagistes, qu'il s'agisse d'une adaptation aux nouvelles attentes du marché, d'une prise de conscience environnementale, d'un souci d'ergonomie du travail, d'une influence des syndicats interprofessionnels, d'une montée en compétence par la formation continue, ou encore de l'évolution des contenus des formations initiales. Le milieu du paysage dans le secteur de l'entretien en habitat collectif est constitué d'entreprises individuelles et de PME d'une très grande hétérogénéité et ces paysagistes ont un pouvoir d'influence très important sur le changement de pratiques. Cette compréhension ergonomique permettrait également de documenter de nouvelles formes d'organisation de l'entreprise pour tenir compte des spécificités de chaque jardin et assurer son suivi, mais aussi de révéler des prestations émergentes s'inscrivant dans l'accompagnement à la transition du paysage et à la participation des résidents aux opérations d'entretien. Ces retours d'expériences pourraient être des perspectives d'évolution écologique motivantes pour ces paysagistes qui réclament parfois plus de sens dans leur métier et de contact humain.

Des recherches en sciences humaines et sociales mériteraient d'être amplement approfondies, notamment pour conduire des enquêtes sur la perception des formes urbaines telle que préconisées. Actuellement, ces études restent assez peu étoffées sur les métriques morphologiques et se contentent généralement de la hauteur des immeubles et de la densité urbaine. Un découplage est aujourd'hui nécessaire afin de comprendre si des formes urbaines potentiellement plus hautes ou plus denses mais favorisant de grands espaces verts qualitatifs et multifonctionnels serait une perspective suffisamment attractive pour faire concurrence au désir de construction d'un logement neuf individuel.

De plus, cette thèse et son projet de recherche-action ont produit des transformations concrètes en ayant conduit à la renaturation d'espaces verts en habitat collectif. Les méthodes que nous avons mobilisées, ont tenté d'impliquer les collectifs d'habitants dans la recherche, d'offrir régulièrement des espaces et des temps communs ouverts non scientifiques, mais aussi de s'inscrire dans une dynamique temporelle étendue. Ces choix semblent avoir alimenté un apprentissage transformateur ayant pu stimuler de nouvelles cultures des communs, du sens du lieu et de l'habité, mais aussi de la cohabitation avec les vivants. Cependant, afin de décrire précisément les effets de nos méthodes et offrir un retour d'expérience plus approfondi, une étude détaillée relevant de la sociologie ou de la psychologie environnementale mériterait d'être conduite afin de confirmer que nos actions n'étaient pas un simple effet d'aubaine pour les résidents, mais ont contribué à activer des leviers profonds de transformations ayant pu soutenir l'émergence d'un sens du lieu et d'une reconnexion au vivant. Les méthodes actuellement proposées par la recherche en soutenabilité pourraient ainsi bénéficier d'un retour d'expérience supplémentaire qui pourrait soutenir leur capacité, pour certains résidents, à se reconnecter avec le vivant et se réconcilier avec leur lieu de vie en « trouvant un lieu vivant à aimer personnellement et à défendre collectivement » (Morizot 2023b).

BIBLIOGRAPHIE

- Abson DJ, Fischer J, Leventon J, Newig J, Schomerus T, et al. 2017. Leverage points for sustainability transformation. *Ambio*. 46(1):30–39
- Adams LW. 1994. *Urban Wildlife Habitats: A Landscape Perspective*. U of Minnesota Press
- Adelman C. 1993. Kurt Lewin and the Origins of Action Research. *Educ. Action Res.* 1(1):7–24
- ADEME. 2014. *Visions énergie climat 2030/2050 : quels modes de vie pour demain ?* La librairie ADEME. <https://librairie.ademe.fr>
- Agence du climat de l'Eurométropole de Strasbourg. 2023. *Végétalisation*
- Ahern J. 2011. From fail-safe to safe-to-fail: Sustainability and resilience in the new urban world. *Landscape Urban Plan.* 100(4):341–43
- Ajzen I. 1991. The theory of planned behavior. *Organ. Behav. Hum. Decis. Process.* 50(2):179–211
- Akinnifesi FK, Sileshi GW, Ajayi OC, Akinnifesi AI, de Moura EG, et al. 2010. Biodiversity of the urban homegardens of São Luís city, Northeastern Brazil. *Urban Ecosyst.* 13(1):129–46
- Akpo E, Crane TA, Vissoh PV, Tossou RC. 2015. Co-production of Knowledge in Multi-stakeholder Processes: Analyzing Joint Experimentation as Social Learning. *J. Agric. Educ. Ext.* 21(4):369–88
- Alberti M. 2008. *Advances in Urban Ecology*. Boston, MA: Springer US
- Alberti M, Correa C, Marzluff JM, Hendry AP, Palkovacs EP, et al. 2017. Global urban signatures of phenotypic change in animal and plant populations. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 114(34):8951–56
- Alberti M, Marzluff JM, Shulenberg E, Bradley G, Ryan C, Zumbrunnen C. 2003. Integrating humans into ecology: Opportunities and challenges for studying urban ecosystems. *Bioscience.* 53(12):1169–79
- Albrecht GA. 2016. Exiting the Anthropocene and Entering the Symbiocene. *Minding Nat.* (9.2):
- Albrecht GA. 2019. *Earth Emotions: New Words for a New World*. Cornell University Press
- Allouche O, Kalyuzhny M, Moreno-Rueda G, Pizarro M, Kadmon R. 2012. Area-heterogeneity tradeoff and the diversity of ecological communities. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 109(43):17495–500
- Altringham JD. 1996. *Bats: Biology and Behaviour*. Oxford University Press
- Ambrosino C. 2023. *Villes en transition ? Les fondements permaculturels de l'urbanisme du futur*. *Virus Rech.* 2–10
- André HM, Noti M-I, Lebrun P. 1994. The soil fauna: the other last biotic frontier. *Biodivers. Conserv.* 3(1):45–56
- Angheloiu C, Tennant M. 2020. Urban futures: Systemic or system changing interventions? A literature review using Meadows' leverage points as analytical framework. *Cities.* 104:102808
- Angold PG, Sadler JP, Hill MO, Pullin A, Rushton S, et al. 2006. Biodiversity in urban habitat patches. *Sci. Total Environ.* 360(1):196–204
- Anthony MA, Bender SF, van der Heijden MGA. 2023. Enumerating soil biodiversity. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 120(33):e2304663120
- Ardoin NM, Gould RK, Lukacs H, Sponarski CC, Schuh JS. 2019. Scale and sense of place among urban dwellers. *Ecosphere.* 10(9):e02871
- Arendt H. 1954. *Between Past and Future: Eight Exercises in Political Thought*. Penguin Books
- Arnstein SR. 1969. A Ladder Of Citizen Participation. *J. Am. Inst. Plann.* 35(4):216–24
- Aronson MFJ, La Sorte FA, Nilon CH, Katti M, Goddard MA, et al. 2014. A global analysis of the impacts of urbanization on bird and plant diversity reveals key anthropogenic drivers. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 281(1780):20133330
- Aronson MFJ, Nilon CH, Lepczyk CA, Parker TS, Warren PS, et al. 2016. Hierarchical filters determine community assembly of urban species pools. *Ecology.* 97(11):2952–63
- Arpin I, Mounet C, Geoffroy D. 2015. Inventaires naturalistes et rééducation de l'attention. *Études Rural.* (195):89–108
- Attard J-P. 2013. Un logement foncièrement solidaire : le modèle des community land trusts. *Mouvements.* 74(2):143–53
- Avila-Flores R, Fenton MB. 2005. Use of Spatial Features by Foraging Insectivorous Bats in a Large Urban Landscape. *J. Mammal.* 86(6):1193–1204
- Avolio ML, Swan C, Pataki DE, Jenerette GD. 2021. Incorporating human behaviors into theories of urban community assembly and species coexistence. *Oikos.* 130(11):1849–64
- Aznarez C, Svenning J-C, Pacheco JP, Have Kallešø F, Baró F, Pascual U. 2023. Luxury and legacy effects on urban biodiversity, vegetation cover and ecosystem services. *Npj Urban Sustain.* 3(1):1–11
- Bachelard G. 1958. *La poétique de l'espace*. Presses universitaires de France
- Bachelard G. 1960. *La formation de l'esprit scientifique: contribution à une psychanalyse de la connaissance objective*. J. Vrin
- Badiu DL, Iojă CI, Pătroescu M, Breuste J, Artmann M, et al. 2016. Is urban green space per capita a valuable target to achieve cities' sustainability goals? Romania as a case study. *Ecol. Indic.* 70:53–66
- Baillie J, Hilton-Taylor C, Stuart SN, Commission ISS. 2004. 2004 IUCN Red List of Threatened Species: A Global Species Assessment. IUCN
- Baldock KCR, Goddard MA, Hicks DM, Kunin WE, Mitschunas N, et al. 2015. Where is the UK's pollinator biodiversity? The importance of urban areas for flower-visiting insects. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 282(1803):20142849
- Baldock KCR, Goddard MA, Hicks DM, Kunin WE, Mitschunas N, et al. 2019. A systems approach reveals urban pollinator hotspots and conservation opportunities. *Nat. Ecol. Evol.*
- Balikçi S, Giezen M, Arundel R. 2021. The paradox of planning the compact and green city: analyzing land-use change in Amsterdam and Brussels. *J. Environ. Plan. Manag.* 65(13):1–25
- Ball L, Still R, Riggs A, Skilbeck A, Shardlow M, et al. 2022. The Bugs Matter Citizen Science Survey: Counting insect "splats" on vehicle number plates.
- Balvanera P, Siddique I, Dee L, Paquette A, Isbell F, et al. 2014. Linking Biodiversity and Ecosystem Services: Current Uncertainties and the Necessary Next Steps. *BioScience.* 64(1):49–57
- Barbier J-M. 2015. *Savoirs théoriques et savoirs d'action*. Humensis
- Barnosky AD, Matzke N, Tomiya S, Wogan GOU, Swartz B, et al. 2011. Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? *Nature.* 471(7336):51–57
- Bar-On YM, Phillips R, Milo R. 2018. The biomass distribution on Earth. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 115(25):6506–11
- Barr J, Cohen JP. 2014. The floor area ratio gradient: New York City, 1890–2009. *Reg. Sci. Urban Econ.* 48:110–19
- Barragan-Jason G, de Mazancourt C, Parmesan C, Singer MC, Loreau M. 2022. Human–nature connectedness as a pathway to sustainability: A global meta-analysis. *Conserv. Lett.* 15(1):e12852
- Barrios E. 2007. Soil biota, ecosystem services and land productivity. *Ecol. Econ.* 64(2):269–85
- Barthel S, Colding J, Hiswåls A-S, Thalén P, Turunen P. 2022. Urban green commons for socially sustainable cities and communities. *Nord. Soc. Work Res.* 12(2):310–22
- Batjes NH. 2014. Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *Eur. J. Soil Sci.* 65(1):10–21
- Battisti L, Pille L, Wachtel T, Larcher F, Saeumel I. 2019. Residential Greenery: State of the Art and Health-Related Ecosystem Services and Disservices in the City of Berlin. *Sustainability.* 11(6):1815
- Beau R. 2013. *Ethique de la nature ordinaire*. These de doctorat thesis. Paris 1
- Beau R, Larrère C. 2018. *Penser l'Anthropocène*. Presses de Sciences Po
- Beckers V, Poelmans L, Van Rompaey A, Dendoncker N. 2020. The impact of urbanization on agricultural dynamics: a case study in

- Belgium. *J. Land Use Sci.* 15(5):626–43
- Béguin P, Cerf M. 2009. Dynamique des savoirs, dynamique des changements. *Octaves*
- Belaire JA, Bass H, Venhaus H, Barfield K, Pannkuk T, et al. 2023. High-Performance Landscapes: Re-Thinking Design and Management Choices to Enhance Ecological Benefits in Urban Environments. *Land*. 12(9):1689
- Belaire JA, Whelan CJ, Minor ES. 2014. Having our yards and sharing them too: the collective effects of yards on native bird species in an urban landscape. *Ecol. Appl.* 24(8):2132–43
- Bellec A. 2018. Dynamiques spatiales, temporelles et écologiques de la Métropole de Lyon
- Bellet E. 2022. Caractérisation des liens des citoyens à la biodiversité urbaine à travers le paysage sonore. Thèse en préparation thesis. Lyon 3
- Belmeziti A, Cherqui F, Kaufmann B. 2018. Improving the multi-functionality of urban green spaces: Relations between components of green spaces and urban services. *Sustain. Cities Soc.* 43:1–10
- Bendt P, Barthel S, Colding J. 2013. Civic greening and environmental learning in public-access community gardens in Berlin. *Landsc. Urban Plan.* 109(1):18–30
- Beninde J, Veith M, Hochkirch A. 2015. Biodiversity in cities needs space: a meta-analysis of factors determining intra-urban biodiversity variation. *Ecol. Lett.* 18(6):581–92
- Bernholt H, Kehlenbeck K, Gebauer J, Buerkert A. 2009. Plant species richness and diversity in urban and peri-urban gardens of Niamey, Niger. *Agrofor. Syst.* 77(3):159–79
- Berque A. 1987. *Écoumène: introduction à l'étude des milieux humains.* Belin
- Berry T. 2006. *Evening Thoughts: Reflecting on Earth as a Sacred Community.* Catapult
- Bettencourt L, West G. 2010. A unified theory of urban living. *Nature.* 467:912–13
- Biel A, Thøgersen J. 2007. Activation of social norms in social dilemmas: A review of the evidence and reflections on the implications for environmental behaviour. *J. Econ. Psychol.* 28(1):93–112
- Blair RB. 1999. Birds and Butterflies Along an Urban Gradient: Surrogate Taxa for Assessing Biodiversity? *Ecol. Appl.* 9(1):164–70
- Blanchart A, Séré G, Chérel J, Warot G, Marie S, et al. 2018. Towards an operational methodology to optimize ecosystem services provided by urban soils. *Landsc. Urban Plan.* 176:1–9
- Bloor D. 1976. *Knowledge and Social Imagery.* University of Chicago Press
- Bohne RA, Kaspersen B, Skullestad JL, Ytrehus E. 2017. Embodied energy versus building height, the “Premium” of building tall. *Proc. World Sustain. Built Environ. Conf.* 2017. https://www.wsbe17hongkong.hk/_bin/ckfinder/userfiles/files/Paper/P_1992-1997%20Embodied%20Energy%20Versus%20Building%20Height.pdf
- Bon-Saliba B. 2017. Le changement aux risques de l'approche systémique. *Tiers.* 18(1):21–31
- Bonthoux S, Brun M, Di Pietro F, Greulich S, Bouché-Pillon S. 2014. How can wastelands promote biodiversity in cities? A review. *Landsc. Urban Plan.* 132:79–88
- Bookchin M. 2005. *The Ecology of Freedom: The Emergence and Dissolution of Hierarchy.* AK Press
- Bourdieu P. 1979. *La Distinction: Critique sociale du jugement.* Minuit
- Bourgeois M. 2015. Impacts écologiques des formes d'urbanisation : modélisations urbaines et paysagères. thesis thesis. Besançon
- Bourgeois M. 2024. Territorialiser les réseaux écologiques. thesis thesis. Université Lyon 3 Jean Moulin
- Bourgeois M, Boutreux T, Vuïdel G, Savary P, Piot P, et al. 2024. Assessing the strategic role of urban green spaces for habitat connectivity in multi-family residential plots. *Urban For. Urban Green.* 128471
- Bourgeois M, Sahraoui Y, Dietrich J. 2022. The contributions of socio-environmental information maps in an environmental mobilisation: the case of a fight against a highway project in France. *Local Environ.* 27(9):1102–21
- Boutreux T, Bourgeois M, Bellec A, Commeaux F, Kaufmann B. 2024. Addressing the sustainable urbanism paradox: tipping points for the operational reconciliation of dense and green morphologies. *Npj Urban Sustain.* 4(1):1–12
- Boutreux T, Bourgeois M, Kaufmann B. 2020. « La protection de la biodiversité démarre en bas de nos immeubles ». *Le Monde.fr*, Sep. 6, . https://www.lemonde.fr/economie/article/2020/09/06/la-protection-de-la-biodiversite-demarre-en-bas-de-nos-immeubles_6051174_3234.html
- Bowman DMJS, Garnett ST, Barlow S, Bekessy SA, Bellairs SM, et al. 2017. Renewal ecology: conservation for the Anthropocene. *Restor. Ecol.* 25(5):674–80
- Boykin KG, Kepner WG, McKerrow AJ. 2021. Applying Biodiversity Metrics as Surrogates to a Habitat Conservation Plan. *Environments.* 8(8):69
- Braaker S, Moretti M, Boesch R, Ghazoul J, Obrist MK, Bontadina F. 2014. Assessing habitat connectivity for ground-dwelling animals in an urban environment. *Ecol. Appl.* 24(7):1583–95
- Bramley G, Dempsey N, Power S, Brown C, Watkins D. 2009. Social Sustainability and Urban Form: Evidence from Five British Cities. *Environ. Plan. Econ. Space.* 41(9):2125–42
- Breheny M. 1997. Urban compaction: feasible and acceptable? *Cities.* 14(4):209–17
- Brunner J, Cozens P. 2013. ‘Where Have All the Trees Gone?’ Urban Consolidation and the Demise of Urban Vegetation: A Case Study from Western Australia. *Plan. Pract. Res.* 28(2):231–55
- Buchner D, Leese F. 2020. BOLDigger – a Python package to identify and organise sequences with the Barcode of Life Data systems. *Metabarcoding Metagenomics.* 4:e53535
- Burghardt W, Morel JL, Zhang G-L. 2015. Development of the soil research about urban, industrial, traffic, mining and military areas (SUITMA). *Soil Sci. Plant Nutr.* 61(sup1):3–21
- Burton E, Jenks M, Williams K, Jenks M, Williams K. 2003. *The Compact City : A Sustainable Urban Form?* Routledge
- Butchart SHM, Walpole M, Collen B, van Strien A, Scharlemann JPW, et al. 2010. Global Biodiversity: Indicators of Recent Declines. *Science.* 328(5982):1164–68
- Bylund J. 2020. Joint programming for urban transformations: the making of the JPI Urban Europe Strategic Research and Innovation Agenda. *Urban Transform.* 2(1):10
- Byrne J, Sipe N, Searle G. 2010. Green around the gills? The challenge of density for urban greenspace planning in SEQ. *Aust. Plan.* 47(3):162–77
- Byrnes JEK, Gamfeldt L, Isbell F, Lefcheck JS, Griffin JN, et al. 2014. Investigating the relationship between biodiversity and ecosystem multifunctionality: challenges and solutions. *Methods Ecol. Evol.* 5(2):111–24
- C Gomes T. 2013. Novel ecosystems in the restoration of cultural landscapes of Tl'ch's, West Chatham Island, British Columbia, Canada. *Ecol. Process.* 2:
- Cadenasso ML, Pickett STA, Schwarz K. 2007. Spatial heterogeneity in urban ecosystems: reconceptualizing land cover and a framework for classification. *Front. Ecol. Environ.* 5(2):80–88
- Caley MJ, Fisher R, Mengersen K. 2014. Global species richness estimates have not converged. *Trends Ecol. Evol.* 29(4):187–88
- Callon M, Latour B, Akkrich M. 2013. *Sociologie de la traduction: Textes fondateurs.* Presses des Mines via OpenEdition
- Cameron RWF, Blanuša T, Taylor JE, Salisbury A, Halstead AJ, et al. 2012. The domestic garden – Its contribution to urban green infrastructure. *Urban For. Urban Green.* 11(2):129–37
- Caniglia G, Luederitz C, von Wirth T, Fazey I, Martín-López B, et al. 2021. A pluralistic and integrated approach to action-oriented knowledge for sustainability. *Nat. Sustain.* 4(2):93–100

- Cardinale BJ, Duffy JE, Gonzalez A, Hooper DU, Perrings C, et al. 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*. 486(7401):59–67
- Carnicer J, Brotons L, Herrando S, Sol D. 2013. Improved empirical tests of area-heterogeneity tradeoffs. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 110(31):E2858–60
- Carrier J-A, Beebee TJC. 2003. Recent, substantial, and unexplained declines of the common toad *Bufo bufo* in lowland England. *Biol. Conserv.* 111(3):395–99
- Carson R. 1962. *Silent Spring*. Houghton Mifflin Harcourt
- Carter MR, Gregorich EG, eds. 2007. *Soil Sampling and Methods of Analysis*. Boca Raton: CRC Press. 2nd ed.
- Cavailhes J. 2016. L'habitat en chiffre : la parcelle et le jardin. *Rev. Foncière*. (9):
- Cazalis V, Loreau M, Barragan-Jason G. 2023. A global synthesis of trends in human experience of nature. *Front. Ecol. Environ.* 21(2):85–93
- Ceballos G, Ehrlich PR, Barnosky AD, García A, Pringle RM, Palmer TM. 2015. Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. *Sci. Adv.* 1(5):e1400253
- CEREMA. 2020. Le Cerema publie les données 2009-2023 de consommation foncière | Cerema. www.cerema.fr
- CEREMA, Bocquet M. 2023. Analyse de la consommation d'espaces - Période du 1er janvier 2009 au 1er janvier 2022
- Chace JF, Walsh JJ. 2006. Urban effects on native avifauna: a review. *Landsc. Urban Plan.* 74(1):46–69
- Chao A, Chiu C-H, Jost L. 2014a. Unifying Species Diversity, Phylogenetic Diversity, Functional Diversity, and Related Similarity and Differentiation Measures Through Hill Numbers. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 45(1):297–324
- Chao A, Gotelli NJ, Hsieh TC, Sander EL, Ma KH, et al. 2014b. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecol. Monogr.* 84(1):45–67
- Chao A, Jost L. 2012. Coverage-based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology*. 93(12):2533–47
- Chao A, Kubota Y, Zelený D, Chiu C-H, Li C-F, et al. 2020. Quantifying sample completeness and comparing diversities among assemblages. *Ecol. Res.* 35(2):292–314
- Childers DL, Cadenasso ML, Grove JM, Marshall V, McGrath B, Pickett STA. 2015. An Ecology for Cities: A Transformational Nexus of Design and Ecology to Advance Climate Change Resilience and Urban Sustainability. *Sustainability*. 7(4):3774–91
- Childers DL, Pickett STA, Grove JM, Ogden L, Whitmer A. 2014. Advancing urban sustainability theory and action: Challenges and opportunities. *Landsc. Urban Plan.* 125:320–28
- CIAM. 1931. *La Charte d'Athènes pour la Restauration des Monuments Historiques - 1931 - International Council on Monuments and Sites*. www.icomos.org
- Cincotta RP, Wisniewski J, Engelman R. 2000. Human population in the biodiversity hotspots. *Nature*. 404(6781):990–92
- Citton Y. 2014. Pour une écologie de l'attention. *Média Diffusion*
- Clément G. 1991. *Le jardin en mouvement*. Pandora
- Coccia E. 2021. *Philosophie de la maison*. Rivages
- Colding J, Barthel S. 2013. The potential of 'Urban Green Commons' in the resilience building of cities. *Ecol. Econ.* 86:156–66
- Colding J, Barthel S, Ljung R, Eriksson F, Sjöberg S. 2022a. Urban Commons and Collective Action to Address Climate Change. *Soc. Incl.* 10(1):103–14
- Colding J, Barthel S, Samuelsson K. 2020a. Supporting Bottom-Up Human Agency for Adapting to Climate Change. *One Earth*. 3(4):392–95
- Colding J, Giusti M, Haga A, Wallhagen M, Barthel S. 2020b. Enabling Relationships with Nature in Cities. *Sustainability*. 12(11):4394
- Colding J, Lundberg J, Folke C. 2006. Incorporating Green-area User Groups in Urban Ecosystem Management. *AMBIO J. Hum. Environ.* 35(5):237–44
- Colding J, Samuelsson K, Marcus L, Gren Å, Legeby A, et al. 2022b. *Frontiers in Social-Ecological Urbanism*. Land. 11(6):929
- Collas L, Green RE, Ross A, Wastell JH, Balmford A. 2017. Urban development, land sharing and land sparing: the importance of considering restoration. *J. Appl. Ecol.* 54(6):1865–73
- Collins SL, Carpenter SR, Swinton SM, Orenstein DE, Childers DL, et al. 2010. An integrated conceptual framework for long-term social-ecological research. *Front. Ecol. Environ.* 9(6):351–57
- Colsaet A, Laurans Y, Levrel H. 2018. What drives land take and urban land expansion? A systematic review. *Land Use Policy*. 79:339–49
- Colwell RK, Chao A, Gotelli NJ, Lin S-Y, Mao CX, et al. 2012. Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation and comparison of assemblages. *J. Plant Ecol.* 5(1):3–21
- Connell JH. 1979. Response: Intermediate-Disturbance Hypothesis. *Science*. 204(4399):1345–1345
- Connop S, Nash C. 2018. Blandscaping that Erases Local Ecological Diversity
- Consales J-N. 2021. [Dossier 71] [Position de recherche] Le concept de Métropole-Jardin : interroger la biodiversité comme un acteur territorial à part entière
- Consalès J-N, Bailly É, Bonthoux S, Bourgeois M, Lagurgue X, Marchand D. 2022. Pour un urbanisme du ménagement. , p. 24. Editions Apogées
- Cook EM, Hall SJ, Larson KL. 2012. Residential landscapes as social-ecological systems: a synthesis of multi-scalar interactions between people and their home environment. *Urban Ecosyst.* 15(1):19–52
- Coolen H, Meesters J. 2012. Private and public green spaces: meaningful but different settings. *J. Hous. Built Environ.* 27(1):49–67
- Cooper C, Dickinson J, Phillips T, Bonney R. 2007. Citizen Science as a Tool for Conservation in Residential Ecosystems. *Ecol. Soc.* 12(2):
- CoprOasis. 2023. Avec CoprOasis, votre copropriété se met au vert... et au frais ! www.paris.fr
- Cornelis J, Hermy M. 2004. Biodiversity relationships in urban and suburban parks in Flanders. *Landsc. Urban Plan.* 69(4):385–401
- Cortinovis C, Haase D, Zanon B, Geneletti D. 2019. Is urban spatial development on the right track? Comparing strategies and trends in the European Union. *Landsc. Urban Plan.* 181:22–37
- Cowie RH, Bouchet P, Fontaine B. 2022. The Sixth Mass Extinction: fact, fiction or speculation? *Biol. Rev.* 97(2):640–63
- Crouzat E, Arpin I, Brunet L, Colloff MJ, Turkelboom F, Lavorel S. 2018. Researchers must be aware of their roles at the interface of ecosystem services science and policy. *Ambio*. 47(1):97–105
- Crozet A, ObSoCo. 2022. Immobilier : plus d'1 Français sur 2 souhaite déménager pour vivre ailleurs !
- Crutzen PJ. 2006. The "Anthropocene." In *Earth System Science in the Anthropocene*, eds. E Ehlers, T Krafft, pp. 13–18. Berlin, Heidelberg: Springer
- Curry P. 2011. *Ecological Ethics: An Introduction*. Polity
- Cury PM, Boyd IL, Bonhommeau S, Anker-Nilssen T, Crawford RJM, et al. 2011. Global Seabird Response to Forage Fish Depletion—One-Third for the Birds. *Science*. 334(6063):1703–6
- Daniels B, Jedamski J, Ottermanns R, Ross-Nickoll M. 2020. A "plan bee" for cities: Pollinator diversity and plant-pollinator interactions in urban green spaces. *PLOS ONE*. 15(7):e0235492
- Daniels GD, Kirkpatrick JB. 2006. Does variation in garden characteristics influence the conservation of birds in suburbia? *Biol. Conserv.* 133(3):326–35
- Daru BH, Davies TJ, Willis CG, Meineke EK, Ronk A, et al. 2021. Widespread homogenization of plant communities in the Anthropocene. *Nat. Commun.* 12(1):6983
- Davies ZG, Edmondson JL, Heinemeyer A, Leake JR, Gaston KJ. 2011. Mapping an urban ecosystem service: quantifying above-ground carbon storage at a city-wide scale. *J. Appl. Ecol.* 48(5):1125–34
- Davis HT. 1947. *The Theory of Econometrics*. Edwards Brothers

- Davis K. 2015. "The Urbanization of the Human Population." In *The City Reader*. Routledge. 6th ed.
- de Groot RS, Wilson MA, Boumans RMJ. 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecol. Econ.* 41(3):393–408
- de Wilde P, Bleil de Souza C. 2022. Interactions between buildings, building stakeholders and animals: A scoping review. *J. Clean. Prod.* 367:133055
- Dearborn DC, Kark S. 2010. Motivations for Conserving Urban Biodiversity. *Conserv. Biol.* 24(2):432–40
- Decoville A, Feltgen V. 2023. Clarifying the EU objective of no net land take: A necessity to avoid the cure being worse than the disease. *Land Use Policy.* 131:106722
- DeGraaf RM, Wentworth JM. 1986. Avian guild structure and habitat associations in suburban bird communities. *Urban Ecol.* 9(3):399–412
- Delaville D, Watkin Y, Dugué R. 2020. Un nouvel outil d'analyse des formes urbaines pour mieux anticiper le développement des territoires. Institut Paris Region, Note Rapide Territoire 470. www.institutparisregion.fr
- Delorme D. 2021. La nature et ses marges : la crise de l'idée de nature dans les humanités environnementales. These de doctorat thesis. Lyon
- Demoule J-P, Lussault M. 2021. Néolithique Anthropocène. Dialogue autour des douze mille dernières années : entretien par Thibaut Sardier. In *Néolithique Anthropocène. Dialogue Autour Des 12 000 Dernières Années*, eds. V Disdier, M Lussault, pp. 11–20. Éditions deux-cent-cinq
- Deperis M. 2023. Diversité végétale et processus d'assemblage des communautés : effet des gestions et des usages urbains. These de doctorat thesis. Tours
- Derksen ML, van Teeffelen AJ, Nagendra H, Verburg PH. 2017. Shifting roles of urban green space in the context of urban development and global change. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 29:32–39
- Derrida J. 1967. De la grammatologie. Minuit
- Derrida J. 2006. L'animal que donc je suis. Galilée
- Derrida J, Dufourmantelle A. 1997. De l'hospitalité: Anne Dufourmantelle invite Jacques Derrida à répondre. Calmann-Lévy
- Descola P. 2001. Par-delà la nature et la culture. *Le Débat.* 114(2):86–101
- Descola P, Charbonnier P. 2014. *La Composition des mondes*. Paris: FLAMMARION
- DeStefano S, DeGraaf RM. 2003. Exploring the ecology of suburban wildlife. *Front. Ecol. Environ.* 1(2):95–101
- Devigne C, Mouchon P, Vanhee B. 2016. Impact of soil compaction on soil biodiversity – does it matter in urban context? *Urban Ecosyst.* 19(3):1163–78
- Dewey J. 1920. *Democracy and Education*. Courier Corporation
- Díaz S, Pascual U, Stenseke M, Martín-López B, Watson RT, et al. 2018. Assessing nature's contributions to people. *Science.* 359(6373):270–72
- Díaz S, Settele J, Brondízio ES, Ngo HT, Agard J, et al. 2019. Pervasive human-driven decline of life on Earth points to the need for transformative change. *Science.* 366(6471):eaax3100
- Díaz-Reviriego I, Hanspach J, Torralba M, Ortiz-Przychodzka S, Frias CB, et al. 2024. Appraising biocultural approaches to sustainability in the scientific literature in Spanish. *Ambio.* 53(4):499–516
- Dickinson JL, Zuckerman B, Bonter DN. 2010. Citizen Science as an Ecological Research Tool: Challenges and Benefits. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 41(Volume 41, 2010):149–72
- Diduck AP, Raymond CM, Rodela R, Moquin R, Boerchers M. 2020. Pathways of learning about biodiversity and sustainability in private urban gardens. *J. Environ. Plan. Manag.* 63(6):1056–76
- Diemer A. 2019. Six Key Drivers for Sustainable Development. *Int. J. Environ. Sci. Nat. Resour.* 18(4):1–29
- Diemer A. 2020. Regard méthodologique sur l'éducation à l'écologie. *Diversité.* 198(1):31–41
- Dirzo R, Young HS, Galetti M, Ceballos G, Isaac NJB, Collen B. 2014. Defaunation in the Anthropocene. *Science.* 345(6195):401–6
- Dixon P. 2003. VEGAN, a package of R functions for community ecology. *J. Veg. Sci.* 14(6):927–30
- Donzelot J, Epstein R. 2006. Démocratie et participation : l'exemple de la rénovation urbaine. *Esprit.* Juillet(7):5–34
- Doran JW, Parkin TB. 1994. Defining and Assessing Soil Quality. In *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment*, pp. 1–21. John Wiley & Sons, Ltd
- Dorning C, Abson DJ, Apetrei CI, Derwort P, Ives CD, et al. 2020. Leverage points for sustainability transformation: a review on interventions in food and energy systems. *Ecol. Econ.* 171:106570
- Dronova I. 2017. Environmental heterogeneity as a bridge between ecosystem service and visual quality objectives in management, planning and design. *Landsc. Urban Plan.* 163:90–106
- Dronova I. 2019. Landscape beauty: A wicked problem in sustainable ecosystem management? *Sci. Total Environ.* 688:584–91
- Durand M. 2024. Suivi et amélioration des méthodes de construction de technosols fertiles à des fins de restauration des sols urbains : une étude intégrée des communautés microbiennes du cycle de l'azote et des enjeux sociologiques autour de l'aménagement urbain. These en préparation thesis. Lyon 1
- Dushkova D, Haase D. 2020. Not Simply Green: Nature-Based Solutions as a Concept and Practical Approach for Sustainability Studies and Planning Agendas in Cities. *Land.* 9(1):19
- Dyson K, Ziter C, Fuentes TL, Patterson MS. 2019. Conducting urban ecology research on private property: advice for new urban ecologists. *J. Urban Ecol.* 5(1):
- Edmondson JL, Davies ZG, McHugh N, Gaston KJ, Leake JR. 2012. Organic carbon hidden in urban ecosystems. *Sci. Rep.* 2(1):963
- Edwards-Schachter ME, Matti CE, Alcántara E. 2012. Fostering Quality of Life through Social Innovation: A Living Lab Methodology Study Case. *Rev. Policy Res.* 29(6):672–92
- Effland WR, Pouyat RV. 1997. The genesis, classification, and mapping of soils in urban areas. *Urban Ecosyst.* 1(4):217–28
- Elands BHM, Vierikko K, Andersson E, Fischer LK, Gonçalves P, et al. 2019. Biocultural diversity: A novel concept to assess human-nature interrelations, nature conservation and stewardship in cities. *Urban For. Urban Green.* 40:29–34
- Elbrecht V, Leese F. 2015. Can DNA-Based Ecosystem Assessments Quantify Species Abundance? Testing Primer Bias and Biomass—Sequence Relationships with an Innovative Metabarcoding Protocol. *PLOS ONE.* 10(7):e0130324
- Elhacham E, Ben-Uri L, Grozovski J, Bar-On YM, Milo R. 2020. Global human-made mass exceeds all living biomass. *Nature.* 588(7838):442–44
- Ellis EC, Antill EC, Kreft H. 2012. All Is Not Loss: Plant Biodiversity in the Anthropocene. *PLOS ONE.* 7(1):e30535
- Elmqvist T, Acuto M, Anderson P, Larsen L, McPhearson T, Zhang X. 2021a. Urbanization in the Anthropocene: inaugural npj Urban Sustainability. *Npj Urban Sustain.* 1(1):1–2
- Elmqvist T, Andersson E, Frantzeskaki N, McPhearson T, Olsson P, et al. 2019. Sustainability and resilience for transformation in the urban century. *Nat. Sustain.* 2(4):267–73
- Elmqvist T, Andersson E, McPhearson T, Bai X, Bettencourt L, et al. 2021b. Urbanization in and for the Anthropocene. *Npj Urban Sustain.* 1(1):1–6
- Emlen JT. 1974. An Urban Bird Community in Tucson, Arizona: Derivation, Structure, Regulation. *The Condor.* 76(2):184–97
- Epstein R. 2022. On est bien arrivés: un tour de France des grands ensembles. *Le Nouvel Attila*
- Esperon-Rodriguez M, Tjoelker MG, Lenoir J, Baumgartner JB, Beaumont LJ, et al. 2022. Climate change increases global risk to urban forests. *Nat. Clim. Change.* 12(10):950–55
- European Environment Agency. 2023. Net land take in cities and commuting zones in Europe. www.eea.europa.eu
- Evans C, Abrams E, Reitsma R, Roux K, Salmonsén L, Marra PP. 2005.

- The Neighborhood Nestwatch Program: Participant Outcomes of a Citizen-Science Ecological Research Project. *Conserv. Biol.* 19(3):589–94
- Evans J, Jones R, Karvonen A, Millard L, Wendler J. 2015. Living labs and co-production: university campuses as platforms for sustainability science. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 16:1–6
- Ewan RF. 1999. Review of: With people in mind: Design and management of everyday nature. *Landsc. J.* 18(1):99–101
- Faburel G. 2013. L'habitant et les savoirs de l'habiter comme impensés de la démocratie participative
- Faburel G. 2017. Du paysage au bien-être : la puissance d'agir des habitants. Le cas des grands projets d'équipement (et de leurs concertations officielles). *Inf. Géographique.* 81(4):58–77
- Faburel G. 2020. Les métropoles barbares: Démondialiser la ville, désurbaniser la terre. *Le Passager clandestin*
- Faeth SH, Warren PS, Shochat E, Marussich WA. 2005. Trophic Dynamics in Urban Communities. *BioScience.* 55(5):399–407
- Fam D, Clarke E, Freeth R, Derwort P, Klanięcki K, et al. 2020. Interdisciplinary and transdisciplinary research and practice: Balancing expectations of the 'old' academy with the future model of universities as 'problem solvers.' *High. Educ. Q.* 74(1):19–34
- Farinha-Marques P, Lameiras JM, Fernandes C, Silva S, Guilherme F. 2011. Urban biodiversity: a review of current concepts and contributions to multidisciplinary approaches. *Innov. Eur. J. Soc. Sci. Res.* 24(3):247–71
- Fazey I, Schöpke N, Caniglia G, Hodgson A, Kendrick I, et al. 2020. Transforming knowledge systems for life on Earth: Visions of future systems and how to get there. *Energy Res. Soc. Sci.* 70:101724
- Feld S, Basso KH. 1996. *Senses of Place.* Santa Fe, New Mexico: School of American Research Press
- Felson AJ, Bradford MA, Terway TM. 2013. Promoting Earth Stewardship through urban design experiments. *Front. Ecol. Environ.* 11(7):362–67
- Felson AJ, Pickett ST. 2005. Designed experiments: new approaches to studying urban ecosystems. *Front. Ecol. Environ.* 3(10):549–56
- Fernández-Juricic E. 2000. Local and Regional Effects of Pedestrians on Forest Birds in a Fragmented Landscape. *The Condor.* 102(2):247–55
- Ferro ML, Park J-S. 2013. Effect of Propylene Glycol Concentration on Mid-Term DNA Preservation of Coleoptera. *Coleopt. Bull.* 67(4):581–86
- Fetridge ED, Ascher JS, Langellotto GA. 2008. The Bee Fauna of Residential Gardens in a Suburb of New York City (Hymenoptera: Apoidea). *Ann. Entomol. Soc. Am.* 101(6):1067–77
- Fieuw W, Foth M, Caldwell GA. 2022. Towards a More-than-Human Approach to Smart and Sustainable Urban Development: Designing for Multispecies Justice. *Sustainability.* 14(2):948
- Fischer LK, Honold J, Cvejić R, Delshammar T, Hilbert S, et al. 2018. Beyond green: Broad support for biodiversity in multicultural European cities. *Glob. Environ. Change.* 49:35–45
- Fleck L. 1934. *Genèse et développement d'un fait scientifique.* Les Belles Lettres
- Flégeau M, Plan Urbanisme Construction Architecture. 2020. *Formes Urbaines et Biodiversité : un état des connaissances. Réflexions en Partage.* Plan Urbanisme Construction Architecture, Paris
- Fleury C, Prévot A-C. 2012. *L'exigence de la réconciliation: biodiversité et société.* Fayard
- Flood RL. 2010. The Relationship of 'Systems Thinking' to Action Research. *Syst. Pract. Action Res.* 23(4):269–84
- Florin P, Wandersman A. 1990. An introduction to citizen participation, voluntary organizations, and community development: Insights for empowerment through research. *Am. J. Community Psychol.* 18(1):41–54
- Folke C, Biggs R, Norström A, Reyers B, Rockström J. 2016. Social-ecological resilience and biosphere-based sustainability science. *Ecol. Soc.* 21(3):
- Folke C, Carpenter S, Walker B, Scheffer M, Chapin T, Rockström J. 2010. Resilience Thinking: Integrating Resilience, Adaptability and Transformability. *Ecol. Soc.* 15(4):
- Foltête J-C, Vuidel G, Savary P, Clauzel C, Sahraoui Y, et al. 2021. Graphab: An application for modeling and managing ecological habitat networks. *Softw. Impacts.* 8:100065
- Forestier JCN. 1906. *Grandes villes et systèmes de parcs.* Hachette et cie
- Fornara DA, Tilman D. 2008. Plant functional composition influences rates of soil carbon and nitrogen accumulation. *J. Ecol.* 96(2):314–22
- Forrester JW. 1994. System dynamics, systems thinking, and soft OR. *Syst. Dyn. Rev.* 10(2–3):245–56
- Fortel L, Henry M, Guilbaud L, Guirao AL, Kuhlmann M, et al. 2014. Decreasing Abundance, Increasing Diversity and Changing Structure of the Wild Bee Community (Hymenoptera: Anthophila) along an Urbanization Gradient. *PLoS ONE.* 9(8):e104679
- Foucault M. 1966. *Les mots et les choses: une archéologie des sciences humaines.* Gallimard
- Fournier B, Frey D, Moretti M. 2020. The origin of urban communities: From the regional species pool to community assemblages in city. *J. Biogeogr.* 47(3):615–29
- Frantzeskaki N, Childers DL, Pickett S, Hoover F-A, Anderson P, et al. 2024a. A transformative shift in urban ecology toward a more active and relevant future for the field and for cities. *Ambio.* 53(6):871–89
- Frantzeskaki N, Kabisch N. 2016. Designing a knowledge co-production operating space for urban environmental governance—Lessons from Rotterdam, Netherlands and Berlin, Germany. *Environ. Sci. Policy.* 62:90–98
- Frantzeskaki N, McPhearson T, Collier MJ, Kendal D, Bulkeley H, et al. 2019. Nature-Based Solutions for Urban Climate Change Adaptation: Linking Science, Policy, and Practice Communities for Evidence-Based Decision-Making. *BioScience.* 69(6):455–66
- Frantzeskaki N, Pickett STA, Andersson E. 2024b. Shifts in urban ecology: From science to social project. *Ambio.* 53(6):809–12
- Frantzeskaki N, Steenbergen F, Stedman R. 2018. Sense of place and experimentation in urban sustainability transitions: the Resilience Lab in Carnisse, Rotterdam, The Netherlands. *Sustain. Sci.* 13:
- Franz Y. 2015. Designing social living labs in urban research. *info.* 17(4):53–66
- Fraser JC, Bazuin JT, Band LE, Grove JM. 2013. Covenants, cohesion, and community: The effects of neighborhood governance on lawn fertilization. *Landsc. Urban Plan.* 115:30–38
- Freire P. 1968. *Pedagogy of the Oppressed.* Seabury Press
- French Centre for Studies and Expertise on Risks, the Environment, Mobility and Urban Planning (CEREMA). 2023. *Fiscal Land Property Dataset.* <https://datafoncier.cerema.fr>
- Fry T. 2009. *Design Futuring: Sustainability, Ethics and New Practice.* Berg Publishers
- Fuller DQ, van Etten J, Manning K, Castillo C, Kingwell-Banham E, et al. 2011. The contribution of rice agriculture and livestock pastoralism to prehistoric methane levels: An archaeological assessment. *The Holocene.* 21(5):743–59
- Fuller RA, Gaston KJ. 2009. The scaling of green space coverage in European cities. *Biol. Lett.* 5(3):352–55
- Fürst C, Opdam P, Inostroza L, Luque S. 2014. Evaluating the role of ecosystem services in participatory land use planning: proposing a balanced score card. *Landsc. Ecol.* 29(8):1435–46
- Gagné SA, Fahrig L. 2010. The trade-off between housing density and sprawl area: Minimising impacts to forest breeding birds. *Basic Appl. Ecol.* 11(8):723–33
- Galecka-Drozda A, Wilkaniec A, Szczepańska M, Świerk D. 2021. Potential nature-based solutions and greenwashing to generate green spaces: Developers' claims versus reality in new housing offers. *Urban For. Urban Green.* 65:127345
- Garbuzov M, Fensome KA, Ratnieks FLW. 2015. Public approval plus more wildlife: twin benefits of reduced mowing of amenity grass in a suburban public park in Saltdean, UK. *Insect Conserv. Divers.* 8(2):107–19

- Gaston KJ, Smith RM, Thompson K, Warren PH. 2005. Urban domestic gardens (II): experimental tests of methods for increasing biodiversity. *Biodivers. Conserv.* 14(2):395–413
- Germaine SS, Rosenstock SS, Schweinsburg RE, Richardson WS. 1998. Relationships among Breeding Birds, Habitat, and Residential Development in Greater Tucson, Arizona. *Ecol. Appl.* 8(3):680–91
- Geschke A, James S, Bennett AF, Nimmo DG. 2018. Compact cities or sprawling suburbs? Optimising the distribution of people in cities to maximise species diversity. *J. Appl. Ecol.* 55(5):2320–31
- Gibbons LV, Cloutier SA, Coseo PJ, Barakat A. 2018. Regenerative Development as an Integrative Paradigm and Methodology for Landscape Sustainability. *Sustainability.* 10(6):1910
- Gibbons M, Limoges C, Scott P, Schwartzman S, Nowotny H. 1994. The New Production of Knowledge: The Dynamics of Science and Research in Contemporary Societies. 1–192
- Gilbert OL. 1989. *The Ecology of Urban Habitats.* Dordrecht: Springer Netherlands
- Giling DP, Beaumelle L, Phillips HRP, Cesarz S, Eisenhauer N, et al. 2019. A niche for ecosystem multifunctionality in global change research. *Glob. Change Biol.* 25(3):763–74
- Gill AS, Lee A, McGuire KL. 2017. Phylogenetic and Functional Diversity of Total (DNA) and Expressed (RNA) Bacterial Communities in Urban Green Infrastructure Bioswale Soils. *Appl. Environ. Microbiol.* 83(16):e00287-17
- Gilligan C. 1982. In *a Different Voice: Psychological Theory and Women's Development.* Harvard University Press
- Girard C. 2011. « La démocratie doit-elle être délibérative ? ». *Arch. Philos.* 74(2):223–40
- Glaser BG, Strauss AL. 1967. *The Discovery of Grounded Theory: Strategies for Qualitative Research.* Transaction Publishers
- Glatron S. 2023. Découvrons ensemble les sols urbains vivants. Poster du programme Sol en Ville.
- Glatron S, Granchamp L. 2018. Places and People of Urban Gardens. Elements for an Introduction. In *The Urban Garden City: Shaping the City with Gardens Through History,* eds. S Glatron, L Granchamp, pp. 1–14. Cham: Springer International Publishing
- Glissant É. 1990. *Poétique de la relation.* Gallimard
- Gobster PH, Nassauer JJ, Daniel TC, Fry G. 2007. The shared landscape: what does aesthetics have to do with ecology? *Landsc. Ecol.* 22(7):959–72
- Goddard MA, Dougill AJ, Benton TG. 2010. Scaling up from gardens: biodiversity conservation in urban environments. *Trends Ecol. Evol.* 25(2):90–98
- Goddard MA, Dougill AJ, Benton TG. 2013. Why garden for wildlife? Social and ecological drivers, motivations and barriers for biodiversity management in residential landscapes. *Ecol. Econ.* 86:258–73
- Goddard MA, Ikin K, Lerman SB. 2017. Ecological and Social Factors Determining the Diversity of Birds in Residential Yards and Gardens. In *Ecology and Conservation of Birds in Urban Environments,* eds. E Murgui, M Hedblom, pp. 371–97. Cham: Springer International Publishing
- Goertzen D, Suhling F. 2013. Promoting dragonfly diversity in cities: major determinants and implications for urban pond design. *J. Insect Conserv.* 17(2):399–409
- Goring SJ, Weathers KC, Dodds WK, Soranno PA, Sweet LC, et al. 2014. Improving the culture of interdisciplinary collaboration in ecology by expanding measures of success. *Front. Ecol. Environ.* 12(1):39–47
- Götze V, Hartmann T. 2021. Why municipalities grow: The influence of fiscal incentives on municipal land policies in Germany and the Netherlands. *Land Use Policy.* 109:105681
- Goulson D, Lye GC, Darvill B. 2008. Decline and conservation of bumble bees. *Annu. Rev. Entomol.* 53:191–208
- Grade AM, Chan NW, Gajbhiye P, Perkins DJ, Warren PS. 2022. Evaluating the use of semi-structured crowdsourced data to quantify inequitable access to urban biodiversity: A case study with eBird. *PLOS ONE.* 17(11):e0277223
- Gradinaru SR, Paraschiv M, Iojă CI, Vliet JV. 2023. Conflicting interests between local governments and the European target of no net land take. *Environ. Sci. Policy.* 142:1–11
- Grandjou C, Mauz I. 2007. Un « impératif scientifique » pour l'action publique? Analyse d'une compétition pour l'expertise environnementale. *Socio-Logos Rev. Assoc. Fr. Sociol.* (2):
- Grandjou C, Arpin I. 2015. Epistemic Commitments: Making Relevant Science in Biodiversity Studies. *Sci. Technol. Hum. Values.* 40(6):1022–46
- Grandjou C, Meulemans G. 2023. Bringing soils to life in the human and social sciences. *Soil Secur.* 10:100082
- Grantham HS, Pressey RL, Wells JA, Beattie AJ. 2010. Effectiveness of Biodiversity Surrogates for Conservation Planning: Different Measures of Effectiveness Generate a Kaleidoscope of Variation. *PLoS ONE.* 5(7):
- Gravem SA, Bachhuber SM, Fulton-Bennett HK, Randell ZH, Rickborn AJ, et al. 2017. Transformative Research Is Not Easily Predicted. *Trends Ecol. Evol.* 32(11):825–34
- Gregorius H-R. 2016. Effective numbers in the partitioning of biological diversity. *J. Theor. Biol.* 409:133–47
- Gren Å, Colding J, Berghauser-Pont M, Marcus L. 2019. How smart is smart growth? Examining the environmental validation behind city compaction. *Ambio.* 48(6):580–89
- Grimm NB, Faeth SH, Golubiewski NE, Redman CL, Wu J, et al. 2008. Global Change and the Ecology of Cities. *Science.* 319(5864):756–60
- Groffman PM, Avolio M, Cavender-Bares J, Bettez ND, Grove JM, et al. 2017. Ecological homogenization of residential macrosystems. *Nat. Ecol. Evol.* 1(7):1–3
- Gross H, Lane N. 2007. Landscapes of the lifespan: Exploring accounts of own gardens and gardening. *J. Environ. Psychol.* 27(3):225–41
- Groupe de l'urbanisme écologique. 2022. *Réinventer la ville avec l'écologie: frottements interdisciplinaires.* Éditions Apogée
- Guattari F. 1989. *Les trois écologies.* Gallilée
- Guilland C, Maron PA, Damas O, Ranjard L. 2018. Biodiversity of urban soils for sustainable cities. *Environ. Chem. Lett.* 16(4):1267–82
- Güneralp B, McDonald RI, Fragkias M, Goodness J, Marcotullio PJ, Seto KC. 2013. Urbanization Forecasts, Effects on Land Use, Biodiversity, and Ecosystem Services. In *Urbanization, Biodiversity and Ecosystem Services: Challenges and Opportunities: A Global Assessment,* eds. T Elmqvist, M Fragkias, J Goodness, B Güneralp, PJ Marcotullio, et al., pp. 437–52. Dordrecht: Springer Netherlands
- Guo LB, Gifford RM. 2002. Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Glob. Change Biol.* 8(4):345–60
- Gupta K, Kumar P, Pathan SK, Sharma KP. 2012. Urban Neighborhood Green Index – A measure of green spaces in urban areas. *Landsc. Urban Plan.* 105(3):325–35
- Haaland C, van den Bosch CK. 2015. Challenges and strategies for urban green-space planning in cities undergoing densification: A review. *Urban For. Urban Green.* 14(4):760–71
- Haase D, Güneralp B, Dahiya B, Bai X, Elmqvist T. 2018. Global Urbanization: Perspectives and Trends. In *Urban Planet: Knowledge towards Sustainable Cities,* eds. C Griffith, D Maddox, D Simon, M Watkins, N Frantzeskaki, et al., pp. 19–44. Cambridge: Cambridge University Press
- Haase D, Haase A, Rink D. 2014. Conceptualizing the nexus between urban shrinkage and ecosystem services. *Landsc. Urban Plan.* 132:159–69
- Hacking I, ed. 1975. Paul Feyerabend's theories. In *Why Does Language Matter to Philosophy?*, pp. 115–28. Cambridge: Cambridge University Press
- Hahs AK, Fournier B, Aronson MFJ, Nilon CH, Herrera-Montes A, et al. 2023. Urbanisation generates multiple trait syndromes for terrestrial animal taxa worldwide. *Nat. Commun.* 14(1):4751
- Haider LJ, Hentati-Sundberg J, Giusti M, Goodness J, Hamann M, et al. 2018. The undisciplined journey: early-career perspectives in

- sustainability science. *Sustain. Sci.* 13(1):191–204
- Haklay M. 2013. Citizen Science and Volunteered Geographic Information: Overview and Typology of Participation. In *Crowdsourcing Geographic Knowledge: Volunteered Geographic Information (VGI) in Theory and Practice*, eds. D Sui, S Elwood, M Goodchild, pp. 105–22. Dordrecht: Springer Netherlands
- Hallmann CA, Sorg M, Jongejans E, Siepel H, Hofland N, et al. 2017. More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLOS ONE*. 12(10):e0185809
- Hamant O. 2022. *La Troisième Voie du vivant*. Odile Jacob
- Hamman P. 2019. Quels savoirs de la « durabilité » en France et en Allemagne ? *Rev. D'Allemagne Pays Lang. Allemande*. 51(2):425–50
- Hammoud R, Tognin S, Burgess L, Bergou N, Smythe M, et al. 2022. Smartphone-based ecological momentary assessment reveals mental health benefits of birdlife. *Sci. Rep.* 12(1):17589
- Hand KL, Freeman C, Seddon PJ, Recio MR, Stein A, van Heezik Y. 2017. The importance of urban gardens in supporting children's biophilia. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 114(2):274–79
- Hansen R, Buizer M, Rall E, Debellis Y, Davies C, et al. 2015. Report of Case Study Portraits - APPENDIX - GREEN SURGE Study on Urban Green Infrastructure Planning and Governance in 20 European Case Studies.
- Haraway D. 2020. Situated Knowledges: The Science Question in Feminism and the Privilege of Partial Perspective. In *Feminist Theory Reader*. Routledge. 5th ed.
- Haraway D, Ishikawa N, Gilbert SF, Olwig K, Tsing AL, Bubandt N. 2016. Anthropologists Are Talking – About the Anthropocene. *Ethnos*. 81(3):535–64
- Hardin G. 1968. The Tragedy of the Commons. *Science*. 162(3859):1243–48
- Harris V, Kendal D, Hahs AK, Threlfall CG. 2018. Green space context and vegetation complexity shape people's preferences for urban public parks and residential gardens. *Landsc. Res.* 43(1):150–62
- Hartley W, Uffindell L, Plumb A, Rawlinson HA, Putwain P, Dickinson NM. 2008. Assessing biological indicators for remediated anthropogenic urban soils. *Sci. Total Environ.* 405(1):358–69
- Harwood J. 1986. Ludwik Fleck and the Sociology of Knowledge. *Soc. Stud. Sci.* 16(1):173–87
- Hassell JM, Bettridge JM, Ward MJ, Ogendo A, Imboma T, et al. 2021. Socio-ecological drivers of vertebrate biodiversity and human-animal interfaces across an urban landscape. *Glob. Change Biol.* 27(4):781–92
- Hayden L, Cadenasso ML, Haver D, Oki LR. 2015. Residential landscape aesthetics and water conservation best management practices: Homeowner perceptions and preferences. *Landsc. Urban Plan.* 144:1–9
- Haywood. 2005. Birds and beaches: The affective geographies and sense of place of participants in the COASST citizen science program
- Heidegger M. 1927. *Sein und Zeit*. Oldenbourg Verlag
- Hemenway T. 2015. *The Permaculture City: Regenerative Design for Urban, Suburban, and Town Resilience*. Chelsea Green Publishing
- Henry P (Architect). 2023. *Des tracés aux traces: pour un urbanisme des sols*. Éditions Apogée
- Hercovick MJ. 1997. Appreciating the biodiversity of remnant bushland: an 'architectural' approach. *Environmentalist*. 17(4):249–58
- Herzberg RQ. 2015. Governing their commons: Elinor and Vincent Ostrom and the Bloomington School. *Public Choice*. 163(1):95–109
- Hesselbarth MHK, Sciaimi M, With KA, Wiegand K, Nowosad J. 2019. landscapemetrics: an open-source R tool to calculate landscape metrics. *Ecography*. 42(10):1648–57
- Hill MO. 1973. Diversity and Evenness: A Unifying Notation and Its Consequences. *Ecology*. 54(2):427–32
- Himes A, Muraca B. 2018. Relational values: the key to pluralistic valuation of ecosystem services. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 35:1–7
- Hobbie SE, Grimm NB. 2020. Nature-based approaches to managing climate change impacts in cities. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 375(1794):20190124
- Holling CS. 1973. Resilience and Stability of Ecological Systems. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 4(1):1–23
- Hoorweg D, Hosseini M, Kennedy C, Behdadi A. 2016. An urban approach to planetary boundaries. *Ambio*. 45(5):567–80
- Hope D, Gries C, Zhu W, Fagan WF, Redman CL, et al. 2003. Socioeconomics drive urban plant diversity. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 100(15):8788–92
- Horta MB, Bhakti T, Cordeiro PF, Carvalho-Ribeiro SM, Fernandes GW, Goulart FF. 2018. Functional connectivity in urban landscapes promoted by *Ramphastos toco* (Toco Toucan) and its implications for policy making. *Urban Ecosyst.* 21(6):1097–1111
- Hostetler M, Allen W, Meurk C. 2011. Conserving urban biodiversity? Creating green infrastructure is only the first step. *Landsc. Urban Plan.* 100(4):369–71
- Houssat A, Lecrique H, Pofd K, Tamo Nwafeu K, Gonzales JG. 2023. Grands Ensembles et Biodiversité. à quelles conditions les grands ensembles issus de l'urbanisme des années 60 peuvent-ils contribuer à la trame écologique des villes. *Science Po - Plan Urbanisme Construction Architecture, Paris*
- Houston D, Hillier J, MacCallum D, Steele W, Byrne J. 2018. Make kin, not cities! Multispecies entanglements and 'becoming-world' in planning theory. *Plan. Theory*. 17(2):190–212
- Howard E. 1902. *Garden Cities of To-Morrow*. MIT Press
- Hsieh TC, Ma KH, Chao A. 2016. iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods Ecol. Evol.* 7(12):1451–56
- Huang X, Li J, Yang J, Zhang Z, Li D, Liu X. 2021. 30 m global impervious surface area dynamics and urban expansion pattern observed by Landsat satellites: From 1972 to 2019. *Sci. China Earth Sci.* 64(11):1922–33
- Huang YJ, Akbari H, Taha H, Rosenfeld AH. 1987. The Potential of Vegetation in Reducing Summer Cooling Loads in Residential Buildings. *J. Appl. Meteorol. Climatol.* 26(9):1103–16
- Hui N, Jumpponen A, Francini G, Kotze DJ, Liu X, et al. 2017. Soil microbial communities are shaped by vegetation type and park age in cities under cold climate. *Environ. Microbiol.* 19(3):1281–95
- Humphreys AM, Govaerts R, Ficinski SZ, Nic Lughadha E, Vorontsova MS. 2019. Global dataset shows geography and life form predict modern plant extinction and rediscovery. *Nat. Ecol. Evol.* 3(7):1043–47
- Hunter MR, Hunter MD. 2008. Designing for conservation of insects in the built environment. *Insect Conserv. Divers.* 1(4):189–96
- Hurlbert SH. 1971. The Nonconcept of Species Diversity: A Critique and Alternative Parameters. *Ecology*. 52(4):577–86
- Ignatieva ME, Stewart GH. 2009. Homogeneity of urban biotopes and similarity of landscape design language in former colonial cities. In *Ecology of Cities and Towns: A Comparative Approach*, eds. AK Hahs, JH Breuste, MJ McDonnell, pp. 399–421. Cambridge: Cambridge University Press
- Ikin K, Beaty RM, Lindenmayer DB, Knight E, Fischer J, Manning AD. 2013. Pocket parks in a compact city: how do birds respond to increasing residential density? *Landsc. Ecol.* 28(1):45–56
- Ingold T. 2000. *The Perception of the Environment: Essays on Livelihood, Dwelling and Skill*. Psychology Press
- Ingold T. 2001. From the transmission of representation to the education of attention. In *The Debated Mind: Evolutionary Psychology versus Ethnography*, pp. 113–53. New York, NY, US: Berg
- INSEE. 2016. IRIS Neighbourhoods delineation. www.insee.fr
- INSEE. 2017. *Filosofi: Revenus localisés sociaux et fiscaux* | Insee. www.insee.fr
- INSEE. 2020. *Toujours plus d'habitants dans les unités urbaines - Insee Focus - 210*. INSEE Focus. 210
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), Ciaia, eds. 2014. *Carbon and Other Biogeochemical Cycles*. In *Climate Change 2013*

- The Physical Science Basis: Working Group I Contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, pp. 465–570. Cambridge: Cambridge University Press
- IPBES. 2019. Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services. Zenodo
- Irwin A. 2018. No PhDs needed: how citizen science is transforming research. *Nature*. 562:480–82
- Ives CD, Abson DJ, von Wehrden H, Dorninger C, Klaniecki K, Fischer J. 2018. Reconnecting with nature for sustainability. *Sustain. Sci.* 13(5):1389–97
- Ives CD, Giusti M, Fischer J, Abson DJ, Klaniecki K, et al. 2017. Human–nature connection: a multidisciplinary review. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 26–27:106–13
- Ives CD, Lentini PE, Threlfall CG, Ikin K, Shanahan DF, et al. 2016. Cities are hotspots for threatened species. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 25(1):117–26
- Jackson W. 1994. *Becoming Native To This Place*. University Press of Kentucky
- Jenks M, Burgess R. 2000. *Compact Cities: Sustainable Urban Forms for Developing Countries*. Taylor & Francis
- Jenks M, Dempsey N. 2005. *Future Forms and Design for Sustainable Cities*. Routledge
- Jenks M, Jones C, eds. 2008. *Dimensions of the Sustainable City, Vol. 2*. Dordrecht: Springer Netherlands
- Jim CY, Shan X. 2013. Socioeconomic effect on perception of urban green spaces in Guangzhou, China. *Cities*. 31:123–31
- Jo H-K, McPherson GE. 1995. Carbon Storage and Flux in Urban Residential Greenspace. *J. Environ. Manage.* 45(2):109–33
- Joimel S, Cortet J, Jolivet CC, Saby NPA, Chenot ED, et al. 2016. Physico-chemical characteristics of topsoil for contrasted forest, agricultural, urban and industrial land uses in France. *Sci. Total Environ.* 545–546:40–47
- Joimel S, Jules A, Vieublé Gonod L. 2022. Collembola dispersion, selection, and biological interactions in urban ecosystems: a review. *Environ. Chem. Lett.* 20(3):2123–33
- Joimel S, Schwartz C, Hedde M, Kiyota S, Krogh PH, et al. 2017. Urban and industrial land uses have a higher soil biological quality than expected from physicochemical quality. *Sci. Total Environ.* 584–585:614–21
- Jones KR, Plumptre AJ, Watson JEM, Possingham HP, Ayebare S, et al. 2016. Testing the effectiveness of surrogate species for conservation planning in the Greater Virunga Landscape, Africa. *Landsc. Urban Plan.* 145:1–11
- Jorgensen BS, Stedman RC. 2001. Sense of place as an attitude: lakeshore owners attitudes toward their properties. *J. Environ. Psychol.* 21(3):233–48
- Jorgensen BS, Stedman RC. 2006. A comparative analysis of predictors of sense of place dimensions: Attachment to, dependence on, and identification with lakeshore properties. *J. Environ. Manage.* 79(3):316–27
- Jost L. 2006. Entropy and diversity. *Oikos*. 113(2):363–75
- Jost L. 2007. Partitioning Diversity into Independent Alpha and Beta Components. *Ecology*. 88(10):2427–39
- Jung K, Kalko EKV. 2010. Where forest meets urbanization: foraging plasticity of aerial insectivorous bats in an anthropogenically altered environment. *J. Mammal.* 91(1):144–53
- Kabisch N, Frantzeskaki N, Pauleit S, Naumann S, Davis M, et al. 2016. Nature-based solutions to climate change mitigation and adaptation in urban areas: Perspectives on indicators, knowledge gaps, barriers, and opportunities for action. *Ecol. Soc.* 21:39
- Kabisch N, Haase D. 2013. Green spaces of European cities revisited for 1990–2006. *Landsc. Urban Plan.* 110:113–22
- Kabisch N, Haase D. 2014. Green justice or just green? Provision of urban green spaces in Berlin, Germany. *Landsc. Urban Plan.* 122:129–39
- Kadmon R, Allouche O. 2007. Integrating the Effects of Area, Isolation, and Habitat Heterogeneity on Species Diversity: A Unification of Island Biogeography and Niche Theory. *Am. Nat.* 170(3):443–54
- Kahn AE. 1966. The Tyranny of Small Decisions: Market Failures, Imperfections, and the Limits of Economics. *Kyklos*. 19(1):23–47
- Kalsoom Q. 2019. Constructivism and Sustainable Development. In *Encyclopedia of Sustainability in Higher Education*, ed. W Leal Filho, pp. 1–7. Cham: Springer International Publishing
- Kang W, Minor ES, Park C-R, Lee D. 2015. Effects of habitat structure, human disturbance, and habitat connectivity on urban forest bird communities. *Urban Ecosyst.* 18(3):857–70
- Kaplan R, Kaplan S. 1989. *The Experience of Nature: A Psychological Perspective*. CUP Archive
- Kaplan R, Kaplan S, Ryan R. 1998. *With People in Mind: Design and Management of Everyday Nature*. Island press
- Kareiva PM, Marvier M, Silliman BR. 2018. *Effective Conservation Science: Data Not Dogma*. Oxford University Press
- Karyanto A, Rahmadi C, Franklin E, Susilo F-X, Morais JW de. 2008. Soil Collembola, Acari and Other Mesofauna – The Berlese Method. In *A Handbook of Tropical Soil Biology*. Routledge
- Katayama N, Amano T, Naoe S, Yamakita T, Komatsu I, et al. 2014. Landscape Heterogeneity–Biodiversity Relationship: Effect of Range Size. *PLOS ONE*. 9(3):e93359
- Keesstra S, Nunes J, Novara A, Finger D, Avelar D, et al. 2018. The superior effect of nature based solutions in land management for enhancing ecosystem services. *Sci. Total Environ.* 610–611:997–1009
- Keith M, Birch E, Buchoud NJA, Cardama M, Cobbett W, et al. 2023. A new urban narrative for sustainable development. *Nat. Sustain.* 6(2):115–17
- Kendal D. 2023. Enrich urban biodiversity for sustainable cities. *Nature*. 621(7980):691–691
- Kestel JH, Field DL, Bateman PW, White NE, Bell KL, Nevill P. 2024. Environmental DNA metabarcoding of pan trap water to monitor arthropod–plant interactions. *Environ. DNA*. 6(2):e527
- Kida K, Kawahigashi M. 2015. Influence of asphalt pavement construction processes on urban soil formation in Tokyo. *Soil Sci. Plant Nutr.* 61(sup1):135–46
- Kiers AH, Krimmel B, Larsen-Bircher C, Hayes K, Zemenick A, Michaels J. 2022. Different Jargon, Same Goals: Collaborations between Landscape Architects and Ecologists to Maximize Biodiversity in Urban Lawn Conversions. *Land*. 11(10):1665
- Kimic K, Fekete A. 2022. The Ratio of Biologically Vital Areas as a Measure of the Sustainability of Urban Parks Using the Example of Budapest, Hungary. *Resources*. 11(5):47
- Knapp S, Aronson MFJ, Carpenter E, Herrera-Montes A, Jung K, et al. 2021. A Research Agenda for Urban Biodiversity in the Global Extinction Crisis. *BioScience*. 71(3):268–79
- Koleff P, Gaston KJ, Lennon JJ. 2003. Measuring beta diversity for presence–absence data. *J. Anim. Ecol.* 72(3):367–82
- Kollmuss A, Agyeman J. 2002. Mind the Gap: Why do people act environmentally and what are the barriers to pro-environmental behavior? *Environ. Educ. Res.* 8(3):239–60
- König A, Evans J. 2013. Introduction: experimenting for sustainable development? Living laboratories, social learning and the role of the university. In *Regenerative Sustainable Development of Universities and Cities*, pp. 1–24. Edward Elgar Publishing
- Kopnina H, Washington H, Cryer P, Taylor B, Piccolo J. 2017. Why ecocentrism is the key pathway to sustainability. *Ecol. Citiz.* 1:
- Kotsila P, Anguelovski I, Baró F, Langemeyer J, Sekulova F, JT Connolly J. 2021. Nature-based solutions as discursive tools and contested practices in urban nature’s neoliberalisation processes. *Environ. Plan. E Nat. Space*. 4(2):252–74
- Kowarik I. 2011. Novel urban ecosystems, biodiversity, and conservation. *Environ. Pollut.* 159(8–9):1974–83
- Krasny ME, Russ A, Tidball KG, Elmqvist T. 2014. Civic ecology practices: Participatory approaches to generating and measuring ecosystem services in cities. *Ecosyst. Serv.* 7:177–86
- Kremen C. 2015. Reframing the land-sparing/land-sharing debate for

- biodiversity conservation. *Ann. N. Y. Acad. Sci.* 1355(1):52–76
- Krueger EH, Constantino SM, Centeno MA, Elmqvist T, Weber EU, Levin SA. 2022. Governing sustainable transformations of urban social-ecological-technological systems. *Npj Urban Sustain.* 2(1):1–12
- La Sorte FA, Lepczyk CA, Aronson MFJ, Goddard MA, Hedblom M, et al. 2018. The phylogenetic and functional diversity of regional breeding bird assemblages is reduced and constricted through urbanization. *Divers. Distrib.* 24(7):928–38
- Lackey RT. 2007. Science, Scientists, and Policy Advocacy. *Conserv. Biol.* 21(1):12–17
- Laforteza R, Chen J, van den Bosch CK, Randrup TB. 2018. Nature-based solutions for resilient landscapes and cities. *Environ. Res.* 165:431–41
- Lai J, Zou Y, Zhang J, Peres-Neto PR. 2022. Generalizing hierarchical and variation partitioning in multiple regression and canonical analyses using the *rdacca.hp* R package. *Methods Ecol. Evol.* 13(4):782–88
- Lange M, Eisenhauer N, Chen H, Gleixner G. 2023. Increased soil carbon storage through plant diversity strengthens with time and extends into the subsoil. *Glob. Change Biol.* 29(9):2627–39
- Langer S, Korzhenevych A. 2018. The effect of industrial and commercial land consumption on municipal tax revenue: Evidence from Bavaria. *Land Use Policy.* 77:279–87
- Lapp S, Stahlman N, Kitzes J. 2023. A Quantitative Evaluation of the Performance of the Low-Cost AudioMoth Acoustic Recording Unit. *Sensors.* 23(11):5254
- Larondelle N, Lauf S. 2016. Balancing demand and supply of multiple urban ecosystem services on different spatial scales. *Ecosyst. Serv.* 22:18–31
- Larrère C. 2010. Les éthiques environnementales. *Nat. Sci. Soc.* 18(4):405–13
- Larsen L, Harlan SL. 2006. Desert dreamscapes: Residential landscape preference and behavior. *Landsc. Urban Plan.* 78(1):85–100
- Larson KL, Lerman SB, Nelson KC, Narango DL, Wheeler MM, et al. 2022. Examining the potential to expand wildlife-supporting residential yards and gardens. *Landsc. Urban Plan.* 222:104396
- Latour B. 1991. Nous n'avons jamais été modernes: Essai d'anthropologie symétrique. *La Découverte*
- Latour B. 1998. Sur la pratique des théoriciens. In *Savoirs théoriques et savoirs d'action*, pp. 131–46. Paris cedex 14: Presses Universitaires de France
- Latour B. 1999. Politiques de la nature: comment faire entrer les sciences en démocratie. *Découverte*
- Latour B. 2007. Changer de société, refaire de la sociologie. *La Découverte*
- Latour B. 2012. Enquête sur les modes d'existence: une anthropologie des modernes. *La Découverte*
- Latour B. 2015. Face à Gaïa: huit conférences sur le nouveau régime climatique. *La Découverte*
- Latour B. 2017. Où atterrir?: Comment s'orienter en politique. *La Découverte*
- Le Monde. 1968. MOURENX : une vieille " ville nouvelle " qui s'ennuie. July 31, https://www.lemonde.fr/archives/article/1968/07/31/mourenx-une-vieille-ville-nouvelle-qui-s-ennuie_2500594_1819218.html
- Le Rouzic V. 2019. Essais sur la post-propriété : les organismes de foncier solidaire face au défi du logement abordable. These de doctorat thesis. Paris 1
- Lechner AM, Sprod D, Carter O, Lefroy EC. 2017. Characterising landscape connectivity for conservation planning using a dispersal guild approach. *Landsc. Ecol.* 32(1):99–113
- Ledger SEH, Loh J, Almond R, Böhm M, Clements CF, et al. 2023. Past, present, and future of the Living Planet Index. *Npj Biodivers.* 2(1):1–13
- Lefebvre H. 1960. Les nouveaux ensembles urbains: Un cas concret: Lacq-Mourenx et les problèmes urbains de la nouvelle classe ouvrière. *Rev. Fr. Sociol.* 1(2):186–201
- Lefebvre H. 1970. *La révolution urbaine*. Gallimard
- Léger-Smith A. 2013. Analyse interprétative du discours du Landscape Urbanism et impact sur le développement des pratiques des paysagistes dans le contexte français. *Proj. Paysage Rev. Sci. Sur Concept. L'aménagement L'espace.* (9):
- Leguëdois S, Séré G, Auclerc A, Cortet J, Huot H, et al. 2016. Modelling pedogenesis of Technosols. *Geoderma.* 262:199–212
- Lemos MC, Arnott JC, Ardoin NM, Baja K, Bednarek AT, et al. 2018. To co-produce or not to co-produce. *Nat. Sustain.* 1(12):722–24
- Lengyel S, Déri E, Magura T. 2016. Species Richness Responses to Structural or Compositional Habitat Diversity between and within Grassland Patches: A Multi-Taxon Approach. *PLOS ONE.* 11(2):e0149662
- Lenton TM. 2020. Tipping positive change. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 375(1794):20190123
- Leong M, Dunn RR, Trautwein MD. 2018. Biodiversity and socioeconomics in the city: a review of the luxury effect. *Biol. Lett.* 14(5):20180082
- Leopold A. 1949. *A Sand County Almanac and Sketches Here and There: Illustrations by Charles W. Schwartz*. Oxford University Press
- Lepczyk CA, Aronson MFJ, Evans KL, Goddard MA, Lerman SB, MacIvor JS. 2017. Biodiversity in the City: Fundamental Questions for Understanding the Ecology of Urban Green Spaces for Biodiversity Conservation. *BioScience.* 67(9):799–807
- Lerman SB, Contosta AR. 2019. Lawn mowing frequency and its effects on biogenic and anthropogenic carbon dioxide emissions. *Landsc. Urban Plan.* 182:114–23
- Lerman SB, Larson KL, Narango DL, Goddard MA, Marra PP. 2023. Humanity for Habitat: Residential Yards as an Opportunity for Biodiversity Conservation. *BioScience.* 73(9):671–89
- Lerman SB, Narango DL, Avolio ML, Bratt AR, Engebretson JM, et al. 2021. Residential yard management and landscape cover affect urban bird community diversity across the continental USA. *Ecol. Appl.* 31(8):e02455
- Lévinas E. 1965. *Totalité et infini: essai sur l'extériorité*. Martinus Nijhoff
- Lévi-Strauss C. 1967. *Race et histoire*. Gonthier
- Lewandowski AS, Noss RF, Parsons DR. 2010. The Effectiveness of Surrogate Taxa for the Representation of Biodiversity: Surrogate Taxa. *Conserv. Biol.* 24(5):1367–77
- Lewandowski EJ, Oberhauser KS. 2017. Contributions of Citizen Scientists and Habitat Volunteers to Monarch Butterfly Conservation. *Hum. Dimens. Wildl.* 22(1):55–70
- Lewin K. 1946. Action research and minority problems. *J. Soc. Issues.* 2, 4:34–46
- Li H, Ding L, Ren M, Li C, Wang H. 2017. Sponge City Construction in China: A Survey of the Challenges and Opportunities. *Water.* 9(9):594
- Li J, Nassauer JI. 2020. Cues to care: A systematic analytical review. *Landsc. Urban Plan.* 201:103821
- Li M, Verburg PH, van Vliet J. 2022. Global trends and local variations in land take per person. *Landsc. Urban Plan.* 218:104308
- Lilley AK, Bailey MJ, Cartwright C, Turner SL, Hirsch PR. 2006. Life in earth: the impact of GM plants on soil ecology? *Trends Biotechnol.* 24(1):9–14
- Lin B, Meyers J, Barnett G. 2015. Understanding the potential loss and inequities of green space distribution with urban densification. *Urban For. Urban Green.* 14(4):952–58
- Lin BB, Gaston KJ, Fuller RA, Wu D, Bush R, Shanahan DF. 2017. How green is your garden?: Urban form and socio-demographic factors influence yard vegetation, visitation, and ecosystem service benefits. *Landsc. Urban Plan.* 157:239–46
- Lindemann-Matthies P, Marty T. 2013. Does ecological gardening increase species richness and aesthetic quality of a garden? *Biol. Conserv.* 159:37–44
- Lizée M-H, Mauffrey J-F, Tatoni T, Deschamps-Cottin M. 2011. Monitoring urban environments on the basis of biological traits. *Ecol. Indic.* 11(2):353–61

- Loke LHL, Chisholm RA. 2022. Measuring habitat complexity and spatial heterogeneity in ecology. *Ecol. Lett.* 25(10):2269–88
- Löki V, Deák B, Lukács AB, Molnár V. A. 2019. Biodiversity potential of burial places – a review on the flora and fauna of cemeteries and churchyards. *Glob. Ecol. Conserv.* 18:e00614
- Loram A, Thompson K, Warren PH, Gaston KJ. 2008. Urban domestic gardens (XII): The richness and composition of the flora in five UK cities. *J. Veg. Sci.* 19(3):321–30
- Loram A, Tratalos J, Warren PH, Gaston KJ. 2007. Urban domestic gardens (X): the extent & structure of the resource in five major cities. *Landsc. Ecol.* 22(4):601–15
- Loreau M, Mouquet N, Gonzalez A. 2003. Biodiversity as spatial insurance in heterogeneous landscapes. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 100(22):12765–70
- Lososová Z, Horsák M, Chytrý M, Čejka T, Danihelka J, et al. 2011. Diversity of Central European urban biota: effects of human-made habitat types on plants and land snails. *J. Biogeogr.* 38(6):1152–63
- Louis-lucas T, Clauzel C, Mayrand F, Clergeau P, Machon N. 2022. Role of green roofs in urban connectivity, an exploratory approach using landscape graphs in the city of Paris, France. *Urban For. Urban Green.* 78:127765
- Loustau D, Ogée J, Dufrene E, Déqué M, Dupouey JL, et al. 2007. Impacts of climate change on temperate forests and interaction with management. *For. Clim. Change.* 143–50
- Lovelock J. 1979. *Gaia: A New Look at Life on Earth.* Oxford University Press
- Low SM, Altman I. 1992. Place Attachment. In *Place Attachment*, eds. I Altman, SM Low, pp. 1–12. Boston, MA: Springer US
- Lowe M, Whitzman C, Badland H, Davern M, Aye L, et al. 2015. Planning Healthy, Liveable and Sustainable Cities: How Can Indicators Inform Policy? *Urban Policy Res.* 33(2):131–44
- Lu Z, Zhang H, Southworth F, Crittenden J. 2016. Fractal dimensions of metropolitan area road networks and the impacts on the urban built environment. *Ecol. Indic.* 70:285–96
- Lucbert S. 2021. Le ministère des contes publics. Verdier
- Luck GW. 2007. A review of the relationships between human population density and biodiversity. *Biol. Rev.* 82(4):607–45
- Luck GW, Ricketts TH, Daily GC, Imhoff M. 2004. Alleviating spatial conflict between people and biodiversity. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 101(1):182–86
- Luck GW, Smallbone LT, O'Brien R. 2009. Socio-Economics and Vegetation Change in Urban Ecosystems: Patterns in Space and Time. *Ecosystems.* 12(4):604
- Luederitz C, Abson DJ, Audet R, Lang DJ. 2017. Many pathways toward sustainability: not conflict but co-learning between transition narratives. *Sustain. Sci.* 12(3):393–407
- Luederitz C, Brink E, Gralla F, Hermelingmeier V, Meyer M, et al. 2015. A review of urban ecosystem services: six key challenges for future research. *Ecosyst. Serv.* 14:98–112
- Lussault M. 2014. *L'Avènement du Monde. Essai sur l'habitation humaine de la Terre: Essai sur l'habitation humaine de la Terre.* Média Diffusion
- Lussault M. 2017. *Hyper-lieux. Les nouvelles géographies de la mondialisation.* Média Diffusion
- Lynch AJ. 2021. The role and potential of residential open space in a suburban green space network. *Urban For. Urban Green.* 58:126971
- Lyotard J-F. 1979. *La Condition postmoderne: Rapport sur le savoir.* Minuit
- MacArthur R. 1955. Fluctuations of Animal Populations and a Measure of Community Stability. *Ecology.* 36(3):533–36
- MacArthur RH. 1965. Patterns of Species Diversity. *Biol. Rev.* 40(4):510–33
- MacIvor JS, Lundholm J. 2011. Performance evaluation of native plants suited to extensive green roof conditions in a maritime climate. *Ecol. Eng.* 37(3):407–17
- Madureira H, Monteiro A. 2021. Going Green and Going Dense: A Systematic Review of Compatibilities and Conflicts in Urban Research. *Sustainability.* 13(19):10643
- Magura T, Lövei GL, Tóthmérész B. 2010. Does urbanization decrease diversity in ground beetle (Carabidae) assemblages? *Glob. Ecol. Biogeogr.* 19(1):16–26
- Malhi Y, Doughty CE, Galetti M, Smith FA, Svenning J-C, Terborgh JW. 2016. Megafauna and ecosystem function from the Pleistocene to the Anthropocene. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 113(4):838–46
- Manfredo MJ, Teel TL, Berl REW, Bruskotter JT, Kitayama S. 2021. Social value shift in favour of biodiversity conservation in the United States. *Nat. Sustain.* 4(4):323–30
- Mannetti L, Pierro A, Livi S. 2004. Recycling: Planned and self-expressive behaviour. *J. Environ. Psychol.* 24(2):227–36
- Manning P, van der Plas F, Soliveres S, Allan E, Maestre FT, et al. 2018. Redefining ecosystem multifunctionality. *Nat. Ecol. Evol.* 2(3):427–36
- Manzo LC, Perkins DD. 2006. Finding Common Ground: The Importance of Place Attachment to Community Participation and Planning. *J. Plan. Lit.* 20(4):335–50
- Marcel J-F. 2016. *La recherche-intervention par les sciences de l'éducation: Accompagner le changement.* Educagri Editions
- Marcus L, Pont MB, Barthel S. 2019. Towards a socio-ecological spatial morphology: integrating elements of urban morphology and landscape ecology. *Urban Morphol.* 23(2):115–24
- Maris V. 2018. *La Part sauvage du monde. Penser la nature dans l'Anthropocène.* Seuil
- Marquard E, Bartke S, Gifreu i Font J, Humer A, Jonkman A, et al. 2020. Land Consumption and Land Take: Enhancing Conceptual Clarity for Evaluating Spatial Governance in the EU Context. *Sustainability.* 12(19):8269
- Marseille MR, Hartig T, Cox DTC, de Bell S, Knapp S, et al. 2021. Pathways linking biodiversity to human health: A conceptual framework. *Environ. Int.* 150:106420
- Marzluff JM. 2005. Island biogeography for an urbanizing world: how extinction and colonization may determine biological diversity in human-dominated landscapes. *Urban Ecosyst.* 8(2):157–77
- Mastrángelo ME, Pérez-Harguindeguay N, Enrico L, Bennett E, Lavorel S, et al. 2019. Key knowledge gaps to achieve global sustainability goals. *Nat. Sustain.* 2(12):1115–21
- McAfee D, Doubleday ZA, Geiger N, Connell SD. 2019. Everyone Loves a Success Story: Optimism Inspires Conservation Engagement. *BioScience.* 69(4):274–81
- McDonald RI, Mansur AV, Ascensão F, Colbert M, Crossman K, et al. 2020. Research gaps in knowledge of the impact of urban growth on biodiversity. *Nat. Sustain.* 3(1):16–24
- McDonnell MJ, Hahs AK. 2008. The use of gradient analysis studies in advancing our understanding of the ecology of urbanizing landscapes: current status and future directions. *Landsc. Ecol.* 23(10):1143–55
- McDonnell MJ, Hahs AK. 2013. The future of urban biodiversity research: Moving beyond the 'low-hanging fruit.' *Urban Ecosyst.* 16(3):397–409
- McDonnell MJ, Pickett STA. 1990. Ecosystem Structure and Function along Urban-Rural Gradients: An Unexploited Opportunity for Ecology. *Ecology.* 71(4):1232–37
- McGrath B, Thaitakoo D, Chaemchuen N, Yang T. 2023. Urban designs as social-natural resolutions. In *Nature-Based Solutions for Cities*, pp. 295–315. Edward Elgar Publishing
- McGuire KL, Payne SG, Palmer MI, Gillikin CM, Keefe D, et al. 2013. Digging the New York City Skyline: Soil Fungal Communities in Green Roofs and City Parks. *PLOS ONE.* 8(3):e58020
- McHarg IL. 1969. *Design with Nature.* Turtleback
- McIntyre L. 2018. *Post-Truth.* MIT Press
- McKinney ML. 2002. Urbanization, Biodiversity, and Conservation: The impacts of urbanization on native species are poorly studied, but educating a highly urbanized human population about these impacts

- can greatly improve species conservation in all ecosystems. *BioScience*. 52(10):883–90
- McKinney ML. 2006. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biol. Conserv.* 127(3):247–60
- McPhearson T, Andersson E, Elmqvist T, Frantzeskaki N. 2015. Resilience of and through urban ecosystem services. *Ecosyst. Serv.* 12:152–56
- McPhearson T, M. Raymond C, Gulsrud N, Albert C, Coles N, et al. 2021. Radical changes are needed for transformations to a good Anthropocene. *Npj Urban Sustain.* 1(1):1–13
- McPhearson T, Parnell S, Simon D, Gaffney O, Elmqvist T, et al. 2016a. Scientists must have a say in the future of cities. *Nature*. 538(7624):165–66
- McPhearson T, Pickett STA, Grimm NB, Niemelä J, Alberti M, et al. 2016b. Advancing Urban Ecology toward a Science of Cities. *BioScience*. 66(3):198–212
- Mead J, Gibbs K, Fisher Z, Kemp AH. 2023. What's next for wellbeing science? Moving from the Anthropocene to the Symbiocene. *Front. Psychol.* 14:
- Meadows DH. 1999. Places to Intervene in a System
- Mechin A, Pioch S. 2019. Séquence ERC : comment améliorer l'utilisation des méthodes de dimensionnement de la compensation écologique ? *VertigO - Rev. Électronique En Sci. Environ.* (volume 19 Numéro 3):
- Merini C, Ponté P. 2008. La recherche-intervention comme mode d'interrogation des pratiques. *Savoirs*. 16(1):77–95
- Merino-Saum A, Halla P, Superti V, Boesch A, Binder CR. 2020. Indicators for urban sustainability: Key lessons from a systematic analysis of 67 measurement initiatives. *Ecol. Indic.* 119:106879
- Merleau-Ponty M. 1947. *Humanisme et terreur: essai sur le problème communiste*. Gallimard
- Messier C, Bauhus J, Sousa-Silva R, Auge H, Baeten L, et al. 2022. For the sake of resilience and multifunctionality, let's diversify planted forests! *Conserv. Lett.* 15(1):e12829
- Methorst J, Bonn A, Marselle M, Böhning-Gaese K, Rehdanz K. 2021. Species richness is positively related to mental health – A study for Germany. *Landsc. Urban Plan.* 211:104084
- Meulemans G, Granjou C. 2020. Les sols, nouvelle frontière pour les savoirs et les politiques de l'environnement. *Rev. D'anthropologie Connaiss.* 14(4):
- Meyer-Grandbastien A. 2019. Perception écologique et sociale de la biodiversité des espaces verts urbains publics. These de doctorat thesis. Rennes 1
- Meyer-Grandbastien A, Burel F, Hellier E, Bergerot B. 2020. A step towards understanding the relationship between species diversity and psychological restoration of visitors in urban green spaces using landscape heterogeneity. *Landsc. Urban Plan.* 195:103728
- Mezirow J. 1997. *Transformative Learning: Theory to Practice*. New Dir. Adult Contin. Educ. 1997(74):5–12
- Milano V, Maisto G, Baldantoni D, Bellino A, Bernard C, et al. 2018. The effect of urban park landscapes on soil Collembola diversity: A Mediterranean case study. *Landsc. Urban Plan.* 180:135–47
- Miller JR. 2005. Biodiversity conservation and the extinction of experience. *Trends Ecol. Evol.* 20(8):430–34
- Miller JR, Hobbs RJ. 2002. Conservation where people live and work. *Conserv. Biol.* 16(2):330–37
- Mimet A, Kerbirou C, Simon L, Julien J-F, Raymond R. 2020. Contribution of private gardens to habitat availability, connectivity and conservation of the common pipistrelle in Paris. *Landsc. Urban Plan.* 193:103671
- Miotk P, Miotk P. 1996. The naturalized garden. A refuge for animals? First results. *Zool. Anz.* 235(1–2):101–16
- Miyashita T, Chishiki Y, Takagi SR. 2012. Landscape heterogeneity at multiple spatial scales enhances spider species richness in an agricultural landscape. *Popul. Ecol.* 54(4):573–81
- Mocior E, Kruse M. 2016. Educational values and services of ecosystems and landscapes – An overview. *Ecol. Indic.* 60:137–51
- Mollison BC, Holmgren D. 1978. *Permaculture 1: A Perennial Agricultural System for Human Settlements*. Transworld Publishers
- Montana J, Elliott L, Ryan M, Wyborn C. 2020. The need for improved reflexivity in conservation science. *Environ. Conserv.* 47(4):217–19
- Montavon M, Steemers K, Cheng V, Compagnon R. 2006. La Ville Radieuse by Le Corbusier, once again a case study. . <https://infoscience.epfl.ch/handle/20.500.14299/229780>
- Monteiro CB, Albrecht CF. 2022. Relating the Metrics and Indicators of the Living Building Challenge and Urban Ecosystem Services for Regenerative Design. In *Handbook of Sustainability Science in the Future: Policies, Technologies and Education by 2050*, eds. W Leal Filho, AM Azul, F Doni, AL Salvia, pp. 1–18. Cham: Springer International Publishing
- Moosavi S, Hurlimann A, Nielsen J, Bush J, Warren-Myers G, March A. 2023. Transforming the agency and influence of landscape architects in climate change actions: An empirical analysis of barriers and facilitators. *Landsc. Urban Plan.* 234:104735
- Morel JL, Chenu C, Lorenz K. 2015. Ecosystem services provided by soils of urban, industrial, traffic, mining, and military areas (SUITMAS). *J. Soils Sediments.* 15(8):1659–66
- Mori AS. 2020. Advancing nature-based approaches to address the biodiversity and climate emergency. *Ecol. Lett.* 23(12):1729–32
- Mori AS, Furukawa T, Sasaki T. 2013. Response diversity determines the resilience of ecosystems to environmental change. *Biol. Rev.* 88(2):349–64
- Mori AS, Isbell F, Fujii S, Makoto K, Matsuoka S, Osono T. 2016. Low multifunctional redundancy of soil fungal diversity at multiple scales. *Ecol. Lett.* 19(3):249–59
- Morizot B. 2020. *Manières d'être vivant: Enquêtes sur la vie à travers nous*. Actes Sud Nature
- Morizot B. 2023a. Philippe Descola et Baptiste Morizot : « Face aux bouleversements écologiques, il est temps de bifurquer et d'aménager le monde pour la vie ». *Le Monde.fr*, June 9, . https://www.lemonde.fr/idees/article/2023/06/09/philippe-descola-et-baptiste-morizot-face-aux-bouleversements-ecologiques-il-est-temps-de-bifurquer-et-d-amenager-le-monde-pour-la-vie_6176849_3232.html
- Morizot B. 2023b. L'inexploré. Wildproject
- Morrison ML. 1986. Bird Populations as Indicators of Environmental Change. In *Current Ornithology: Volume 3*, ed. RF Johnston, pp. 429–51. Boston, MA: Springer US
- Moss MR. 2000. Interdisciplinarity, landscape ecology and the 'Transformation of Agricultural Landscapes'. *Landsc. Ecol.* 15(3):303–11
- Mostafavi M, Doherty G, Koolhaas R, Oma, Amo R, et al. 2016. *Ecological Urbanism, Revised Edition (2016)*
- Mouratidis K. 2020. Neighborhood characteristics, neighborhood satisfaction, and well-being: The links with neighborhood deprivation. *Land Use Policy.* 99:104886
- Muhr MM. 2020. Beyond words – the potential of arts-based research on human-nature connectedness. *Ecosyst. People.* 16(1):249–57
- Mumaw L, Bekessy S. 2017. Wildlife gardening for collaborative public-private biodiversity conservation. *Australas. J. Environ. Manag.* 24(3):242–60
- Munafò S. 2017. *Forme urbaine et mobilités de loisirs : l'« effet barbecue » sur le grill*. Cybergeog Eur. J. Geogr.
- Muradian R, Gómez-Baggethun E. 2021. Beyond ecosystem services and nature's contributions: Is it time to leave utilitarian environmentalism behind? *Ecol. Econ.* 185:107038
- Murphy D, Wilson EO. 1988. Challenges to Biodiversity in Urban Environments. In *Biodiversity*. National Academies Press
- Naess A. 1973. The shallow and the deep, long-range ecology movement. A summary*. *Inquiry.* 16(1–4):95–100
- Nassauer J, Corry RC. 2004. Using normative scenarios in landscape ecology. *Landsc. Ecol.* 19(4):343–56
- Nassauer JI. 2011. Care and stewardship: From home to planet. *Landsc.*

- Urban Plan. 100(4):321–23
- Nassauer JI. 2012. Landscape as medium and method for synthesis in urban ecological design. *Landsc. Urban Plan.* 106(3):221–29
- Nassauer JI, Opdam P. 2008. Design in science: extending the landscape ecology paradigm. *Landsc. Ecol.* 23(6):633–44
- Nassauer JI, Raskin J. 2014. Urban vacancy and land use legacies: A frontier for urban ecological research, design, and planning. *Landsc. Urban Plan.* 125:245–53
- Nassauer JI, Wang Z, Dayrell E. 2009. What will the neighbors think? Cultural norms and ecological design. *Landsc. Urban Plan.* 92(3):282–92
- Nature editorial. 2007. The great divide. *Nature.* 450(7167):135–36
- Nesshöver C, Assmuth T, Irvine KN, Rusch GM, Waylen KA, et al. 2017. The science, policy and practice of nature-based solutions: An interdisciplinary perspective. *Sci. Total Environ.* 579:1215–27
- Neuman M. 2005. The Compact City Fallacy. *J. Plan. Educ. Res.* 25(1):11–26
- Nevens F, Frantzeskaki N, Gorissen L, Loorbach D. 2013. Urban Transition Labs: co-creating transformative action for sustainable cities. *J. Clean. Prod.* 50:111–22
- Newbold T, Hudson LN, Arnell AP, Contu S, De Palma A, et al. 2016. Has land use pushed terrestrial biodiversity beyond the planetary boundary? A global assessment. *Science.* 353(6296):288–91
- Nielsen AB, van den Bosch M, Maruthaveeran S, van den Bosch CK. 2014. Species richness in urban parks and its drivers: A review of empirical evidence. *Urban Ecosyst.* 17(1):305–27
- Nielsen LA. 2001. Science and Advocacy Are Different - And We Need to Keep Them That Way. *Hum. Dimens. Wildl.* 6(1):39–47
- Niemelä J. 2014. Ecology of urban green spaces: The way forward in answering major research questions. *Landsc. Urban Plan.* 125:298–303
- Nisbet EK, Zelenski JM, Murphy SA. 2009. The Nature Relatedness Scale: Linking Individuals' Connection With Nature to Environmental Concern and Behavior. *Environ. Behav.* 41(5):715–40
- Norra S, Stuben D. 2003. Urban soils. *J. Soils Sediments.* 3(4):230–33
- Norström AV, Cvitanovic C, Löf MF, West S, Wyborn C, et al. 2020. Principles for knowledge co-production in sustainability research. *Nat. Sustain.* 3(3):182–90
- Nowotny H, Scott P, Gibbons MT. 2001. *Re-Thinking Science: Knowledge and the Public in an Age of Uncertainty.* Wiley
- Nyborg K, Anderies JM, Dannenberg A, Lindahl T, Schill C, et al. 2016. Social norms as solutions. *Science.* 354(6308):42–43
- Observatoire Santé et Consommation. 2022. *Vivre ailleurs : une enquête inédite sur les nouvelles mobilités résidentielles - L'ObSoCo*
- OECD. 2022. *Housing stock by dwelling type. Housing market - OECD. HM1.5, OECD Directorate of Employment, Labour and Social Affairs - Social Policy Division*
- Oke C, Bekessy SA, Frantzeskaki N, Bush J, Fitzsimons JA, et al. 2021. Cities should respond to the biodiversity extinction crisis. *Npj Urban Sustain.* 1(1):1–4
- Oliver TH, Heard MS, Isaac NJB, Roy DB, Procter D, et al. 2015. Biodiversity and Resilience of Ecosystem Functions. *Trends Ecol. Evol.* 30(11):673–84
- Onandia G, Schittko C, Ryo M, Bernard-Verdier M, Heger T, et al. 2019. Ecosystem functioning in urban grasslands: The role of biodiversity, plant invasions and urbanization. *PLOS ONE.* 14(11):e0225438
- Ong BL. 2003. Green plot ratio: an ecological measure for architecture and urban planning. *Landsc. Urban Plan.* 63(4):197–211
- Opdam P, Luque S, Nassauer J, Verburg PH, Wu J. 2018. How can landscape ecology contribute to sustainability science? *Landsc. Ecol.* 33(1):1–7
- Opdam P, Nassauer JI, Wang Z, Albert C, Bentrup G, et al. 2013. Science for action at the local landscape scale. *Landsc. Ecol.* 28(8):1439–45
- Open Data Grand-Lyon. 2015. *Carte des températures de surface 2015 de la Métropole de Lyon.* <https://data.grandlyon.com>
- Open Data Grand-Lyon. 2022. *Végétation stratifiée 2018 de la Métropole de Lyon.* <https://data.grandlyon.com>
- Orff K. 2016. *Toward an Urban Ecology: SCAPE / Landscape Architecture.* Monacelli Press
- Osborne JL, Martin AP, Shortall CR, Todd AD, Goulson D, et al. 2008. Quantifying and comparing bumblebee nest densities in gardens and countryside habitats. *J. Appl. Ecol.* 45(3):784–92
- Ossola A, Livesley SJ. 2016. Drivers of soil heterogeneity in the urban landscape. In *Urban Landscape Ecology.* Routledge
- Ostrom E. 1990. *Governing the Commons: The Evolution of Institutions for Collective Action.* Cambridge University Press
- Ostrom E. 2009. A General Framework for Analyzing Sustainability of Social-Ecological Systems. *Science.* 325(5939):419–22
- O'Sullivan OS, Holt AR, Warren PH, Evans KL. 2017. Optimising UK urban road verge contributions to biodiversity and ecosystem services with cost-effective management. *J. Environ. Manage.* 191:162–71
- Otoshi MD, Bichier P, Philpott SM. 2015. Local and Landscape Correlates of Spider Activity Density and Species Richness in Urban Gardens. *Environ. Entomol.* 44(4):1043–51
- Owen J. 1991. *The Ecology of a Garden: The First Fifteen Years.* Cambridge University Press
- Padullés Cubino J, Cavender-Bares J, Groffman PM, Avolio ML, Bratt AR, et al. 2020. Taxonomic, phylogenetic, and functional composition and homogenization of residential yard vegetation with contrasting management. *Landsc. Urban Plan.* 202:103877
- Palmer M, Bernhardt E, Chornesky E, Collins S, Dobson A, et al. 2004. Ecology for a Crowded Planet. *Science.* 304(5675):1251–52
- Pan BT-C, Kao J-J. 2021. Comparison of indices for evaluating building green values based on greenhouse gas emission reductions. *Ecol. Indic.* 122:107228
- Pankhurst CE, Hawke BG, McDonald HJ, Kirkby CA, Buckerfield JC, et al. 1995. Evaluation of soil biological properties as potential bioindicators of soil health. *Aust. J. Exp. Agric.* 35(7):1015–28
- Panlasigui S, Spotswood E, Beller E, Grossinger R. 2021. Biophilia beyond the Building: Applying the Tools of Urban Biodiversity Planning to Create Biophilic Cities. *Sustainability.* 13(5):2450
- Paquot T. 2005. Habitat, habitation, habiter. Ce que parler veut dire... *Inf. Soc.* 123(3):48–54
- Paquot T. 2007. *Petit manifeste pour une écologie existentielle.* Bourin
- Paquot T. 2020. *Mesure et démesure des villes.* CNRS Editions
- Park RE, Burgess EW. 1919. *The City.* University of Chicago Press
- Parris KM, Amati M, Bekessy SA, Dagenais D, Fryd O, et al. 2018. The seven lamps of planning for biodiversity in the city. *Cities.* 83:44–53
- Partecke J, Gwinner E. 2007. Increased sedentariness in European Blackbirds following urbanization: a consequence of local adaptation? *Ecology.* 88(4):882–90
- Pasari JR, Levi T, Zavaleta ES, Tilman D. 2013. Several scales of biodiversity affect ecosystem multifunctionality. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 110(25):10219–22
- Pascual U, Adams WM, Díaz S, Lele S, Mace GM, Turnhout E. 2021. Biodiversity and the challenge of pluralism. *Nat. Sustain.* 4(7):567–72
- Pataki DE, Santana CG, Hinnert SJ, Felson AJ, Engebretson J. 2021. Ethical considerations of urban ecological design and planning experiments. *PLANTS PEOPLE PLANET.* 3(6):737–46
- Pauleit S, Duhme F. 2000. Assessing the environmental performance of land cover types for urban planning. *Landsc. Urban Plan.* 52(1):1–20
- Paustian K, Lehmann J, Ogle S, Reay D, Robertson GP, Smith P. 2016. Climate-smart soils. *Nature.* 532(7597):49–57
- Pavao-Zuckerman MA, Coleman DC. 2007. Urbanization alters the functional composition, but not taxonomic diversity, of the soil nematode community. *Appl. Soil Ecol.* 35(2):329–39
- Pedersen Zari M, MacKinnon M, Varshney K, Bakshi N. 2022. Regenerative living cities and the urban climate-biodiversity-wellbeing nexus. *Nat. Clim. Change.* 12(7):601–4
- Pelluchon C. 2014. *Éléments pour une éthique de la vulnérabilité - Les Editions du cerf.* www.editionsducerf.fr

- Pennington DD, Simpson GL, McConnell MS, Fair JM, Baker RJ. 2013. Transdisciplinary Research, Transformative Learning, and Transformative Science. *BioScience*. 63(7):564–73
- Pennington DN, Blair RB. 2011. Habitat selection of breeding riparian birds in an urban environment: untangling the relative importance of biophysical elements and spatial scale. *Divers. Distrib.* 17(3):506–18
- Perkins DD, Long DA. 2002. Neighborhood Sense of Community and Social Capital. In *Psychological Sense of Community: Research, Applications, and Implications*, eds. AT Fisher, CC Sonn, BJ Bishop, pp. 291–318. Boston, MA: Springer US
- Perkins DD, Zimmerman MA. 1995. Empowerment theory, research, and application. *Am. J. Community Psychol.* 23(5):569–79
- Peroni F, Pristeri G, Codato D, Pappalardo SE, De Marchi M. 2020. Biotope Area Factor: An Ecological Urban Index to Geovisualize Soil Sealing in Padua, Italy. *Sustainability*. 12(1):150
- Pestre D. 2006. Introduction aux science studies. La Découverte
- Pharo EJ, Beattie AJ, Binns D. 1999. Vascular Plant Diversity as a Surrogate for Bryophyte and Lichen Diversity. *Conserv. Biol.* 13(2):282–92
- Phillips TB, Ballard HL, Lewenstein BV, Bonney R. 2019. Engagement in science through citizen science: Moving beyond data collection. *Sci. Educ.* 103(3):665–90
- Philpott SM, Cotton J, Bichier P, Friedrich RL, Moorhead LC, et al. 2014. Local and landscape drivers of arthropod abundance, richness, and trophic composition in urban habitats. *Urban Ecosyst.* 17(2):513–32
- Piccolo JJ, Taylor B, Washington H, Kopnina H, Gray J, et al. 2022. “Nature’s contributions to people” and peoples’ moral obligations to nature. *Biol. Conserv.* 270:109572
- Pickett ST, Cadenasso ML, Grove JM. 2004. Resilient cities: meaning, models, and metaphor for integrating the ecological, socio-economic, and planning realms. *Landsc. Urban Plan.* 69(4):369–84
- Pickett STA, Cadenasso ML, Childers DL, McDonnell MJ, Zhou W. 2016. Evolution and future of urban ecological science: ecology in, of, and for the city. *Ecosyst. Health Sustain.* 2(7):e01229
- Pickett STA, Cadenasso ML, Rademacher AM. 2022a. Toward pluralizing ecology: Finding common ground across sociocultural and scientific perspectives. *Ecosphere*. 13(9):e4231
- Pickett STA, Cadenasso ML, Rademacher AM. 2022b. Coproduction of place and knowledge for ecology with the city. *Urban Ecosyst.* 25(3):765–71
- Pickett STA, Simone AT, Anderson P, Sharifi A, Barau A, et al. 2024. The relational shift in urban ecology: From place and structures to multiple modes of coproduction for positive urban futures. *Ambio*. 53(6):845–70
- Pierron J-P. 2021. Je est un nous: Enquête philosophique sur nos interdépendances avec le vivant. *Actes Sud Nature*
- Pimm SL, Jenkins CN, Abell R, Brooks TM, Gittleman JL, et al. 2014. The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. *Science*. 344(6187):1246752
- Pineda-Pinto M, Frantzeskaki N, Chandrabose M, Herreros-Cantis P, McPhearson T, et al. 2022a. Planning Ecologically Just Cities: A Framework to Assess Ecological Injustice Hotspots for Targeted Urban Design and Planning of Nature-Based Solutions. *Urban Policy Res.* 40(3):206–22
- Pineda-Pinto M, Frantzeskaki N, Nygaard CA. 2022b. The potential of nature-based solutions to deliver ecologically just cities: Lessons for research and urban planning from a systematic literature review. *Ambio*. 51(1):167–82
- Planchuelo G, Kowarik I, von der Lippe M. 2020. Endangered Plants in Novel Urban Ecosystems Are Filtered by Strategy Type and Dispersal Syndrome, Not by Spatial Dependence on Natural Remnants. *Front. Ecol. Evol.* 8:
- Plieninger T, Bieling C, Fagerholm N, Byg A, Hartel T, et al. 2015. The role of cultural ecosystem services in landscape management and planning. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 14:28–33
- Pohl C, Rist S, Zimmermann A, Fry P, Gurung GS, et al. 2010. Researchers’ roles in knowledge co-production: experience from sustainability research in Kenya, Switzerland, Bolivia and Nepal. *Sci. Public Policy*. 37(4):267–81
- Pomponi F, Saint R, Arehart JH, Gharavi N, D’Amico B. 2021. Decoupling density from tallness in analysing the life cycle greenhouse gas emissions of cities. *Npj Urban Sustain.* 1(1):1–10
- Pont MB, Haupt P. 2007. The relation between urban form and density M. Berghauser Pont and P. Haupt. *Urban Morphol.* 11(1):62–65
- Popa F, Guillermin M, Dedeurwaerdere T. 2015. A pragmatist approach to transdisciplinarity in sustainability research: From complex systems theory to reflexive science. *Futures*. 65:45–56
- Potapov AA, Semenina EE, Korotkevich AYU, Kuznetsova NA, Tiunov AV. 2016. Connecting taxonomy and ecology: Trophic niches of collembolans as related to taxonomic identity and life forms. *Soil Biol. Biochem.* 101:20–31
- Potts SG, Biesmeijer JC, Kremen C, Neumann P, Schweiger O, Kunin WE. 2010. Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends Ecol. Evol.* 25(6):345–53
- Prandecki K. 2017. COMMON GOODS AND SUSTAINABLE DEVELOPMENT. *Eur. J. Sustain. Dev.* 6(3):
- Prévot A-C, Cheval H, Raymond R, Cosquer A. 2018. Routine experiences of nature in cities can increase personal commitment toward biodiversity conservation. *Biol. Conserv.* 226:1–8
- Proshansky HM, Fabian AK, Kaminoff R. 1983. Place-identity: Physical world socialization of the self. *J. Environ. Psychol.* 3(1):57–83
- Puskás N, Abunnasr Y, Naalbandian S. 2021. Assessing deeper levels of participation in nature-based solutions in urban landscapes – A literature review of real-world cases. *Landsc. Urban Plan.* 210:104065
- Pyle RM. 1993. *The Thunder Tree: Lessons from an Urban Wildland*. Houghton Mifflin
- Raatikainen KJ, Juhola K, Huhmarniemi M, Peña-Lagos H. 2020. “Face the cow”: reconnecting to nature and increasing capacities for pro-environmental agency. *Ecosyst. People*. 16(1):273–89
- Rabinovich A, Morton TA, Postmes T, Verplanken B. 2012. Collective self and individual choice: The effects of inter-group comparative context on environmental values and behaviour. *Br. J. Soc. Psychol.* 51(4):551–69
- Rademacher A, Cadenasso ML, Pickett STA. 2019. From feedbacks to coproduction: toward an integrated conceptual framework for urban ecosystems. *Urban Ecosyst.* 22(1):65–76
- Ramirez KS, Leff JW, Barberán A, Bates ST, Betley J, et al. 2014. Biogeographic patterns in below-ground diversity in New York City’s Central Park are similar to those observed globally. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 281(1795):20141988
- Ramírez-Restrepo L, Koi S, MacGregor-Fors I. 2017. Tales of urban conservation: Eumaeus butterflies and their threatened cycad hostplants. *Urban Ecosyst.* 20(2):375–78
- Ramírez-Restrepo L, MacGregor-Fors I. 2017. Butterflies in the city: a review of urban diurnal Lepidoptera. *Urban Ecosyst.* 20(1):171–82
- Rappaport J. 1987. Terms of empowerment/exemplars of prevention: Toward a theory for community psychology. *Am. J. Community Psychol.* 15(2):121–48
- Raymond CM, Diduck AP, Buijs A, Boerchers M, Moquin R. 2019. Exploring the co-benefits (and costs) of home gardening for biodiversity conservation. *Local Environ.* 24(3):258–73
- Raymond CM, Frantzeskaki N, Kabisch N, Berry P, Breil M, et al. 2017. A framework for assessing and implementing the co-benefits of nature-based solutions in urban areas. *Environ. Sci. Policy*. 77:15–24
- Raymond CM, Manzo LC, Williams DR, Masso AD, Wirth T von. 2021. *Changing Senses of Place: Navigating Global Challenges*. New York: Cambridge University Press
- Raymond CM, Stedman R, Frantzeskaki N. 2023. The role of nature-based solutions and senses of place in enabling just city transitions. *Environ. Sci. Policy*. 144:10–19
- Redman E, Larson K. 2011. *Educating for Sustainability: Competencies & Practices for Transformative Action*

- Reed C, Lister N-M. 2014. Ecology and Design: Parallel Genealogies. Places J.
- Reese AT, Savage A, Youngsteadt E, McGuire KL, Koling A, et al. 2016. Urban stress is associated with variation in microbial species composition—but not richness—in Manhattan. *ISME J.* 10(3):751–60
- Rega-Brodsky CC, Aronson MFJ, Piana MR, Carpenter E-S, Hahs AK, et al. 2022. Urban biodiversity: State of the science and future directions. *Urban Ecosyst.* 25(4):1083–96
- Register R. 1987. *Ecocity Berkeley*. Berkeley, Calif: North Atlantic Books
- Regnier P, Friedlingstein P, Ciais P, Mackenzie FT, Gruber N, et al. 2013. Anthropogenic perturbation of the carbon fluxes from land to ocean. *Nat. Geosci.* 6(8):597–607
- Reid WV, Mooney HA, Cropper A, Capistrano D, Carpenter SR, et al. 2005. *Ecosystems and Human Well-Being - Synthesis: A Report of the Millennium Ecosystem Assessment*. Washington D.C.: Island Press
- Relph E. 1985. Geographical experiences and being-in-the-world: The phenomenological origins of geography. In *Dwelling, Place and Environment: Towards a Phenomenology of Person and World*, eds. D Seamon, R Mugerauer, pp. 15–31. Dordrecht: Springer Netherlands
- Relph EC. 1976. *Place and Placelessness*. Pion
- Renouard C, Beau R, Goupil C, Koenig C. 2020. *Manuel de La Grande Transition: Former Pour Transformer*. Editions Les liens qui libèrent
- Reporterre. 2021. Francis Hallé: « Se libérer du règne de la mesure et renouer avec la sensibilité ». Reporterre, le média de l'écologie - Indépendant et en accès libre. <https://reporterre.net>
- Rezaei N, Millard-Ball A. 2023. Urban form and its impacts on air pollution and access to green space: A global analysis of 462 cities. *PLOS ONE.* 18(1):e0278265
- Riboulot-Chetrit M. 2016. *Les habitants et leur jardin : relations au vivant, pratiques de jardinage et biodiversité au coeur de l'agglomération parisienne*. These de doctorat thesis. Paris 1
- Rich RC, Edelstein M, Hallman WK, Wandersman AH. 1995. Citizen participation and empowerment: The case of local environmental hazards. *Am. J. Community Psychol.* 23(5):657–76
- Richardson K, Steffen W, Lucht W, Bendtsen J, Cornell SE, et al. 2023. Earth beyond six of nine planetary boundaries. *Sci. Adv.* 9(37):eadh2458
- Richardson M, Passmore H-A, Barbett L, Lumber R, Thomas R, Hunt A. 2020. The green care code: How nature connectedness and simple activities help explain pro-nature conservation behaviours. *People Nat.* 2(3):821–39
- Riechers M, Balázi Á, García-Llorente M, Loos J. 2021. Human-nature connectedness as leverage point. *Ecosyst. People.* 17(1):215–21
- Riva F, Fahrig L. 2023. Obstruction of biodiversity conservation by minimum patch size criteria. *Conserv. Biol.* 37(5):e14092
- Robbins P. 2012. *Lawn People: How Grasses, Weeds, and Chemicals Make Us Who We Are*. Temple University Press
- Robinson J. 2008. Being undisciplined: Transgressions and intersections in academia and beyond. *Futures.* 40(1):70–86
- Rockström J, Steffen W, Noone K, Persson Å, Chapin FS, et al. 2009. A safe operating space for humanity. *Nature.* 461(7263):472–75
- Rode S. 2023. *Écologiser l'urbanisme: pour un ménagement de nos milieux de vie partagés*. le Bord de l'eau
- Rodriguez L. 2018. *Savoir agir avec la nature : entre écologie scientifique, valeurs collectives et conceptions du monde*. These de doctorat thesis. Montpellier
- Roggema R, Tillie N. 2022. Realizing Emergent Ecologies: Nature-Based Solutions from Design to Implementation. *Land.* 11(11):1972
- Rokia S, Séré G, Schwartz C, Deeb M, Fournier F, et al. 2014. Modelling agronomic properties of Technosols constructed with urban wastes. *Waste Manag.* 34(11):2155–62
- Rosenberg KV, Dokter AM, Blancher PJ, Sauer JR, Smith AC, et al. 2019. Decline of the North American avifauna. *Science.* 366(6461):120–24
- Rosenzweig ML. 2003. *Win-Win Ecology: How the Earth's Species Can Survive in the Midst of Human Enterprise*. Oxford: Oxford University Press
- Rumble H, Gange AC. 2013. Soil microarthropod community dynamics in extensive green roofs. *Ecol. Eng.* 57:197–204
- Russo A, Cirella GT. 2018. Modern Compact Cities: How Much Greenery Do We Need? *Int. J. Environ. Res. Public Health.* 15(10):2180
- Rzeszowski K, Sterzynska M. 2016. Changes through time in soil Collembola communities exposed to urbanization. *URBAN Ecosyst.* 19(1):143–58
- Sack R. 1980. Conceptions of Geographic Space. *Prog. Hum. Geogr.* 4(3):313–45
- Sady W. 2001. *Ludwik Fleck – Thought Collectives and Thought Styles*. In *Polish Philosophers of Science and Nature in the 20th Century*, pp. 197–205. Brill
- Saito Y. 2017. *Aesthetics of the Familiar: Everyday Life and World-Making*. Oxford University Press
- Salliou N, Arborino T, Nassauer JI, Salmerón D, Urech P, et al. 2023. Science-design loop for the design of resilient urban landscapes. *Socio-Environ. Syst. Model.* 5:18543
- Salomon Cavin J, Granjou C. 2021. *Quand l'écologie s'urbanise*. Grenoble: UGA Éditions
- Samuelsson K, Giusti M, Peterson GD, Legeby A, Brandt SA, Barthel S. 2018. Impact of environment on people's everyday experiences in Stockholm. *Landsc. Urban Plan.* 171:7–17
- Santangelo JS, Ness RW, Cohan B, Fitzpatrick CR, Innes SG, et al. 2022. Global urban environmental change drives adaptation in white clover. *Science.* 375(6586):1275–81
- Sattler T, Pezzatti GB, Nobis MP, Obrist MK, Roth T, Moretti M. 2014. Selection of Multiple Umbrella Species for Functional and Taxonomic Diversity to Represent Urban Biodiversity. *Conserv. Biol.* 28(2):414–26
- Sauer mann H, Vohland K, Antoniou V, Balázs B, Göbel C, et al. 2020. Citizen science and sustainability transitions. *Res. Policy.* 49(5):103978
- Scheffer M, Carpenter SR. 2003. Catastrophic regime shifts in ecosystems: linking theory to observation. *Trends Ecol. Evol.* 18(12):648–56
- Schell CJ, Dyson K, Fuentes TL, Des Roches S, Harris NC, et al. 2020. The ecological and evolutionary consequences of systemic racism in urban environments. *Science.* 369(6510):eaay4497
- Schindelbeck RR, van Es HM, Abawi GS, Wolfe DW, Whitlow TL, et al. 2008. Comprehensive assessment of soil quality for landscape and urban management. *Landsc. Urban Plan.* 88(2):73–80
- Schittko C, Onandia G, Bernard-Verdier M, Heger T, Jeschke JM, et al. 2022. Biodiversity maintains soil multifunctionality and soil organic carbon in novel urban ecosystems. *J. Ecol.* 110(4):916–34
- Schlaepfer MA, Runge MC, Sherman PW. 2002. Ecological and evolutionary traps. *Trends Ecol. Evol.* 17(10):474–80
- Schmidt C, Domaratzki M, Kinnunen RP, Bowman J, Garroway CJ. 2020. Continent-wide effects of urbanization on bird and mammal genetic diversity. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 287(1920):20192497
- Schneider A, Mertes CM, Tatem AJ, Tan B, Sulla-Menashe D, et al. 2015. A new urban landscape in East–Southeast Asia, 2000–2010. *Environ. Res. Lett.* 10(3):034002
- Schultz PW. 2011. Conservation Means Behavior. *Conserv. Biol.* 25(6):1080–83
- Schultz PW, Nolan JM, Cialdini RB, Goldstein NJ, Griskevicius V. 2007. The Constructive, Destructive, and Reconstructive Power of Social Norms. *Psychol. Sci.* 18(5):429–34
- Schumpeter JA. 1942. *Capitalism, Socialism, and Democracy: Third Edition*. New York: Harper Perennial Modern Classics. unknown edition ed.
- Schwartz C, Séré G, Stas M, Blanchart A, Morel J-L, Consalès J-N. 2015. Quelle ressource Sol dans les villes pour quels services et quels aménagements? *Innov. Agron.* 45:1–11
- Seamon D. 1982. The phenomenological contribution to environmental

- psychology. *J. Environ. Psychol.* 2(2):119–40
- Seamon D. 1984. Emotional Experience of the Environment. *Am. Behav. Sci.* 27(6):757–70
- Seddon N, Smith A, Smith P, Key I, Chausson A, et al. 2021. Getting the message right on nature-based solutions to climate change. *Glob. Change Biol.* 27(8):1518–46
- Seddon N, Turner B, Berry P, Chausson A, Girardin CAJ. 2019. Grounding nature-based climate solutions in sound biodiversity science. *Nat. Clim. Change.* 9(2):84–87
- Seewagen CL, Sheppard CD, Slayton EJ, Guglielmo CG. 2011. Plasma Metabolites and Mass Changes of Migratory Landbirds Indicate Adequate Stopover Refueling in a Heavily Urbanized Landscape. *The Condor.* 113(2):284–97
- Segar J, Callaghan CT, Ladouceur E, Meya JN, Pereira HM, et al. 2022. Urban conservation gardening in the decade of restoration. *Nat. Sustain.* 5(8):649–56
- Séré G, Schwartz C, Ouvrard S, Sauvage C, Renat J-C, Morel JL. 2008. Soil construction: A step for ecological reclamation of derelict lands. *J. Soils Sediments.* 8(2):130–36
- Serret H, Raymond R, Foltête J-C, Clergeau P, Simon L, Machon N. 2014. Potential contributions of green spaces at business sites to the ecological network in an urban agglomeration: The case of the Ile-de-France region, France. *Landsc. Urban Plan.* 131:27–35
- Seto KC, Fragkias M, Güneralp B, Reilly MK. 2011. A Meta-Analysis of Global Urban Land Expansion. *PLoS ONE.* 6(8):e23777
- Seto KC, Golden JS, Alberti M, Turner BL. 2017. Sustainability in an urbanizing planet. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 114(34):8935–38
- Shannon CE, Weaver W. 1949. *The Mathematical Theory of Communication.* University of Illinois Press
- Shochat E, Lerman SB, Anderies JM, Warren PS, Faeth SH, Nilon CH. 2010. Invasion, Competition, and Biodiversity Loss in Urban Ecosystems. *BioScience.* 60(3):199–208
- Shochat E, Warren PS, Faeth SH, McIntyre NE, Hope D. 2006. From patterns to emerging processes in mechanistic urban ecology. *Trends Ecol. Evol.* 21(4):186–91
- Sinaï A. 2021. Des biorégions dans l'Anthropocène: enjeux de la réparabilité des territoires. *These de doctorat thesis.* Paris Est
- Singer-Brodowski M. 2023. The potential of transformative learning for sustainability transitions: moving beyond formal learning environments. *Environ. Dev. Sustain.*
- Sintomer Y. 2011. Délibération et participation: affinité élective ou concepts en tension? *Participations.* 1(1):239–76
- Sivam A, Karuppanan S, Mobbs M. 2012. How “open” are open spaces: evaluating transformation of open space at residential level in Adelaide – a case study. *Local Environ.* 17(8):815–36
- Smith RM, Gaston KJ, Warren PH, Thompson K. 2005. Urban domestic gardens (V): relationships between landcover composition, housing and landscape. *Landsc. Ecol.* 20(2):235–53
- Smith RM, Gaston KJ, Warren PH, Thompson K. 2006a. Urban domestic gardens (VIII): environmental correlates of invertebrate abundance. *Biodivers. Conserv.* 15(8):2515–45
- Smith RM, Warren PH, Thompson K, Gaston KJ. 2006b. Urban domestic gardens (VI): environmental correlates of invertebrate species richness. *Biodivers. Conserv.* 15(8):2415–38
- Snyder G. 1990. *The Practice of the Wild: Essays.* Catapult
- Soanes K, Sievers M, Chee YE, Williams NSG, Bhardwaj M, et al. 2019. Correcting common misconceptions to inspire conservation action in urban environments. *Conserv. Biol.* 33(2):300–306
- Soga M. 2016. Accelerating loss of human-nature interactions. *The University of Tokyo.* www.u-tokyo.ac.jp
- Soga M, Gaston KJ. 2016. Extinction of experience: the loss of human-nature interactions. *Front. Ecol. Environ.* 14(2):94–101
- Soga M, Gaston KJ. 2022. Towards a unified understanding of human-nature interactions. *Nat. Sustain.* 5(5):374–83
- Soga M, Gaston KJ, Yamaura Y. 2017. Gardening is beneficial for health: A meta-analysis. *Prev. Med. Rep.* 5:92–99
- Soga M, Yamaura Y, Aikoh T, Shoji Y, Kubo T, Gaston KJ. 2015. Reducing the extinction of experience: Association between urban form and recreational use of public greenspace. *Landsc. Urban Plan.* 143:69–75
- Soga M, Yamaura Y, Koike S, Gaston KJ. 2014. Land sharing vs. land sparing: does the compact city reconcile urban development and biodiversity conservation? *J. Appl. Ecol.* 51(5):1378–86
- Soininen N, Raymond CM, Tuomisto H, Ruotsalainen L, Thorén H, et al. 2022. Bridge over troubled water: managing compatibility and conflict among thought collectives in sustainability science. *Sustain. Sci.* 17(1):27–44
- Sol D, Bartomeus I, González-Lagos C, Pavoine S. 2017. Urbanisation and the loss of phylogenetic diversity in birds. *Ecol. Lett.* 20(6):721–29
- Southon GE, Jorgensen A, Dunnett N, Hoyle H, Evans KL. 2017. Biodiverse perennial meadows have aesthetic value and increase residents’ perceptions of site quality in urban green-space. *Landsc. Urban Plan.* 158:105–18
- Speer PW, Hughey J. 1995. Community organizing: An ecological route to empowerment and power. *Am. J. Community Psychol.* 23(5):729–48
- Sperling CD, Lortie CJ. 2010. The importance of urban backyards on plant and invertebrate recruitment: a field microcosm experiment. *Urban Ecosyst.* 13(2):223–35
- Spirn AW. 2014. *Ecological Urbanism: A Framework for the Design of Resilient Cities (2014).* In *The Ecological Design and Planning Reader*, ed. FO Ndubisi, pp. 557–71. Washington, DC: Island Press/Center for Resource Economics
- Stähle A. 2008. Compact sprawl: Exploring public open space and contradictions in urban density
- Standing G. 2019. *Plunder of the Commons: A Manifesto for Sharing Public Wealth.* Penguin UK
- Star SL, Griesemer JR. 1989. Institutional Ecology, ‘Translations’ and Boundary Objects: Amateurs and Professionals in Berkeley’s Museum of Vertebrate Zoology, 1907–39. *Soc. Stud. Sci.* 19(3):387–420
- Stark JL. 2014. The Potential of Deweyan-Inspired Action Research. *Educ. Cult.* 30(2):87–101
- Steen K, van Bueren E. 2017. *Urban Living Labs: A Living Lab Way of Working.* Amsterdam: Amsterdam Institute for Advanced Metropolitan Solutions (AMS)
- Steffen W, Broadgate W, Deutsch L, Gaffney O, Ludwig C. 2015a. The trajectory of the Anthropocene: The Great Acceleration. *Anthr. Rev.* 2(1):81–98
- Steffen W, Grinevald J, Crutzen P, McNeill J. 2011. The Anthropocene: conceptual and historical perspectives. *Philos. Trans. R. Soc. Math. Phys. Eng. Sci.* 369(1938):842–67
- Steffen W, Richardson K, Rockström J, Cornell SE, Fetzer I, et al. 2015b. Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science.* 347(6223):
- Steg L, Vlek C. 2009. Encouraging pro-environmental behaviour: An integrative review and research agenda. *J. Environ. Psychol.* 29(3):309–17
- Stein A, Gerstner K, Kreft H. 2014. Environmental heterogeneity as a universal driver of species richness across taxa, biomes and spatial scales. *Ecol. Lett.* 17(7):866–80
- Steiner F. 2011. Landscape ecological urbanism: Origins and trajectories. *Landsc. Urban Plan.* 100(4):333–37
- Stone EL, Harris S, Jones G. 2015. Impacts of artificial lighting on bats: a review of challenges and solutions. *Mamm. Biol.* 80(3):213–19
- Sushinsky JR, Rhodes JR, Possingham HP, Gill TK, Fuller RA. 2013. How should we grow cities to minimize their biodiversity impacts? *Glob. Change Biol.* 19(2):401–10
- Sushinsky JR, Rhodes JR, Shanahan DF, Possingham HP, Fuller RA. 2017. Maintaining experiences of nature as a city grows. *Ecol. Soc.* 22(3):
- Szopińska-Mularz M, Lehmann S. 2023. Balancing Increased Urban Density with Green Spaces: The Marketing of New Housing Estates in Poland. *Buildings.* 13(3):777

- Szulcowska B, Giedych R, Borowski J, Kuchcik M, Sikorski P, et al. 2014. How much green is needed for a vital neighbourhood? In search for empirical evidence. *Land Use Policy*. 38:330–45
- Tallamy DW. 2020. *Nature's Best Hope: A New Approach to Conservation That Starts in Your Yard*. Timber Press
- Tälle M, Ranius T, Öckinger E. 2023. The usefulness of surrogates in biodiversity conservation: A synthesis. *Biol. Conserv.* 288:110384
- Tallent T, Zabala A. 2024. Social equity and pluralism in Nature-based Solutions: Practitioners' perspectives on implementation. *Environ. Sci. Policy*. 151:103624
- Tan PY, Wang J, Sia A. 2013. Perspectives on five decades of the urban greening of Singapore. *Cities*. 32:24–32
- Tannier C, Vuidel G, Houot H, Frankhauser P. 2012. Spatial Accessibility to Amenities in Fractal and Nonfractal Urban Patterns. *Environ. Plan. B Plan. Des.* 39(5):801–19
- Tassin J. 2020. *Pour une écologie du sensible*. Odile Jacob
- Tavanti M, Wilp EA. 2021. Common Good Mindset: The Public Dimensions of Sustainability. In *Sustainability Mindset and Transformative Leadership: A Multidisciplinary Perspective*, eds. AA Ritz, I Rimanoczy, pp. 241–65. Cham: Springer International Publishing
- Taylor PD, Fahrig L, Henein K, Merriam G. 1993. Connectivity Is a Vital Element of Landscape Structure. *Oikos*. 68(3):571–73
- Teixeira CP, Fernandes CO, Ahern J. 2021. Novel Urban Ecosystems: Opportunities from and to Landscape Architecture. *Land*. 10(8):844
- Thapa K, Vermeulen WJV, Deutz P. 2022. Science with society: Challenges of early-stage researchers engaging with transdisciplinary research in sustainability science. *Sustain. Dev.* 30(6):1562–72
- Theil H. 1967. *Economics and Information Theory*. North-Holland Publishing Company
- Theys J, Guimont C. 2019. « Nous n'avons jamais été "soutenables" : pourquoi revisiter aujourd'hui la notion de durabilité forte ? ». *Dév. Durable Territ. Économie Géographie Polit. Droit Sociol.* (Vol. 10, n°1):
- Thompson B, McLachlan S. 2007. The effects of urbanization on ant communities and myrmecochory in Manitoba, Canada. *Urban Ecosyst.* 10(1):43–52
- Thompson CM. 2001. Situated Knowledge: Feminist and Science and Technology Studies Perspectives. In *International Encyclopedia of the Social & Behavioral Sciences*, eds. NJ Smelser, PB Baltes, pp. 14129–33. Oxford: Pergamon
- Thorne JF, Huang C-S. 1991. Toward a landscape ecological aesthetic: methodologies for designers and planners. *Landsc. Urban Plan.* 21(1):61–79
- Threlfall CG, Ossola A, Hahs AK, Williams NSG, Wilson L, Livesley SJ. 2016. Variation in Vegetation Structure and Composition across Urban Green Space Types. *Front. Ecol. Evol.* 4:
- Toomey AH, Strehlau-Howay L, Manzollilo B, Thomas C. 2020. The place-making potential of citizen science: Creating social-ecological connections in an urbanized world. *Landsc. Urban Plan.* 200:103824
- Torres Astaburuaga A, Chaudier É, Tixier N. 2016. *Mémoire du futur, from old roots to new shoots. Patrick Geddes in India (1914-1924)*. Espac. Sociétés. 167:99
- Tratalos J, Fuller RA, Evans KL, Davies RG, Newson SE, et al. 2007. Bird densities are associated with household densities. *Glob. Change Biol.* 13(8):1685–95
- Tsing AL. 2015. *The Mushroom at the End of the World: On the Possibility of Life in Capitalist Ruins*. Princeton University Press
- Tuan Y. 1974. *Topophilia: A Study of Environmental Perception, Attitudes, and Values*. Columbia University Press
- Turner J, Parisi AV, Downs N, Lynch M. 2014. From ultraviolet to Prussian blue: a spectral response for the cyanotype process and a safe educational activity to explain UV exposure for all ages. *Photochem. Photobiol. Sci.* 13(12):1753–64
- Turner VK, Stiller M. 2020. How Do Homeowners Associations Regulate Residential Landscapes? *J. Am. Plann. Assoc.* 86(1):25–38
- Turner WR, Nakamura T, Dinetti M. 2004. Global urbanization and the separation of humans from nature. *Bioscience*. 54(6):585–90
- Turnhout E, Metz T, Wyborn C, Klenk N, Louder E. 2020. The politics of co-production: participation, power, and transformation. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 42:15–21
- Turo KJ, Gardiner MM. 2019. From potential to practical: conserving bees in urban public green spaces. *Front. Ecol. Environ.* 17(3):167–75
- Tzoulas K, James P. 2010. Making biodiversity measures accessible to non-specialists: an innovative method for rapid assessment of urban biodiversity. *Urban Ecosyst.* 13(1):113–27
- Udy K, Fritsch M, Meyer KM, Grass I, Hanß S, et al. 2021. Environmental heterogeneity predicts global species richness patterns better than area. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 30(4):842–51
- UICN France. 2021. *CartNat : Premier diagnostic national des aires à fort degré de naturalité*
- United Nations. 2019. *En 2050, deux personnes sur trois vivront dans des villes déjà consommatrices de plus de deux tiers de l'énergie et responsables de 70% des émissions de CO2, prévient M. Guterres | Couverture des réunions & communiqués de presse*. <https://press.un.org>
- United Nations Department of Economic and Social. 2019. *World Urbanization Prospects: The 2018 Revision*. United Nations
- Uren HV, Zidic PL, Bishop BJ. 2015. Exploring social and cultural norms to promote ecologically sensitive residential garden design. *Landsc. Urban Plan.* 137:76–84
- Vačkář D, Chobot K, Orlitová E. 2012. Spatial relationship between human population density, land use intensity and biodiversity in the Czech Republic. *Landsc. Ecol.* 27(9):1279–90
- Valente JJ, Bennett RE, Gómez C, Bayly NJ, Rice RA, et al. 2022. Land-sparing and land-sharing provide complementary benefits for conserving avian biodiversity in coffee-growing landscapes. *Biol. Conserv.* 270:109568
- Van Der Waals J. 2000. The compact city and the environment: a review. *Tijdschr. Voor Econ. En Soc. Geogr.* 91(2):111–21
- van Heezik Y, Smyth A, Mathieu R. 2008. Diversity of native and exotic birds across an urban gradient in a New Zealand city. *Landsc. Urban Plan.* 87(3):223–32
- van Heezik YM, Dickinson KJM, Freeman C. 2012. Closing the Gap: Communicating to Change Gardening Practices in Support of Native Biodiversity in Urban Private Gardens. *Ecol. Soc.* 17(1):
- Van Helden BE, Close PG, Steven R. 2020. Mammal conservation in a changing world: can urban gardens play a role? *Urban Ecosyst.*
- Van Nuland ME, Whitlow WL. 2014. Temporal effects on biodiversity and composition of arthropod communities along an urban–rural gradient. *Urban Ecosyst.* 17(4):1047–60
- Van Vliet J. 2019. Direct and indirect loss of natural area from urban expansion. *Nat. Sustain.* 2(8):755–63
- Varet M, Burel F, Pétilion J. 2014. Can urban consolidation limit local biodiversity erosion? Responses from carabid beetle and spider assemblages in Western France. *Urban Ecosyst.* 17(1):123–37
- Vejre H, Primdahl J, Brandt J. 2007. Chapter 19: The Copenhagen Finger Plan: Keeping a green space structure by a simple planning metaphor. In *Europe's Living Landscapes*, pp. 310–31. KNNV Publishing
- Venter O, Sanderson EW, Magrath A, Allan JR, Beher J, et al. 2016. Global terrestrial Human Footprint maps for 1993 and 2009. *Sci. Data.* 3(1):160067
- Vergnes A, Pellissier V, Lemperiere G, Rollard C, Clergeau P. 2014. Urban densification causes the decline of ground-dwelling arthropods. *Biodivers. Conserv.* 23(8):1859–77
- Villalta I, Bouget C, Lopez-Vaamonde C, Baude M. 2022. Phylogenetic, functional and taxonomic responses of wild bee communities along urbanisation gradients. *Sci. Total Environ.* 832:154926
- Vincent Q, Leyval C, Beguiristain T, Auclerc A. 2018. Functional structure and composition of Collembola and soil macrofauna communities depend on abiotic parameters in derelict soils. *Appl. Soil Ecol.* 130:259–70

- von Wirth T, Frantzeskaki N. 2021. Urban Experimentation and the Role of Senses of Place: An Illustrative Case from Rotterdam, the Netherlands. , pp. 301–12
- Vrščaj B, Poggio L, Marsan FA. 2008. A method for soil environmental quality evaluation for management and planning in urban areas. *Landsc. Urban Plan.* 88(2):81–94
- Waldheim C. 2016. *Landscape as Urbanism: A General Theory*. Princeton University Press
- Walker BH. 1992. Biodiversity and Ecological Redundancy. *Conserv. Biol.* 6(1):18–23
- Walter AI, Helgenberger S, Wiek A, Scholz RW. 2007. Measuring societal effects of transdisciplinary research projects: Design and application of an evaluation method. *Eval. Program Plann.* 30(4):325–38
- Wamsler C, Brink E. 2018. Mindsets for Sustainability: Exploring the Link Between Mindfulness and Sustainable Climate Adaptation. *Ecol. Econ.* 151:55–61
- Wang G, Burrill HM, Podzikowski LY, Eppinga MB, Zhang F, et al. 2023. Dilution of specialist pathogens drives productivity benefits from diversity in plant mixtures. *Nat. Commun.* 14(1):8417
- Wang H, Marshall CW, Cheng M, Xu H, Li H, et al. 2017. Changes in land use driven by urbanization impact nitrogen cycling and the microbial community composition in soils. *Sci. Rep.* 7(1):44049
- Watzlawick P. 1981. *L'invention de la réalité: Comment savons-nous ce que nous croyons savoir? Contributions au constructivisme*. Ed. du Seuil
- Watzlawick P, Weakland JH, Fisch R. 1975. *Changements: paradoxes et psychothérapie*. Ed. du Seuil
- Weber EU, Stern PC. 2011. Public understanding of climate change in the United States. *Am. Psychol.* 66(4):315–28
- Weber M. 1905. *L'éthique protestante et l'esprit du capitalisme*. Presses Électroniques de France
- Weber M. 1967. *L'éthique protestante et l'esprit du capitalisme: suivi de Les sectes protestantes et l'esprit du capitalisme*. Plon
- Weder F, Lemke S, Tungarat A. 2019. (Re)storying Sustainability: The Use of Story Cubes in Narrative Inquiries to Understand Individual Perceptions of Sustainability. *Sustainability.* 11(19):5264
- Wellmann T, Schug F, Haase D, Pflugmacher D, van der Linden S. 2020. Green growth? On the relation between population density, land use and vegetation cover fractions in a city using a 30-years Landsat time series. *Landsc. Urban Plan.* 202:103857
- Werner EE. 1990. Protective factors and individual resilience. In *Handbook of Early Childhood Intervention*, pp. 97–116. New York, NY, US: Cambridge University Press
- West S, Haider LJ, Hertz T, Mancilla Garcia M, Moore M-L. 2024. Relational approaches to sustainability transformations: walking together in a world of many worlds. *Ecosyst. People.* 20(1):2370539
- West S, Haider LJ, Stålhammar S, Woroniecki S. 2020. A relational turn for sustainability science? Relational thinking, leverage points and transformations. *Ecosyst. People.* 16(1):304–25
- Westerink J, Haase D, Bauer A, Ravetz J, Jarrige F, Aalbers CBEM. 2013. Dealing with Sustainability Trade-Offs of the Compact City in Peri-Urban Planning Across European City Regions. *Eur. Plan. Stud.* 21(4):473–97
- Whitford V, Ennos AR, Handley JF. 2001. "City form and natural process"—indicators for the ecological performance of urban areas and their application to Merseyside, UK. *Landsc. Urban Plan.* 57(2):91–103
- WHO. 2012. *Health Indicators of sustainable cities in the Context of the Rio+20 UN Conference on Sustainable Development*. WHO/HSE/PHE/7.6.2012f, OECD
- Williams DR, Patterson ME, Roggenbuck JW, Watson AE. 1992. Beyond the commodity metaphor: Examining emotional and symbolic attachment to place. *Leis. Sci.* 14(1):29–46
- Williams DR, Stewart SI. 1998. Sense of Place: An Elusive Concept That is Finding a Home in Ecosystem Management. *J. For.* 96(5):18–23
- Wilson EO. 1988. *Biodiversity*. National Academies Press
- Wilson TC, Conn BJ, Henwood MJ. 2017. Great Expectations: Correlations between Pollinator Assemblages and Floral Characters in Lamiaceae. *Int. J. Plant Sci.* 178(3):170–87
- Wittmayer JM, Schöpke N. 2014. Action, research and participation: roles of researchers in sustainability transitions. *Sustain. Sci.* 9(4):483–96
- Woiwode C, Schöpke N, Bina O, Veciana S, Kunze I, et al. 2021. Inner transformation to sustainability as a deep leverage point: fostering new avenues for change through dialogue and reflection. *Sustain. Sci.* 16(3):841–58
- Wolff M, Haase D. 2019. Mediating Sustainability and Liveability—Turning Points of Green Space Supply in European Cities. *Front. Environ. Sci.* 7:61
- Wolff M, Haase D, Haase A. 2018. Compact or spread? A quantitative spatial model of urban areas in Europe since 1990. *PLOS ONE.* 13(2):e0192326
- Wootton-Beard PC, Xing Y, Durai Prabhakaran RT, Robson P, Bosch M, et al. 2016. Review: Improving the Impact of Plant Science on Urban Planning and Design. *Buildings.* 6(4):48
- Wuellner CT. 1999. Nest site preference and success in a gregarious, ground-nesting bee *Dieunomia triangulifera*. *Ecol. Entomol.* 24(4):471–79
- Yachi S, Loreau M. 1999. Biodiversity and ecosystem productivity in a fluctuating environment: The insurance hypothesis. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 96(4):1463–68
- Yaka Ö. 2019. Rethinking Justice: Struggles For Environmental Commons and the Notion of Socio-Ecological Justice. *Antipode.* 51(1):353–72
- Yan B, Li J, Xiao N, Qi Y, Fu G, et al. 2016. Urban-development-induced Changes in the Diversity and Composition of the Soil Bacterial Community in Beijing. *Sci. Rep.* 6(1):38811
- Yan P, Fernández-Martínez M, Van Meerbeek K, Yu G, Migliavacca M, He N. 2023. The essential role of biodiversity in the key axes of ecosystem function. *Glob. Change Biol.* 29(16):4569–85
- Yang Y, Campbell CD, Clark L, Cameron CM, Paterson E. 2006. Microbial indicators of heavy metal contamination in urban and rural soils. *Chemosphere.* 63(11):1942–52
- Yang Z, Liu X, Zhou M, Ai D, Wang G, et al. 2015. The effect of environmental heterogeneity on species richness depends on community position along the environmental gradient. *Sci. Rep.* 5(1):15723
- Yli-Pelkonen V, Niemelä J. 2005. Linking ecological and social systems in cities: urban planning in Finland as a case. *Biodivers. Conserv.* 14(8):1947–67
- Young C, Hofmann M, Frey D, Moretti M, Bauer N. 2020. Psychological restoration in urban gardens related to garden type, biodiversity and garden-related stress. *Landsc. Urban Plan.* 198:103777
- Young C, Jarvis P. 2001. A Simple Method for Predicting the Consequences of Land Management in Urban Habitats. *Environ. Manage.* 28(3):375–87
- Zay D, Gonnin-Bolo A. 1995. *Établissements et partenariats: Stratégies pour des projets communs, actes du colloque des 14, 15 et 16 janvier 1993*. INRP
- Zerbe S, Maurer U, Schmitz S, Sukopp H. 2003. Biodiversity in Berlin and its potential for nature conservation. *Landsc. Urban Plan.* 62(3):139–48
- Zhang X, Zhou H. 2023. Indicators of Urban Conditions: An Approach to Understanding the Suitability of the Compact City Paradigm. *J. Urban Plan. Dev.* 149(3):04023021
- Zhou X, Wang Y-C. 2011. Spatial-temporal dynamics of urban green space in response to rapid urbanization and greening policies. *Landsc. Urban Plan.* 100(3):268–77
- Zhu W-X, Carreiro MM. 2004. Temporal and spatial variations in nitrogen transformations in deciduous forest ecosystems along an urban-rural gradient. *Soil Biol. Biochem.* 36(2):267–78
- Ziter CD, Pedersen EJ, Kucharik CJ, Turner MG. 2019. Scale-dependent interactions between tree canopy cover and impervious surfaces reduce daytime urban heat during summer. *Proc. Natl. Acad. Sci.*

116(15):7575–80

Zmyslony J, Gagnon D. 1998. Residential management of urban front-yard landscape: A random process? *Landsc. Urban Plan.* 40(4):295–307

Zwierzchowska I, Haase D, Dushkova D. 2021. Discovering the environmental potential of multi-family residential areas for nature-based solutions. A Central European cities perspective. *Landsc. Urban Plan.* 206:103975

L'habitat collectif : des communs pour cohabiter avec la biodiversité ?

Une recherche-action en écologie et géographie pour la soutenabilité urbaine | **Thomas Boutreux (2024)**

Résumé de la Thèse :

La crise de la biodiversité, caractéristique de l'Anthropocène dominé par l'urbanisation, pose des défis majeurs pour le fonctionnement planétaire, la résilience des villes face au changement climatique et, plus largement, les conditions de vie humaines et non-humaines. Espérer résoudre cette crise nécessite en premier lieu de repenser notre manière d'habiter le monde. Dans cette thèse, je propose d'investiguer le rôle stratégique des espaces verts résidentiels en habitat collectif comme levier clé de transformation écologique et sociétale, tout en accompagnant ce changement par des méthodes de recherche-action au service de la connaissance scientifique, de la capacitation opérationnelle des praticiens et de l'engagement participatif citoyen.

L'habitat collectif peut en effet concilier les enjeux de durabilité et d'habitabilité urbaine des villes denses, fournir des services écosystémiques de proximité et être un terreau fertile pour la reconnexion de l'humanité avec la nature. Cependant, l'atteinte de ces objectifs dépend tout autant de la production de préconisations claires et efficaces, fondées sur des connaissances écologiques et scientifiques, que de la mise en œuvre d'actions transformatives des pratiques de paysage et de gouvernance, des cultures et des affects. Cette épistémologie hybride, combinant solutions fondées sur la nature et solutions fondées sur la culture, est étayée d'après les évolutions méthodologiques récentes de la recherche en écologie urbaine et en soutenabilité.

Sur le territoire de la métropole de Lyon, je mobilise d'abord la géographie urbaine et les SIG pour fournir une analyse systémique du lien entre morphologie urbaine opérationnelle et potentiel écologique, afin de guider la planification vers l'adoption d'outils réglementaires écologiques efficaces. La découverte de points de bascule de la végétalisation des parcelles dans cette modélisation empirique justifie l'ajustement des documents d'urbanisme à ces seuils, afin de garantir un équilibre viable entre densité urbaine, végétalisation et biodiversité. Ces résultats ont été utilisés pour proposer des modifications des règles de morphologie, déclinées selon les zonages du PLU de la métropole de Lyon, conciliant la densification et la végétalisation sur le long terme.

Ensuite, 40 sites d'études en habitat collectif ont permis de conduire des inventaires de biodiversité systémiques (mésofaune du sol, macrofaune épigée, insectes pollinisateurs, végétation, avifaune et chiroptères). Il a été constaté qu'en comparaison avec des parcs publics en gestion écologique, leur niveau de biodiversité était extrêmement variable entre les sites et les taxons étudiés. Des études écologiques et statistiques approfondies étaient donc nécessaires pour identifier les caractéristiques de l'urbanisation et de l'aménagement paysager les plus favorables au vivant dans son ensemble. Le design de modélisation ergonomique, calqué sur la séquence d'aménagement urbain, a permis d'identifier les mesures les plus efficaces que peuvent adopter les urbanistes, architectes et paysagistes à chaque étape du projet. Les variables identifiées confortent les prescriptions définies préalablement dans l'étude morphologique de la végétalisation et renforcent la confiance des praticiens dans leur capacité d'agir avec des effets concrets.

Enfin, un retour d'expérience détaille les méthodes de science citoyenne menées et les transformations sociales, environnementales et politiques concrètes qui ont pu être réalisées. Cette thèse a contribué au projet de recherche-action étendu COLLECTIFS qui a abouti, avec le concours de l'ensemble de ses acteurs, à des opérations de renaturation dans de nombreux habitats collectifs. Celles-ci ont été facilitées par une politique locale innovante, aujourd'hui répliquée dans d'autres métropoles françaises, offrant aux résidents soutien financier et accompagnement par des écologues.