



**HAL**  
open science

## Socio-écosystèmes des territoires urbains et artificialisés

Frederic Revers, Yohan Sahraoui, Jean-Louis Yengué

► **To cite this version:**

Frederic Revers, Yohan Sahraoui, Jean-Louis Yengué. Socio-écosystèmes des territoires urbains et artificialisés. Ecobiose. Rapport d'évaluation sur le rôle de la biodiversité dans les socio-écosystèmes de Nouvelle-Aquitaine, , 2020. hal-02938660

**HAL Id: hal-02938660**

**<https://hal.inrae.fr/hal-02938660>**

Submitted on 15 Sep 2020

**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.



Distributed under a Creative Commons Attribution 4.0 International License



CHAPITRE

**Socio-écosystème  
des territoires urbains  
& artificialisés**

● 5 ●



# Évaluation régionale des connaissances sur les services rendus par la biodiversité au fonctionnement des socio-écosystèmes dans les territoires urbains et artificialisés

• • • • • Ce chapitre propose un état des lieux des connaissances sur le rôle de la biodiversité dans le fonctionnement des socio-écosystèmes des territoires urbains et artificialisés de la Région Nouvelle-Aquitaine. Bien que par définition, les socio-écosystèmes urbains et artificialisés présentent une forte proportion de surfaces imperméabilisées, peu propice à l'installation durable de la biodiversité, un certain nombre d'espèces animales et végétales ont réussi à s'y adapter et les espaces verts sont devenus des espaces de vie pour les populations de ces territoires. Au-delà du bienfait du végétal pour le bien-être des habitants ou la création d'espaces récréatifs, la biodiversité est devenue un support direct de l'agriculture urbaine en plein essor. Ces pratiques très diversifiées à la fois par le nombre important d'espèces cultivées ou élevées et par les modes d'organisation et de fonctionnement sont à l'origine de processus créant des liens sociaux et offrant de meilleures conditions de vie aux populations urbaines. La biodiversité des systèmes urbains et artificialisés procure également des services de régulation, notamment de la température, de la pollution de l'air, du sol et de l'eau. Les bénéfices économiques, environnementaux et culturels que la société retire de ces services fournis par la biodiversité ont à la fois des valeurs marchandes et non marchandes. Les agglomérations tendent ainsi à intégrer d'avantage d'espaces verts, naturels ou créés par l'Homme, dans l'aménagement de leur territoire et aussi à mieux connaître la biodiversité hébergée et la diversité paysagère. Cependant, l'urbanisation reste un facteur ayant un impact très négatif sur les milieux naturels et la biodiversité. A cela s'ajoutent les facteurs concomitants tels que les divers types de pollution (chimique, lumineuse, sonore) et d'infrastructures (bâtiments, infrastructures de transport, etc) qui participent aussi au déclin de la biodiversité.

**1 Les socio-écosystèmes urbains et artificialisés en Région Nouvelle-Aquitaine ..... 4**

**2 La recherche régionale sur la biodiversité des écosystèmes urbains et artificialisés en Nouvelle-Aquitaine..... 8**

**3 Rôles de la biodiversité dans le fonctionnement des écosystèmes urbains et artificialisés ..... 11**

**3.1 LA BIODIVERSITÉ EN TANT QUE SUPPORT DIRECT DE PRODUCTION ..... 11**

3.1.1. Agriculture urbaine ..... 11  
3.1.2. Production apicole..... 14

**3.2. LA BIODIVERSITÉ EN TANT QUE SUPPORT INDIRECT DE PRODUCTION AGRICOLE : POLLINISATION, CONTRÔLE BIOLOGIQUE ET RECYCLAGE DE LA MATIÈRE ORGANIQUE ..... 15**

**3.3. BIODIVERSITÉ ET SERVICES DE RÉGULATION ..... 16**  
3.3.1. Biodiversité, qualité et épuration de l'eau..... 16  
3.3.2. Biodiversité, qualité et épuration de l'air ..... 18  
3.3.3. Biodiversité et remédiation des sols ..... 19  
3.3.4. Biodiversité et création d'îlots de fraîcheur..... 21

**3.4. BIODIVERSITÉ ET PAYSAGES EN MILIEUX URBANISÉS ET ARTIFICIALISÉS ..... 22**

3.4.1. Biodiversité hébergée par les milieux urbains et artificialisés..... 22  
3.4.2. Diversité des écosystèmes et des paysages en milieu urbain..... 24

**4 Les valeurs de la biodiversité des socio-écosystèmes urbains et artificialisés ..... 25**

**4.1. VALEUR ÉCONOMIQUE DE LA BIODIVERSITÉ DES SOCIO-ÉCOSYSTÈMES URBAINS..... 25**

**4.2. RÔLE DE LA BIODIVERSITÉ URBAINE DANS LA SANTÉ ET LE BIEN-ÊTRE DES HABITANTS ..... 26**

**5 État de la biodiversité dans les socio-écosystèmes urbains et artificialisés ..... 28**

**5.1. IMPACTS DE L'URBANISATION ET DE L'ARTIFICIALISATION DES SOLS SUR LA BIODIVERSITÉ ..... 29**

**5.2. MORTALITÉ LIÉE AUX COLLISIONS AVEC DIVERSES INFRASTRUCTURES ..... 30**

**5.3. EFFETS DES SOURCES DE POLLUTIONS SUR LA BIODIVERSITÉ ..... 32**

**5.4. IMPACTS DE LA CONTAMINATION DES SOLS SUR LA BIODIVERSITÉ ..... 33**

**6 Références régionales ..... 35**

**7 Références internationales..... 37**

**Coordination scientifique :**  
Frédéric Revers, Yohan Sahraoui, Jean-Louis Yengué

**Coordination éditoriale :**  
Théo Rouhette

**Rédacteurs :**  
Didier Alard, Frédéric Angelier, Frédéric Barraquand, Nicolas Bech, Vincent Bretagnolle, Yves Brunet, Julia Clause, Pascale Garcia, Yvonnick Guinard, Sylvie Houte, Lilian Marchand, Rambonilaza Mbolatiana, Michel Mench, David Pinaud, Thierry Polard, Frédéric Revers, Yohan Sahraoui, Mohamed Taabni, Jean-Louis Yengué

# 1 Les socio-écosystèmes urbains et artificialisés en Région Nouvelle-Aquitaine

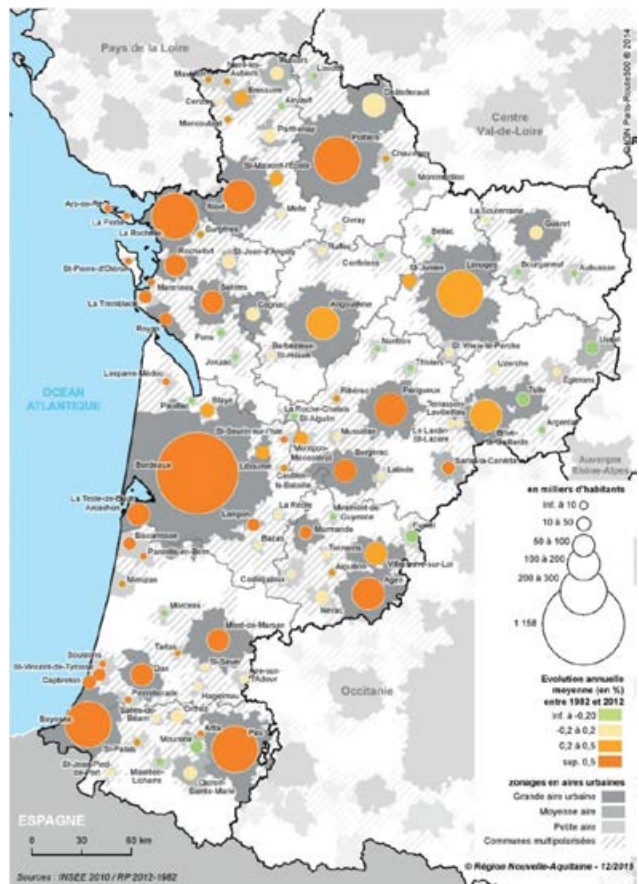
Selon l'UICN, l'écosystème urbain concerne l'ensemble des zones où des constructions humaines ont été réalisées et où la surface de ces infrastructures est supérieure à celle des zones naturelles présentes dans le périmètre. Il contient l'ensemble des zones construites, les réseaux (routiers, ferroviaires, etc) mais aussi les espaces verts créés par l'Homme (UICN France, 2013). Selon l'INSEE, la notion d'unité urbaine repose sur la continuité du bâti et le nombre d'habitants et se définit comme une commune ou un ensemble de communes présentant une zone de bâti continue (pas de coupure de plus de 200 mètres entre deux constructions) qui compte au moins 2 000 habitants (seuils adoptés au niveau international). L'INSEE définit l'artificialisation des sols ou zone artificialisée comme une perte du caractère naturel ou agricole d'un espace, au profit de zones urbaines, industrielles et commerciales, d'infrastructures de transport, de carrières, décharges et chantiers, ainsi que les espaces verts artificialisés (espaces verts urbains, équipements sportifs et de loisirs) (INSEE, 2019).

## Les territoires urbains et artificialisés connaissent une forte croissance et concentrent la population régionale

En Nouvelle-Aquitaine, les territoires artificialisés représentaient 9,3% de la surface totale régionale en 2014. Cette surface a augmenté de 12% entre 2006 et 2014 (ARBNA, 2018; INSEE, 2019). Il existe par ailleurs une forte disparité du taux d'artificialisation entre les 12 départements de Nouvelle-Aquitaine. Par exemple, de 2006 à 2014, la Creuse a connu un taux d'artificialisation négatif (-3,9%) alors que la Gironde et les Pyrénées-Atlantiques ont connu un taux d'artificialisation respectivement de 17,1% et de 18,6% (ARBNA, 2018). Ceci est corrélé à l'évolution de la population dans les différents départements de la Région (taux entre 2009 et 2014) : Pyrénées-Atlantiques (+2,6%), Charente-Maritime (+ 3,3%), Landes (+ 5,6%), Gironde (+ 6,4%), Creuse (- 2,4%), Corrèze (- 0,8%) (ARBNA, 2018).

Les milieux urbains concentrent les deux tiers des 5,9 millions d'habitants que compte la Région. Cette population urbaine augmente de 0,7% par an depuis 1982, ce qui se traduit par une augmentation des surfaces artificielles notamment au niveau des grandes aires urbaines. La Région Nouvelle-Aquitaine compte onze agglomérations urbaines de plus de 100 000 habitants (Bordeaux, Bayonne, Limoges, Poitiers, Pau, La Rochelle, Angoulême, Niort, Agen, Périgueux, Brive-La-Gaillarde; Figure 5.1). Le Tableau 5.1 présente la population des grandes aires urbaines régionales et son taux de variation entre 2011 et 2016.

FIGURE 5.1  
Carte de la distribution des principales villes de Nouvelle-Aquitaine et de l'évolution du nombre d'habitants entre 1992 et 2012 (source : Atlas Région Nouvelle-Aquitaine 2018)



Au cœur de ces territoires urbains se trouvent également des espaces naturels. Même s'il est difficile d'appréhender leur nombre et leur superficie, la tendance est au développement et à l'amélioration de ce patrimoine naturel, au moins végétal, dans les villes de Nouvelle-Aquitaine. Le classement de l'Observatoire des Villes Vertes<sup>1</sup> place les villes de Limoges et Bordeaux dans le top 5 des villes françaises les plus investies sur cette question, même si seule Limoges apparaît pour l'instant dans le top 10 des villes françaises les plus vertes, Bordeaux devant rattraper son retard. En plus des agglomérations, d'autres surfaces artificialisées marquent le territoire régional, telles que des infrastructures de transports avec plus de 173 000 km de routes, 3 500 km de voies ferrées, 10 aéroports et 4 ports de commerce (DRAAF, 2018) ainsi que de nombreuses zones commerciales et industrielles.

<sup>1</sup>Observatoire des Villes Vertes : <http://www.observatoirevillesvertes.fr/>

TABLEAU 5.1

Population 2016 et taux de variation annuel de la population des grandes aires urbaines de Nouvelle-Aquitaine entre 2011 et 2016 (source : INSEE)

Grande aire urbaine	Population 2016	Taux de variation annuel de la population 2011-2016
Bordeaux	1 232 550	1,6%
Bayonne	301 224	1,2%
Limoges	283 557	0,0%
Poitiers	261 795	0,6%
Pau	243 901	0,2%
La Rochelle	215 503	0,9%
Angoulême	182 675	0,2%
Niort	157 166	0,5%
Agen	113 223	0,4%
Périgueux	103 421	0,3%
Brive	102 382	0,1%

### Les socio-écosystèmes urbains et artificialisés, des espaces denses et aux multiples usages de la biodiversité

Des synthèses bibliographiques récentes mettent en évidence trois catégories de bienfaits qu'apporte la nature en ville (Tableau 5.2) : (i) pour les humains en termes de santé et de bien-être, (ii) pour les équilibres naturels tels que la conservation de la biodiversité ou la régulation de variables physico-chimiques de l'environnement urbain (régulation thermique, de la qualité de l'air, de l'eau et du sol), (iii) pour l'économie en termes notamment de valorisation du bâti, d'attractivité des territoires urbains ou encore de potentialités liées à l'agriculture et l'apiculture urbaines (Laille et al., 2013; Konijnendijk et al., 2013; Yengué, 2017; Yengué & Robert, sous presse).

TABLEAU 5.2

Bienfaits du végétal en ville. Les bienfaits ont été classés en trois catégories (colonne de gauche). Les bienfaits mentionnés ont été évalués selon le niveau de preuves apportées par les travaux scientifiques (tangibilité et de robustesse, colonne de droite). Une forte tangibilité est associée aux bienfaits ayant fait l'objet de nombreuses études et de mesures précises sur le terrain pour évaluer l'impact de la présence de végétaux. Une faible tangibilité est associée aux bienfaits pour lesquels peu de travaux existent actuellement, et qui sont encore peu étudiés via la modélisation ou des enquêtes qualitatives (d'après Laille et al., 2013; Konijnendijk et al., 2013).

Catégorie	Bienfait	Tangibilité, robustesse
Pour les humains	Santé physique	Forte
	Santé psychologique	Modérée
	Lien social	Faible
Pour les équilibres naturels	Biodiversité	Forte
	Régulation thermique	Modérée à forte
	Qualité de l'air	Faible à modérée
	Écoulement des eaux	Faible
Pour l'économie	Valorisation du bâti	Modérée à forte
	Tourisme et attractivité	Faible

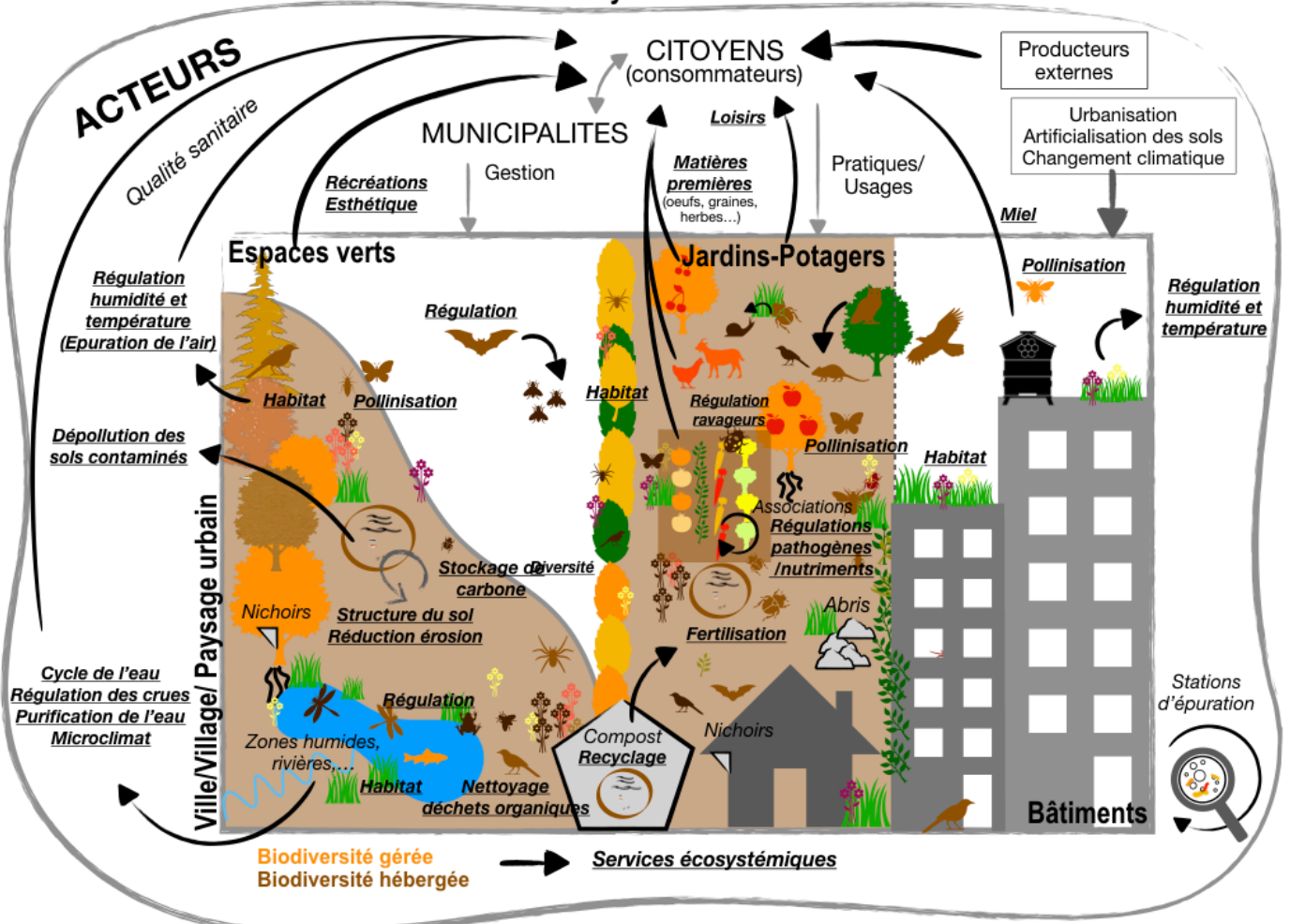
Le fonctionnement des socio-écosystèmes urbains ne se caractérise pas par une logique productiviste qui prédomine dans d'autres socio-écosystèmes traités dans le cadre d'*Ecobiose*. Il est au contraire marqué par une dualité entre le besoin d'accueillir toujours plus de personnes sur un territoire restreint et celui de donner un cadre de vie de qualité aux habitants en s'appuyant en particulier sur les fonctions récréatives et de régulation apportées par la biodiversité. De manière générale, de nombreux processus écologiques interviennent au sein du socio-écosystème urbain. La biodiversité y joue un rôle majeur, en permettant notamment la fourniture de services écosystémiques aux habitants (Figure 5.2).

Les espaces semi-naturels, qui peuvent comprendre des habitats diversifiés tels que des zones humides ou des espaces forestiers, permettent par exemple la régulation du climat, la réduction de l'érosion, le stockage du carbone, ou encore une possibilité d'usage récréatif par les citoyens. L'agriculture urbaine, au sein de jardins et potagers en passant par la mise en place de ruches, permet de fournir des services de pollinisation ou de fournir des matières premières pour l'alimentation. Les bâtiments peuvent également être des supports pour la fourniture de services d'habitat, par la végétalisation des toits et façades, pour la nidification des oiseaux, ou encore pour la régulation de l'humidité et de la température ainsi que l'épuration de l'air.

FIGURE 5.2

Schéma du fonctionnement du socio-écosystème urbain. Le paysage urbain (cadre gris) au sein des «Territoires Urbains (TU)» est hétérogène. Il est composé majoritairement d'espaces verts, des jardins et potagers (ou micro-fermes) et d'espaces minéralisés, représentés ici par des bâtiments. Au sein de chaque espace, la diversité dans les tons orangés est une diversité gérée (ou choisie), alors que celle dans les tons marrons est une diversité hébergée, c'est-à-dire qui se développe naturellement dans l'environnement suite à des pratiques de gestion. L'activité biologique de ces deux catégories de biodiversité résulte en la fourniture de services écosystémiques.

Schéma de fonctionnement du socio-écosystème « Territoires urbains et artificialisés »





## Biodiversité en ville et aménagement du territoire : défis et enjeux régionaux

De premier abord, on pourrait considérer que les territoires urbains, du fait de leur forte artificialisation, sont pauvres en biodiversité. En effet ces milieux très minéraux n'offrent que peu de ressources aux espèces tant pour leur alimentation que pour leur reproduction. Ils sont aussi caractérisés par une importante densité de population humaine, source de dérangement pour les espèces animales et végétales, un niveau élevé de pollution (pollutions chimique, lumineuse et sonore) et des conditions de température plus élevées qu'ailleurs (EFESE, 2018). Cependant, l'intégration d'espaces de nature en ville est devenue ces dernières décennies un enjeu majeur pour le bien-être des populations urbaines en leur offrant un cadre de vie de meilleure qualité. Ainsi dans les années 90, l'écologie urbaine est apparue comme une discipline dédiée à une meilleure connaissance des écosystèmes urbains tant sur la dimension écologique qu'humaine (McDonnell & MacGregor-Fors, 2016). Au fil du temps, les études de la biodiversité, des processus écologiques et des services écosystémiques en milieu urbain ont été progressivement intégrées dans les politiques d'aménagement et de gestion de ces territoires

artificialisés pour fournir principes, concepts et outils au développement de villes durables (McDonnell & MacGregor-Fors, 2016). La biodiversité des territoires artificialisés est ainsi devenue un objet d'étude à part entière, mobilisant les laboratoires de recherche aux échelles nationale et internationale, mais également un centre d'intérêt pour les nombreux acteurs de ces territoires (collectivités, associations, citoyens, etc). Ainsi, le ministère de la Transition Ecologique et Solidaire dans le cadre de l'évaluation française des écosystèmes et services écosystémiques (EFESE) a considéré l'écosystème urbain comme un écosystème à part entière et lui a consacré un rapport d'évaluation détaillé (EFESE, 2018). L'enjeu pour les socio-écosystèmes urbains est donc de trouver un équilibre durable entre l'aménagement du territoire et le maintien des fonctions écologiques assurées par la biodiversité, enjeu qui justifie cette démarche de synthèse des connaissances scientifiques sur le rôle de la biodiversité dans le fonctionnement du socio-écosystème urbain dans laquelle s'inscrit **Ecobiose**.



Remparts sud Angoulême ©Thierry Degen



# 2 La recherche régionale sur la biodiversité des écosystèmes urbains et artificialisés en Nouvelle-Aquitaine

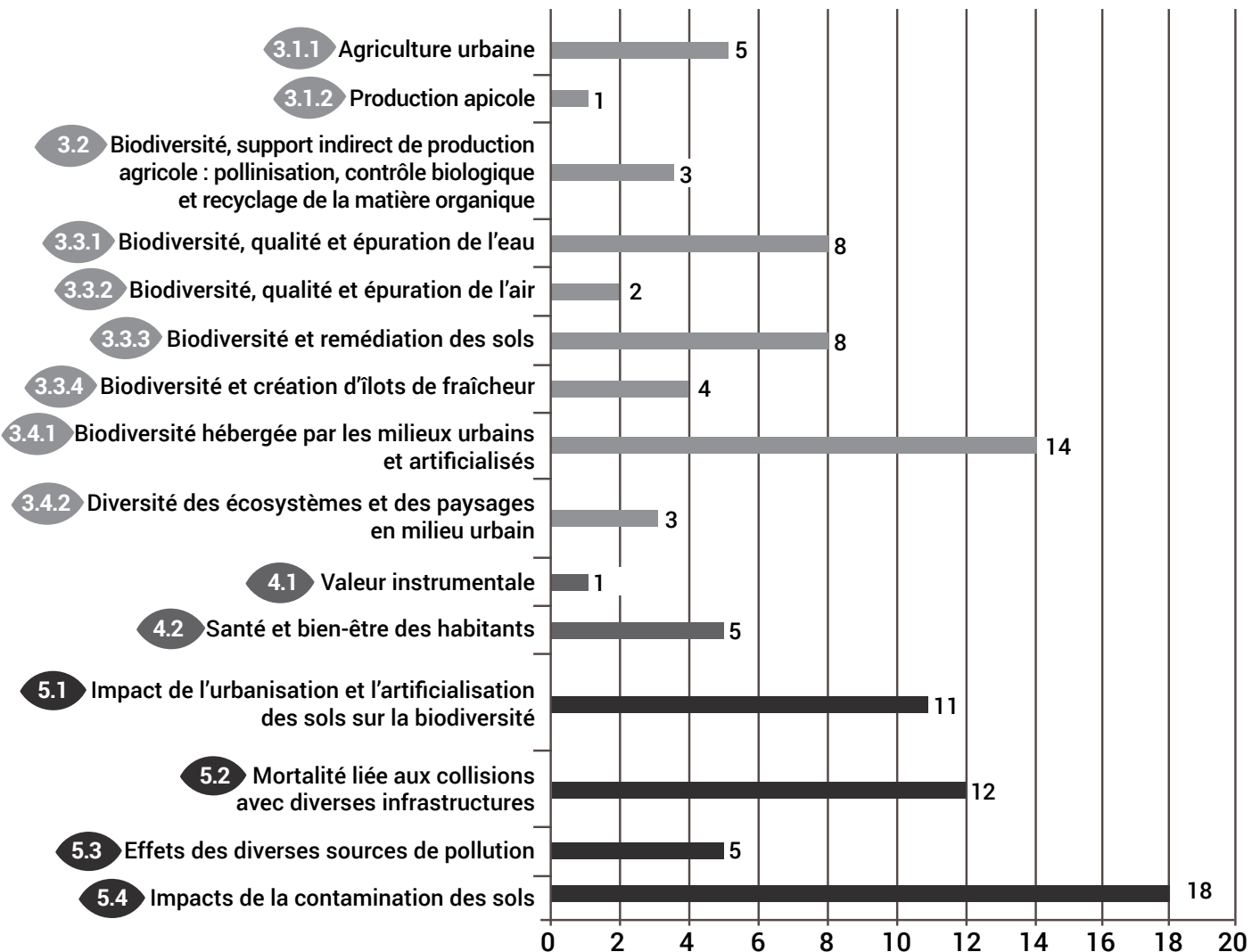
La synthèse bibliographique réalisée résumant les connaissances scientifiques régionales sur les relations biodiversité et le fonctionnement d'une part, et la fourniture de services écosystémiques en socio-écosystème urbain et artificialisé d'autre part, nous a amené à retenir 104 références bibliographiques régionales (Figure 5.3) parmi lesquelles figurent des recherches empiriques et expérimentales réalisées dans le cadre d'infrastructures de recherche régionales dédiées (Encadré 1).

**318** RÉFÉRENCES AU TOTAL, DONT :

 104 références « régionales »

 214 références « internationales »

**FIGURE 5.3** Répartition des références régionales par sous-section du chapitre



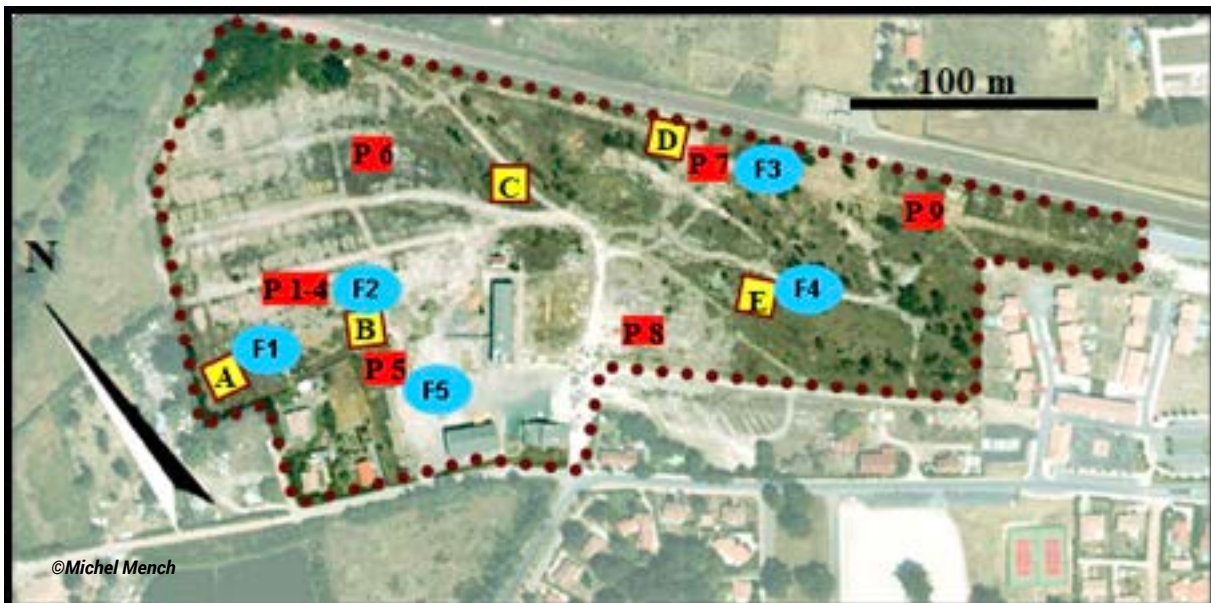
## ENCADRÉ 1

### Des infrastructures dédiées aux recherches sur la biodiversité et ses fonctions dans les écosystèmes urbains et artificialisés de Nouvelle-Aquitaine

#### Plateforme de phytomanagement de Saint-Médard d'Eyrans

La plateforme de phytomanagement de l'UMR Biogeco à Saint-Médard d'Eyrans est un dispositif de long terme, étudié depuis 2005, qui a pour objectif l'étude des processus et fonctions écologiques liés à la biodiversité pour remédier des sols artificialisés / contaminés et leurs services écosystémiques. Installée sur un ancien site périurbain de traitement du bois (6 ha), elle a été soutenue par la société propriétaire (Lyonnet SA), l'ADEME, la Région Nouvelle-Aquitaine, la Commission européenne (FP5, FP7, Interreg SUDOE) et l'ANR. La plateforme rentre aussi dans le programme Euzkampus entre les universités de Bordeaux et du Pays Basque (Espagne). Plusieurs assemblages de végétaux et microorganismes associés sont étudiés, dont leur influence sur les cycles biogéochimiques, les liens de contamination (métaux, HAPs), le stockage de la matière organique (séquestration du C), les émissions de gaz à effet de serre, le lessivage d'éléments, les interactions biotiques, la biodiversité et le gain en complexité des écosystèmes remis sur une trajectoire écologique. Les assemblages sont basés sur des rotations de cultures annuelles aux phénotypes accumulateurs ou d'exclusion de métaux, des taillis à courte rotation, des herbacées pérennes, des plantations d'arbres; ils sont aussi choisis pour coupler la production de biomasses avec la bioéconomie. La faisabilité et résilience des options (e.g. phytoextraction, immobilisation in situ et phytostabilisation, rhizodégradation, etc) face au changement climatique sont prises en compte. Des modalités de gestion sont évaluées (e.g. amendements, cultures intercalaires ou dérobées). Le dispositif est ouvert aux communautés scientifiques régionales, nationales et internationales, avec l'accord du propriétaire du site et du gestionnaire des essais.

*Vue aérienne du dispositif*



SUITE ENCADRÉ 1

### Dispositif du Parc des Angéliques

Le dispositif de long-terme du Parc des Angéliques est la propriété de Bordeaux Métropole. L'UMR Biogeco intervient sur plusieurs essais (i.e. parcelles Chaban-Delmas et Borifer). Cette friche périurbaine correspond à un ancien quai du port, avec diverses activités dans le passé. Depuis 2012, la ville de Bordeaux a décidé de convertir ce site en parc urbain. Le technosol développé sur les remblais présente une texture sableuse avec plusieurs contaminants, i.e. métaux, métalloïdes, HAPs, hydrocarbures (Marchand et al., 2016). La phytotoxicité des sols est faible pour les parcelles Chaban-Demas malgré leur contamination. L'artificialisation et l'écotoxicité des sols sont plus fortes pour les parcelles Borifer. Des solutions de remédiations écologiques, utilisant la biodiversité, notamment celle des couverts végétaux, sont étudiées pour restaurer les processus et fonctions écologiques des sols. Les recherches portent sur l'influence des assemblages de végétaux et microorganismes associés sur les cycles biogéochimiques, les liens de contamination (métaux, métalloïdes, HAPs) dont la composition des parties aériennes des végétaux, le stockage de la matière organique (séquestration du C), la régulation de l'eau, les interactions biotiques, la biodiversité et le gain de complexité des écosystèmes. Les assemblages sont basés sur des herbacées (graminées à phénotype d'exclusion, luzerne, etc.) et des arbres (i.e. peupliers noirs). La faisabilité et résilience des options face au changement climatique sont prises en compte. Des modalités de gestion sont évaluées (e.g. amendements, transfert de foin). Tout comme la plateforme de Saint-Médard d'Eyrans, les essais ont été soutenus par Bordeaux Métropole, l'Ademe, la Région Nouvelle-Aquitaine, la Commission européenne (FP7, Interreg SUDOE) et l'ANR. Ce site contribue aussi au programme Euzkampus entre les Universités de Bordeaux et du Pays Basque (Espagne). Le dispositif est ouvert aux communautés scientifiques régionales, nationales et internationales, après l'accord de Bordeaux Métropole.

Parcelles au site Chaban-Delmas



### La Zone Atelier Plaine & Val de Sèvre-Plateforme Villages (CEBC CNRS & Université de La Rochelle; INRA)

La Zone Atelier « Plaine & Val de Sèvre » (ZA PVS) est une plaine céréalière au sud de Niort (Deux-Sèvres) qui s'étend sur 450 km<sup>2</sup> comprenant environ 450 exploitations agricoles, 16 000 parcelles agricoles, dont l'occupation des sols exhaustive a été inventoriée depuis 25 ans. Une quarantaine de villages, pour un total de près de 30 000 habitants, habitent sur la ZA-PVS. En bordure nord-ouest, la ville de Niort (dont près du tiers de la Zone Atelier se situe dans la CAN, Communauté d'Agglomération de Niort), entre seulement en partie dans la ZA-PVS. La ZA PVS engage une collaboration entre les acteurs de la recherche, les agriculteurs en grandes cultures ou polyculture-polyélevage et les apiculteurs et l'ensemble des citoyens via une démarche de sciences citoyennes réfléchissant au rôle de la biodiversité dans l'expression et le maintien de certains services écosystémiques (Bretagnolle et al., 2018). Deux programmes de Sciences participatives avec les citoyens et les habitants se sont succédés : des nichoirs dans la Plaine (depuis 2007) et « Mon village, espace de biodiversité » (depuis 2012). Actuellement, un grand projet de recherche action est déployé autour de l'alimentation, l'agriculture, les territoires et les habitants : ALIMENT'ACTION.



## 3

## Rôles de la biodiversité dans le fonctionnement des écosystèmes urbains et artificialisés

Les rôles de la biodiversité dans le fonctionnement des socio-écosystèmes urbains et artificialisés sont de nature multiple bien que distincts des rôles qui ont été identifiés pour les autres SES traités dans les chapitres précédents du rapport *Ecobiose*. En effet, les socio-écosystèmes urbains ne sont pas des systèmes de production comparés aux autres SES, même si l'agriculture urbaine que nous aborderons brièvement est de moins en moins anecdotique depuis plusieurs années. Si la présence de la biodiversité au travers de l'existence d'espaces verts, qu'ils soient naturels ou récréés par l'Homme, joue un rôle majeur dans cet écosystème en terme de bien-être humain (voir section 4), il a été montré que la biodiversité supporte également des services d'approvisionnement et de régulation. L'agriculture urbaine est une agriculture très diversifiée et développée sur des surfaces réduites qui s'appuie beaucoup sur la biodiversité des espèces cultivées. La diversité floristique des espaces verts aménagés, des potagers ou encore des espaces naturels persistant en milieu urbain offre également des ressources florales pour de nombreux insectes, en particulier les pollinisateurs, que ce soient les pollinisateurs sauvages ou l'abeille domestique. La biodiversité assure également en milieu urbain un rôle important dans les services de régulation, améliorant les conditions de vie des citoyens. De nombreux travaux montrent les effets bénéfiques de la biodiversité, notamment végétale, sur plusieurs services incluant l'épuration de l'eau, de l'air et des sols ainsi que l'atténuation des îlots de chaleur.

### 3.1. LA BIODIVERSITÉ EN TANT QUE SUPPORT DIRECT DE PRODUCTION

#### 3.1.1. Agriculture urbaine



Depuis environ une décennie des initiatives ont fleuri dans de nombreuses villes pour développer des programmes de production agricole, comme à Toronto (*GrowTo, 2012*), Mexico (*Torres-Lima, 2010*), et Détroit, pionnière aux États-Unis dans la formalisation de quartiers agricoles à grande échelle en pleine ville, baptisée ici AgriHood (*Siegner et al., 2018*) ou encore à Shanghai qui a opté pour une solution innovante afin de nourrir ses 24 millions d'habitants, grâce à la mise en chantier du projet Sunqiao Urban Agricultural District, une ferme verticale de 100 hectare (*Walsh, 2017*). L'agriculture urbaine fournit des produits alimentaires à partir de cultures (graines, plantes racines, légumes, champignons, fruits), d'animaux (volailles, lapins, chèvres, moutons, cochons, cochons d'Inde,

poissons, etc), ainsi que des produits non alimentaires (herbes aromatiques et médicinales, plantes ornementales, produits forestiers). Elle comprend aussi la sylviculture pour la production de fruits et de bois de feu, ainsi que l'agroforesterie et l'aquaculture à petite échelle. Les modes de production sont aussi très variés en matière d'emprise territoriale, de technicité ou d'investissements, allant des fermes « classiques » en pleine terre aux fermes « high-tech » en conteneurs, de l'agriculture urbaine « paysanne » à des formes plus « entrepreneuriales » (*Lin et al., 2015*) en passant par des formes plus collectives comme les jardins partagés. Les jardins privés sont considérés comme la forme dominante de l'agriculture urbaine pouvant représenter dans certaines villes 20-30%



de la surface urbaine totale (Lin et al., 2015). L'agriculture urbaine permet le maintien, voire le développement de la biodiversité par ses pratiques agroécologiques et biologiques (Coulibaly et al., 2018), qui permet à des espèces végétales et animales natives de coloniser ces espaces (Lin et al., 2015). Plusieurs centaines d'espèces végétales sont cultivées au sein d'une même ville où la part de la biodiversité exotique s'avère relativement importante du fait de conditions favorables qui existent dans ces contextes urbains (Lin et al., 2015). En France, les collectivités territoriales, peu intéressées a priori par les questions agricoles et alimentaires qui n'entraient pas vraiment dans leurs

compétences jusqu'à récemment, se trouvent désormais interpellées à la fois par la dimension territoriale (gestion du foncier, pérennisation des espaces agricoles, revendications citoyennes de qualité alimentaire, de qualité du cadre de vie) mais aussi par la dimension politique en lien avec les orientations nationales et régionales de l'alimentation (cf. les Projets Alimentaires de Territoire dans la Loi d'Avenir pour l'Agriculture, l'Alimentation et la Forêt du 13 octobre 2014 et la récente loi du 30 octobre 2018 sur l'agriculture et l'alimentation durable). Les jardins partagés, bien que souvent de superficie très réduite, sont aussi en plein essor (Paris, Rennes).



Le territoire de la Nouvelle-Aquitaine est très largement concerné par le développement de l'agriculture urbaine. Des projets de plus en plus nombreux associant l'agriculture et la ville voient le jour depuis quelques années. La ville de Niort par exemple, qui depuis 2011 n'utilise plus de produits phytosanitaires issus de la chimie de synthèse pour l'entretien des espaces publics, a publié une « Charte pour un jardin au naturel » dans le but d'accompagner les habitants à se passer eux aussi des pesticides dans leur potager et à adopter des pratiques respectueuses de la biodiversité (site web de la Ville de Niort). On peut aussi citer la métropole de Bordeaux, qui dans son rapport « Diagnostic de l'agriculture sur le territoire de Bordeaux Métropole et orientations partagées pour une politique agricole » propose parmi ses axes stratégiques, le renforcement du lien Agriculture / Nature (Direction de la Nature, 2018). Sur Bordeaux, plus de 150 jardins partagés sont répertoriés (<https://www.bordeaux-metropole.fr/Vivre-habiter/Vivre-avec-la-nature/Jardiner-collectif>). Plus globalement, les initiatives territoriales sur l'alimentation (dont les Projets Alimentaires Territoriaux (PAT)) en Nouvelle-Aquitaine sont tantôt portées par des collectifs d'agriculteurs, tantôt par des consommateurs ou d'autres acteurs de la société civile, ou encore par des collectivités locales ou des territoires. En 2019, la Direction Régionale de l'Alimentation, de l'Agriculture et de la Forêt de Nouvelle-Aquitaine en dénombre 34 (Tableau 5.3) sur le territoire régional. Ils ont pour objectif de « rapprocher les producteurs, les transformateurs, les distributeurs, les collectivités territoriales et les consommateurs, et à développer l'agriculture sur les territoires et la qualité de l'alimentation ». Cette agriculture en partie urbaine s'appuie sur la diversité des espèces cultivées comme le montre le rapport de

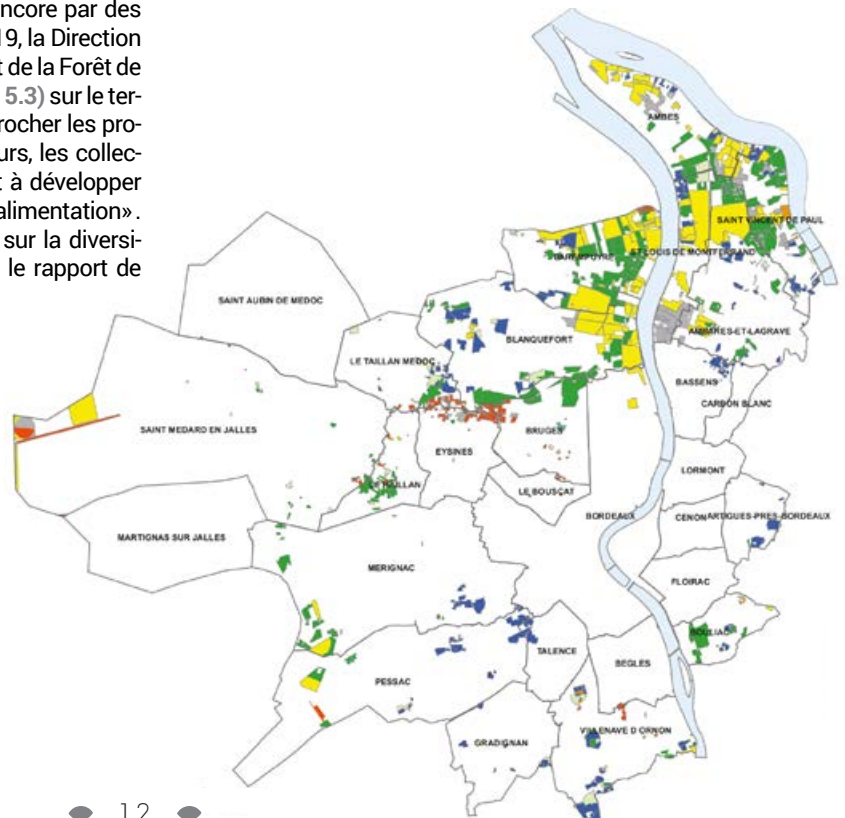
Bordeaux Métropole cité ci-dessus et qui met en avant une grande diversité des espèces cultivées (Figure 5.4). Cependant, le développement de l'agriculture en milieu urbain peut être confronté à la problématique des sols contaminés avec un risque important de transfert de contaminants dans les espèces cultivées destinées à l'alimentation humaine (Schwartz, 2013). A titre d'exemple, l'usage de pesticides organochlorés (OCP) est banni ou limité depuis plusieurs décades, mais ils persistent dans les sols d'agrosystèmes et d'autres milieux (Morillo & Villaverde, 2017). La détection de deux composés OCP, i.e. dieldrine et chlordane, dans des lots de Cucurbitacées produits pourtant en système biologique dans la zone maraîchère périurbaine des Jalles illustre la problématique (Villeneuve, 2017). Dans le but de diminuer la concentration de ces composés dans le sol et par conséquent dans les courgettes, des essais de traitements du sol au charbon actif, à l'ozone et par bioréduction (par des micro-organismes) ont été réalisés (Villeneuve, 2017). Seul le traitement au charbon actif a permis de réduire de 50% la concentration en pesticides, les autres techniques n'ayant montré que peu ou pas d'effet (Villeneuve, 2017).

FIGURE 5.4

Carte d'occupation agricole des sols de Bordeaux Métropole (Direction de la Nature, 2018)

Occupation du sol

- CULTURE LEGUMIERE
- CULTURE PERMANENTES
- TERRES ARABLES
- HORTICULTURE
- PRAIRIES
- JACHERE, GEL ENVIRONNEMENTAL
- AUTRE
- VITICULTURE



**TABLEAU**  
5.3

*Liste des initiatives territoriales sur l'alimentation en Nouvelle-Aquitaine (source : site web DRAAF, mis à jour le 21/05/2019)*

Intitulé du projet	Porteur du projet	Départ.
Consolidation du PAT Pays du Grand Bergeracois	Grand Bergeracois	24
Circuits courts dans l'Entre Deux Mers, en route pour le PAT	Pôle d'Equilibre Territorial et Rural du Cœur Entre-deux-Mers	33
L'alimentation au coeur du territoire de Grand Angoulême	CA du Grand Angoulême	16
Ancrage territorial de l'alimentation landaise en restauration collective	Conseil Départemental des Landes	40
Développer une économie circulaire alimentaire sur Tulle Agglo, s'engager dans un PAT	Tulle Agglo	19
Le PAT de Limoges Métropole	Limoges Métropole	87
PAT sur le PNR Périgord-Limousin, phase d'émergence	PNR Périgord Limosin	24/87
Mise en place du Conseil Consultatif de Gouvernance Alimentaire Durable de Bordeaux Métropole	Bordeaux Métropole	33
Cussac un village engagé pour une alimentation 100% bio et locale	Cussac Fort Médoc	33
Construire une politique alimentaire globale intégrant l'ensemble des dimensions de l'alimentation	CA du Libournais (CALI)	33
Un PAT Sud Gironde alimentation durable	Syndicat Intercommunautaire SICTOM Sud Gironde	33
Circuits alimentaires de proximité, construire une dynamique territoriale	Communauté de Bassin d'Emploi du Seignanx	40
Vers un PAT en Vallée de l'Isle en Périgord	Syndicat Mixte du Pays Isle en Périgord	24
Construction d'un PAT au Pays Landes Natures Côtes d'Argent	La SMALAH	40
Elaboration d'un PAT pour le Pays Basque	CA Pays Basque	64
Accompagner et créer une synergie entre les territoires dans leur politique de valorisation du bio et du local en restauration collective	Département de Gironde	33
Le jardin extraordinaire	Ville de Louplac	33
Projet local pour une restauration collective durable	Ville de Bègles	33
Manger bio et local labels et Terroir	Département des Pyrénées Atlantiques	64
Les cordées de l'alimentation durable en Nouvelle-Aquitaine, un partenariat pour les EPLE	ACENA	
Expérimentation sur l'introduction de légumes locaux dans la restauration collective publique charentaise	Chambre départementale d'Agriculture 16	16
Développer des liens entre productions locales et consommations locales	CA Rochefort Océan	17
Association MontPlateau	Association MontPlateau	86
Construire un PAT en CC de l'Estuaire	CC Estuaire	33
Organiser des circuits courts de commercialisation pour la valorisation des productions locales	Pays du Médoc	33
Etude pour l'approvisionnement local en fruits et légumes de la restauration collective	Syndicat Mixte du Grand Pau	64
La Capacité Alimentaire pour tous! De l'Agenda 21 acte 3	Conseil Départemental de Gironde	33
Mise en place d'une politique alimentaire sociale et solidaire : PAT à vocation sociale	Ville de Bordeaux	33
Circuits courts, + de 17 dans nos assiettes !	Département de Charente Maritime	17
Réflexion autour d'un programme d'action en faveur de l'approvisionnement local de la restauration collective	PETR Adour Chalosse Tursan	40
Diagnostic territorial en vue d'un PAT	CC Val de Garonne	33
Développer l'accès à une alimentation saine et respectueuse de l'environnement par l'approvisionnement en produits locaux de la restauration collective	Résalis	79
Structuration de la production locale pour la restauration collective	Agglomération Royan Atlantiques	17



## CE QU'IL FAUT RETENIR

L'agriculture urbaine se présente sous diverses formes, les jardins privés étant la forme principale. Cette agriculture a un impact certain sur la biodiversité, mais celui-ci n'a fait l'objet d'aucune étude en Nouvelle-Aquitaine. Aucune étude non plus n'a été réalisée sur le rôle de la biodiversité dans cette agriculture urbaine. Elle est néanmoins l'un des vecteurs de la diffusion des pratiques agro-écologiques et biologiques, mais des problèmes de contamination des sols subsistent dont le transfert vers les cultures reste à évaluer. Il existe par ailleurs 34 initiatives régionales autour de l'alimentation reliant des territoires agricoles, souvent péri-urbains, et des villes où sont localisés les consommateurs (PAT).

**[Suggestion]** : [Etudes empiriques] (<5 études)

### 3.1.2. Production apicole



L'apiculture en ville s'est considérablement développée ces dernières années, les habitants associant pollinisation et abeille domestique comme gages de qualité environnementale (Geslin et al., 2013, 2017). Ainsi en 2015, plus de 700 ruches étaient comptabilisées à Paris, soit environ 7 colonies par km<sup>2</sup> (Geslin et al., 2017). A Londres, la densité de ruches atteint 10 colonies par km<sup>2</sup> (Geslin et al., 2017). Les conditions des milieux urbains semblent en effet être plus favorables à l'abeille domestique avec des mortalités hivernales plus faibles et une productivité en miel plus importante que dans les milieux ruraux alentours (Lugassy, 2016). Cependant, les études ayant abordé les liens entre biodiversité floristique, santé des abeilles et production apicole en milieu urbain sont peu nombreuses. Si la diversité florale est un facteur essentiel pour la survie des abeilles et la production de miel en milieu agricole (Requier et al., 2015), il en est apparemment de même en ville : à Brighton en Angleterre, au cours de la saison l'abeille do-

mestique trouve suffisamment de ressources florales et parcourt d'ailleurs des distances bien inférieures aux distances parcourues en milieu rural (Garbuzov et al., 2015). La compétition entre abeilles domestiques et pollinisateurs sauvages a aussi fait l'objet de quelques études en ville : Torné-Noguera et al. (2016) montrent un effet négatif d'*A. mellifera* sur l'abondance des abeilles sauvages dès que la densité des colonies atteint 3.5 colonies par km<sup>2</sup>. Les données actuelles sur les ruchers en ville comme celles sur Paris (avec 7 colonies par km<sup>2</sup>) suggèrent qu'il est impératif de reconsidérer le développement de l'apiculture en ville afin de trouver des compromis entre l'activité apicole et la conservation des pollinisateurs sauvages, car ces derniers sont cruciaux pour maintenir une pollinisation efficace des fleurs (sauvages ou cultivées). Maintenir des pollinisateurs sauvages nécessite aussi de réduire l'utilisation des pesticides et d'offrir davantage de sites de nidification (sols nus, cavités; Geslin et al., 2017).



Des ruchers sont installés dans les principales villes de Nouvelle-Aquitaine (Poitiers, Niort, La Rochelle, Bordeaux, etc.). Des associations sont souvent créées, comme Apiterra (<https://www.apiterra.fr/>) qui est présente à Bordeaux et à La Rochelle. Plutôt urbain au départ, le phénomène d'installation de ruches gagne actuellement les communes rurales. C'est le cas par exemple d'une initiative lancée en 2012 dans la Zone Atelier Plaine & Val de Sèvre, dans laquelle les 24 communes ont mis en place un rucher communal, géré par les habitants des villages. Chaque année, le miel produit est récolté et partagé entre les habitants (Busson, 2016). Il est cependant impossible actuellement d'es-

timer la production totale de miel issu des ruches urbaines, ni si cette production dépend de la qualité des habitats urbains en termes de ressources florales disponibles. Enfin, il faut noter que la motivation initiale de ces initiatives relève souvent de la sensibilisation, communication, éventuellement renforcement des populations d'abeilles, ou enfin d'opportunités de contact avec la nature et de création d'une relation entre les acteurs d'un territoire qui ne se côtoient pas habituellement.

## CE QU'IL FAUT RETENIR

L'apiculture en ville s'est considérablement développée ces dernières années, en Nouvelle-Aquitaine comme ailleurs en France. Un programme original a été lancé autour des villages dans la Zone Atelier Plaine & Val de Sèvre, puis « exporté » dans d'autres territoires ruraux de la région (Charente-Maritime) et en ville (Poitiers).

**[Suggestion]** : [Etudes empiriques]  
(<5 articles)



### 3.2. LA BIODIVERSITÉ EN TANT QUE SUPPORT INDIRECT DE PRODUCTION AGRICOLE : POLLINISATION, CONTRÔLE BIOLOGIQUE ET RECYCLAGE DE LA MATIÈRE ORGANIQUE



Le développement de plus en plus important de l'agriculture urbaine induit une présence effective de pollinisateurs et notamment de pollinisateurs sauvages. En effet, de nombreuses espèces cultivées ne sont pas ou peu pollinisées par l'abeille domestique mais par des abeilles sauvages, et des travaux ont bien montré que cette pollinisation était d'autant plus efficace en milieu urbain que la diversité des pollinisateurs était importante (Lowenstein et al., 2015; Potter & LeBuhn, 2015), à partir du moment où les ressources florales étaient suffisantes pour maintenir des communautés d'insectes pollinisateurs (Baldock et al., 2015, 2019; Lowenstein et al., 2015). Et le fait que l'agriculture urbaine soit une agriculture très diversifiée dans laquelle un grand nombre d'espèces végétales est cultivé participe largement à maintenir une diversité d'insectes pollinisateurs malgré l'impact de l'urbanisation (Lin et al., 2015). Les toits végétalisés sont une autre source de diversité floristique en ville qui s'avère attractive pour les pollinisateurs. Une étude sur un panel de toits végétalisés dans le nord de la France montre que parmi les 176 espèces végétales vasculaires qui ont colonisé ces espaces, 86% sont des espèces natives adaptées à des conditions xérophiles et que l'épaisseur du substrat, le degré d'ancienneté, la surface et la hauteur du toit sont les facteurs principaux qui influencent la richesse taxonomique et fonctionnelle des communautés végétales (Madre et al., 2014). Hofmann & Renner (2018) mettent en avant la présence de plusieurs centaines d'espèces d'abeilles

sauvages fréquentant les toitures végétalisées. Ces espèces sont plutôt thermophiles et nichent principalement dans des cavités. Plus la diversité végétale de ces toits végétalisés est importante, plus il y a d'espèces d'abeilles (Tonietto et al., 2011; Hofmann & Renner, 2018; Sonnay & Pellet, 2016). Une étude menée en Île-De-France par l'ARB dans le cadre du projet GROOVES (Green ROOfs Verified Ecosystem Services, 2017-2019) suggère que la communauté des pollinisateurs est plus importante sur les toits dits intensifs (hauteur de substrat supérieure à 30 cm) qui présentent une diversité végétale plus importante que les autres systèmes de toits (Johan, 2017). Le développement de toits végétalisés est donc une alternative intéressante pour la conservation de la biodiversité et des services associés en milieu urbain (Mayrand & Clergeau, 2018; Dusza, 2017). En revanche, en France, bien que la pollinisation soit relativement bien étudiée en plaines agricoles (cf chapitre SES « Plainnes agricoles »), très peu d'études ont été publiées sur le rôle de la diversité des pollinisateurs dans la pollinisation des espèces végétales en ville, en particulier les plantes cultivées.



Très peu d'études ont porté sur ce thème en Région Nouvelle-Aquitaine, notamment aucune en ville. Seul le programme « Mon Village : espace de biodiversité », réalisé sur la Zone Atelier Plaine & Val de Sèvre, s'est intéressé autour d'un programme de sciences citoyennes (*Bretagnolle et al., 2018; Houte, en révision*) au rôle de la biodiversité dans les villages, sur la production de fruits et légumes et sur le recyclage de la matière organique. Le compost urbain est cependant développé en Région Nouvelle-Aquitaine (dans toutes les villes), mais n'a malheureusement pas fait l'objet d'études scientifiques. *Pommel & Lasserre (1982)* ont analysé si les boues d'ordures ménagères à Bordeaux pouvaient être sources de phosphore pour les cultures au travers du recyclage de la matière organique, ce qui s'est avéré ne pas être le cas.

## CE QU'IL FAUT RETENIR

De très rares études sont disponibles en Région Nouvelle-Aquitaine sur le rôle de la biodiversité pour la production agricole (au sens large, incluant les jardins) en tant que support indirect de production. La pollinisation des arbres et des cultures légumières, ainsi que le recyclage de la matière organique par compost, semblent cependant très présents.

**[Suggestion]** : [Etudes empiriques] (~3 articles)

## 3.3. BIODIVERSITÉ ET SERVICES DE RÉGULATION

### 3.3.1. Biodiversité, qualité et épuration de l'eau



La gestion du petit cycle de l'eau est un processus complexe dont l'objectif est de fournir aux populations urbaines une eau en qualité et en quantité suffisantes. Différentes phases sont à considérer allant du prélèvement et traitement de l'eau à son stockage, sa distribution, le traitement des eaux usées, jusqu'à la gestion des surplus d'eau apportés par les pluies et les crues éventuelles constituant le cycle de l'eau en milieu urbain (*Grimm et al., 2008; Bach et al., 2014; Gessner et al., 2014*). Au sein des dispositifs conventionnels d'épuration des eaux usées, la biodiversité des communautés bactériennes joue un rôle actif (*Cydzik-Kwiatkowska & Zielińska, 2016*). Ces communautés interviennent au sein des stations d'épuration ainsi qu'à leur exutoire, en association avec les communautés végétales lorsque la station est couplée à une zone de rejet végétalisées (ZRV) dont le rôle est de constituer un tampon entre la station et le milieu récepteur. Les communautés bactériennes interviennent dans la dégradation de la matière organique et de divers micropolluants organiques. Elles permettent aussi le piégeage des contaminants inorganiques dans les boues des stations ou la rhizosphère des végétaux des ZRV. Pour les dispositifs de traitement alternatifs (e.g. zones humides construites, lagons et bassins de décantation), la biodiversité des communautés végétales, microbiennes et animales est un facteur important de l'efficacité du système (*Nguyen et al., 2019; Gonzalez et al., 2019; Bonanno & Vymazal, 2017*). La diversité des communautés bactériennes (estimée entre 300 et 1200 espèces par millilitre) conditionne par exemple l'intensité de la dénitrification ainsi que les abattements observés pour certains micropolluants (*Yao et al., 2017; Wolff et al., 2018*). Plus cette diversité est grande, plus les processus d'épuration seront efficaces. Cette di-

versité augmente en présence de végétation plantée dans le périmètre des stations d'épuration (*Zhang et al., 2016; Wang et al., 2019*). L'apport d'un mélange adapté d'espèces végétales (macrophytes émergés ou immergés) dans les ZRV peut ainsi par exemple accentuer l'élimination des nitrates par les communautés bactériennes (*Weisner et al., 1994*) ou les substances pharmaceutiques. Ces effets bénéfiques de la biodiversité (végétation associée) sur les systèmes de traitement de l'eau sont largement connus (*Kumar & Dutta, 2019; Wu et al., 2019; Nivala et al., 2019; Zhang et al., 2019*).



ZRV Mios ©SUEZ





En Nouvelle-Aquitaine, aucune étude n'a directement analysé le rôle de la biodiversité microbienne ou végétale dans le traitement des eaux usées. Cependant, le sujet a été abordé via une synthèse bibliographique sur le rôle du végétal dans les systèmes alternatifs de traitement des eaux usées (Marchand et al., 2010) et par des études en mésocosmes, plantés ou non, portant sur le rôle de la biodiversité dans le traitement d'effluents synthétiques contaminés en Cu (Marchand et al., 2014a,b; Oustrière et al., 2017, 2019). Marchand et al. (2014a) ont comparé l'influence de la rhizosphère de *Juncus articulatus*, *Phalaris arundinacea* et *Phragmites australis*, en mésocosmes, sur l'abattement du Cu dans l'effluent de sortie. Cet effet serait minime (voire négatif), en comparaison des taux d'abattement dans les mésocosmes non plantés, peut-être en raison du jeune âge des dispositifs testés. Marchand et al. (2014b) ont évalué la capacité de six espèces de macrophytes à produire une biomasse racinaire sur un gradient de contamination au Cuivre. Parmi ces six espèces, *Iris pseudacorus* et *Typha latifolia* présentent une tolérance constitutive au cuivre. Au-delà de cette variabilité interspécifique, une variabilité intra-spécifique est documentée; les populations prélevées sur sites initialement contaminés en Cu ont tendance à mieux supporter l'exposition en excès de Cu. Certaines biomasses racinaires pourraient être valorisées comme écocatalystes (Oustrière et al., 2019). Enfin, Oustrière et al. (2017) ont démontré que, pour un effluent synthétique contaminé en Cu et traité en mésocosme planté (ici *Arundo donax*), le compartiment principal de rétention de Cu n'était ni les parties aériennes de la plante, ni la rhizosphère immergée (bien que piégeant activement une fraction notable du Cu), mais le biofilm bactérien développé notamment sur les parois du système. Des études ont par ailleurs été coordonnées par l'agence de l'eau Adour-Garonne sur le rôle des zones de rejets végétalisées (ZRV) dans l'optimisation de l'élimination des contaminants en sortie de station d'épuration. On estime à plus de 500 le nombre de ZRV en France, dont 160 en Nouvelle-Aquitaine, qui

présentent une grande diversité de taille et de conception. Si la majorité d'entre elles ont une capacité inférieure à 500 Equivalent Habitants (EH), la Zone Libellule de Mios en Gironde par exemple occupe une superficie de 5 ha en sortie d'une station de traitement des eaux usées d'une capacité nominale de 10 000 EH. Plusieurs études visant à objectiver le rôle de la biodiversité sur l'épuration de l'eau dans les ZRV, entre 2013 et 2017 sur 5 sites, dont 3 en Nouvelle-Aquitaine, ont montré que le transit des effluents dans ces zones humides construites peut améliorer la qualité de l'eau pour les nitrates (AEAG, 2018a). Il en ressort la préconisation d'utilisation d'espèces végétales qui, même si elles jouent un rôle indirect sur l'épuration des eaux usées, ont un rôle physique et biologique important (AEAG, 2018b; EPNAC, 2014).



ZRV Mios ©SUEZ

## CE QU'IL FAUT RETENIR

La problématique de l'épuration des eaux usées en ville ou à proximité immédiate des régions viticoles (avec la problématique du cuivre), bien que relativement peu étudiée en Région Nouvelle-Aquitaine, indique que le recours aux couverts végétaux en interaction avec la biodiversité microbienne, améliore sensiblement la qualité des eaux. Des voies intéressantes sont donc ouvertes, même si la transposition à grande échelle est pour l'instant modeste.

**[Présomption]** : [Etudes empiriques] (<10 études); [Expérimentations]

## 3.3.2. Biodiversité, qualité et épuration de l'air



La qualité de l'air en milieu urbain fait l'objet de nombreux travaux, en raison de son importance pour la santé humaine (effets toxicologiques, maladies respiratoires). L'exposition des êtres humains aux composés chimiques, particules fines, pollens, et les mécanismes déterminant leur présence et leur concentration (émission, transport, cycles de réactions chimiques, dépôt) ont été étudiés dans l'environnement urbain en relation avec les normes sanitaires en vigueur. Si la pollution d'origine industrielle et celle résultant des émissions liées au transport occupent une bonne place dans ces travaux, d'autres concernent le rôle de la végétation urbaine qui agit sur la qualité de l'air par épuration (*Becket et al., 1998; Brunet, 2017; Escobedo et al., 2011; Janhäll, 2015; Litschke & Kuttler, 2008; Nowak et al., 2013; Selmi et al., 2016; Setälä et al., 2013*). La végétation a en effet la capacité d'absorber par les stomates un certain nombre de gaz (ozone, oxydes d'azote et dioxyde de soufre), et de « piéger » sur les surfaces foliaires – notamment sur les cires de la cuticule – des particules de différentes tailles (bioaérosols et poussières de combustion par exemple, dont certaines portent des métaux lourds ou des polluants organiques persistants). Ce piégeage s'opère par sédimentation ou impaction, et les particules peuvent ultérieurement être déposées au sol par gravité ou lessivage par la pluie. Cette capacité de filtration de la végétation dépend des espèces (feuillus vs. résineux notamment), de la surface foliaire développée (pour une même surface au sol, un arbre capte en général les particules de manière plus efficace qu'une pelouse) et de l'arrangement spatial de la végétation (arbres d'alignement, parcs urbains, jardins particuliers). L'effet du microclimat sur le dépôt des polluants est fonction de la saison, des quartiers, des

espèces présentes, de la configuration du bâti et des zones végétalisées. Mais si la quantité de particules fixées par un arbre donné peut paraître importante (jusqu'à 20 kg par an environ), réduisant de manière instantanée la concentration atmosphérique de 10 % à 20 %, l'impact de la végétation urbaine sur la réduction annuelle de la pollution s'avère plutôt modeste, environ 1 %, croissant avec la proportion de surface végétalisée. La végétation peut elle-même contribuer à la pollution de l'air urbain car certaines espèces (bouleaux, saules, peupliers, chênes ainsi que de nombreux conifères) émettent des composés organiques volatils (COV) précurseurs de l'ozone et du monoxyde de carbone et parfois plus réactifs que les COV d'origine anthropique. De plus l'arrangement spatial de la végétation peut dans certains cas limiter la ventilation des rues et contribuer ainsi à renforcer les concentrations de polluants à hauteur de piéton (*Vos et al., 2013*), ce qu'on appelle l'effet « rues canyon » (fort rapport entre hauteur des immeubles adjacents et largeur de la rue). Enfin certaines espèces végétales émettent des pollens à fort potentiel allergisant (saule, cyprès, bouleau, armoise, ambrosie). En France, le RNSA (Réseau national de surveillance aérobiologique) suit la teneur de l'air en bioaérosols notamment en milieu urbain (*Thibaudon, 2008*). Ces campagnes de mesure ciblées renforcent les connaissances sur l'impact de la morphologie des espaces urbains végétalisés (*Vranskx et al., 2015*), mais aussi la modélisation numérique de l'atmosphère urbaine (*Vieira et al., 2018*). L'IRSTV (Nantes), le CNRM (Toulouse), le CEREVA (Marne-la-Vallée) et le laboratoire Icube (Strasbourg) disposent de modèles urbains pouvant évaluer l'impact de la biodiversité urbaine sur la qualité de l'air.



En Nouvelle-Aquitaine, l'association Atmo Nouvelle-Aquitaine dispose d'outils numériques de modélisation permettant de simuler la dispersion des polluants dans l'air à partir des inventaires d'émission qu'elle réalise. Elle cartographie la pollution en zone urbaine à haute résolution et développe un système de prévision de la qualité de l'air. Dans le monde académique, des études sur la dispersion aérienne du pollen ont été entreprises, à fine échelle (*Dupont et al., 2006*) comme à l'échelle régionale (*Brunet et al., 2012*). Le caractère générique des modèles de simulation développés dans les deux cas (Aquila dans le premier cas et Méso-NH dans le second, utilisé au CNRM) rend ces derniers aptes à traiter de problématiques plus générales liées à la qualité de l'air urbain (émission, transport et dépôt de gaz ou particules dans des contextes hétérogènes).



Peuplier ©Laurent Mignaux

## CE QU'IL FAUT RETENIR

La problématique de l'épuration de l'air par la végétation urbaine a jusqu'à présent été peu abordée en Région Nouvelle-Aquitaine. Cependant, plusieurs équipes disposent des compétences et des outils de simulation adéquats, qui permettraient une montée en puissance de cette thématique.

**[Projection]** : [Etude empirique] (1 article)

### 3.3.3. Biodiversité et remédiation des sols



L'enjeu pour les sols contaminés est d'une part d'éviter que les contaminants atteignent d'autres compartiments (sols, eaux et air), et d'autre part de réhabiliter ces espaces pour de nouveaux usages sans risque pour l'environnement et les populations humaines. À côté d'approches de génie civil consistant à excaver les sols contaminés, des alternatives basées sur l'utilisation de la biodiversité, principalement microbienne et végétale, ont été développées (Mench et al., 2009). La biodiversité peut à la fois servir à la bioindication et à la réhabilitation des sols contaminés. En bioindication, la biodiversité est utilisée pour évaluer la contamination et l'écotoxicité des sols (Coeurdassier et al., 2010; Pulleman et al., 2012; de Vaufléury & Gimbert, 2013; Pauget & de Vaufléury 2015; Piron et al., 2017). Les diversités structurelles et fonctionnelles et le ionome des communautés végétales indiquent l'intensité de la phytotoxicité du sol et de l'exposition racinaire (Wang et al., 2011). Des espèces sentinelles telles que la tomate, le haricot nain, la laitue et le peuplier sont par exemple utilisées *in situ* ou dans des tests d'écotoxicité, (Geebelen et al., 2003; Verdoni et al., 2001; Le Guédard et al., 2012a,b, 2017; de Vaufléury & Gimbert, 2013). Les modifications des communautés microbiennes et/ou des activités enzymatiques des sols ainsi que d'invertébrés (collemboles, acariens, cloportes, vers de terre, coléoptères carabiques, nématodes, protozoaires) sont aussi utilisées pour évaluer l'écotoxicité des sols, avant et après réhabilitation ou changement d'usage (Cluzeau et al., 2012; Burrow et al., 2018; Mench et al., 2019). En France, un programme national porté par l'ADEME intitulé « Bioindicateurs de Qualité des Sols » a permis de développer plusieurs indicateurs basés sur les végé-

taux, les escargots, les nématodes et les vers de terre (Bispo et al., 2009; Pérès et al., 2011; Le Guédard et al., 2017). Un guide des pratiques de phytomanagement (projet européen PhytoSUDOE, Mench et al., 2019) et un guide des phytotechnologies appliquées aux sites et sols pollués (Bert et al., 2017) complètent des guides méthodologiques pour reconquérir des friches (péri)urbaines (Syndicat Mixte du SCOT Vosges Centrales, 2013). Des synergies entre plantes et microorganismes améliorent la dégradation / dissipation de plusieurs types de contaminants de type xénobiotique, hydrocarbures, PCBs, HAPs, explosifs, insecticides (Asemoloye et al., 2019; Dar et al., 2019). Dans certaines situations, l'inoculation de micro-organismes dans le sol améliore la phytoremédiation (Cabello-Conejo et al., 2014; Gil-Martinez et al., 2018; Ciadamidaro et al., 2017). Des plantes telles que *Arabidopsis halleri* (arabette de Haller) ou *Noccaea caerulea* (Tabouret bleuâtre) associées à certaines pratiques culturales sont des accumulateurs d'éléments traces (ET) (Bert & Cadière, 2016; Jacobs et al., 2017, 2018, 2019). Des interactions plante-plante présentant une efficacité de prélèvement d'ET plus importante ont aussi été documentées (fougère avec muriers (Zeng et al., 2019); *Sonchus asper* avec *Vicia faba* (Zu et al., 2017). En plus des assemblages d'espèces, d'autres facteurs tels que les conditions physico-chimiques du milieu, la ressource en eau, les stress biotiques ou abiotiques et les pratiques culturales contribuent à l'efficacité des solutions de remédiation basées sur la biodiversité (Midhat et al., 2019; Mench et al., 2018; Luo et al., 2019; Kidd et al., 2015).





