



LES CAHIERS DE BIODIV'2050 :
COMPRENDRE

Infrastructures
vertes urbaines et
développement : vers une
évaluation des impacts
socio-économiques de la
nature en ville

N°5 - Mars 2015

SOMMAIRE

Introduction	1
1 De la nature en ville	4
2 Donner une visibilité aux bénéfices tirés de la nature en ville : l'évaluation économique des services écosystémiques et ses limites	10
3 Adopter une approche pragmatique de l'investissement dans la nature en ville à travers le concept d'infrastructure verte	13
4 Analyse de la contribution des infrastructures vertes au développement de l'économie locale	16
4.1 Catégorisation des impacts socio-économiques et défis méthodologiques	16
4.2 Création, sauvegarde et diversification de l'emploi	17
4.3 Hausse de la valeur du foncier, développement de l'immobilier et des entreprises	19
■ PROJET : La réhabilitation des berges du Rhône à Lyon	21
4.4 Consommation et dépenses supplémentaires	25
■ PROJET : La politique des toits verts de Bâle	26
4.5 Coûts évités dans le domaine de la santé et de l'environnement	27
4.6 L'agriculture urbaine et la vente de la production locale	30
4.7 Autres impacts	30
Conclusion	31
Références	32

DIRECTEUR DE LA PUBLICATION : LAURENT PIERMONT
REDACTEUR EN CHEF : PHILIPPE THIEVENT
ETUDE MENEÉE SOUS LA COORDINATION D'AURELIEN GUINGAND
ETUDE RÉALISÉE PAR CONSTANT ALARCON
ÉDITION : MISSION ÉCONOMIE DE LA BIODIVERSITÉ
CRÉATION GRAPHIQUE : JOSEPH ISIRDI - www.lisajoseph.fr
CONTACT : meb@cde-biodiversite.fr
PHOTO COUVERTURE : © CHINAFACE

INTRODUCTION

L'Homme tire de la nature une large gamme de bénéfices essentiels pour le développement de ses activités, son bien-être et sa qualité de vie. Ces bénéfices sont issus de services écosystémiques, un concept intrinsèquement lié aux fonctionnalités des écosystèmes qui résultent elles-mêmes d'un ensemble d'interactions entre des espèces et des environnements physiques. Définie par Daily (1997) comme 'les conditions et procédés à travers lesquels les écosystèmes naturels, et les espèces qui les constituent, soutiennent et satisfont la vie humaine', la notion de service écosystémique constitue aujourd'hui un des éléments principaux du discours relatif aux politiques de conservation de la biodiversité, et ce plus particulièrement depuis les travaux sur l'Évaluation des Écosystèmes pour le Millénaire en 2005. Au cours des 50 dernières années, des dommages largement irréversibles ont été causés par les activités humaines aux habitats et écosystèmes supportant ces services, à un rythme jamais observé auparavant (MEA, 2005). Ainsi, c'est la délivrance même de ces services qui s'en trouve affectée, avec pour conséquence des coûts à court et long terme devant être supportés par les générations présentes et futures. On estime par exemple que 5,2 millions d'hectares de forêt par an ont été perdus en moyenne entre 2000 et 2010 (FAO, 2012), conduisant à la dégradation, voire à la destruction de plusieurs services écosystémiques tels que la régulation climatique locale et globale ou les habitats pour la biodiversité.

À première vue, l'urbanisation peut paraître constituer une réponse adéquate au problème de la dégradation des écosystèmes, en concentrant les activités humaines sur un territoire restreint, permettant ainsi de relâcher la pression sur les espaces ruraux et les écosystèmes s'étendant au-delà des limites de la ville. Aujourd'hui, plus de la moitié de la population mondiale est urbaine et ce taux devrait continuer à augmenter pour atteindre 66% en 2050 (United Nations, 2014). Les aires urbaines consomment 75% de l'énergie mondiale et sont responsables de 80% des émissions de gaz à effet de serre (Ministère de l'Écologie, du Développement Durable et de l'Énergie, 2011). En 2007, 74% de la population européenne était déjà urbaine, ce qui signifie que 90% de l'accroissement de la population urbaine des prochaines décennies (soit environ 2 milliards de personnes) sera localisée dans les pays émergents (World Bank 2009). 400 000 km² de terres supplémentaires seront donc artificialisées d'ici 2030 (World Bank, 2010).

La définition d'une aire urbaine, du moins dans sa dimension administrative, diffère d'un pays à l'autre, mais une référence à un nombre minimum d'habitants et à une concentration géographique y est généralement incluse. En France, selon l'INSEE, une aire urbaine est définie comme un ensemble de communes, d'un seul tenant et sans enclave, constitué par un pôle urbain de plus de 10 000 emplois, et par des communes rurales dont au moins 40% de la population résidente ayant un emploi travaille dans le pôle.


Par définition, une aire urbaine se caractérise par une forte densité de population (et donc de producteurs et de consommateurs), une prévalence de l'environnement bâti, ainsi que par une concentration d'activités (Nurmi et al., 2013; Pickett et al., 2001). Les deux dernières conditions conduisent à une augmentation des prix du foncier et de l'immobilier, qui conduit en retour à une extension de l'environnement bâti. Ce processus repose sur le principe d'« expulsion sélective » des usages des sols les moins productifs en dehors des aires économiques (Numi et al., 2013). Ceci explique pourquoi les espaces naturels, bien qu'essentiels aux activités humaines, ont tendance à être peu présents en milieu urbain.

Pourtant, les villes ne dépendent pas moins de la nature pour leur développement et leur survie. Mais les écosystèmes desquels elles tirent des services sont en général situés en dehors de l'aire urbaine, souvent même à des distances conséquentes (Deutsch and Folke, 2005). Les villes dépendent par exemple de leur arrière-pays pour deux fonctions majeures: l'approvisionnement en intrants tels que les produits agricoles ou les matériaux de construction, et le traitement des extrants non désirés (notamment le traitement des déchets par dispersion, stockage ou élimination). Folke et al. (1997) ont montré par exemple que les 29 plus grandes villes autour de la mer Baltique reposent sur des services tirés d'écosystèmes s'étalant sur des superficies 500 à 1000 fois plus étendus que les territoires de ces villes.

Néanmoins, deux arguments importants militent pour le maintien d'espaces naturels à l'intérieur même des aires urbaines. En effet, produire localement des services écosystémiques peut s'avérer avantageux pour des raisons d'efficacité : certains peuvent contribuer à réguler certains problèmes causés par la concentration urbaine (Bolund and Hunhammar, 1999), mais ont un impact uniquement local et ne sont pas transférables. Ils doivent donc être produits au plus près du problème à régler. C'est le cas notamment de certains services culturels (comme les services récréatifs) et de certains services de régulation (la gestion de la qualité de l'air par exemple). D'autre part, la présence d'espaces naturels en ville peut se justifier par des « motifs d'éducation et d'éthique » (Bolund and Hunhammar, 1999), en offrant aux citoyens une possibilité de conserver une connexion avec la nature (Eftec, 2013). Cette reconnexion des êtres humains avec la biosphère dans des espaces où se concentre la majorité de la population mondiale peut permettre de voir émerger « des opportunités et lieux majeurs pour un changement socio-écologique et pour une transformation vers la durabilité (*sustainability*) » (Janson, 2013). De manière générale, il est désormais admis que l'existence d'écosystèmes de qualité en ville influence positivement le bien-être des citoyens (TEEB, 2011).

En milieu urbain, les usages alternatifs des sols font face à une concurrence particulièrement accrue en raison de la rareté de cette ressource. Ont ainsi tendance à être privilégiés les usages les plus productifs du sol, dont les bénéfiques sont directement appropriables et mesurables, et notamment par les propriétaires de ces sols. Partant de ce constat, la présente étude vise à légitimer l'investissement dans la création ou la restauration d'espaces naturels urbains en caractérisant conceptuellement et en évaluant quantitativement les bénéfiques socio-économiques, sources de création de richesse tangible, tirés des écosystèmes en ville.

L'analyse qui suit s'organise en trois temps : la première partie détaille les spécificités et les besoins de nature propres au milieu urbain. La deuxième partie présente une première solution pour rendre compte de la valeur de la nature en ville, l'évaluation économique des services écosystémiques à travers la notion de valeur économique totale des écosystèmes, avant d'en souligner les limites. Une solution alternative sera apportée dans un troisième temps à travers l'utilisation des notions d'infrastructure verte et d'impacts socio-économiques de la nature en ville : combinés, ces deux concepts permettent de quantifier économiquement les effets tangibles, mesurables de l'investissement dans les espaces naturels urbains du point de vue des collectivités publiques ou de maîtres d'ouvrage privés.

An aerial photograph of a city, likely Marseille, France, showing a mix of modern high-rise buildings and older residential structures. The foreground is dominated by lush green trees and a large, light-colored building. In the background, there are hills and a clear blue sky. A semi-transparent blue rectangular box is overlaid in the center of the image, containing the text "De la nature en ville".

De la nature
en ville

1 De la nature en ville

La ville peut être envisagée soit comme un écosystème unique, soit comme composée d'un ensemble d'écosystèmes (Rebele, 1994). La première vision défendue par des auteurs comme Pickett et al. (2001) présente les écosystèmes urbains comme « ceux où l'environnement bâti couvre une large part de la surface foncière, ou ceux dans lesquels les êtres humains sont présents en forte densité » (voir aussi Grimm et al., 2008). Pickett et al. (2001) vont même plus loin et intègrent à cette définition « les arrière-pays directement gérés ou affectés par les flux d'énergie venant du noyau urbain et des espaces périurbains, y compris tous les points de captage d'eau potable, les forêts périurbaines et les terres cultivées » (Gomez-Baggethun et Barton, 2013).

La seconde vision, qui considère la ville comme un ensemble d'écosystèmes, est cependant plus utile et opérationnelle pour décrire et gérer la nature en ville. Tout d'abord, elle est plus adaptée pour rendre compte de la diversité des formes que peut prendre la nature en ville dans différentes parties du monde. De plus, elle se prête particulièrement bien à l'objet de cette étude qui se penche sur les questions de développement économique

local en permettant d'associer différents services écosystémiques à différents habitats et écosystèmes. Dans cette vision, les écosystèmes urbains correspondent à l'ensemble des espaces verts et aquatiques que l'on peut trouver en milieu urbain. Bolund et Hunhammar (1999) ont défini sept catégories de ce qu'ils considèrent être les « écosystèmes urbains naturels ».

D'autres écosystèmes urbains sont parfois identifiés, tels que les décharges, les jardins à l'abandon ou les friches urbaines (Bolund et Hunhammar, 1999), mais les différences entre ces écosystèmes et ceux cités ci-dessus en termes d'espèces ou de caractéristiques physiques ou biologiques ne sont pas assez documentées pour pouvoir en conclure qu'ils sont foncièrement distincts. D'autres ajoutent à cette liste les toitures ou murs végétalisés, les mares ou même les cimetières (voir par exemple Eftic, 2013 ou Gomez-Baggethun et Barton, 2013), mais ils peuvent être considérés plutôt comme des habitats différents pour les écosystèmes déjà identifiés. Les toitures végétalisées, par exemple, peuvent être des supports pour des terres cultivées, des pelouses ou des écosystèmes plus riches en biodiversité.

Tableau 1 : Liste d'écosystèmes en milieu urbain

<i>Ecosystèmes urbains</i>	<i>Description</i>
Arbres d'alignement	En général séparés individuellement par des substrats artificiels (asphalte par exemple), chaque arbre est une composante d'un écosystème plus large.
Pelouses et parcs	Ce sont des zones végétales gérées composées principalement de végétation herbacée et/ou d'essences forestières diverses.
Forêts urbaines	Définies au même titre que toute forêt, mais qui est insérée totalement ou en majorité en zone urbaine.
Terres cultivées	Les terres cultivées sont des espaces (jardins, champs) gérés par l'Homme et dédiés à la production agricole.
Zones humides	Elles regroupent une large diversité d'habitats tels que les marais ou les mangroves où l'eau sature l'environnement de manière temporaire ou permanente.
Lacs ou mer	Toutes formes d'étendues d'eau.
Rivières, ruisseaux, fleuves	Ce sont des habitats dans lesquels l'eau s'écoule et n'est pas stagnante. Ils peuvent être partiellement gérés par l'homme en milieu urbain.

Source : adapté de Bolund et Hunhammar, 1999

De manière générale, les écosystèmes fournissent une large palette de services écosystémiques, répartis généralement en quatre grands groupes. Se basant sur des travaux précédents (tels que ceux de Groot et al., 2002), l'Évaluation des Ecosystèmes pour le Millénaire (2005) les classe de la manière suivante :

- Les services d'approvisionnement et de prélèvement, définis comme les fonctions de production des écosystèmes (nourriture, bois, ressources naturelles en général) ;
- Les services de régulation, qui sont les bénéfices résultant des processus régulateurs des écosystèmes (régulation du climat local, épuration des eaux) ;
- Les services culturels, qui sont les bénéfices non-matériels obtenus par les êtres humains (développement cognitif, enrichissement spirituel...) ;
- Les services de soutien ou de support, qui correspondent aux fonctions des écosystèmes assurant l'existence de tous les autres services (cycle de l'eau et des nutriments, formation des sols, etc...)

Cette classification, bien que très répandue, n'en est pas moins débattue voire critiquée (voir par exemple Fisher et Turner, 2008). Pour cette étude, c'est ainsi la classification CICES (« *Common International Classification of Ecosystem Services* ») qui est retenue. La distinction qui y est faite entre deux concepts s'avère utile pour l'analyse :

la différence entre les services écosystémiques finaux, d'une part, et les 'produits écosystémiques', d'autre part. Plus précisément :

- Les services écosystémiques finaux sont les « conséquences des écosystèmes (...) qui affectent le plus directement le bien-être des êtres humains » (Haines-Young et Potschin, 2013).
- Les produits ou bénéfices écosystémiques sont créés ou dérivés des services écosystémiques finaux par les êtres humains.

La différence majeure entre les deux est que les seconds ne sont pas « connectés fonctionnellement » aux écosystèmes sous-jacents dont ils sont dérivés, alors que les premiers « conservent un lien avec les fonctions, procédés et structures des écosystèmes sous-jacents qui les génèrent » (ibid).

De plus, la classification CICES n'identifie que trois catégories de services écosystémiques : les services d'approvisionnement, de régulation (ou de maintenance) et culturels. Les services de soutien ne sont pas ici intégrés dans la catégorie « services écosystémiques finaux » car ils sont considérés comme n'affectant pas directement le bien-être des êtres humains, bien qu'ils soient essentiels pour le bon fonctionnement et la disponibilité des autres services. Ces nuances font écho à la distinction faite par Wallace (2007) entre les services écosystémiques intermédiaires et finaux, ou à celle proposée par Costanza et al. (1997) entre les services directs et indirects.

En dépit du caractère très anthropisé des écosystèmes urbains et de la forte imperméabilisation des sols qui les caractérisent, la nature en ville est source de nombreux

services écosystémiques, présentés dans le tableau 3, dont le maintien ou la restauration sont des enjeux à prendre en compte dans l'aménagement des villes. La prévalence de certains services écosystémiques varie en fonction de la densité et de l'étalement de la ville considérée, de ses interconnexions avec son environnement ainsi qu'en fonction de la région du monde considérée. Costanza et al. (1997) distinguent les services dont les bénéfices sont locaux des autres. En effet, la couverture spatiale des services tirés des écosystèmes diffère « en fonction du problème auquel ils sont connectés et de la possibilité

ou non de transférer le service », que ce soit par des moyens humains ou naturels (Bolund et Hunhammar, 1999). La production de biens alimentaires est par exemple transférable, ces actifs étant facilement transportables d'un lieu à un autre. En revanche, la régulation des microclimats ne l'est pas et n'agit que de manière très localisée.

Les services qui semblent être les plus intéressants à produire en milieu urbain sont donc ceux dont l'impact est local. En effet, en raison de la pression importante qui pèse sur les terres disponibles en ville, il paraît plus efficace de se concentrer sur les services qui ne peuvent être produits à l'extérieur des limites de la ville où la pression foncière est moins forte, et dont les bénéfices sont les plus facilement appropriables par la population. Deux catégories de services écosystémiques sont donc généralement privilégiées : les services de régulation et les services culturels.

En dépit du caractère très anthropisé des écosystèmes urbains et de la forte imperméabilisation des sols, la nature en ville est source de nombreux services écosystémiques.

Tableau 2 : Classification internationale des services écosystémiques (CICES V4.3)

Section	Division	Groupe	
Approvisionnement	→ Nutrition	Biomasse Eau	
	→ Matériaux	Biomasse, Fibre Eau	
	→ Energie	Sources d'énergie liées à la biomasse Energie mécanique	
Regulation et maintien	→ Remédiation des déchets, déchets toxiques et autres nuisances	Remédiation par biota Remédiation par écosystèmes	
	→ Remédiation des flux	Flux de masses Flux de liquides Flux de gaz	
	→ Maintien des conditions physiques, chimiques et biologiques	Maintien des cycles de vie, habitats et protection de la diversité génétique Contrôle des maladies et des nuisibles Gestion de l'eau Composition atmosphérique et régulation du climat	
	Culturel	→ Interactions physiques et intellectuelles avec les écosystèmes et les paysages	Interactions physiques et expérimentales Interactions intellectuelle et représentative (science, éducation, patrimoine)
		→ Interactions spirituelles, symboliques ou autres avec les écosystèmes et les paysages	Relations au sacré, au religieux, au symbole Autres bénéfiques culturels (valeur d'existence)

Source : Haines-Young et Potschin, 2009

Plus généralement, conserver des espaces naturels au cœur de la ville peut permettre de la rendre plus résiliente face aux événements climatiques ou météorologiques extrêmes ainsi qu'en matière de santé publique ou de sécurité alimentaire (Gomez-Baggethun et Barton, 2013; Mazza et al., 2011). En effet, la nature en ville est un vecteur de résilience socio-écologique important, définie comme « la capacité d'un système socio-écologique de changer continuellement et de s'adapter tout en demeurant dans les limites de seuils critiques » (Folke et al., 2010). Cela se fait notamment grâce à « des habitats plus étendus, une meilleure connexion et des services écosystémiques enrichis » (Mazza et al., 2011), mais également en favorisant la sauvegarde de savoirs locaux en gestion écologique (Gomez-Baggethun et Barton, 2013). Jansson (2013) prend l'exemple de la famine irlandaise du 19^{ème} siècle liée

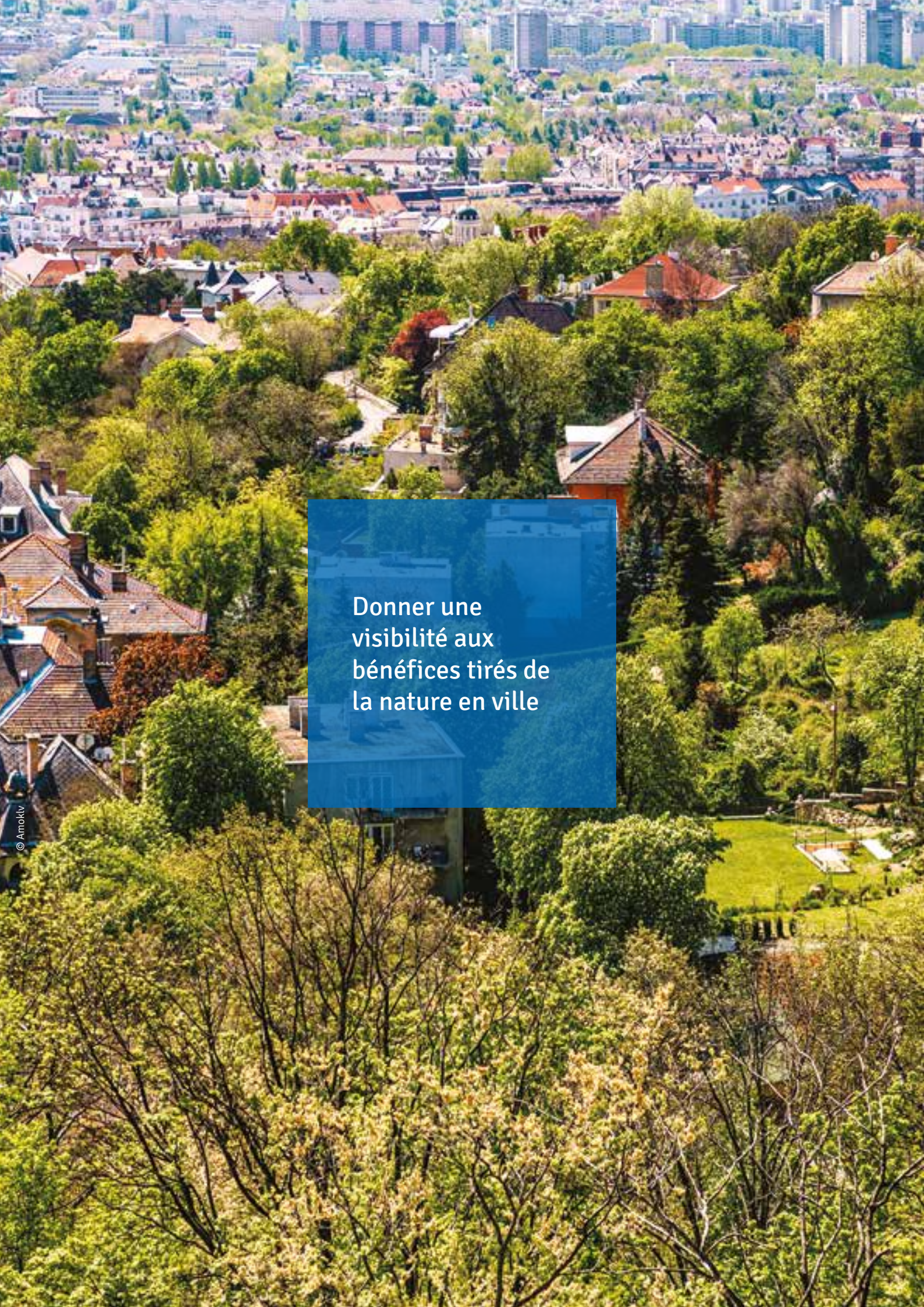
à la crise de la pomme de terre dont les effets auraient pu être amoindris grâce à une plus grande diversité dans les espèces cultivées en agriculture urbaine. Une biodiversité plus riche est généralement identifiée comme un facteur de résilience (Elmqvist et al., 2003), et on peut raisonnablement admettre qu'une prévalence plus importante de nature en ville conduit à un accroissement de la richesse de biodiversité dans les zones urbaines (Mazza et al., 2011, Jansson, 2013). Gomez-Baggethun et Barton (2013) analyse le renforcement de la résilience des villes face aux aléas et changements globaux en faisant référence à la valeur assurantielle que procurent les écosystèmes urbains, qui jouent le rôle de « filet de sécurité » (*safety net*) pour l'espace urbain dans son ensemble.



Tableau 3 : liste des principaux services écosystémiques urbains

<i>Categorie</i>	<i>Service</i>	<i>Echelle</i>	<i>Exemples</i>
Services d'approvisionnement	→ Nourriture	Locale/ régionale	Fruits, légumes, miel, viande produits au sein de jardins individuels ou collectifs, parcs et toitures végétalisées
	→ Régulation des îlots de chaleur et du climat local	Locale	Les arbres et autres types de végétation procurent de l'ombre, de l'humidité, agissent en tant que barrière face au vent et régulent le climat local par évapotranspiration.
Services de régulation	→ Purification de l'air	Locale	La végétation urbaine, et notamment les arbres, absorbe des polluants de l'atmosphère (ozone, dioxyde de soufre et d'azote, et particules fines)
	→ Séquestration et stockage du carbone	Globale	En absorbant et stockant du CO ₂ par la photosynthèse, la végétation urbaine participe à la lutte contre le changement climatique.
	→ Modération des événements extrêmes	Locale	Les écosystèmes urbains permettent de mieux gérer les inondations en facilitant l'infiltration par le sol et peuvent jouer le rôle de protection contre les catastrophes naturelles (tsunamis, tempêtes, ouragans, ...)
	→ Gestion du cycle de l'eau	Locale	Gestion de l'eau de ruissellement des pluies par infiltration évitant la saturation des canalisations et des systèmes d'épuration
	→ Gestion des eaux usées	Locale	Filtrage/décomposition des déchets organiques et rétention des nutriments par la végétation urbaine (zones humides)
	→ Prévention de l'érosion	Locale	Stabilisation des sols par la végétation urbaine
	→ Régulation de la qualité des sols	Locale	Extraction et dégradation de polluants organiques et métaux lourds par bioaccumulation
	→ Pollinisation et dispersions des graines	Locale	La gestion différenciée de parcs urbains, jardins et cimetières peut favoriser certains groupes fonctionnels d'insectes favorisant la pollinisation et la présence de communautés d'oiseaux. Les colonies d'abeilles domestiques participent également à la pollinisation.
	→ Contrôle des nuisibles et des maladies	Locale	Utilisation de prédateurs naturels pour combattre des ravageurs de culture ou la prolifération d'espèces porteuses de maladies.
	→ Atténuation de la pollution sonore	Locale	Absorption, déviation, réfraction et dispersion des ondes acoustiques par les plantes.
Services culturels	→ Tourisme et loisirs	Locale	Les espaces naturels urbains sont des lieux propices à la promenade et aux activités sportives. Ils améliorent la qualité de vie des habitants et l'attrait des agglomérations.
	→ Développement cognitif, Santé mentale et physique	Locale	Le contact des citoyens avec la nature peut réduire les problèmes liés au stress, provoquer un sentiment de tranquillité et améliorer la perception de l'état de santé.
	→ Appréciation esthétique, inspiration pour la culture, l'art et le design	Locale/ régionale	La nature en ville peut être source d'inspiration artistique et peut donner lieu à des innovations architecturales.
	→ Valeurs patrimoniales et spirituelles et sentiment d'appartenance	Locale/ régionale	Certaines forêts, grottes ou montagnes sont considérées comme sacrées et font partie intégrantes de la culture locale.
	→ Cohésion sociale	Locale	Les jardins partagés sont vecteurs de liens sociaux.
Fonctions ou services de soutien	→ Habitat pour la biodiversité	Locale	Les écosystèmes urbains offrent des habitats à des espèces tant ordinaires que remarquables ou patrimoniales (avifaune, papillons, amphibiens, abeilles)

Source : adapté de TEEB, 2011; Gomez-Baggethun et Barton, 2013; Bolund et Hunhammar, 1999; Nurmi et al., 2013 ; UICN 2014

An aerial photograph of a city, likely Copenhagen, showing a dense residential area with many houses and a large amount of greenery. The houses have various roof colors, including red and brown. The trees are lush and green, interspersed among the buildings. In the background, taller buildings and a city skyline are visible under a clear sky. A semi-transparent blue rectangle is overlaid on the center of the image, containing white text.

Donner une
visibilité aux
bénéfices tirés de
la nature en ville

2 Donner une visibilité aux bénéfices tirés de la nature en ville : l'évaluation économique des services écosystémiques et ses limites

Les espaces naturels en ville procurent un panel de services écosystémiques qui contribuent au bien-être de la population. Or, jusqu'alors, l'absence de reconnaissance des valeurs associées à la nature en ville, et notamment l'invisibilité économique des bénéfices tirés de celle-ci, a conduit à des choix d'aménagement considérés comme plus directement productifs, et donc à une artificialisation croissante des écosystèmes urbains, source de pertes de bénéfices et de coûts supportés par les collectivités et les populations. Pour faire face à cette non prise en compte de la valeur économique de la nature dans la prise de décision, les économistes ont donc développé des cadres conceptuels, des outils et des méthodes pour évaluer la valeur économique de la biodiversité et des écosystèmes dans le but d'informer les décideurs sur les coûts et bénéfices sociaux des usages alternatifs des sols. Réfutant l'idée selon laquelle l'environnement et ses composantes doivent être considérés comme des ressources inépuisables et dépourvues d'utilité (au sens économique du terme), l'évaluation économique de la biodiversité et des écosystèmes permet d'appréhender les services écosystémiques et la biodiversité en tant qu'éléments constitutifs du bien-être humain, sources de création de valeur économique. La notion de valeur est à appréhender ici au sens large, l'objectif étant justement d'aller au-delà du modèle de l'échange marchand dans l'appréhension des relations entre la nature et les sociétés (Salles, 2010). Ainsi, estimer la valeur économique totale d'un espace vert peut par exemple permettre de juger si sa transformation en un ensemble d'habitations conduit à des bénéfices économiques additionnels par rapport à l'usage du sol précédent. Les bénéfices résultant de l'existence de l'espace vert peuvent alors être exprimés monétairement pour faciliter la comparaison avec les bénéfices résultant du projet de développement alternatif, évalués dans une métrique équivalente. En dépit des limites inhérentes à l'exercice illustrées ci-après, l'expression de ces valeurs en termes monétaires est une façon de comparer différents usages d'une ressource rare de manière complète, reflétant les coûts d'opportunité d'une décision donnée (Smith, 2011). Le concept d'évaluation économique est par définition anthropomorphique (Pearce, 1993) et fondé sur une 'perspective instrumentaliste' (Nunes et van den Bergh, 2001) prenant en compte l'utilité sociale des biens et services évalués. Il permet néanmoins d'aller plus loin que les simples valeurs d'usage direct faisant l'ob-

jet de transactions via les marchés en incluant des valeurs d'usage indirect, d'option et de non-usage de la biodiversité et des écosystèmes. Ces valeurs sont appréhendées via des méthodes visant à attribuer indirectement une valeur monétaire aux services écosystémiques, comme les méthodes basées sur les préférences révélées dans lesquelles on observe les comportements des agents sur des marchés qui sont liés au bien ou service à évaluer (prix hédoniques, coûts de transport) ou celles sur les préférences déclarées dans lesquelles les agents sont interrogés sur leur consentement à payer pour bénéficier d'un bien ou d'un service (analyse conjointe, *choice experiment*, évaluation contingente...) L'agrégation des différents types de valeur amène alors à une valeur économique totale (VET) des écosystèmes dont le cadre conceptuel utilitariste repose sur un principe de substituabilité entre les biens et services appréhendés par les agents en fonction de leur utilité et de leur rareté.

Dans la lignée des travaux de Costanza et al. (1997) considérés comme la première tentative de mesure de la valeur de l'ensemble des écosystèmes de la planète, la littérature économique s'est notamment penchée sur la valeur économique des forêts urbaines et des arbres en ville (voir par exemple McPherson et al., 1999). Les espaces naturels en ville ont fait l'objet d'une grande attention (voir par exemple Millward et Sabir, 2011). Sur un principe méthodologique similaire, l'étude TEEB s'est efforcée quant à elle d'évaluer, à l'image du rapport Stern sur le changement climatique, les coûts d'opportunité associés à l'inaction politique dans le domaine de la conservation de la biodiversité sur la période 2000-2050 (Levrel et al., 2012). Ces coûts d'opportunité se manifestent ici par des pertes de bénéfices tirés des écosystèmes, pertes dont l'évaluation suppose au préalable une estimation de la valeur monétaire initiale des écosystèmes.

Quelque soit son objectif (estimation de la valeur des écosystèmes ou des coûts liés à leur dégradation), l'utilisation de l'approche de la VET en évaluation économique présente néanmoins un certain nombre de limites qu'il s'agit de mettre en évidence.

Tout d'abord, l'idée même d'évaluation économique de la nature en termes uniquement monétaires est considérée par certains comme moralement condamnable (c'est le

cas notamment de plusieurs ONG, voir par exemple Attac France, 2012). L'argumentaire réside ici dans l'idée selon laquelle mettre un 'prix' à la nature relève de la même logique anthropocentrique que celle sous-tendant un modèle de développement néolibéral conduisant intrinsèquement à des dégradations de l'environnement (Spash, 2013). Gomez-Baggethun et al. (2013) parlent quand à eux d'une 'marchandisation non-nécessaire de la nature', l'évaluation économique constituant selon eux un préalable à l'établissement de marchés dont le mauvais fonctionnement est prévisible en raison de la nature publique des biens en présence et des externalités (ibid).


D'un point de vue méthodologique ensuite, l'agrégation des différentes composantes de la VET sous une unité de mesure commune, la monnaie, pose question quant à la pertinence de l'évaluation monétaire des valeurs de non-usage. On parle alors d'absence de commensurabilité entre les différentes composantes de la VET. Il en va de même en ce qui concerne l'utilisation de la VET dans l'appréhension de la complexité des écosystèmes caractérisés par de l'incertitude, des dynamiques non-linéaires (effets de seuils, effets retours...) et par des processus agissant à différentes échelles géographiques. Ainsi, la VET fournirait tout au plus une 'perspective très incomplète (au mieux une estimation basse)' de l'importance de la biodiversité et des écosystèmes (Nunes et van den Bergh, 2001). De plus, alors que l'évaluation économique de la biodiversité repose sur la notion de substituabilité, il apparaît que certaines composantes de la biodiversité ne sont pas substituables (Levrel et al., 2012), remettant en cause la pertinence de l'utilisation d'une démarche marginaliste pour l'évaluation de la biodiversité.

Troisièmement, les débats entourant les techniques d'évaluation, notamment pour l'évaluation des services de support ou des valeurs non usage, sont parfois si importants qu'ils empêchent la reproductibilité des résultats, ce qui nuit grandement à leur légitimité. Cela fait notamment référence à l'existence d'effets de richesse, à l'absence de possibilité de valider les réponses des agents ou encore aux biais induits par les questionnaires (cf. Pearce, 1993). Ceci est particulièrement remarquable pour les méthodes d'évaluation contingente, comme l'a montré la controverse académique née à la suite du procès de l'Exxon-Valdes, conduisant certains auteurs à affirmer que 'pas de chiffre est mieux que des chiffres (*No numbers are better than some numbers*)', (Hausman et Diamond, 1994). En zone urbaine, l'évaluation économique peut même s'avérer encore plus difficile en raison de la forte densité de population et d'activités qui conduit mécaniquement à une valeur plus importante nécessitant « une résolution spatiale plus précise, et des échelles d'analyse multiple ». Gomez-Baggethun et Barton (2013) mentionnent également d'autres défis, dont le déclin non-linéaire des consentements à payer, les possibilités de substitutions existantes pour les services récréatifs avec des infrastructures construites par l'Homme et la difficulté d'appréhender la valeur de connectivité.

D'un point de vue opérationnel, enfin, l'utilisation qui est faite des résultats des évaluations économiques des services écosystémiques via le cadre de la VET pose question : si l'évaluation économique est présentée de façon récurrente comme une condition d'une politique de conservation efficace (Salles, 2010) ou comme la traduction opérationnelle de la maxime « On ne protège que ce que l'on évalue », une récente méta-analyse de l'IDDRI (2014) montre que peu d'études d'évaluation économique proposent un usage spécifique des résultats qu'elles avancent. Ces derniers sont présentés le plus souvent comme ayant un rôle informatif ou d'éclairage pour la prise de décision en général, sans aller plus loin dans l'analyse. Au mieux, ils sont intégrés dans des analyses coûts-bénéfices de projets ou pour le calibrage d'un instrument économique. Ce manque d'utilisation pratique des résultats peut s'expliquer par leur manque de robustesse et leur caractère incomplet dans l'évaluation de la VET dont les composantes étudiées sont souvent choisies arbitrairement ou en fonction des données disponibles, en raison des coûts importants associés à la conduite d'un tel exercice ou encore des difficultés pour les décideurs de s'approprier le langage économique. L'ensemble de ces éléments semble conduire pour l'instant à la non-prise en compte des valeurs des services écosystémiques par les opérateurs privés ou publics (Daily et al., 2009). Le poids de l'évaluation économique dans la prise de décision effective semble ainsi limité.

Quelles sont donc les alternatives à l'évaluation économique de la biodiversité basée sur la VET, notamment en ce qui concerne la nature en ville? L'approche fondée sur les coûts de maintien des potentialités écologiques (Levrel et al., 2012), basée sur un principe de durabilité forte (absence de substitution totale entre capital naturel et capital physique ou humain), est mobilisable dans le cadre d'analyses coût-efficacité et de programmes de restauration ou de compensation écologique. Cependant, cette approche apparaît comme pertinente plutôt dans un deuxième temps, lorsque la décision d'investissement dans la nature en ville a été actée (de manière volontaire ou réglementaire). Elle n'apporte que peu d'éléments dans l'argumentaire visant à justifier l'intérêt économique de la biodiversité en ville en amont.

Sans prétendre résoudre l'ensemble des défis posés par les approches précédentes dans l'appréhension de la valeur de la biodiversité, la présente étude propose d'explorer une troisième voie en identifiant les impacts socio-économiques des espaces naturels en ville, tant en termes de services écosystémiques que d'effets directs et indirects sur l'économie locale, à travers le concept d'infrastructure verte. L'idée est de légitimer l'investissement dans la création, le maintien ou la restauration de la nature en ville en identifiant les sources réelles, tangibles et mesurables de création de richesse induite par les infrastructures vertes urbaines.



Adopter une approche
pragmatique de
l'investissement dans
la nature en ville à
travers le concept
d'infrastructure verte

3 Adopter une approche pragmatique de l'investissement dans la nature en ville à travers le concept d'infrastructure verte

Pour lutter contre l'érosion de la biodiversité et des écosystèmes, l'Union Européenne a adopté une Stratégie pour la Biodiversité sur la période 2011-2020. Dans cette stratégie, les infrastructures vertes sont considérées comme une solution majeure pour atteindre les objectifs ambitieux qui y sont fixés : le deuxième objectif de cette stratégie affirme que 'l'établissement d'infrastructures vertes, la restauration d'au moins 15% d'écosystèmes dégradés à l'horizon 2020 et le développement d'une initiative visant à éviter toute perte nette pour les écosystèmes et leurs services d'ici à 2015 seront des mesures essentielles pour préserver et améliorer les services écosystémiques' (Commission Européenne, 2011). La Commission Européenne (2013) définit les infrastructures vertes comme :

'un réseau constitué de zones naturelles et semi-naturelles et d'autres éléments environnementaux faisant l'objet d'une planification stratégique, conçu et géré aux fins de la production d'une large gamme de services écosystémiques. Il intègre des espaces verts (ou aquatiques dans le cas d'écosystèmes de ce type) et d'autres éléments physiques des zones terrestres (y compris côtières) et marines. A terre, l'infrastructure verte se retrouve en milieu rural ou urbain'.

Selon la Commission Européenne (2014), les infrastructures vertes sont un 'catalyseur de croissance économique' à travers trois canaux : en impactant la consommation de ressources, en attirant de nouveaux investissements, et en évitant des coûts sanitaires ou environnementaux. Cela signifie que les infrastructures vertes, tout comme les infrastructures dites 'grises', peuvent constituer un outil de développement économique local. Cette affirmation est en adéquation avec un discours largement partagé au sein des économies développées sur la protection de l'environnement (voir par exemple Commission Européenne (2010) qui prône une « croissance intelligente, durable et inclusive », ou encore Rayment et al., 2009) qui rejette la contradiction apparente entre le développement économique (mesuré par la croissance) et la protection de l'environnement. La protection de l'environnement est alors considérée non seulement comme nécessaire pour le développement économique futur, mais également comme vecteur d'activité économique aujourd'hui. Les politiques environnementales sont donc

vues à l'aune du bien-être social qu'elle procure grâce à une augmentation de la consommation de biens et services liés à la protection de l'environnement.

La notion d'infrastructure verte est relativement récente et considère la nature à travers une perspective de politique publique. Le concept intègre pleinement les services écosystémiques et combine ainsi les besoins de préservation écologique et de satisfaction des besoins sociétaux (Naumann et al., 2011a).

Plusieurs éléments essentiels caractérisent les infrastructures vertes :

- **Connectivité** : les infrastructures vertes forment un réseau d'espaces naturels et semi-naturels. La connectivité permet une plus grande résilience du monde naturel (Mazza et al., 2013). Les espaces naturels situés à l'intérieur de la ville doivent être reliés entre eux, mais également avec les écosystèmes situés à l'extérieur (Bolund et Hunhammar, 1999), de sorte à former une trame verte et bleue (TVB) à l'échelle d'un territoire.
- **Multifonctionnalité** : les écosystèmes composant les infrastructures vertes supportent une large diversité de services écosystémiques en même temps.
- **Outil de gestion stratégique** : les hommes peuvent orienter la production de services écosystémiques grâce à l'utilisation de l'ingénierie écologique dans la conception et la maintenance des espaces naturels. Les infrastructures vertes sont donc un outil particulièrement important pour une planification stratégique et durable de l'aménagement du territoire (Naumann et al., 2011a).
- **Echelles multiples** : les infrastructures vertes peuvent être appréhendées à un niveau local, régional ou global, voire à une combinaison d'échelles en fonction des services écosystémiques considérés.
- **Substituabilité avec les infrastructures grises** : conséquence de la multifonctionnalité qui les caractérise, les infrastructures vertes peuvent agir comme substitut aux

infrastructures anthropiques en remplissant un rôle similaire à moindre coût. Cependant, cette comparaison n'est valide que jusqu'à un certain point, l'intérêt des infrastructures vertes étant également de jouer un rôle complémentaire à celui des infrastructures grises (Naumann et al., 2011a). La diversité des formes que peuvent prendre les infrastructures vertes en fait des outils efficaces pour soutenir une large gamme d'objectifs de politiques publiques.

Les infrastructures vertes sont souvent associées aux aires urbaines. Cela peut s'expliquer par le fait que cette notion renvoie à la nécessité de l'intervention humaine pour gérer les espaces naturels. Or, cette intervention paraît particulièrement pertinente en milieu urbain où les services écosystémiques ont déjà été largement dégradés, voire détruits par la densité du bâti (Hunhammar et Bolund, 1999).

Appréhender la nature en ville à travers la notion d'infrastructure verte est adapté à l'objet de cette étude en raison de trois caractéristiques : tout d'abord, la logique sous-jacente des services écosystémiques qu'elle adopte, qui relie le fonctionnement écologique des écosystèmes au bien-être des êtres humains; de plus, l'idée de multifonctionnalité, qui désigne la production de différents types de résultats (TEP et al., 2009), en termes de bénéfices écologiques et socio-économiques; enfin, en tant qu'outil de politique publique, elle est destinée à peser dans l'organisation des sociétés humaines.

A travers la production de services écosystémiques, les infrastructures vertes sont donc sources de bénéfices socio-économiques pour les populations. Mais au-delà, le fait qu'elles puissent être mobilisées en tant qu'outil de développement économique local suppose qu'elles ont des impacts directs ou indirects sur l'économie, impacts qu'il s'agit dès lors d'identifier et de quantifier. Ces impacts se différencient de la catégorie plus large des bénéfices sur le bien-être humain en ce qu'ils engendrent des changements sur l'activité économique en tant que telle en matière de production, d'emploi (Naumann et al., 2011a) et/ou de valeur ajoutée, par l'intermédiaire des services écosystémiques ou non.

L'obtention d'impacts socio-économiques issus des infrastructures vertes n'est en général pas considérée comme l'objectif principal de leur développement, mais plutôt comme des co-bénéfices qui peuvent être gérés et orientés en adéquation avec les objectifs et besoins locaux. Naumann et al. (2011a) ont produit une méta-analyse de 127 projets d'infrastructures vertes (ruraux et urbains) dans toute l'Europe pour comprendre les motivations et moteurs présidant à leur mise en œuvre. Cinq motivations principales ont été identifiées par ordre d'importance : la conservation de la biodiversité, la santé humaine et le bien-être (qui peut cependant potentiellement comprendre certains impacts

socio-économiques), la gestion durable des sols, la gestion de l'eau, et enfin l'atténuation et l'adaptation au changement climatique.

La recherche académique sur ce sujet est encore relativement réduite, à l'inverse de ce qui existe pour l'évaluation monétaire de la valeur économique totale des écosystèmes (Eftec, 2013). La littérature grise prend quant à elle souvent pour acquise la contribution des espaces naturels au développement économique. Certaines études portent néanmoins spécifiquement sur le sujet, comme celles de l'Eftec (2013), de Naumann et al (2011a) et le partenariat Natural Economy Northwest, un conglomérat de plusieurs institutions locales du Nord-Ouest de l'Angleterre.

L'étude en présence ne va donc pas fournir une évaluation monétaire de la valeur économique totale des projets d'infrastructures vertes urbaines. A la place, elle va tenter d'identifier et d'isoler leurs conséquences en termes de création de richesse mesurable et observable, regroupées sous le terme d'impacts socio-économiques. Cette approche dépasse donc le cadre des services écosystémiques et le langage utilisé sera «d'un intérêt particulier pour les agences de développement économique, les investisseurs privés, les collectivités publiques etc.» (Natural Economy Northwest et al., 2010), parce qu'elle fournit un argumentaire concret pour l'investissement dans les espaces naturels urbains.

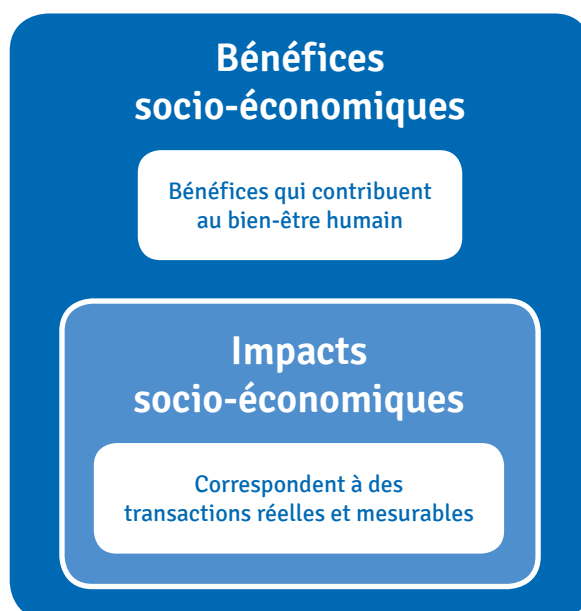


Figure 1 : Lien entre bénéfices et impacts socio-économiques

Source : basé sur Naumann et al., 2011a

An aerial photograph of a city street scene. The buildings are multi-story, with brick and concrete facades. The roofs are heavily vegetated with various green plants, including climbing vines and small trees. A prominent feature is a large, lush green roof in the foreground, enclosed by a white lattice railing. The overall scene is vibrant and green, illustrating the concept of green infrastructure.

Analyse de
la contribution des
infrastructures vertes
au développement de
l'économie locale

4

Analyse de la contribution des infrastructures vertes au développement de l'économie locale

Cette partie propose dans un premier temps une classification des impacts socio-économiques des infrastructures vertes urbaines et une analyse des chaînes logiques reliant l'investissement initial dans la création ou la restauration d'écosystèmes urbains aux impacts sur l'économie locale. Les différentes catégories d'impacts identifiés sont ensuite analysées et illustrées à travers une revue de littérature sur les infrastructures vertes en ville.

4.1 Catégorisation des impacts socio-économiques et défis méthodologiques

Ecotec (2008a) identifie quatre modalités à travers lesquelles l'investissement dans les infrastructures vertes engendre des impacts socio-économiques : les retombées économiques directes, les retombées économiques indirectes, une réduction des coûts (environnementaux, sanitaires) et des économies en matière de gestion des risques. Les retombées économiques directes sont définies comme celles pouvant être directement liées aux investissements dans la création, l'entretien ou la régénération de l'environnement naturel. Elles englobent la production de ressources naturelles, les coûts d'accès à l'infrastructure, les emplois directs, etc. Les retombées économiques indirectes comprennent les activités économiques et l'emploi induits par les effets multiplicateurs. La réduction des coûts concerne essentiellement les économies réalisées par la fourniture de services de régulation, engendrant une réduction des dépenses liées à la santé ou à l'environnement. Et enfin, les économies en termes de gestion des risques sont attribuées aux éventuelles réductions des primes d'assurance résultant d'une plus grande résilience socio-économique.

Une autre façon de classer les impacts socio-économiques consiste à se pencher sur la nature financière ou comptable des différentes catégories d'impacts identifiables. Cette approche (voir Figure 2) semble mieux convenir à la philosophie générale de l'étude en présence car ce mode d'évaluation les rend plus facilement perceptibles et

utilisables par les acteurs publics ou privés. Les catégories d'impacts suivantes peuvent être identifiées (EFTEC, 2013) : la création, la sauvegarde et la diversification de l'emploi ; la hausse de la valeur du foncier et le développement de l'immobilier et des entreprises, la consommation et les dépenses supplémentaires, les coûts évités en matière de santé et d'environnement, ainsi que les ventes de produits sur les marchés locaux.

Il s'avère que les impacts identifiés sont liés les uns aux autres, un impact pouvant alimenter le suivant de manière directe ou indirecte. Ainsi, le risque de double compte est important. Par exemple, la croissance du nombre d'entreprises et le développement d'activités dans les zones juxtaposant les infrastructures vertes peuvent générer davantage d'emplois, ce qui aboutira à davantage de dépenses de la part des salariés dans la zone, dépenses ayant elles-mêmes un effet multiplicateur sur l'activité du quartier.

Les principaux défis méthodologiques relatifs à l'analyse des impacts socio-économiques des infrastructures vertes urbaines résident dans l'estimation d'impacts nets, à savoir :

- Des impacts non issus du déplacement d'activités économiques ayant préalablement cours dans d'autres zones de la ville. Ici, le choix du périmètre de la zone d'étude est donc essentiel et varie en fonction de l'indicateur considéré.
- Des impacts comparés à un scénario de référence, c'est-à-dire à l'évolution anticipée du quartier en termes d'aménagements, d'activités économiques, d'attractivité.
- Des impacts tirés principalement des aménagements autour du végétal, excluant ainsi les travaux liés à la construction de bâtiments, ou aux terrassements pouvant faire partie du projet dans son ensemble.

Par ailleurs, si les impacts socio-économiques des projets d'infrastructure verte peuvent globalement être assimilés à la contribution au développement économique local de certains services écosystémiques produits par

ces infrastructures, le lien entre le cadre conceptuel des services écosystémiques et celui des impacts n'est cependant pas toujours automatique. Les impacts peuvent en effet être exprimés quantitativement via des indicateurs monétaires (dépenses, chiffre d'affaires, valeur ajoutée) ou autres (emplois, nombre d'entreprises) qui, dans certains cas, n'ont qu'un lien indirect avec la notion même de service écosystémique. De plus, il n'est pas toujours possible d'établir une relation causale entre un service et un impact tant les interrelations entre les services, mais également entre les impacts sont nombreuses. Gardant à l'esprit les limites précédentes, il ressort que les impacts les plus importants semblent pouvoir être rapportés aux services culturels, et de régulation. Dans une certaine mesure, cette relation semble logique car elle va de pair avec l'importance relative de ces services en milieu urbain.

Les processus qui expliquent les différents types d'impacts des investissements en infrastructures vertes peuvent être représentés sous la forme de « chaînes logiques » (EFTEC, 2013) dont les modalités d'action sont synthétisées dans la Figure 2 et expliquées dans les parties suivantes.

4.2 Création, sauvegarde et diversification de l'emploi

Les projets d'infrastructure verte ont un impact sur l'emploi, tant sur le plan qualitatif que quantitatif. En effet, ces projets fournissent directement et indirectement des emplois de nature et de qualité différentes.

4.2.1 Données concernant l'emploi et l'environnement à l'échelle nationale

La majorité des données disponibles est basée sur le nombre d'emplois qui peut dépendre de politiques environnementales d'envergure tels que les stratégies régionales, nationales ou internationales pour la biodiversité. Les chiffres avancés sont en général assez élevés. Ecotec (2008a) cite par exemple une étude réalisée par le National Trust Wales (National Trust, 2006) qui estime qu'un emploi sur six dépend de l'environnement au Pays de Galles. Ainsi, 117 000 emplois seraient directement liés à la gestion, l'utilisation ou l'amélioration de l'environnement naturel et 52 000 autres emplois en dépendraient

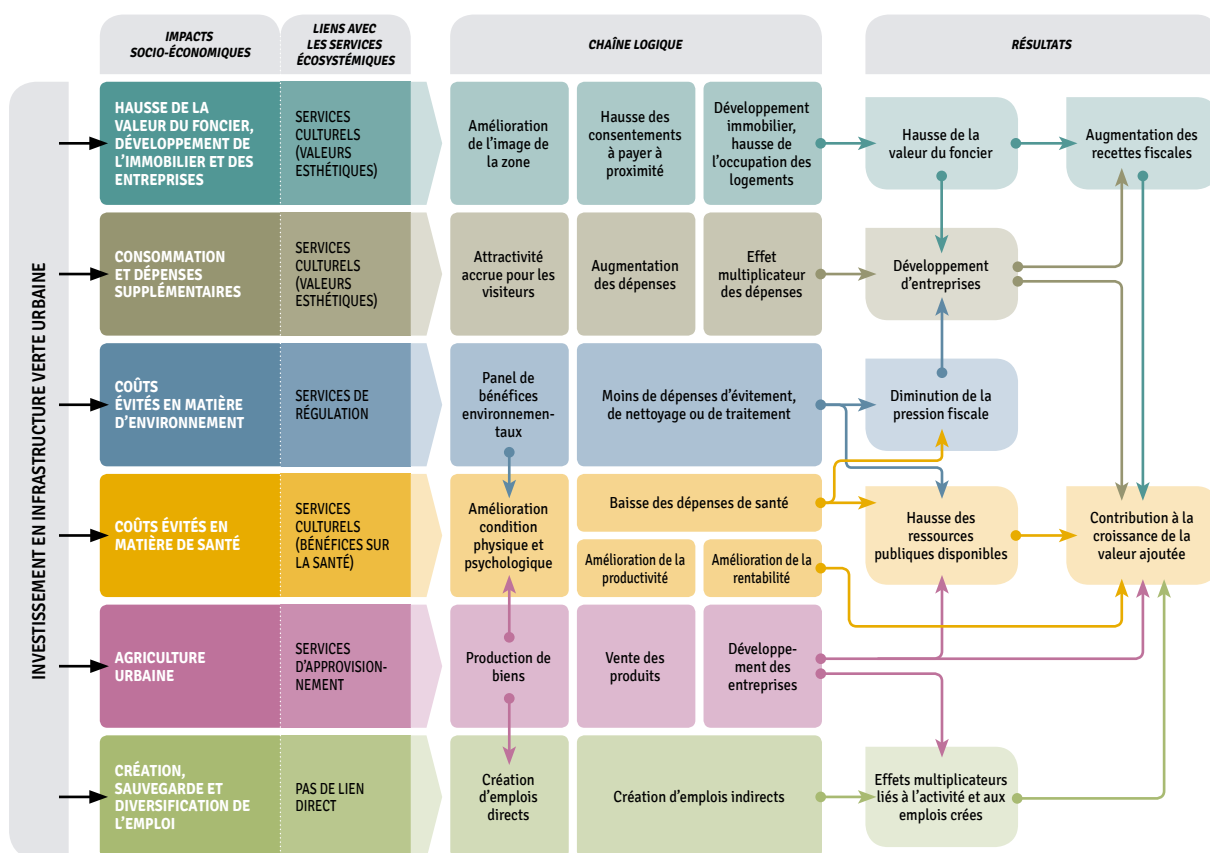


Figure 2 : Catégorisation des impacts socio-économiques et identification des chaînes logiques.

Source : adapté de EFTEC (2013)

indirectement. 9% du PIB gallois dépendrait donc de l'environnement national, soit l'équivalent de 6 milliards de livres sterling. CABE Space (2010) affirme que les espaces verts en Angleterre emploient 122 000 personnes, soit 5% de la totalité des emplois et 7% des emplois dans le secteur des services. En Angleterre toujours, il a été estimé que chaque million d'euros investi dans des projets agro-environnementaux crée 1,32 emplois à plein temps (Mills et al., 2010), en prenant en compte les effets de déplacement de l'emploi. Enfin, un rapport de Rayment et al. (2009) affirme que dans l'Union européenne, 207 000 emplois dépendent du réseau Natura 2000.

4.2.2 Infrastructure verte urbaine et emploi

Ces résultats illustrent le fait qu'un nombre important d'emplois dépend de l'environnement naturel en tant que base des activités socio-économiques. Cependant, l'évaluation des infrastructures vertes exige une vision plus approfondie de cet impact et une description plus élaborée des chaînes logiques qui le sous-tendent. On démontrera que les emplois qui dépendent de l'infrastructure verte urbaine peuvent être directs ou indirects.

Tableau 4 : Emplois dépendant des différents éléments de l'infrastructure verte urbaine

	<i>Emplois/hectare</i>
Centre urbain (espace public, parc urbain)	0,026
Lotissements urbains, jardins communautaires, vergers	Bénévoles
Zones périurbaines (terres boisées)	Pas de données
Zones périurbaines (aménités diverses)	0,011
Réserve naturelle en ville	1,530

Source : Natural Economy Northwest et al., 2010.

■ Emplois directs

La voie qui relie les caractéristiques de l'infrastructure verte et l'emploi direct est beaucoup plus évidente que pour d'autres impacts socio-économiques : en effet, les retombées de ces projets sur le plan de l'emploi direct sont liées à l'existence même du projet et non aux services écosystémiques qu'ils permettent de produire. Naumann et al. (2011a) et Eftec (2013) font la distinction entre deux catégories d'emplois directs. Premièrement, les emplois en rapport avec la création ou à la restauration des infrastruc-

tures vertes, et qui sont temporaires. Deuxièmement, des emplois pour l'entretien et le fonctionnement des infrastructures qui sont permanents et en général publics.

Le nombre d'emplois tant temporaires que permanents peut varier considérablement d'un projet à l'autre, reflétant la diversité des formes que peut revêtir l'infrastructure verte urbaine et les besoins différents associés à ces formes en termes d'aménagement du territoire. Natural Economy Northwest et al. (2010) estiment un nombre moyen d'emplois par hectare pour différents types d'infrastructure verte urbaine (voir Tableau 4), montrant que les réserves naturelles en ville sont les plus créatrices d'emplois, et les zones de nature périurbaines les moins créatrices. Quant aux lotissements, vergers et jardins communautaires, ils font majoritairement appel aux volontaires.

Eftec (2013) fournit des données pour deux cas d'études. La rénovation de Glasgow Green en Ecosse, un grand parc urbain au centre de la ville, a par exemple nécessité 200 emplois temporaires pour l'élaboration et la construction du site. L'aménagement des rives d'un canal à Birmingham en Angleterre, associé au développement des alentours du site (ouvertures de commerce et d'espaces publics notamment), a été réalisé par 700 ETP (emplois en équivalent temps plein) sur un an.

■ Emplois indirects

Les infrastructures vertes urbaines conduisent également à la création (ou à la sauvegarde) d'emplois indirects : ceux-ci sont engendrés par d'autres impacts socio-économiques (qui seront développés ultérieurement) comme la hausse de l'activité économique, un nombre plus élevé de touristes, ou par l'effet multiplicateur résultant de l'accroissement des dépenses (Eftec, 2013). De manière générale, la création ou le rétablissement d'une infrastructure verte urbaine permet d'améliorer l'attractivité d'une région et peut donc aboutir aux impacts susmentionnés.

En matière d'accroissement de l'activité économique, la régénération du parc environnemental d'activités du Bassin de Portland (*Portland Basin Green Business Park*), à Tameside en Angleterre (CLES et *Groundwork*, 2009) est un bon exemple : elle a permis de créer 13 emplois permanents et d'en sauvegarder 314 autres à travers l'augmentation du nombre d'entreprises s'installant sur les lieux suite à la rénovation. De même, la modernisation de la propriété *Winsford Industrial Estate*, dans le Cheshire, s'est largement axée sur la restauration écologique, expliquant l'étiquette de parc environnemental d'activités donnée au domaine en 2001 (conjugée à d'autres actions pour améliorer les transports et la sécurité). L'objectif était d'impacter positivement l'image et la compétitivité de la zone, ce qui a conduit à une augmentation de l'activité et, à une hausse de 13% du nombre d'employés sur le site

entre 2003 et 2005 (contre une augmentation de 2,9% en Angleterre dans l'ensemble) (CLES et Groundwork, 2009). Un dernier exemple est donné par le développement de la zone urbaine de Belvedere au Sud de Londres à travers notamment la valorisation des zones humides d'Erith (London Thames Gateway) situées à proximité. Cette valorisation passe à la fois par l'amélioration de l'accès aux espaces naturels et par l'utilisation des capacités de gestion du cycle de l'eau et de lutte contre les inondations des zones humides (Natural Economy Northwest et al., 2010). Il a été estimé qu'avec le développement de nouveaux sentiers verts (piétons et cyclistes), 650 nouveaux emplois seront ainsi créés à l'horizon 2016.

4.2.3 Impact sur la productivité du travail

Un environnement naturel amélioré tend à favoriser la productivité du travail de deux manières différentes. Tout d'abord, à travers une amélioration de l'état de santé général (générée par les services de régulation tels que l'absorption des polluants et les services culturels tels que l'activité physique) qui sont à l'origine d'une réduction de l'absentéisme. Deuxièmement, à travers un sentiment général de bien-être au travail et une capacité accrue de réflexion, de concentration ou d'imagination que peuvent apporter la jouissance d'une vue sur un espace de nature ou la proximité immédiate d'un parc avec le lieu de travail par exemple. CABE, dans une étude publiée en 2005, constate notamment que 60% du personnel interrogé au sein d'un panel d'institutions d'enseignement supérieur indique qu'une vue sur l'extérieur et les alentours figure parmi les éléments ayant le plus d'impact sur le bien-être et la qualité de vie au travail. La localisation du lieu de travail est également décrite comme ayant un effet positif sur la motivation et la productivité des employés (CABE, 2004, cité dans Amion Consulting, 2008). Une évaluation de la stratégie sur les toitures vertes de Liverpool a enfin montré de manière qualitative les impacts positifs de la nature en ville sur la satisfaction des travailleurs et sur leur bien-être (Natural Economy Northwest et SITA Trust, 2009). Au total, l'impact des infrastructures vertes sur la productivité du travail peut s'avérer relativement important : l'étude de cas portant sur la valorisation des zones humides adjacentes à la zone urbaine de Belvedere (via notamment une meilleure accessibilité) indique que la réduction de l'absentéisme engendrée par le projet serait estimée à une perte évitée de 100 000 à 500 000 £ en valeur actuelle nette (environ 130 000 à 650 000 euros).

4.2.4 Effets qualitatifs sur l'emploi

Les impacts des infrastructures vertes urbaines sur l'emploi ne sont pas uniquement quantitatifs. Ils peuvent être également qualitatifs. Les emplois dépendant directement de ces projets sont très divers et englobent

les emplois administratifs, les emplois en rapport avec le paysage, l'architecture et l'écologie (CABE Space, 2010). Les emplois indirects résultant de l'augmentation de l'activité économique se concentrent essentiellement dans le secteur des services, mais peuvent également concerner d'autres domaines économiques (le secteur agricole par exemple, mais également les industries de pointe ou les services administratifs).

Outre la diversification de la nature des emplois présentés ci-dessus, le nombre d'emplois qualifiés peut également varier. Tout d'abord, la conception et la mise en œuvre des projets d'infrastructure verte exigent des emplois nécessitant des connaissances et compétences très spécialisées (Jurado et al., 2012), et donc le recrutement de personnels hautement qualifiés (McIntyre, 2006). Leur construction et leur entretien exigent par ailleurs davantage d'emplois de niveau intermédiaire que la moyenne, qualifiés d'emplois de « cols verts » par Dunn (2010). De nombreux emplois indirects peuvent être créés dans des secteurs caractérisés par du personnel avec des qualifications plus limitées et par une certaine instabilité de l'emploi, comme le tourisme par exemple dont l'activité est souvent caractérisée par une certaine saisonnalité (Jurado et al., 2012). De manière générale, les actions en rapport avec la biodiversité, comme la mise en œuvre d'un projet d'infrastructure verte, semblent avoir un effet général « positif net sur la qualité des emplois » (ibid).

Enfin, le développement de la nature en ville peut permettre aux citoyens d'acquérir de nouvelles compétences à travers le bénévolat et un engagement communautaire (Naumann et al., 2011a). Le projet de régénération du *Green Business Park du Portland Basin* a par exemple offert des possibilités de bénévolat qui ont abouti à 87 qualifications reconnues (CLES et Groundwork, 2009).

4.3 Hausse de la valeur du foncier, développement de l'immobilier et des entreprises

Il ressort des développements précédents que certains des impacts indirects des infrastructures vertes sur l'emploi s'expliquent par le fait que ces interventions engendrent en général une amélioration globale de l'environnement urbain et une capacité d'attraction accrue des investissements.

La littérature montre que l'amélioration de l'attractivité de la ville ou du quartier à travers la fourniture de services culturels supplémentaires est un levier important de participation à l'amélioration de la qualité de la vie des populations. En effet, un rapport de GreenSpace (2007) note que 82% des personnes interrogées considéraient

l'existence d'un espace vert urbain de qualité comme un facteur incitant les personnes et les entreprises à s'installer dans une région. De même, l'attractivité environnementale d'un territoire est régulièrement citée comme un facteur important encourageant à s'installer, comme l'illustrent deux études axées sur le sud-ouest de l'Angleterre (*Plymouth Business School*, 1996, 35% des personnes interrogées) et le *West Midlands* (AWM, 2001, 33%) citées par *Amion Consulting* (2008). À l'inverse, l'absence d'une infrastructure verte dans une aire urbaine est souvent citée comme un frein à l'installation (ibid). L'amélioration du paysage local ainsi que l'installation de nouvelles entreprises attirées par la région permettent un renforcement du sentiment de bien-être des habitants (Venn et Niemela, 2004). Par conséquent, l'investissement dans l'immobilier ainsi que dans les entreprises peut être renforcé (CLES et Groundwork, 2009).

4.3.1 Le foncier et l'immobilier

Il est important de souligner tout d'abord qu'une augmentation des prix de l'immobilier constitue un impact socio-économique qui n'est ni explicitement ni intrinsèquement un résultat positif de l'infrastructure verte urbaine sur le développement économique local (*Forest Research, 2010b*). Cette hausse peut décourager les acheteurs éventuels, notamment dans les villes occidentales où les prix en centre-ville sont déjà très élevés. Mais elle engendre indirectement une activité économique supplémentaire, en stimulant par exemple un développement plus important de l'immobilier (ibid), à travers l'augmentation des dépenses locales (en attirant des habitants plus riches), ou en générant des taxes supplémentaires sur les revenus pour les autorités publiques locales.

L'impact de la nature en ville sur les prix de l'immobilier est bien documenté, car il est souvent utilisé dans les études d'évaluation monétaire pour en déduire des consentements à payer des populations pour la création d'espaces verts. Mais l'impact est analysé ici pour lui-même, comme une variation de la valeur de l'environnement bâti.

Si l'analyse met parfois en évidence l'impact négatif sur les prix des logements que peut parfois induire une proximité immédiate avec les espaces naturels en ville (bruit, problématique de stationnement, criminalité...), la littérature révèle généralement l'existence d'une corrélation positive entre ces derniers et la valeur immobilière (Amion Consulting, 2008). Ces plus-values refléteraient un consentement à payer plus important pour ces lieux, notamment en raison des services culturels fournis par les infrastructures vertes (Eftec, 2013). Les estimations de ces plus-values varient d'une étude à l'autre car elles dépendent largement de la zone d'étude (densité de la ville, facilité d'accès à d'autres espaces verts etc.), et des caractéristiques de l'infrastructure verte considérée : la

taille, la fréquentation ou même la qualité et la conception (Cabe Space, 2005) entre autres. Dunse et al. (2007, cité dans *Forest Research, 2010b*) ont par exemple calculé qu'un parc long et étroit avait un impact plus important sur les prix de l'immobilier qu'un parc circulaire ou carré. Dans une synthèse, Mourato et al. (2010) avancent que les trois principaux éléments responsables de la variation des prix sont le type d'infrastructure, le contexte de l'économie locale et enfin les caractéristiques et la structure du marché du logement.

Comme évoqué précédemment, les écosystèmes et donc les infrastructures vertes, peuvent exister dans les villes sous diverses formes. Cependant, la plupart des éléments disponibles concernent les parcs ou les pelouses (en partie car il s'agit de la forme d'infrastructure verte la plus répandue). Le tableau 5 donne une estimation de la plus-value immobilière tirée de la présence de différentes catégories d'espaces verts urbains.

Tableau 5 : Augmentation des prix de l'immobilier liées à la proximité des différents types d'espaces verts urbains.

Catégorie d'espace urbain vert	Plus-value (en%)
Parcs urbains	10,1
Parcs locaux	9
Espaces verts sources d'aménités environnementales	2,6

Source: Amion Consulting, 2008.

Une étude réalisée par la *Greater London Authority* pour sa région métropolitaine (2003) a montré qu'une augmentation de 1% des espaces verts engendre une augmentation de 0,3 à 0,5% des prix de l'immobilier aux alentours. Eftec (2013), analysant la littérature existante, indique que les augmentations vont de 1 à 19%, s'établissant majoritairement entre 5 et 10%.

Mais il existe également des estimations de l'impact d'autres formes d'infrastructures vertes sur les prix de l'immobilier. Selon Amion Consulting (2008) par exemple, les plus-values dues à l'existence de terres boisées communautaires sur le site *Bold Colliery* sont montées à 15 000 000 de livres sterling (soit près de 20 000 000 d'euros). De même, Anderson et Cordel (1988, cités dans *Centre for Urban Forest Research, nd.*) considèrent que la proximité d'une forêt urbaine engendre une augmentation de 1% du prix de vente de l'immobilier aux alentours (équivalent à 25 \$ chaque année si les bénéfices sont calculés à l'année sur une période de 40 ans). Les arbres

Projet

La réhabilitation des berges du Rhône à Lyon

La métropole de Lyon est la deuxième agglomération française, avec 1,3 million d'habitants (Grand Lyon, 2014a). Lyon jouit d'un emplacement particulier, son centre étant situé au confluent de deux fleuves, la Saône et le Rhône.

Le Rhône est un fleuve présentant un risque important d'épisodes récurrents de crues (VAD, 2008). Au centre de la ville, la rive gauche a été divisée depuis une grande crue au XIX^{ème} siècle entre les quais à faible élévation et les berges, permettant ainsi l'urbanisation de la partie est de la ville. Avec la diminution du commerce fluvial et le développement du ferroviaire et de la route, les quais à faible élévation perdent leur principale fonction et deviennent obsolètes jusqu'à leur transformation en aire de stationnement à ciel ouvert (environ 1600 places) à la fin des années 1980 (ibid).

Présentation du projet

Les réflexions autour de la réhabilitation des rives du Rhône ont commencé dans les années 1980 et se sont prolongées dans le cadre des démarches d'aménagement des fleuves centralisées autour du Plan Bleu porté par la Communauté urbaine de Lyon. Divers besoins ont été identifiés : protection contre les inondations, nécessité de nouveaux espaces récréatifs et renforcement de l'attractivité économique de la ville au niveau européen (Segur, 2014). Ce projet s'inscrit plus globalement dans une dynamique de réappropriation progressive des fleuves par la ville et ses habitants qui se manifeste ces 20 dernières années par un certain nombre de projets d'urbanisme structurants (Cité internationale), en cours (Lyon « Confluences ») ou à venir (réaménagement des rives de Saône). L'objectif étant d'inaugurer un nouveau caractère d'espace public au bord de l'eau et de faire des fleuves un nouvel axe de développement de la ville.

Ancrée dans les grands projets de rénovation de la ville de Lyon au début des années 2000, la revalorisation des berges devient une réalité en 2007, après deux ans de travaux. Le projet a transformé les berges en un nouveau parc urbain couvrant 10 ha et s'étendant sur 5 km depuis le parc Gerland au sud de la ville jusqu'au parc de la Tête d'or au nord (deux parcs urbains de grande importance), constituant un espace long et étroit. Il est divisé en huit séquences paysagères (Grand Lyon, 2007) où la place du végétal par rapport aux aménagements minéraux est variable :

- La galerie botanique : créée à partir de cordons d'enrochements, cette zone riche d'une centaine d'espèces met en scène la flore originelle des rives du Rhône de sa source en Suisse à son embouchure en Méditerranée.
- Le port de l'université, vaste esplanade où une centaine de chênes et d'ormes ont été plantés et un parcours de santé a été créé. Le port permet d'accéder aux bateaux de croisière accostés sur le Rhône.
- L'escalade, longeant la piscine du Rhône, propose un espace de promenade monté sur pilotis. Un mélange de plantes grimpantes (lierre, iris, glycines et clématites) habille la clôture du centre nautique.

→ Les terrasses de la Guillotière, lieu très minéral favorisant la rencontre et les loisirs au pied desquels s'étend un « bras d'eau » artificiel. 40 féviers d'Amérique y ont été plantés.

→ La prairie des berges qui s'étend sur 6000 m² borde les terrasses des péniches qui accueillent bars, restaurants et café-théâtre. Une soixante de peupliers blancs, baliveaux et cépées y ont été implantées ainsi qu'une dizaine d'espèces de graminées.

→ Les îles jardins où se mêlent espaces végétalisés, aires de jeux et espaces sportifs.

→ La ripisylve amont forme un cordon végétal entre les péniches d'habitation.

→ Enfin, le bretillo est constitué par de petites îles avançant sur le Rhône offrant un habitat adéquat pour les oiseaux d'eau (grand cormoran, héron cendré notamment), les castors et les poissons.

Tout le long du fleuve se situent des chemins verts (chemins piétons et pistes cyclables). Au total, 22 000 m² d'espaces végétalisés ont été créés et plus de 350 arbres de 35 essences différentes ont été plantés (Grand Lyon, 2007). Le coût du projet s'élève à 44 000 000 €.

Le projet a permis d'améliorer la connectivité écologique entre les espaces naturels déjà présents en ville et fournit de nouveaux habitats à la biodiversité, même si cette connexion existait déjà avec le fleuve lui-même (Segur, 2014). Il faut cependant noter que la fréquentation importante des berges tend à engendrer certaines perturbations pour la faune (ibid). Les principaux services écosystémiques tirés de ce nouveau parc urbain sont essentiellement culturels (loisirs et développement cognitif, tourisme, observation des animaux et santé physique) ou de régulation (régulation du climat local et de la qualité de l'air, gestion des crues). Enfin, les services d'approvisionnement sont inexistantes.

Évaluation des impacts socio-économiques

Une des difficultés de l'évaluation consiste à définir l'étendue géographique des impacts du projet. En effet, il semble raisonnable de considérer que l'influence directe du projet s'étend à l'intérieur de la ville dans les septième, troisième et sixième arrondissements de Lyon (Segur, 2014). Cependant, aucune étude n'a été faite pour mesurer précisément le périmètre d'influence du projet. Par ailleurs, son impact indirect sur le pouvoir d'attraction générale de la ville s'étend à l'ensemble de l'agglomération.

→ Emplois

Le projet de réhabilitation est d'abord créateur d'emplois directs, dans la réhabilitation et l'entretien. Le site de construction comptait en permanence 60 à 120 ouvriers par jour tout au long des travaux, venant de 17 entreprises différentes et représentant 10 corps de métiers (Grand Lyon, 2007). En outre, le Conseil municipal emploie douze personnes en été pour assurer l'entretien des berges ; ce nombre passe à cinq pendant l'hiver, ce qui fait approximativement 8,5 ETP par an (Grand Lyon, 2014b).

Pour ce qui est des emplois indirects, l'augmentation attendue du niveau de l'activité économique et de la fréquentation des berges s'est traduite par la création d'un nombre d'emplois important dans les commerces nouvellement installés au sein de péniches le long des quais. On estime que 150 personnes vivent et travaillent quotidiennement sur les berges (Lyon, 2007). L'effet induit du projet sur l'emploi dans les commerces des quartiers bordant les berges n'a fait l'objet d'aucune étude.

→ Hausse de la valeur du foncier, développement de l'immobilier et des entreprises

En premier lieu, il n'est pas aisé d'isoler l'impact de la transformation des berges sur les prix de l'immobilier. On pourrait raisonnablement s'attendre à ce que les habitations donnant sur le fleuve bénéficient déjà d'une plus-value, outre le fait que le quartier de la rive ouest du Rhône est plutôt aisé, avec des prix moyens élevés de l'immobilier (notamment dans le sixième arrondissement et dans certaines parties du troisième arrondissement). De plus, il pourrait y avoir une annulation partielle de la hausse de la valeur immobilière par les perturbations causées par la fréquentation élevée des sites, notamment la nuit (Segur, 2014) et la disparition des espaces de stationnement gratuit. De même, aucune étude pour mesurer cet impact n'a été menée. Partant des estimations du Tableau 5 (p20), on peut cependant s'attendre à une plus-value moyenne d'environ 10%, l'infrastructure verte en question pouvant être considérée comme un parc urbain.

Par ailleurs, comme évoqué précédemment, la réhabilitation des berges a entraîné l'ouverture de bars et restaurants le long du fleuve sur des péniches (une dizaine en plein été), formant un lieu très prisé des Lyonnais. Leur chiffre d'affaire n'est cependant pas connu. D'après Segur (2014), une grande partie des activités aurait cependant pu être déplacée d'ailleurs. Mais là encore, aucune étude n'a été réalisée sur le sujet.

→ Dépenses supplémentaires

Les dépenses supplémentaires et l'augmentation de l'activité économique engendrées par le projet ont principalement deux origines : les revenus des nouveaux établissements qui ont ouvert après la réhabilitation, et les dépenses supplémentaires engendrées par l'arrivée de nouveaux touristes dans la ville. En lien avec la dynamique de reconquête des fleuves par la ville, l'activité fluviale touristique lyonnaise, qui repose sur une offre diversifiée (bateaux promenades, bateaux de croisière et plaisance) et sur une variété des paysages fluviaux au contact direct avec le patrimoine culturel de la ville, est en plein essor ces dernières années. On estime que les retombées économiques du secteur en 2012 s'élèvent à près de 25 millions d'euros. Près de 90 000 passagers ont été transportés par paquebots ou bateaux-hôtels en 2013. Le Grand Lyon prévoit également d'accueillir une trentaine de bateaux hôtels à l'horizon 2016, contre 22 actuellement et quatre à la fin des années 1990. Une performance qui permettrait à la ville d'égaliser Budapest, la première ville fluviale d'Europe (Tribune de Lyon, 2013). Si le développement de ce secteur d'activité s'ancre dans une vision portée à l'échelle de la ville, l'ampleur et la visibilité du projet de réhabilitation des berges du Rhône en ont fait l'un des éléments structurants de cette dynamique, et ce d'autant plus que le port de l'université constitue le principal lieu d'accueil des paquebots fluviaux à Lyon.

→ Coûts évités

Dans ce projet, les coûts évités s'appliquent principalement au domaine de la santé. Les berges ont majoritairement été conçues pour favoriser la multiplicité des usages récréatifs favorisant les déplacements doux (pistes cyclables), la pratique d'activités sportives et la reconnexion des riverains avec la nature en ville. Les nombreux arbres présents sur le site fournissent des services comme la régulation du microclimat et la gestion de la qualité de l'air qui améliorent la santé physique, grâce à la diminution des maladies respiratoires par exemple. Aucune étude précise n'a néanmoins été menée sur ces deux dimensions. Enfin, la combinaison des moyens de lutte naturelle et artificielle contre les crues décennales du Rhône amène à une gestion raisonnée de ces épisodes : les végétaux du site ont été choisis pour leur résistance aux submersions temporaires et pour favoriser l'écoulement des eaux, et les murs de soutènement inclinés ont été renforcés. Néanmoins, il est délicat d'isoler la part de coûts évités en cas de crues attribuables spécifiquement à la présence d'espaces non imperméabilisés au sein du projet.



d'alignement et la vue sur des paysages naturels augmenteraient quant à eux les prix dans une fourchette de 5 à 18% (National Urban Forestry et al., 2005).

Deux catégories distinctes de services écosystémiques culturels forment la base du consentement à payer individuel : d'une part, les services liés aux activités récréatives comme l'activité physique ou le développement cognitif, et d'autre part ceux en rapport avec les bénéfices sur le plan paysager comme la jouissance esthétique de la nature ou le sentiment d'appartenance (McPherson et al., 1999). Il est difficile de comparer leurs significations respectives, mais les bénéfices récréatifs sont certainement les plus documentés (Forest Research, 2010b), comme les parcs et les pelouses dont on peut généralement tirer ces services, alors que les arbres d'alignement ou les lacs induisent avant tout des bénéfices sur le plan paysager. Les infrastructures vertes urbaines peuvent également conduire à une augmentation des recettes fiscales, à travers la hausse de la valeur de l'immobilier, le développement de l'activité d'entreprise ou le développement immobilier (Eftec, 2013). Crompton (2000) avance que la création d'aménités récréatives extérieures portées par des infrastructures vertes engendrerait une augmentation des prix de l'immobilier, source de recettes fiscales dépassant la perte d'impôts engendrée par l'exclusion de ces terres de l'assiette fiscale. Il n'existe pas a priori d'analyse similaire pour les « paysages sources d'aménités environnementales ».

4.3.2 Entreprises

Les infrastructures vertes urbaines peuvent également permettre d'attirer des investissements dans les entreprises à travers différentes modalités. Tout d'abord, l'amélioration de l'image d'une région tend à rejaillir sur les entreprises qui y sont installées. Cette amélioration peut être le résultat de différents services culturels sources de modifications du paysage ou du développement d'opportunités d'activités récréatives. Le projet de réhabilitation du *Winsford Industrial Estate* dans le *Cheshire*, déjà mentionné, avait des objectifs en termes d'amélioration d'image et de compétitivité du parc d'activités pour le rendre plus attrayant pour les entreprises. Eftec (2013) mentionne une étude de Phillips (2000) estimant que sur la place de la poste à Boston dans le Massachusetts aux États-Unis, les loyers des appartements donnant sur le parc ont enregistré une hausse de 10% par rapport au

reste de l'immobilier sur la période considérée. De plus, l'investissement dans ces espaces peut être favorisé par le fait que ces types de projets sont généralement conçus pour aboutir à des économies d'énergie et de ressources naturelles substantielles, ce qui, en retour, permet de réduire les frais des entreprises qui décident de s'y installer (CLES et Groundwork, 2009). Enfin, le développement d'une infrastructure verte peut permettre de restaurer la confiance car un tel projet envoie un signal sur l'avenir des lieux en suscitant un sentiment de fierté pour un quartier, contribuant ainsi à redynamiser sa base économique. Le projet du *Glasgow Green Renewal* (réhabilitation d'un parc urbain de 55 hectares en plein cœur de la ville) a engendré un accroissement de 16% du nombre d'entreprises installées dans la zone, contre un accroissement de 3% dans l'ensemble de la ville. De même, le taux de croissance du nombre d'entreprises autour de la zone du fleuve *Cheonggyecheon* à Seoul en Corée du Sud où un projet de restauration à grande échelle a été entrepris, était de 3,5%, soit deux fois plus important que dans la ville de Séoul dans son ensemble (Eftec, 2013).

Les entreprises peuvent également être encouragées à s'installer dans une région jouissant d'un environnement d'excellente qualité, en raison des impacts positifs que cela peut avoir sur le bien-être et la qualité de vie des employés. En effet, une étude montre que ce

facteur constitue le troisième pris en compte par les PDG américains pour décider de l'endroit où s'installer, après l'accès au marché domestique et l'existence d'une force de travail qualifiée (Kelly et Zieper, 2000). En outre, comme expliqué ci-dessus, l'infrastructure verte influence également le deuxième facteur car un environnement naturel de qualité attire du travail hautement qualifié (Eftec, 2013), même si ce n'est pas le principal facteur déterminant le choix du lieu d'installation des travailleurs (Niedomysl et Hanson, 2010).

De plus, la création d'une infrastructure verte peut être une opportunité de développement de nouveaux types d'entreprises. A l'image des dynamiques en présence pour l'emploi, cela peut conduire à une diversification des activités économiques (comme cela s'est produit par exemple pour la réhabilitation du *Riverside Industrial Estate* à *Middlesbrough* en Angleterre, CLES et Groundwork, 2009) et peut ensuite améliorer la résilience des communautés locales aux chocs économiques exogènes. Ces nouvelles entreprises sont essentiellement liées aux secteurs du tourisme, des services à la personne et des industries créatives. 28 start-ups se sont ainsi installées dans le

Les infrastructures vertes urbaines peuvent conduire à une augmentation des recettes fiscales, à travers la hausse de la valeur de l'immobilier ou le développement de l'activité d'entreprises.

Riverside Park Industrial Estate après ces trois phases de réhabilitation (concernant essentiellement l'éclairage, les améliorations paysagères et la plantation d'arbres), élargissant l'assise économique de la région.

En conclusion, il est important de noter que cette catégorie d'impact est essentiellement basée sur l'idée de la compétitivité entre différents lieux géographiques. Les effets de déplacement sont donc susceptibles de jouer un rôle important dans l'évaluation des impacts nets des infrastructures vertes.

4.4 Consommation et dépenses supplémentaires

Cette section porte sur les impacts des infrastructures vertes urbaines caractérisés par une augmentation du chiffre d'affaires des entreprises. En effet, les infrastructures vertes peuvent susciter une hausse du niveau de consommation sur les zones adjacentes et, plus largement, dans le périmètre de sa sphère d'influence, aussi bien de manière directe qu'indirecte. Là encore, les dépenses supplémentaires sont très probablement liées aux services culturels fournis pour permettre d'attirer des personnes et des entreprises.

4.4.1 Dépenses locales

Tout d'abord, l'augmentation des investissements dans l'immobilier et le développement des entreprises engendre une augmentation des dépenses locales. Comme évoqué précédemment, améliorer l'attractivité d'une région peut aboutir à une augmentation du nombre d'habitants mais également à une hausse du niveau de vie moyen (une main-d'œuvre hautement qualifiée a tendance à être particulièrement attirée par ces éléments). En toute logique, cela engendra une augmentation du chiffre d'affaires des entreprises et commerces locaux, indépendamment des effets de déplacement. De même, la création de nouveaux emplois engendra des dépenses supplémentaires. Ce qui est abordé ici est ensuite directement relié à l'idée de l'effet multiplicateur (Eftec, 2013), montrant comment l'investissement premier et direct aura des retombées sur l'ensemble de l'économie locale.

Rendre un territoire plus attrayant pour les entreprises peut engendrer des dépenses et une augmentation de l'activité économique de deux manières distinctes. En premier lieu, l'installation de nouveaux types d'entreprises peut permettre de rapatrier certaines dépenses qui, autrement, auraient été réalisées à l'extérieur du quartier. Ensuite, une intervention sur une infrastructure verte peut amener à la création de nouvelles activités économiques, essentiellement liées à la fourniture de services

culturels : l'ouverture de cafés, restaurants, bars et autres commerces par exemple. Cette dernière catégorie pourrait être considérée comme réellement supplémentaire, alors que la première découlerait du déplacement de certaines dépenses de l'extérieur vers l'intérieur de l'aire d'influence du projet. Dans le projet de réhabilitation du canal de *Birmingham*, on estime que les nouveaux plaisanciers dépensent par exemple 115 000 £ (environ 150 000 euros) supplémentaires par an (Eftec, 2013).

4.4.2 Dépenses des visiteurs

L'augmentation de l'activité économique et des dépenses dans la zone peuvent également s'expliquer par l'attraction exercée sur les visiteurs, conduisant aux déplacements de leurs dépenses de leur lieu d'origine vers ce nouveau lieu. D'abord, cela peut être le fait de personnes qui viennent dans la zone d'influence de l'infrastructure verte dans le but d'y faire des achats. Cette décision peut être prise parce que l'environnement est plus agréable, qu'il est possible de combiner achats et activités récréatives, ou en raison de la concentration d'entreprises due à l'augmentation des investissements. Les dépenses supplémentaires sont alors une conséquence indirecte de l'existence d'une infrastructure verte.

Mais un autre impact socio-économique important peut être dû à l'attraction que l'infrastructure verte elle-même peut exercer sur les visiteurs extérieurs, engendrant une augmentation du nombre de touristes. Bien que l'impact du tourisme sur l'économie peut être élevé dans certaines régions rurales, comme en témoigne le National Trust (2004, cité dans Amion Consulting 2008) qui considère par exemple que 40% du tourisme dans le nord-ouest de l'Angleterre est lié à la grande qualité de l'environnement, cet impact peut également être significatif en milieu urbain. Goode (2006) estime que 2,5 milliards de visites dans les espaces verts urbains sont effectués chaque année en Angleterre par 33 millions de personnes. Le tourisme peut constituer un secteur économique essentiel dans certaines villes et l'existence d'espaces verts de qualité est considérée comme un atout compétitif pour les villes qui se font concurrence pour attirer les visiteurs depuis la fin du XIX^{ème} siècle (Konijnendijk, 2010). Dans les villes où le tourisme compte parmi les déterminants significatifs de l'économie locale, il constitue également un des éléments importants des impacts socio-économiques de l'infrastructure verte (Eftec 2013, basé sur une vue d'ensemble des études produites par le *Trust for Public Land* de 2008 à 2011). À Séoul, le projet de réhabilitation du fleuve *Cheonggyecheon* est à l'origine de l'augmentation du nombre de touristes (65 000 visites quotidiennes, dont 1408 étrangers), les touristes étrangers dépensant un total de 1,6 millions d'euros par an. À Glasgow, le projet de réhabilitation d'un parc urbain a grandement renforcé l'attractivité de la ville et on estime que les dépenses des

Projet

La politique des toits verts de Bâle

Bâle est une ville suisse comptant environ 200 000 habitants, située dans la région économique la plus dynamique du pays (Kanton Basel-Stadt, 2014). Située à une altitude de 270 m, Bâle bénéficie des courants atmosphériques méditerranéens et d'un ensoleillement important qui lui assurent un climat relativement doux. En hiver, les températures varient entre 0 et 5 °C, avec environ 25 à 30 jours de neige par an (Kazmierczak et Carter, 2010).

Cependant, on estime que les températures en Suisse ont augmenté de 1,5 °C entre 1970 et 2007, pourraient augmenter de 2° C en hiver et de 2,5 °C en été d'ici 2050, et jusqu'à 4,5 °C d'ici 2100 par rapport à 1990. Ce réchauffement pourrait s'accompagner d'une multiplication des phénomènes extrêmes de précipitations et d'un accroissement de leur sévérité (ibid).

Présentation du projet

Pour faire face à ces défis futurs, les autorités locales de Bâle ont décidé de lancer un premier plan « toits verts » en 1996 dont l'objectif principal était d'améliorer l'isolation thermique des bâtiments à travers la mise en place de mesures financières incitatives. Un deuxième programme incitatif de deux ans de nature similaire a été mis en place en 2005 avec les mêmes objectifs. La biodiversité a été prise en considération à travers le financement d'un programme de recherche sur les co-bénéfices des toits verts en matière de biodiversité (Kazmierczak and Carter, 2010). Les bénéfices environnementaux étaient alors doubles : des économies en termes de consommation de ressources, et des habitats améliorés pour la biodiversité.

En 2002, l'approche incitative a été associée à une nouvelle réglementation (un amendement à la législation locale sur la construction des bâtiments) stipulant que tous les toits plats nouveaux et rénovés devaient être couverts de végétation.

En 2013, 23% des toits plats de la ville étaient couverts d'espaces verts, et ce nombre devrait atteindre 30% à l'horizon 2020 (Willemin, 2013). En 2007, les toits verts couvraient une surface d'environ 700 000 m², et Bâle possède aujourd'hui la zone de toits verts la plus importante par habitant au niveau mondial (Kazmierczak et Carter, 2010).

A l'image de l'étude de cas des Berges du Rhône, il n'y a pas eu d'analyse économique exhaustive de la politique des toits verts à Bâle. Les données sont rares et plutôt éparpillées. Les catégories suivantes d'impacts socio-économiques peuvent néanmoins être identifiées en lien avec ce projet : l'emploi, le développement des entreprises, et les coûts évités en matière d'énergie.

Impacts socio-économiques identifiés

→ Emplois et développement d'entreprises

A travers les mesures incitatives et la réglementation, l'intervention publique a favorisé l'émergence de nouvelles activités économiques (Baumann, 2014) et la structuration de nouvelles filières créatrices d'emplois. Cependant, peu de données sont disponibles sur cet aspect.

→ Coûts évités

Mathys (2014) estime que 500 000 litres de pétrole ont été économisés chaque année grâce aux toits verts créés lors de la première campagne de mesures incitatives, et 300 000 litres supplémentaires avec les toits créés lors de la deuxième campagne. Kazmierczak et Carter (2010) ont calculé que les économies réalisées avec la deuxième campagne de mesures incitatives s'élèvent à 3,1 GWh par an. Les toits verts de Bâle ont également limité le ruissellement des eaux mais peu d'études semblent avoir analysé et quantifié économiquement cet impact.

visiteurs additionnels, compte tenu des nouvelles attractions liés au projet (tenue d'évènements multiples dans le parc), sont comprises entre 22,7 millions de livres sterling et 34 millions de livres (entre 29,5 millions et 45 millions d'euros) (Eftec, 2013).

Il est néanmoins difficile de mesurer la proportion de touristes dont la venue est motivée par une ou plusieurs infrastructures vertes dans une ville donnée, et donc la part de leurs dépenses attribuables spécifiquement à leur existence. Eftec (2013) définit un modèle qui estime qu'elles représentent 35% des dépenses des visiteurs venant essentiellement en raison de la présence d'infrastructures vertes, ce qui représente 50% des touristes venant dans la ville. Ce modèle semble néanmoins quelque peu limité pour refléter la diversité des contextes locaux et des types d'infrastructure verte.

4.5 Coûts évités dans le domaine de la santé et de l'environnement

La quatrième catégorie d'impacts socio-économiques ne s'intéresse pas à une augmentation de valeur mais au contraire à la diminution d'un certain nombre de coûts qui pèsent sur le développement de l'économie locale. On les trouve dans deux secteurs essentiels : la santé et la gestion de l'environnement.

Ces impacts sont généralement estimés en termes monétaires dans la littérature mais dans notre approche, seuls les bénéfiques qui permettent de légitimer l'investissement dans les infrastructures vertes seront pris en compte. Contrairement aux autres formes d'impacts, les coûts évités sont moins tangibles, voire parfois hypothétiques, notamment car leur montant dépend d'une comparaison avec un scénario de référence particulièrement difficile à définir de manière objective.

Les réductions de coûts peuvent être induites par différents moyens, et découlent directement ou indirectement des services écosystémiques de régulation et des services culturels. Tout d'abord, la substituabilité partielle entre une infrastructure verte et une infrastructure grise peut permettre de réduire l'investissement nécessaire à effectuer dans une infrastructure grise à fonction unique couvrant la même mission. Deuxièmement, une infrastructure verte peut limiter le besoin de consommation de ressources naturelles. Troisièmement, les infrastructures vertes en ville peuvent aider à une meilleure gestion des risques, réduisant en retour les coûts afférents (coût des

dégâts ou primes). Enfin, les impacts positifs des espaces verts urbains peuvent également améliorer l'état de santé général des personnes et réduire ainsi les besoins futurs en matière de dépenses.

4.5.1 Coûts évités environnementaux

Créer des espaces naturels dans les villes permet de réduire les coûts afférents à l'environnement car ces espaces offrent gratuitement des services écosystémiques de régulation qui autrement devraient être fournis à un certain coût par des infrastructures construites par l'homme.

Tout d'abord, les infrastructures vertes permettent de réduire la consommation d'énergie à travers la régulation

du microclimat et une meilleure isolation. Les espaces verts ont en effet un rôle de zone tampon climatique envers les villes (Forest Research, 2010a) en réduisant les îlots de chaleur urbains (Bolund et Hunhammar, 1999) au sein de l'environnement bâti. Selon Nowak et Heisler (2010), l'écart de température entre les parcs urbains et leurs alentours peut aller jusqu'à 7°C (même si cette estimation est sujette à discussion, voire parfois remise en cause). Cela peut engendrer des économies en réduisant les frais de déplacement liés à la nécessité de trouver des zones plus fraîches à l'extérieur de la ville par exemple. De plus, cela

peut engendrer une réduction des dépenses de chauffage et de climatisation (de 4 à 22% et de 10 à 50% respectivement) à travers la création de zones d'ombre et coupe-vent (Relf, 1996, cité dans Land Use consultants, 2004). Les forêts urbaines peuvent avoir cet impact à travers la création de zones d'ombre (McPherson et al., 1999), qui, selon une étude américaine (Centre for Urban Forest research, nd.) engendrent une économie estimée à 29 \$ (environ 25 euros) par ménage en climatisation au cours de l'été (équivalent à 250 kilowattheure), et 9% de la totalité des frais relatifs à l'air conditionné. Le *US Forest Service* estime qu'une forêt urbaine dans la ville de New York engendre des économies d'énergie de 27 millions de dollars grâce aux zones ombragées qu'elle crée. D'autres infrastructures vertes, telles que les toitures végétalisées, ont un impact direct sur l'isolation thermique et la protection des bâtiments, aboutissant à d'importantes économies d'énergie comme l'ont souligné Natural Economy Northwest et SITA Trust (2009) lors de la présentation de la stratégie sur les toits verts de Liverpool.

Les espaces verts ont un rôle de zone tampon climatique en réduisant les îlots de chaleur urbain au sein de l'environnement bâti.



Les infrastructures vertes urbaines peuvent également permettre des économies substantielles en matière de dépenses de protection contre les inondations et de gestion des crues à travers la fourniture de services de régulation comme la modération de phénomènes extrêmes, la régularisation du débit de l'eau et l'atténuation du ruissellement. Les espaces verts ont en effet une capacité d'absorption de l'eau et peuvent la stocker efficacement, limitant le ruissellement de l'eau de pluie (Mentens et al., 2006). C'est par exemple le cas des toitures végétalisées (Natural Economy Northwest et SITA Trust, 2009), qui participent donc concrètement à la protection contre les inondations (ibid), mais également des pelouses, des parcs urbains, des arbres d'alignement, etc. Forest research (2010a) estime qu'un arbre dans une cour peut à lui seul éviter le ruissellement de 3455 l d'eau de pluie par an. Cela peut également se faire à travers d'autres formes d'écosystèmes urbains telles que les lacs, les zones humides, comme l'a fait la ville de Nummela en Finlande : la gestion du ruissellement en surface est effectuée à travers le rétablissement de zones humides, pour un coût inférieur à une solution élaborée par l'Homme (62 000 € par hectare contre 50 000 € par hectare), tout en offrant simultanément des bénéfices récréatifs (Naumann et al., 2011a). Ils peuvent également offrir des solutions de drainage urbain durable (Ibis Environmental & Design Consultants, 2009) et améliorer la qualité de l'eau (Forest research, 2010a), réduisant l'investissement nécessaire dans des infrastructures de traitement des eaux.

Il existe également d'autres types de réduction des coûts, même s'ils ne sont pas autant documentés donc quantifiables. Les infrastructures vertes telles que les forêts urbaines sont par exemple très utiles pour réduire la pollution sonore (Bolund et Hunhammar, 1999). Ceci pourrait éventuellement aboutir à une réduction des dépenses pour la construction de murs anti-bruit autour des routes à grande vitesse.

Plus largement, en augmentant la résilience socio-écologique des villes et en encourageant l'adaptation au changement climatique, les infrastructures vertes urbaines peuvent permettre une exposition moindre aux événements extrêmes, engendrant en retour des frais d'assurance moins importants.

La réintroduction de la nature en ville est une façon durable de gérer la pollution de l'air car les écosystèmes peuvent absorber une grande quantité de polluants atmosphériques dégagés par les activités humaines.

4.5.2 Dépenses évitées en matière de santé

L'impact des infrastructures vertes sur la santé a été largement étudié. Les bénéfices sur le plan de la santé engendrent des économies pour les systèmes de santé et une hausse de la production locale liée à une réduction du stress, de l'absentéisme et de la prévalence de certaines maladies (Mourato et al., 2010; Natural Economy Northwest, 2008). Plus généralement, Bloom et al. (2004) estiment qu'une augmentation de l'espérance de vie de cinq ans serait bénéfique à la croissance économique. Cependant, il est à noter que les acteurs pour qui ces économies sont perceptibles ne sont pas forcément ceux qui supportent le coût de la création ou de la restauration des infrastructures vertes.

A l'image des coûts environnementaux évités, les économies réalisées en matière de santé sont attribuables à deux catégories de services écosystémiques : les services de régulation et les services culturels. Certains services de régulation conduisent à une amélioration de la santé physique. Une meilleure isolation et une meilleure gestion des microclimats peuvent aboutir à une diminution des maladies liées au froid ou à la chaleur. De même, la réintroduction de la nature en ville est une façon durable de gérer la pollution de l'air car les écosystèmes peuvent absorber

une grande quantité de polluants atmosphériques dégagés par les activités humaines (Amion Consulting, 2008). La réduction de la concentration des polluants atmosphériques tels que les particules fines peut aboutir à une incidence moins importante des maladies respiratoires (ibid), de la mortalité (Mourato et al., 2010) et des inégalités sur le plan de la santé (Forest Research, 2010a). Le Centre for Urban Forest Research a montré qu'un arbre en ville peut absorber environ 4 kg de polluants atmosphériques par an, offrant d'importants bénéfices en termes de santé humaine. Stewart et al. (2003) ont calculé que dans les West Midlands (Angleterre), le doublement de la couverture arborée engendrerait une baisse de 25% de la concentration de particules fines, permettant d'éviter chaque année 140 décès prématurés liés à la pollution. Nowak et al. (2010) estiment que les arbres dans les parcs urbains aux Etats-Unis absorbent 75 000 tonnes de polluants atmosphériques annuellement, soit un bénéfice évalué économiquement à 500 millions de dollars (environ 430 millions d'euros). Les services culturels fournis par les infrastructures vertes urbaines ont également un impact sur la santé physique et mentale. En effet, la disponibilité d'un espace propice aux activités physiques et récréatives

permet d'améliorer la santé psychologique et le bien-être (Forest Research, 2010a). En termes de santé physique, Bird (2004) établit un lien entre l'état de santé et l'accès à l'environnement naturel, les bénéfices des parcs urbains en termes d'activités physiques accrues évitant des coûts évalués entre 1 et 3,4 millions d'euros par an. En effet, on estime que la pratique de 30 minutes d'activité physique de manière quotidienne permet d'enregistrer une baisse de 15% des crises cardiaques, de 50% des diabètes, de 30% du cancer du côlon et de 40% des fractures du fémur (CABE, 2004, cité dans Amion Consulting, 2008) (Il s'agit toutefois d'un effet indirect). De même, Dines et Cattell (2006, cités dans Amion Consulting, 2008) ont montré que la disponibilité d'espaces verts dans l'est de Londres participe à la réduction du stress et à l'amélioration de la santé mentale en général, réduisant l'absentéisme au travail.

Cependant, il est quelquefois difficile de faire la distinction entre les bénéfiques qui participent réellement au développement de l'économie locale et ceux qui n'y participent pas. En effet, établir un lien entre les coûts évités et la croissance économique locale suppose de prendre compte l'utilisation qui est faite de ces économies. Or, la littérature semble particulièrement limitée sur ce sujet, la plupart des études se contentant d'évaluer les montants des dépenses évitées sans préciser le devenir des économies ainsi réalisées.

4.6 L'agriculture urbaine et la vente de la production locale

Les infrastructures vertes peuvent conduire à une dernière catégorie importante d'impacts socio-économiques : la production de biens commercialisés sur les marchés, ou « produits obtenus de l'écosystème » dans le cadre de la classification des services écosystémiques CICES. De nombreuses formes d'infrastructures vertes urbaines telles que les terres cultivées et les forêts urbaines peuvent en effet soutenir les services d'approvisionnement. Les principaux produits générés par des écosystèmes urbains sont des produits de consommation comme les légumes, les fruits, le miel ou des produits à base de viande. Ils peuvent être produits dans des fermes urbaines, des lotissements ou des jardins communautaires, constituant des espaces pour cultiver des denrées alimentaires durables (Ibis Environmental and Design Consultants, 2009), comme dans le projet Gallecs en Espagne, où 7,5 millions de m² de terres sont dédiés à l'agriculture durable et de qualité dans une zone tampon entre les limites de la ville et la campagne (Naumann et al., 2010a). Si dans la plupart des contextes géographiques, l'agriculture urbaine ne subvient qu'à une faible part des besoins de la population qui s'approvisionne dans des espaces situés à l'extérieur de la ville, il n'en reste pas moins que dans certaines villes, notamment dans les pays du Sud, les produits agricoles urbains participent au

renforcement de la sécurité alimentaire, en particulier en cas de crise politique ou économique. A Vientiane (Laos), 100% du riz consommé par les citoyens est fourni par la ville, contre 58% à Hanoi au Vietnam (Gomez-Baggethun et al., 2013). Même si ces productions sont généralement réalisées en faible quantité dans les villes occidentales, l'importance de la différenciation par la qualité pour ce type de produits leur confère une valeur importante. Dans la zone métropolitaine de York en Angleterre, les produits biologiques cultivés dans les champs agricoles représentent des ventes à hauteur de 54 millions de dollars. De plus, Folke et al. (2010) avancent qu'ils constituent un vecteur important de résilience socio-écologique et peuvent déclencher une transformation plus importante du système agricole même si la production de denrées alimentaires n'est pas élevée. Et enfin, d'autres produits de l'écosystème peuvent être fournis par l'infrastructure verte, tels que le bois de chauffe ou d'autres matériaux.

4.7 Autres impacts

D'autres impacts socio-économiques peuvent découler de la création ou du maintien d'infrastructures vertes. Certains concernent des économies supplémentaires réalisées dans différents secteurs comme l'éducation (les espaces verts améliorant à long terme la performance éducative selon GLA, 2003). D'autres concernent spécifiquement la réduction de la criminalité. En effet, de nombreuses études semblent établir une corrélation entre présence d'espaces verts et baisse de la fréquence de certains délits (en particulier les vols et agressions à main armée ou les agressions de manière générale), notamment aux Etats-Unis (Branas et al. 2011; Wolfe and Mennis, 2012). Le même phénomène a été mis en avant en ce qui concerne les arbres d'alignement sur la voie publique (Ibid). Par ailleurs, la perception du sentiment de sécurité semble également renforcée par la présence de végétation en ville (Garvin et al., 2012). Cependant, ces résultats s'opposent parfois à la vision des bailleurs et des riverains, pour qui la présence d'une végétalisation dense et gérée en gestion différenciée peut s'avérer propice à une recrudescence de la délinquance. Il arrive ainsi que certains parcs, perçus comme des lieux d'incivilité ou d'inquiétude, aient un impact négatif sur le prix du m². Par ailleurs, corrélation n'est pas causalité : il est tout à fait possible que le facteur déterminant dans la baisse de la criminalité soit la fréquentation accrue en lien avec la présence de l'infrastructure verte, ce qui conduirait au final à un simple déplacement géographique de l'insécurité. Par ailleurs, les impacts socio-économiques sont susceptibles d'interagir une fois de plus : un taux de criminalité réduit peut être associé à une plus-value sur l'immobilier. A Glasgow par exemple, le nombre total de crimes enregistrés a baissé de 36% parallèlement à la réhabilitation du parc d'activités (EFTEC, 2013).

CONCLUSION

De nombreux services écosystémiques essentiels au bien-être humain sont tirés des écosystèmes urbains, services dont l'invisibilité économique conduit généralement à leur dégradation et à leur destruction, sources de coûts pour les collectivités locales et les maîtres d'ouvrage privés. Ceci est d'ailleurs renforcé par le fait que ces coûts ne sont généralement perçus qu'a posteriori. Partant de ce constant, l'essentiel de la réflexion économique sur la nature en ville se base sur l'évaluation économique des services écosystémiques urbains à travers la notion de valeur économique totale. Mais cet exercice, au-delà de la prise de conscience qu'il peut susciter, pêche parfois par son manque de pragmatisme et d'utilité effective dans la prise de décision des acteurs de la ville. Pour tenter de répondre à cette problématique, l'approche portée par la présente étude s'appuie sur l'identification et la quantification des impacts socio-économiques tangibles des espaces naturels dans l'environnement urbain et la mise en évidence de leur contribution effective au développement de l'économie locale. Pour ce faire, nous nous basons sur le concept d'infrastructure verte produisant un panel de services écosystémiques.

Cinq catégories d'impacts socio-économiques des infrastructures vertes urbaines ont été identifiées : création et diversification de l'emploi, hausse de la valeur du foncier, développement de l'immobilier et des entreprises, consommation et dépenses supplémentaires, coûts évités en matière de santé et d'environnement et, enfin, agriculture urbaine et vente de produits locaux. La plupart de ces impacts peuvent être reliés aux services écosystémiques urbains à travers la notion de chaîne logique.

Néanmoins, l'analyse révèle des lacunes dans la littérature qui rendent nécessaires la conduite d'études plus approfondies. Rares sont les études qui évaluent l'ensemble des impacts socio-économiques des projets d'infrastructures vertes de manière exhaustive. Cela tient notamment à l'absence de cadre méthodologique partagé en matière d'évaluation de ces impacts. Par ailleurs, les difficultés d'appréciation de la sphère d'influence de différents types d'infrastructure verte en fonction des impacts considérés, les effets de déplacement ainsi que l'évaluation des impacts par rapport à des scénarios de référence réduisent fortement la robustesse des chiffrages proposés. Ces éléments militent pour une harmonisation du cadre d'évaluation et pour la conduite d'études de cas supplémentaires permettant de disposer d'une base de référence plus complète. Ce n'est qu'à ces deux conditions que les politiques d'urbanisme seront en mesure de mobiliser les connaissances nécessaires à la conduite de projets de nature en ville adaptés aux besoins des populations locales.

Les villes existent depuis plus de 5000 ans. Cependant, en l'espace de deux siècles, la population urbaine mondiale est passée de 2 % à plus de 50 %. En 2050, 70% de la population mondiale vivra en ville. Au-delà de la nature de cette évolution, et à l'instar de nombreuses problématiques environnementales aujourd'hui, c'est donc bien la vitesse des changements qui pose le plus de défis, notamment dans les pays en développement qui concentrent l'essentiel de cette croissance. A l'aube de ce millénaire urbain où l'économie de la cité est en passe de se réinventer, la biodiversité constitue donc un vecteur de développement local et de résilience essentiel qu'il s'agit d'intégrer au cœur des politiques de planification stratégique pour construire la ville durable de demain.



© Colomboriccardo

Références

- Amion Consulting (2008), *The economic benefits of green infrastructure - an assessment framework for the NWDA*, Report to the Northwest Regional Development Agency, Liverpool.
- Attac France (2012), *La nature n'a pas de prix, les méprises de l'économie verte*, Paris, Les liens qui libèrent.
- Begon M., Townsend C. R., Harper J. L. (2006), *Ecology: From individuals to ecosystems*, Oxford, Blackwell Publishing, 4th edition.
- Billé R., Laurans Y., Mermet L., Pirard R., Rankovic A. (2014), Valuation without action? On the use of economic valuations of ecosystem services, IDDRI, Policy Brief n°7.
- Bird W. (2004), *Natural fit. Can green space and biodiversity increase levels of physical activity?*, Report for RSPB.
- Bloom, D., Canning D., Sevilla J. (2004), The effect of health on economic growth: a production function approach, *World Development*, 32 (1), p. 1-13.
- Bolund, P., Hunhammar, S. (1999), Ecosystem services in urban areas, *Ecological Economics*, 29 (2), p. 293-301.
- CABE (2005), *Design with distinction. The value of good building design in higher education*, Report by the Commission for Architecture and the Built Environment, London.
- CABE Space (2005), *Does Money grow on Trees?*, Report by the Commission for Architecture and the Built Environment, London.
- CABE Space (2010), *Urban Green Nation: Building the evidence base*, Report by the Commission for Architecture and the Built Environment, London.
- Calibre E., Simon E., Turpin M. (2007) *Les berges du Rhône*, Report by Institut d'Urbanisme de Lyon. Disponible sur : www.popsu.archi.fr.
- Costanza R., d'Arge R., de Groot R., Farber S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naeem S., O'Neill R. V., Paruelo J., Raskin R. G., Sutton P., van den Belt M. (1997), The value of the world's ecosystem services and natural capital, *Nature*, p. 387, 253-260.
- Crompton J. L. (2000), *The impact of parks and open space on property values and the property tax base*, Division of Professional Services, National Recreation and Park Association.
- Daily, G. (Ed.) (1997), *Nature's services. Societal dependence on natural ecosystems*, Island Press.
- Daily, G. C., Polasky S., Goldstein J., et al. (2009) *Ecosystem services in decision making: time to deliver*, *Front Ecol Environ* 2009; 7 (1): 21-28, doi:10.1890/080025.
- Davidson, M. D. (2013), On the relation between ecosystem services, intrinsic value, existence value and economic valuation. *Ecological Economics*, 95 p.171-177.
- de Groot R. S., Wilson M. A., Boumans R. M. J. (2002), A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services, *Ecological Economics*, 41 (3), p. 393-408.
- Defra (2007), *An introductory guide to valuing ecosystem services*, Report by Defra, London.
- Defra (2011), *The Natural Choice: securing the value of nature*, Natural Environment White Paper, London.
- Deutsch L., Folke C. (2005), Ecosystem subsidies to Swedish food consumption from 1962 to 1994, *Ecosystems*, 8 (5), p. 512-528.
- Dunn A. D. (2010), *Siting Green Infrastructure: Legal and Policy solutions to Alleviate Urban Poverty and Promote Healthy Communities*, Pace Law Faculty Publications, 494 p.
- Eco2 Cities. Ecological cities as economic cities* (2010), World Bank, VA.
- Ecotec (2008a), *The economics benefit of Green Infrastructure: The public and business case for investing in Green Infrastructure and a review of the underpinning evidence*, Report to the Natural Economy Northwest, England.
- Ecotec (2008b), *The economics benefit of Green Infrastructure: Developing key tests for evaluating the benefits of Green Infrastructure*, Report to the Natural Economy Northwest, England.
- eftec (2013), *Green Infrastructure's contribution to economic growth: a review*, Report to Defra & Natural England, London.
- Elmqvist T., Folke C., Nyström M., Peterson G., Bengtsson J., Walker B., Norberg J. (2003), Response diversity, ecosystem change and resilience, *Frontiers in Ecology and the Environment*, 1, p. 488-494.
- European Commission. Communication from the Commission. A strategy for smart, sustainable and inclusive growth. COM(2010) 2020. (2010) Brussels.
- European Commission. Communication from the Commission to the Council, the European Parliament, The European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. Our life insurance, our natural capital: an EU biodiversity strategy to 2020. COM(2011) 244 final. (2011) Brussels.
- European Commission. Communication from the Commission to the Council, the European Parliament, The European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. Green Infrastructure (GI) - Enhancing Europe's Natural Capital. COM(2013) 249 final. (2013) Brussels.
- European Commission (2014), *Background on Green Infrastructure* [En ligne]. Disponible sur : <http://ec.europa.eu/environment/nature/ecosystems/background.htm> [Consulté le 3 mai 2014]
- European Environment Agency (2011), *Green infrastructure and territorial cohesion. The concept of green infrastructure and its integration into policies using monitoring systems*, Publications Office of the European union, Luxembourg.
- Fact Sheet #1: Benefits of the Urban Forest* (nd.), Centre for Urban Forest Research, Pacific SouthWest Research Station, USDA Forest Service, Davis, California.
- FAO - Food and Agricultural Organisation of the United Nations (2012), *State of the World's Forests*, Report by the FAO, Rome.
- Fisher B., Turner K. (2008), Ecosystem services: Classification for valuation, *Biological Conservation*, 141, p. 1167-1169.
- Folke C., Jansson A., Larsson J., Costanza R. (1997), Ecosystem appropriation of cities, *AMBIO*, 26 (3), p. 167-172.
- Folke C., Carpenter S.R., Walker B., Scheffer M., Chapin T., Rockstrom J. (2010), Resilience thinking: integrating resilience, adaptability and transformability, *Ecology and Society*, 15(4), Article No 20.
- Forest Research (2010a), *Benefits of green infrastructure*, Report by Forest Research, Forest Research, Farnham.
- Forest Research (2010b), *Benefits of green infrastructure*, Report to Defra and CLG, Forest Research, Farnham.
- Gantioler S., Rayment M., Bassi S., Kettunen M., McConville A., Landgrebe R., Gerdes H., ten Brink P. (2010), *Costs and Socio-Economic Benefits associated with the Natura 2000 Network*. Report to the European Commission, DG Environment. Institute for European Environmental Policy / GHK / Ecologic, Publications Office of the European union, Luxembourg.
- GLA - Greater London Authority (2003), *Valuing Greenness. Green Spaces, house prices and Londoners' priorities*, Report by GLA Economics, London.
- Gómez-Baggethun E., