

LA CONSERVATION DE LA BIODIVERSITÉ EN MILIEU URBAIN : COMMENT AMÉNAGER LES VILLES  
DU MONDE?

par  
Andréanne Ferland

Essai de double diplôme présenté au  
Centre universitaire de formation en environnement et développement durable et au  
Département de biologie en vue de l'obtention des grades de maître en environnement et  
de maître en écologie internationale

Sous la direction de Monsieur Marc Bélisle  
et de Madame Judith Côté

MAÎTRISE EN ENVIRONNEMENT  
Cheminement de type cours en gestion de l'environnement

MAÎTRISE EN BIOLOGIE INTERNATIONALE  
Cheminement de type cours en écologie internationale

UNIVERSITÉ DE SHERBROOKE

Sherbrooke, Québec, Canada, septembre 2015

## SOMMAIRE

Depuis 1950, le monde connaît une accélération très forte de l'urbanisation qui se traduit par la croissance des populations urbaines et l'expansion géographique des villes. Ce sont les villes dans les pays en voie de développement et les villes de petite et moyenne taille (moins de 5 millions d'habitants) qui sont le plus touchées par ce phénomène accéléré d'urbanisation. Malgré certains bénéfices pour l'homme, l'urbanisation engendre des conséquences défavorables pour l'environnement. Elle contribue en effet à toutes les causes majeures de l'appauvrissement global de la biodiversité, soit la perte et la fragmentation des milieux naturels, la pollution, l'introduction des espèces exotiques envahissantes, la surexploitation des ressources naturelles et les changements climatiques. C'est à la lumière de ces constats que cet essai propose des stratégies d'aménagement pour concilier le développement urbain et la conservation de la biodiversité.

Les études scientifiques en milieux urbains indiquent un déclin de la richesse spécifique vers le centre des villes. Elles indiquent également que les centres urbains favorisent les espèces exotiques et les espèces généralistes au détriment des espèces indigènes spécialistes. Les facteurs qui influencent la présence de la biodiversité en milieux urbains incluent notamment la taille, la connectivité et la diversité structurelle des parcelles d'habitats naturelles ou semi-naturelles, ainsi que la superficie relative du couvert végétal et les conditions socioéconomiques.

Malgré ces connaissances, il existe beaucoup d'incertitudes en écologie urbaine et il n'est pas encore possible de déterminer quelles stratégies d'aménagement seraient les meilleures pour préserver la biodiversité. Une analyse critique des effets des stratégies d'aménagement urbaines montre l'importance de trouver un équilibre entre l'étalement et l'intensité du développement, comme il est essayé dans les milieux agricoles et forestiers avec les stratégies d'épargne et de partage des terres et l'approche TRIADE. L'analyse critique met de l'avant les forces et les faiblesses de ces stratégies ainsi que celles des stratégies favorisant la connectivité écologique en milieu urbain.

À la suite de cette analyse, il est proposé que le développement urbain du futur suive une stratégie de développement d'intensité mixte. Cela permettrait de limiter l'étendue et de densifier les villes tout en y préservant des grandes parcelles d'habitats et des corridors de végétation naturelle pour le maintien de la biodiversité et les services écosystémiques. Par ailleurs, l'essai

propose des stratégies de verdissement, d'entretien et de connectivité des parcelles d'habitats afin d'augmenter la richesse spécifique des villes existantes. Il faut toutefois s'assurer que ces actions sont effectuées de manière à minimiser la formation de pièges écologiques. Pour conclure, il faut noter que la mise en place des stratégies proposées nécessite des efforts non seulement en termes de planification et de suivi, mais aussi en termes de sensibilisation, de collaboration et de formation des parties prenantes.

## REMERCIEMENTS

J'aimerais tout d'abord remercier tous ceux qui m'ont soutenue et encouragée durant mes études universitaires. J'aimerais particulièrement remercier mes amis qui m'ont aidé à traverser les moments les plus difficiles au cours de la rédaction de cet essai. Merci, entre autres, à Maude, MC, Em, Meg, Melissa, Bib, Gab et JF de m'avoir écouté et d'avoir été là pour moi.

J'aimerais ensuite remercier mes codirecteurs d'essai, M. Marc Bélisle et Mme Judith Côté, qui m'ont soutenue et conseillée durant cette étape de rédaction. Je leur suis très reconnaissante pour leur aide, compréhension et enthousiasme, sans oublier le temps consacré à la lecture et la correction des pages qui suivent.

J'aimerais également remercier Caroline Cloutier, coordonnatrice de la maîtrise en écologie internationale, pour sa confiance, sa compréhension et son soutien logistique.

Finalement, j'aimerais remercier ma famille qui m'a enseigné les valeurs de l'éducation et de la réussite. Un merci particulier à mes parents, Marielle et Alain, à Johanne, Normand, Marcel, Lise, Claudine, Hélène et René qui me rappellent que la vie est un apprentissage qui ne finit jamais!

## TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES FIGURES ET DES TABLEAUX.....	vii
LISTE DES ACRONYMES .....	viii
INTRODUCTION .....	1
CHAPITRE 1 L'URBANISATION DANS LE MONDE ET SES CONSÉQUENCES POUR LA BIODIVERSITÉ GLOBALE.....	3
1.1 Les tendances d'urbanisation dans le monde.....	3
1.1.1 La situation de l'Asie .....	7
1.1.2 La situation de l'Afrique .....	8
1.1.3 La situation de l'Amérique latine et des Caraïbes.....	10
1.1.4 La situation de l'Europe et de l'Amérique du Nord.....	12
1.1.5 La situation de l'Océanie .....	13
1.2 Les bienfaits et les défis de l'urbanisation .....	13
1.3 Les conséquences de l'urbanisation sur la biodiversité globale .....	15
1.3.1 La perte et la fragmentation des milieux naturels.....	15
1.3.2 La pollution.....	16
1.3.3 Les espèces exotiques envahissantes .....	17
1.3.4 La surexploitation des ressources naturelles.....	18
1.3.5 Les changements climatiques .....	19
1.4 La reconnaissance internationale du rôle des villes dans la conservation de la biodiversité .....	21
CHAPITRE 2 LA BIODIVERSITÉ URBAINE ET LES BÉNÉFICES TIRÉS PAR L'HOMME.....	24
2.1 Les notions et les concepts .....	24
2.1.1 La biodiversité .....	24
2.1.2 Les milieux urbains .....	26

2.1.3	La connectivité .....	27
2.2	La biodiversité le long du gradient urbain-rural.....	28
2.2.1	Les modifications physiques et écologiques le long du gradient.....	28
2.2.2	La richesse spécifique le long du gradient .....	31
2.2.3	La composition des espèces le long du gradient.....	32
2.3	Le paysage urbain et son influence sur la biodiversité .....	35
2.3.1	La taille des parcelles d'habitats .....	35
2.3.2	La connectivité des parcelles d'habitats .....	37
2.3.3	La structure de la végétation des parcelles d'habitats .....	38
2.4	L'impact des conditions socioéconomiques sur la biodiversité.....	38
2.5	L'importance de la biodiversité en milieu urbain .....	39
2.5.1	L'approvisionnement en biens et services écosystémiques .....	40
2.5.2	L'amélioration de la santé publique.....	42
2.5.3	L'augmentation de la sécurité alimentaire .....	43
2.5.4	La préservation du lien entre l'homme et la nature .....	44
CHAPITRE 3 CONCILIER LE DÉVELOPPEMENT URBAIN ET LA CONSERVATION DE LA BIODIVERSITÉ		45
3.1	Les principales formes de développement urbain.....	45
3.2	La réponse de la biodiversité aux différentes formes urbaines.....	47
3.3	Le compromis entre l'intensité et l'étalement des activités humaines.....	49
3.3.1	Les stratégies d'épargne et de partage des terres du milieu agricole .....	49
3.3.2	L'approche TRIADE du milieu forestier .....	52
3.3.3	L'application des stratégies agricoles et forestières en milieu urbain.....	54
3.4	La connectivité : un facteur clé pour le maintien de la biodiversité dans les paysages perturbés par l'homme .....	55
3.4.1	Les avantages et inconvénients de la connectivité .....	55

3.4.2 La connectivité dans un contexte urbain .....	56
3.5 Résumé des effets des stratégies d'aménagement sur la biodiversité urbaine .....	58
CHAPITRE 4 RECOMMANDATIONS POUR UNE MEILLEURE PLANIFICATION DES MILIEUX URBAINS .....	61
4.1 Les stratégies pour les zones urbaines de demain.....	61
4.1.1 Créer des zones de conservation afin de préserver de grandes parcelles d'habitats naturels .....	62
4.1.2 Créer des zones de développement extensif qui agissent comme zones tampons autour des zones de conservation et des cours d'eau.....	63
4.1.3 Créer des zones de développement intensif afin de limiter l'étendue des zones urbaines .....	64
4.2 Les stratégies pour les zones urbaines actuelles .....	64
4.2.1 Augmenter ou maintenir une superficie relative du couvert végétal d'au moins 30 % ..	65
4.2.2 Restaurer la qualité des parcelles d'habitats existantes en encourageant une gestion écologique des espaces verts.....	66
4.2.3 Créer un réseau écologique qui relie les parcelles d'habitats le long du gradient urbain- rural .....	67
4.3 D'autres recommandations générales .....	68
CONCLUSION .....	71
RÉFÉRENCES .....	73
ANNEXE 1 LOCALISATION DES AGGLOMÉRATIONS URBAINES.....	92
ANNEXE 2 LES 35 POINTS CHAUDS DE LA BIODIVERSITÉ .....	94

## LISTE DES FIGURES ET DES TABLEAUX

Figure 1.1	Population urbaine et rurale dans le monde, 1950-2050 .....	4
Figure 1.2	Les points chauds de l'urbanisation globale et de la biodiversité, 1950-2025 .....	6
Figure 2.1	Représentation des parcelles d'habitats, des corridors, des <i>stepping stones</i> et de la matrice paysagère .....	28
Figure 2.2	Le gradient urbain-rural, ses changements physiques et la réponse de la biodiversité	29
Figure 2.3	Les bénéfices tirés des écosystèmes et leurs liens avec le bien-être humain.....	40
Figure 3.1	Illustration du modèle de la banlieue (a) et du lotissement en grappes (b) .....	47
Figure 3.2	L'impact des stratégies d'épargne (a) et de partage des terres (b) sur le paysage.....	50
Figure 3.3	Les trois zones d'aménagement de l'approche TRIADE en foresterie .....	53
Figure 3.4	Le projet de restauration de la rivière Cheonggyecheon à Séoul .....	66
Figure A1.1	La localisation des agglomérations urbaines de 500 millions d'habitant et plus dans le monde.....	93
Figure A2.1	Les 35 points chauds de la biodiversité .....	95
Tableau 1.1	Le nombre d'habitants en fonction de la taille des villes.....	4
Tableau 1.2	Émission de GES de certaines villes comparées aux émissions nationales .....	21
Tableau 3.1	Résumé des avantages et des inconvénients du développement intensif et extensif, et de la connectivité écologique en milieu urbain .....	60

## LISTE DES ACRONYMES

BSE	Biens et services écosystémiques
CDB	Convention sur la diversité biologique
EEE	Espèces exotiques envahissantes
GES	Gaz à effet de serre
ICLEI	Conseil international sur les initiatives écologiques
LAB	Action locale pour la biodiversité
MAB	Programme sur l'homme et la biosphère
ONU	Organisation des Nations Unies
SAD	Schéma d'aménagement et de développement
SCDB	Secrétariat de la Convention de la diversité biologique
UICN	Union internationale pour la conservation de la nature
UNESCO	Organisation des Nations Unies pour l'éducation, la science et la culture
URBIS	Urban Biosphere Initiative

## INTRODUCTION

Pour la première fois dans l'histoire de l'humanité, la majorité de la population mondiale vit dans des zones urbaines, et cette population ne cesse de croître. Selon les projections de l'Organisation des Nations Unies (ONU), c'est plus de 90 millions de personnes qui s'ajouteront à la population urbaine à chaque année d'ici 2050 (UN, 2014). Bien entendu, le processus d'urbanisation génère des bénéfices importants pour l'homme, tels que l'augmentation des revenus et l'amélioration des services sociaux et des conditions sanitaires. Il n'est toutefois pas sans conséquence pour l'environnement (Montgomery *et al.*, 2003; OMS et ONU-Habitat, 2010).

L'urbanisation est l'activité anthropique qui crée les paysages les plus modifiés par l'homme et mène pour la plupart du temps à une utilisation du sol qui est irréversible (Seto *et al.*, 2011). Dans les villes, les surfaces imperméables remplacent la majorité du couvert végétal naturel et fragmentent les habitats qui y sont présents (Grimm *et al.*, 2008). Cette perte et cette fragmentation d'habitats naturels pèsent lourd sur les espèces animales et végétales et contribuent à l'appauvrissement de la biodiversité tant au niveau local qu'au niveau régional et global. En plus de cela, les villes sont des sources importantes de pollution et participent à l'introduction d'espèces exotiques, à la surexploitation des ressources et aux changements climatiques. Toutes des causes majeures du déclin global de la biodiversité (SCDB, 2010a; SCBD, 2014).

Il faut aussi savoir qu'à l'échelle mondiale le développement urbain se produit très rapidement dans des zones riches en biodiversité (Cincotta *et al.*, 2000; SCBD, 2012; Seto *et al.*, 2012, Seto *et al.*, 2011). De plus, la majorité de l'urbanisation se produit dans les régions du monde à faibles capacités financières et humaines, ce qui limite le nombre et la qualité des mesures prises pour la conservation de la biodiversité (ONU-Habitat, 2014; SCBD, 2012). L'ensemble de ces éléments est non seulement inquiétant pour l'état de la diversité biologique, mais l'est aussi pour la survie de l'homme qui dépend des biens et services fournis par cette biodiversité (SCBD, 2014).

C'est à la lumière de cette problématique que le présent essai présenté propose des recommandations pour concilier le développement urbain et la conservation de la biodiversité. Afin de répondre à cet objectif principal, l'essai est divisé en quatre chapitres. Le premier chapitre

dresse un portrait des tendances mondiales de l'urbanisation et décrit ses conséquences sur la biodiversité globale. Le deuxième chapitre enchaîne en décrivant les patrons de biodiversité qui se retrouvent dans les villes. Les patrons qui y sont décrits sont tirés des résultats des études scientifiques effectuées jusqu'à maintenant. Dans ce même chapitre, l'importance de la biodiversité urbaine pour l'homme est aussi abordée. Le chapitre suivant offre une analyse critique des effets des stratégies d'aménagement urbain sur la biodiversité. Pour ce faire, il s'appuie sur les concepts d'écologie du paysage et les approches utilisés dans d'autres secteurs d'activités et en ressort leurs particularités, leurs avantages et leurs inconvénients. Enfin, le quatrième chapitre s'inspire de l'analyse critique et des chapitres précédents pour émettre des recommandations sur l'aménagement des villes à travers le monde. Ces recommandations se divisent en deux catégories. Les stratégies de la première catégorie visent les zones urbaines en voie de développement et cherche à minimiser leurs impacts sur la biodiversité. Les stratégies de la seconde catégorie concernent plutôt les zones urbaines actuelles et les actions que peuvent poser les administrations municipales pour participer à la protection de la biodiversité. Enfin, des recommandations générales sont aussi élaborées afin d'optimiser les efforts de conservation en milieu urbain.

# CHAPITRE 1

## L'URBANISATION DANS LE MONDE ET SES CONSÉQUENCES POUR LA BIODIVERSITÉ GLOBALE

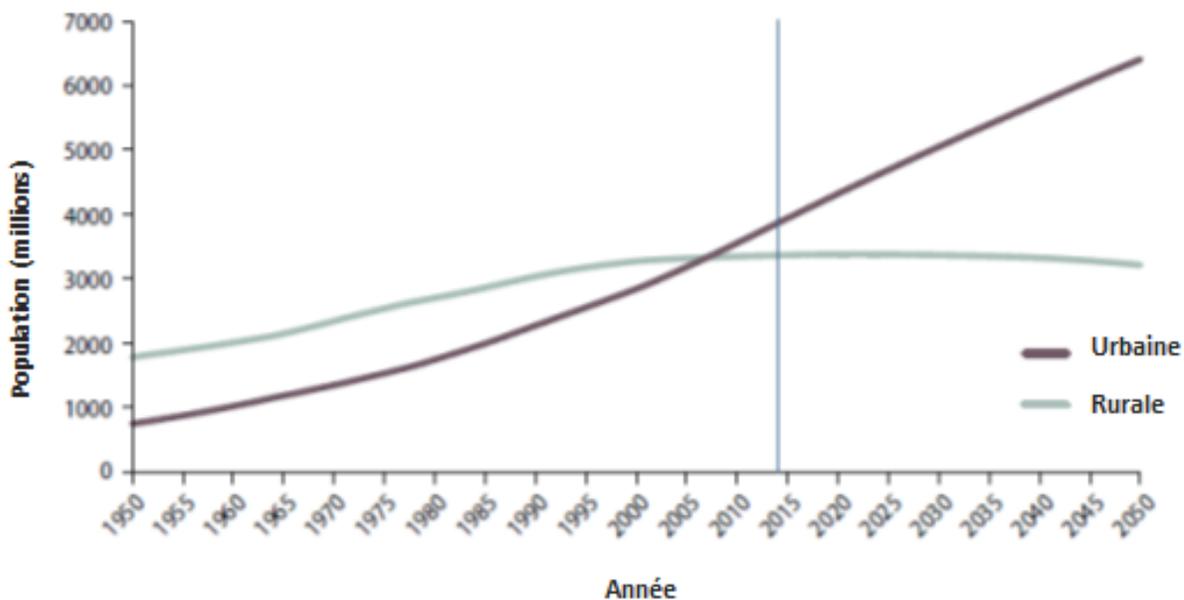
Bien que les villes existent depuis des millénaires, le processus d'urbanisation d'aujourd'hui diffère des transformations urbaines du passé. En effet, le degré d'urbanisation, en termes de taille de la population urbaine, d'étendue physique des zones urbaines et du nombre de grands centres urbains, est sans précédent (Seto *et al.*, 2010). La population urbaine a connu une croissance phénoménale depuis 1950, passant de 746 à 3 900 millions d'habitants (UN, 2014). Il existe maintenant 28 mégapoles à travers le monde qui accueillent plus de 10 millions d'habitants (UN, 2014). Tokyo est la plus grande de ces mégapoles avec une population qui s'élève à environ 40 millions de personnes. Cette ville est immense et s'étend sur 13 500 km<sup>2</sup>, une superficie plus grande que la Jamaïque (Seto *et al.*, 2010). De plus, les continents qui s'urbanisent ne sont plus les mêmes qu'autrefois. C'est présentement certaines régions de l'Asie et de l'Afrique qui subissent les plus fortes croissances urbaines au monde (SCBD, 2012; UN, 2014).

Il est question dans ce chapitre de dresser un portrait plus détaillé des grandes tendances d'urbanisation. Pour ce faire, il décrit les tendances de l'Asie, de l'Afrique, de l'Amérique latine et des Caraïbes, de l'Europe et de l'Amérique du Nord, ainsi que de l'Océanie. Il fait aussi le point sur les bienfaits et les défis de l'urbanisation pour l'homme. Il décrit par la suite la contribution de l'urbanisation à l'appauvrissement de la biodiversité à l'échelle planétaire. Enfin, il met de l'avant les initiatives internationales de conservation de la biodiversité en milieu urbain. Cette mise en contexte a pour but d'apporter une vision d'ensemble du développement urbain sur la planète. Une meilleure compréhension du processus d'urbanisation et de son impact sur la biodiversité permettra de mieux orienter les recommandations du dernier chapitre de l'essai.

### 1.1 Les tendances d'urbanisation dans le monde

C'est en 2007 que la population urbaine a dépassé la population rurale et que l'homme est devenu pour la première fois de son histoire une espèce urbaine (figure 1.1) (UN, 2014). Ceci est le résultat du phénomène d'urbanisation qui a eu lieu au cours des six dernières décennies. Aujourd'hui, près de 3,9 milliards d'êtres humains vivent en milieu urbain, soit 54% de la

population humaine. Si les tendances se maintiennent, ce chiffre atteindra 6,3 milliards en 2050 et représentera 66% de la population mondiale. Cette croissance urbaine se produira dans les villes de petite et moyenne taille, et non pas dans les mégapoles (tableau 1.1) (annexe 1) (UN, 2014).



**Figure 1.1 Population urbaine et rurale dans le monde, 1950-2050**

Source : UN (2014), p. 7  
Traduction libre

**Tableau 1.1 Le nombre d'habitants en fonction de la taille des villes**

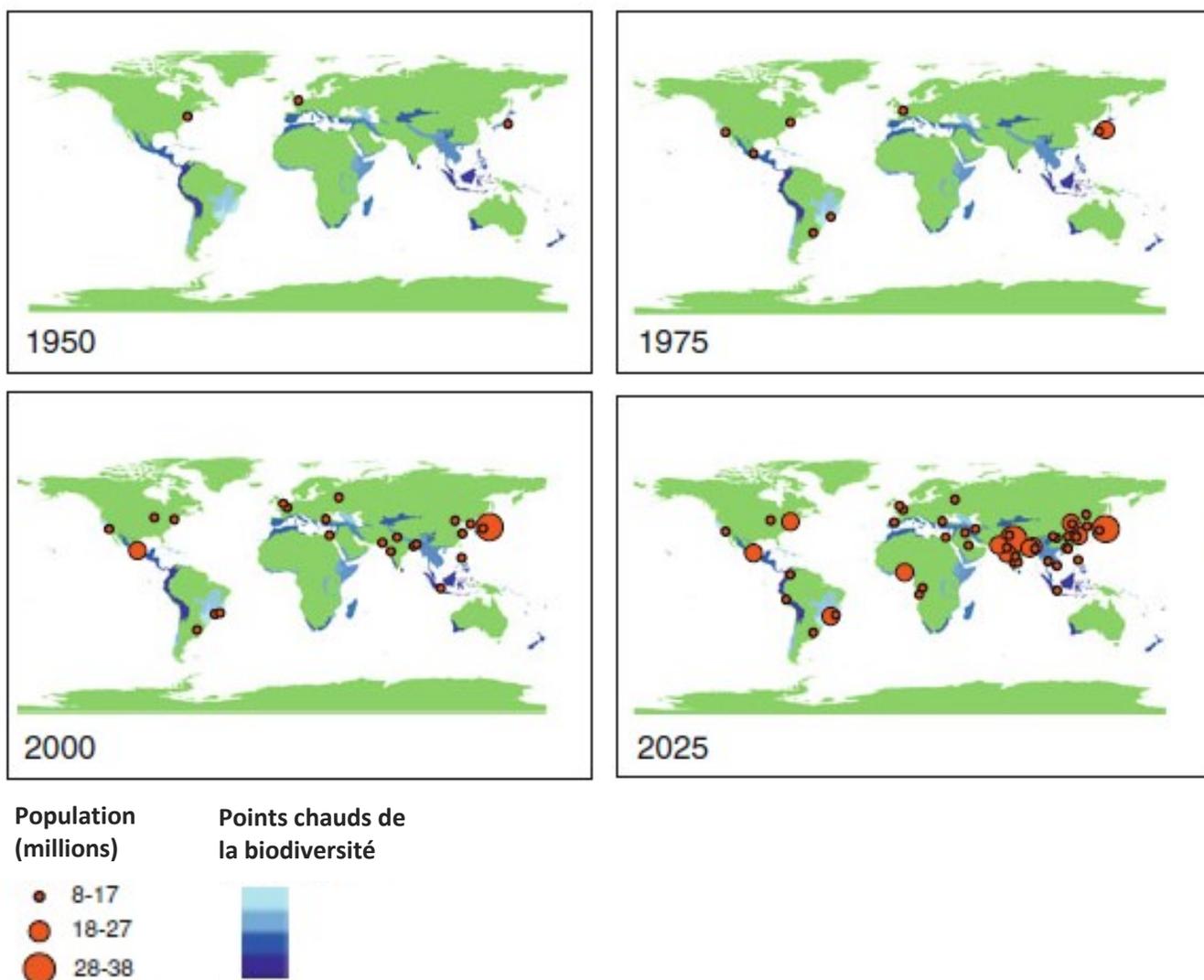
Taille	Nombre d'habitants (millions)
Petite	0,5 - 1
Moyenne	1 - 5
Grande	5 - 10
Mégapole	>10

Modifié de: UN (2014), p. 8  
Traduction libre

Il va sans dire que cette augmentation de la population urbaine sera accompagnée d'une expansion des zones urbaines. Les tendances actuelles démontrent que les surfaces artificialisées, soit les infrastructures, les immeubles, les pelouses ou les parcs, se développent plus rapidement que les populations urbaines. En effet, le total de ces surfaces augmente en moyenne deux fois plus rapidement que les populations urbaines. Cela suggère un développement urbain plus étalé qu'autrefois (Angel *et al.*, 2011; Seto *et al.*, 2010; Seto *et al.*, 2011). Conséquemment, l'urbanisation s'effectue de plus en plus au-delà des banlieues ou de la périphérie d'une ville (Brown *et al.*, 2005; EEA, 2006; Simon *et al.*, 2004). Ce processus est appelé la périurbanisation. Les résultats physiques de cette périurbanisation est une mosaïque de paysages traditionnels et agricoles juxtaposés à des paysages modernes et industriels (Seto *et al.*, 2010).

Ces formes de croissance urbaine causent une transformation rapide de plusieurs zones riches en biodiversité. Tel est le cas pour les points chauds de la biodiversité désignés par Conservation International à l'échelle planétaire (figure 1.2) (Cincotta *et al.*, 2000; SCBD, 2012; Seto *et al.*, 2012). Ces zones sont importantes, car elles renferment un nombre élevé d'espèces endémiques qui sont menacées par les activités anthropiques (CI, 2014; Myers *et al.*, 2000). Les plus fortes pressions engendrées par la croissance urbaine seront ressenties dans les forêts guinéennes de l'Afromontane orientale, l'Afrique de l'Ouest et les Ghats-Occidentaux-Sri Lanka (annexe 2) (Seto *et al.*, 2012).

Par ailleurs, le développement urbain s'effectue rapidement dans les zones côtières à faible altitude (SCBD, 2012; Seto *et al.*, 2011); des zones qui sont aussi très riches en biodiversité (McDonald *et al.*, 2013). Dans le passé, ces régions ont naturellement été colonisées et urbanisées en raison de leur productivité primaire nette et de leur accès aux voies maritimes (Luck, 2007; McDonald *et al.*, 2013). Ce résultat constitue bien sûr une menace pour la biodiversité en milieu côtier, mais cause également un risque pour la population humaine en raison des impacts reliés aux changements climatiques comme l'élévation du niveau de la mer et l'augmentation de la fréquence et de l'intensité des événements météorologiques extrêmes (Seto *et al.*, 2011).



**Figure 1.2 Les points chauds de l'urbanisation globale et de la biodiversité, 1950-2025**

Source : SCBD (2012), p 8-9  
Traduction libre

Il est aussi important de noter que le degré et la façon dont la planète s'urbanise varient entre les continents, ainsi qu'à l'intérieur de ceux-ci. C'est pourquoi les prochaines sections du présent chapitre émettent des analyses spécifiques à l'urbanisation pour les grandes parties du monde. Ces analyses sont basées sur les projections de population urbaine fournies par l'Organisation des Nations Unies (ONU), le seul fournisseur de telles données à l'échelle mondiale (Seto *et al.*, 2012). Comme toutes autres projections, celles de l'ONU pourraient être influencées par plusieurs

facteurs ou évènements qui viendraient changer le taux d'urbanisation d'un endroit à l'autre. Par exemple, une crise économique profonde et prolongée, ainsi qu'une catastrophe naturelle, pourraient diminuer le taux d'urbanisation prévu. Les villes de Détroit et de La Nouvelle-Orléans en sont des exemples (UN, 2014).

### **1.1.1 La situation de l'Asie**

L'Asie est le plus grand continent du monde : elle représente 30 % de la masse terrestre et abrite 60 % de la population mondiale (UN, 2014; UN-Habitat, 2010a). En raison de sa portée géographique, elle connaît aussi de forts contrastes en ce qui concerne son niveau d'urbanisation. Dans l'ensemble, sa population reste essentiellement rurale à 48 %. Le Bangladesh, le Vietnam, l'Inde, le Laos et la Thaïlande sont des exemples de pays à prédominance rurale tandis que Singapour, la Malaisie, le Japon et l'Indonésie présentent des populations principalement urbaines (Seto, 2013; UN, 2014). Malgré ces différences, trois grandes tendances peuvent être perçues sur l'ensemble du continent.

La première tendance est que l'Asie subira, en termes absolus, la croissance urbaine la plus élevée au monde au cours des prochaines décennies. La population urbaine de l'Asie devrait augmenter d'un milliard d'habitants d'ici 2050 (UN, 2014). Les villes qui augmentent le plus vite sont de petite taille, c'est-à-dire d'un million d'habitants ou moins (UN, 2014; UN-Habitat, 2010a). Comparées aux grandes villes, celles-ci sont plus limitées au niveau de leurs ressources humaines et financières (UN-Habitat, 2010a). Cela aura pour conséquence de restreindre les possibilités de protection de la biodiversité contre les impacts de l'urbanisation.

La deuxième tendance est que l'expansion des surfaces urbanisées se produira majoritairement en Chine et en Inde (Seto *et al.*, 2012; Seto, 2013). En Chine, l'expansion urbaine devrait créer un corridor urbain de 1 800 km de Hangzhou à Shenyang (SCBD, 2012). En Inde, c'est un corridor de 1 500 km qui devrait se développer entre Mumbai et Delhi, deux des plus grandes villes au monde (UN-Habitat, 2010a). Ces immenses zones urbaines transformeront des régions entières et auront des impacts significatifs sur les habitats et la biodiversité. Et ce, d'autant plus que ce développement urbain se produira à l'intérieur de plusieurs points chauds de la biodiversité (figure 1.2).

La dernière tendance perçue en Asie est l'investissement de capitaux importants à l'intérieur des deltas asiatiques. Cela a comme conséquence de transformer les économies locales, traditionnellement basées sur l'agriculture, en économies basées sur l'industrie, la technologie et les services. De même, cela cause des changements fondamentaux au niveau des paysages et des écosystèmes présents (Seto, 2011; Seto, 2013). Par exemple, le delta de la rivière des Perles en Chine aurait perdu 11 % de ses terres fertiles entre 1990 et 1996 en raison du développement économique (Seto *et al.*, 2000). De plus, la construction d'infrastructures, telles que des barrages sur les rivières, perturbe l'apport en sédiments du delta et change sa géomorphologie naturelle (Seto, 2011).

Pour conclure, la transition vers l'urbanisation en Asie a agi comme un moteur de la croissance économique au sein de plusieurs pays. Celle-ci a permis de réduire la pauvreté dans l'ensemble de du continent (UN-Habitat, 2010a). Avec 25 à 35 % de la population urbaine habitant dans des bidonvilles, il reste toutefois du chemin à faire pour réduire les inégalités urbaines (UN-Habitat, 2013). La transition urbaine a aussi suscité l'émergence de 16 mégapoles asiatiques (UN, 2014). Celles-ci se retrouvent majoritairement en Inde et en Chine et posent de sérieux défis au niveau de la planification urbaine et de l'environnement (UN, 2014; UN-Habitat, 2010a). Il faut souligner que les villes asiatiques sont caractérisées par une forte densité de population. Les densités urbaines varient entre 10 000 à 20 000 habitants par km<sup>2</sup>, ce qui représente environ le double de l'Amérique latine, le triple de l'Europe et dix fois les densités retrouvées en Amérique du Nord (UN-Habitat, 2010a). Malgré cette densité élevée, l'ampleur de l'urbanisation en Asie cause une pression énorme sur les ressources naturelles. En moyenne, c'est plus de 20 000 nouveaux logements qui sont nécessaires chaque jour pour répondre aux besoins des citoyens et c'est 10 km<sup>2</sup> de terres, principalement des terres agricoles, qui sont convertis chaque jour en milieu urbain (UN-Habitat, 2010a).

### **1.1.2 La situation de l'Afrique**

Bien qu'il existe une grande variation entre les 55 pays d'Afrique, l'ensemble de la population reste essentiellement rural à 60 %. Cette tendance devrait se maintenir jusqu'en 2035 (UN, 2014). L'Afrique possède l'un des taux de croissance urbaine les plus élevés au monde. Les sous-régions qui s'urbanisent actuellement le plus vite sont l'Afrique de l'Est suivie de l'Afrique de l'Ouest. Ce

processus d'urbanisation massif est le résultat de la forte croissance démographique naturelle et de la migration d'une partie de la population vers les villes (ONU-Habitat, 2014). La population urbaine devrait quasiment tripler, passant de 450 millions en 2014 à 1 300 millions en 2050 (UN, 2014). Le plus gros de cette croissance sera absorbé par les villes d'un million d'habitants ou moins. Ces petites villes ont moins de ressources humaines et financières que les grandes villes et ne pourront pas faire face à une urbanisation si rapide. Sans les infrastructures nécessaires, il est fort probable que la majorité des nouveaux citoyens résideront dans des taudis ou des bidonvilles (ONU-Habitat, 2014).

Les bidonvilles sont des paysages familiers pour les grandes villes de l'Afrique. Ils se caractérisent par une grande pauvreté, par des logements surpeuplés et insalubres, par un manque d'accès à l'eau potable et aux services sanitaires, ainsi que par l'insécurité d'occupation (ex., aucun titre de propriété ou droit d'occupation, expulsions forcées et fréquentes des résidents, ...). Au sud du Sahara, c'est 62 % de la population urbaine qui habite dans de telles conditions (UN-Habitat, 2013). La présence élevée de ces bidonvilles est une conséquence d'une économie centrée sur l'extraction des ressources primaires (Anderson *et al.*, 2013). Contrairement à d'autres continents, la transition vers l'urbanisation en Afrique est arrivée plus tôt que l'industrialisation. Cela signifie qu'il y a une insuffisance au niveau des possibilités d'emploi dans les villes et que les citoyens doivent souvent travailler dans le secteur informel (ensemble des activités économiques qui échappent au regard ou à la régulation de l'État) où les emplois sont peu rémunérateurs (Anderson *et al.*, 2013). Alors que la majorité des citoyens luttent pour leur survie, les groupes d'élites politiques ou d'affaires prospèrent sur le plan économique. Ces inégalités et la pauvreté massive font du développement socio-économique une priorité pour les villes africaines (ONU-Habitat, 2014).

L'impact de l'urbanisation sur l'utilisation des terres en Afrique est unique. En raison du faible niveau d'emplois formels, les citoyens sont extrêmement dépendants des services écosystémiques pour leur approvisionnement en eau, en aliment et en carburant. Le bois de chauffage, par exemple, est une des causes principales de la déforestation. De plus, la croissance rapide de la population urbaine a incité plusieurs agriculteurs à convertir leur forêt en champs afin de pouvoir alimenter les villes (Anderson *et al.*, 2013). L'impact direct de l'urbanisation sera une augmentation des surfaces urbanisées de l'ordre de 600 % sur la période 2000-2030. Les régions

qui seront les plus touchées par celle-ci incluent : le Nil, la côte guinéenne, les rives nord des lacs Victoria et Tanganyika, la région de Kano au nord du Nigeria et la région d'Addis-Abeba, en Éthiopie (Seto *et al.*, 2012). Plusieurs de ces régions constituent des zones très sensibles sur le plan écologique (Myers *et al.*, 2001; SCBD, 2012).

En somme, l'urbanisation rapide et la pauvreté auxquelles font face les villes d'Afrique demeurent des contraintes pour la conservation de la biodiversité. S'ajoutant à ces contraintes, il y a aussi l'instabilité politique, la corruption, les faibles ressources financières et humaines des gouvernements locaux, ainsi que le manque de connaissances pour traiter les problèmes complexes liés à l'environnement (Anderson *et al.*, 2013). Des fonds et des programmes internationaux sont toutefois disponibles pour mettre en œuvre ou financer des projets d'ordre environnemental (Anderson *et al.*, 2013). De plus, la protection de la biodiversité peut servir à lutter contre la pauvreté extrême (Schäffler and Swilling, 2013).

### **1.1.3 La situation de l'Amérique latine et des Caraïbes**

En moyenne, 80% de la population d'Amérique latine et des Caraïbes vit en ville. Deux pays, soit le Mexique et le Brésil, contribuent à plus de la moitié de cette population urbaine. Même si l'Amérique latine compte plusieurs mégapoles comme Mexico, São Paulo et Rio de Janeiro, la majorité de la population habite dans des villes de petite taille (UN, 2014).

Dans l'ensemble, la transition vers l'urbanisation s'est effectuée entre 1940 et 1990, période durant laquelle la population urbaine est passée de 40% à 70%. Cette transition est le résultat d'une croissance démographique rapide et d'un exode rural intensif (UN-Habitat, 2012). Ces processus ont maintenant décéléré et le taux de croissance urbaine est désormais comparable à celui de l'Europe et l'Amérique du Nord, c'est-à-dire 0,3% (UN-Habitat, 2012; UN, 2014). La croissance des villes est maintenant expliquée par une migration plus complexe qui se produit principalement entre les zones urbaines. Cette migration traverse parfois les frontières et est le résultat d'une population à la recherche de prospérité (UN-Habitat 2012).

En raison de l'explosion urbaine du passé, le nombre de villes en Amérique latine et dans les Caraïbes a sextuplé au cours des 50 dernières années, tandis que les zones rurales ont été abandonnées (UN-Habitat, 2012). Cela a créé une frontière de déforestation qui a progressé et qui

continuera de progresser avec le développement des villes (SCBD, 2012). Cette perte de milieux naturels est particulièrement inquiétante pour l'Amérique latine, car plusieurs de ses régions possèdent une très grande importance biologique, comme la forêt amazonienne ainsi que sept points chauds de la biodiversité (annexe 2) (Myers *et al*, 2000).

Une caractéristique de la population urbaine en Amérique latine est qu'elle présente des inégalités sociales et économiques extrêmes. D'un côté, les plus pauvres, c'est-à-dire 24 % de la population, habitent des quartiers informels à la périphérie des villes (UN-Habitat, 2013; Pauchard and Barbosa, 2013). L'accès aux services d'éducation et de santé, la disponibilité d'emplois et l'accès aux espaces publics verts y sont souvent réduits (UN-Habitat, 2012). De plus, ces quartiers sont fréquemment construits sur des zones sensibles, comme les corridors riverains, les milieux humides et les écosystèmes côtiers, et sont, par conséquent, très dommageables pour l'environnement (Pauchard and Barbosa, 2013). De l'autre côté, les plus riches détiennent des revenus 20 fois plus élevés que les plus pauvres (UN-Habitat, 2012). Ils ont accès aux logements dans les zones centrales des villes. Certains d'entre eux sont cependant à la recherche du mode de vie américain et veulent s'établir dans des quartiers à plus faible densité. Ils habitent donc l'autre partie des zones périurbaines dans des communautés fermées. Ils se retrouvent sinon dans les villes secondaires à proximité des grandes villes. Cela a pour conséquence de favoriser un développement moins compact et d'étendre les frontières des villes (Pauchard and Barbosa, 2013).

Face à ces inégalités, la priorité des gouvernements locaux est d'offrir de meilleurs logements et services pour les communautés les plus pauvres. Ainsi, la protection des écosystèmes qui se retrouvent à l'intérieur ou à proximité des villes est souvent laissée de côté par les autorités locales (Pauchard and Barbosa, 2013). Il existe toutefois des exceptions, comme Curitiba au Brésil, qui a reconnu l'importance d'une planification urbaine en faveur de l'environnement et de la biodiversité. C'est depuis 1970 que la préservation de l'environnement est l'un des piliers stratégiques du développement urbain de la ville (ICLEI CBC, 2012). Curitiba possède l'un des plus haut taux d'espaces verts par habitant, soit 60 m<sup>2</sup> par habitant. Plusieurs de ces espaces intègrent un système de contrôle des eaux de pluie (UN, 2013). De plus, la ville a mis de l'avant des programmes et des politiques qui touchent notamment la protection des cours d'eau, la

conservation des espaces verts naturels et l'éradication des espèces exotiques envahissantes (ICLEI, 2008; ICLEI CBC, 2012; UN, 2013).

#### **1.1.4 La situation de l'Europe et de l'Amérique du Nord**

Comme l'Amérique latine, l'Europe et l'Amérique du Nord figurent parmi les parties du monde les plus urbanisées. En Europe, c'est 73% de la population qui vit en milieu urbain alors qu'en Amérique du Nord, ce pourcentage est à 81% (figure 1.3) (UN, 2014). Ces deux continents partagent le même modèle de développement urbain, c'est-à-dire un développement qui découle d'une expansion de la zone urbaine plutôt que d'une croissance de la population urbaine (SCBD, 2012). En effet, entre 1970 et 2000, le taux de croissance de la population urbaine était moins de 1% pour les deux continents (UN, 2014) tandis que l'expansion urbaine variait entre 2,5% et 3,3% (Seto *et al.*, 2011).

Par ailleurs, certaines villes de l'Europe et de l'Amérique du Nord voient leur population se réduire. Un facteur qui explique cette décroissance, en plus des facteurs de natalité et d'économie, est le mouvement des citadins vers les banlieues et les zones périurbaines (Haase *et al.*, 2014; UN-Habitat, 2013; Wiechmann and Pallagst, 2012). Cet engouement pour les zones périurbaines s'explique par un désir d'espace et par une préférence pour les maisons individuelles (Neuman, 2005). La croissance de ces zones cause des changements majeurs dans l'utilisation des terres au niveau local et régional (Brown *et al.*, 2005). Cela mène aussi à l'abandon de plusieurs parties centrales des villes, ce qui crée plusieurs défis et opportunités pour la conservation de la biodiversité (Schilling and Logan, 2008).

En raison de sa longue histoire avec l'urbanisation, les conséquences environnementales de l'urbanisation ont été reconnues pour la première fois en Europe. Ces constats ont ainsi mené à l'émergence de l'écologie urbaine et du développement urbain durable (SCBD, 2012). De ce fait, une grande partie des études en écologie urbaine ont été effectuées en Europe. Les villes de l'Amérique du Nord font aussi l'objet de nombreuses études scientifiques (Aronson *et al.*, 2014; Faeth *et al.*, 2011). De plus, il existe en Europe et en Amérique du Nord plusieurs projets de conservation et de restauration en milieu urbain. Ces projets comportent des programmes gouvernementaux et non gouvernementaux ainsi que de projets universitaires et communautaires (Luck and Wu, 2002; Pickett *et al.*, 2008; SCBD, 2012).

### **1.1.5 La situation de l'Océanie**

Tel que défini par l'ONU, l'Océanie englobe l'ensemble des îles situées en Polynésie, Micronésie et Mélanésie, ainsi que l'Australie et la Nouvelle-Zélande. D'un côté, l'Australie et la Nouvelle-Zélande détiennent un taux d'urbanisation élevé, avec 89% de leur population vivant en zones urbaines (UN, 2014). Toutefois, lorsque comparées au monde entier, les villes de l'Australie et de la Nouvelle-Zélande sont de densités relativement faibles (Dyball *et al.*, 2013). D'un autre côté, l'urbanisation est arrivée plus tardivement dans les îles de l'Océan Pacifique et une proportion plus faible de la population vit en ville. En moyenne, cette proportion est de l'ordre de 30% (UN, 2014). Elle varie toutefois d'une île à l'autre et certains atolls accueillent des densités urbaines très élevées. La plupart de ces communautés urbaines mènent un mode de vie qui repose sur la subsistance et sont, par le fait même, très sensibles à toute dégradation des écosystèmes aquatiques (Dyball *et al.*, 2013).

La zone urbaine dans l'ensemble de l'Océanie s'étend sur une aire d'environ 10 500 km<sup>2</sup>. Cette superficie devrait doubler en 2030 (Seto *et al.*, 2012), ce qui représente une grande menace pour la biodiversité. Cette menace est particulièrement importante pour la Nouvelle-Zélande, la Micronésie, la Mélanésie et la Polynésie qui se retrouvent entièrement dans des points chauds de la biodiversité (annexe 2) (Dyball *et al.*, 2013).

## **1.2 Les bienfaits et les défis de l'urbanisation**

Pour les pays développés comme en développement, les villes offrent à leurs résidents des occasions uniques d'améliorer leur revenu, de s'instruire et de bénéficier de services sanitaires et sociaux. Tout d'abord, l'urbanisation est liée au développement économique d'une région. La plupart des pays urbanisés affichent un revenu par habitant élevé; la situation inverse s'observe dans les pays moins urbanisés (Henderson, 2010; OMS et ONU-Habitat, 2010; UN, 2014). Un exemple récent du rôle de l'urbanisation dans la prospérité économique est le développement de l'Asie-Pacifique. Au cours des deux dernières décennies, l'Asie-Pacifique a connu une croissance économique phénoménale et est devenue l'économie la plus dynamique au monde. Pour y arriver, elle a tiré profit des économies d'échelle et elle s'est spécialisée dans les productions qui l'avantagent le plus sur le marché international. Dans le processus, plusieurs villes asiatiques ont réussi la transition d'une économie basée sur l'agriculture vers une économie basée sur l'industrie

et les services. Ces villes représentent maintenant des centres importants de productivité et d'innovation à travers le monde (UN-Habitat, 2010a).

En plus de la prospérité économique, les villes offrent de nombreuses opportunités sociales. En effet, les résidents urbains bénéficient d'un meilleur accès aux services de base, tels que l'éducation, les soins de santé, l'électricité et les services d'eau et d'assainissement (Cohen, 2006; Montgomery *et al.*, 2003). Ce niveau d'accessibilité a comme résultat d'améliorer le taux d'alphabétisation ainsi que la qualité et l'espérance de vie des résidents (Cohen, 2006; OMS et ONU-Habitat, 2010). L'urbanisation est également liée à l'amélioration du statut de la femme ainsi qu'à la baisse du taux de fécondité. Par ailleurs, la densité des villes améliore la mobilité des habitants et offre des occasions inégalées d'échanges sociaux et culturels (Cohen, 2006; Montgomery *et al.*, 2003). Elle se prête aussi à la construction de logements, de réseaux de transport et autres infrastructures qui sont plus efficaces sur le plan économique et environnemental (Montgomery *et al.*, 2003).

Malgré leurs avantages, les villes des pays en développement sont souvent des sources d'importantes inégalités et de graves problèmes environnementaux. Ainsi, en Asie, en Afrique et en Amérique latine, la pauvreté urbaine est grandissante et elle se manifeste par la croissance de quartiers informels ou de bidonvilles. Ces endroits sont caractérisés par des logements surpeuplés et insalubres, par un manque d'accès aux services de base, par un taux de chômage élevé et par un environnement urbain très pollué (Montgomery *et al.*, 2003; OMS et ONU-Habitat, 2010). À l'avenir, ces inégalités seront de plus en plus visibles, opposant des populations riches protégées dans des communautés fermées à des populations pauvres, plus nombreuses, dans d'immenses bidonvilles. Cette disparité entre les riches et les pauvres augmentera la tension entre ces deux groupes, la délinquance et l'agitation sociale (Montgomery *et al.*, 2003). De plus, ce sont les pauvres qui souffriront le plus des changements climatiques et des catastrophes naturelles (Montgomery *et al.*, 2003; OMS et ONU-Habitat, 2010). Ces citoyens vivent généralement sur des sites vulnérables, comme sur le bord de plages risquant d'être submergées ou sur des pentes menacées de glissements de terrain. De plus, leurs habitations de faible qualité ne peuvent généralement pas résister à des événements extrêmes comme un ouragan (OMS et ONU-Habitat, 2010).

Par ailleurs, plusieurs villes dans les pays en développement n'ont pas les ressources nécessaires pour gérer une croissance urbaine rapide (Montgomery *et al.*, 2003; OMS et ONU-Habitat, 2010). À ce titre, il arrive souvent que cette croissance soit si rapide que les autorités locales ignorent même le nombre d'habitants dans leur ville. Sous de telles conditions, il est difficile de surveiller la qualité de l'air et de l'eau, de fournir des services d'assainissement et de veiller à l'approvisionnement alimentaire (OMS et ONU-Habitat, 2010).

Somme toute, le principal défi pour les villes du monde est d'améliorer les conditions socioéconomiques de leurs citoyens tout en préservant l'environnement pour les générations futures. Les solutions aux problèmes urbains sont de plus en plus recherchées à l'échelle locale, ce qui implique un plus grand rôle pour les autorités locales, les organismes non gouvernementaux et les groupes communautaires (Montgomery *et al.*, 2003).

### **1.3 Les conséquences de l'urbanisation sur la biodiversité globale**

Le Secrétariat de la Convention de la diversité biologique (SCDB) regroupe les causes de l'appauvrissement global de la biodiversité en cinq catégories : la perte et la fragmentation des milieux naturels, la pollution, l'introduction des espèces exotiques envahissantes, la surexploitation des ressources naturelles et les changements climatiques (SCDB, 2010; SCDB, 2014). Les villes contribuent de façon importante à tous ces types de perturbations.

#### **1.3.1 La perte et la fragmentation des milieux naturels**

L'expansion des zones urbaines et le développement d'infrastructures, telles que les logements, les bâtiments industriels et les réseaux de transports, contribuent directement à la perte et à la fragmentation d'habitats. Ces changements au niveau de l'utilisation du sol demeurent la première cause du déclin de la biodiversité à l'échelle mondiale (SCDB, 2014). Selon Seto *et al.* (2012), l'expansion urbaine devrait tripler entre 2000 et 2030, ce qui entraînerait une perte additionnelle de 1 500 000 km<sup>2</sup> d'habitats naturels. Comme il a été mentionné précédemment, cette perte sera particulièrement importante dans les zones riches en biodiversité, telles que les points chauds de la biodiversité et les zones côtières. Dans certaines parties du monde, les aires protégées se verront aussi perturbées par l'urbanisation, car elles sont de plus en plus proches des villes. Par exemple, selon les prédictions de McDonald *et al.* (2008), la distance

moyenne entre les villes et les aires protégées en Asie de l'Est diminuerait de 43 km à 23 km d'ici 2030. Ces changements dans l'utilisation du sol diminueront la diversité biologique des habitats (Fahrig, 2003; Fischer and Lindenmayer, 2007) et auront des conséquences importantes sur les espèces rares et les espèces menacées (McDonald *et al.*, 2008; Seto *et al.*, 2013). Par ailleurs, l'urbanisation provoque la disparition des terres agricoles les plus fertiles au monde (Fazal, 2000; Seto *et al.*, 2000). Cela réduit l'autosuffisance alimentaire d'une région et mène à la conversion ou l'accaparement des terres ailleurs dans le monde (DeFries *et al.*, 2010; Seto *et al.*, 2010).

L'urbanisation fragmente aussi les milieux naturels, c'est-à-dire qu'elle morcelle des superficies naturelles relativement homogènes et continues en petites unités isolées. Ces changements dans la configuration spatiale des habitats altèrent leur qualité et affectent l'occupation, la reproduction et la survie des espèces qui s'y trouvent (Fahrig, 2003). Par exemple, l'isolement des habitats diminue le flux génétique en réduisant la capacité des espèces à se disperser. Cela a comme conséquence d'augmenter la fréquence des croisements consanguins et de défavoriser le potentiel d'adaptation, ce qui pourrait avoir une influence négative sur la persistance à long terme des populations (Keller and Waller, 2002). L'isolement des habitats peut également avoir un impact négatif sur les déplacements quotidiens de la faune ainsi que sur les déplacements à grande échelle, tels que les migrations saisonnières et les migrations liées aux changements climatiques (Fischer and Lindenmayer, 2007).

Par ailleurs, la fragmentation augmente la superficie des habitats subissant un effet de bordure. Cet effet est la modification des paramètres physiques (ex., la vitesse du vent, la radiation solaire, l'humidité et la température) et biologiques (ex., les interactions de prédation, de compétition et de parasitisme) sur le pourtour des milieux naturels et peut dans certains cas entraîner des impacts négatifs sur les espèces indigènes. De plus, il existe une relation directe entre la taille des parcelles d'habitats et leur richesse spécifique, c'est-à-dire le nombre d'espèces qui y sont présentes. Les parcelles de plus petite taille détiennent généralement une richesse spécifique moins élevée que les parcelles de plus grande taille (Fischer and Lindenmayer, 2007).

### **1.3.2 La pollution**

La pollution dégrade les écosystèmes et crée un environnement toxique pour l'ensemble des espèces ou certaines d'entre elles. De nombreuses activités urbaines polluent l'air, l'eau et les sols

sur lesquels la biodiversité dépend pour survivre. Par exemple, le ruissellement urbain et les procédés industriels contaminent les milieux humides, les rivières, les lacs et même les aquifères. Un autre exemple de contamination en milieu urbain inclut notamment l'utilisation des pesticides pour l'entretien paysager des pelouses, des parcs et des terrains de golf (Gouvernement du Québec, 2002; Robbins *et al.*, 2001). À ces sources de pollution s'ajoutent aussi le manque d'infrastructures au niveau de la collecte et du traitement des eaux usées dans les pays en développement, ainsi que le vieillissement des infrastructures dans les pays développés (UN-Habitat, 2010b). L'ensemble de ces sources de pollution entraîne de l'azote, du phosphore, des métaux lourds, des matières en suspension, des bactéries, des hydrocarbures et des produits chimiques dans les milieux récepteurs (Ellis and Mitchell, 2006; Grimm *et al.*, 2008; Malmqvist and Rundle, 2002). La contamination de l'eau par ces substances cause des effets néfastes sur la biodiversité aquatique. Entre autres, certains apports en nutriment contribuent à l'eutrophisation des cours d'eau, c'est-à-dire qu'ils peuvent stimuler la croissance d'algues et de bactéries qui consomment l'oxygène dissout dans l'eau et peuvent ainsi créer des zones mortes de vie aquatique (Grimm *et al.*, 2008; SCDB, 2010; Shao *et al.*, 2006; Wash *et al.*, 2005).

L'air des villes contient aussi des concentrations élevées en polluants atmosphériques, tels que les composés soufrés et azotés, le dioxyde de carbone (CO<sub>2</sub>), les aérosols, les métaux et l'ozone. Ces polluants ne sont pas seulement préoccupants pour la santé humaine, mais aussi pour la biodiversité. En effet, les dépôts acides et azotés peuvent dérégler le cycle nutritif des plantes et peuvent perturber l'équilibre chimique des sols et des eaux (Gregg *et al.*, 2003; Grimm *et al.*, 2008; Kaye *et al.*, 2006). Les dépôts de métaux lourds peuvent quant à eux créer des environnements toxiques, ce qui peut diminuer la survie et la reproduction des organismes vivants (Pickett *et al.*, 2001; Wash *et al.*, 2005).

### **1.3.3 Les espèces exotiques envahissantes**

Les espèces exotiques envahissantes (EEE) comprennent toute espèce qui, à cause des activités humaines, s'est propagée au-delà de son aire de répartition naturelle (Environnement Canada, 2003). L'urbanisation favorise l'établissement de ces espèces pour deux principales raisons. La première est en lien avec l'introduction croissante des espèces non indigènes dans les milieux urbains (McKinney, 2006). Ces espèces peuvent être introduites de manière accidentelle par tout

moyen de transport associé avec l'expansion du commerce et des déplacements humains. Elles peuvent aussi être importées de manière intentionnelle pour son utilisation dans plusieurs domaines, tels que l'agriculture, l'horticulture, le commerce d'animaux de compagnie et la recherche scientifique (Environnement Canada, 2003; McKinney, 2006). La deuxième raison est que les milieux urbains offrent des habitats favorables pour les espèces exotiques. Les activités humaines qui s'y retrouvent perturbent les écosystèmes et entraînent leur fragilisation. Ces perturbations anthropiques nuisent à la compétitivité des espèces indigènes et, par conséquent, rendent les écosystèmes urbains plus vulnérables à l'invasion d'espèces exotiques (McKinney, 2006).

L'invasion des espèces exotiques constitue une très grande menace pour les écosystèmes et les espèces indigènes qui s'y trouvent (Olden, 2006; SCDB, 2014). Ces espèces créent un déséquilibre naturel en faisant concurrence pour l'obtention des ressources nécessaires à la survie des espèces indigènes. Une fois introduites dans un nouvel écosystème, les espèces exotiques n'ont aucun prédateur ou compétiteur naturel et peuvent proliférer plus facilement que les espèces indigènes. Cela peut mener à la diminution ou la disparition d'espèces indigènes et, par le fait même, modifier le fonctionnement des écosystèmes (Environnement Canada, 2003; Mooney and Cleland, 2001). Une conséquence majeure de l'introduction des espèces exotiques et des perturbations anthropiques est l'homogénéisation biotique, soit un estompement des distinctions biologiques entre les différentes régions du monde (McKinney and Lockwood, 1999; Mckinney, 2006; Olden, 2006).

#### **1.3.4 La surexploitation des ressources naturelles**

En raison de la croissance urbaine, une part importante de la production biologique et des ressources non renouvelables de la planète est consacrée à combler les besoins de la population urbaine. Ces besoins nécessitent de grandes quantités de ressources à l'échelle globale, particulièrement en eau, en énergie, en produits agricoles et en matériaux de construction (Grimm *et al.*, 2008; Liu *et al.*, 2003; Puppim de Oliveira *et al.*, 2011; SCBD, 2012). De plus, l'urbanisation est souvent accompagné d'une hausse du niveau de vie des résidents, ce qui cause des changements au niveau des habitudes de consommation. Par exemple, les citoyens consomment généralement plus d'aliments transformés et de produits à base de viande que les consommateurs ruraux

(Delgado, 2003; Mendez and Popkin, 2004). Ces habitudes de consommation encouragent la production commerciale des produits agricoles et exercent des pressions importantes sur les forêts, particulièrement en milieu tropical (DeFries *et al.*, 2010). Le processus d'urbanisation est donc fortement associé à la destruction d'habitats et à la surexploitation de la biodiversité dans les zones périurbaines ainsi que dans les écosystèmes lointains.

Un autre exemple est l'exploitation de la viande de brousse qui semble s'effectuer de manière non durable dans le bassin du Congo. La viande de brousse fait partie de l'alimentation traditionnelle de la région et sa demande a considérablement augmenté en raison de la croissance de la population urbaine. Cette demande se traduit par une perte importante de la faune dans les zones périurbaines ainsi que dans les régions plus éloignées (Wilkie and Carpenter, 1999). En outre, l'augmentation des revenus en Asie suscite une demande grandissante pour les produits d'espèces sauvages, tels que l'ivoire d'éléphant, la corne de rhinocéros, les ailerons de requin et les os de tigre. La demande pour ces produits est alimentée par leur supposée propriété médicinale ou par le statut social associé au produit. L'ampleur que le commerce d'espèces sauvages a prise au cours des dernières années pourrait d'ailleurs décimer certaines populations, voire, les conduire à l'extinction (WWF et Dalberg, 2012).

### **1.3.5 Les changements climatiques**

Les villes sont des zones concentrées en activités humaines, ce qui fait d'elles des sources importantes de CO<sub>2</sub> et d'autres gaz à effet de serre (GES) (Grimm *et al.*, 2008). Les principales sources d'émission de GES en milieu urbain sont la production d'énergie, le transport et la production industrielle (IPCC, 2014; ONU-Habitat, 2011). Sans oublier que la population des villes a également besoin de nourriture et de biens de consommation, dont la production et l'acheminement entraînent des émissions de GES en dehors des villes elles-mêmes. L'expansion agricole pour nourrir les habitants des villes est une cause majeure de la déforestation à l'échelle mondiale, ce qui mène à la perte d'importants puits de carbone et contribue davantage aux changements climatiques (DeFries *et al.*, 2010; Rudel *et al.*, 2009).

La contribution des villes aux changements climatiques représente une menace très importante pour la biodiversité. Les changements climatiques correspondent actuellement à une augmentation de 0,85 °C de la température moyenne de surface par rapport aux niveaux des

années 1880 (IPCC, 2014). Si des mesures d'atténuation ne sont pas adoptées, les changements futurs sont estimés entre 1,4 °C à 4,8 °C d'ici 2100. De plus, il y aura des modifications sur la fréquence des phénomènes météorologiques extrêmes ainsi que sur les régimes de pluie et les périodes de sécheresse (IPCC, 2014). En raison de ces changements, les espèces d'une région pourraient ne plus être adaptées à l'ensemble des conditions environnementales et pourraient se retrouver hors de leur niche climatique (Bellard *et al.*, 2012). La survie de ces espèces dépendra largement de leur capacité à migrer ou à supporter des conditions climatiques plus extrêmes. Plusieurs espèces animales et végétales ne pourront pas s'adapter suffisamment rapidement aux changements climatiques et en conséquence, elles seront exposées à un risque accru d'extinction. De plus, les changements climatiques engendreront des décalages au sein des écosystèmes, ce qui pourrait créer des asynchronies au niveau de certaines interdépendances, tels que celles qui existent entre la nidification et la nourriture ou entre les pollinisateurs et la fertilisation. Ces modifications, ainsi que les changements au niveau des aires de distribution des espèces, auront un impact majeur sur le fonctionnement des écosystèmes et leurs réseaux trophiques (Bellard *et al.*, 2012; SCDB, 2010).

Malgré la contribution des villes aux émissions de GES, elles peuvent être aménagées, d'une manière ou d'une autre, pour lutter contre les changements climatiques. En effet, certaines villes affichent des taux d'émission par habitant moins élevés que les moyennes nationales (tableau 1.2). Les émissions de GES en milieu urbain dépendent évidemment de la taille de la ville, de sa situation géographique, de sa densité, de ses principales activités économiques et des habitudes de consommation des citoyens (Dogman, 2009). Le niveau élevé de consommation des riches, ainsi que les systèmes de production nécessaires pour répondre à leurs demandes, restent toutefois les plus grands responsables des émissions de GES (Satterthwaite, 2008).

**Tableau 1.2 Émission de GES de certaines villes comparées aux émissions nationales**

Ville	Émissions de GES par habitant (TéqCO <sub>2</sub> ) (année de l'étude entre parenthèses)	Émissions nationales par habitant (TéqCO <sub>2</sub> ) (année de l'étude entre parenthèses)
Washington (États-Unis)	19,7 (2005)	23,9 (2004)
Glasgow (Royaume-Uni)	8,4 (2004)	11,2 (2004)
Toronto (Canada)	8,2 (2001)	23,7 (2004)
Shanghai (Chine)	8,1 (1998)	3,4 (1994)
New York (États-Unis)	7,1 (2005)	23,9 (2004)
Pékin (Chine)	6,9 (1998)	3,4 (1994)
Londres (Royaume-Uni)	6,2 (2006)	11,2 (2004)
Tokyo (Japon)	4,8 (1998)	10,6 (2004)
Séoul (République de Corée)	3,8 (1998)	6,7 (1990)
Barcelone(Espagne)	3,4 (1996)	10,0 (2004)
Rio de Janeiro (Brésil)	2,3 (1998)	8,2 (1994)
Sao Paulo (Brésil)	1,5 (2003)	8,2 (1994)

Modification de : Dodman (2009), p. 189

Traduction libre

#### **1.4 La reconnaissance internationale du rôle des villes dans la conservation de la biodiversité**

C'est en raison de leur contribution à l'appauvrissement global de la biodiversité que les villes ont été reconnues comme acteurs clés pour la mise œuvre de la Convention sur la diversité biologique (CDB). Adoptée au Sommet de la Terre à Rio de Janeiro en 1992, la Convention reconnaît, pour la première fois, que la conservation de la biodiversité est une préoccupation pour l'ensemble de l'humanité et qu'elle est une partie intégrante du processus de développement. Les États signataires s'engagent, entre autres, à conserver et à utiliser la biodiversité de façon durable (SCBD, 2015).

Lors de la neuvième Conférence des Parties à Bonn en 2008, les États signataires ont souligné l'importance d'engager les villes et les autorités locales dans les efforts mondiaux destinés à la conservation de la biodiversité. En effet, les gouvernements locaux jouent un rôle crucial au niveau de la planification de l'utilisation du sol, du développement d'infrastructures urbaines et des programmes de sensibilisation du public. Ils exercent une influence directe sur les utilisateurs et les gestionnaires de la biodiversité à l'échelle locale, particulièrement en ce qui concerne l'eau,

l'agriculture, les forêts et les aires protégées (SCDB, 2008). La dixième conférence à Nagoya en 2010 est venue confirmer le rôle des villes dans la mise en œuvre de la CDB par la reconnaissance officielle du Plan d'action sur les gouvernements sous-nationaux, les villes et autres autorités locales pour la diversité biologique 2011-2020. Le plan émet des suggestions aux Parties sur la façon de mobiliser les efforts locaux en matière de gestion durable de la biodiversité, et de faciliter les communications entre tous les niveaux de gouvernements. Un des outils présentés par le plan d'action est l'Indice de la biodiversité des villes, aussi connu comme l'Indice de Singapour. Cet outil permet aux villes d'autoévaluer leur progrès en matière de conservation et d'amélioration de la biodiversité (SCDB, 2010b).

Parallèlement au plan d'action, le programme Action locale pour la biodiversité (LAB) vise à appuyer les autorités locales dans l'atteinte des objectifs de la CDB. Ce programme représente un partenariat entre le Conseil international sur les initiatives écologiques (ICLEI) et l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) (ICLEI CBC, 2015a). Fondée en 1990, l'ICLEI est une association de gouvernements, de villes et de collectivités régionales engagées dans la voie du développement durable (ICLEI, 2015). L'UICN est quant à elle le plus ancien et le plus vaste réseau de professionnels de la conservation (UICN, 2014). L'appui apporté par ce programme se traduit de différentes façons, soit par une correspondance continue, par l'envoi de lignes directrices, par des formations spécialisées ou par l'accès au vaste réseau de scientifiques de l'UICN. De plus, le programme est une plateforme où les autorités locales peuvent partager leurs efforts pour contenir la perte de la biodiversité, leurs réussites ainsi que les défis qu'ils ont rencontrés (ICLEI CBC, 2015a).

Une autre initiative internationale, lancée après la dixième Conférence des Parties de la CDB, est l'Urban Biosphere Initiative (URBIS). Plus précisément, l'URBIS est une alliance mondiale de partenaires qui cherchent à concilier le développement urbain avec la conservation de la biodiversité et l'utilisation durable des ressources naturelles (ICLEI CBC, 2015b). Les partenaires incluent notamment l'ICLEI, l'UICN, le SCDB, l'Organisation des Nations Unies pour l'éducation, la science et la culture (UNESCO), le Centre de Résilience de Stockholm ainsi que plusieurs villes, comme São Paulo (Brésil), Montréal (Canada), Jérusalem (Israël) et Stockholm (Suède). Cette alliance représente une communauté d'apprentissage qui permet de faciliter l'échange de connaissances, d'idées et de bonnes pratiques en matière de développement urbain durable. Elle

permet aussi de reconnaître formellement et de promouvoir les actions concrètes effectuées par les gouvernements locaux et les villes à travers le monde (ICLEI CBC, 2015b).

Une initiative plus ancienne est le Programme sur l'homme et la biosphère (MAB) de l'UNESCO. Lancé au début des années 70, ce programme vise à établir une base scientifique pour améliorer les relations homme-nature à l'échelle mondiale. La principale composante de ce programme est le réseau des réserves de biosphère. Une réserve de la biosphère a comme objectif de protéger la biosphère en abordant les besoins humains et les activités humaines par rapport aux processus naturels. Plusieurs de ces réserves sont situées proche de grandes zones urbaines, tel que le mont Saint-Hilaire (Montréal, Canada), Cuenca Alta del Rio Manzanares (Madrid, Espagne), Golden Gate (San Francisco, États-Unis) et Mata Atlantica (Rio de Janeiro et São Paulo, Brésil) (UNESCO, 2011). Plus récemment, un groupe de spécialistes du développement urbain a été formé au sein du MAB pour explorer l'application du concept aux agglomérations urbaines, ce qui pourrait promouvoir la création d'un réseau de villes vertes (Dogsé, 2004; UNESCO, 2011).

Dans la même optique, plusieurs villes, universités ou organismes non gouvernementaux ont entrepris des démarches individuelles pour conserver les processus naturels à l'intérieur des milieux urbains. Il existe par exemple un réseau de villes « biophiliques », c'est-à-dire des villes riches en biodiversité et abondantes en éléments naturels. Ce réseau inclut notamment Birmingham (Royaume-Uni), Singapour (Singapour), Séoul (République de Corée), Oslo (Norvège) et New York (États-Unis). Il représente une initiative de recherche de l'Université de Virginie qui cherche à faire avancer la théorie et la pratique derrière la planification des villes vertes (BiophilicCities, 2015). En 2008, la ville d'Ottawa a aussi mis sur pied une étude pilote sur le concept d'écoville de la biosphère. Ce concept vise à favoriser la durabilité des noyaux urbains et des milieux ruraux avoisinants en abordant différents thèmes urbains, comme le transport, l'énergie, les déchets, l'alimentation, les espaces verts, la santé et le capital naturel (OBEC, 2015). L'émergence de telles initiatives à travers le monde expose le rôle grandissant des villes dans la protection de la biodiversité et illustre les nombreuses possibilités qui s'offrent pour valoriser les milieux naturels dans les milieux urbanisés.

## CHAPITRE 2

### LA BIODIVERSITÉ URBAINE ET LES BÉNÉFICES TIRÉS PAR L'HOMME

Maintenant que le premier chapitre a mis en contexte la problématique de la perte de biodiversité des suites de l'urbanisation à l'échelle du globe, le présent chapitre est consacré à la biodiversité urbaine. Les études scientifiques sur celle-ci se sont concentrées jusqu'à maintenant sur les milieux tempérés et les espèces terrestres, comme les oiseaux, les insectes et les plantes (Aronson *et al.*, 2014; Faeth *et al.*, 2011; McKinney, 2008). Ces études montrent que malgré l'intensité des perturbations humaines, les villes peuvent tout de même abriter une certaine biodiversité (Pickett *et al.*, 2008; SCBD, 2012). Cette biodiversité est toutefois influencée par les conditions particulières des milieux urbains et diffère de celle trouvée dans les milieux naturels (Grimm *et al.*, 2008; McKinney, 2002).

Ce chapitre examine les conséquences de l'urbanisation sur la biodiversité à l'échelle locale et régionale. Pour ce faire, il établit tout d'abord quelques concepts de base qui permettront de bien comprendre les mécanismes en lien avec la biodiversité urbaine. Il décrit par la suite la répartition géographique de la biodiversité (c.-à-d., les patrons de biodiversité) en fonction du degré d'urbanisation, la structure du paysage urbain et les conditions socio-économiques. Pour conclure, la cinquième section du chapitre met de l'avant l'importance de la biodiversité urbaine.

#### 2.1 Les notions et les concepts

Puisque la conservation de la biodiversité en milieu urbain constitue le cœur de cet essai, il est nécessaire d'approfondir les concepts de la biodiversité et des milieux urbains. De plus, cette section traite des notions liées à la connectivité du paysage. Cela posera les bases pour l'analyse des formes urbaines dans le dernier chapitre.

##### 2.1.1 La biodiversité

La biodiversité ou la diversité biologique est définie de manière formelle à l'article 2 de la Convention sur la diversité biologique (CDB). Selon le texte original, elle est définie comme suit :

« Variabilité des organismes vivants de toute origine, y compris, entre autres, les écosystèmes terrestres, marins et autres écosystèmes aquatiques et les complexes

écologiques dont ils font partie; cela comprend la diversité au sein des espèces, et entre les espèces et ainsi que celle des écosystèmes » (Nations Unies, 1992, p. 3).

En d'autres mots, la biodiversité représente l'ensemble des milieux naturels et des formes de vie sur Terre. Elle est le produit de plus de 3 milliards d'années d'évolution et constitue une ressource vitale pour l'humanité.

Il existe trois grands niveaux de diversité biologique : la diversité génétique, la diversité spécifique et la diversité écosystémique (Swingland, 2001). La diversité génétique comprend la variation entre les individus, c'est-à-dire la variété au niveau des gènes à l'intérieur des espèces ou des populations. La diversité génétique est à la base de la biodiversité, car elle permet aux populations de s'adapter aux changements environnementaux et assure que les processus évolutifs demeurent fonctionnels (Bernhardt, s.d.; Swingland, 2001).

La diversité spécifique fait quant à elle référence à la variété des espèces présentes dans un milieu donné. Les espèces sont les éléments vivants des écosystèmes et leur présence peut fournir des indications essentielles sur l'état de l'environnement (Bernhardt, s.d.; Swingland, 2001). Par exemple, il est possible avec les espèces indicatrices d'évaluer certaines caractéristiques écologiques d'un environnement (Miller *et al.*, 1998). Certaines espèces, comme les grenouilles, les abeilles et les lichens, sont plus sensibles à la pollution, ainsi le suivi de leurs effectifs permet d'évaluer la qualité de l'eau, de l'air ou de l'environnement global. D'autres espèces, telles que les espèces clés de voûte, exercent un rôle unique au sein d'un écosystème et sont indispensables pour son bon fonctionnement. La perte d'une telle espèce perturbe le réseau trophique d'un écosystème et entraîne tôt ou tard des changements fonctionnels majeurs (Miller *et al.*, 1998). Ce fut le cas lors de la disparition des loups dans le parc national de Yellowstone qui a augmenté les pressions exercées par les gros herbivores et a menacé l'équilibre de l'écosystème.

Enfin, la diversité écosystémique correspond à la variété qui existe au niveau des environnements physiques d'un paysage et des communautés biotiques qui s'y trouvent. Au sein d'un écosystème, ces éléments développent un réseau d'échange d'énergie et de matière qui permet le maintien et le développement de la vie dans un équilibre dynamique (Norpac, 2011a). La diversité écosystémique comprend également les interactions ayant lieu au sein des écosystèmes et est donc très complexe à étudier (Bernhardt, s.d.).

Au cours des dernières années, plusieurs indicateurs ont été développés afin d'évaluer et suivre l'état de la biodiversité. Les plus fréquemment utilisés sont la richesse spécifique, l'abondance, la densité et l'équitabilité (Norpac, 2011b). La richesse spécifique est le nombre d'espèces appartenant à un groupe taxonomique supérieur (ex. : genre, famille, ordre ou autre) qui sont présentes dans un endroit donné à un moment donné. L'abondance d'une espèce est le nombre total d'individus d'une espèce, alors que sa densité représente le nombre d'individus par unité d'espace. L'équitabilité repose sur l'abondance relative des espèces et correspond à l'équirépartition des espèces dans un écosystème. Une bonne équirépartition des espèces indique qu'il y a un nombre d'individus équivalent de chaque espèce et qu'aucune d'elles n'est dominante par rapport à l'autre. Un habitat diversifié devrait tendre vers une grande richesse spécifique et une bonne équirépartition (Norpac, 2011b).

### **2.1.2 Les milieux urbains**

À l'échelle planétaire, il n'existe aucune définition commune de milieu urbain. La définition de « urbain » diffère d'un pays à l'autre et connaît régulièrement de nouvelles classifications. Les critères de classification incluent un ou plusieurs des éléments suivants : le seuil de population, la densité démographique, la fonction économique, la présence de caractéristiques urbaines (ex. : rues pavées, électricité, réseaux d'assainissement) et la présence de services d'éducation et de santé (UN, 2014).

Dans le cadre de cet essai, la définition utilisée pour les milieux urbains se concentre sur les caractéristiques physiques, c'est-à-dire sur la continuité du bâti et des infrastructures urbaines. De plus, l'accent est mis sur les concepts d'agglomérations et d'aires urbaines et non sur les villes. Les villes représentent des frontières administratives qui ne suivent pas régulièrement le rythme de l'accroissement démographique et des infrastructures urbaines (UNICEF, 2012). Les agglomérations et les aires urbaines englobent à la fois la ville, les territoires adjacents dont la densité est comparable à celles des villes, ainsi que les zones périphériques à plus faible densité reliées à la ville (ex. : liaisons fréquentes, axes routiers de transport facilitant les déplacements domicile-travail) (UNICEF, 2012).

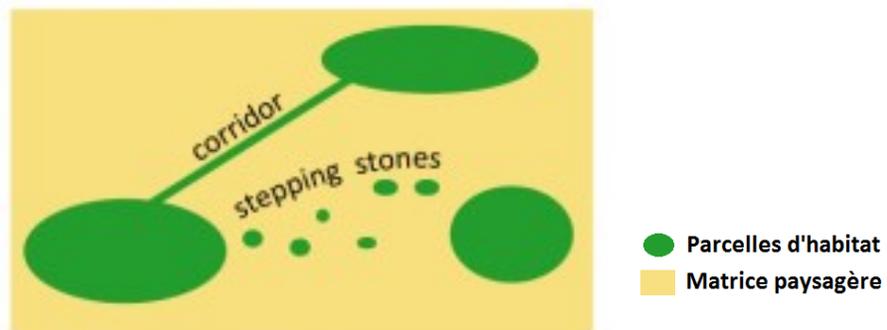
### 2.1.3 La connectivité

La fragmentation d'habitats a tendance à créer des métapopulations d'espèces, soit un ensemble de sous-populations habitant des parcelles d'habitats isolées spatialement, mais connectées génétiquement et démographiquement par la migration. Pour ces populations d'espèces, les extinctions locales sont fréquentes. C'est qu'elles sont souvent de petites tailles et sont plus sensibles aux évènements aléatoires. La colonisation peut cependant compenser ces extinctions locales et peut assurer la persistance des populations (Hanski, 1998). Les processus de colonisation qui permettent les flux migratoires entre les parcelles d'habitats dépendent à la fois de la capacité des espèces à se disperser et de la connectivité du paysage (Kindlmann and Burel, 2008).

La connectivité d'un paysage peut être définie sur des bases structurelles ou fonctionnelles (Taylor *et al.*, 2006). La connectivité structurelle considère seulement les relations physiques entre les parcelles d'habitats favorables, comme la grandeur des parcelles et la distance qui les séparent. La connectivité structurelle est souvent utilisée puisqu'elle est quantifiable à l'aide de cartes ou de systèmes d'information géographique. Elle peut cependant être inadéquate dans certains cas, car elle ne considère pas les réponses comportementales des espèces face à leur milieu (Taylor *et al.*, 2006). La connectivité fonctionnelle désigne quant à elle l'ensemble des éléments du paysage qui facilite ou empêche le mouvement des espèces entre les parcelles d'habitats favorables (Taylor *et al.*, 1993). Cette connectivité reflète de façon plus réaliste les déplacements des espèces en considérant leurs réactions à la structure et la composition du paysage (Taylor *et al.*, 2006).

De manière générale, la connectivité d'un paysage est liée à la distance entre les parcelles d'habitats ainsi qu'à la taille des parcelles. Cela est expliqué par le fait qu'une distance plus importante entre les parcelles est plus difficile à traverser et que les parcelles de plus petite taille sont plus difficiles à trouver (Kindlmann and Burel, 2008). La connectivité du paysage est également liée à la composition de la matrice paysagère, c'est-à-dire la zone qui entoure les parcelles d'habitats favorables. La matrice peut comprendre des éléments paysagers qui facilitent le mouvement entre différentes parcelles d'habitats, tels que les corridors et les pas japonais (*stepping stones*) (figure 2.1) (Kindlmann and Burel, 2008). Les corridors sont des éléments paysagers étroits ou linéaires qui relient deux parcelles d'habitats au sein de la matrice. Les pas japonais font quant à eux référence à des îlots d'habitats dans la matrice paysagère qui réduisent

les distances (au sein d'habitats inhospitaliers) à traverser par les individus pour se déplacer entre les parcelles d'habitats (Kindlmann and Burel, 2008). Considérant l'aspect fonctionnel de la connectivité, les éléments paysagers qui sont utilisés comme corridors ou pas japonais varient en fonction des espèces considérées, de leurs exigences en habitats ainsi que de leur capacité de dispersion.



**Figure 2.1 Représentation des parcelles d'habitats, des corridors, des *stepping stones* et de la matrice paysagère**

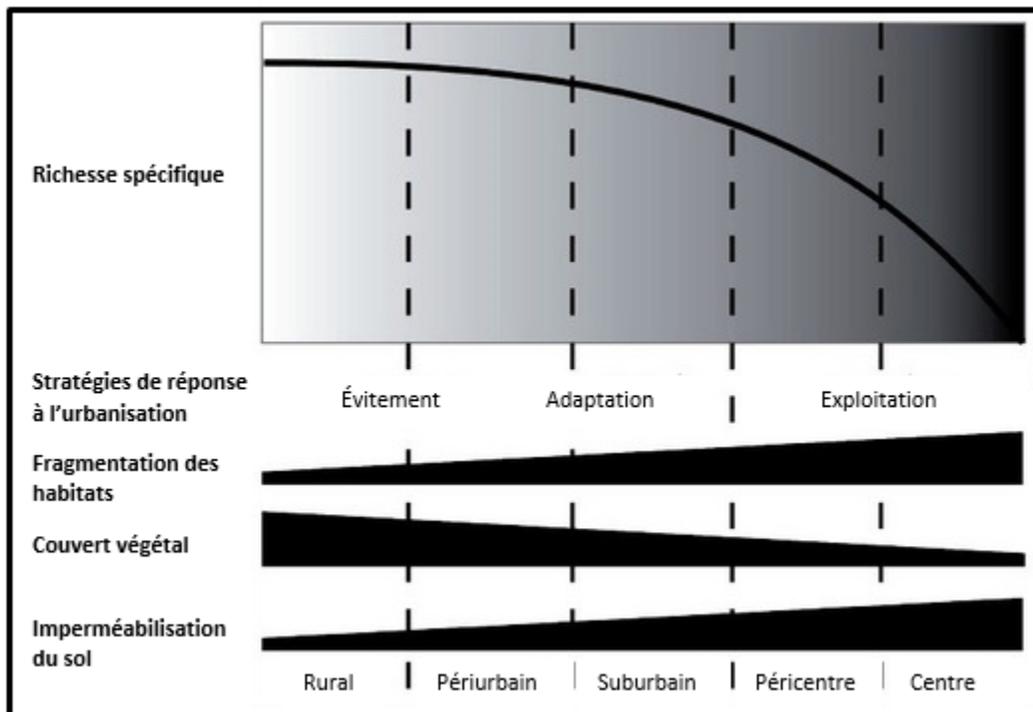
## **2.2 La biodiversité le long du gradient urbain-rural**

La majorité des études en milieu urbain examine les patrons de biodiversité le long du gradient urbain-rural. Ce gradient représente un transect partant du centre de la ville, passant par la banlieue et allant jusqu'à des zones rurales ou des zones de végétation plus naturelles (Faeth *et al.*, 2011; Gagné, 2013; McDonnell and Hahs, 2008; McKinney, 2002). Cette approche a comme avantage d'être intuitive et d'être facile à mesurer. Elle émet toutefois une interprétation très générale du paysage urbain en regardant simplement le degré d'urbanisation. De plus, elle a tendance à effectuer qu'un seul transect au niveau de la ville et n'apporte aucune quantification précise des facteurs ou des variables qui influenceraient les patrons de biodiversité observés (Beninde *et al.*, 2015; McDonnell and Hahs, 2008; Turrini and Knop, 2015).

### **2.2.1 Les modifications physiques et écologiques le long du gradient**

De la périphérie vers le centre des villes, les modifications anthropiques sur le paysage naturel sont de plus en plus nombreuses. Il y a tout d'abord une augmentation au niveau de la

fragmentation des habitats et de l'imperméabilisation du sol, ainsi qu'une perte importante du couvert végétal naturel (figure 2.2). Cette anthropisation des milieux est également révélée par d'autres indicateurs, telles que la densité humaine, la densité des routes, le niveau de pollution, la température, la propriété chimique des sols et l'état du régime hydrique (Grimm *et al.*, 2008; Kaye *et al.*, 2006; Pickett *et al.*, 2001; Pouyat *et al.*, 2008; Walsh *et al.*, 2005).



**Figure 2.2 Le gradient urbain-rural, ses changements physiques et la réponse de la biodiversité**  
 Modification de: Arnould *et al.* (2011) et McKinney (2002)

La modification anthropique la plus importante est celle liée aux changements dans l'utilisation du sol. La perte et la fragmentation progressives des habitats, en allant vers le centre des zones urbaines, créent une mosaïque de parcelles d'habitats. Les habitats qui constituent cette mosaïque incluent notamment des infrastructures (ex. : les bâtiments, les routes et les stationnements), des espaces verts aménagés (ex. : les parcs, les jardins, les haies), des parcelles de végétation rudérale (ex. : la végétation sur le long des chemins et les terrains vacants), des terres agricoles, et des parcelles de végétation naturelle (Kowarik, 2011; McKinney, 2002; SCDB, 2012; Seto *et al.*, 2010; Whitney, 1985).

Le paysage urbain est donc fortement hétérogène et complexe. Selon plusieurs études, la plus grande hétérogénéité d'habitats est située à mi-chemin du gradient urbain-rural, c'est-à-dire dans les banlieues et les zones périurbaines. Cette tendance s'explique par la présence de plusieurs types d'habitat, tels que les milieux naturels, agricoles et résidentiels (Gagné, 2013; Kowarik, 2011; McKinney, 2002). S'ajoutant à cette hétérogénéité, il y a les jardins extérieurs qui y sont aménagés selon les goûts et les préférences de chaque ménage (Grimm *et al.*, 2008). Dans les banlieues et les zones périurbaines, il y aurait aussi une augmentation au niveau de la productivité primaire nette en raison de l'arrosage et l'entretien des espaces verts privés ou publics. Cela a comme conséquence d'accroître la disponibilité des ressources pour certaines espèces végétales et animales (Shochat *et al.*, 2006).

Une autre modification importante de l'urbanisation est le climat local. La perte de végétation naturelle et l'imperméabilisation des sols contribuent à l'effet d'îlot de chaleur. L'effet d'îlot de chaleur est un phénomène par lequel la température ambiante d'une zone urbaine est plus élevée que dans les régions rurales et forestières environnantes. Dans les zones tempérées, ce phénomène peut servir de protection contre les froids extrêmes en hiver et peut prolonger la saison de croissance dans les villes (Shochat *et al.*, 2006). Il est aussi associé à des changements au niveau de la phénologie de la végétation urbaine. Par exemple, l'apparition des feuilles et la floraison peuvent être devancées dans les milieux urbains (Gagné, 2013; Kowarik, 2011). Par ailleurs, dans les zones tropicales et arides, l'effet d'îlot de chaleur augmente les risques liés au stress thermique et hydrique (Shochat *et al.*, 2006).

D'autre part, la contamination des cours d'eau par le ruissellement urbain et le dépôt de polluants atmosphériques engendrent des modifications au niveau de la propriété chimique des sols et des milieux aquatiques (Goddard *et al.*, 2010; Grimm *et al.*, 2008; Kaye *et al.*, 2006; Kowarik, 2011). D'autres formes de pollution urbaine incluent notamment la pollution sonore ainsi que la pollution lumineuse (Grimm *et al.*, 2008). Ces différentes formes de pollution exercent des pressions de sélection sur les espèces et agissent comme moteurs de l'évolution (Goddard *et al.*, 2010; Grimm *et al.*, 2008; Kowarik, 2011).

### 2.2.2 La richesse spécifique le long du gradient

La richesse spécifique le long du gradient urbain-rural décroît généralement de la périphérie vers le centre des villes (figure 2.2). Le cœur des villes enregistre donc les richesses spécifiques les plus faibles (Faeth *et al.*, 2011; McKinney, 2008), ce qui est souvent expliqué par la présence faible ou même l'absence du couvert végétal naturel (Aronson *et al.*, 2014; McKinney, 2002). Cette tendance a été observée chez les mammifères, les oiseaux et les arthropodes (ex. : les abeilles, les papillons, les fourmis, les araignées et les carabes) (Blair, 1999; Clergeau *et al.*, 1998; Chace and Walsh, 2006; Faeth *et al.*, 2011; McKinney, 2008).

À l'inverse, la diversité spécifique chez les plantes augmente souvent vers le centre des villes. Cette tendance s'explique par l'introduction d'espèces exotiques par l'homme pour l'aménagement des cours privées, des jardins ornementaux et des parcs (Faeth *et al.*, 2011; McKinney, 2008). Contrairement à la faune, l'homme peut avoir un contrôle relativement direct sur la diversité floristique. Il peut, par exemple, décider de préserver des aires de végétation naturelle ou d'aménager les espaces publics ou privés avec les espèces qu'il désire (Faeth *et al.*, 2011).

Certaines études ont aussi montré une hausse de la richesse spécifique à des niveaux intermédiaires d'urbanisation. Autrement dit, il y aurait un plus grand nombre d'espèces dans les banlieues et les zones périurbaines que dans les milieux à faible urbanisation, comme les milieux naturels ou les zones rurales (McKinney, 2002). Cette tendance semble être particulièrement vraie pour les plantes (McKinney, 2008), quoiqu'elle a aussi été documentée chez les oiseaux (Blair, 1999; Marzluff, 2005) et les papillons (Blair, 1999; Hogsden and Hutchinson, 2004). Elle est expliquée par l'introduction d'espèces exotiques ainsi que par deux autres concepts, soit la théorie de la perturbation intermédiaire et l'hétérogénéité des habitats (Breuste *et al.*, 2008; Faeth *et al.*, 2011; McKinney, 2008; McKinney, 2002; Porter *et al.*, 2001).

La théorie de la perturbation intermédiaire prédit que le plus haut degré de diversité spécifique est atteint sous les régimes de perturbations d'intensité ou de fréquence moyennes (Connell, 1978). Lorsque le niveau de perturbations est faible, les espèces les plus compétitives dominent les écosystèmes. Lorsque le niveau de perturbations est trop élevé, seules les espèces tolérantes aux stress persistent. De ce fait, un régime de perturbations intermédiaires empêche l'exclusion

compétitive par la diversification des niches écologiques, ce qui permet la coexistence d'un plus grand nombre d'espèces (Blair, 1999; Connell, 1978; Faeth *et al.*, 2011).

Le concept de l'hétérogénéité des habitats stipule qu'une augmentation de la diversité des habitats peut mener à une augmentation de la diversité spécifique. Les habitats plus complexes ont généralement tendance à fournir une gamme de ressources environnementales et de niches écologiques qui peuvent être utilisées par un plus grand nombre d'espèces (MacArthur and MacArthur, 1961). L'hétérogénéité des habitats présents dans les banlieues et les zones périurbaines pourrait donc expliquer l'augmentation de la richesse spécifique à mi-chemin du gradient urbain-rural (McKinney, 2002; Porter *et al.*, 2001).

Outre la richesse spécifique, d'autres indicateurs de la biodiversité ont été étudiés le long du gradient urbain-rural. Quoique moins nombreuses, les études sur l'équitabilité montrent aussi une réduction au niveau de l'équirépartition des espèces vers le centre des villes (Grimm *et al.*, 2008; McIntyre *et al.*, 2001; Shochat *et al.*, 2010). Cette tendance est causée par la dominance de certaines espèces généralistes ou exotiques (McKinney and Lockwood, 1999; Shochat *et al.*, 2010) et est discutée plus en détail dans la section 2.2.3. L'équitabilité des plantes peut toutefois augmenter en milieu urbain en raison des préférences humaines pour les aménagements paysagers qui consistent en quelques individus de plusieurs espèces (Walker *et al.*, 2009). Enfin, les études sur l'abondance montrent une augmentation au niveau de la densité d'oiseaux en milieu urbain (Chace and Walsh, 2006; Clergeau *et al.*, 1998; Marzluff, 2001). Cette tendance serait le résultat d'une augmentation au niveau de l'abondance des ressources alimentaires (ex. : mangeoires) et d'une réduction de la pression de prédation dans les milieux urbains (Faeth *et al.*, 2005; Marzluff, 2001; Shochat *et al.*, 2010).

### **2.2.3 La composition des espèces le long du gradient**

Il va sans dire que la capacité d'adaptation aux perturbations humaines varie selon les espèces. La littérature identifie trois grands types de réactions, soit l'évitement (« urban avoiders »), l'adaptation (« urban adapters ») et l'exploitation (« urban exploiters ») (figure 2.2) (Blair, 1996; McKinney, 2002).

Les espèces qui évitent les milieux urbanisés sont très sensibles à la présence humaine et à la perturbation des habitats. Elles dépendent de la végétation naturelle pour survivre et sont les premières espèces à disparaître lors de la transition vers l'urbanisation. Ce type de réponse est souvent perçu chez les grands carnivores en raison de leur sensibilité à la fragmentation des habitats et aux persécutions humaines (McKinney, 2002). D'autres exemples d'évitement incluent les espèces aviaires adaptées aux grandes forêts anciennes, tels que les oiseaux insectivores qui fourragent dans les arbres et les oiseaux qui nichent au sol (Chace and Walsh, 2006; Marzluff, 2001; McKinney, 2002).

Par ailleurs, les espèces qui performant bien en zones périurbaines sont celles qui peuvent supporter ou exploiter les modifications physiques et écologiques causées par l'homme. Ce sont généralement des espèces naturellement associées, voire adaptées, aux lisières de forêts ainsi qu'aux habitats ouverts. Ces espèces se retrouvent généralement en banlieue et utilisent au besoin les ressources urbaines pour s'alimenter ou s'abriter. Par exemple, les oiseaux qui semblent les mieux adaptés aux banlieues incluent les espèces qui fourragent au sol et les granivores (McKinney 2006; McKinney 2002). Cette tendance s'explique par la disponibilité des habitats et l'abondance des ressources alimentaires (Chace and Walsh, 2006; McKinney, 2006; McKinney, 2002). Les pelouses fertilisées, les jardins de plantes ornementales et les mangeoires sont des sources importantes d'invertébrés et d'aliments végétaux pour ces oiseaux (McKinney, 2006; McKinney, 2002). Un autre guildes d'oiseaux qui est considéré comme « urban adapter » est les insectivores aériens (McKinney, 2006; McKinney, 2002). En Amérique du Nord, cette guildes a toutefois vu ses populations fortement diminuées au cours des dernières années. Plusieurs facteurs sont avancés afin d'expliquer cette tendance, soit la disponibilité réduite des sites de nidification artificiels (ex. : les cheminées à foyer ouvert et les étables en bois), la perte d'habitats naturels, les changements climatiques qui influenceraient la disponibilité des insectes, ainsi que l'utilisation et l'exposition aux pesticides (McCracken, 2013).

Dans le cas des mammifères, les espèces les mieux adaptés aux banlieues sont les marmottes (*Marmota monax*), les lapins (*Oryctolagus cuniculus*), les taupes (*Scalopus aquaticus*), les ratons laveurs (*Procyon lotor*), les moufettes (*Mephitis mephitis*), les opossums (*Didelphis virginiana*), les renards (*Vulpes vulpes*) et les coyotes (*Canis latrans*). Ces animaux sont capables de trouver refuge des activités humaines, soit dans le sol ou à l'intérieur des parcelles boisées, tout en utilisant les

ressources alimentaires qui leur sont fournies accidentellement ou intentionnellement (ex. : déchets, nourriture pour oiseaux, etc.) par l'homme (McKinney, 2002).

Les espèces qui habitent les milieux les plus urbanisés sont des commensaux de l'homme et dépendent fortement, voire complètement, des ressources fournies par l'homme pour survivre. Ces espèces peuvent atteindre des densités très élevées dans le centre des villes, puisqu'il y a une abondance de ressources ainsi qu'une absence de prédateurs. Ces espèces commensales sont aussi appelées les exploiters urbains et elles incluent notamment la souris commune (*Mus musculus*), le rat brun (*Rattus norvegicus*) et les grillons domestiques (*Acheta domestica*). Ces exploiters urbains trouvent refuge dans les habitations humaines de plusieurs villes du monde et représentent le biote le plus homogénéisé sur Terre (McKinney, 2002; McKinney, 2006).

En effet, l'urbanisation serait un facteur important d'homogénéisation biotique. D'une ville à l'autre, les milieux urbains sont relativement similaires, ce qui favorise certaines espèces « gagnantes » aux dépens d'autres espèces. Les espèces gagnantes seraient les espèces exotiques ou les espèces indigènes généralistes, tandis que les espèces perdantes seraient les espèces indigènes spécialistes (McKinney and Lockwood, 1999). Par exemple, les espèces végétales favorisées par l'urbanisation sont souvent les espèces rudérales qui sont tolérantes aux perturbations, particulièrement les herbacées et les annuelles. Elles incluent aussi les plantes adaptées à la pollution atmosphérique, ainsi que celles ayant des préférences pour les sols compactés, alcalins et fertiles (McKinney 2002; McKinney, 2006). Quelques exemples des plantes communes en ville sont : le pâturin annuel (*Poa annua*), la capselle bourse-à-pasteur (*Capsella bursa pastoris*), la stellaire moyenne (*Stellaria media*), le plantain lancéolé (*Plantago lanceolata*) et le roseau commun (*Phragmites australis*) (Aronson et al., 2014). Chez les oiseaux, les espèces gagnantes sont les granivores et les omnivores, ainsi que les espèces qui exploitent les bâtiments des villes (Chace and Walsh, 2006; Clergeau et al., 1998). Ces espèces incluent celles adaptées aux falaises rocheuses et celles nichant en cavité, telles que le faucon pèlerin (*Falco peregrinus*), le pigeon biset (*Columbia livia*), le moineau domestique (*Passer domesticus*), l'étourneau sansonnet (*Sturnus vulgaris*), le martinet ramoneur (*Chaetura pelagica*) et l'hirondelle rustique (*Hirundo rustica*) (Aronson et al., 2014; McKinney, 2006; McKinney, 2002).

L'origine souvent exotique de ces espèces « gagnantes » cause une augmentation en nombre des espèces non indigènes vers le centre des villes (McKinney, 2002; McKinney, 2008). Malgré cela, les espèces indigènes sont encore présentes dans les villes et, selon une analyse mondiale des espèces de plantes et d'oiseaux, elles le sont généralement en majorité (Aronson *et al.*, 2014). Ces résultats montrent que même si certaines espèces exotiques sont partagées entre de nombreuses villes du monde, le biote urbain n'est pas encore homogénéisé à l'échelle mondiale et continue de refléter les distinctions biologiques régionales.

### **2.3 Le paysage urbain et son influence sur la biodiversité**

À plus petite échelle, les patrons de biodiversité le long du gradient urbain-rural sont susceptibles d'être nuancés par la structure du paysage, qui comprend notamment la taille et la connectivité des parcelles d'habitats (Turrini and Knop, 2015). Dans les villes, les parcelles d'habitats naturelles sont très diversifiées et se retrouvent isolées les unes des autres par les infrastructures urbaines. Par conséquent, l'écologie du paysage est particulièrement pertinente pour comprendre la répartition de la biodiversité urbaine (Breuste *et al.*, 2008; Goddard *et al.*, 2010). Les études ayant appliqué les principes de l'écologie du paysage au contexte urbain sont encore peu nombreuses (Goddard *et al.*, 2010). Les observations ayant été effectuées par ces études sont décrites dans les sections suivantes.

#### **2.3.1 La taille des parcelles d'habitats**

Tel que prédit par la relation aire-espèce, la richesse spécifique du paysage urbain a généralement tendance à augmenter avec la taille des parcelles d'habitats naturels ou semi naturels (aménagés) (Beninde *et al.*, 2015; Goddard *et al.*, 2010). Selon une revue de littérature sur l'avifaune urbaine, les parcelles de plus grande taille peuvent soutenir un plus grand nombre d'espèces aviaires ainsi que des populations plus stables (Evans *et al.*, 2009). Cette tendance s'applique aussi à d'autres groupes taxonomiques, tels que les amphibiens (Parris, 2006), les mammifères (Magle *et al.*, 2009) et les carabes (Sadler *et al.*, 2006).

La plupart de ces études ont toutefois été effectuées à l'échelle de parcs et de grands espaces verts urbains (Goddard *et al.*, 2010). Les études à l'échelle des jardins privés montrent qu'il y a aussi une corrélation positive entre la taille des jardins et les espèces végétales (Loram *et al.*,

2008) et aviaires (Daniels and Kirkpatrick, 2006). Les jardins privés sont également caractérisés par une très grande diversité d'insectes, incluant notamment une grande variété de pollinisateurs indigènes (Colding, 2007). Un problème avec les parcelles d'habitats de petite taille est qu'elles sont de moindre qualité et peuvent constituer un puits ou un piège écologique (Delibes *et al.*, 2001; Pulliam, 1988). Dans les puits et les pièges écologiques, le taux d'accroissement des populations d'espèces est négatif, c'est-à-dire que le taux de mortalité est plus élevé que le taux de reproduction. Les populations y persistent grâce à l'émigration d'individus des habitats en excédant démographique, soit les habitats sources (Pulliam, 1988). Il est donc possible que les jardins privés attirent les individus de grandes parcelles d'habitats, ce qui pourrait potentiellement réduire les effectifs de la population locale ainsi que celles des habitats environnants (Hale *et al.*, 2015).

Les espaces verts de plus petite taille peuvent néanmoins favoriser la biodiversité urbaine en complétant les ressources offertes par les parcelles d'habitats adjacentes ainsi qu'en augmentant leur taille (Colding, 2007; Goddard *et al.*, 2010). Par exemple, les jardins composés d'arbres indigènes, d'arbustes à petits fruits et d'étangs peuvent favoriser la diversité aviaire lorsqu'ils se situent à proximité d'un parc urbain (Blair, 1996; Colding, 2007). À plus grande échelle, les jardins privés peuvent également augmenter la connectivité entre deux parcelles d'habitats. L'analyse de connectivité de Rudd *et al.* (2002) montre que les jardins jouent un rôle important au niveau de la connectivité fonctionnelle des espaces verts urbains dans la région de Vancouver. De manière similaire, un réseau de jardins formant des habitats diversifiés et matures a été recommandé pour les villes de Melbourne (Australie) et Madrid (Espagne) dans le but de soutenir la diversité aviaire (Goddard *et al.*, 2010). Un réseau reliant un grand nombre d'espaces verts réduirait les risques que ces petites parcelles d'habitats deviennent des puits ou des pièges écologiques (Rudd *et al.*, 2002).

Selon plusieurs études, la taille des parcelles d'habitats naturels serait l'un des facteurs les plus importants afin de promouvoir la conservation de la biodiversité dans les milieux urbains (Beninde *et al.*, 2015; Drinnan, 2005; Kang *et al.*, 2015). La taille des parcelles à préserver dépend toutefois des objectifs de conservation et des espèces considérées. Par exemple, des parcelles de 50 hectares ou plus seraient nécessaires afin de préserver les espèces les plus sensibles au développement urbain, soit les « urban avoiders » (Beninde *et al.*, 2015). Des parcelles de plus

petites tailles pourraient cependant être suffisantes pour réduire la perte des espèces du type « urban adapters » (Beninde *et al.*, 2015). Par exemple, les oiseaux du type « urban adapters » auraient besoin de parcelles d'une grandeur de 3,5 et 5 hectares pour survivre et se reproduire (Drinnan, 2005; Kang *et al.*, 2015).

Tout comme la taille des parcelles d'habitats naturels, la superficie relative d'habitats naturels serait très importante pour la biodiversité urbaine. L'étude d'Aronson *et al.* (2014) conclut que cette superficie est la variable qui explique le mieux les variations au niveau de la densité des espèces observée dans les villes du monde. De manière similaire, la méta analyse de Beninde *et al.* (2015) montre qu'il y a une relation positive entre la superficie relative des milieux naturels et des espaces verts et la richesse spécifique des milieux urbains. Celle-ci semble être particulièrement vraie pour les oiseaux et les insectes (Beninde *et al.*, 2015).

### **2.3.2 La connectivité des parcelles d'habitats**

Selon plusieurs études, la connectivité fonctionnelle joue un rôle important au niveau de la présence de petits mammifères dans les milieux urbains (Braaker *et al.*, 2014a; FitzGibbon *et al.*, 2007; Magle *et al.*, 2009). Par exemple, c'est ce qui explique la présence de bandicoots (*Isodon macrourus*) dans la ville de Brisbane en Australie. Dans cette ville, la connectivité fonctionnelle est notamment assurée par la végétation le long des rivières. Elle est cependant entravée par les infrastructures routières qui entraînent une mortalité significative lors des déplacements de ces organismes (FitzGibbon *et al.*, 2007).

L'importance de la connectivité des parcelles d'habitats a aussi été observée chez les oiseaux et les arthropodes. En effet, une étude a montré que les rues boisées entre deux parcs urbains agissent comme corridors pour les oiseaux et favorise la présence d'un plus grand nombre d'espèces (Fernandez-Juricic, 2000). Shanahan *et al.* (2011) ont aussi observé une plus grande richesse aviaire dans les parcelles revégétalisées lorsqu'elles sont situées à 50 m ou moins de d'autres parcelles d'habitats. En effet, certaines espèces aviaires sont susceptibles de répondre négativement à l'isolement des parcelles d'habitats, en refusant par exemple de traverser les espaces ouverts, tels que les terrains à usage commercial ou les grands étendues d'eau (Evans *et al.*, 2009; Mörtberg, 2001). Pour ce qui est des arthropodes, une étude scientifique montre que la connectivité influence la présence et la composition d'espèces dans les jardins privés (Vergnes *et*

*al.*,2012). De plus, les espèces à mobilité élevée, comme les abeilles et les charançons, semblent utiliser les toits verts comme *stepping stones* afin de se déplacer entre différentes parcelles d'habitats (Braaker *et al.*, 2014b).

### **2.3.3 La structure de la végétation des parcelles d'habitats**

En complément de la taille et la connectivité des parcelles d'habitats, un autre facteur à considérer est la structure de la végétation locale (Beninde *et al.*, 2015). La végétation des espaces verts urbains a tendance à être moins hétérogène et complexe que la végétation naturelle. Cette simplification de la végétation est le résultat des préférences humaines et des pratiques de gestion qui réduisent la hauteur des herbacées, qui éliminent souvent la strate arbustive et qui nettoient les branches mortes au sol. De plus, la perméabilisation des sols et la propagation des mauvaises herbes entravent les processus de régénération des arbres dans les espaces verts urbains (Le Roux *et al.*, 2014).

Il est toutefois important de conserver ou de promouvoir une grande diversité structurelle de la végétation locale, car celle-ci a un effet positif sur la diversité des oiseaux et des arthropodes en milieux urbains (Beninde *et al.*, 2015; Ikin *et al.*, 2013; McIntyre *et al.*, 2001; Savard *et al.*, 2000; Werner and Zahner, 2010). Par exemple, la présence de vieux arbres et de bois en décomposition enrichit la qualité des habitats en fournissant de la nourriture, des abris ainsi que des sites de nidification pour plusieurs espèces (Le Roux *et al.*, 2014; Lindenmayer *et al.*, 2012; Werner and Zahner, 2010).

## **2.4 L'impact des conditions socioéconomiques sur la biodiversité**

En Amérique du Nord, l'impact des conditions socioéconomiques sur la biodiversité urbaine a aussi fait l'objet de plusieurs études scientifiques. Celles-ci suggèrent que les quartiers où habitent des personnes à revenus élevés auraient une plus grande richesse spécifique que les quartiers de populations plus pauvres (Hope *et al.*, 2003; Kinzig *et al.*, 2005; Martin *et al.*, 2004; Strohbach *et al.*, 2009). Cette tendance a été observée chez les plantes (Hope *et al.*, 2003; Kinzig *et al.*, 2005; Martin *et al.*, 2004) et les oiseaux (Kinzig *et al.*, 2005; Strohbach *et al.*, 2009). Au niveau des plantes, cette tendance est expliquée par le nombre et l'ampleur des aménagements paysagers dans les quartiers des mieux nantis (« effet de luxe »). Ces aménagements augmenteraient la

diversité floristique en raison de l'utilisation d'une grande variété d'espèces exotiques (Hope *et al.*, 2003). La présence d'oiseaux serait le reflet d'une plus grande hétérogénéité au niveau des aménagements (Strochbach *et al.*, 2009).

Par ailleurs, les quartiers à revenus élevés sont souvent localisés près de nombreux espaces verts, comme des forêts, des parcs ou des rivières (Strochbach *et al.*, 2009). Ces quartiers auraient en effet une plus grande proportion de couvert végétal que les quartiers pauvres (Tratalos *et al.*, 2007). Les résidents de quartiers riches auraient donc plus d'occasions de vivre des expériences personnelles avec la biodiversité urbaine. Ce constat met en lumière une certaine inégalité d'accès à la nature pouvant limiter les effets bénéfiques de celle-ci sur les individus défavorisés au plan socioéconomique (Kinzig *et al.*, 2005).

Somme toute, les facteurs qui influencent la biodiversité au niveau des quartiers résidentiels sont complexes. Les patrons de biodiversité dépendent à la fois du contexte paysager et de l'historique du développement urbain (Loss *et al.*, 2009; Luck *et al.*, 2009). Par exemple, la biodiversité d'un nouveau quartier serait affectée différemment si celui-ci avait été construit sur des terres anciennement forestières ou agricoles (Loss *et al.*, 2009). De plus, avec le temps, la végétation peut croître et créer une communauté d'espèces végétales plus complexe, ce qui pourrait créer un décalage temporel entre les processus sociaux et les patrons de végétation (Luck *et al.*, 2009; Pickett *et al.*, 2008).

## **2.5 L'importance de la biodiversité en milieu urbain**

Tel qu'établi dans les sections précédentes, plusieurs aspects de l'urbanisation influencent la présence et la distribution de la biodiversité en milieu urbain. Cette biodiversité est toutefois importante puisqu'elle procure plusieurs bienfaits à l'homme et contribue à son bien-être. Elle participe, entre autres, à l'approvisionnement en biens et services écosystémiques qui permettent à leur tour d'améliorer la santé publique et d'augmenter la sécurité alimentaire des populations urbaines. La biodiversité urbaine permet aussi d'entretenir le lien entre l'homme et la nature, un lien essentiel pour favoriser la mise en œuvre de projets de conservation et pour assurer leur continuité.

### 2.5.1 L'approvisionnement en biens et services écosystémiques

Par définition, les biens et services écosystémiques (BSE) sont les bénéfices que les humains retirent des écosystèmes (MEA, 2005). La qualité et la quantité de ces bénéfices dépendent du bon fonctionnement des écosystèmes et du maintien de la biodiversité. L'approvisionnement en BSE est essentiel pour les populations humaines, car elle contribue à leur bien-être en comblant les besoins fondamentaux de l'homme. Entre autres, les BSE permettent de satisfaire les besoins matériels indispensables à la survie, tout en favorisant la santé, la sécurité, les relations sociales enrichissantes et la liberté de choix (figure 2.3) (MEA, 2005).



Figure 2.3 Les bénéfices tirés des écosystèmes et leurs liens avec le bien-être humain

Source : MEA (2005), p. vi  
Traduction libre

Les biens et services fournis par les écosystèmes sont nombreux et peuvent être divisés en quatre grandes catégories, soit les services d’approvisionnement, les services culturels, les services de régulation et les services d’auto-entretien (figure 2.3) (MEA, 2005). Les services d’approvisionnement concernent les biens qui peuvent être obtenus des écosystèmes, notamment la nourriture, l’eau, le bois, les fibres végétales et les ressources génétiques (ex. : l’information génétique utilisée pour l’élevage des animaux, ou la culture des végétaux en biotechnologie). Les services culturels représentent quant à eux les biens non matériels que les écosystèmes peuvent procurer, tels que l’enrichissement spirituel, les valeurs éducatives, les expériences esthétiques et récréatives. Les services de régulation se réfèrent aux bénéfices obtenus de la régulation des processus des écosystèmes. Ils incluent, entre autres, le maintien de la qualité de l’air, la régulation du climat, la purification de l’eau et la pollinisation. Enfin, les services d’auto-entretien sont le support et les mécanismes fonctionnels des écosystèmes qui permettent la production de tous les autres services. Des exemples de services d’auto-entretien sont la production primaire (la production de matière organique issue de la photosynthèse), la production d’oxygène atmosphérique, la formation du sol, les cycles biogéochimiques, le cycle de l’eau et la provision d’habitats (MEA, 2005).

Les services rendus par les écosystèmes ont souvent été ignorés ou minimisés par les gestionnaires urbains du passé. Pourtant, les milieux urbains ont besoin de ressources afin de nourrir, loger ou encore approvisionner en eau douce et en énergie les citoyens (SCBD, 2012). Ils bénéficient également de la qualité de l’air, de la purification de l’eau, ainsi que de la régulation du microclimat et des événements climatiques extrêmes (Boucher et Fontaine, 2010). De plus, les citoyens utilisent largement les services culturels obtenus par les écosystèmes autour et à l’intérieur des villes pour leurs expériences récréatives, spirituelles et éducatives (SCBD, 2012).

Il va sans dire que les BSE ont une grande valeur pour les villes et que leur protection est primordiale pour assurer une saine gestion des milieux urbains. Le calcul de la valeur économique des BSE incite de plus en plus les décideurs à préserver les services rendus par les écosystèmes. Par exemple, la ville de New York a décidé de protéger les services environnementaux sur le bassin versant des Catskills où elle puise ses ressources en eau potable. La préservation environnementale du bassin versant visait à réduire les risques de pollution potentiels et futurs dont les impacts auraient pu engendrer des coûts de l’ordre de milliards de dollars pour la

construction d'une usine de traitement de l'eau (Laurans et Aoubid, 2012). À Washington, D.C., il a été estimé que les parcs et les espaces verts augmentaient la valeur des propriétés de la ville d'environ 1,2 milliards de dollars américains en 2006 et qu'ils avaient engendré des taxes foncières d'un montant de 7 millions de dollars américains (Harnik and Welle, 2009). À Philadelphie, en 2007, le système de parcs urbains offrait une économie de 6 millions de dollars américains à la ville en raison de ses services de rétention des eaux pluviales (Harnik and Welle, 2009). Malgré les défis méthodologiques, ce genre d'évaluation économique offre une compréhension plus large des enjeux liés à la perte des écosystèmes et peut servir de moteur argumentaire pour la protection de la biodiversité.

### **2.5.2 L'amélioration de la santé publique**

Les espaces verts sont très importants en milieu urbain en raison de leurs effets positifs sur l'environnement et sur la santé physique et mentale des citoyens. En premier lieu, les arbres et les plantes interceptent les polluants atmosphériques, comme la poussière, l'ozone et les métaux lourds (INSPQ, 2011). Ces polluants peuvent s'avérer très dommageables pour la santé. Par exemple, à Montréal, il est estimé que la pollution de l'air est liée à plus de 1 500 décès par année ainsi qu'à de nombreuses hospitalisations et visites à l'urgence (INSPQ, 2011). De plus, les espaces verts diminuent l'effet d'îlots de chaleur urbain qui peut accentuer les périodes de chaleur accablante et créer un stress thermique important pour certains groupes vulnérables de la population, tels que les personnes âgées, seules, défavorisées d'un point de vue socioéconomique et atteintes de maladies chroniques. Les espaces verts réduisent également le bruit, un facteur de stress important, et forment un écran visuel contre les paysages moins apaisants et esthétiques (INSPQ, 2011).

Sur le plan de la santé physique, les espaces verts sont associés à une meilleure santé autorapportée et diagnostiquée (INSPQ, 2011). De plus, la présence d'espaces verts semble augmenter le niveau d'activité physique, particulièrement chez les enfants et les jeunes adultes. L'utilisation des parcs à des fins récréatives est toutefois influencée par leur qualité esthétique et récréative, leur proximité ainsi que leur sécurité (Lee and Maheswaran, 2010). Enfin, des études suggèrent que les espaces verts sont associés à un moindre taux de mortalité, notamment chez les

personnes âgées et les personnes défavorisées d'un point de vue socioéconomique (INSPQ, 2011; Lee and Maheswaran, 2010).

En ce qui concerne la santé mentale, les espaces verts urbains sont associés à moins d'anxiété, de dépression, de stress et de solitude (INSPQ, 2011). Par ailleurs, une étude montre que les bénéfices psychologiques augmentent avec la richesse spécifique des espaces verts urbains (Fuller *et al.*, 2007), plus spécifiquement lorsque les citoyens peuvent reconnaître les éléments fauniques et floristiques composant cette biodiversité. Cela indique qu'une bonne gestion des espaces verts devrait miser sur une diversité biologique afin d'améliorer le bien-être des citoyens. Une telle gestion favoriserait en plus la conservation de la biodiversité (Fuller *et al.*, 2007).

### **2.5.3 L'augmentation de la sécurité alimentaire**

Dans le contexte actuel de mondialisation, la sécurité alimentaire est menacée par plusieurs facteurs qui favorisent la volatilité des prix sur les marchés agricoles. Ces facteurs incluent notamment les conflits, l'instabilité économique, la hausse des prix de l'énergie, les changements climatiques et la raréfaction de l'eau (SCBD, 2012). Cette instabilité des prix expose des millions de personnes à des problèmes d'alimentation, particulièrement les pauvres qui peuvent dépenser jusqu'à 70 % de leur revenu pour acheter de la nourriture (FAO, 2010).

À cet effet, les espaces verts créés par l'agriculture urbaine peuvent jouer un rôle important au niveau de la sécurité alimentaire. L'agriculture urbaine augmente l'accessibilité à des produits alimentaires locaux et peut favoriser une alimentation plus saine chez les personnes impliquées dans cette activité (Orsini *et al.*, 2013; SCBD, 2012), tout en favorisant la conservation d'insectes, de papillons et d'oiseaux (Clark and Jenerette, 2015; Lin *et al.*, 2015). À Cuba, l'agriculture urbaine a émergé lors de la crise économique survenue après l'effondrement de l'Union Soviétique dans les années 1990. Durant cette période, les approvisionnements externes en nourriture, en engrais et en pesticides ont chuté brutalement, ce qui a obligé les autorités à revoir leurs méthodes d'approvisionnement en produits alimentaires (Altieri *et al.*, 1999; FAO, 2014). Aujourd'hui, dans la ville de la Havane, c'est plus de 80 000 tonnes de fruits et de légumes qui sont produits annuellement, ainsi que 1 700 tonnes de viande. Cela est sans compter la production alimentaire des ménages réalisée dans des milliers de cours-arrières, sur les balcons et sur les toits des

résidences. L'ensemble de ces productions a comme effet d'augmenter considérablement la sécurité alimentaire des résidents (FAO, 2014).

En plus d'assurer la sécurité alimentaire de la population, l'agriculture urbaine peut aussi être une source de revenus pour les ménages, soit par la vente de produits alimentaires ou par les emplois qu'elle procure (Altieri *et al.*, 1999; FAO, 2014). Elle joue également un rôle dans la conservation de la diversité génétique des cultures, notamment par la préservation et l'échange des semences (SCBD, 2012). Le maintien de cette diversité est essentiel pour le développement de systèmes alimentaires résilients aux changements environnementaux.

#### **2.5.4 La préservation du lien entre l'homme et la nature**

Selon Turner *et al.* (2004), la majorité des citoyens à travers le monde habitent des quartiers appauvris en biodiversité. Ce constat combiné aux tendances d'urbanisation mondiales impliquent une conséquence considérablement importante : des milliards de personnes pourraient ne jamais bénéficier de la nature et de la biodiversité, et apprendre à l'apprécier. Cette appréciation est ce qui permet aux populations humaines de développer une conscience écologique et qui encourage les efforts de conservation (Faeth *et al.*, 2011; Turner *et al.*, 2004).

La biodiversité en milieu urbain permet à un grand nombre de personnes d'avoir des expériences personnelles avec la nature. Elle est accessible à tous, y compris ceux qui n'ont pas les moyens ou la motivation pour se rendre à l'extérieur des zones urbaines (Dearborn and Kark, 2010). De plus, elle offre une occasion d'éduquer les citoyens sur les processus environnementaux et sur l'importance de leur conservation. De telles expériences avec la nature ont un pouvoir réel de façonner les valeurs humaines, ce qui peut à son tour avoir un impact sur les décisions politiques (Dearborn and Kark, 2010).

## CHAPITRE 3

### CONCILIER LE DÉVELOPPEMENT URBAIN ET LA CONSERVATION DE LA BIODIVERSITÉ

Les deux premiers chapitres ont mis de l'avant les tendances mondiales d'urbanisation et leurs conséquences sur la biodiversité globale, régionale et locale. Ils permettent de constater l'ampleur de l'urbanisation et de ses effets néfastes sur la biodiversité. À la lumière de ces constats, il devient important de trouver des moyens de concilier le développement urbain et la conservation de la biodiversité. C'est pourquoi ce troisième chapitre offre une analyse critique des effets écologiques des stratégies d'aménagement urbain sur la biodiversité.

Pour ce faire, il décrit tout d'abord les formes existantes du développement urbain et expose les connaissances scientifiques quant à leurs impacts sur la biodiversité. Il s'appuie ensuite sur plusieurs concepts liés à l'écologie du paysage, tels que la configuration spatiale des activités humaines et la connectivité, afin d'évaluer leurs forces et faiblesses pour la conservation de la biodiversité urbaine.

#### **3.1 Les principales formes de développement urbain**

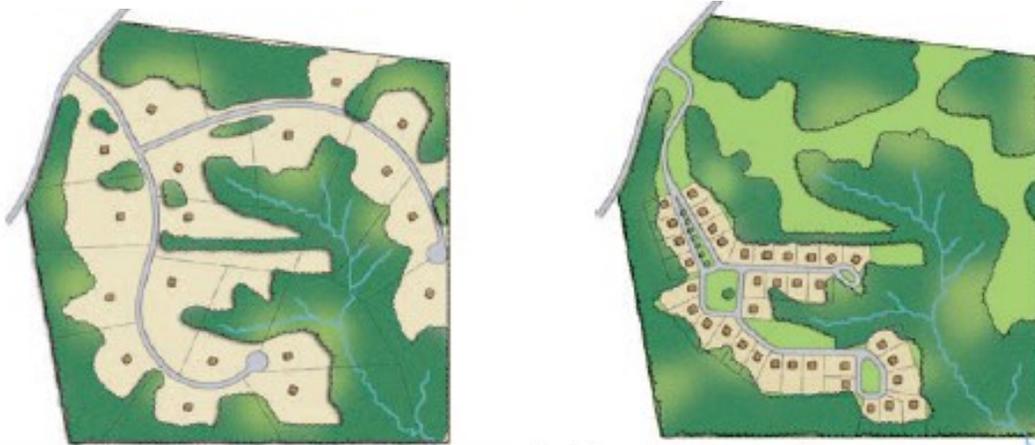
De manière générale, il existe deux formes de développement urbain, soit le modèle de la ville compacte ou le modèle de la banlieue qui est axé sur l'étalement urbain (Neuman, 2005). Pendant des siècles, le développement urbain a été caractérisé par le modèle compact et ce n'est que tout récemment que les villes se sont étendues. En même temps qu'une migration massive vers les zones urbaines se produit, il y a paradoxalement un mouvement des citoyens vers les banlieues et les zones périurbaines afin d'y retrouver un milieu plus vivable (Neuman, 2005).

La migration de la population des grandes villes industrielles du 19<sup>e</sup> siècle vers la banlieue a été initiée par le désir de cette population de quitter un environnement congestionné, pollué et ravagé par la criminalité. Cela a été rendu possible par les avancements technologiques au niveau du transport, par le prix abordable des terrains à l'extérieur des villes, par la production massive de logements et par l'image de la maison unifamiliale comme rêve américain (Neuman, 2005). L'étalement urbain est caractérisé par une densité d'occupation relativement faible, une

dispersion des zones urbaines sans véritable planification, une décentralisation des emplois, une extension généralisée des artères commerciales, une augmentation des distances parcourues au quotidien et une dépendance accrue à l'automobile (Burchell *et al.*, 1998; Vivre en ville, 2015a). Ce modèle d'urbanisation est problématique, car il entraîne une utilisation inefficace du territoire et conduit à la destruction de milieux naturels et de terres agricoles. Il augmente les déplacements en automobile, ce qui entraîne de la congestion et favorise l'imperméabilisation du sol par la construction de routes et de vastes stationnements. Les déplacements en automobile contribuent également aux émissions de gaz à effet de serre et à la pollution atmosphérique (Vivre en ville, 2015a). Une forme urbaine étalée est aussi coûteuse pour les municipalités puisque les coûts associés aux infrastructures et aux services publics (écoles, bibliothèques, centres sportifs, réseaux d'aqueduc, routes, etc.) sont plus élevés (Vivre en ville, 2015a).

Les problèmes liés à l'étalement urbain sont reconnus depuis longtemps. C'est pourquoi le modèle de la ville compacte a été amélioré au cours des dernières années, afin de créer des milieux de vie plus durables, conviviaux et respectueux des besoins humains. Ce modèle d'urbanisation se caractérise par une forte densité de population, un milieu bâti généralement continu, des immeubles mitoyens, des rues étroites ainsi qu'une mixité des activités et des usages (Neuman, 2005; Vivre en ville, 2015b). L'objectif de ce modèle est d'offrir un milieu de vie complet, dans lequel il est possible d'effectuer la majorité de ses activités quotidiennes, d'avoir accès à un large éventail de services publics et d'être desservi par un réseau de transport collectif étendu et efficace (Vivre en ville, 2015b).

Une forme d'urbanisation plus récente est le lotissement axé sur la conservation, aussi appelé le lotissement en grappes. Dans cette forme urbaine, les bâtiments sont concentrés spatialement dans une « grappe » composée de terrains de petite taille de manière à protéger des milieux naturels. La densité de cette forme urbaine est plus élevée que le modèle traditionnel de la banlieue et cherche à limiter l'impact écologique de l'étalement urbain (figure 3.1). Développée par Randall Arendt, la démarche pour concevoir un lotissement axé sur la conservation se divise en quatre étapes (Boucher et Fontaine, 2010; Natural Lands Trust, 2009).



**Figure 3.1 Illustration du modèle de la banlieue (a) et du lotissement en grappes (b)**

Source : Natural Lands Trust (2009), p. 4-5

Tout d'abord, il suffit à l'échelle du quartier de déterminer des zones permanentes de conservation sur au moins 50 % du territoire. Les zones prioritaires de conservation incluent les milieux aquatiques et humides, les zones inondables, les pentes prononcées, etc. Les zones secondaires regroupent quant à elles les zones ayant un intérêt particulier, telles que les boisés matures, les zones patrimoniales et les terres agricoles. Les zones restantes forment les zones potentielles de développement. La deuxième étape consiste à localiser les bâtiments dans ces zones. La localisation est faite de manière à maximiser le nombre de résidences avec des vues sur la nature et, par la même occasion, contribuer à accroître la valeur foncière du projet. En troisième lieu, les rues, les pistes cyclables et les sentiers pédestres sont dessinés afin de limiter leur longueur et protéger les milieux naturels. Les lots sont dessinés en dernière et quatrième étape selon la densité désirée (Natural Lands Trust, 2009).

### **3.2 La réponse de la biodiversité aux différentes formes urbaines**

Même si le modèle de la ville compacte est considéré comme le modèle le moins dommageable pour l'environnement, les avantages pour la biodiversité ne sont pas encore bien établis (Neuman, 2005). Avec un développement compact, il est prédit que la biodiversité locale sera soumise à un taux d'extinction plus élevé en raison de la destruction quasi complète du couvert végétal naturel. Ces impacts seront cependant limités à une plus petite superficie du territoire. Pour un même

nombre d'habitants, un développement étalé conservera un certain couvert végétal, de telle sorte qu'un taux d'extinction plus faible peut être prédit dans un endroit donné. L'impact écologique sera cependant plus vaste, car un plus grand nombre de terres doivent être converties afin de combler les besoins en habitation (Sushinski *et al.*, 2013).

Ce n'est que tout récemment que des scientifiques se sont penchées sur la réponse de la biodiversité aux différentes formes urbaines (Gagné and Fahrig, 2010a,b; Lenth *et al.*, 2006; Soga *et al.*, 2014; Sushinsky *et al.*, 2013). Par exemple, Sushinsky *et al.* (2013) ont étudié les conséquences du développement compact et de l'étalement urbain sur les oiseaux dans la ville de Brisbane en Australie. L'étude montre que le développement compact permet, à l'échelle de la ville, de ralentir la perte de biodiversité causée par l'urbanisation. Les espèces du type « urban avoiders » semblent bénéficier du développement compact en raison de la conservation de grands espaces verts, tandis que l'étalement urbain favorise la distribution des espèces exotiques.

De manière similaire, Gagné and Fahrig (2010a) ont observé une abondance plus élevée d'oiseaux forestiers, particulièrement pour les espèces d'intérieur de forêt, lorsque le développement urbain est compact. Les espèces de lisière sont cependant plus abondantes et se retrouvent en plus grand nombre lorsqu'il y a un développement étalé. L'étude de Soga *et al.* (2013) a quant à elle comparé l'impact des deux formes de développement sur les papillons et les carabes à différents niveaux d'urbanisation (c.-à-d., le nombre de logements dans un paysage). Selon leur étude, les populations de carabes bénéficient d'un développement compact à tous les niveaux d'urbanisation. Pour les papillons, le développement compact est bénéfique à un niveau d'urbanisation élevé. À un faible niveau d'urbanisation, les plus grandes populations de papillons sont cependant obtenues sous un développement étalé, particulièrement pour les espèces préférant les habitats ouverts et la matrice urbaine. Lenth *et al.* (2006) ont comparé, à un faible niveau d'urbanisation, les effets du développement compact et étalé sur la distribution des plantes, des oiseaux et des mammifères; ils n'ont pu détecter aucune différence entre les deux formes de développement.

La recherche sur le domaine n'est pas assez avancée pour déterminer quelle forme spatiale est la meilleure pour minimiser l'impact des villes sur la biodiversité. D'autres secteurs d'activités, tels que l'agriculture et la foresterie, ont consacré beaucoup de temps à étudier la configuration

spatiale de leur activité afin de réduire leur impact sur la biodiversité. Plusieurs stratégies d'aménagement sont ressorties de ces études et font l'objet de la section suivante.

### **3.3 Le compromis entre l'intensité et l'étalement des activités humaines**

À travers le monde, les activités urbaines, agricoles et forestières causent des changements majeurs au niveau de l'utilisation du sol. Elles exercent ainsi une grande pression sur les milieux naturels et contribuent au déclin de la biodiversité à plusieurs échelles spatiales (MEA, 2005; SCBD, 2014). Dans un paysage, l'intensité de ces activités a pour effet de créer des mosaïques d'habitats très diversifiées (Lin *et al.*, 2013).

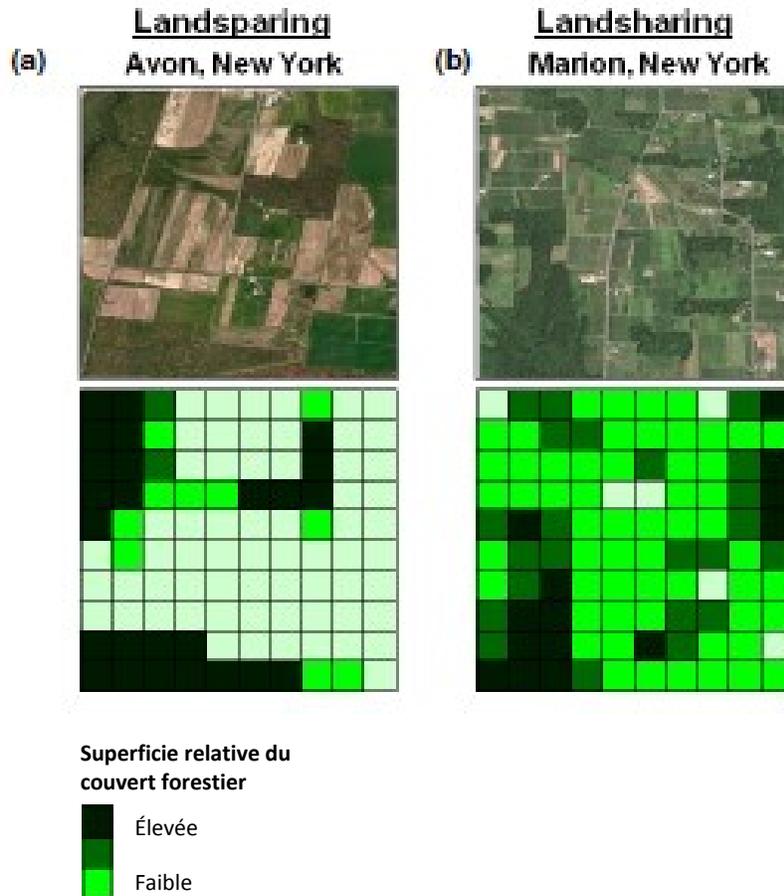
Dans les paysages agricoles et forestiers, un compromis s'impose entre le rendement des terres et la protection de la biodiversité. Un certain équilibre entre les deux permettrait de créer des paysages à la fois bénéfiques pour la production et pour la protection des milieux naturels. Dans les sous-sections suivantes, il est question de voir comment les milieux agricoles et forestiers s'efforcent d'atteindre cet équilibre.

#### **3.3.1 Les stratégies d'épargne et de partage des terres du milieu agricole**

En milieu agricole, il existe deux grandes stratégies d'aménagement, soit l'épargne des terres (*land sparing*) et le partage des terres (*land sharing*). Ces deux stratégies ont comme objectif de maintenir la production agricole tout en minimisant ses impacts écologiques. Bien que l'objectif soit le même pour les deux stratégies, l'impact de chacune sur le paysage est structurellement et spatialement très différent (figure 3.2) (Phalan *et al.*, 2011a).

La stratégie d'épargne des terres consiste à exploiter une partie des terres aussi intensément que possible afin de maximiser la production alimentaire, tandis que l'autre partie est mise de côté pour la conservation (Phalan *et al.*, 2011a). Afin d'augmenter la production par unité de surface, cette approche encourage l'agriculture de type industriel qui est caractérisé par des monocultures et par de nombreux investissements au niveau de la mécanisation, l'irrigation et l'utilisation de produits agrochimiques (Lin and Fuller, 2013). En théorie, cette approche permet d'épargner de grandes parcelles d'habitats naturels de l'exploitation agricole, contribuant ainsi aux objectifs de conservation. Ces zones de conservation apparaissent comme des îles au sein d'un paysage à forte

intensité humaine et sont spatialement séparées par les systèmes agricoles (figure 3.2) (Lin and Fuller, 2013).



**Figure 3.2 L'impact des stratégies d'épargne (a) et de partage des terres (b) sur le paysage**

Source : Lin and Fuller (2013)

La stratégie de partage des terres consiste à exploiter le paysage agricole à une intensité plus faible afin d'y permettre simultanément la production alimentaire et la conservation d'habitats naturels (Fischer *et al.*, 2008). Une telle stratégie entraîne une réduction au niveau du rendement agricole par unité de surface, ce qui demande une plus grande surface d'exploitation. L'ensemble du paysage est cependant dégradé de manière plus uniforme, et ce, à un degré plus faible. En théorie, cela permettrait de conserver les services écosystémiques et ne restreindrait pas la biodiversité à des parcelles d'habitats isolées (Fischer *et al.*, 2008). Cette stratégie a comme

conséquence de créer un paysage très hétérogène dans lequel les parcelles d'habitats sont mieux connectées (Lin and Fuller, 2013).

Ces deux stratégies comportent des avantages et des limites qui leur sont propres. La stratégie d'épargne des terres offre l'avantage de protéger les habitats naturels dans un état relativement intact et est plus efficace pour protéger les espèces rares et vulnérables (Godfray, 2011; Phalan *et al.*, 2011b). Les réserves naturelles désignées par cette approche doivent être suffisamment grandes pour soutenir des populations viables et pour minimiser l'effet de bordure. Elles doivent aussi être suffisamment dispersées afin de protéger une portion représentative du paysage et des espèces qui y sont présentes (Phalan *et al.*, 2011b). Le plus grand inconvénient de cette stratégie est qu'elle mène à la dégradation de l'environnement par l'utilisation de produits agrochimiques pour augmenter les rendements sur les terres cultivées. En outre, cette stratégie peut favoriser l'érosion et la stérilisation du sol, ainsi que la pollution accrue des cours d'eau (Phalan *et al.*, 2011b; Tscharntke *et al.*, 2012). La stratégie sépare également l'homme de la nature, car la majorité de la biodiversité est restreinte aux réserves naturelles (Fischer *et al.*, 2008). De plus, elle ignore l'importance des services écosystémiques pour les populations rurales et pour la production alimentaire (Fischer *et al.*, 2011; Fischer *et al.*, 2008; Tscharntke *et al.*, 2012). La perte de tels services, comme la pollinisation, la fertilisation des sols et la lutte contre les espèces nuisibles, pourrait pousser les populations rurales à exercer des pressions plus fortes sur les écosystèmes, ce qui contribuerait davantage à leur dégradation (Tscharntke *et al.*, 2012).

La stratégie de partage des terres a comme avantage de préconiser des activités agricoles qui sont respectueuses de l'environnement et qui participent au maintien de la biodiversité, telle que l'agroforesterie et l'agriculture biologique (Fisher *et al.*, 2008; Phalan *et al.*, 2011a). Même si ces pratiques agricoles sont bénéfiques pour les espèces généralistes, elle peut ne pas convenir aux espèces qui sont sensibles aux perturbations humaines. C'est pourquoi les espèces vulnérables ou en danger d'extinction ont probablement moins de chance de survivre dans un tel environnement (Fisher *et al.*, 2008; Godfray. 2011). Par contre, cette stratégie peut favoriser le maintien des services écosystémiques, ce qui apporte des services culturels importants pour les populations rurales tout en assurant la pérennité de la production alimentaire (Tscharntke *et al.*, 2012). De plus, la stratégie de partage des terres peut améliorer la connectivité du paysage qui est très importante dans un contexte de changements climatiques (Fischer *et al.*, 2008). Cette connectivité

est également primordiale pour les grands carnivores, qui ont souvent des domaines vitaux dépassant les frontières des aires protégées ou des réserves naturelles (Tschardt *et al.*, 2012).

Il faut noter que les stratégies de partage et d'épargne des terres ne représentent que les extrémités d'un continuum et qu'il existe en réalité une gamme d'options entre les deux stratégies (Fischer *et al.*, 2008; Phalan *et al.*, 2011b). En effet, plusieurs stratégies intermédiaires peuvent intégrer et combiner des éléments du partage et d'épargne des terres. Il pourrait avoir dans le même paysage, par exemple, des zones intensives de production agricole, ainsi que des zones tampons d'agroforesterie autour de grandes parcelles d'habitats (Koh *et al.*, 2009; Phalan *et al.*, 2011b). L'équilibre optimal entre les deux stratégies dépend de nombreux facteurs, tels que l'échelle spatiale, la topographie, les espèces présentes, la productivité des terres ainsi que le contexte historique, culturel et socioéconomique (Fischer *et al.*, 2008; Godfray, 2011).

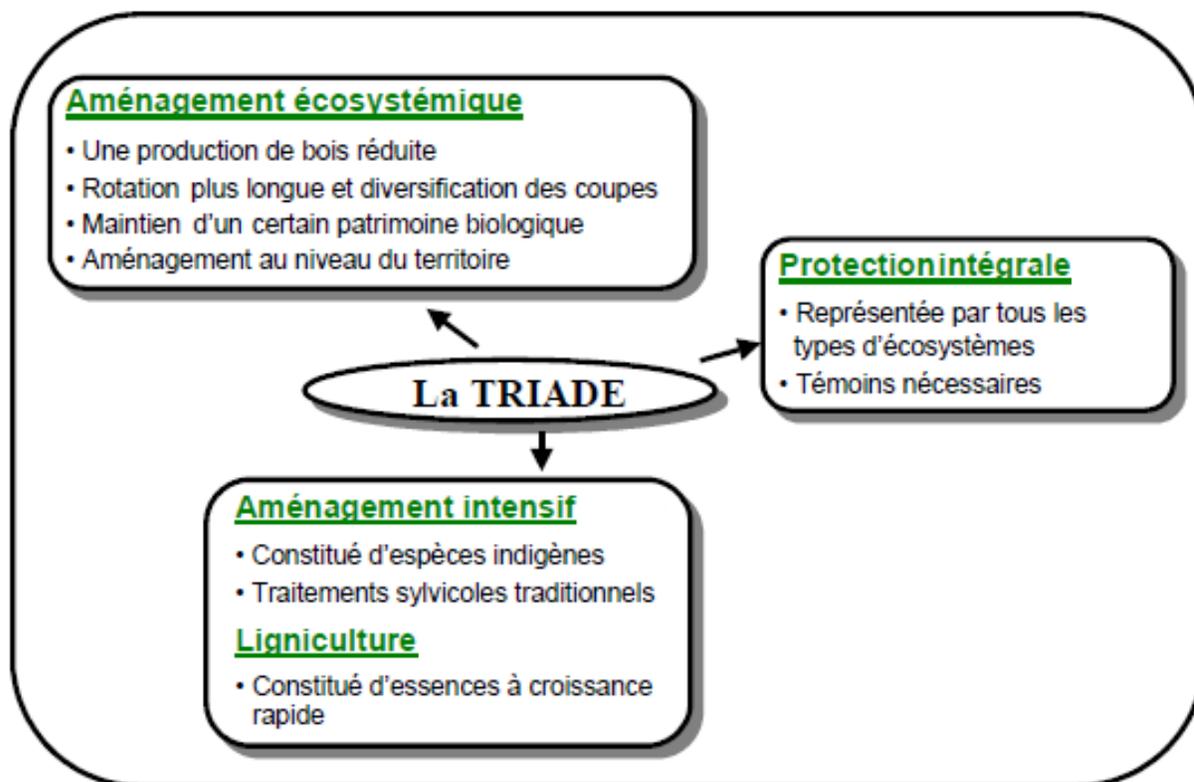
### **3.3.2 L'approche TRIADE du milieu forestier**

L'approche TRIADE, proposée par Seymour and Hunter (1992), est une stratégie d'aménagement qui cherche à concilier les objectifs de rendement forestier et de conservation de la biodiversité. Cette approche divise le territoire en trois grandes zones : une zone de conservation sans exploitation forestière, une zone d'aménagement écosystémique et une zone d'aménagement intensif (figure 3.3). Chacune de ces zones est conçue pour traiter un ensemble spécifique d'objectifs et de priorités (CDD, 2014; Messier *et al.*, 2003).

Dans la zone de conservation, l'objectif est de conserver la biodiversité indigène et l'intégrité des écosystèmes. La superficie allouée à cette zone est dispersée sur le territoire afin de protéger un ensemble représentatif de divers écosystèmes. Aucune récolte de matière ligneuse ne peut y avoir lieu et les activités humaines sont limitées au même titre que celles pratiquées dans les parcs et les réserves naturelles (CDD, 2014; OFBSL, 2003).

Dans la zone d'aménagement écosystémique, l'objectif est de préserver certains usages tout en s'assurant de la capacité de la forêt à se régénérer et du maintien de sa biodiversité. L'exploitation forestière est donc autorisée sous forme extensive dans un esprit de conservation de la biodiversité (CDD, 2014; Messier *et al.*, 2003). Par exemple, une coupe permise dans cette zone est la coupe à rétention variable par bouquet. Celle-ci cherche à imiter les perturbations

naturelles, telles que les feux de forêt ou une épidémie d'insectes, en conservant des bouquets d'arbres qui sont représentatifs du peuplement original (CDD, 2014). Cette coupe permet de créer des zones tampons autour des zones de conservation et agit comme une protection supplémentaire pour les zones de conservation, les services écosystémiques et les espèces à grand domaine vital (Fischer *et al.*, 2005).



**Figure 3.3 Les trois zones d'aménagement de l'approche TRIADE en foresterie**

Source : Messier *et al.* (2003)

Dans la zone d'aménagement intensif, l'objectif est de maintenir l'approvisionnement en bois ainsi que la viabilité économique du secteur forestier (CDD, 2014). L'idée ici est de cultiver la forêt à l'exemple du modèle agricole, soit avec beaucoup de soins et beaucoup d'investissements, afin d'obtenir un rendement élevé et un retour sur l'investissement plus rapide (OFBSL, 2003). Dans cette zone, les techniques sylvicoles traditionnelles peuvent être pratiquées (c.-à-d., coupe rase classique et plantation d'arbres génétiquement améliorés, consistant normalement en espèces

indigènes). Il est également possible d'aménager une zone de ligniculture qui fait appel à des essences exotiques et hybrides à croissance plus rapide. Ces zones sont peu favorables pour la biodiversité forestière, mais permettraient de concentrer la production ligneuse afin de libérer des superficies pour la conservation (Messier *et al.*, 2003; Tittler *et al.*, 2012). Cela permettrait également de réduire la construction de routes et de limiter la fragmentation des habitats (Tittler *et al.*, 2012). Selon les besoins actuels en bois, il a été estimé que la forêt boréale pourrait être divisée de telle sorte que l'aménagement intensif soit appliqué sur approximativement 14% de la superficie forestière, alors que 74% seraient sous aménagement écosystémique et 12% sous protection intégrale (Messier *et al.*, 2003).

Même si l'approche TRIADE a été proposée pour la forêt boréale en Amérique du Nord, elle est aujourd'hui reconnue au niveau international. Elle représente l'évolution la plus récente des paradigmes en foresterie, soit le souhait de concilier les fonctions économiques, sociales et écologiques des forêts (OFBSL, 2003). Plusieurs régions du monde ont divisé leur territoire forestier de sorte d'y trouver différentes affectations de zones forestières. Par exemple, la Nouvelle-Zélande a séparé son territoire en réserves (à l'abri de toute exploitation forestière) et en aménagements super intensifs via des plantations d'espèces exotiques (OFBSL, 2003). Les forêts naturelles protégées couvrent 79% du territoire forestier, tandis que les plantations couvrent 21 % du territoire forestier. La récolte actuelle de ces plantations est de l'ordre de 23 millions de mètres cubes par année, ce qui a généré en 2012 des revenus de 4,5 milliards de dollars (NZFOA, 2013).

### **3.3.3 L'application des stratégies agricoles et forestières en milieu urbain**

Contrairement aux milieux agricoles et forestiers, il n'est pas question de rendement ou de productivité en ville. Il est plutôt question de densité d'occupation et d'équilibre entre celle-ci et la protection de la biodiversité. De plus, il ne faut pas seulement prendre en compte la valeur écologique de la nature, mais aussi considérer sa valeur sociale. La biodiversité en ville est, par exemple, reconnue comme un médiateur de bien-être et est associée à des valeurs esthétiques, récréatives, éducatives et spirituelles (INSPQ, 2011; Lee and Maheswaran, 2010; MEA, 2005). Le défi est donc de combler les besoins en logement des populations urbaines de manière à minimiser l'impact sur l'environnement et à préserver les fonctions sociales de la nature.

C'est dans cette optique de recherche de compromis que les stratégies d'épargne et de partage des terres, ainsi que l'approche TRIADE peuvent s'appliquer aux milieux urbains. Elles offrent un cadre de réflexion pertinent pour l'organisation spatiale des villes et pour l'intégration d'objectifs de conservation en milieu urbain.

### **3.4 La connectivité : un facteur clé pour le maintien de la biodiversité dans les paysages perturbés par l'homme**

Tel que soulevé au chapitre 2, un autre facteur qui influence la présence et la distribution de la biodiversité dans les paysages perturbés par l'homme est la connectivité entre les parcelles d'habitats. Le concept de connectivité est un sujet d'étude fort important en biologie de la conservation et en écologie des paysages. Il s'agit ici de faire part de ses avantages et inconvénients et de décrire les particularités des corridors en milieu urbain.

#### **3.4.1 Les avantages et inconvénients de la connectivité**

Dans le contexte des métapopulations, la connectivité permet d'augmenter la taille de certaines populations locales, ce qui peut produire un effet de sauvetage et réduire la probabilité d'extinction des plus petites populations (Hanski, 1998). S'il arrive qu'une population locale s'éteigne, la migration d'individus entre parcelles d'habitats peut mener à son rétablissement (Noss, 1987; Simberloff and Cox, 1987). La connectivité permet également de conserver un certain flux génétique, ce qui réduit les risques de consanguinité des populations fragmentées et maintient leurs capacités adaptatives (Bell and Gonzalez, 2011; Bennett, 2003). Les études scientifiques montrent que la connectivité, par la présence de corridors, peut augmenter significativement le mouvement des espèces (ex. : 50 %) (Gilbert-Norton *et al.*, 2010) et la richesse spécifique dans les parcelles d'habitats (Gonzalez *et al.*, 1998).

D'autre part, les corridors agissent comme des habitats pour certaines plantes et espèces animales. Ils procurent un abri et des ressources pour les espèces qui se déplacent fréquemment à l'intérieur d'un paysage, comme les espèces à grand domaine vital, les espèces qui requièrent différents habitats pour compléter leur cycle de vie, ainsi que les espèces migratrices (Bennett, 2003; Noss, 1987). De plus, la connectivité procure une plus grande flexibilité aux espèces pour répondre aux changements climatiques ou tout autre changement au niveau des conditions

environnementales (Simberloff *et al.*, 1992). En assurant le déplacement ainsi que la présence des espèces dans un paysage, la connectivité soutient les fonctions écologiques des écosystèmes, qui à leur tour maintiennent l’approvisionnement des services écosystémiques aux populations humaines (Bennett, 2003; Mitchell *et al.*, 2013).

Malgré ces avantages, la connectivité peut, par l’aménagement de corridors, avoir des répercussions négatives sur l’environnement. Si les corridors ne sont pas aménagés convenablement, leur présence peut faciliter la dispersion d’espèces indésirables à travers le paysage, comme les espèces exotiques, les insectes ravageurs et les plantes nuisibles (Bennett, 2003; Noss, 1987; Simberloff and Cox, 1987). Les corridors peuvent également faciliter la propagation de feux, de maladies et de pathogènes. Ils peuvent aussi augmenter l’exposition de la faune à plusieurs sources de mortalité par la présence opportune de chasseurs, de prédateurs naturels et d’animaux domestiques dans ces corridors (Bennett, 2003; Noss, 1987; Simberloff and Cox, 1987). Finalement, la connectivité peut introduire de nouveaux gènes qui pourraient modifier les adaptations locales et promouvoir l’hybridation entre des taxons qui étaient auparavant de répartition disjointe (Bennett, 2003).

En général, l’opinion est que les avantages des corridors dépassent largement les inconvénients, mais qu’une certaine vigilance est nécessaire pour minimiser les impacts potentiels (Bennett, 2003). Les corridors doivent donc être réfléchis en tenant compte du contexte paysager et des objectifs de conservation. Les paramètres habituellement utilisés pour la planification de corridors sont la largeur du corridor, la longueur du corridor, le nombre et la dimension des interruptions, l’étranglement, l’hétérogénéité des habitats naturels et l’intensité de l’utilisation anthropique du milieu (CRECQ, 2014).

#### **3.4.2 La connectivité dans un contexte urbain**

Dans les milieux urbains, les corridors peuvent être divisés en trois catégories principales : les rivières et les zones riveraines qui y sont associées, les corridors verts utilisés comme voies récréatives, et la végétation des abords routiers et des voies ferrées (Fernandez-Juricic, 2000; FitzGibbon *et al.*, 2007; Werner and Zahner, 2010).

Les rivières et les zones riveraines sont d'importants corridors naturels qui permettent de relier les habitats naturels à l'échelle régionale (Naiman *et al.*, 1993). Ces corridors riverains ou corridors bleus offrent donc l'occasion de lier les populations d'espèces rurales à celle des centres-villes. De plus, ces corridors se caractérisent par une grande diversité biologique et sont essentiels tout au long du cycle de vie de la majorité de la faune vertébrée (Naiman *et al.*, 1993; Noss, 2004). Cela est sans compter leur importance pour la qualité de l'eau et l'approvisionnement en nombreux services écosystémiques. Une particularité de ces corridors, tout comme les voies récréatives, est qu'ils sont non seulement utilisés par la faune et la flore, mais aussi par les citoyens (Noss, 2004). Ces deux types de corridors doivent donc être assez larges pour être à la fois utilisés à des fins récréatives, et comme outil de préservation de la biodiversité.

Pour ce qui est de la végétation des abords routiers ou des voies ferrées, elle forme des corridors qui n'ont généralement pas été planifiés par l'homme. Comme ils ne sont pas intentionnels, ce type de corridors est celui qui causerait le plus de problèmes pour la propagation d'espèces exotiques envahissantes (CRECQ, 2014; Noss, 2004). Il représente également un danger potentiel pour la faune lorsqu'elle tente de traverser les infrastructures routières ou ferroviaires (CRECQ, 2014).

Le réseau de transport est une préoccupation majeure en milieu urbain. Celui-ci contribue à la fragmentation des habitats naturels et est une source de mortalité importante pour la faune (Forman *et al.*, 2003; Noss, 2004). Afin de réduire ses impacts sur le paysage et la biodiversité, il est généralement conseillé de développer un réseau de transport composé d'un nombre moins élevé de routes, mais plus larges et avec une plus forte intensité de circulation (Jaeger *et al.*, 2005). C'est que la faune est plus susceptible d'éviter les routes à forte circulation (Tittler *et al.*, 2012). Une autre façon de réduire les effets néfastes des routes sur la faune est par la construction de passages fauniques. Ces passages sont aériens ou souterrains et traversent les voies routières afin de relier des habitats qui se retrouvent de chaque côté (Forman *et al.*, 2003). Ils offrent un endroit plus sécuritaire dans lequel la faune peut effectuer ses déplacements et ainsi diminuer les occurrences de mortalité (Clevenger *et al.*, 2001; Dodd *et al.*, 2004).

Une autre préoccupation en milieu urbain consiste en la possibilité de relier des habitats de qualité supérieure à des habitats de qualité inférieure (Noss, 2004). En effet, la qualité des

habitats en milieu urbain est particulièrement réduite en raison de leur taille et de la fréquence des perturbations humaines. De plus, les corridors dans les villes sont souvent très étroits et peuvent, par l'effet de bordure et le manque d'habitats intérieurs, constituer des puits ou des pièges écologiques (Noss, 2004). Malgré leur contribution potentielle à la présence de puits ou de pièges écologiques, les corridors peuvent toutefois augmenter la présence d'espèces en milieu urbain et conserver les bénéfices qu'elles procurent à l'homme.

Dans les zones périurbaines et les banlieues, les corridors peuvent accroître la présence d'organismes qui peuvent être à la source de conflits avec l'homme. Par exemple, avec les corridors, le nombre de cas recensant la présence de chevreuils (*Odocoileus virginianus*) et de cougars (*Puma concolor*) dans la ville de Boulder au Colorado a augmenté. Les chevreuils sont une nuisance pour les jardiniers amateurs tandis que les cougars constituent un danger pour la sécurité des citadins, particulièrement pour les enfants, les randonneurs et les coureurs (Noss, 2004). D'autres espèces nuisibles qui pourraient augmenter en présence de corridors sont les plantes envahissantes, notamment la renouée japonaise (*Fallopica Japonica*) et la berce de Caucase (*Heracleum mantegazzianum*). La renouée japonaise peut perturber les activités humaines par sa croissance rapide. Elle limite, par exemple, l'accès au cours d'eau en créant des murs de végétation dense et affecte la valeur des terres qu'elle envahit (Godmaire et Côté, 2006). La berce de Caucase représente quant à elle un danger pour la santé publique, car elle produit une toxine phototoxique qui peut causer des lésions ressemblant à des brûlures (Pereg, 2010). Les corridors pourraient aussi augmenter la présence d'animaux porteurs de la rage, tels que les mouffettes et les rats-laveurs (Gehrt, 2004).

### **3.5 Résumé des effets des stratégies d'aménagement sur la biodiversité urbaine**

Considérant l'impact de l'urbanisation sur l'utilisation du sol, les Villes doivent intégrer de fait la conservation de la biodiversité dans la planification de leur configuration spatiale. Les études scientifiques sur le sujet sont récentes et plusieurs incertitudes existent quant à l'impact des formes urbaines sur la biodiversité. C'est pourquoi il est pertinent de voir comment les milieux agricoles et forestiers ont intégré la conservation de la biodiversité dans leurs stratégies d'aménagement.

L'analyse des stratégies d'épargne et de partage des terres en agriculture met de l'avant les avantages et inconvénients du développement intensif et du développement extensif, tel que résumé dans le tableau 3.1. Il est possible d'optimiser leurs avantages en créant des stratégies d'intensité mixte, comme il est présentement appliqué en foresterie avec la TRIADE. Une stratégie mixte est importante, car elle permet d'augmenter la connectivité entre les milieux naturels. Cela permet de soutenir les fonctions écologiques des écosystèmes et de maintenir l'approvisionnement en services écosystémiques, ce qui est essentiel au bien-être humain. Les avantages et inconvénients de la connectivité en milieu urbain sont également synthétisés dans le tableau 3.1.

**Tableau 3.1 Résumé des avantages et des inconvénients du développement intensif et extensif, et de la connectivité écologique en milieu urbain**

	<b>Avantages</b>	<b>Inconvénients</b>
<b>Développement intensif</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Limite l'étendue du développement urbain</li> <li>- Libère de plus grandes superficies d'habitats naturels pour la conservation, ce qui permet de préserver les espèces sensibles et vulnérables aux perturbations humaines (« urban avoiders »)</li> <li>- Rentabilise les services et les infrastructures des municipalités</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Cause une dégradation locale de la biodiversité et des écosystèmes</li> <li>- Mène à la séparation de l'homme et la nature</li> <li>- Ignore l'importance des services écosystémiques pour les populations urbaines</li> </ul>
<b>Développement extensif</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Préserve les espèces généralistes</li> <li>- Améliore la connectivité du paysage</li> <li>- Favorise le maintien des services écosystémiques et la résilience des habitats naturels</li> <li>- Maintient le lien entre l'homme et la nature</li> <li>- Augment l'hétérogénéité du paysage, ce qui peut augmenter la richesse spécifique</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Augmente l'étendue du développement urbain</li> <li>- Réduisent les chances de survie des espèces du type « urban avoiders »</li> <li>- Engendre des coûts importants aux municipalités</li> </ul>
<b>Connectivité</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Favorise la présence et le mouvement des espèces</li> <li>- Favorise la résilience des espèces</li> <li>- Agit comme des habitats pour certaines espèces</li> <li>-Favorise le maintien des services écosystémiques</li> <li>-Peut être utilisée à des fins récréatives</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Augmente les risques d'invasion par les espèces exotiques envahissantes, les pathogènes et leurs vecteurs</li> <li>- Peut augmenter les sources de mortalité et créer des puits écologiques</li> <li>-Peut faciliter la présence d'espèces indésirables pour l'homme</li> <li>-Est difficile et complexe à aménager</li> </ul>

## **CHAPITRE 4**

### **RECOMMANDATIONS POUR UNE MEILLEURE PLANIFICATION DES MILIEUX URBAINS**

À l'échelle du globe, deux questions se posent au sujet de l'aménagement des milieux urbains. Dans un premier temps, il faut se demander comment les zones urbaines en plein essor peuvent organiser leur développement futur afin de minimiser leurs impacts sur la biodiversité. Dans un deuxième temps, il est pertinent de se questionner sur la manière dont les zones urbaines actuelles peuvent participer au maintien de la biodiversité. Ce dernier et quatrième chapitre émet des recommandations qui répondent à ces deux questions. Elles sont divisées en deux catégories, soit celles pour les zones urbaines de demain et celles pour les zones urbaines actuelles.

Les stratégies de la première catégorie visent les villes du monde qui subissent les plus fortes croissances au niveau de leur population urbaine, soit les villes de petite et moyenne taille (moins de 5 millions d'habitants) dans les pays en développement. C'est dans ces villes que les formes urbaines peuvent être repensées et que les nouvelles zones urbaines peuvent être construites de manière à minimiser la perte de la biodiversité. Les stratégies d'aménagement dans cette catégorie se concentrent donc sur la configuration spatiale des villes. Dans les zones urbaines déjà construites, il est difficile de changer les formes urbaines déjà présentes et c'est pourquoi une deuxième catégorie de stratégies est proposée. Celle-ci rassemble des stratégies de verdissement, d'entretien et de connectivité des parcelles d'habitats.

Toutes les stratégies proposées s'inspirent de l'analyse critique effectuée dans le chapitre trois et des informations présentées dans les chapitres précédents. Elles mettent l'accent sur les actions à prioriser en milieu urbain en fonction des connaissances actuelles et présentent des exemples concrets d'application.

#### **4.1 Les stratégies pour les zones urbaines de demain**

Pour le développement urbain du futur, il est recommandé de promouvoir un aménagement inspiré par l'approche de la TRIADE. Cette approche consisterait à répartir les zones urbaines selon trois intensités de développement, soit une zone de conservation, une zone de développement

extensif (développement étalé) et une zone de développement intensif (développement compact). La répartition de ces zones est détaillée dans les trois stratégies qui suivent.

#### **4.1.1 Créer des zones de conservation afin de préserver de grandes parcelles d'habitats naturels**

Un principe général dans la biologie de la conservation est de protéger de grandes parcelles d'habitats afin d'augmenter la présence d'espèces et de maintenir des populations viables (Fischer *et al.*, 2006). De plus, il est important de savoir que seules les populations viables, soit les populations qui montrent un succès de reproduction et qui sont en excédant démographiques, exporteront des individus. Ces parcelles sont donc aussi essentielles pour promouvoir le déplacement d'individus au sein d'un paysage (Hanski, 1998).

Les efforts de conservation en milieu urbain devraient donc prioriser les parcelles d'habitats de grande taille. Les superficies à préserver dépendent toutefois des espèces présentes et du contexte paysager. Le but ultime de ces zones est de préserver la biodiversité indigène, particulièrement les espèces du type « urban avoiders ». Il serait prioritaire de protéger des habitats minimalement perturbés ainsi que ceux ayant une grande richesse spécifique et de nombreuses fonctions écologiques, telles que les milieux humides, les habitats côtiers et les cours d'eau (Gagné *et al.*, 2015).

À travers le monde, de nombreuses villes ont protégé des zones qui contribuent de manière importante au maintien de la biodiversité. Par exemple, au Kenya, le parc national de Nairobi est situé à seulement 7 kilomètres du centre-ville et il est réputé pour sa vie sauvage avec plus de 400 espèces d'oiseaux et 100 espèces de mammifères, incluant notamment des lions, des girafes, des guépards, des rhinocéros et des buffles (SCBD, 2012). En Suède, la ville de Stockholm a créé le premier parc national urbain au monde. Situé en plein centre-ville, ce parc comprend 3 335 ha et soutient la présence de plus de 800 espèces de plantes, 100 espèces d'oiseaux, ainsi que de nombreuses espèces d'insectes. Il est également possible d'y voir quelques espèces de mammifères, comme des cerfs, des renards et des lièvres (CABS, 2015).

Dans ces zones de conservation, il s'agirait de proscrire toute forme de développement urbain par la voie de règlements ou de statuts légaux. Certaines activités, telles que l'écotourisme, les

recherches scientifiques et l'éducation environnementale, pourraient toutefois y être pratiquées à des endroits stratégiques.

#### **4.1.2 Créer des zones de développement extensif qui agissent comme zones tampons autour des zones de conservation et des cours d'eau**

Dans le cadre de cet essai, une zone tampon désigne une zone qui permet de renforcer la protection de zones de conservation ou de zones sensibles. Ces zones sont particulièrement importantes lorsque les activités humaines environnantes sont polluantes et contribuent à l'introduction d'espèces exotiques envahissantes (Fischer *et al.*, 2005).

À l'image des stratégies mixtes de partage et d'épargne des terres, il est recommandé de créer des zones tampons sur le pourtour des zones de conservation (Phalan *et al.*, 2011b). Une telle localisation des zones tampons permet d'agrandir la superficie des zones de conservation (Batisse, 1982). Il est aussi recommandé de créer des zones tampons autour des plans d'eau afin d'augmenter la protection d'habitats riches en biodiversité et de bénéficier d'une meilleure qualité de l'eau (Fischer *et al.*, 2005; Gagné *et al.*, 2015). Ces zones pourraient également augmenter la connectivité entre plusieurs habitats clés et assurer le mouvement de plusieurs espèces (Batisse, 1982; FitzGibbon *et al.*, 2007; Naiman *et al.*, 1993; Noss, 2004).

En outre, ces zones tampons peuvent être créées par un développement urbain extensif axé sur la conservation d'éléments paysagers naturels. Par exemple, la MRC de Memphrémagog, au Canada, a inclus dans son schéma d'aménagement et de développement (SAD) une affectation particulière pour le territoire situé près du mont Orford. Inspirée du lotissement en grappes, cette nouvelle affectation cherche à minimiser l'étendue du développement immobilier en concentrant les bâtiments en grappes et en réduisant la construction de routes. Dans cette zone, au moins 30 % du territoire doit être préservé à des fins de conservation, ce ratio peut augmenter à 50 % pour les zones à haute valeur écologique. Une attention particulière est aussi donnée aux rives des lacs, aux cours d'eau et aux milieux humides (Boucher et Fontaine, 2010; MRC Memphrémagog, 2009).

Un autre exemple pertinent est la MRC des Laurentides, au Canada, qui a modifié son SAD en 2009 pour y inclure deux nouvelles affectations qui protègent l'habitat et les corridors de déplacement

du cerf de Virginie. Ainsi, les affectations « résidentielle et faunique » et « corridor faunique » ont été créés. La première affectation vise un faible niveau d'occupation : 1 à 2 logements à l'hectare et une conservation des espaces naturels dans une proportion d'au moins 80 % calculée sur la superficie des terrains. L'affectation « corridor faunique », d'au moins 200 m de large, exige quant à elle une limite de 0,5 logement à l'hectare et une conservation d'espaces naturels d'au moins 90 % (Boucher et Fontaine, 2010; MRC Laurentides, 2015).

#### **4.1.3 Créer des zones de développement intensif afin de limiter l'étendue des zones urbaines**

L'objectif des zones de développement intensif est de combler la majorité des besoins en logements des populations urbaines et à assurer la rentabilité des villes tout en limitant l'étendue de ses impacts écologiques. Il est recommandé de créer des zones prioritaires de développement qui correspondent aux prévisions de croissance résidentielle, de bien définir leurs limites et d'y imposer une densité minimale de logements. Malgré cette densité, les quartiers et les habitations peuvent être construits de manière à accueillir des arbres, des bassins de rétention, des jardins de pluie et des toits verts. Ils peuvent également offrir des espaces privés, semi-privés ou publics de qualité à ses résidents (Vivre en ville, 2015b). Ces espaces et infrastructures verts sont essentiels pour réduire l'effet d'îlot de chaleur urbain et peuvent jouer un rôle au niveau de la sécurité alimentaire s'ils sont aménagés pour inclure des potagers urbains (INSPQ, 2011; Clarke and Jenerette, 2015; Orsini *et al.*, 2013; SCBD, 2012).

Cette stratégie combinée avec les deux précédentes cherche à intégrer les avantages tirés du développement intensif et extensif, tels qu'évoqués dans le chapitre 3. L'urbanisation est tellement importante dans son utilisation du sol qu'elle doit de fait limiter son étendue et se densifier. Par contre, si les Villes veulent accueillir une grande biodiversité et préserver les services écosystémiques, elles ne peuvent être qu'un îlot de surfaces artificialisées. Elles doivent donc être denses et traversées de grandes parcelles d'habitats et des corridors de végétation naturelle.

#### **4.2 Les stratégies pour les zones urbaines actuelles**

Dans les zones urbaines actuelles, trois stratégies ont aussi été identifiées. Celles-ci visent à augmenter la superficie relative, la qualité et la connectivité des milieux naturels et des espaces verts en milieu urbain. Il faut toutefois souligner que ces actions peuvent inciter des espèces à

s'installer dans des habitats de moindre qualité, créant ainsi des pièges écologiques (Delibes *et al.*, 2001). C'est pourquoi il est important de bien choisir la localisation des stratégies et d'évaluer les risques qu'elles pourraient poser sur les espèces présentes (Colding, 2007; Goddard *et al.*, 2010; Hale *et al.*, 2015; Rudd *et al.*, 2002). Des programmes de suivi réduisent également les risques de causer une dégradation involontaire de la biodiversité.

#### **4.2.1 Augmenter ou maintenir une superficie relative du couvert végétal d'au moins 30 %**

Plusieurs auteurs recommandent de maintenir l'équivalent de 20 à 30 % d'une superficie en habitats naturels, à l'intérieur d'un paysage fragmenté (Andrén, 1994; Beninde *et al.*, 2015; Radford *et al.*, 2005). En dessous de ce seuil, il pourrait y avoir un déclin rapide de la richesse spécifique en raison d'un effet synergique entre la perte et la fragmentation d'habitats (Radford *et al.*, 2005). Même si ce seuil n'a pas été identifié spécifiquement pour les milieux urbains, il serait prudent d'encourager son utilisation dans les villes. C'est pourquoi il est suggéré de conserver un couvert végétal d'au moins 30 %. Pour ce faire, les Villes peuvent préférentiellement protéger les milieux naturels existants ou augmenter la superficie des espaces verts sur leur territoire.

Les efforts de verdissement peuvent se concentrer sur les milieux naturels dégradés, tels que les milieux humides, les habitats côtiers et les bandes riveraines. Ils peuvent également viser à réduire les surfaces imperméables sur le bord des routes, dans les parcs, les espaces publics et les stationnements. Les Villes peuvent également inciter tous types de propriétaire à verdir leurs propriétés par la mise en place de toits verts, de murs végétaux ou de potagers.

Un exemple pertinent de végétalisation en milieu urbain est le Plan d'action canopée de la Ville de Montréal, au Canada. L'objectif du plan est de faire passer l'indice de canopée de 20 à 25% d'ici 2025. Pour atteindre cet objectif, l'agglomération devra produire 2 333 ha supplémentaires de canopée, ce qui représente environ 300 000 arbres. Le Plan vise en priorité les endroits où poussent actuellement moins d'arbres et cible tous les propriétaires. Il reconnaît également l'importance de maximiser les efforts de conservation pour la canopée existante puisque c'est l'option la plus simple et la moins coûteuse. Pour ce faire, la ville compte explorer les possibilités qu'offrent la réglementation pour diminuer les pertes de la canopée liées aux développements immobiliers (Ville de Montréal et Soverdi, 2012).

Un autre exemple est celui du projet de restauration de la rivière Cheonggyecheon à Séoul en Corée du Sud. Cette rivière située au cœur du centre-ville avait été enfouie pour faire place à une autoroute. En 2003, la Ville a décidé de supprimer l'autoroute, de remettre à ciel ouvert la rivière et de créer un parc linéaire de 8,4 km (figure 3.5). Les travaux qui se sont échelonnés sur trois ans ont redonné l'accès à la rivière aux citoyens et ont réduit l'effet d'îlot de chaleur de 3,6 °C. Le projet a aussi favorisé la présence de la biodiversité urbaine : le nombre d'espèces végétales et animales aurait passé de 93 en 2003 (avant la restauration) à 386 en 2006 (à la fin des travaux de restauration) à 573 en 2007 (ICLEI CBC, 2008).



**Figure 3.4 Le projet de restauration de la rivière Cheonggyecheon à Séoul**

Source: Lee (2006), p. 2

#### **4.2.2 Restaurer la qualité des parcelles d'habitats existantes en encourageant une gestion écologique des espaces verts**

Une meilleure qualité des parcelles d'habitats permet d'accroître les ressources disponibles aux espèces, ce qui peut favoriser leur présence et augmenter leur chance de survie. Un moyen efficace pour augmenter la qualité des parcelles d'habitats en milieu urbain est la conservation de la diversité structurelle de la végétation. Cela peut être accompli par une gestion écologique des espaces verts, telle que détaillée dans les mesures suivantes :

- Conserver toutes les strates végétales (ex., mousses, herbes, arbustes, arbres);
- Privilégier les espèces indigènes;

- Laisser au sol les branches mortes et les troncs d'arbres tombés;
- Conserver les vieux arbres ainsi que les chicots, soit les arbres morts encore debout, sans toutefois risquer de compromettre la sécurité des citoyens (ex., via des périmètres de sécurité);
- Laisser pousser l'herbe dans certaines sections des parcs gazonnés ou des terrains privés;
- Laisser libre cours à l'établissement des arbustes et des arbres;
- Planter et protéger les jeunes arbres;
- Conserver ou installer des points d'eau;
- Réduire l'utilisation de pesticides et d'herbicides (Boucher et Fontaine; 2010; CABE, 2006; Le Roux *et al.*, 2014; Noé Conservation, 2011; Savard *et al.*, 2000; Stagoll *et al.*, 2010).

Il est aussi possible d'augmenter la qualité d'une parcelle d'habitats en y aménageant des nichoirs à oiseaux et à chauve-souris, ainsi que des jardins à papillons et des abris à insectes (Boucher et Fontaine, 2010; Noé Conservation, 2011). Il est également recommandé de limiter les éclairages publics de manière à réduire la pollution lumineuse qui nuit notamment aux insectes, aux oiseaux, aux plantes et aux tortues (CABE, 2006; Gaston *et al.*, 2012; RICEMM, 2015).

Un exemple d'innovation en gestion écologique est l'éco-pâturage, une technique qui utilise des herbivores pour l'entretien des espaces verts urbains. En France, plusieurs villes emploient des moutons, des vaches ou des ânes pour réduire ou substituer l'entretien mécanique et chimique de leurs parcs. En plus d'avoir des effets bénéfiques sur la biodiversité, l'éco-pâturage permet de redévelopper la relation et les interactions entre l'homme et les espèces animales. Leur présence apaise et divertit les citoyens. Elle offre aussi une occasion inégalée de sensibiliser la population sur la gestion écologique des espaces verts (BiodiverCity, s.d.).

#### **4.2.3 Créer un réseau écologique qui relie les parcelles d'habitats le long du gradient urbain-rural**

Un réseau écologique regroupe un ensemble de parcelles d'habitats et les corridors qui les relient (CRECQ, 2014). En milieu urbain, il est recommandé de créer un réseau écologique à l'échelle du gradient urbain-rural (Noss, 2004). Ce réseau peut être perçu comme une hiérarchie de réseaux qui relie tout d'abord des parcelles d'habitats de petite taille et des corridors étroits dans le centre

des villes, qui sont à leur tour connectés à un réseau de parcelles d'habitats et de corridors plus larges dans les banlieues. Ce dernier est relié à un réseau encore plus large qui se retrouve à l'extérieur des milieux urbains et qui comprend de très grandes zones de végétation naturelle et une meilleure connectivité globale.

Un tel réseau ne peut être créé sans une planification à différentes échelles spatiales. À l'échelle locale, il est important de sensibiliser les résidents au fait que chaque parcelle, ou corridor, participe à la biodiversité urbaine, y compris les haies, les jardins, les cours-arrières et les toits verts (Boucher et Fontaine, 2010). Des suggestions et des mesures d'aménagement peuvent être diffusées afin d'assurer la création d'habitats qui sont propices et favorables à la biodiversité. À l'échelle régionale ou nationale, la conception et la mise en œuvre d'un réseau écologique sont plus complexes et exigeantes. Cela demande tout d'abord une collaboration et un engagement de toutes les parties prenantes. Il faut de plus des informations scientifiques solides afin d'assurer l'efficacité des réseaux pour le maintien de la biodiversité et des services écologiques.

Un programme intéressant de réseaux écologiques est le plan Maillage vert et bleu de la Ville de Bruxelles, en Belgique. Ce programme vise à créer des espaces verts là où il en manque et à remettre en valeur les rivières et les milieux humides, tout en augmentant la connectivité de ces milieux (Hannequart et Schamp, 2000). Tous les types d'habitats favorables à la biodiversité sont considérés dans le programme, incluant notamment les forêts et les réserves naturelles, les grands parcs et les petits espaces verts du centre-ville. Il en est de même pour les espaces de connexion et les corridors, qui peuvent être constitués de voies ferrées, de routes et de voies récréatives. La mise en œuvre du maillage vert et bleu repose sur les administrations publiques régionales et locales, mais s'appuie aussi sur la participation volontaire des citoyens et des acteurs privés pour améliorer l'aménagement de leur propriété (Hannequart et Schamp, 2000). Une réalisation importante du plan est la Promenade verte, un parcours d'une soixantaine de kilomètres reliant divers espaces verts et milieux naturels. Ce parcours offre un environnement convivial pour les piétons et les cyclistes tout en protégeant la biodiversité (Bruxelles Environnement, 2015).

#### **4.3 D'autres recommandations générales**

Les responsabilités liées à la planification urbaine sont distribuées inégalement à travers le monde. Au cours des prochaines décennies, les villes de l'Asie et l'Afrique devront faire face à une

importante croissance urbaine dans un contexte restreint de ressources financières et humaines. Il est difficile de croire que les stratégies proposées précédemment seront mises en place à court terme dans ces villes. C'est pourquoi il est recommandé d'outiller les autorités locales pour qu'elles puissent mieux planifier leur croissance urbaine et créer des milieux de vie durables et conviviaux pour ses résidents. Il est donc important d'offrir des programmes de formation et des services de consultation aux autorités locales, ainsi qu'offrir des fonds pour financer les projets d'ordre environnemental. Les initiatives existantes, telles que LAB et URBIS, et les organisations non gouvernementales sont des acteurs pour y parvenir (ICLEI CBC, 2015a; ICLEI CBC, 2015b).

Dans les pays développés, la majorité des villes auront à gérer que de faibles croissances urbaines. Il est néanmoins important pour celles-ci de limiter leur expansion et de densifier les endroits sous-utilisés, tels que les quartiers à faible densité, les stationnements ainsi que les espaces vacants ou abandonnés. Pour ce faire, il faut donc miser sur la créativité des gestionnaires afin de mettre en œuvre des projets de renouvellement urbain ainsi que des programmes d'incitation financière. Le projet d'EcoDensity de la Ville de Vancouver en est un bon exemple. Celui-ci encourage les propriétaires à construire une deuxième maison ou des appartements secondaires dans leurs cours-arrière (City of Vancouver, s.d.). Ce programme a mené à la construction d'une variété de petites maisons qui peuvent abriter des jeunes couples ou des personnes âgées (City of Vancouver, s.d.; Vivre en ville, 2011).

De manière plus générale, il importe que les villes intègrent la conservation de la biodiversité dans leurs politiques, règlements ou plans d'action. Il importe également de sensibiliser et d'éduquer les citoyens, les autorités locales et toutes autres parties prenantes quant aux biens et services écosystémiques que procure la biodiversité à l'homme. C'est la reconnaissance de son rôle au plan social et économique qui aura un impact réel sur les efforts de conservation dans les milieux urbains. De plus, ses efforts peuvent être optimisés par une approche intégrée de conservation, soit une approche basée sur la concertation et la collaboration des différentes parties prenantes. Une telle approche permettrait d'harmoniser les objectifs de conservation à plusieurs échelles spatiales et de considérer les préoccupations de tous. Enfin, les recherches scientifiques jouent un rôle crucial pour approfondir les connaissances sur la biodiversité urbaine et pour développer des projets de conservation qui sont viables à long terme. À titre d'exemple, il existe aux États-Unis deux sites de recherche écologique à long terme en milieu urbain, soit un à Baltimore et l'autre à

Phoenix (Gagné, 2013). L'appui financier des instituts de recherche et des universités est un élément essentiel pour soutenir les efforts d'acquisition et de transfert de connaissances scientifiques en milieu urbain.

## CONCLUSION

Depuis 1950, le monde ne cesse de s'urbaniser et il le fait de plus en plus rapidement. Chaque jour, ce sont des milliers de logements qui sont construits pour combler les besoins des populations urbaines grandissantes. Cela est sans compter la construction de toutes les infrastructures routières, les stationnements et les centres commerciaux qui les accompagnent. D'énormes superficies de milieux naturels ou de terres agricoles sont donc perdues chaque jour pour laisser place à des surfaces imperméables. Bien entendu, ces changements au niveau de l'utilisation du sol ont des impacts néfastes sur la sécurité alimentaire et la conservation de la biodiversité. Il apparaissait donc important d'étudier l'urbanisation et les conséquences qui en découlent. Le présent essai s'est donc penché sur l'impact de l'urbanisation sur la biodiversité et a visé à promouvoir une planification urbaine qui s'inscrit dans une démarche écologique. Pour ce faire, il a été divisé en quatre grandes parties.

Tout d'abord, les tendances mondiales de l'urbanisation ont été présentées afin de dresser un portrait global du développement urbain et de son impact sur la biodiversité. Cette partie a permis d'exposer l'essor de l'urbanisation dans les pays en voie de développement, dans les villes de petite taille et dans les points chauds de la biodiversité. Il a d'ailleurs été montré que l'urbanisation est de plus en plus étalée et qu'elle contribue fortement à la perte et la fragmentation des milieux naturels. Il a également soulevé la contribution des villes à la pollution des écosystèmes, à la surexploitation des ressources naturelles, à l'invasion des espèces exotiques et aux changements climatiques, toutes des causes majeures de l'appauvrissement global de la biodiversité. C'est à la lumière de ces constats que les villes ont été reconnues à l'échelle internationale comme des acteurs clés dans la conservation de la biodiversité.

C'est dans la deuxième partie de l'essai qu'ont été identifiés les patrons de biodiversité présents dans les milieux urbains. Deux patrons principaux ont été présentés. Le premier est un déclin de la richesse spécifique vers le centre des villes et le deuxième est un changement vers une composition d'espèces plus exotiques et généralistes. Il a d'ailleurs été montré que la présence et la distribution de la biodiversité urbaine sont influencées par la taille, la connectivité et la diversité structurelle des habitats, ainsi que les conditions socioéconomiques des quartiers. Pour terminer, cette partie a mis en évidence les bénéfices que procure la biodiversité urbaine à l'homme, dont

l'approvisionnement en biens et services écosystémiques, l'amélioration de la santé publique et l'augmentation de la sécurité alimentaire.

La troisième partie de l'essai portait sur les effets des stratégies d'aménagement urbain sur la biodiversité. Les deux principales formes du développement urbain ont d'abord été décrites, soit le développement compact et le développement étalé, et il a été exposé qu'il existe un manque de connaissances scientifiques quant à leurs impacts sur la biodiversité. Face à cette réalité, l'essai s'est tourné vers les milieux agricoles et forestiers et le concept de connectivité écologique pour mettre de l'avant les forces et faiblesses des stratégies d'aménagement extensif et intensif.

Enfin, la dernière partie de l'essai proposait des recommandations, afin d'améliorer la planification des milieux urbains. Une stratégie de développement d'intensité mixte a été proposée pour le développement urbain du futur. Cette stratégie incorpore les avantages du développement intensif et extensif tout en protégeant de grandes parcelles d'habitats, ce qui permettrait de réduire l'étendue physique des villes et d'y préserver les fonctions écologiques et sociales de la biodiversité. Des stratégies de verdissement, d'entretien et de connectivité des parcelles d'habitats ont été proposées pour les villes existantes. Ces stratégies peuvent toutefois créer des pièges écologiques et se doivent d'être effectuées de manière réfléchie et adaptable.

Afin d'optimiser l'ensemble des stratégies proposées, il est important d'intégrer des objectifs de conservation de la diversité biologique dans les politiques, les règlements et les plans d'action municipaux. Des efforts constants sont aussi nécessaires au niveau de la formation des autorités locales, de la collaboration des parties prenantes et de la sensibilisation du public. Il est également important d'appuyer financièrement les recherches scientifiques et les projets de conservation à travers le monde. Tel que démontré par les exemples utilisés dans cet essai, les Villes offrent de nombreuses possibilités pour la mise en place de projets ou de programmes de développement durable. Elles sont en effet des centres d'innovation et de créativité qui peuvent fournir des solutions réelles pour contrer le déclin de la biodiversité.

## RÉFÉRENCES

- Altieri, M.A., Companioni, N., Cañizares, K., Murphy, C., Rosset, P., Bourque, M., and Nicholls, C.I. (1999). The greening of “barrios”: Urban agriculture for food security. *Agriculture and Human Values*, vol. 16, p. 131-140.
- Anderson, P.M.L, Okereke, C., Rudd, A., and Parnell, S. (2013). Regional Assessment of Africa. In Elmqvist, T., Fragkias, M., Goodness, J., Güneralp, B., Marcotullio, P.J., McDonald, R. I., Parnell, S., Schewenius, M., Sendstad, M., Seto, K.C., et al. *Urbanization, Biodiversity and Ecosystem Services: Challenges and Opportunities* (p. 453-459). New York: Springer.
- Andrén, H. (1994). Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos*, vol. 71, p. 355-366.
- Angel, S., Parent, J., Civco, D.L., Blei, A., and Potere, D. (2011) The dimensions of global urban expansion: Estimates and projections for all countries, 2000–2050. *Progress in Planning*, vol. 75, p. 53–107.
- Arnould, P., Le Lay, Y.-F., Dodane, C., et Méliani, I.(2011). La nature en ville: l'improbable biodiversité. *Géographie, économie, société*, vol. 13, no. 1, p. 45-68.
- Aronson, M.F.J., La Sorte, F.A, Nilon, C.H., Katti, M., Goddard, M.A., Lepczyk, C.A., Warren, P.S., Williams, N.S.G., Cilliers, S., Clarkson, B., 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*, vol. 281, p. 1-8.
- Batisse, M. (1982). The biosphere reserve : a tool for environmental conservation and management. *Environmental Conservation*, vol. 9,p. 101-111.
- Bell, G., and Gonzalez, A. (2011).Adaptation and Evolutionary Rescue in Metapopulations Experiencing Environmental Deterioration.*Science.*, vol. 332, p. 1327-1330.
- Bellard, C., Bertelsmeier, C., Leadley, P., Thuiller, W., and Courchamp, F. (2012).Impacts of climate change on the future of biodiversity. *Ecology Letters*, vol. 15, p. 365-377.
- Beninde, J., Veith, M., and Hochkirch, A. (2015). Biodiversity in cities needs space: a meta-analysis determining intra-urban biodiversity variation. *Ecology Letters*, p. 1-12.
- Bennett, A.F. (2003). Linkages in the Landscape : The Role of Corridors and Connectivity in Wildlife Conservation. International Union for Conservation of Nature and Natural Resources, 254 p. <http://www.ecolex.org/server2.php/libcat/docs/LI/MON-080215.pdf> (Page consultée le 19 août 2015).
- Bernhardt (s.d.). Les niveaux de la biodiversité. In Le musée Redpath, *Le site web de la biodiversité canadienne*. <http://canadianbiodiversity.mcgill.ca/francais/theory/threelevels.htm> (Page consultée le 7 avril 2015).
- BiodiverCity (s.d.). L'éco-pâturage : Une solution pour entretenir les espaces verts, augmenter la biodiversité et créer du lien social? ...Une idée à ne pas envoyer paître! In BiodiverCity,

- BiodiverCity*. [http://www.biodivercity.fr/IMG/pdf/revue\\_de\\_presse\\_biodivercity.pdf](http://www.biodivercity.fr/IMG/pdf/revue_de_presse_biodivercity.pdf) (Page consultée le 15 septembre 2015).
- BiophilicCities. (2015). What are biophilic cities? *In* BiophilicCities, *Biophilic Cities*. <http://biophiliccities.org/what-are-biophilic-cities/> (Page consultée le 26 janvier 2015).
- Blair, R. (1996). Land Use and Avian Species Diversity Along an Urban Gradient. *Ecological Applications*, vol. 6, no. 2, p. 506-519.
- Blair, R. (1999). Birds and Butterflies Along an Urban Gradient: Surrogate Taxa for Assessing Biodiversity? *Ecological Applications*, vol. 9, no. 1, p. 164-170.
- Boucher, I., et Fontaine, N. (2010). La biodiversité et l'urbanisation, Guide de bonnes pratiques sur la planification territoriale et le développement durable. Ministère des Affaires municipales, des Régions et de l'Occupation du territoire, 178 p. [http://www.mamrot.gouv.qc.ca/pub/grands\\_dossiers/developpement\\_durable/biodiversite\\_urbanisation\\_complet.pdf](http://www.mamrot.gouv.qc.ca/pub/grands_dossiers/developpement_durable/biodiversite_urbanisation_complet.pdf) (Page consultée le 28 avril 2015).
- Braaker, S., Ghazoul, J., Obrist, M.K., and Moretti, M. (2014b). Habitat connectivity shapes urban arthropods communities: the key role of green roofs. *Ecology*, vol. 95, p. 1010-1021.
- Braaker, S., Moretti, M., Boesch, R., Ghazoul, J., Obrist, M.K., and Bontadina, F. (2014a). Assessing habitat connectivity for ground-dwelling mammals in an urban environment. *Ecological Applications*, vol. 24, no. 7, p. 1583-1595.
- Breuste, J., Niemelä, J., and Snep, R.P.H. (2008). Applying landscape ecological principles in urban environments. *Landscape ecology*, vol. 23, p. 1139-1142.
- Brown, D. G., K. M. Johnson, T. R. Loveland, and D. M. Theobald. 2005. Rural land-use trends in the conterminous United States, 1950–2000. *Ecological Applications*, vol.15, p. 1851–1863.
- Bruxelles Environnement. (2015). Le maillage vert. *In* Bruxelles Environnement, *Espaces verts et biodiversité*. <http://www.environnement.brussels/thematiques/espaces-verts-et-biodiversite/action-de-la-region/les-maillages/le-maillage-vert> (Page consultée le 5 août 2015).
- Burchell, R.W., Shad, N.A., Listokin, D., Phillips, H., Downs, A., Seskin, S., Davis, J.S., Moore, T., Helton, D. and Gall, M. (1998). The costs of sprawl—revisited. Washington, DC : National Academy Press, 269 p.
- CABE (Commission for Architecture and the Built Environment). (2006). Making contracts work for wildlife: how to encourage biodiversity in urban parks. London, CABE, 63 p. <http://www.lbp.org.uk/downloads/Publications/Management/making-contracts-work-for-wildlife.pdf> (Page consultée le 27 juillet 2015).
- CABS (County Administrative Board of Stockholm). (2015). Fauna and flora. *In* County Administrative Board of Stockholm, *National Stads Park*. <http://www.nationalstadsparken.se/default.aspx?id=4216&ptid=0> (Page consultée le 19 août 2015).

- CDD (Corporation de développement durable). (2014a). Assurer le développement durable de la forêt. *In* Corporation de développement durable, *Projet Triade*. <http://www.projettriade.ca/#!initiative-triade/c1fcj> (Page consultée le 1er juillet 2015).
- Chace, J.F., and Walsh, J.J. (2006). Urban effects on native avifauna: a review. *Landscape and Urban Planning*, vol. 74, p. 46–69.
- CI (Conservation International).(2014). Hotspots.*In* Conservation International, *Conservation International*. <http://www.conservation.org/How/Pages/Hotspots.aspx> (Page consultée le 6 janvier 2015).
- Cincotta, R.P., Wisniewski, J., and Engelman, R. (2000) Human population in the biodiversity hotspots.*Nature*, vol. 404, p. 990-991.
- City of Vancouver. (s.d.). EcoDensity: How density, design, and landuse will contribute to environmental sustainability, affordability, and livability. City of Vancouver, Vancouver, 5 p. [https://www.civicinfo.bc.ca/practices\\_innovations/eco\\_density\\_initiative--vancouver--2009.pdf](https://www.civicinfo.bc.ca/practices_innovations/eco_density_initiative--vancouver--2009.pdf) (Page consulté le 9 septembre 2015).
- Clarke, L.W., and Jenerette, G.D. (2015). Biodiversity and direct ecosystem service regulation in the community gardens in Los Angeles, CA. *Landscape ecology*, vol. 30, no. 4, p. 637-653.
- Clergeau, P., Savard, J.P. L., Mennechez, G., and Falardeau, G. (1998). Bird Abundance and Diversity along an Urban-Rural Gradient : A Comparative Study Between Two Cities on Different Continents. *The Condor*, vol. 100, no. 3, p. 413-425.
- Clevenger, A.P., Chruszcz, B. and Gunson, K.E. (2001). Highway Mitigation Fencing Reduces Wildlife-Vehicle Collisions. *Wildlife Society Bulletin*, vol. 29, no. 2, p. 646-653.
- Cohen, B. (2006). Urbanization in developing countries : Current trends, future projections, and key challenges. *Technology in Society*, vol. 28, p. 63-80.
- Colding, J. (2007). Ecological land-use complementation for building resilience in urban ecosystems. *Landscape and Urban Planning*, vol. 81, no. 1-2, p. 46-55.
- Connell, J.H. (1978). Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science*, vol. 199, p. 1302-1310.
- CRECQ (Conseil régional de l'environnement du Centre-du-Québec). (2014). Principe d'élaboration des corridors naturels au Centre-du-Québec. Québec, CRECQ, 100 pages. (Page consultée le 25 juillet 2015).
- Daniels, G.D., and Kirkpatrick, J.B. (2006). Does variation in garden characteristics influence the conservation of birds in suburbia? *Biological Conservation*, vol. 133, p.326-335.
- Dearborn, D.C., and Kark, S. (2010). Motivations for Conserving Biodiversity. *Conservation Biology*, vol. 24, p. 432-440.

- DeFries, R.S., Rudel, T., Uriarte, M., and Hansen, M. (2010). Deforestation driven by urbanization and agricultural trade in the twenty-first century. *Nature Geoscience*, vol. 3, p. 178-181.
- Delgado, C.L. (2003). Rising Consumption of Meat and Milk in Developing Countries Has Created a New Food Revolution. *The Journal of Nutrition*, vol. 133, p. 3907S-3910S.
- Delibes, M., Gaona, P., and Ferreras, P. (2001). Effects of an attractive sink leading into maladaptive habitat selection. *The American Naturalist*, vol. 158, p. 277-285.
- Dodd Jr., K.D., Barichivich, W.J., and Smith, L.L. (2004). Effectiveness of a barrier wall and culverts in reducing wildlife mortality on a heavily traveled highway in Florida. *Biological Conservation*, vol. 109, no. 1, p. 15-26.
- Dodman, D. (2009). Blaming cities for climate change? An analysis of urban greenhouse gas emissions inventories. *Environment & Urbanization*, vol. 21, no. 1, p. 185-201.
- Dogsé, P. (2004). Toward Urban Biosphere Reserves. *Annals of New York Academy of Sciences*, vol. 1023, p.10-48.
- Drinnan, I.N. (2005). The search for fragmentation thresholds in a Southern Sydney Suburb. *Biological Conservation*, vol. 124, p. 339-349.
- Dyball, R., Ives, C.D., and White, I. (2013). Regional Assessment of Oceania. In Elmqvist, T., Fragkias, M., Goodness, J., Güneralp, B., Marcotullio, P.J., McDonald, R. I., Parnell, S., Schewenius, M., Sendstad, M., Seto, K.C., et al., *Urbanization, Biodiversity and Ecosystem Services: Challenges and Opportunities* (p. 287-289). New York: Springer.
- EEA (European Environment Agency). (2006). Urban sprawl in Europe – The ignored challenge. Copenhagen: European Environment Agency, 58 p. [http://www.eea.europa.eu/publications/eea\\_report\\_2006\\_10](http://www.eea.europa.eu/publications/eea_report_2006_10) (Page consultée le 13 janvier 2015).
- Ellis, J.B., and Mitchell, G. (2006). Urban diffuse pollution: key data information for the Water Framework Directive. *Water and Environment Journal*, vol. 20, no. 1, p. 19-26.
- Environnement Canada. (2003). Les espèces exotiques envahissantes au Canada. In Environnement Canada et Fédération canadienne de la faune, *Faune et flore du pays*. <http://www.hww.ca/fr/enjeux-et-themes/les-especes-exotiques.html> (Page consultée le 3 février 2015).
- Evans, K.L., Newson, S.E., and Gaston, K.J. (2009). Habitat influences on urban avian assemblages. *Ibis*, vol. 151, p. 19-39.
- Faeth, S.H., Bang, C., and Saari, S. (2011). Urban biodiversity: patterns and mechanism. *Annals of the New York Academy of Science*, vol. 1223, p. 69-81.
- Faeth, S.H., Warren, P.S., Shochat, E. and Marussich, W.A. (2005). Trophic Dynamics in Urban Communities. *BioScience*, vol. 55, no. 5, p. 399-407.

- Fahrig, L. (2003). Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, vol. 34, p. 487-515.
- FAO (Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture). (2010). La volatilité des prix sur les marchés agricoles. Perspectives économiques et sociales - Synthèse no. 12. <http://www.fao.org/docrep/013/am053f/am053f00.pdf>(Page consultée le 19 mai 2015).
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). (2014). Growing Greener Cities in Latin America and the Caribbean. Rome, FAO, 91 p. <http://www.fao.org/3/a-i3696e.pdf>(Page consultée le 22 mai 2015).
- Fazal, S. (2000). Urban expansion and loss of agricultural land – a GIS based study of Saharanpur City, India. *Environment & Urbanization*, vol. 12, no. 2, p. 133-149.
- Fernandez-Juricic, E. (2000). Avifaunal Use of Wooded Streets in an Urban Landscape. *Conservation Biology*, vol. 14, no. 2, p. 513-521.
- Fischer, J., Batary, P., Bawa, K.S., Brussaard, L., Chappell, M.J., Clough, Y., Daily, G.C., Dorrrough, J., Hartel, T., Jackson, L.E., *et al.* (2011). Conservation: Limits of Land Sparing. *Science*, vol. 334, no. 6056, p. 593.
- Fischer, J., Brosi, B., Daily, G.C., Ehrlich, P.R., Goldman, R., Goldstein, J., Lindenmayer, D.B., Manning, A.D., Mooney, H.A., Pejchar, L., *et al.* (2008). Should agricultural policies encourage land sparing or wildlife-friendly farming? *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 6, p. 380–385.
- Fischer, J., Lindenmayer, D.B. and Manning, A.D. (2006). Biodiversity, ecosystem function, and resilience: ten guiding principles for commodity production landscape. *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 4, no. 2, p. 80-86.
- Fischer, J., and Lindenmayer, D.B. (2007). Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography*, vol. 16, p. 265-280.
- FitzGibbon, S.I., Putland, D.A., and Goldizen, A.W. (2007).The importance of functional connectivity in the conservation of a ground-dwelling mammal in an urban Australian landscape. *Landscape ecology*, vol. 22, p. 1513-1525.
- Forman, R.T.T., Sperling, D., Bissonette, J.A., Clevenger, J.A., Cutshall, C.D., Dale, V.H., Fahring, L. , France, R., Goldman, C.R., Heanue, K., Jones, J.A., *et al.* (2003). *Road Ecology: Science and Solutions*. Washington, D.C., Island Press, 481 p.
- Fuller, R.A., Irvine, K.N., Devine-Wright, P., Warren, P.H., and Gaston, K.J. (2007). Psychological benefits of greenspace increase with biodiversity. *Biology Letters*, vol. 3, no. 4, p. 390-394.
- Gagné, S.A. (2013). The Distinguishing Features of the Study of the Ecology of Urban Landscapes. *Geography Compass*, vol. 7, no. 4, p. 266-286.

- Gagné, S.A., Eigenbrod, F., Bert, D.G., Cunnington, G.M., Olson, L.T., Smith, A.C., and Fahrig, L. (2015). A simple landscape design framework for biodiversity conservation. *Landscape and Urban Planning*, vol. 316, p. 13-27.
- Gagné, S.A., and Fahrig, L. (2010a). The Trade-off between Housing Density and Sprawl Area : Minimising Impacts to Forest Breeding Birds. *Basic and Applied Ecology*, vol. 11, p. 723–733.
- Gagné, S.A., and Fahrig, L. (2010b). The trade-off between housing density and sprawl area: minimizing impacts to carabid beetles (Coleoptera: Carabidae). *Ecology and Society*, vol. 15, no. 4, art. 12.
- Gaston, K.J., Davies, T.W., Bennie, J., and Hopkins, J. (2012). Review: Reducing the ecological consequences of night-time light pollution: options and solutions. *Journal of Applied Ecology*, vol. 49, p. 1256-1266.
- Gehrt, S.D. (2004). Ecology and Management of Striped Skunks, Raccoons, and Coyotes in Urban Landscapes. In Fascione, N., Delach, A., and Smith, M.E., *People and Predators: From Conflict to Coexistence* (p. 81-104). Washington, D.C., Island Press.
- Gilbert-Norton, L., Wilson, R., Stevens, J.R., and Beard, K.H. (2010). A Meta-Analytic Review of Corridor Effectiveness. *Conservation Biology*, vol. 24, no. 3, p. 660-668.
- Goddard, M.A., Dougill, A.J., and Benton, T.G. (2010). Scaling up from gardens: biodiversity conservation in urban environments. *Trends in Ecology and Evolution*, vol. 25, no. 2, p. 90-98.
- Godfray, H.C.J. (2011). Food and Biodiversity. *Science*, vol. 333, p. 1231-1232.
- Godmaire, H., et Côté, S. (2006). Connaissez-vous cette espèce exotique envahissante? La renouée japonaise (*Fallopica japonica*). Québec, Union Saint Laurent Grands Lacs, 3 p. <http://www.ville.drummondville.qc.ca/medias/doc/enviro/Renou%C3%A9e%20japonaise%20-%20Nature-Action.pdf> (Page consultée le 16 septembre 2015).
- Gonzalez, A., Lawton, J.H., Gilbert, F.S., Blackburn, T.M., and Evans-Freke, I. (1998). Metapopulation Dynamics, Abundance, and Distribution in a Microecosystem. *Science*, vol. 281, no. 5385, p. 2045-2047.
- Gouvernement du Québec. (2002). Rapport du groupe de réflexion sur les pesticides en milieu urbain. Gouvernement du Québec, Québec, 63 p. <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/pesticides/reflexion/rapport-pesticide.pdf> (Page consultée le 29 janvier 2015).
- Gregg, J.W, Jones, C.G, and Dawson, T.E. (2003). Urbanization effects on tree growth in the vicinity of New York City. *Nature*, vol. 424, p. 183-187.
- Grimm, N.B., Faeth, S.H., Golubiewski, N.E., Redman, C.L., Wu, J., Bai, X., and Briggs, J.M. (2008). Global change and the ecology of cities. *Science*, vol. 319, p. 756–760.

- Haase, D., Haase, A., and Rink, D. (2014). Conceptualizing the nexus between urban shrinkage and ecosystem services. *Landscape and Urban Planning*, vol. 132, p. 159-169.
- Hale, R., Coleman, R., Pettigrove, V., and Swearer, S.E. (2015). Review: Identifying, preventing and mitigating ecological traps to improve the management of urban aquatic ecosystems. *Journal of Applied Ecology*, vol. 52, p. 928-939.
- Hannequart, J.-P., et Schamp, E. (2000). Maillage vert et bleu. Institut Bruxellois pour la Gestion de l'Environnement, l'administration de l'environnement pour la Région de Bruxelles-Capitale, 9 p.  
[http://www.environnement.brussels/uploadedfiles/Site/Particuliers/Th%C3%A8me\\_-\\_Espaces\\_verts%2C\\_faune\\_et\\_flore/Maillage\\_vert\\_bleu\\_FR.pdf?langtype=2060](http://www.environnement.brussels/uploadedfiles/Site/Particuliers/Th%C3%A8me_-_Espaces_verts%2C_faune_et_flore/Maillage_vert_bleu_FR.pdf?langtype=2060) (Page consultée le 5 août 2015).
- Hanski, I. (1998). Metapopulation dynamics. *Nature*, vol. 396, p. 41-49.
- Harnik, P., and Welle, B. (2009). Measuring the Economic Value of a City Park System. Washington, D.C., The Trust for Public Land, 19 p. <http://cloud.tpl.org/pubs/ccpe-econvalueparks-rpt.pdf> (Page consultée le 4 mai 2015).
- Henderson, J.V. (2010). Cities and development. *Journal of Regional Science*, vol. 50, no. 1, p. 515-540.
- Hogsden, K.L., and Hutchinson, T.C. (2004). Butterfly assemblages along a human disturbance gradient in Ontario, Canada. *Canadian Journal of Zoology*, vol. 82, p. 739-748.
- Hope, D., Gries, C., Zhu, W.X., Fagan, W.F., Redman, C.L., Grimm, N.B., Nelson, A.L., Martin, C., and Kinzig, A. (2003). Socioeconomics drive urban plant diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, vol. 100, p. 8788-8792.
- ICLEI (International Council for Local Environment Initiatives). (2008). BioCity Programme : mainstreaming biodiversity. In ICLEI CBC, *ICLEI Cities Biodiversity Center*. [http://cbc.iclei.org/local/Content/Docs/Case%20Study\\_Curitiba\\_Final.PDF](http://cbc.iclei.org/local/Content/Docs/Case%20Study_Curitiba_Final.PDF) (Page consultée le 19 mars 2015).
- ICLEI (Conseil international sur les initiatives écologiques). (2015). Nos membres. In ICLEI, *ICLEI Local Governments for sustainability*. <http://www.iclei.org/fr/nos-membres.html> (Page consultée le 26 janvier 2015).
- ICLEI CBC (International Council for Local Environment Initiatives – Cities Biodiversity Center). (2008). Local action for biodiversity: a series of local cases - Seoul Metropolitan Government, Republic of Korea. In ICLEI CBC, *ICLEI Cities Biodiversity Center*. [http://cbc.iclei.org/Content/Docs/Case\\_study\\_Seoul\\_25\\_Aug.pdf](http://cbc.iclei.org/Content/Docs/Case_study_Seoul_25_Aug.pdf) (Page consultée le 9 août 2015).
- ICLEI CBC (International Council for Local Environment Initiatives – Cities Biodiversity Center). (2012). CEPA Assessment Report: Curitiba. In ICLEI CBC, *ICLEI Cities Biodiversity Center*. <http://cbc.iclei.org/Content/Docs/CEPA%20Curitiba.pdf> (Page consultée le 19 mars 2015).

- ICLEI CBC (International Council for Local Environment Initiatives – Cities Biodiversity Center).(2015a). About LAB. *In* ICLEI CBC, *ICLEI Cities Biodiversity Center*. <http://cbc.iclei.org/lab-about> (Page consultée le 26 janvier 2015).
- ICLEI CBC (International Council for Local Environment Initiatives – Cities Biodiversity Center). (2015b). The Urban Biosphere Initiative. *In* ICLEI CBC, *URBIS*. <http://urbis.iclei.org/> (Page consultée le 26 janvier 2015).
- Ikin, K., Beaty, R.M., Lindenmayer, D.B., Knight, E., Fischer, J., and Manning, A.D. (2013). Pocket parks in a compact city: how do birds respond to increasing residential densities? *Landscape Ecology*, vol. 28, p. 45-46.
- INSPQ (Institut national de santé publique du Québec). (2011). Les espaces verts urbains et la santé publique. Québec, INSPQ, 15 p. [http://www.inspq.qc.ca/pdf/publications/1274\\_EspacesVertsUrbainsSante.pdf](http://www.inspq.qc.ca/pdf/publications/1274_EspacesVertsUrbainsSante.pdf) (Page consultée le 30 avril 2015).
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change).(2014). Climate Change 2014: Synthesis Report. Switzerland, IPCC Secretariat, 132 p. [http://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar5/syr/SYR\\_AR5\\_LONGERREPORT\\_Corr2.pdf](http://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar5/syr/SYR_AR5_LONGERREPORT_Corr2.pdf) (Page consultée le 30 janvier 2015).
- Jaeger, J. A., Fahrig, L., and Ewald, K. C. (2005). Does the configuration of road networks influence the degree to which roads affect wildlife populations? *In* Irwin, C.L., Garrett, P. and McDermott, K.P., *Proceedings of the 2005 International Conference on Ecology and Transportation* (p. 151–163). Raleigh, NC: Center for Transportation and the Environment.
- Kang, W., Minor, E.S., Park, C.-R., and Lee, D. (2015). Effects of habitat structure, human disturbance and habitat connectivity on urban forest bird community. *Urban Ecosystems*, doi: 10.1007/s11252-014-0433-5.
- Kaye, J.P., Groffman, P.M., Grimm, N.B., Baker, L.A., and Pouyat, R.V. (2006). A distinct urban geochemistry? *Trends in Ecology and Evolution*, vol. 21, no. 4, p. 192-199.
- Keller, L.F., and Waller, D.M. (2002). Inbreeding effects in wild populations. *Trends in Ecology and Evolution*, vol. 17, no. 5, p. 230-241.
- Kindlmann, P., and Burel, F. (2008). Connectivity measures: a review. *Landscape Ecology*, vol. 23, p.879-890.
- Kinzig, A.P., Warren, P., Martin, C., Hope, D., and Katti, M. (2005). The Effects of Human Socioeconomic Status and Cultural Characteristics on Urban Patterns of Biodiversity. *Ecology and Society*, vol. 10, no. 1, art.23.
- Koh, L.P., Levang, P., and Ghazoul, J. (2009). Designer landscapes for sustainable biofuels. *Trends in Ecology and Evolution*, vol. 24, no. 8, p. 431-438.
- Kowarik, I. (2011). Novel urban ecosystems, biodiversity, and conservation. *Environmental Pollution*, vol. 159, p. 1974-1983.

- Laurans, Y., et Aoubid, S. (2012). L'économie au secours de la biodiversité? La légende des Catskills revisitées. Paris, France, Institut du développement durable et des relations internationales, 17 p. [http://www.iddri.org/Publications/Collections/Idees-pour-le-debat/WP1412\\_YL%20SA\\_Catskills.pdf](http://www.iddri.org/Publications/Collections/Idees-pour-le-debat/WP1412_YL%20SA_Catskills.pdf)(Page consultée le 4 mai 2015).
- Lenth, B.A, Knight, R.L., and Gilgert, W.C. (2006). Conservation Value of Clustered Housing Developments. *Biological Conservation*, vol. 20, no. 5, p. 1445–1456.
- Le Roux, D.S., Ikin, K., Lindenmayer, D.B., Blanchard, W., Manning, A.D., and Gibbons, P. (2014). Reduced availability of habitat structures in urban landscapes: Implications for policy and practice. *Landscape and Urban Planning*, vol. 125, p. 57-64.
- Lee, I.-K. (2006). Cheong Gye Cheong Restoration Project- a revolution in Seoul. In ICLEI, *ICLEI World Congress 2006 for cities and local governments*. [http://worldcongress2006.iclei.org/uploads/media/K\\_LEEInKeun\\_Seoul\\_-\\_River\\_Project.pdf](http://worldcongress2006.iclei.org/uploads/media/K_LEEInKeun_Seoul_-_River_Project.pdf) (Page consultée le 9 août 2015).
- Lee, A.C.K., and Maheswaran, R. (2010). The health benefits of urban green spaces: a review of the evidence. *Journal of Public Health*, doi:10.1093/pubmed/fdq068.
- Lin, B.B., and Fuller, R.A. (2013). Sharing or sparing? How should we grow the world's cities? *Journal of Applied Ecology*, vol. 50, p. 1161–1168.
- Lin, B.B., Philpott, S.M., and Jha, S. (2015). The future of urban agriculture and biodiversity services: Challenges and next steps. *Basic and Applied Ecology*, vol. 16, no.3, p. 189-201.
- Lindenmayer, D.B., Laurance, W.F., and Franklin, J.F. (2012). Global Decline in Large Old Trees. *Science*, vol. 338, p. 1305-1306.
- Liu, J., Daily, G.C., Ehrlich, P.R., and Luck, G.W. (2003). Effects of household dynamics on resource consumption and biodiversity. *Nature*, vol. 421, p. 530-533.
- Loram, A., Thompson, K., Warren, P.H., and Gaston, K.J. (2008). Urban domestic gardens (XII): The richness and composition of the flora in five UK cities. *Journal of Vegetation Science*, vol. 19, no. 3, p. 321-330.
- Loss, S.R., Ruiz, M.O., and Brawn, J.D. (2009). Relationships between avian diversity, neighborhood age, income and environmental characteristics of an urban landscape. *Biological Conservation*, vol. 142, p. 2578-2585.
- Luck, G.W. (2007). The relationship between net primary productivity, human population density and species conservation. *Journal of Biogeography*, vol. 34, p. 201-212.
- Luck, G.W., Smallbone, L.T., and O'Brien, R. (2009). Socio-Economics and Vegetation Change in Urban Ecosystems: Patterns in Space and Time. *Ecosystems*, vol. 12, p. 604-620.
- Luck, M., and Wu, J. (2002). A gradient analysis of urban landscape pattern: a case study from the Phoenix metropolitan region, Arizona, USA. *Landscape Ecology*, vol. 17, p. 327-339.

- MacArthur, R., and MacArthur, J. (1961). On bird species diversity. *Ecology* vol. 42, no. 3, p. 594–598.
- Magle, S.B., Theobald, D.M., and Crooks, K.R. (2009). A comparison of metrics predicting landscape connectivity for a highly interactive species along an urban gradient in Colorado, USA. *Landscape Ecology*, vol. 24, no. 2, p. 267-280.
- Malmqvist, B., and Rundle, S. (2002). Threats to running water ecosystems of the world. *Environmental Conservation*, vol. 29, no. 2, p. 134-155.
- Martin, C.A., Warren, P.S., and Kinzig, A.P. (2004). Neighborhood socioeconomic status is a useful predictor of perennial landscape vegetation in residential neighborhoods and embedded small parks of Phoenix, AZ. *Landscape and Urban Planning*, vol. 69, p. 355-368.
- Marzluff, J.M. (2001). Worldwide urbanization and its effects on birds. In Marzluff, J.M., Bowman, R., and Donnelly, R., *Avian Ecology and Conservation in an Urbanizing World* (p. 19-47). New York: Springer.
- Marzluff, J.M. (2005). Island biogeography for an urbanizing world: how extinction and colonization may determine biological diversity in human-dominated landscapes. *Urban Ecosystems*, vol. 8, p. 157-177.
- McCracken, J. D. (2013). The mysterious decline of aerial insectivores. In Bull, M.G., *Connecticut state of the birds. The seventh habitat and the decline of our aerial insectivores* (p. 6-9). Fairfield, CT, USA: Connecticut Audubon Society.
- McDonald, R.I., Kareiva, P., and Forman, R.T.T. (2008). The implications of current and future urbanization for global protected areas and biodiversity. *Biological Conservation*, vol. 141, p. 1695-1703.
- McDonald, R.I., Marcotullio, P.J., and Güneralp, B. (2013). Urbanization and Global Trends in Biodiversity and Ecosystem Services. In Elmqvist, T., Fragkias, M., Goodness, J., Güneralp, B., Marcotullio, P.J., McDonald, R. I., Parnell, S., Schewenius, M., Sendstad, M., Seto, K.C., et al., *Urbanization, Biodiversity and Ecosystem Services: Challenges and Opportunities* (p. 31-52). New York: Springer.
- McIntyre, N.E., Rango, J., Fagan, W.F., and Faeth, S.H. (2001). Ground arthropod community structure in a heterogeneous urban environment. *Landscape and Urban Planning*, vol. 52, p. 257-274.
- McKinney, M.L. (2002). Urbanization, Biodiversity and Conservation. *BioScience*, vol. 52, no. 10, p. 883-890.
- McKinney, M.L. (2006). Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation*, vol. 127, p. 247-260.
- McKinney, M.L. (2008). Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. *Urban Ecosystems*, vol. 11, p. 161-176.

- McKinney, M.L., and Lockwood, J.L. (1999). Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology & Evolution*, vol. 14, p. 450-453.
- Mendez, M.A., and Popkin, B.M. (2004). Globalization, urbanization and nutrition change in the developing world. *Journal of Agricultural and Development Economics*, vol. 1, no. 2, p. 220-241.
- Messier, C., Bigué, B., et Bernier, L. (2003). L'utilisation de plantes à croissance rapide pour promouvoir la protection des écosystèmes forestiers au Canada. *Unasylva*, vol. 54, p. 59–63.
- Millennium Ecosystem Assessment (MEA). (2005). Ecosystem and Human Well-Being: Synthesis. Washington, D.C., Island Press, 137 p. <http://www.millenniumassessment.org/documents/document.356.aspx.pdf> (Page consultée le 28 avril 2015).
- Miller, B., Reading, R., Strittholt, J., Carroll, C., Noss, R., Soulé, M., Sanchez, O., Terborgh, J., Brightsmith, D., Cheeseman, T., et al. (1998). Using Focal Species in the Design of Nature Reserve Networks. The Wildlands Project. Wild Earth Winter 1998/1999, p. 81-92.
- Mitchell, M.G.E., Bennett, E.M., and Gonzalez, A. (2013). Linking Landscape Connectivity and Ecosystem Service Provision: Current Knowledge and Research Gaps. *Ecosystems*, vol. 16, p. 894-908.
- Montgomery, M.R., Stren, R., Cohen, B. and Reed, H.E.. (2003). Cities Transformed: Demographic Change and Its Implications in the Developing World. Washington, D.C., National Academies Press, 552 p.
- Mooney, H.A., and Cleland, E.E. (2001). The evolutionary impact of invasive species. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, vol. 98, no. 10, p. 5446-5451.
- Mörtberg, U.M. (2001). Resident bird species in urban forest remnants; landscape and habitat perspectives. *Landscape Ecology*, vol. 16, p. 193-203.
- MRC Laurentides. (2015). Schéma d'aménagement révisé. In MRC Laurentides, *Municipalité régionale de comté des Laurentides*. [http://www.mrc-laurentides.qc.ca/wp-content/uploads/Sch-5-amende\\_297-2014\\_corridor.pdf](http://www.mrc-laurentides.qc.ca/wp-content/uploads/Sch-5-amende_297-2014_corridor.pdf) (Page consultée le 12 septembre 2015).
- MRC Memphrémagog. (2009). Règlement numéro 7-08 Modifiant le schéma d'aménagement révisé (adopté par le règlement numéro 8-98). In MRC Memphrémagog, *Municipalité régionale de comté de Memphrémagog*. [http://www.mrcmemphremagog.com/download/Reglements/Regl\\_7-08.pdf](http://www.mrcmemphremagog.com/download/Reglements/Regl_7-08.pdf) (Page consulté le 12 septembre 2015).
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. A., and Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, vol. 403, p. 853–858.

- Naiman, R.J., Décamps, H., and Pollock, M. (1993). The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. *Ecological Applications*, vol. 3, no. 2, p. 209-212.
- Nations Unies. (1992). Convention sur la diversité biologique. In CBD International, *Convention sur la diversité biologique*. <http://www.cbd.int/doc/legal/cbd-fr.pdf> (Page consultée le 25 mars 2015).
- Natural Lands Trust. (2009). Growing Greener: Conservation by Design. Pennsylvania, Natural Lands Trust, 14 p. [http://www.natlands.org/wp-content/uploads/downloads/2011/10/GGBrochure2009\\_ImagesToCopy.pdf](http://www.natlands.org/wp-content/uploads/downloads/2011/10/GGBrochure2009_ImagesToCopy.pdf) (Page consultée le 25 juillet 2015).
- Neuman, M. (2005). The Compact City Fallacy. *Journal of Planning Education and Research*, vol. 25, p. 11-26.
- Noé Conservation. (2011). Gérer les espaces verts en faveur de la biodiversité. France, Noé Conservation, 83 p. [http://www.noeconservation.org/imgs/bibliotheque\\_fichier/121009143044\\_guide-technique-jard.pdf](http://www.noeconservation.org/imgs/bibliotheque_fichier/121009143044_guide-technique-jard.pdf) (Page consultée le 15 septembre 2015).
- Norpac. (2011a). Notions d'échelle en écologie. In Norpac, *La biodiversité positive*. <http://www.biodiversite-positive.fr/notion-dechelle-en-ecologie/> (Page consultée le 7 avril 2015).
- Norpac. (2011b). Les indicateurs de la biodiversité. In Norpac, *La biodiversité positive*. <http://www.biodiversite-positive.fr/les-indicateurs-de-diversite-evaluer-la-biodiversite/> (Page consultée le 7 avril 2015).
- Noss, R.F. (1987). Corridors in real landscapes: A reply to Simberloff and Cox. *Conservation Biology*, vol. 1, p. 159-164.
- Noss, R.F. (2004). Can urban areas have ecological integrity? In Shaw, W.W., Harris, L.K., and V., L., *Proceedings 4<sup>th</sup> International Urban Wildlife Symposium* (p. 3-8). Tuscon, University of Arizona.
- NZFOA (New Zealand Forest Owners Association Inc). (2013). New Zealand Plantation Forest Industry : Facts and Figures. Wellington, NZ, NZFOA, 46 p. [http://www.nzfoa.org.nz/images/stories/pdfs/foa\\_facts\\_figures\\_2013.pdf](http://www.nzfoa.org.nz/images/stories/pdfs/foa_facts_figures_2013.pdf) (Page consultée le 30 aout 2015).
- OBEC (Ottawa Biosphere EcoCity). (2015). The Biosphere Eco-City Model. In OBEC, *OBEC*. <http://obec-evbo.ca/background/the-biosphere-eco-city-model> (Page consultée le 26 janvier 2015).
- OFBSL (Observatoire de la foresterie du Bas-Saint-Laurent). (2003). Pour une approche renouvelée de la gestion des ressources forestières. Rimouski, OFBSL, 77 p. [http://www.crebsl.org/file\\_download/101/ofbsl-documentdereflexion.pdf](http://www.crebsl.org/file_download/101/ofbsl-documentdereflexion.pdf) (Page consultée le 30 aout 2015).

- Olden, J.D.(2006). Biotic homogenization : a new agenda for conservation biogeography. *Journal of Biogeography*, vol. 33, p. 2027-2039.
- OMS (Organisation mondiale de la Santé) et ONU-Habitat (Programme des Nations unies pour les établissements humains). (2010). La face cachée des villes : Mettre au jour et vaincre les inégalités en santé en milieu urbain. Suisse, OMS et ONU-Habitat, 126 p. <http://unhabitat.org/publications-listing/la-face-cachee-des-villes-mettre-au-jour-et-vaincre-les-inegalites-en-sante-en-milieu-urbain-french-language-version/> (Page consultée le 7 décembre 2014).
- ONU-Habitat (Programme des Nations unies pour les établissements humains). (2011). Les villes et le changement climatique : Orientations générales. <http://unhabitat.org/books/les-villes-et-le-changement-climatique-orientations-generales-edition-abreege-french-language-version/> (Page consultée le 27 janvier 2015).
- ONU-Habitat (Programme des Nations unies pour les établissements humains). (2014). L'État des villes africaines 2014 : Réinventer la transition urbaine. Nairobi, Kenya, Programme des Nations unies pour les établissements humains, 250 p. <http://unhabitat.org/books/state-of-african-cities-2014-french-language-version-re-imagining-sustainable-urban-transitions/> (Page consultée le 14 janvier 2015).
- Orsini, F., Kahane, R., Nono-Womdim, R., and Gianquinto, G. (2013). Urban agriculture in the developing world: a review. *Agronomy for Sustainable Development*, vol. 33, p. 695-720.
- Parris, K.M. (2006). Urban amphibian assemblages as metacommunities. *Journal of Animal Ecology*, vol. 75, p. 757-764.
- Pauchard, A., and Barbosa, O. (2013). Regional Assessment of Latin America: Rapid Urban Development, and Social Economic Threaten Biodiversity Hotspots. In Elmqvist, T., Fragkias, M., Goodness, J., Güneralp, B., Marcotullio, P.J., Mcdonald, R. I., Parnell, S., Schewenius, M., Sendstad, M., Seto, K.C., *et al.*, *Urbanization, Biodiversity and Ecosystem Services: Challenges and Opportunities* (p. 589-608). New York: Springer.
- Phalan, B., Onial, M., Balmford, A., and Green, R.E. (2011a). Reconciling food production and biodiversity conservation: land sharing and land sparing compared. *Science*, vol. 333, p. 1289–1291.
- Phalan, B., Balmford, A., Green, R.E., and Scharlemann, J.P.W. (2011b). Minimising the harm to biodiversity of producing more food globally. *Food Policy*, vol. 36, p. S62-S71.
- Pickett, S.T.A., Cadenasso, M.L., Grove, J.M., Nilon, C.H., Pouyat, R.V., Zipperer, W.C., and Costanza, R. (2001). Urban Ecological Systems: Linking Terrestrial Ecological, Physical and Socioeconomic Components of Metropolitan Areas. *Annual Review of Ecology and Systematics*, vol. 32, p. 127-157.
- Pickett, S.T.A., Cadenasso, M.L., Grove, J.M., Groffman, P.M., Band, L. E., Boone, C.G, Burch Jr., W.R., Grimmond, S.B., Hom, J., Jenkins, J.C. *et al.* (2008). Beyond Urban Legends : An

Emerging Framework of Urban Ecology, as Illustrated by the Baltimore Ecosystem Study. *BioScience*, vol. 58, no. 2, p. 139-150.

Porter, E.E., Forschner, B.R., and Blair, R.B. (2001). Woody vegetation and canopy fragmentation along a forest-to-urban gradient. *Urban Ecosystems*, vol. 5, p. 131-151.

Pouyat, R.V., Yesilonis, I.D., Szlavecz, K., Csuzdi, C., Hornung, E., Korsos, Z., Russell-Anelli, J., and Giorgio, V. (2008). Response of forest soil properties to urbanization gradients in three metropolitan areas. *Landscape Ecology*, vol. 23, no. 10, p. 1187 -1203.

Pulliam, H. R. (1988). Sources, sinks, and population regulation. *The American Naturalist*, vol 132, p. 652-661.

Puppim de Oliveira, J.A., Balaban, O., Doll, C.N.H., Moreno-Peñaranda, R., Gasparatos, A., Iossifova, D., and Suwa, A. (2011). Cities and Biodiversity: Perspectives and Governance Challenges for Implementing the Convention on Biological Diversity (CBD) at the City Level. *Biological Conservation*, vol. 144, no. 5, p. 1302–1313.

Radford, J.Q., Bennett, A.F., and Cheers, G.J. (2005). Landscape-level thresholds of habitat cover for woodland dependent birds. *Biological Conservation*, vol. 124, no. 3, p. 317-337.

RICEMM (Réserve internationale de ciel étoilé du Mont-Mégantic). (2015). La pollution lumineuse: Des impacts multiples, des solutions accessibles. In RICEMM, *Réserve internationale de ciel étoilé du Mont-Mégantic*. <http://ricemm.org/pollution-lumineuse/les-multiples-impacts/> (Page consultée le 12 septembre 2015).

Robbins, P., Polderman, A., and Birkenholtz, T. (2001). Lawns and toxins – an ecology of the city. *Cities*, vol. 18, p. 369-380.

Rudd, H., Vala, J., and Schaefer, V. (2002). Importance of Backyard Habitat in a Comprehensive Biodiversity Conservation Strategy: A Connectivity Analysis of Urban Green Spaces. *Restoration Ecology*, vol. 10, no. 2, p. 368-375.

Rudel, T.K., Defries, R., Asner, G.P., and Laurance, W.F. (2009). Changing Drivers of Deforestation and New Opportunities for Conservation. *Conservation Biology*, vol. 23, no. 6, p. 1396-1405.

Sadler, J.P., Small, E.C., Fiszpan, H., Telfer, M.G., and Niemelä, J. (2006). Investigating environmental variation and landscape characteristics of an urban-rural gradient using woodland carabid assemblages. *Journal of Biogeography*, vol. 33, p. 1126-1138.

Satterthwaite, D. (2008). Cities' contribution to global warming: notes on the allocation of greenhouse gas emissions. *Environment & Urbanization*, vol. 20, no. 2, p. 539-549.

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

- SCBD (Secretariat of the Convention on Biological Diversity). (2012). Cities and Biodiversity Outlook. Montreal, Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 64 p. [http://cbobook.org/pdf/2013\\_CBO\\_Action\\_and\\_Policy.pdf](http://cbobook.org/pdf/2013_CBO_Action_and_Policy.pdf) (Page consultée le 7 décembre 2014).
- SCBD (Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique). (2015). About the Convention. *In* SCBD, *Convention on biological diversity*. <http://www.cbd.int/intro/default.shtml> (Page consultée le 23 janvier 2015).
- SCDB (Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique). (2008). Décision adoptée par la Conférence des Parties à la Convention sur la diversité biologique à sa neuvième réunion. IX/28 Mobilisation des villes et des autorités locales. *In* SCDB, *Convention sur la diversité biologique*. <http://www.cbd.int/decisions/cop/?m=cop-09> (Page consultée le 23 janvier 2015).
- SCDB (Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique). (2010a). 3e édition des Perspectives mondiales de la diversité biologique. Montréal, Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique, 94 pages. <http://www.cbd.int/doc/publications/gbo/gbo3-final-fr.pdf> (Page consultée le 12 décembre 2014).
- SCDB (Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique). (2010b). Décision adoptée par la Conférence des Parties à la Convention sur la diversité biologique à sa dixième réunion. X/22 Plan d'action sur les gouvernements sous-nationaux, les villes et les autorités locales pour la diversité biologique. *In* SCDB, *Convention sur la diversité écologique*. <http://www.cbd.int/decisions/cop/?m=cop-10> (Page consultée le 23 janvier 2015).
- SCDB (Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique). (2014). 4<sup>e</sup> édition des Perspectives mondiales de la diversité biologique. Montréal, Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique, 155 p. <http://www.cbd.int/gbo/gbo4/publication/gbo4-fr-hr.pdf> (Page consultée le 4 février 2015).
- Schäffler, A, and Swilling, M. (2013). Valuing green infrastructure in an urban environment under pressure – The Johannesburg case. *Ecological Economics*, vol. 86, p. 246-257.
- Schilling, J., and Logan, J. (2008). Greening the Rust Belt: A Green Infrastructure Model for Right Sizing America's Shrinking Cities. *Journal of the American Planning Association*, vol. 74, no.4, p. 451-466.
- Seto, K.C. (2011). Exploring the dynamics of migration to mega-delta cities in Asia and Africa: Contemporary drivers and future scenarios. *Global Environmental Change*, vol. 21S, p. S94-S107.
- Seto, K.C. (2013). Regional Assessment of Asia. *In* Elmqvist, T., Fragkias, M., Goodness, J., Güneralp, B., Marcotullio, P.J., McDonald, R. I., Parnell, S., Schewenius, M., Sendstad, M., Seto, K.C., et al., *Urbanization, Biodiversity and Ecosystem Services: Challenges and Opportunities* (p. 53-56). New York: Springer.

- Seto, K.C., Fragkias, M., Güneralp, B., and Reilly, M. (2011). A Meta-Analysis of Global Urban Land Expansion. *PLoS ONE*, vol. 6, no. 8, p. 1-9.
- Seto, K. C., Güneralp, B., and Hutyrá, L. R. (2012). Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 109, no. 40, p. 16083-16088.
- Seto, K.C., Kaufmann, R.K., and Woodcock, C.E. (2000). Landsat reveals China's farmland reserves, but they're vanishing fast. *Nature*, vol. 406, p. 121-122.
- Seto, K.C., Sánchez-Rodríguez, R., and Fragkias, M. (2010). The new geography of contemporary urbanization and the environment. *Annual Review of Environment and Resources*, vol. 35, p. 167-194.
- Seymour, R.S., and Hunter Jr., M.L. (1992). New forestry in eastern spruce-fir forests: principles and applications to Maine. Maine, Maine Agricultural and Forest Experiment Station Miscellaneous Publication 716.
- Shanahan, D.F., Miller, C., Possingham, H.P., and Fuller, R.A. (2011). The influence of patch area and connectivity on avian communities in urban revegetation. *Biological Conservation*, vol. 144, p. 722-729.
- Shao, M., Tang, X., Zhang, Y., and Li, W. (2006). City clusters in China: air and surface water pollution. *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 4, no. 7, p. 353-361.
- Shochat, E., Lerman, S.B., Anderies, J.M., Warren, P.S., Faeth, S.H., and Nilon, C.H. (2010). Invasion, Competition, and Biodiversity Loss in Urban Ecosystems. *BioScience*, vol. 60, no. 3, p. 199-208.
- Shochat, E., Warren, P.S., Faeth, S.H., McIntyre, N.E., and Hope, D. (2006). From patterns to emerging processes in mechanistic urban ecology. *Trends in Ecology and Evolution*, vol. 21, no. 4, p. 186-191.
- Simberloff, D., and Cox, J. (1987). Consequences and costs of conservation corridors. *Conservation Biology*, vol. 1, p. 63-71.
- Simberloff, D., Farr, J.A., Cox, J. and Mehlman, D.W. (1992). Movement corridors: conservation bargains or poor investments? *Conservation Biology*, vol. 6, p. 493-504.
- Simon, D., McGregor, D., and Nsiah-Gyabaah, K. (2004). The changing urban-rural interface of African cities: Definitional issues and an application to Kumasi, Ghana. *Environment & Urbanization*, vol. 16, no. 2, p. 235-248.
- Soga, M., Yamaura, Y., Koike, S., and Gaston, K. J. (2014). Land sharing vs. land sparing: does the compact city reconcile urban development and biodiversity conservation? *Journal of Applied Ecology*, vol. 51, p. 1378-1386.

- Stagoll, K., Manning, A.D., Knight, E., Fischer, J., and Lindenmayer, D.B. (2010). Using bird-habitat relationships to inform urban planning. *Landscape and Urban Planning*, vol. 98, no. 1, p. 13-25.
- Strohbach, M.W., Haase, D., and Kabisch, N. (2009). Birds and the city: urban biodiversity, land use and socioeconomics. *Ecology and Society*, vol. 12, no. 2, art. 31.
- Sushinsky, J.R., Rhodes, J.R., Possingham, H.P., Gill, T.K., and Fuller, R.A. (2013). How should we grow our cities to minimize biodiversity impacts? *Global Change Biology*, vol. 19, p. 401–410.
- Swingland, I.R. (2001). Biodiversity, Definition of. In Lecin, S.D., *Encyclopedia of Biodiversity* (p. 377-391). San Diego, Academic Press.
- Taylor, P.D., Fahrig, L., Henein, K., and Merriam, G. (1993). Connectivity Is a Vital Element of Landscape Structure. *Oikos*, vol. 68, no. 3, p. 571-573.
- Taylor, P.D., Fahrig, L., and With, K.A. (2006). Landscape connectivity: a return to basic. In Crooks, K.R. and Sanjavan, M., *Connectivity Conservation* (p. 29-43). Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Tittler, R., Messier, C., and Fall, A. (2012). Concentrating anthropogenic disturbance to balance ecological and economic values: applications to forest management. *Ecological Applications*, vol. 22, no. 4, p. 1268-1277.
- Tratalos, J., Fuller, R.A., Warren, P.H., Davies, R.G., and Gaston, K.J. (2007). Urban form, biodiversity potential and ecosystem services. *Landscape and Urban Planning*, vol. 83, p. 308-317.
- Tscharntke, T., Clough, Y., Wanger, T.C., Jackson, L., Motzke, I., Perfecto, I., Vandermeer, J., and Whitbread, A. (2012). Global food security, biodiversity conservation and the future of agricultural intensification. *Biological Conservation*, vol. 151, p. 53-59.
- Turner W.R., Nakamura, T., and Dinetti, M. (2004). Global urbanization and the separation of humans from nature. *Bioscience*, vol. 54, p. 585–590.
- Turrini, T., and Knop, E. (2015). A landscape ecology approach identifies important drivers of urban biodiversity. *Global Change Biology*, vol. 21, p. 1652-1667.
- UICN (Union internationale pour la conservation de la nature). (2014). À propos de l'UICN. In UICN, *UICNI*. <http://www.iucn.org/fr/propos/> (Page consultée le 26 janvier 2015).
- UN (United Nations). (2013). Sustainable Development Challenges 2013. World Economic and Social Survey. New York, Department of Economic and Social Affairs, United Nations, 216 p.

[http://www.un.org/en/development/desa/policy/wess/wess\\_current/wess2013/WESS2013.pdf](http://www.un.org/en/development/desa/policy/wess/wess_current/wess2013/WESS2013.pdf) (Page consultée le 19 mars 2015).

UN (United Nations). (2014). *World Urbanization Prospects: The 2014 Revision, Highlights*. New York, Department of Economic and Social Affairs, United Nations, 34 p. <http://esa.un.org/unpd/wup/Highlights/WUP2014-Highlights.pdf> (Page consultée le 7 décembre 2014).

UNESCO (United Nations Education, Scientific and Cultural Organization) (2011). *Urban connections of biosphere reserves*. In UNESCO, UNESCO. [http://www.unesco.org/new/en/media-services/single-view/news/urban\\_connections/#.VMZpsCuG9hR](http://www.unesco.org/new/en/media-services/single-view/news/urban_connections/#.VMZpsCuG9hR) (Page consultée le 26 janvier 2015).

UN-Habitat (United Nations Human Settlements Programme). (2010a). *The State of Asian Cities 2010/11: Towards a New Urban Transition*. Fukuoka, Japon, United Nations Human Settlements Programme, 270 p. <http://unhabitat.org/books/the-state-of-asian-cities-201011-2/> (Page consultée le 19 janvier 2015).

UN-Habitat (United Nations Human Settlements Programme). (2010b). *Supporting local action for biodiversity: The role of national governments*. Nairobi, Kenya, United Nations Human Settlements Programme, 52 p. <http://www.unccd2012.org/content/documents/Supporting%20Local%20Action%20for%20Biodiversity.pdf> (Page consultée le 4 février 2015).

UN-Habitat (United Nations Human Settlements Programme). (2012). *The State of Latin America and Caribbean Cities 2012: Towards a New Urban Transition*. Nairobi, Kenya, United Nations Human Settlements Programme, 207 p. <http://unhabitat.org/books/state-of-latin-american-and-caribbean-cities-2/> (Page consultée le 14 janvier 2015).

UN-Habitat (United Nations Human Settlements Programme). (2013). *State of the World's Cities 2012/2013*. Nairobi, Kenya, United Nations Human Settlements Programme, 207 p. <http://unhabitat.org/books/prosperity-of-cities-state-of-the-worlds-cities-20122013/> (Page consultée le 14 janvier 2015).

UNICEF (Fonds des Nations Unies pour l'enfance). (2012). *La situation des enfants dans le monde 2012 : Les enfants dans un monde urbain*. In UNICEF, UNICEF. [http://www.unicef.org/french/sowc2012/pdfs/SOWC%202012%20Main%20Report%20LoRes%20PDF\\_FR\\_03132012.pdf](http://www.unicef.org/french/sowc2012/pdfs/SOWC%202012%20Main%20Report%20LoRes%20PDF_FR_03132012.pdf) (Page consultée le 22 avril 2015).

Vergnes, A., Le Viol, I., and Clergeau, P. (2012). Green corridors in urban landscapes affect the arthropod communities of domestic gardens. *Biological Conservation*, vol. 145, p. 171-178.

Ville de Montréal et Soverdi. (2012). *Plan d'action canopée 2012-2021*. Montréal, Ville de Montréal et Soverdi, 12 p.

[http://ville.montreal.qc.ca/pls/portal/docs/PAGE/GRANDS\\_PARCS\\_FR/MEDIA/DOCUMENTS/PAC\\_JUIN\\_2012\\_FINAL.PDF](http://ville.montreal.qc.ca/pls/portal/docs/PAGE/GRANDS_PARCS_FR/MEDIA/DOCUMENTS/PAC_JUIN_2012_FINAL.PDF) (Page consultée le 9 septembre 2015).

- Vivre en Ville. (2011). Beyond negative perceptions, density: efficient and pleasant. *In* Vivre en ville, *Sagacitymovie.org*. <http://sagacitymovie.org/2011/02/density/> (Page consultée le 7 septembre 2015).
- Vivre en ville. (2015a). Étalement urbain. *In* Vivre en ville, *Collectivitésviables.org*. <http://collectivitesviables.org/articles/etalement-urbain/> (Page consultée le 1er juillet 2015).
- Vivre en ville. (2015b). Compacité/Densité. *In* Vivre en ville, *Collectivitésviables.org*. <http://collectivitesviables.org/articles/compacite-densite/> (Page consultée le 1er juillet 2015).
- Walker, J.S., Grimm, N.B., Briggs, J.M., Gries, C., and Dugan, L. (2009). Effects of urbanization on plant species diversity in central Arizona. *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 7, no. 9, p. 465-470.
- Walsh, C.J., Roy, A.H., Feminella, J.W., Cottingham, J.W., Groffman, P.M., and Morgan, R.P. (2005). The urban stream syndrome: current knowledge and search for a cure. *Journal of the North American Benthological Society*, vol. 24, no. 3, p. 706-723.
- Werner, P., and Zahner, R. (2010). Urban Patterns and Biological Diversity: A Review. *In* Müller, N., Werner, P., and Kelcey, J.G., *Urban Biodiversity and Design* (p. 145-173). Oxford, UK: Blackwell Publishing Ltd.
- Whitney, G.G. (1985). A quantitative analysis of the flora and plant communities of a representative midwestern U.S. town. *Urban Ecology*, vol. 9, p. 143-160.
- Wiechmann, T., and Pallagst, K.M. (2012). Urban Shrinkage in Germany and the USA: A Comparison of Transformation Patterns and Local Strategies. *International Journal of Urban and Regional Research*, vol. 36.2, p. 261-280.
- Wilkie, D.S., and Carpenter, J.F. (1999). Bushmeat hunting in the Congo Basin: an assessment of impacts and options for mitigation. *Biodiversity and Conservation*, vol. 8, p. 927-955.
- WWF (World Wildlife Fund) et Dalberg. (2012). Lutte contre le trafic illégal d'espèces sauvages : Consultation avec les gouvernements. Gland, Suisse, WWF International, 32 p. [http://awsassets.panda.org/downloads/wwffightingillicitwildlifetrafficking\\_french\\_lr.pdf](http://awsassets.panda.org/downloads/wwffightingillicitwildlifetrafficking_french_lr.pdf) (Page consultée le 2 février 2015).

## **ANNEXE 1**

### **LOCALISATION DES AGGLOMÉRATIONS URBAINES**

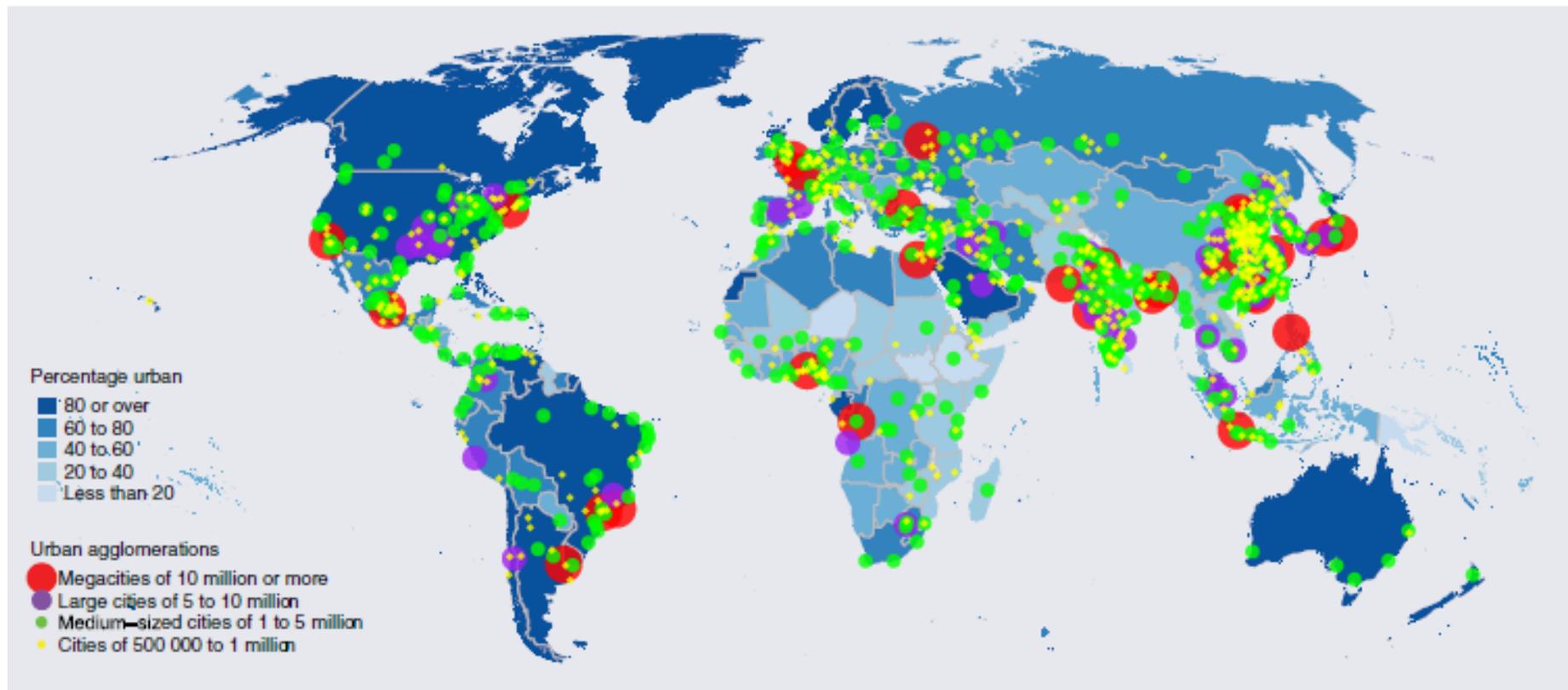
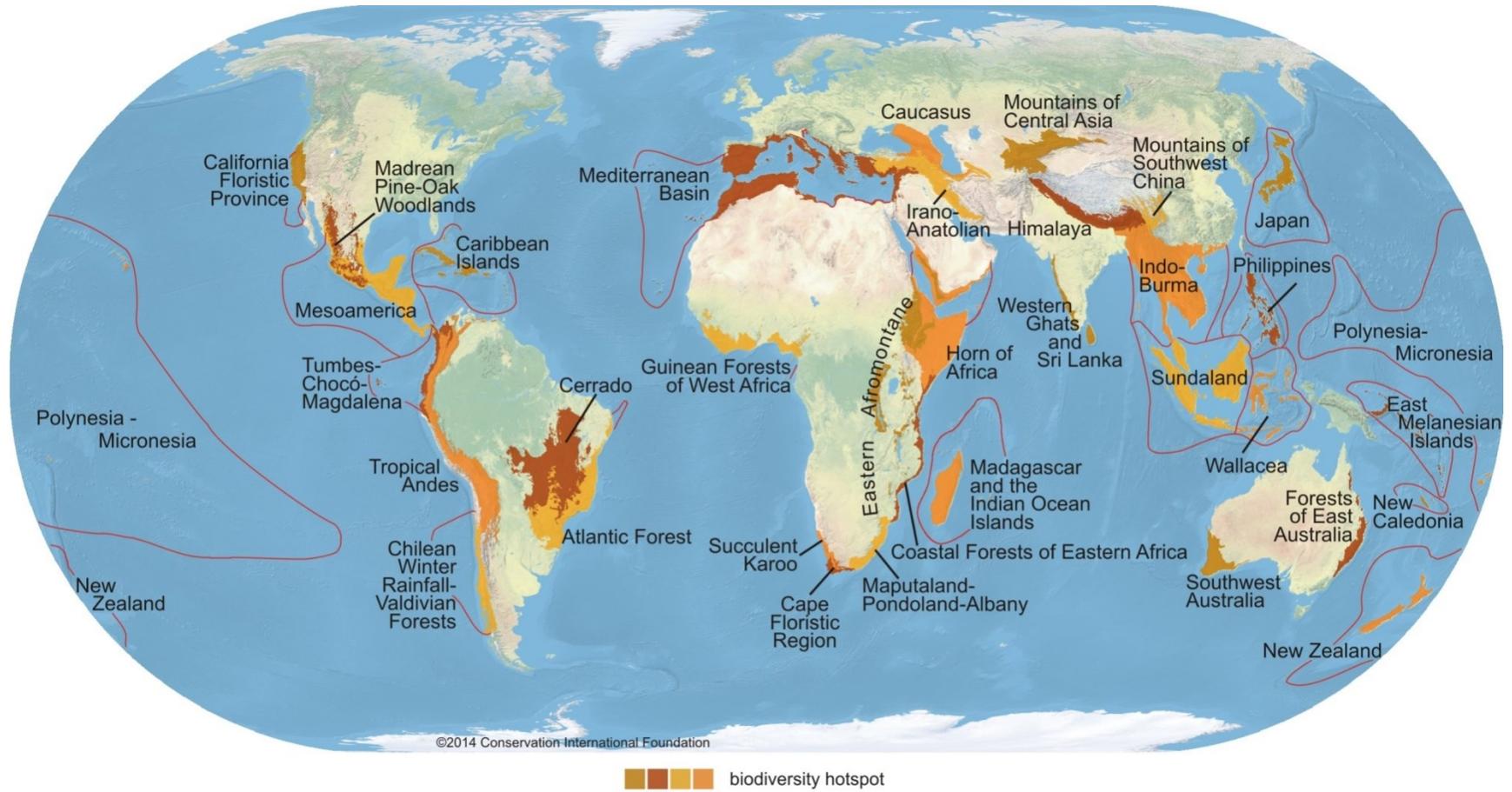


Figure A1.1 La localisation des agglomérations urbaines de 500 millions d'habitant et plus dans le monde

Source : UN (2014), p. 8.

## **ANNEXE 2**

### **LES 35 POINTS CHAUDS DE LA BIODIVERSITÉ**



**Figure A2.1 Les 35 points chauds de la biodiversité**

Source : CI (2014)