En Nouvelle-Aquitaine, des études de phytoremédiation ont été réalisées sur et à proximité de l'agglomération bordelaise : la Jalle d'Eysines (rivière traversant Bordeaux Métropole et se jetant dans la Garonne), le dispositif du Parc aux Angéliques à Bordeaux, et la plateforme de phytomanagement de St-Médard d'Eyrans. Ces études ont testé le pouvoir de remédiation de plantes herbacées et ligneuses cultivées avec apport ou non de différents types d'amendement sur des sols contaminés par des ET tels que cuivre, zinc, plomb, nickel, cadmium, arsenic. Sur la Jalle d'Eysines, dont l'eau et les berges sont contaminées par des concentrations croissantes d'ET en allant de sa source à son point de confluence avec la Garonne, **Marchand et al. (2014a)** ont testé sept espèces communes de macrophytes pour leur capacité à accumuler des ET dans leurs feuilles prélevées sur des stations réparties le long de la Jalle, selon un gradient de concentration en ET. Plusieurs de ces macrophytes sont des indicateurs de surveillance de la contamination en ET dans le sol des berges de la rivière: *P. australis* et *Carex riparia* pour le cadmium dans le sol, *Ranunculus acris* pour le nickel dans le sol. Le site de St-Médard d'Eyrans, ancienne zone de stockage et de traitement de bois principalement contaminée par du cuivre et des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), est une plateforme régionale pour la recherche en phytomanagement depuis plus de 10 ans (**Mench & Bes, 2009**). L'évaluation du niveau d'écotoxicité de ce site a utilisé trois espèces végétales (laitue, radis, haricot) et deux espèces de ver de terre. Plusieurs dizaines d'espèces végétales sont en capacité de se développer sur ce site mais *Agrostis capillaris*, *A. stolonifera* et *Rumex acetosella* ont la capacité de fixer de fortes concentrations de cuivre dans leurs racines (**Bes et al., 2010**). Diverses études ont évalué des assemblages végétaux de diversité croissante, associant cultures annuelles, graminées pérennes, taillis à courte rotation, plantations mixtes, prairies (**Mench et al., 2018, 2019**). Après un apport initial de compost, la phytodisponibilité du Cu et l'écotoxicité des sols diminuent tandis que les concentrations en matière organique (séquestration du C), azote et phosphore, et la capacité de rétention en eau augmentent. Les taillis à courte rotation de peupliers noirs, saule marsault et amorphe buissonnante, le Miscanthus ou les Agrostis sont productifs et résilients aux aléas climatiques,

leurs systèmes racinaires s'installant en profondeur et profitent des remontées de la nappe alluviale (**Mench et al., 2019**). Les capacités d'extraction de cuivre du sol et de production de graines de tournesol dépendent des variétés et des lignées mutantes de tournesol utilisées ainsi que de la concentration en cuivre dans le sol (**Kolbas et al., 2011, 2015**). Elles peuvent être améliorées en apportant au sol des communautés bactériennes endophytes extraites de racines et de graines d'*Agrostis capillaris* elles-mêmes prélevées sur le site de Saint-Médard d'Eyrans (espèce connue pour sa tolérance aux ET) confirmant l'importance des interactions plantes/micro-organismes dans les mécanismes de remédiation. Sur le dispositif du Parc aux Angéliques à Bordeaux, anciennement contaminé par des activités portuaires et industrielles, **Marchand et al. (2016)** montrent que malgré un sol très contaminé par des ET et des HAP, les eaux interstitielles sont peu contaminées et aucune phytotoxicité n'est décelée pour plusieurs espèces végétales, luzerne (*Medicago sativa*), haricot (*Phaseolus vulgaris*) et peuplier (*Populus nigra*), démontrant que l'alternative de phytoremédiation peut être suffisante par rapport à des techniques de génie civil souvent lourdes et coûteuses pour réhabiliter des sites contaminés.



Parc aux Angéliques ©Michel Mench

## CE QU'IL FAUT RETENIR

La remédiation des sols en utilisant la biodiversité, associant biodiversité végétale et micro-organismes du sol, a été bien étudiée en Région Nouvelle-Aquitaine, à la fois en contexte urbain (Bordeaux) et en contexte de site contaminé (anciennement industriel ou de stockage). Il ressort de ces études que l'on maîtrise assez bien à la fois le type de végétation optimal et les conditions d'amélioration de cette fonction.

**[Présomption]** : [Etudes empiriques] (<10 études) ; [Expérimentations]

## 3.3.4. Biodiversité et création d'îlots de fraîcheur



Le microclimat des villes est caractérisé, de jour comme de nuit, par des températures moyennes plus élevées que celles de leurs périphéries et des campagnes environnantes. Bien connu sous le nom d'« îlot de chaleur urbain » (ICU), ce phénomène résulte de la combinaison de plusieurs facteurs (Brunet, 2017; Musy, 2014) : (1) une forte interception de l'énergie radiative en raison du piégeage qu'opèrent les bâtiments sur le rayonnement, ainsi que du faible albedo de nombreux matériaux urbains, (2) un important stockage de chaleur par ces derniers du fait de leur inertie thermique, (3) l'existence de sources de chaleur interne (chauffage, transport, activités industrielles, climatisation), (4) des vents en moyenne plus faibles car la forte rugosité de la ville ralentit l'écoulement atmosphérique, et (5) une grande proportion de surfaces imperméables limitant les possibilités de dissiper l'énergie incidente sous forme de vaporisation de l'eau disponible (soit par évaporation directe, soit par la transpiration de la végétation). La végétation urbaine est de nature à tempérer cet effet d'îlot de chaleur, voire, pour certaines dispositions spatiales (grands parcs ombragés par exemple), à créer de véritables « îlots de fraîcheur ». La végétation limite en effet l'échauffement urbain via l'ombrage qu'elle produit en interceptant le rayonnement, et via la transpiration foliaire, phénomène consommateur en énergie qui permet à l'eau du sol de s'évaporer. Cette action rafraîchissante est bien visible sur les thermographies de villes (Klok et al., 2012), qui montrent une décroissance nette de la température de surface moyenne avec l'augmentation de la fraction de surface végétalisée (Douset et al., 2011). L'ampleur de ces effets dépend du type de végétation urbaine (espèce, hauteur, densité, etc.), des surfaces concernées et de leur répartition spatiale. En ce qui concerne les parcs urbains, une méta-analyse a

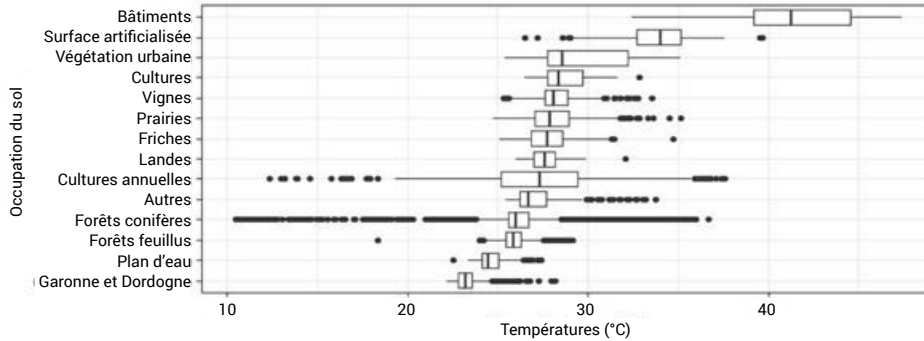
montré qu'en moyenne sur une journée d'été, la température dans un parc est plus fraîche d'environ 1 °C par rapport aux quartiers environnants (Bowler et al., 2010). Les baisses de température constatées sont d'autant plus fortes que le parc est de grande taille. Pour les arbres de rue, ce sont essentiellement les phénomènes d'ombrage qui jouent, ces derniers limitant l'apport d'énergie radiative sur le piéton, mais aussi sur les surfaces de sol et de bâtiments affectés par l'ombre (Coutts et al., 2016). La baisse de rayonnement incident dépend de la densité de feuillage, de la taille des feuilles et de la géométrie de la couronne. Les arbres à feuilles caduques ont l'avantage de laisser passer le rayonnement en hiver tout en offrant de l'ombrage en été. Si cet effet reste très local, de grands alignements d'arbres peuvent avoir un impact plus significatif à des échelles plus étendues (baisse de 2-3 °C, humidification de l'air, qui s'atténuent cependant rapidement lorsqu'on s'éloigne de l'alignement). La végétalisation des toits et façades peut représenter une solution intéressante pour la consommation énergétique des bâtiments, grâce à son rôle isolant (Musy, 2014), mais à moins d'une végétalisation massive, son impact sur la température de l'air extérieur reste faible. Des études reposant sur la modélisation numérique s'attachent actuellement à définir des modalités de végétalisation de divers types de surfaces urbaines (espèces, répartition spatiale, insertion dans le tissu urbain...) qui permettraient la limitation la plus efficace du phénomène d'ICU (Gulyás et al., 2006; Li & Wang, 2018), en prenant en compte l'ensemble des services écosystémiques délivrés par la végétation urbaine (Livesley et al., 2016; Mullaney et al., 2015) : stockage de carbone, impact sur la qualité de l'air, rôle sur la propagation du bruit, fonctions récréatives et régulation de l'hydrologie urbaine.



L'influence de la biodiversité sur le climat urbain fait l'objet de nombreuses recherches internationales et nationales (Escompte 2000-2001 à Marseille, Capitoul 2004-2005 à Toulouse, ANR VegDUD (Musy, 2014)), dans lesquelles des équipes de Nouvelle-Aquitaine (La Rochelle, Bordeaux) sont impliquées. L'une d'elles (i) évalue et caractérise l'intensité de l'ICU de Bordeaux Métropole, (ii) examine la variation de l'ICU selon le gradient d'urbanisation, (iii) évalue et analyse le contraste thermique et les principaux facteurs déterminants de l'ICU, (iv) cartographie les zones à risque et de forte demande en service de régulation du climat local (Guechoud, 2019). Cette étude démontre un effet des surfaces végétales (végétation urbaine, cultures, vignes, prairies, friches, landes, cultures annuelle, forêts conifères, forêts feuillues), sur la température moyenne de surface (Figure 5.5).

Plus la densité et l'épaisseur de végétation sont importantes (comme les forêts), plus la température de surface diminue. Cette variable correspond à l'offre potentielle du service de régulation thermique en fonction de chaque type d'occupation. Le service lui-même est également tributaire de la présence d'une demande, c'est à dire de la proximité de surfaces bâties, habitées ou zones d'emploi (A'Urba & ALEC, 2019). En conséquence l'intensité du service de régulation thermique (l'adéquation entre l'offre des surfaces végétalisées et les zones occupées par les bénéficiaires potentiels) est liée à la diversité du paysage urbain. C'est la juxtaposition des zones bâties et des zones végétalisées qui favorise le flux de ce service (Guechoud et al., en préparation). Ce service est également offert par les masses d'eau (lac et rivière) en contact des zones urbaines.

**FIGURE 5.5** Températures de surfaces moyennes en fonction du type d'occupation du sol de Bordeaux Métropole (d'après Guechoud, 2019)



## CE QU'IL FAUT RETENIR

Une seule étude a été conduite en Région Nouvelle-Aquitaine sur la végétation en tant que facteur diminuant la température en ville, sur Bordeaux. Elle confirme et précise les résultats obtenus ailleurs en France.

**[Suggestion]** : [Etude empirique] (1 article)

## 3.4. BIODIVERSITÉ ET PAYSAGES EN MILIEUX URBANISÉS ET ARTIFICIALISÉS

### 3.4.1. Biodiversité hébergée par les milieux urbains et artificialisés



Le milieu urbain offre des températures plus clémentes que ses espaces environnants en période hivernale, des ressources alimentaires tout au long de l'année, une prédation moins forte, une exposition aux pesticides plus faible, des espaces verts attractifs au cœur des cités et des taches d'habitats naturels, en particulier en zone péri-urbaine (Clergeau, 2008). Des espèces animales et végétales se sont donc adaptées, devenant au fil du temps des espèces commensales de l'Homme (Johnson & Munshi-South, 2017; Hulme-Beaman et al., 2016; Jokimäki et al., 2016; Clergeau, 2008). Citons par exemple la souris grise (*Mus musculus*), le rat brun (*Rattus norvegicus*), les blattes, le moineau domestique (*Passer domesticus*), ou le pigeon biset féral (*Columba livia* (var. *domestica*)). Les villes peuvent aussi devenir des espaces de conservation pour des espèces en danger (Baldock et al., 2019; Fortel et

al., 2014; Savard et al., 2000; Farinha-Marques et al., 2011), un aspect pris en compte par de nombreuses politiques publiques. Une étude réalisée sur près de 150 villes à l'échelle mondiale a évalué la diversité des espèces d'oiseaux et de plantes : une moyenne de plus d'une centaine d'espèces d'oiseaux et de 700 espèces végétales par ville a été identifiée, avec des variations importantes d'une ville à une autre (Aronson et al., 2014). En considérant toutes les espèces observées dans l'ensemble des villes étudiées, c'est près de 20% de l'ensemble des espèces d'oiseaux identifiées sur la planète et des trois-quarts des familles d'oiseaux qui ont été répertoriés, mais seulement 5% des espèces végétales, représentant pourtant deux-tiers des familles de plantes. Si une faible proportion des oiseaux sont des espèces exotiques (en moyenne 3 par ville), près de 30% des espèces végétales sont exotiques





(en moyenne 200 espèces exotiques par ville). Une autre étude européenne montre que les villes hébergent plus de 50% d'espèces végétales exotiques (*La Sorte et al., 2007*). Plusieurs études sur les oiseaux montrent que ceux qui se sont adaptées sont sédentaires, omnivores et nichant dans des cavités trouvées ou construites au niveau du bâti (*Jokimäki et al., 2016; Clergeau, 2008; Croci et al., 2008;*

*Chace & Walsh, 2006*). La diversité des pollinisateurs dans les zones urbaines est aussi mieux connue grâce au programme de sciences participatives du MNHN basé sur le suivi photographique des pollinisateurs (*SPIPOLL, Deguines et al., 2012, 2016*). En Île-de-France, SPIPOLL révèle que la diversité en pollinisateurs augmente à proximité des jardins (*Levé et al., 2019*).



Des sites suivis dans le cadre des programmes de sciences participatives comme le Suivi Temporel des Oiseaux Communs (STOC-EPS) ou le SPIPOLL sont situés en Nouvelle-Aquitaine. Ils ont permis d'identifier de nombreuses espèces présentes dans les milieux urbains et artificialisés (*Devictor et al., 2007; Jiguet et al., 2012; Deguines et al., 2012, 2016*), pour partie d'entre elles, devenues spécialistes du bâti que ce soit à l'échelle française ou en ex-Aquitaine. Ainsi, en ex-Aquitaine, une liste de 11 espèces d'oiseaux spécialistes du bâti a pu être établie (*Filippi-Codaccioni & Ancrenaz, 2013; Theillout & Collectif faune-aquitaine.org, 2015*) : Tourterelle turque (*Streptopelia decaocto*), Martinet noir (*Apus apus*), Hirondelle de fenêtre (*Delichon urbica*), Hirondelle rustique (*Hirundo rustica*), Rougequeue noir (*Phoenicurus ochruros*), Rougequeue à front blanc (*Phoenicurus phoenicurus*), Pie bavarde (*Pica pica*), Chardonneret élégant (*Carduelis carduelis*), Verdier d'Europe (*Carduelis chloris*), Serin cini (*Serinus serinus*), Moineau domestique (*Passer domesticus*). On peut aussi citer l'utilisation de certains édifices artificiels par plusieurs espèces d'oiseaux rupestres tels que les faucons crécerelle (*Falco tinnunculus*) et pèlerin (*Falco peregrinus*) dont plusieurs sites de nidification ont été identifiés en Gironde sur des cathédrales, églises, châteaux d'eau ou encore silos (*Gans, 2005*), ou le tichodrome échelette (*Tichodroma muraria*) qui est observé en période d'hivernage en Nouvelle-Aquitaine sur les façades de châteaux ou d'églises ou sur de vieux murs pour y dénicher des invertébrés, sa nourriture principale (*Fillo, 2018*). D'autres études notamment réalisées sur des sections de l'autoroute A10 dans le secteur de Niort ont montré un effet bénéfique des bas-côtés des autoroutes qui offraient à certains rapaces comme la buse variable (*Buteo buteo*), le faucon crécerelle (*Falco tinnunculus*) ou encore le milan noir (*Milvus migrans*) des zones de chasse où les oiseaux utilisaient les clôtures bordant les autoroutes comme des postes d'affût moins coûteux en énergie que le vol pour la capture de proies (*Meunier et al., 2000*). Concernant les pollinisateurs, une étude préliminaire initiée sur Bordeaux Métropole a permis d'identifier près de 200 taxons de pollinisateurs dont une grande proportion a été observée au niveau de parcs urbains riches en ressources florales (*Descoubes, 2017*). De plus en plus de villes se sont engagées ces dernières années dans des programmes d'inventaire des espèces présentes sur leur territoire. Certaines sont même allées jusqu'à produire des atlas de biodiversité pour davantage sensibiliser la population urbaine, comme celui de Bordeaux Métropole (*Bordeaux Métropole, 2015*) qui a recensé les espèces d'oiseaux nicheurs (143 espèces), d'oiseaux hivernants (192 espèces), de chiroptères (17 espèces), de rhopalocères (83 espèces), d'odonates (59 espèces), de mammifères terrestres (34 espèces), de

reptiles (14 espèces), d'amphibiens (13 espèces) et de plantes (1260 espèces). On peut aussi citer une synthèse de données de biodiversité produite sur la ville de Niort jusqu'en 2009 et complétée par des inventaires en 2010 sur plusieurs groupes d'espèces (*Deux-Sèvres Nature Environnement & Groupe Ornithologique des Deux-Sèvres, 2010, 2011*). Enfin, des espèces comme les fougères sont assez inféodées à la pierre et au bâti (*Deux-Sèvres Nature Environnement, 2013*).



Hirondelle rustique ©Alain Noel



Tichodrome échelette ©Alain Noel

## CE QU'IL FAUT RETENIR

La biodiversité des territoires urbains et artificialisés de la Nouvelle-Aquitaine devient un objet d'étude de plus en plus important, plusieurs villes ayant initié ou publié des atlas de biodiversité. Les premières données témoignent d'un nombre important d'espèces vivant sur ces territoires urbains.

**[Tendance]** : [Etudes empiriques] (<10 études)

3.4.2. Diversité des écosystèmes et des paysages en milieu urbain



En milieu urbain, des espaces naturels variés subsistent malgré la prédominance d'une matrice constituée de bâti et de surfaces imperméabilisées : des parcs urbains créés et gérés, des jardins privés soumis à des gestions très hétérogènes selon leur propriétaire, des alignements d'arbres le long d'avenues sur lesquelles peuvent se développer des plantes herbacées, des friches, des murs et toitures végétalisés et des taches d'habitats naturels principalement situées en zones péri-urbaines. Ces habitats recouvrent des zones humides, forêts et prairies, et

contribuent à créer une diversité de paysages qui permet à la biodiversité de subsister et remplir un certain nombre de fonctions écologiques. Ainsi même si les surfaces urbanisées continuent d'augmenter en France (INSEE, 2019), des efforts sont faits pour augmenter la qualité écologique des espaces verts existants et créer des corridors écologiques pour mieux connecter les habitats et les populations animales et végétales. Des atlas cartographiques ont ainsi été produits, comme en Île-de-France (Lafon, 2014).



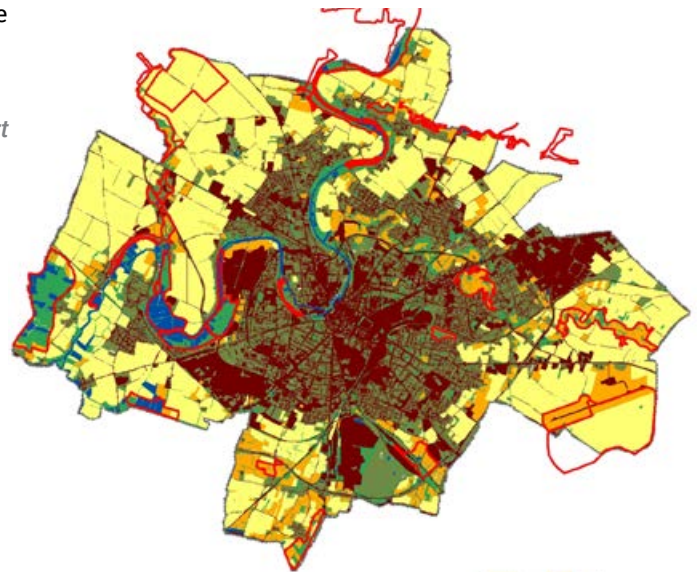
En Nouvelle-Aquitaine, de nombreuses villes ont entamé des démarches d'inventaires de leurs habitats pour la mise en œuvre de leur trame verte et bleue, comme à Pau (Allou et al., 2015), Niort (Figure 5.6) ou Limoges. Pau est également en train de finaliser l'inventaire de ses forêts anciennes (Alexia Quintin, communication personnelle). Bordeaux Métropole, dans le cadre de son projet BiodiverCité, collabore avec des laboratoires de recherche

de Nouvelle-Aquitaine et le CBNSA pour cartographier la végétation et les habitats naturels, en particulier les zones humides. Une méthode de cartographie des sols des zones humides du point de vue pédologique a notamment été mise en place et a servi à cartographier ce type d'habitat sur une large partie de la métropole (Pétilion, 2018).

FIGURE 5.6

Cartographie des milieux de la ville de Niort (Ville de Niort, 2013)

- | Les zones nodales | Les sous-trames             |
|-------------------|-----------------------------|
| Zone nodale       | Aquatique et humide         |
|                   | Zones boisées               |
|                   | Agricole extensif           |
|                   | Agricole intensif           |
|                   | Espaces verts interstitiels |
|                   | Bâti et infrastructures     |



CE QU'IL FAUT RETENIR

Si les gestionnaires d'espaces urbanisés se sont dotés d'outils afin de répondre aux exigences de politiques publiques, par exemple autour de la trame verte et bleue, relativement peu de recherche scientifique a été conduite sur ces thématiques en Nouvelle-Aquitaine. On compte deux études et des inventaires municipaux en Nouvelle-Aquitaine.

[Projection] : [Etudes empiriques] (~1 article)

<sup>2</sup> Site web : [http://www.agglo-limoges.fr/sites/default/files/trame\\_verte\\_et\\_bleue.pdf](http://www.agglo-limoges.fr/sites/default/files/trame_verte_et_bleue.pdf)

## 4

## Les valeurs de la biodiversité des socio-écosystèmes urbains et artificialisés

En section 3, nous avons recensé les connaissances sur le rôle de la biodiversité dans le fonctionnement des socio-écosystèmes urbains et artificialisés. Comme pour les autres socio-écosystèmes, la biodiversité et ses contributions économiques, environnementales et culturelles aux sociétés sont valorisées de différentes manières en fonction des types de services et des bénéficiaires concernés. Cette valeur peut tout d'abord être marchande et économique, c'est-à-dire dont l'usage direct ou indirect impacte positivement la valeur économique d'un bien ou constitue une ressource échangée sur des marchés. Dans le cas du socio-écosystème urbain, la biodiversité possède une valeur économique que nous traitons dans un premier temps. Les valeurs non-marchandes de la biodiversité forment ensuite un second ensemble de valeurs, notamment à travers un usage direct de non-consommation. C'est le cas des bienfaits pour la santé et le bien-être fournis par les espaces verts que nous traitons dans un deuxième temps.

### 4.1. VALEUR ÉCONOMIQUE DE LA BIODIVERSITÉ DES SOCIO-ÉCOSYSTÈMES URBAINS



La biodiversité urbaine est valorisée parce qu'elle est à l'origine d'un certain nombre de services rendus aux résidents des villes, en matière d'alimentation, de récréation et de loisirs, ou encore de cadre de vie (*Gómez-Baggethun & Barton, 2013*). Cependant, en matière d'évaluation économique, très peu de travaux sont disponibles (*Elmqvist et al., 2015*). Il en existe sur la contribution de la biodiversité ou des écosystèmes à l'attractivité des territoires pour le développement résidentiel, comme par exemple la préférence des ménages à se localiser à proximité des espaces ouverts et des parcs, les dimensions esthétiques des paysages, et leurs fonctions récréatives en tant qu'espace de proximité et du quotidien (*Tu et al., 2016*). Cette demande croissante se traduit par une hausse des prix

au m<sup>2</sup> des logements à proximité des espaces ouverts type parcs et jardins (*Brander & Koetse, 2011*). On peut d'ailleurs penser que l'étalement de la ville et le développement des zones péri-urbaines résultent d'un arbitrage entre un coût du logement plus réduit pour accéder aux espaces de nature et d'autre part des dépenses de transport (*Cavailhès et al., 2003*). Les arbres améliorent la qualité locale de l'air (*Vos et al., 2013*), ce qui permet de réduire les dépenses de soins engendrées par les maladies respiratoires (*Schucht et al., 2015*). On peut aussi prendre l'exemple des zones humides urbaines qui jouent un rôle indispensable dans la régulation des régimes hydrologiques et la réduction des crues (*Watson et al., 2016*).



Aucun travail d'évaluation économique des services écosystémiques associés à des socio-écosystèmes urbains néo-aquitains n'a pas été publié. Une étude a cependant tenté de quantifier et de cartographier l'évolution de plusieurs services écosystémiques sur le territoire de Bordeaux Métropole sur une période de 16 ans (*Cabral et al., 2016*). Même si une évaluation économique *sensu stricto* n'a pas été conduite, cette étude montre que plusieurs services écosystémiques dépen-

dant de la biodiversité tels que la provision de nourriture, la régulation du climat, les services culturelles associées à la biodiversité, la régulation de la qualité de l'eau ou encore les activités récréatives ont fortement diminué entre 1990 et 2006 du fait d'un changement d'usage des sols qui s'est notamment traduit par une augmentation significative des surfaces urbanisées et artificialisées.



## CE QU'IL FAUT RETENIR

La valeur économique de la biodiversité urbaine inclut notamment la relation entre l'attractivité foncière et la proximité du bâti avec les espaces verts, mais celle-ci demeure sous-évaluée. Aucune étude ne traite réellement de ce sujet dans la région.

**[Projection]** : Une seule étude en Région Nouvelle-Aquitaine

## 4.2. RÔLE DE LA BIODIVERSITÉ URBAINE DANS LA SANTÉ ET LE BIEN-ÊTRE DES HABITANTS



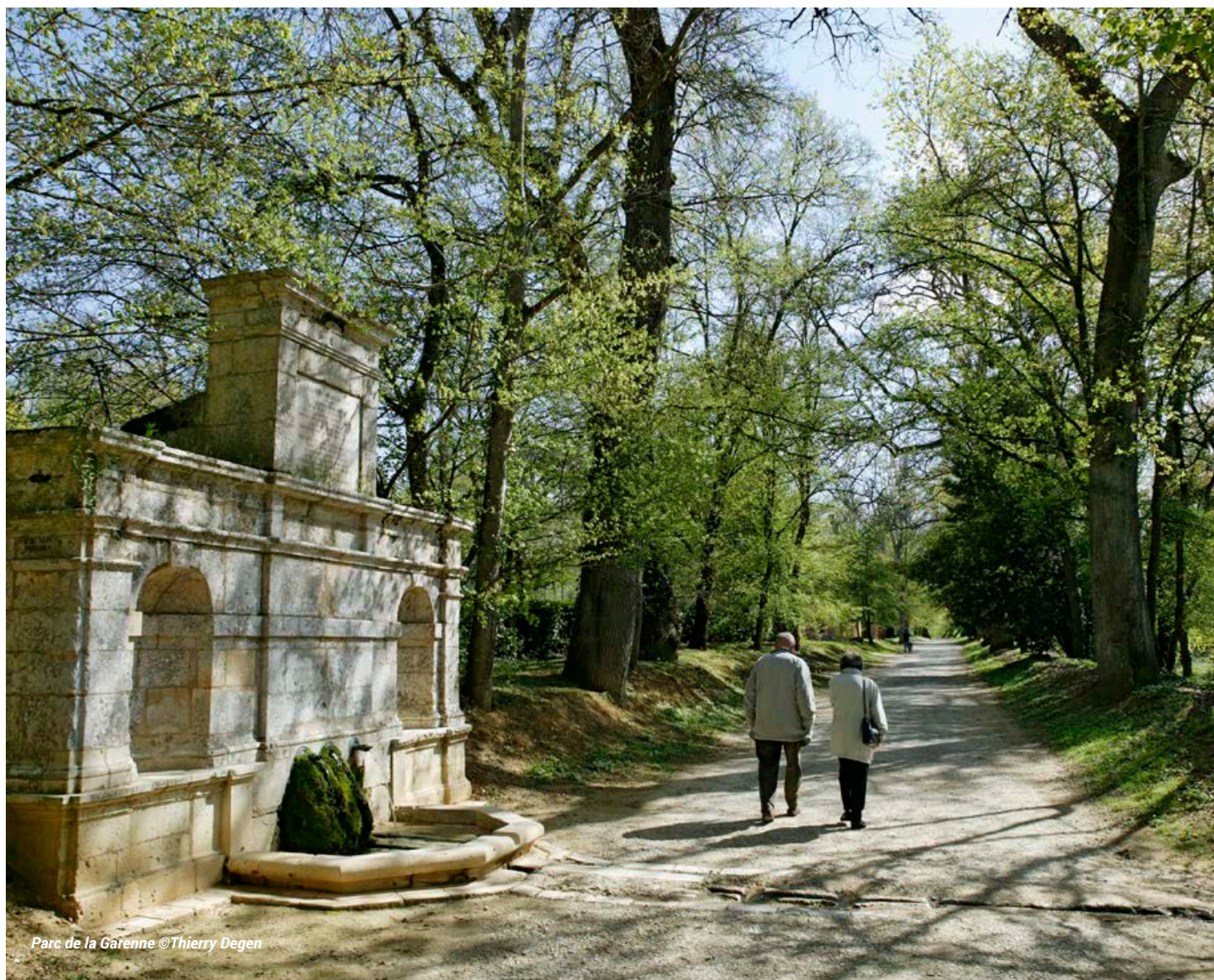
Le bien-être dans des villes de plus en plus peuplées est en partie assuré par la biodiversité et les éléments de nature parmi lesquels figurent les jardins potagers et autres éléments d'agriculture urbaine (Tanguay et al., 2018). Les services écosystémiques socio-culturels en ville ont en effet été bien étudiés (Yengué, 2017; Robert & Yengué, 2017; Bourdeau Lepage, 2017; Bourdeau Lepage & Vidal, 2014). L'intérêt des citoyens pour la nature des villes est croissant et perceptible au sein de la société comme dans les politiques publiques (Robert & Yengué, 2018). Alors que plus de la moitié de la population mondiale vit dans des villes, les espaces verts urbains constituent les rares endroits où ils peuvent rencontrer la biodiversité. En termes de cohésion sociale, de nombreux travaux montrent que la nature favorise le développement de liens sociaux et permet de réduire la violence et la criminalité (Robert & Yengué, 2018) et en termes de qualité de vie, elle est particulièrement recherchée. Des recherches en psychologie environnementale ont établi un lien direct entre les caractéristiques de l'environnement et la santé des individus, leur fonctionnement affectif, la récupération physiologique après un stress ou un épuisement des ressources émotionnelles et la fatigue attentionnelle (Sahraoui et al.,

2016). Des recherches épidémiologiques descriptives ont également montré une relation positive entre la quantité d'espaces verts dans le cadre de vie et la santé physique et mentale ainsi que la longévité (Groenewegen et al., 2016; Barton & Rogerson, 2017). Les espaces verts urbains améliorent la santé des citoyens via la pratique d'activités créatives et sportives car elles permettent d'évacuer le stress, de maintenir la santé mentale (Dean et al., 2011), et limiter l'obésité (Song et al., 2018). Les parcs urbains limitent donc les dépenses de santé, sous forme de coûts évités (Willis & Crabtree, 2011). Chez les enfants, la présence de nature réduit l'asthme, les troubles comportementaux d'hyperactivité, l'obésité (Taylor & Kuo, 2011). Le lien entre le bien-être humain et la biodiversité urbaine est controversé: des relations convergentes entre appréciation du paysage et biodiversité présente dans les friches industrielles (Laforteza et al., 2008) ou les jardins privés (Lindemann-Matthies & Marty, 2013) sont détectés, mais dans d'autres cas une absence de relations entre richesse d'espèces de plantes, papillons et oiseaux, et bien-être psychologique des visiteurs des espaces verts urbains a été trouvée (Dallimer et al., 2012).



Le rôle de la biodiversité urbaine sur la santé des individus (maladies non transmissibles et santé mentale par exemple) dans un contexte d'urbanisation a été exploré dans le cadre d'une thèse en pharmacie (Chambres, 2017). Ce travail s'appuie sur plusieurs exemples de biodiversité urbaine susceptible d'impacter positivement la santé de ses habitants à l'échelle de Bordeaux Métropole. Par ailleurs, l'installation de ruchers gérés collectivement, par exemple dans le dispositif de science citoyenne « Mon Village Espace de Biodiversité » déployé sur la ZAPS (1 500 jardins membres du dispositif, 23 écoles primaires, 23 ruchers communaux, 7 600 citoyens impliqués) a montré

que la gestion participative de ruchers communaux favorise l'apprentissage social par la circulation des connaissances et augmente les liens entre acteurs de différents niveaux et à différentes échelles spatiales, notamment entre les citoyens, le monde de la recherche et les élus locaux (Houte, en révision, Houte et al. sous presse). Ces processus participent à l'émergence d'actions collectives (Bousseynroux, 2016). Les actions pro-environnementales dans la sphère privée sont aussi favorisées par la mise à disposition d'outils pour vivre des expériences de nature (Tshibangu et al. sous presse).



Parc de la Garenne ©Thierry Degen

## CE QU'IL FAUT RETENIR

Peu d'études portent sur le rôle de la biodiversité urbaine sur la santé humaine en Nouvelle-Aquitaine, ne proposant cependant que des exemples illustratifs à Bordeaux Métropole; d'autres portent sur le rôle de la biodiversité en tant que vecteur de lien social et collectif.

**[Tendances]** : [Etudes empiriques] (~5 articles)



## 5

## État de la biodiversité dans les socio-écosystèmes urbains et artificialisés

Pour tendre vers un développement durable des écosystèmes urbains et garantir sur le long terme la qualité de vie des habitants, il est urgent d'intégrer et de préserver davantage d'espaces de nature afin que la biodiversité s'y développe et s'y maintienne. Or l'urbanisation est par définition une imperméabilisation des sols entraînant de façon irréversible la destruction d'habitats naturels. Les changements d'usage des terres dont l'urbanisation sont d'ailleurs le facteur principal de la crise actuelle de la biodiversité (Maxwell et al., 2016; Newbold et al., 2015). L'étude de Maxwell et al. (2016) montre que sur 8688 espèces menacées, prises en compte dans cette analyse, plus de 3000 sont menacées par le développement urbain, plus de 1200 par les infrastructures de transport et près de 1000 par les infrastructures liées à la production d'énergie.

D'autres facteurs importants qui altèrent la biodiversité en milieu urbain incluent les diverses sources de pollutions émises par les activités humaines. La plus importante est la pollution chimique essentiellement produite par les véhicules, les industries et les foyers, qui affecte à la fois l'air, l'eau et le sol.

Les autres sources de pollution présentes en ville sont la pollution lumineuse générée par les éclairages artificiels durant la nuit ainsi que la pollution sonore générée par le trafic automobile et d'autres activités humaines (UICN France, 2013; EFSE, 2018). La densité de population dans les milieux urbains induit également une forte pression sur la biodiversité liée à la surfréquentation des différents espaces engendrant piétinement, dérangement ou encore apport de déchet. Par exemple, parmi les espèces d'oiseaux nichant en ville, plusieurs ont vu leurs effectifs s'effondrer au cours des dernières décennies en France et ont été classées dans la catégorie « vulnérable » (chardonneret élégant, verdier d'Europe, Serin cini, moineau friquet) ou « quasi-menacée » (martinet noir, hirondelle rustique, hirondelle de fenêtre) de la liste rouge des oiseaux nicheurs en France (UICN et al., 2016).



## 5.1. IMPACTS DE L'URBANISATION ET DE L'ARTIFICIALISATION DES SOLS SUR LA BIODIVERSITÉ



Les zones urbaines et artificielles occupent 3% de la surface terrestre de la planète et actuellement plus de 55% de la population mondiale vit dans de grandes agglomérations avec des niveaux atteignant près de 80% pour les pays les plus développés dont la France (United Nations, 2019). La population mondiale continuant d'augmenter, l'urbanisation devrait s'accroître dans les décennies à venir. Le déclin de la biodiversité est l'un des principaux impacts écologiques de l'urbanisation (Balfors et al., 2016) : 89% de la population de moineaux auraient décliné à Paris, par exemple (Mohring et al. soumis). Ce déclin provient principalement de la perte et de la fragmentation des habitats, aggravées par l'effet barrière combiné des zones urbanisées et des réseaux de transport (Alberti, 2005; Tannier et al., 2016). L'urbanisation impacte aussi bien l'environnement physique que les processus écologiques (Grimm et al., 2008; McDonnell & MacGregor-Fors, 2016) incluant l'évolution des espèces (Johnson & Munshi-South, 2017). Récemment, une étude comparative a montré sur un ensemble de plus de 800 espèces d'oiseaux que le problème majeur des espèces était leur incapacité à s'adapter aux conditions urbaines (Sol et al., 2014). L'homogénéisation de la composition en espèces en milieu urbain (McKinney, 2006, 2008) a aussi été soulignée : le long d'un gradient d'urbanisation, l'homogénéisation fonctionnelle des espèces d'oiseaux est d'autant plus forte que l'urbanisation croît, y compris en France (Devictor et al., 2007; Lizée et al., 2011). D'autres études concernent les espèces végétales et les pollinisateurs. L'impact sur ces

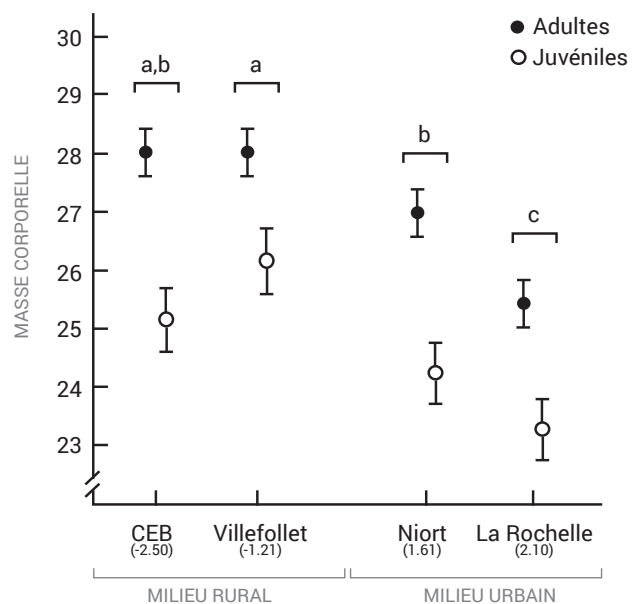
derniers est plus contrasté, même s'il est noté un effet négatif de l'urbanisation, le contexte paysager, la densité de bâti et les modalités de gestion des espaces verts peuvent moduler cet effet (Hinners et al., 2012; Geslin et al., 2016; Ropars et al., 2017). Un autre impact majeur de l'urbanisation est le remplacement d'espèces natives par des espèces exotiques dû d'une part à l'importation d'espèces exotiques par l'homme et d'autre part à la création de nouveaux milieux comme les friches souvent propices à l'installation d'espèces exotiques plus compétitives que les espèces locales (McKinney, 2006; Aronson et al., 2014; La Sorte et al., 2007). Cela touche de nombreux taxons mais surtout les espèces végétales (McKinney, 2006). Ainsi, une étude réalisée dans une ville de République Tchèque montre qu'en 120 ans ce territoire a perdu près de 400 espèces végétales natives et a gagné plus de 230 espèces exotiques (Chocholoušková & Pyšek, 2003). L'étalement urbain entraîne un effet barrière des réseaux de transport renforcé par l'augmentation du trafic induit par les déplacements quotidiens entre le(s) centre(s) et la périphérie des villes (Aguilera et al., 2011), tout en préservant les habitats naturels restants à proximité des centres urbains. A l'inverse, un développement urbain dense à l'échelle locale peut éviter la perte d'habitats naturels périphériques (Conway, 2009), en augmentant cependant simultanément l'effet de barrière des zones bâties en milieu intra-urbain (Marull & Mallarach, 2005).



En Nouvelle-Aquitaine, comme ailleurs, il est montré que l'urbanisation impacte négativement la diversité des oiseaux et des pollinisateurs (Deguines et al., 2016; Devictor et al., 2007). Le moineau domestique est par exemple en régression forte dans les espaces urbains. L'artificialisation de ces espaces et le manque de cavités naturelles ont souvent été incriminé pour expliquer leur déclin. Dans la région, les cavités ne semblent toutefois pas être un facteur limitant majeur pour les populations de moineaux domestiques (Angelier & Brischox 2019), suggérant que d'autres contraintes urbaines expliquent ce déclin. Des études essentiellement réalisées dans les Deux-Sèvres ont examiné et comparé l'état de stress, le phénotype et le développement de populations d'oiseaux issues de milieu urbain et de milieu rural. Une étude comparative menée sur 11 sites dont la moitié en Nouvelle-Aquitaine montre que plus l'environnement est urbanisé, plus le taux de corticostérone (une hormone du stress) est élevé chez les jeunes moineaux domestiques, une des espèces pourtant les

FIGURE 5.7

Impact de l'urbanisation sur la masse corporelle du moineau domestique (d'après Meillère et al. 2015b)





mieux adaptées à l'environnement urbain (*Beaugeard et al., 2019*). *Meillère et al. (2015b)* mettent en évidence une taille et une masse corporelles plus faibles chez les populations d'origine urbaine (La Rochelle et Niort) comparées aux populations de milieux ruraux (*Figure 5.7*), et *Meillère et al. (2017)* montrent à partir d'un échantillon de près de 600 individus (adultes et jeunes) capturés sur une trentaine de sites en France dont plusieurs en Nouvelle-Aquitaine, que plus l'environnement est urbanisé, plus la taille du corps et la qualité des plumes des oiseaux juvéniles diminuent. Ces études suggèrent que les conditions urbaines sont particulièrement défavorables à la reproduction et au développement des jeunes oiseaux. Des résultats similaires ont été obtenus pour la mésange charbonnière (*Parus major*) par *Biard et al. (2017)* qui montrent que les poussins élevés en milieu rural ont une taille et un poids supérieurs à ceux élevés en ville ainsi qu'un taux de caroténoïde plus élevé induisant un plumage plus coloré. Concernant l'impact de l'urbanisation sur la connectivité écologique, des travaux réalisés à l'échelle de Bordeaux Métropole ont récemment mis en évidence l'impact de différents scénarios de transformation du territoire sur la connectivité écologique d'espèces représentatives de différents milieux (*Sahraoui et al., in prep*). Les scénarios relatifs à l'urbanisation montrent des impacts systématiquement négatifs sur des valeurs de connectivité globale, quelles que soient les espèces concernées et leurs milieux. Ces valeurs s'étendent de -12% de connectivité en moyenne pour un scénario d'urbanisation réaliste (basé sur les documents d'urbanisme de la métropole) à -20% pour un scénario pessimiste. En Nouvelle-Aquitaine, une étude sur le Grand Rhinolophe (chiroptère très sensible à la connectivité) a montré en 2016 et 2017 un effet additif négatif de la présence d'une autoroute sur la connectivité près d'une colonie de reproduction (*Pinaud et al. 2018*). Les individus partant de cette colonie étaient moins enclins à chasser de l'autre côté de l'autoroute, même si des habitats favorables y étaient présents. Une autre étude sur 3 sites dont 2 en Nouvelle-Aquitaine montre un impact négatif des autoroutes (jusqu'à 5 km) sur l'activité de chasse des espèces de chiroptères chassant dans les milieux arborés (*Claireau et al. 2019b*). Pour préserver un minimum de connectivité suite à la construction d'autoroute, la mise en place d'ouvrages de passages spécifiques peut être une solution pour les chiroptères (étude de la mise en place d'un ouvrage spécifique sur l'A83 près de Niort, *Claireau et al. 2019a*).

narios relatifs à l'urbanisation montrent des impacts systématiquement négatifs sur des valeurs de connectivité globale, quelles que soient les espèces concernées et leurs milieux. Ces valeurs s'étendent de -12% de connectivité en moyenne pour un scénario d'urbanisation réaliste (basé sur les documents d'urbanisme de la métropole) à -20% pour un scénario pessimiste. En Nouvelle-Aquitaine, une étude sur le Grand Rhinolophe (chiroptère très sensible à la connectivité) a montré en 2016 et 2017 un effet additif négatif de la présence d'une autoroute sur la connectivité près d'une colonie de reproduction (*Pinaud et al. 2018*). Les individus partant de cette colonie étaient moins enclins à chasser de l'autre côté de l'autoroute, même si des habitats favorables y étaient présents. Une autre étude sur 3 sites dont 2 en Nouvelle-Aquitaine montre un impact négatif des autoroutes (jusqu'à 5 km) sur l'activité de chasse des espèces de chiroptères chassant dans les milieux arborés (*Claireau et al. 2019b*). Pour préserver un minimum de connectivité suite à la construction d'autoroute, la mise en place d'ouvrages de passages spécifiques peut être une solution pour les chiroptères (étude de la mise en place d'un ouvrage spécifique sur l'A83 près de Niort, *Claireau et al. 2019a*).

## CE QU'IL FAUT RETENIR

Les travaux réalisés en Nouvelle-Aquitaine, bien que majoritairement sur les oiseaux, indiquent qu'une augmentation de l'urbanisation, en surface ou en intensité, a des effets négatifs sur la biodiversité, y compris pour les espèces les mieux adaptées, voire même inféodées aux espaces urbanisés.

**[Fait établi]** : [Etudes empiriques] (>10 études) ; [Expérimentations]

## 5.2. MORTALITÉ LIÉE AUX COLLISIONS AVEC DIVERSES INFRASTRUCTURES



L'urbanisation induit la construction d'infrastructures, qui génèrent des obstacles avec lesquels les animaux peuvent rentrer en collision, induisant potentiellement une mortalité importante (*Erickson et al., 2005; Drewitt & Langstone, 2008*). Ces obstacles sont soit statiques comme les bâtiments, les pylônes, les lignes électriques, les éoliennes, les clôtures, soit en mouvement comme les moyens de transport (voitures, camions, trains, avions). Les collisions routières sont responsables de la mort d'un nombre important d'individus appartenant majoritairement aux groupes des oiseaux, des amphibiens, des reptiles et des mammifères (*Trombulak & Frissel, 2000*). Pour les oiseaux, le taux de mor-

talité a été estimé en Europe entre 0,35 et 27 millions d'oiseaux tués par an selon le pays européen (*Erritzoe et al., 2003*) et à plus de 80 millions par an aux Etats-Unis (*Erickson et al., 2005*). Ce sont surtout des passe-reaux et des rapaces qui sont impactés (*Massemin & Zorn, 1998; Fajardo, 2001*). Des études ont aussi montré l'impact des collisions avec les éoliennes, en particulier pour les oiseaux et les chauve-souris (*Dai et al., 2015*).



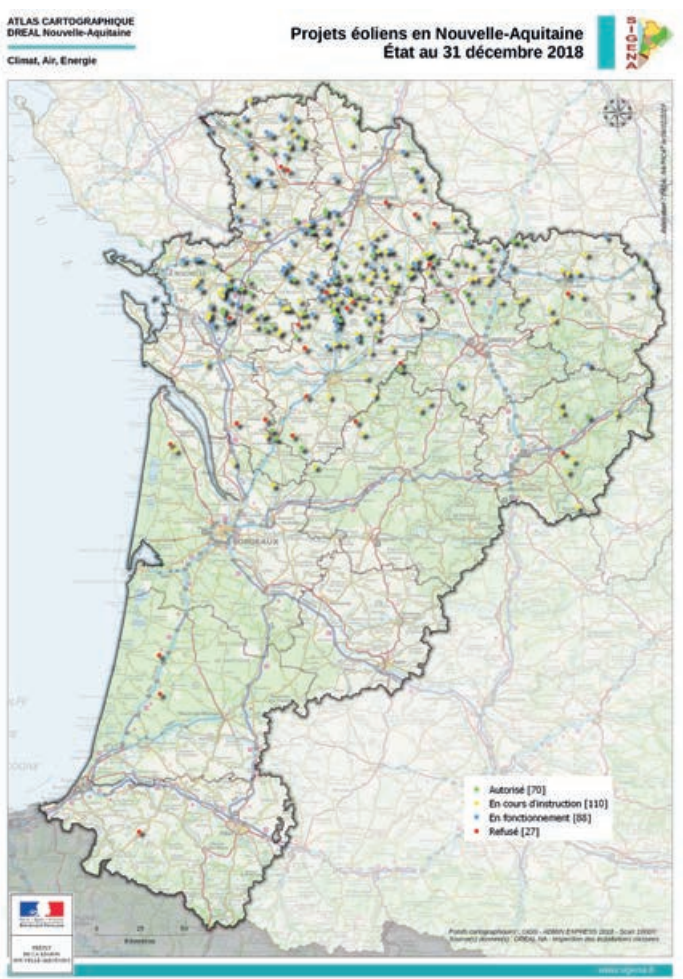
Au niveau régional, une étude publiée en 2012 concerne l'impact du trafic routier sur la biodiversité (Guinard et al., 2012). Les auteurs ont réalisé un suivi de plusieurs autoroutes régionales (A10, A64, A89, A837) afin de relever et d'identifier les restes d'animaux percutés par les véhicules sur une période d'une année. Les espèces les plus impactées sont les passereaux (principalement le rouge-gorge familier (*Erithacus rubecula*), le merle noir (*Turdus merula*) et le moineau domestique (*Passer domesticus*)) et les rapaces nocturnes, principalement l'effraie des clochers (*Tyto alba*), avec un nombre de cadavres plus important sur l'A10 et l'A64 sur lesquelles la circulation est plus importante que sur les deux autres autoroutes analysées. Le trafic routier de Nouvelle-Aquitaine comme ailleurs en France est aussi la première cause de mortalité imputable à l'Homme pour plusieurs espèces de mammifères, notamment la loutre d'Europe (Kuhn, 2009) et le vison d'Europe, espèce menacée d'extinction, qui subsiste encore sur quelques sites en Nouvelle-Aquitaine (Arlot, 2003).

Concernant les collisions avec des éoliennes, un rapport récent de la LPO a permis d'évaluer la mortalité des oiseaux et des chauves-souris de 1997 à 2015 (Marx, 2017). Le parc français est constitué de plus de 6 000 éoliennes (dont 340 en Nouvelle-Aquitaine) réparties en plus de 800 parcs (Figure 5.8). Des suivis de mortalité étaient disponibles pour uniquement 12.5% des parcs : 1 102 cadavres d'oiseaux appartenant à 97 espèces différentes et 1 279 cadavres de chauves-souris directement imputables aux éoliennes ont pu être recensés dans le cadre de

cette étude incluant surtout des individus en migration. Quelques suivis ont été réalisés sur des parcs éoliens de Nouvelle-Aquitaine (Charente Nature, 2012, 2013a, 2013b; Williamson, 2011).

Remon (2018) montre dans une étude réalisée en Dordogne que les infrastructures de transport agissent aussi comme des barrières à la dispersion de plusieurs espèces (papillon, coléoptère, amphibien, reptile), limitant ainsi le flux de gènes entre populations et menaçant de ce fait la viabilité de ces dernières. Un des résultats majeurs montre qu'il y a environ six fois moins d'individus d'une espèce de papillon (*Maniola jurtina*, le Myrtil) qui peuvent se disperser au sein d'un site traversé par la A89 et une ligne de chemin de fer par rapport à un autre site proche dépourvu d'infrastructures de transport (Remon et al., 2018). La LGV Tours-Bordeaux aura aussi probablement des impacts non négligeables sur la biodiversité, même s'il est encore trop tôt pour en juger. En effet celle-ci traverse des zones sensibles telles que les vallées de l'Indre, de la Vienne, de la Charente et de la Dordogne, ou encore des zones de protection spéciale comme les plaines du Mirebalais, du Neuvillois et de Villefagnan. Une attention particulière devra être accordée à des espèces menacées telles que l'outarde canepetière et le vison d'Europe. Un certain nombre d'aménagements ont été prévus et la fondation LISEA Biodiversité a été créée pour financer des projets de restauration et de conservation tout au long du tracé de la LGV (Huau et al., 2014).

FIGURE 5.8 Localisation des parcs éoliens en NA au 1<sup>er</sup> septembre 2019 (DREAL Nouvelle-Aquitaine, 2019)





## CE QU'IL FAUT RETENIR

En Région Nouvelle-Aquitaine, plusieurs études traitent de l'impact des infrastructures de transport et des éoliennes sur la biodiversité, qui entraînent notamment un déclin marqué des populations d'oiseaux et de chauves-souris, mais portent aussi sur des barrières de dispersion impactant un plus grand nombre de groupes taxonomiques.

**[Présomption]** : [Etudes empiriques] (<10 études)

### 5.3. EFFETS DES SOURCES DE POLLUTIONS SUR LA BIODIVERSITÉ



Concernant la pollution chimique, les seules études disponibles qui semblent montrer un effet négatif sur la biodiversité sont celles qui ont analysé la diversité des lichens épiphytes, très sensibles à la pollution, en zones urbaines (*Gries, 1999; Davies et al., 2007; Déruelle & Guilloux, 1993; Garty, 2001*). Ces travaux montrent des réponses variées des différents groupes fonctionnels de lichen à la pollution ce qui permet de les utiliser comme indicateurs de la qualité de l'air (*Llop et al., 2012; Déruelle & Guilloux, 1993*). Plusieurs études ont été réalisées à Paris (*Déruelle & Guilloux, 1993*) et Lyon (*Khalil & Asta, 1998*). Une autre importante source de pollution caractéristique des milieux urbains est la pollution lumineuse (*Hölker et al., 2010; Gaston et al., 2013, 2015; Sibley, 2008; Sordello, 2017*). La constitution d'un atlas de la pollution lumineuse dans le monde montre que près de 20% des territoires terrestres sont soumis à cette dernière (*Cinzano et al., 2001; Sibley, 2008*). Or la lumière naturelle est un facteur essentiel pour la faune et la flore utilisée soit comme une source d'énergie pour les plantes chlorophylliennes soit comme une source d'informations de leur environnement pour de nombreuses espèces animales que la lumière artificielle va pertur-

ber (*Hölker et al., 2010; Gaston et al., 2013, 2015*). Une synthèse bibliographique (*Sibley, 2008*) montre que les mammifères, et plus particulièrement les chiroptères, les oiseaux, les amphibiens et reptiles, mais aussi les invertébrés, les végétaux et la faune aquatique, sont impactés par la pollution lumineuse. En France, plusieurs études ont montré une diminution de l'activité des chiroptères à proximité de sources lumineuses, sur l'estuaire de la Loire (*Lacoeuilhe et al. 2014*), à Lille (*Laforge et al., 2019; Pauwels et al., 2019*), à Montpellier (*Pauwels et al., 2019*), en région parisienne (*Azam et al., 2015; Azam et al., 2018; Pauwels et al., 2019*) et à l'échelle nationale (*Azam et al., 2016*). La pollution sonore nuit aux contacts auditifs, qui sont pourtant importants pour attirer et stimuler les partenaires sexuels chez les animaux. Les niveaux sonores en milieu urbain, liés au trafic routier ou à certaines infrastructures, peuvent atteindre des niveaux élevés et impactants pour la faune (*Barber et al., 2010; Shannon et al., 2016*), en particulier les oiseaux qui utilisent des basses fréquences (*Bayne et al., 2008; Halfwerk et al., 2011a,b; Patón et al., 2012*).

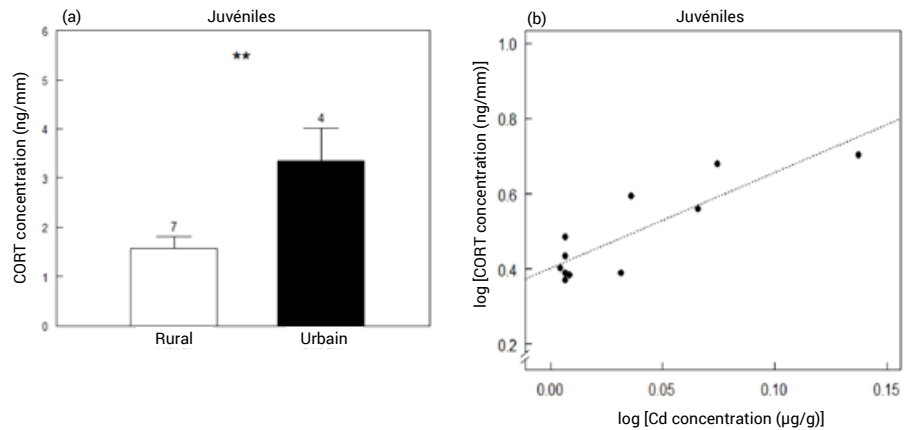


À l'échelle de la Nouvelle-Aquitaine, *Azam et al. (2016)*, dans le cadre de leur analyse à l'échelle nationale incluant un nombre significatif de sites régionaux, montre un impact négatif de la pollution lumineuse sur les chiroptères. De même, plusieurs études réalisées en Nouvelle-Aquitaine ont analysé l'impact des nuisances sonores sur le moineau domestique : des adultes soumis à un environnement sonore tel que celui d'un milieu urbain ont une distance de fuite plus élevée que celle d'adultes soumis à un environnement sonore de milieu rural (*Meillère et al., 2015a*). Dans deux autres études, les mêmes auteurs notent également un impact sur les juvéniles de moineau domestique: des individus exposés à une ambiance sonore de tra-

fic routier représentatif du milieu urbain présentent d'une part des longueurs de télomères (l'extrémité protectrice des chromosomes) plus courtes que celles d'individus soumis à une ambiance sonore de milieu rural sans affecter leur développement et leur succès d'envol (*Meillère et al., 2015b*) et d'autre part un métabolisme réduit (*Brischoux et al., 2017*). Par ailleurs, chez le merle noir (*Turdus merula*), les populations urbaines (Niort) présentent une contamination importante aux métaux lourds, contamination par ailleurs associée à des niveaux de stress (mesurés via les concentrations sanguines d'hormones de stress) plus élevés (Figure 5.9; *Meillère et al., 2016*).

FIGURE 5.9

La concentration en corticostérone (hormone de stress) dans les plumes de merle noir juvénile est plus importante en milieu urbain qu'en milieu rural (a) et augmente avec les concentrations en plomb, cadmium et mercure (b) (Meillère et al., 2016).



## CE QU'IL FAUT RETENIR

En Nouvelle-Aquitaine, quelques études ont montré un impact négatif d'une part de la pollution lumineuse sur les chauves-souris et d'autre part de la pollution sonore et aux métaux lourds des milieux urbains sur le développement des oiseaux.

**[Tendance]** : [Etudes empiriques] (~5 études)

## 5.4. IMPACTS DE LA CONTAMINATION DES SOLS SUR LA BIODIVERSITÉ



La pollution des sols résulte en majorité d'activités industrielles et est souvent concentrée dans les friches urbaines et péri-urbaines. Les sols peuvent ainsi accumuler des xénobiotiques, des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAPs), des métaux et métalloïdes, des pesticides et bien d'autres molécules (Barriuso et al., 1996; Ajmone-Marsan & Biasioli, 2010; Villanneau et al., 2013; Silva et al., 2019). Différents travaux montrent que les sols urbains sont plus contaminés que les sols agricoles et forestiers (Joimel et al., 2016; Ajmone-Marsan & Biasioli, 2010). L'UE comporterait un million de friches (péri)urbaines (Oliver et al., 2005), avec une contamination réelle ou perçue (Rizzo et al., 2015; Burinskiene et al., 2017). Faute d'inventaire, ces friches étaient estimées à 150 000 ha en France (ADEME 2017, 2018). Un inventaire national des friches a récemment été initié (LIFTI, 2018). La contamination des sols sur les végétaux agit comme un filtre du pool d'espèces régionales et influence la diversité structurelle des communautés végétales, tant sur les espèces que sur les populations (Marchand et al., 2014a,b, 2015, 2016a,b, 2017b). En réponse, celles-ci peuvent développer des mécanismes de prélèvement, stockage, distribution, réparation et d'allocations de ressources, sous le contrôle adaptatif de déterminants moléculaires, avec in fine des traits permettant la tolérance ou

la résistance à l'exposition, l'exclusion ou l'accumulation de contaminants, voire leur métabolisation (Verbruggen et al., 2009; Clémens & Ma, 2016). De nombreuses études documentent les impacts de la contamination des sols sur la diversité structurelle des communautés bactériennes et fongiques que ce soit pour des sites miniers (Zhao et al., 2019; Midhat et al., 2019), des usines métallurgiques (Madrova et al., 2018; Pham et al., 2018; Faggioli et al., 2019), des friches industrielles (Foulon et al., 2016) ou exposés à des hydrocarbures (Alrumman et al., 2015; Garcés-Ruiz et al., 2019). Les communautés d'invertébrés sont souvent des indicateurs de la qualité et de l'écotoxicité des sols. La contamination du sol impacte en général la diversité structurelle et fonctionnelle des communautés de nématodes, de collemboles et de la macrofaune du sol (Vincent et al., 2018; Beaumelle et al., 2017; Salamún et al., 2018). Les réponses des vertébrés (concentration dans des organes ou fluides, expression de biomarqueurs, régime alimentaire) à l'exposition aux sols contaminés sont connues pour le mulot sylvestre (Powolny et al., 2019; Ozaki et al., 2018) ou des souris d'Afrique du Nord (Quina et al., 2019). Ceci illustre la perturbation des chaînes trophiques, rapportée aussi par Scheffler et al., (2009) et Fritsch et al., (2011).



En Nouvelle-Aquitaine, un inventaire historique urbain a été mis en place concernant l'état de pollution des friches (*LIFTI, 2018*), notamment à Pau et à Bordeaux Métropole (*Ademe 2018; LIFTI, 2018; EPF Nouvelle-Aquitaine, 2019; Bordeaux Métropole, 2019*). 34 120 sites (allant de 815 pour la Creuse à 4 184 sites pour la Gironde) ont accueilli une activité industrielle ou de services, sans préjuger de l'état réel de contamination du sol (*BASIAS, 2019*). Des données sols couplées à la composition en éléments traces de produits végétaux ont aussi été publiées (*Mench et al., 1997; Mench & Baize 2004; Baize et al., 2009; Tremel et al., 1997, El Hadri et al., 2012*), en particulier pour plusieurs zones (péri)urbaines, comme Bordeaux (Parc aux Angéliques, Grand Parc, Ianières de Brazza, Bois de Bordeaux, Vil-

lage Andalou, Port de Bordeaux/Ambes) ou le Grand Périgueux (e.g. Coulounieix-Chamiers). L'impact de la contamination des sols liée aux activités humaines sur la biodiversité a été relativement peu étudié pour la Nouvelle-Aquitaine. Les quelques études réalisées montrent cependant divers niveaux d'altération sur les communautés d'organismes : altération de la diversité spécifique, de la biomasse ou du taux de germination pour les communautés végétales (*Bes et al., 2010; Bes et al., 2013; Marchand et al., 2016; Kolbas et al., 2018*), de la diversité des communautés microbiennes (*Touceda-González et al., 2017a,b; Burges et al., 2019*) ou encore du taux de survie d'escargots (*Coeurdassier et al., 2010*).

## CE QU'IL FAUT RETENIR

Plusieurs études menées principalement sur l'agglomération bordelaise révèlent un impact négatif de la contamination des sols par des éléments traces et des xénobiotiques sur plusieurs types d'organismes que sont les plantes, les micro-organismes et les invertébrés.

**[Fait Établi]** : [Etudes empiriques] (>10 études) ; [Expérimentations]



# 6 Références régionales

1. **A'urba & ALEC** (2019) *Adapter les tissus urbains de la métropole bordelaise au réchauffement climatique*.
2. **ADEME** (2018) 'La reconversion des sites et des friches urbaines polluées - Comment démarrer ? Les bonnes questions à se poser'.
3. **AEAG** (2018a) 'Zones de rejet végétalisées Adour-Garonne. Guide pratique pour la conception et la gestion'.
4. **AEAG** (2018b) 'Zones de rejet végétalisées Adour-Garonne. Recommandations pour la conception et la gestion'.
5. **Allou et al.** (2015) 'Actualisation des habitats naturels et espèces remarquables pour la mise en oeuvre d'une Trame Verte et Bleue (TVB) sur la Communauté d'Agglomération Pau-Pyrénées'. CEN Aquitaine, LPO, pp. 81
6. **Angelier & Brischoux** (2019) 'Are house sparrow populations limited by the lack of cavities in urbanized landscapes? An experimental test', *Journal of Avian Biology*, 50(3).
7. **ARBNA** (2018) 'Evolution de l'artificialisation des sols'. Agence Régionale de Biodiversité - Nouvelle-Aquitaine
8. **Arlot** (2003) 'Le vison d'Europe, une vision d'avenir?', *Courbageot*, 21–22, pp. 2–5.
9. **Azam et al.** (2016) 'Disentangling the relative effect of light pollution, impervious surfaces and intensive agriculture on bat activity with a national-scale monitoring program', *Landscape Ecology*, 31(10), pp. 2471–2483.
10. **Baize, Bellanger & Tomassone** (2009) 'Relationships between concentrations of trace metals in wheat grains and soil', *Agronomy for Sustainable Development*, 29(2), pp. 297–312.
11. **BASIAS** (2019) 'Inventaire historique des sites industriels et activités de service'. Ministère de la transition écologique et solidaire.
12. **Beaugeard et al.** (2019) 'Does urbanization cause stress in wild birds during development? Insights from feather corticosterone levels in juvenile house sparrows (*Passer domesticus*)', *Ecology and Evolution*, 9(1), pp. 640–652.
13. **Bes et al.** (2010) 'Spatial variation of plant communities and shoot Cu concentrations of plant species at a timber treatment site', *Plant and Soil*, 330(1–2), pp. 267–280.
14. **Bes, Jaunatre & Mench** (2013) 'Seed bank of Cu-contaminated topsoils at a wood preservation site: impacts of copper and compost on seed germination', *Environmental Monitoring and Assessment*, 185(2), pp. 2039–2053.
15. **Biard et al.** (2017) 'Growing in Cities: An Urban Penalty for Wild Birds? A Study of Phenotypic Differences between Urban and Rural Great Tit Chicks (*Parus major*)', *Frontiers in Ecology and Evolution*, 5.
16. **Bordeaux Métropole** (2015) *L'Atlas de la biodiversité de Bordeaux Métropole*
17. **Bousseyroux** (2016) *Évaluation d'un dispositif de science citoyenne, une étude menée sur la Zone Atelier Plaine & Val de Sèvre*. Université de La Rochelle.
18. **Bretagnolle et al.** (2018) 'Towards sustainable and multifunctional agriculture in farmland landscapes: Lessons from the integrative approach of a French LTSER platform', *Science of the Total Environment*, 627, pp. 822–834.
19. **Brischoux et al.** (2017) 'Traffic noise decreases nestlings' metabolic rates in an urban exploiter', *Journal of Avian Biology*, 48(7), pp. 905–909.
20. **Brunet et al.** (2012) 'Long-Distance Pollen Flow in Large Fragmented Landscapes', in Bertheau, Y. (ed.) *Genetically Modified and Non-Genetically Modified Food Supply Chains: Co-Existence and Traceability*. Oxford, UK: Wiley-Blackwell, pp. 79–87.
21. **Burges et al.** (2019) 'Long-term phytomanagement with compost and a sunflower – tobacco rotation influences the structural microbial diversity of a Cu-contaminated soil (soumis).
22. **Busson** (2016) 'Identification et validation des freins à la participation citoyenne dans les dispositifs politiques pour la biodiversité : Terre Saine et la Trame Verte et Bleue'. Mémoire de fin d'étude, Ecole d'ingénieurs de Purpan.
23. **Cabral et al.** (2016) 'Assessing the impact of land-cover changes on ecosystem services: A first step toward integrative planning in Bordeaux, France', *Ecosystem Services*, 22(B), pp. 318–327
24. **Chambres** (2017) *Urbanisation et santé: l'importance de la biodiversité*. Sciences pharmaceutiques. Université de Bordeaux.
25. **Charente Nature** (2012) 'Suivi de la mortalité de l'avifaune et des chiroptères sur le parc éolien de Lesters-Saulgond (16)'.
26. **Charente Nature** (2013a) 'Suivi de la mortalité de l'avifaune et des chiroptères sur le parc éolien de Salles-de-Villefagnan (16)'.
27. **Charente Nature** (2013b) 'Suivi de la mortalité de l'avifaune et des chiroptères sur le parc éolien de Xambes-Vervant'.
28. **Claireau et al.** (2019a) 'Bat overpasses as an alternative solution to restore habitat connectivity in the context of road requalification', *Ecological Engineering*, 131, pp. 34–38
29. **Claireau et al.** (2019b) 'Major roads have important negative effects on insectivorous bat activity', *Biological Conservation*, 235, pp. 53–62
30. **Coeurdassier et al.** (2010) 'Arsenic transfer and impacts on snails exposed to stabilized and untreated As-contaminated soils', *Environmental Pollution*, 158(6), pp. 2078–2083.
31. **Deguines et al.** (2012) 'The Whereabouts of Flower Visitors: Contrasting Land-Use Preferences Revealed by a Country-Wide Survey Based on Citizen Science', *PLoS ONE*, 7(9), p. e45822.
32. **Deguines et al.** (2016) 'Functional homogenization of flower visitor communities with urbanization', *Ecology and Evolution*, 6(7), pp. 1967–1976.
33. **Descoubes** (2017) *Etude des insectes pollinisateurs de la métropole de Bordeaux par application du SPIPOLL : faisabilité et effets de l'urbanisation*. Université de Bordeaux.
34. **Deux-Sèvres Nature Environnement** (2013) *Atlas « Fougères & plantes alliées des Deux-Sèvres »*.
35. **Deux-Sèvres Nature Environnement & Groupe Ornithologique** (2010) *Analyse de la biodiversité à Niort et proposition de plan de gestion, Synthèse de la phase 1 : Connaissance de l'existant*.
36. **Deux-Sèvres Nature Environnement & Groupe Ornithologique** (2011) *Analyse de la biodiversité à Niort et plan pluriannuel d'actions, Synthèse de la phase 2 : Inventaires et analyses de la biodiversité*.
37. **Devictor et al.** (2007) 'Functional Homogenization Effect of Urbanization on Bird Communities', *Conservation Biology*, 21(3), pp. 741–751.
38. **Direction de la Nature de Bordeaux Métropole** (2018) 'Diagnostic de l'agriculture sur le territoire de Bordeaux Métropole et orientations partagées pour une politique agricole'.
39. **DRAAF Nouvelle-Aquitaine** (2018) 'Atlas Régional 2018', DATAR Nouvelle-Aquitaine.
40. **DREAL Nouvelle-Aquitaine** (2019) 'Atlas cartographique de la Région Nouvelle-Aquitaine', Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement.
41. **Dupont, Brunet & Jarosz** (2006) 'Eulerian modelling of pollen dispersal over heterogeneous vegetation canopies', *Agricultural and Forest Meteorology*, 141(2–4), pp. 82–104.
42. **EFESE** (2018) 'Les écosystèmes urbains'. Commissariat général au développement durable. Ministère de la transition écologique et solidaire.
43. **EPF Nouvelle-Aquitaine** (2019) 'Reconversion de friches'. Etablissement Public Foncier de Nouvelle-Aquitaine
44. **EPNAC** (2014) 'Lumière sur le véritable rôle des végétaux dans le traitement des eaux usées'. Evaluations des procédés Nouveaux d'Assainissement des petites et moyennes collectivités.
45. **Filippi-Codaccioni & Ancrenaz** (2013) 'Suivi temporel des oiseaux communs-Bilan régional de 10 années de suivi 2002-2013'. LPO Aquitaine.
46. **Filloil** (2018) 'Fidélité intergénérationnelle à un site d'hivernage chez le Tichodrome échelette *Tichodroma muraria* ?', *Faune-Aquitaine Publication*.
47. **Gans** (2005) 'Bilan de la reproduction du Faucon crécerelle *Falco tinnunculus* dans des nichoirs en Gironde entre 2000 et 2004', LPO-Aquitaine, pp. 4.
48. **Guechoud** (2019) 'Services écologiques en milieux urbains : Caractérisation de l'îlot de chaleur urbain (ICU) et du service écologique de régulation du climat local à Bordeaux Métropole'. Rapport de stage M2. Université de Bordeaux.
49. **Guechoud et al.** (no date) *En préparation*
50. **Guinard, Julliard & Barbraud** (2012) 'Motorways and bird traffic casualties: Carcasses surveys and scavenging bias', *Biological Conservation*, 147(1), pp. 40–51.
51. **El Hadri et al.** (2012) 'Assessment of diffuse contamination of agricultural soil by copper in Aquitaine region by using French national databases', *Science of The Total Environment*, 441, pp. 239–247.
52. **Houte** (no date) 'Les ruchers communaux peuvent-ils aider les politiques publiques à préserver la biodiversité?', (soumis).
53. **Houte, Lorant & Bécu** (no date) 'L'émancipation des habitants au service de l'application des politiques publiques environnementales : étude d'un dispositif pilote de construction d'une gouvernance adaptative', *Participations*.
54. **Huau, Charlemagne & Ravache** (2014) 'La préservation de l'environnement: une dimension importante du projet de LGV Sud Europe Atlantique (SEA)', *Annales des Mines - Responsabilité et environnement*, 3, pp. 24–29.
55. **INSEE** (2019) *Les tableaux de l'économie française 2019*. Insee.
56. **Jiguet et al.** (2012) 'French citizens monitoring ordinary birds provide tools for conservation and ecological sciences', *Acta Oecologica*, 44, pp. 58–66.
57. **Kolbas et al.** (2011) 'Copper Phytoextraction in Tandem with Oilseed Production Using Commercial Cultivars and Mutant Lines of Sunflower', *International Journal of Phytoremediation*, 13(sup1), pp. 55–76.
58. **Kolbas et al.** (2015) 'Endophytic bacteria take the challenge to improve Cu phytoextraction by sunflower', *Environmental Science and Pollution Research*, 22(7), pp. 5370–5382.
59. **Kolbas et al.** (2018) 'Morphological and functional responses of a metal-tolerant sunflower mutant line to a copper-contaminated soil series', *Environmental Science and Pollution Research*, 25(17), pp. 16686–16701.

60. **Konijnendijk & al.** (2013) *Benefits of urban parks: a systematic review*. IPFRA.
61. **Kuhn** (2009) 'Plan National d'Actions pour la Loutré d'Europe (Lutra lutra), 2010-2015'. Société Française pour l'Etude et la Protection des Mammifères, et Ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du Développement Durable et de la Mer.
62. **Laille et al.** (2013) *Les bienfaits du végétal en ville*. Plante&Cit  & Agrocampus Ouest, Val'hor
63. **LIFTI** (2018) 'Inventaire des inventaires de friches'. Laboratoire d'Initiatives Foncières et Territoriales Innovantes
64. **Marchand et al.** (2010) 'Metal and metalloid removal in constructed wetlands, with emphasis on the importance of plants and standardized measurements: A review', *Environmental Pollution*, 158(12), pp. 3447–3461.
65. **Marchand et al.** (2014a) 'Copper removal from water using a bio-rack system either unplanted or planted with *Phragmites australis*, *Juncus articulatus* and *Phalaris arundinacea*', *Ecological Engineering*, 64, pp. 291–300.
66. **Marchand et al.** (2014b) 'Root biomass production in populations of six rooted macrophytes in response to Cu exposure: Intra-specific variability versus constitutive-like tolerance', *Environmental Pollution*, 193, pp. 205–215.
67. **Marchand et al.** (2016) 'Plant responses to a phytomanaged urban technosol contaminated by trace elements and polycyclic aromatic hydrocarbons', *Environmental Science and Pollution Research*, 23(4), pp. 3120–3135.
68. **Marx** (2017) *Le parc éolien français et ses impacts sur l'avifaune. Etude des suivis de mortalité réalisés en France de 1997 à 2015*. LPO France.
69. **Maxwell et al.** (2016) 'Biodiversity: The ravages of guns, nets and bulldozers', *Nature*, 536(7615), pp. 143–145.
70. **McDonnell & MacGregor-Fors** (2016) 'The ecological future of cities', *Science*, 352(6288), pp. 936–938.
71. **Meillère, Brischox & Angelier** (2015a) 'Impact of chronic noise exposure on antipredator behavior: an experiment in breeding house sparrows', *Behavioral Ecology*, 26(2), pp. 569–577.
72. **Meillère et al.** (2015b) 'Influence of Urbanization on Body Size, Condition, and Physiology in an Urban Exploiter: A Multi-Component Approach', *PLOS ONE*, 10(8), pp. e0135685.
73. **Meillère et al.** (2016) 'Corticosterone levels in relation to trace element contamination along an urbanization gradient in the common blackbird (*Turdus merula*)', *Science of The Total Environment*, 566–567, pp. 93–101.
74. **Meillère et al.** (2017) 'Growing in a city: Consequences on body size and plumage quality in an urban dweller, the house sparrow (*Passer domesticus*)', *Landscape and Urban Planning*, 160, pp. 127–138.
75. **Mench et al.** (2018) 'Phytomanagement and Remediation of Cu-Contaminated Soils by High Yielding Crops at a Former Wood Preservation Site: Sunflower Biomass and Ionome', *Frontiers in Ecology and Evolution*, 6.
76. **Mench et al.** (2019) *Guide of best practices for phytomanaging metal(loids)-contaminated soils : GT1 Characterization and risk assessment of contaminated/ degraded sites and implementation of suitable phytomanagement options*. PhytoSUDOE
77. **Mench & Baize** (2004) 'Contamination des sols et de nos aliments d'origine végétale par les éléments en traces', *Courrier de l'INRA*, 52, pp. 31–56.
78. **Mench, Baize & Mocquot** (1997) 'Cadmium availability to wheat in five soil series from the Yonne district, Burgundy, France', *Environmental Pollution*, 95(1), pp. 93–103.
79. **Mench & Bes** (2009) 'Assessment of Ecotoxicity of Topsoils from a Wood Treatment Site', *Pedosphere*, 19(2), pp. 143–155.
80. **Meunier, Verheyden & Jouventin** (2000) 'Use of roadsides by diurnal raptors in agricultural landscapes', *Biological Conservation*, 92(3), pp. 291–298.
81. **Morillo & Villaverde** (2017) 'Advanced technologies for the remediation of pesticide-contaminated soils', *Science of The Total Environment*, 586, pp. 576–597.
82. **Musy** (2014) *Une ville verte, les r les du végétal en ville*. Editions Quae Versailles, collection Synth ses. Paris, France
83. **Newbold et al.** (2015) 'Global effects of land use on local terrestrial biodiversity', *Nature*, 520(7545), pp. 45–50.
84. **Oustr re et al.** (2017) 'Rhizofiltration of a Bordeaux mixture effluent in pilot-scale constructed wetland using *Arundo donax* L. coupled with potential Cu-ecocatalyst production', *Ecological Engineering*, 105, pp. 296–305.
85. **Oustr re et al.** (2019) 'Potential of roots of four macrophyte species for producing Cu-ecocatalysts', *Ecological Engineering* (accept )
86. **P tillon** (2018) *Méthode de cartographie des sols de zone humide en milieu urbain et p riurbain. Exemple de la cartographie de l'Entre-Deux-Mers de Bordeaux Métropole*. Bordeaux Science Agro.
87. **Pinaud et al.** (2018) 'Modelling landscape connectivity for greater horseshoe bat using an empirical quantification of resistance', *Journal of Applied Ecology*, 55, pp. 2600-2611
88. **Pommel & Lasserre** (1982) 'Aptitude de plusieurs d ch ts urbains à fournir du phosphore aux cultures', *Agronomie*, 2(9).
89. **Remon** (2018) *Connectivité fonctionnelle en paysage fragmenté: apport des données génétiques et démographiques pour étudier l'impact multi-spécifique des infrastructures linéaires de transport*. Université de Toulouse III Paul Sabatier.
90. **Remon et al.** (2018) 'Estimating the permeability of linear infrastructures using recapture data', *Landscape Ecology*, 33(10), pp. 1697–1710.
91. **Sahraoui et al.** (no date) 'Integrating ecological networks modelling in a participatory approach for assessing impacts of urban planning scenarios on landscape connectivity'.
92. **Schwartz** (2013) 'Les sols de jardins, supports d'une agriculture urbaine intensive', *Vertigo*, (Hors-série 15).
93. **Theillout & Collectif faune-aquitaine.org** (2015) 'Atlas des oiseaux nicheurs d'Aquitaine'. LPO Aquitaine.
94. **Touceda-González et al.** (2017a) 'Aided phytostabilisation reduces metal toxicity, improves soil fertility and enhances microbial activity in Cu-rich mine tailings', *Journal of Environmental Management*, 186, pp. 301–313.
95. **Touceda-González et al.** (2017b) 'Microbial community structure and activity in trace element-contaminated soils phytomanaged by Gentle Remediation Options (GRO)', *Environmental Pollution*, 231, pp. 237–251.
96. **Tremel et al.** (1997) 'Thallium in French agrosystems—II. Concentration of thallium in field-grown rape and some other plant species', *Environmental Pollution*, 97(1–2), pp. 161–168.
97. **Tshibangu et al.** (no date) 'Le potentiel de l'éducation relative à l'environnement pour stimuler différents niveaux d'engagement environnemental: le cas du dispositif Mon Village Espace de Biodiversité', *Vertigo*.
98. **UICN France** (2013) *Panorama des services écologiques fournis par les milieux naturels en France. Volume 2.3 Les écosystèmes urbains*. Union internationale pour la conservation de la nature - France. Paris, France.
99. **UICN France** (2016) *La Liste rouge des espèces menacées en France - Chapitre Oiseaux de France métropolitaine*. Union internationale pour la conservation de la nature - France. Paris, France.
100. **Ville de Niort** (2013) 'Identification de la TVB communale niortaise et actions transversales en faveur de la biodiversité'.
101. **Villeneuve** (2017) *Problématique de la contamination des sols au chlordane et à la dieldrine sur la zone maraichère des Jalles (Bordeaux) : Mise en place de traitements et culture de cucurbitacées in situ*. ENSEGD.
102. **Williamson** (2011) *Evaluation de l'impact du parc éolien du Rochereau (Vienne) sur l'avifaune de plaine*. LPO 86 Vienne.
103. **Yengué** (2017) 'Introduction au dossier « Les espaces verts urbains :  clairages sur les services écosystémiques culturels »', *Environnement Urbain*, 11.
104. **Yengué & Robert** (no date) *Quand la ville se fait Nature*. Presses Universitaires François Rabelais de Tours.

# 7 Références internationales

1. ADEME (2017) 'Étude de recensement des démarches d'Inventaires Historiques Urbains ou équivalente Atlas, SIG, données à l'échelle nationale depuis l'année 2000'.
2. ADEME (2018) 'La reconversion des sites et des friches urbaines polluées - Comment démarrer ? Les bonnes questions à se poser'.
3. Aguilera, Valenzuela & Botequilha-Leitão (2011) 'Landscape metrics in the analysis of urban land use patterns: A case study in a Spanish metropolitan area', *Landscape and Urban Planning*, 99(3-4), pp. 226-238.
4. Ajmone-Marsan & Biasioli (2010) 'Trace Elements in Soils of Urban Areas', *Water, Air, & Soil Pollution*, 213(1-4), pp. 121-143.
5. Alberti (2005) 'The Effects of Urban Patterns on Ecosystem Function', *International Regional Science Review*, 28(2), pp. 168-192.
6. Alrumman, Standing & Paton (2015) 'Effects of hydrocarbon contamination on soil microbial community and enzyme activity', *Journal of King Saud University - Science*, 27(1), pp. 31-41.
7. Aronson et al. (2014) 'A global analysis of the impacts of urbanization on bird and plant diversity reveals key anthropogenic drivers', *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 281(1780), p. 20133330.
8. Asemoloye, Jonathan & Ahmad (2019) 'Synergistic plant-microbes interactions in the rhizosphere: a potential headway for the remediation of hydrocarbon polluted soils', *International Journal of Phytoremediation*, 21(2), pp. 71-83.
9. Azam et al. (2015) 'Is part-night lighting an effective measure to limit the impacts of artificial lighting on bats?', *Global Change Biology*, 21(12), pp. 4333-4341.
10. Azam et al. (2016) 'Disentangling the relative effect of light pollution, impervious surfaces and intensive agriculture on bat activity with a national-scale monitoring program', *Landscape Ecology*, 31(10), pp. 2471-2483.
11. Azam et al. (2018) 'Evidence for distance and illuminance thresholds in the effects of artificial lighting on bat activity', *Landscape and Urban Planning*, 175, pp. 123-135.
12. Bach et al. (2014) 'A critical review of integrated urban water modelling - Urban drainage and beyond', *Environmental Modelling & Software*, 54, pp. 88-107.
13. Baldock et al. (2015) 'Where is the UK's pollinator biodiversity? The importance of urban areas for flower-visiting insects', *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 282(1803), pp. 20142849.
14. Baldock et al. (2019) 'A systems approach reveals urban pollinator hotspots and conservation opportunities', *Nature Ecology & Evolution*, 3(3), pp. 363-373.
15. Balfors et al. (2016) 'Impacts of urban development on biodiversity and ecosystem services', in Geneletti, D (eds) *Handbook on Biodiversity and Ecosystem Services in Impact Assessment*. Edward Elgar Publishing, pp. 167-194.
16. Barber, Crooks & Fristrup (2010) 'The costs of chronic noise exposure for terrestrial organisms', *Trends in Ecology & Evolution*, 25(3), pp. 180-189.
17. Barriuso et al. (1996) 'Les pesticides et les polluants organiques des sols. Transformations et dissipation', *Études et Gestion des Sols*, 3(3).
18. Barton & Rogerson (2017) 'The importance of greenspace for mental health', *BJPsych International*, 14(4), pp. 79-81.
19. Bayne, Habib & Boutin (2008) 'Impacts of Chronic Anthropogenic Noise from Energy-Sector Activity on Abundance of Songbirds in the Boreal Forest', *Conservation Biology*, 22(5), pp. 1186-1193.
20. Beaumelle et al. (2017) 'Relationships between metal compartmentalization and biomarkers in earthworms exposed to field-contaminated soils', *Environmental Pollution*, 224, pp. 185-194.
21. Beckett, Freer-Smith & Taylor (1998) 'Urban woodlands: their role in reducing the effects of particulate pollution', *Environmental Pollution*, 99(3), pp. 347-360.
22. Bert & Cadière (eds) (2016) 'Les phytotechnologies en génie végétal'. ADEME
23. Bert et al. (2017) 'Les phytotechnologies appliquées aux sites et sols pollués : Nouveaux résultats de recherche et démonstration', ADEME
24. Bispo, Grand & Galsomies (2009) 'Le programme ADEME "Bioindicateurs de qualité des sols"', *Étude et gestion des sols*, 16(3-4), pp. 145-158.
25. Bonanno & Vymazal (2017) 'Compartmentalization of potentially hazardous elements in macrophytes: Insights into capacity and efficiency of accumulation', *Journal of Geochemical Exploration*, 181, pp. 22-30.
26. Bourdeau-Lepage (2017) *Nature en ville: désirs & controverses*. Editions La Librairie des territoires
27. Bourdeau-Lepage & Vidal (2014) *Nature en ville: Attentes citoyennes et actions publiques*. Séries. Editopics.
28. Bowler et al. (2010) 'Urban greening to cool towns and cities: A systematic review of the empirical evidence', *Landscape and Urban Planning*, 97(3), pp. 147-155.
29. Brander & Koetse (2011) 'The value of urban open space: Meta-analyses of contingent valuation and hedonic pricing results', *Journal of Environmental Management*, 92(10), pp. 2763-2773.
30. Brunet (2017) 'Impact de la végétation sur le microclimat urbain et la qualité de l'air'. In : La chimie et les grandes villes. Dinh-Audrouin M.-T., Olivier D., Rigny P. (coord.), EDP Sciences, Coll. Actualités chimiques, 217-233.
31. Burinskienė et al. (2017) 'Evaluating the Significance of Criteria Contributing to Decision-Making on Brownfield Land Redevelopment Strategies in Urban Areas', *Sustainability*, 9(5), pp. 759.
32. Burrow, Pernin & Lepretre (2018) 'Influence of connectivity & topsoil management practices of a constructed technosol on pedofauna colonization: A field study', *Applied Soil Ecology*, 123, pp. 416-419.
33. Cabello-Conejo et al. (2014) 'Rhizobacterial inoculants can improve nickel phytoextraction by the hyperaccumulator *Alyssum pintodasilvae*', *Plant and Soil*, 379(1-2), pp. 35-50.
34. Cavailhès et al. (2003) 'La ville périurbaine', *Revue économique*, 54(1), p. 5.
35. Chace & Walsh (2006) 'Urban effects on native avifauna: a review', *Landscape and Urban Planning*, 74(1), pp. 46-69.
36. Chocholoušková & Pyšek (2003) 'Changes in composition and structure of urban flora over 120 years: a case study of the city of Plzeň', *Flora - Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, 198(5), pp. 366-376.
37. Ciadamidaro et al. (2017) 'Poplar biomass production at phytomanagement sites is significantly enhanced by mycorrhizal inoculation', *Environmental and Experimental Botany*, 139, pp. 48-56.
38. Cinzano, Falchi & Elvidge (2001) 'The first World Atlas of the artificial night sky brightness', *Monthly Notices of the Royal Astronomical Society*, 328(3), pp. 689-707.
39. Clémens & Ma (2016) 'Toxic Heavy Metal and Metalloid Accumulation in Crop Plants and Foods', *Annual Review of Plant Biology*, 67(1), pp. 489-512.
40. Clergeau (2008) 'Préserver la nature dans la ville', *Annales des Mines - Responsabilité et environnement*, 52(4), pp. 55.
41. Cluzeau et al. (2012) 'Integration of biodiversity in soil quality monitoring: Baselines for microbial and soil fauna parameters for different land-use types', *European Journal of Soil Biology*, 49, pp. 63-72.
42. Coeurdassier et al. (2010) 'Arsenic transfer and impacts on snails exposed to stabilized and untreated As-contaminated soils', *Environmental Pollution*, 158(6), pp. 2078-2083.
43. Conway (2009) 'Local environmental impacts of alternative forms of residential development', *Environment and Planning B: Planning and Design*, 36(5), pp. 927-943.
44. Coulibaly et al. (2018) 'Effect of agroecological practices on cultivated lixisol fertility in eastern Burkina Faso', *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 12(5), p. 1976.
45. Coutts et al. (2016) 'Temperature and human thermal comfort effects of street trees across three contrasting street canyon environments', *Theoretical and Applied Climatology*, 124(1), pp. 55-68.
46. Croci, Butet & Clergeau (2008) 'Does urbanisation filter birds on the basis of their biological traits?', *The Condor*, 110(2), pp. 223-240.
47. Cydzik-Kwiatkowska & Zielińska (2016) 'Bacterial communities in full-scale wastewater treatment systems', *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 32(4).
48. Dai et al. (2015) 'Environmental issues associated with wind energy - A review', *Renewable Energy*, 75, pp. 911-921.
49. Dallimer et al. (2012) 'Biodiversity and the Feel-Good Factor: Understanding Associations between Self-Reported Human Well-being and Species Richness', *BioScience*, 62(1), pp. 47-55.
50. Dar, Kaushik & Villarreal-Chiu (2019) 'Pollution status and bioremediation of chlorophytes in environmental matrices by the application of bacterial communities: A review', *Journal of Environmental Management*, 239, pp. 124-136.
51. Davies et al. (2007) 'Diversity and sensitivity of epiphytes to oxides of nitrogen in London', *Environmental Pollution*, 146(2), pp. 299-310.
52. Dean, van Dooren & Weinstein (2011) 'Does biodiversity improve mental health in urban settings?', *Medical Hypotheses*, 76(5), pp. 877-880.
53. Deguines et al. (2012) 'The Whereabouts of Flower Visitors: Contrasting Land-Use Preferences Revealed by a Country-Wide Survey Based on Citizen Science', *PLoS ONE*, 7(9), p. e45822.
54. Deguines et al. (2016) 'Functional homogenization of flower visitor communities with urbanization', *Ecology and Evolution*, 6(7), pp. 1967-1976.
55. Déruelle & Guilloux (1993) 'Évolution de la végétation lichénique en région parisienne entre 1981 et 1991, en relation avec la qualité de l'air', *Bulletin de l'Association française de lichénologie*, 2, pp. 23-42.
56. Devictor et al. (2007) 'Functional Homogenization Effect of Urbanization on Bird Communities', *Conservation Biology*, 21(3), pp. 741-751.
57. Douset et al. (2011) 'Satellite monitoring of summer heat waves in the Paris metropolitan area', *International Journal of Climatology*, 31(2), pp. 313-323.
58. Drewitt & Langston (2008) 'Collision Effects of Wind-power Generators and Other Obstacles on Birds', *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1134(1), pp. 233-266.



59. **Dusza** (2017) *Toitures végétalisées et services écosystémiques : favoriser la multifonctionnalité via les interactions sols-plantes et la diversité végétale*. Université Pierre et Marie Curie.
60. **Elmqvist et al.** (2015) 'Benefits of restoring ecosystem services in urban areas', *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 14, pp. 101–108.
61. **Erickson, Johnson & David** (2005) 'A summary and comparison of bird mortality from anthropogenic causes with an emphasis on collisions', in *Bird Conservation Implementation and Integration in the Americas, Proceedings of the Third International Partners in Flight Conference*.
62. **Erittzo, Mazgajski & Rejt** (2003) 'Bird Casualties on European Roads – A Review', *Acta Ornithologica*, 38(2), pp. 77–93.
63. **Escobedo, Kroeger & Wagner** (2011) 'Urban forests and pollution mitigation: Analyzing ecosystem services and disservices', *Environmental Pollution*, 159(8–9), pp. 2078–2087.
64. **Faggioli et al.** (2019) 'Soil lead pollution modifies the structure of arbuscular mycorrhizal fungal communities', *Mycorrhiza*, 29(4), pp. 363–373.
65. **Fajardo** (2001) 'Monitoring non-natural mortality in the barn owl (*Tyto alba*), as an indicator of land use and social awareness in Spain', *Biological Conservation*, 97(2), pp. 143–149.
66. **Farinha-Marques et al.** (2011) 'Urban biodiversity: a review of current concepts and contributions to multidisciplinary approaches', *Innovation: The European Journal of Social Science Research*, 24(3), pp. 247–271.
67. **Fortel 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), pp. e104679.
68. **Foulon et al.** (2016) 'Environmental metabarcoding reveals contrasting microbial communities at two poplar phytomanagement sites', *Science of The Total Environment*, 571, pp. 1230–1240.
69. **Fritsch et al.** (2011) 'Spatially Explicit Analysis of Metal Transfer to Biota: Influence of Soil Contamination and Landscape', *PLoS ONE*, 6(5), pp. e20682.
70. **Garbuzov, Schürch & Ratnieks** (2015) 'Eating locally: dance decoding demonstrates that urban honey bees in Brighton, UK, forage mainly in the surrounding urban area', *Urban Ecosystems*, 18(2), pp. 411–418.
71. **Garcés Ruiz et al.** (2019) 'Community composition of arbuscular mycorrhizal fungi associated with native plants growing in a petroleum polluted soil of the Amazon region of Ecuador', *MicrobiologyOpen*, 8(4), p. e00703.
72. **Garty** (2001) 'Biomonitoring Atmospheric Heavy Metals with Lichens: Theory and Application', *Critical Reviews in Plant Sciences*, 20(4), pp. 309–371.
73. **Gaston et al.** (2013) 'The ecological impacts of nighttime light pollution: a mechanistic appraisal: Nighttime light pollution', *Biological Reviews*, 88(4), pp. 912–927.
74. **Gaston, Visser & Hölker** (2015) 'The biological impacts of artificial light at night: the research challenge', *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 370(1667), pp. 20140133.
75. **Geebelen et al.** (2003) 'Selected bioavailability assays to test the efficacy of amendment-induced immobilization of lead in soils', *Plant and Soil*, 249(1), pp. 217–228.
76. **Geslin et al.** (2013) 'Plant Pollinator Networks along a Gradient of Urbanisation', *PLoS ONE*, 8(5), p. e63421.
77. **Geslin et al.** (2016) 'The proportion of impervious surfaces at the landscape scale structures wild bee assemblages in a densely populated region', *Ecology and Evolution*, 6(18), pp. 6599–6615.
78. **Geslin et al.** (2017) 'Massively Introduced Managed Species and Their Consequences for Plant–Pollinator Interactions', *Advances in Ecological Research*, 57, pp. 147–199.
79. **Gessner et al.** (2014) 'Urban water interfaces', *Journal of Hydrology*, 514, pp. 226–232.
80. **Gil-Martínez et al.** (2018) 'Ectomycorrhizal Fungal Communities and Their Functional Traits Mediate Plant–Soil Interactions in Trace Element Contaminated Soils', *Frontiers in Plant Science*, 9.
81. **Gómez-Baggethun & Barton** (2013) 'Classifying and valuing ecosystem services for urban planning', *Ecological Economics*, 86, pp. 235–245.
82. **Gonzalez et al.** (2019) 'The application of bioturbators for aquatic bioremediation: Review and meta-analysis', *Environmental Pollution*, 250, pp. 426–436.
83. **Gries** (1999) 'Lichens as indicators of air pollution', in Nash, T. (ed.) *Lichen Biology*. Cambridge, pp. 240–254.
84. **Grimm et al.** (2008) 'Global Change and the Ecology of Cities', *Science*, 319(5864), pp. 756–760.
85. **Groenewegen et al.** (2006) 'Vitamin G: effects of green space on health, well-being, and social safety', *BMC Public Health*, 6(1).
86. **GrowTO** (2012) 'An Urban Agriculture Action Plan for Toronto'. Toronto Food Policy Council.
87. **Le Guédard, Faure & Bessoule** (2012a) 'Early changes in the fatty acid composition of photosynthetic membrane lipids from *Populus nigra* grown on a metallurgical landfill', *Chemosphere*, 88(6), pp. 693–698.
88. **Le Guédard, Faure & Bessoule** (2012b) 'Soundness of in situ lipid biomarker analysis: Early effect of heavy metals on leaf fatty acid composition of *Lactuca serriola*', *Environmental and Experimental Botany*, 76, pp. 54–59.
89. **Le Guédard et al.** (2017) *Bio-indicateurs de l'état des sols. Principes et exemples d'utilisation*. ADEME
90. **Gulyás, Unger & Matzarakis** (2006) 'Assessment of the microclimatic and human comfort conditions in a complex urban environment: Modelling and measurements', *Building and Environment*, 41(12), pp. 1713–1722.
91. **Halfwerk et al.** (2011a) 'Low-frequency songs lose their potency in noisy urban conditions', *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108(35), pp. 14549–14554.
92. **Halfwerk et al.** (2011b) 'Negative impact of traffic noise on avian reproductive success: Traffic noise and avian reproductive success', *Journal of Applied Ecology*, 48(1), pp. 210–219.
93. **Hinners, Kearns & Wessman** (2012) 'Roles of scale, matrix, and native habitat in supporting a diverse suburban pollinator assemblage', *Ecological Applications*, 22(7), pp. 1923–1935.
94. **Hofmann & Renner** (2018) 'Bee species recorded between 1992 and 2017 from green roofs in Asia, Europe, and North America, with key characteristics and open research questions', *Apidologie*, 49(3), pp. 307–313.
95. **Hölker et al.** (2010) 'Light pollution as a biodiversity threat', *Trends in Ecology & Evolution*, 25(12), pp. 681–682.
96. **Hulme-Beaman et al.** (2016) 'An Ecological and Evolutionary Framework for Commensalism in Anthropogenic Environments', *Trends in Ecology & Evolution*, 31(8), pp. 633–645.
97. **INSEE** (2019) *Les tableaux de l'économie française 2019*. Insee.
98. **Jacobs et al.** (2017) 'Phytoremediation of urban soils contaminated with trace metals using *Noccaea caerulea*: comparing non-metallicolous populations to the metallicolous "Ganges" in field trials', *Environmental Science and Pollution Research*, 24(9), pp. 8176–8188.
99. **Jacobs et al.** (2018) 'Phytoextraction of Cd and Zn with *Noccaea caerulea* for urban soil remediation: influence of nitrogen fertilization and planting density', *Ecological Engineering*, 116, pp. 178–187.
100. **Jacobs et al.** (2019) 'Influence of edaphic conditions and nitrogen fertilizers on cadmium and zinc phytoextraction efficiency of *Noccaea caerulea*', *Science of The Total Environment*, 665, pp. 649–659.
101. **Janhäll** (2015) 'Review on urban vegetation and particle air pollution – Deposition and dispersion', *Atmospheric Environment*, 105, pp. 130–137.
102. **Johan** (2017) 'Étude sur la biodiversité des toitures végétalisées en Île-de-France', pp. 38.
103. **Johnson & Munshi-South** (2017) 'Evolution of life in urban environments', *Science*, 358(6363), pp. eaam8327.
104. **Joimel et al.** (2016) 'Physico-chemical characteristics of topsoil for contrasted forest, agricultural, urban and industrial land uses in France', *Science of The Total Environment*, 545–546, pp. 40–47.
105. **Jokimäki et al.** (2016) 'Effects of urbanization on breeding birds in European towns: Impacts of species traits', *Urban Ecosystems*, 19(4), pp. 1565–1577.
106. **Khalil & Asta** (1998) 'Les lichens, bioindicateurs de pollution atmosphérique dans la Région Lyonnaise', *Ecologie*, 29(3), p. 467.
107. **Kidd et al.** (2015) 'Agronomic Practices for Improving Gentle Remediation of Trace Element-Contaminated Soils', *International Journal of Phytoremediation*, 17(11), pp. 1005–1037.
108. **Klok et al.** (2012) 'The surface heat island of Rotterdam and its relationship with urban surface characteristics', *Resources, Conservation and Recycling*, 64, pp. 23–29.
109. **Kumar & Dutta** (2019) 'Constructed wetland microcosms as sustainable technology for domestic wastewater treatment: an overview', *Environmental Science and Pollution Research*, 26(12), pp. 11662–11673.
110. **Lacouilhe et al.** (2014) 'The Influence of Low Intensities of Light Pollution on Bat Communities in a Semi-Natural Context', *PLoS ONE*, 9(10), pp. e103042.
111. **Lafon** (2014) *Inventaire et cartographie des habitats naturels et semi-naturels en Île-de-France*.
112. **Laforge et al.** (2019) 'Reducing light pollution improves connectivity for bats in urban landscapes', *Landscape Ecology*, 34(4), pp. 793–809.
113. **Laforteza et al.** (2008) 'Visual preference and ecological assessments for designed alternative brownfield rehabilitations', *Journal of Environmental Management*, 89(3), pp. 257–269.
114. **Levé, Baudry & Bessa-Gomes** (2019) 'Domestic gardens as favorable pollinator habitats in impervious landscapes', *Science of The Total Environment*, 647, pp. 420–430.
115. **Li & Wang** (2018) 'Large-eddy simulation of the impact of urban trees on momentum and heat fluxes', *Agricultural and Forest Meteorology*, 255, pp. 44–56.
116. **LIFTI** (2018) 'Inventaire des inventaires de friches', Laboratoire d'Initiatives Foncières et Territoriales Innovantes
117. **Lin, Philpott & Jha** (2015) 'The future of urban agriculture and biodiversity-ecosystem services: Challenges and next steps', *Basic and Applied Ecology*, 16(3), pp. 189–201.
118. **Lindemann-Matthies & Marty** (2013) 'Does ecological gardening increase species richness and aesthetic quality of a garden?', *Biological Conservation*, 159, pp. 37–44.
119. **Litschke & Kuttler** (2008) 'On the reduction of urban particle concentration by vegetation a review', *Meteorologische Zeitschrift*, 17(3), pp. 229–240.
120. **Livesley, McPherson & Calfapietra** (2016) 'The Urban Forest and Ecosystem Services: Impacts on Urban Water, Heat, and Pollution Cycles at the Tree, Street, and City Scale', *Journal of Environment Quality*, 45(1), p. 119.
121. **Lizée et al.** (2011) 'Monitoring urban environments on the basis of biological traits', *Ecological Indicators*, 11(2), pp. 353–361.
122. **Llop et al.** (2012) 'The use of lichen functional groups as indicators of air quality in a Mediterranean urban environment', *Ecological Indicators*, 13(1), pp. 215–221.

123. **Lowenstein, Matteson & Minor** (2015) 'Diversity of wild bees supports pollination services in an urbanized landscape', *Oecologia*, 179(3), pp. 811–821.
124. **Lugassy** (2016) *Systèmes de pollinisation et perturbations anthropiques: de l'échelle paysagère à l'échelle macroécologique*. MNHN-Sorbonne Universités.
125. **Luo et al.** (2019) 'Suitability of four woody plant species for the phytostabilization of a zinc smelting slag site after 5 years of assisted revegetation', *Journal of Soils and Sediments*, 19(2), pp. 702–715.
126. **Madre et al.** (2014) 'Green roofs as habitats for wild plant species in urban landscapes: First insights from a large-scale sampling', *Landscape and Urban Planning*, 122, pp. 100–107.
127. **Madrova et al.** (2018) 'A Short-Term Response of Soil Microbial Communities to Cadmium and Organic Substrate Amendment in Long-Term Contaminated Soil by Toxic Elements', *Frontiers in Microbiology*, 9.
128. **Marchand et al.** (2015) *Transfert d'une méthode d'évaluation de l'exposition résiduelle aux contaminants après une opération de restauration écologique*. Projet EXPOMETAL, UMR BIOGECO
129. **Marchand et al.** (2016a) 'Plant responses to a phytomanaged urban technosol contaminated by trace elements and polycyclic aromatic hydrocarbons', *Environmental Science and Pollution Research*, 23(4), pp. 3120–3135.
130. **Marchand et al.** (2016b) 'Potential of *Ranunculus acris* L. for biomonitoring trace element contamination of riverbank soils: photosystem II activity and phenotypic responses for two soil series', *Environmental Science and Pollution Research*, 23(4), pp. 3104–3119.
131. **Marchand, Jaunatre & Mench** (2017) 'Impact des contaminants sur la structure et le fonctionnement des communautés de végétaux supérieurs', in Bernard, C et al. (eds) *Écotoxicologies, des communautés au fonctionnement des écosystèmes*. ISTE Editions, pp. 261–300.
132. **Marulli & Mallarach** (2005) 'A GIS methodology for assessing ecological connectivity: application to the Barcelona Metropolitan Area', *Landscape and Urban Planning*, 71(2–4), pp. 243–262.
133. **Massemin & Zorn** (1998) 'Highway mortality of barn owls in northeastern France', *Journal of Raptor Research*, 32, pp. 229–232.
134. **Mayrand & Clergeau** (2018) 'Green Roofs and Green Walls for Biodiversity Conservation: A Contribution to Urban Connectivity?', *Sustainability*, 10(4), pp. 985.
135. **McDonnell & MacGregor-Fors** (2016) 'The ecological future of cities', *Science*, 352(6288), pp. 936–938.
136. **McKinney** (2006) 'Urbanization as a major cause of biotic homogenization', *Biological Conservation*, 127(3), pp. 247–260.
137. **McKinney** (2008) 'Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals', *Urban Ecosystems*, 11(2), pp. 161–176.
138. **Mench et al.** (2009) 'Assessment of successful experiments and limitations of phytotechnologies: contaminant uptake, detoxification and sequestration, and consequences for food safety', *Environmental Science and Pollution Research*, 16(7), pp. 876–900.
139. **Mench et al.** (2018) 'Phytomanagement and Remediation of Cu-Contaminated Soils by High Yielding Crops at a Former Wood Preservation Site: Sunflower Biomass and Ionome', *Frontiers in Ecology and Evolution*, 6.
140. **Mench et al.** (2019) *Guide of best practices for phytomanaging metal(loid)-contaminated soils: GTI Characterization and risk assessment of contaminated/ degraded sites and implementation of suitable phytomanagement options*. PhytoSUDOE
141. **Midhat et al.** (2019) 'Accumulation of heavy metals in metallophytes from three mining sites (Southern Centre Morocco) and evaluation of their phytoremediation potential', *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 169, pp. 150–160.
142. **Mohring et al.** (no date) *soumis*
143. **Mullaney, Lucke & Trueman** (2015) 'A review of benefits and challenges in growing street trees in paved urban environments', *Landscape and Urban Planning*, 134, pp. 157–166.
144. **Musy** (2014) *Une ville verte, les rôles du végétal en ville*. Editions Quae Versailles, collection Synthèses. Paris, France
145. **Nguyen et al.** (2019) 'Removal of pharmaceuticals and personal care products using constructed wetlands: effective plant-bacteria synergism may enhance degradation efficiency', *Environmental Science and Pollution Research*, 26(21), pp. 21109–21126.
146. **Nivala et al.** (2019) 'Side-by-side comparison of 15 pilot-scale conventional and intensified subsurface flow wetlands for treatment of domestic wastewater', *Science of The Total Environment*, 658, pp. 1500–1513.
147. **Nowak et al.** (2013) 'Modeled PM2.5 removal by trees in ten U.S. cities and associated health effects', *Environmental Pollution*, 178, pp. 395–402.
148. **Oliver et al.** (2005) 'The scale and nature of European brownfields', in *The International Conference on Managing Urban Land*, pp. 274–281.
149. **Ozaki et al.** (2018) 'Does pollution influence small mammal diet in the field? A metabarcoding approach in a generalist consumer', *Molecular Ecology*, 27(18), pp. 3700–3713.
150. **Patón et al.** (2012) 'Tolerance to noise in 91 bird species from 27 urban gardens of Iberian Peninsula', *Landscape and Urban Planning*, 104(1), pp. 1–8.
151. **Pauget & de Vaufléury** (2015) 'The SET and ERITME indices: Integrative tools for the management of polluted sites', *Ecological Indicators*, 53, pp. 206–210.
152. **Pauwels et al.** (2019) 'Accounting for artificial light impact on bat activity for a biodiversity-friendly urban planning', *Landscape and Urban Planning*, 183, pp. 12–25
153. **Pères et al.** (2011) 'Earthworm indicators as tools for soil monitoring, characterization and risk assessment. An example from the national Bioindicator programme (France)', *Pedobiologia*, 54, pp. S77–S87.
154. **Pham et al.** (2018) 'Influence of metal contamination in soil on metabolic profiles of *Miscanthus x giganteus* belowground parts and associated bacterial communities', *Applied Soil Ecology*, 125, pp. 240–249.
155. **Piron et al.** (2017) 'Application des bioindicateurs dans le cadre d'un projet de réaménagement urbain (Prairies Saint Martin)', ADEME
156. **Potter & LeBuhn** (2015) 'Pollination service to urban agriculture in San Francisco, CA', *Urban Ecosystems*, 18(3), pp. 885–893.
157. **Powolny et al.** (2019) 'Is blood a reliable indicator of trace metal concentrations in organs of small mammals?', *Chemosphere*, 217, pp. 320–328.
158. **Pulleman et al.** (2012) 'Soil biodiversity, biological indicators and soil ecosystem services—an overview of European approaches', *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 4(5), pp. 529–538.
159. **Quina et al.** (2019) 'Population effects of heavy metal pollution in wild Algerian mice (*Mus spretus*)', *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 171, pp. 414–424.
160. **Requier et al.** (2015) 'Honey bee diet in intensive farmland habitats reveals an unexpectedly high flower richness and a major role of weeds', *Ecological Applications*, 25(4), pp. 881–890.
161. **Rizzo et al.** (2015) 'Brownfield regeneration in Europe: Identifying stakeholder perceptions, concerns, attitudes and information needs', *Land Use Policy*, 48, pp. 437–453.
162. **Robert & Yengué** (2017) 'What Ideal Green Spaces for the City of Tomorrow, Providing Ecosystem Services?', *Procedia Engineering*. (Urban Transitions Conference, Shanghai, September 2016), 198, pp. 116–126.
163. **Robert & Yengué** (2018) *Nature des villes, un intérêt social et écologique à questionner*. Presses universitaires de Valenciennes. *Nature des villes, nature des champs*, pp.325-353
164. **Ropars, Dajoz & Geslin** (2017) 'La ville un désert pour les abeilles sauvages?', *Journal de Botanique*, 79, pp. 29–35.
165. **Sahraoui, Clauzel & Foltête** (2016) 'Spatial modelling of landscape aesthetic potential in urban-rural fringes', *Journal of Environmental Management*, 181, pp. 623–636.
166. **Šalamún, Hanzelová & Miklisová** (2018) 'Variability in responses of soil nematodes to trace element contamination', *Chemosphere*, 210, pp. 166–174.
167. **Savard, Clergeau & Mennechez** (2000) 'Biodiversity concepts and urban ecosystems', *Landscape and Urban Planning*, 48(3–4), pp. 131–142.
168. **Scheifler et al.** (2009) 'Biodisponibilité et transfert d'éléments traces métalliques dans les réseaux trophiques terrestres', in *2èmes Rencontres nationales de la recherche sur les sites et sols pollués*.
169. **Schucht et al.** (2015) 'Moving towards ambitious climate policies: Monetised health benefits from improved air quality could offset mitigation costs in Europe', *Environmental Science & Policy*, 50, pp. 252–269.
170. **Selmi et al.** (2016) 'Air pollution removal by trees in public green spaces in Strasbourg city, France', *Urban Forestry & Urban Greening*, 17, pp. 192–201.
171. **Setälä et al.** (2013) 'Does urban vegetation mitigate air pollution in northern conditions?', *Environmental Pollution*, 183, pp. 104–112.
172. **Shannon et al.** (2016) 'A synthesis of two decades of research documenting the effects of noise on wildlife: Effects of anthropogenic noise on wildlife', *Biological Reviews*, 91(4), pp. 982–1005.
173. **Siblet** (2008) *Impact de la pollution lumineuse sur la biodiversité. Synthèse bibliographique*. MNHN-SNP / MEEEDDAT.
174. **Siegner, Sowerwine & Acey** (2018) 'Does Urban Agriculture Improve Food Security? Examining the Nexus of Food Access and Distribution of Urban Produced Foods in the United States: A Systematic Review', *Sustainability*, 10(9), pp. 2988.
175. **Silva et al.** (2019) 'Pesticide residues in European agricultural soils – A hidden reality unfolded', *Science of The Total Environment*, 653, pp. 1532–1545.
176. **Sol et al.** (2014) 'Urbanisation tolerance and the loss of avian diversity', *Ecology Letters*, 17(8), pp. 942–950.
177. **Song et al.** (2018) 'The economic benefits and costs of trees in urban forest stewardship: A systematic review', *Urban Forestry & Urban Greening*, 29, pp. 162–170.
178. **Sonnay & Pellet** (2016) 'Inventaire des pollinisateurs d'une toiture végétalisée urbaine', *Bulletin de la Société Vaudoise des Sciences Naturelles*, 95(6).
179. **Sordello** (2017) 'Les conséquences de la lumière artificielle nocturne sur les déplacements de la faune et la fragmentation des habitats : une revue', *Bulletin de la Société des naturalistes luxembourgeois*, (119).
180. **La Sorte, McKinney & Pyšek** (2007) 'Compositional similarity among urban floras within and across continents: biogeographical consequences of human-mediated biotic interchange: Intercontinental compositional similarity', *Global Change Biology*, 13(4), pp. 913–921.
181. **Syndicat Mixte du SCOT des Vosges Centrales** (2013) 'Reconquérir les Friches industrielles et urbaines dans les Vosges centrales'.
182. **Tanguay, Yengué & Serrano** (2018) 'Planification spatiale et agriculture urbaine. L'exemple de l'agglomération tourangelle', *Vertigo*, (Hors-série 31).
183. **Tannier et al.** (2016) '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, pp. 76–91.

184. **Taylor & Kuo** (2011) 'Could Exposure to Everyday Green Spaces Help Treat ADHD? Evidence from Children's Play Settings', *Applied Psychology: Health and Well-Being*, 3(3), pp. 281–303.
185. **Thibaudon** (2008) 'Le réseau national de surveillance aérobiologique (RNSA) Un outil au service de la santé publique, de la biodiversité, du changement climatique et de la recherche', *Environnement, Risques & Santé*, 7(3), pp. 217–219.
186. **Tonietto et al.** (2011) 'A comparison of bee communities of Chicago green roofs, parks and prairies', *Landscape and Urban Planning*, 103(1), pp. 102–108.
187. **Torné-Noguera et al.** (2016) 'Collateral effects of beekeeping: Impacts on pollen-nectar resources and wild bee communities', *Basic and Applied Ecology*, 17(3), pp. 199–209.
188. **Torres-Lima et al.** (2010) 'Urban agriculture as a part of a sustainable metropolitan development program: A case study in Mexico City', *Field Actions Science Reports. The journal of field actions*, (Special Issue 1).
189. **Trombulak & Frissell** (2000) 'Review of Ecological Effects of Roads on Terrestrial and Aquatic Communities', *Conservation Biology*, 14(1), pp. 18–30.
190. **Tu, Abildtrup & Garcia** (2016) 'Preferences for urban green spaces and peri-urban forests: An analysis of stated residential choices', *Landscape and Urban Planning*, 148, pp. 120–131.
191. **United Nations** (2019) *World Urbanization Prospects: The 2018 Revision* (ST/ESA/SER.A/420), Department of Economic and Social Affairs, Population Division. New York, USA
192. **de Vaufleury & Gimbert** (2013) *Bioaccumulation, bioamplification des polluants dans la faune terrestre*, ADEME.
193. **Verbruggen, Hermans & Schat** (2009) 'Molecular mechanisms of metal hyperaccumulation in plants: Tansley review', *New Phytologist*, 181(4), pp. 759–776.
194. **Verdoni et al.** (2001) 'Fatty acid composition of tomato leaves as biomarkers of metal-contaminated soils', *Environmental Toxicology and Chemistry*, 20(2), pp. 382–388.
195. **Vieira et al.** (2018) 'Green spaces are not all the same for the provision of air purification and climate regulation services: The case of urban parks', *Environmental Research*, 160, pp. 306–313.
196. **Villanneau et al.** (2013) 'First evidence of large-scale PAH trends in French soils', *Environmental Chemistry Letters*, 11(1), pp. 99–104.
197. **Vincent et al.** (2018) 'Functional structure and composition of Collembola and soil macrofauna communities depend on abiotic parameters in derelict soils', *Applied Soil Ecology*, 130, pp. 259–270.
198. **Vos et al.** (2013) 'Improving local air quality in cities: To tree or not to tree?', *Environmental Pollution*, 183, pp. 113–122.
199. **Vranckx et al.** (2015) 'Impact of trees on pollutant dispersion in street canyons: A numerical study of the annual average effects in Antwerp, Belgium', *Science of The Total Environment*, 532, pp. 474–483.
200. **Walsh** (2017) 'Sasaki Unveils Design for Sunqiao, a 100-Hectare Urban Farming District in Shanghai', Sasaki Associates.
201. **Wang et al.** (2011) 'Different spontaneous plant communities in Sanmen Pb/Zn mine tailing and their effects on mine tailing physico-chemical properties', *Environmental Earth Sciences*, 62(4), pp. 779–786.
202. **Wang et al.** (2019) 'Seasonal dynamics of bacterial communities associated with antibiotic removal and sludge stabilization in three different sludge treatment wetlands', *Journal of Environmental Management*, 240, pp. 231–237.
203. **Watson et al.** (2016) 'Quantifying flood mitigation services: The economic value of Otter Creek wetlands and floodplains to Middlebury, VT', *Ecological Economics*, 130, pp. 16–24.
204. **Weisner et al.** (1994) 'Influence of macrophytes on nitrate', *Ambio*, 23(6), pp. 363–366.
205. **Willis & Crabtree** (2011) 'Measuring Health Benefits of Green Space in Economic Terms', in Nilsson, K. et al. (eds) *Forests, Trees and Human Health*. Dordrecht: Springer Netherlands, pp. 375–402.
206. **Wolff et al.** (2018) 'Insights into the variability of microbial community composition and micropollutant degradation in diverse biological wastewater treatment systems', *Water Research*, 143, pp. 313–324.
207. **Wu, Vymazal & Brix** (2019) 'Critical Review: Biogeochemical Networking of Iron in Constructed Wetlands for Wastewater Treatment', *Environmental Science & Technology*, 53(14), pp. 7930–7944.
208. **Yao et al.** (2017) 'Biodiversity and ecosystem purification service in an alluvial wetland', *Ecological Engineering*, 103, pp. 359–371.
209. **Yengué** (2017) 'Introduction au dossier « Les espaces verts urbains : éclairages sur les services écosystémiques culturels »', *Environnement Urbain*, 11.
210. **Zeng et al.** (2019) 'Phytoextraction potential of *Pteris vittata* L. co-planted with woody species for As, Cd, Pb and Zn in contaminated soil', *Science of The Total Environment*, 650, pp. 594–603.
211. **Zhang et al.** (2016) 'Characterization of bacterial communities in wetland mesocosms receiving pharmaceutical-enriched wastewater', *Ecological Engineering*, 90, pp. 215–224.
212. **Zhang et al.** (2019) 'Genetic modification of western wheatgrass (*Pascopyrum smithii*) for the phytoremediation of RDX and TNT', *Planta*, 249(4), pp. 1007–1015.
213. **Zhao et al.** (2019) 'Study on the influence of soil microbial community on the long-term heavy metal pollution of different land use types and depth layers in mine', *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 170, pp. 218–226.
214. **Zu et al.** (2017) 'Effects of Intercropping of *Sonchus asper* and *Vicia faba* on Plant Cadmium Accumulation and Root Responses', *Pedosphere* (sous presse)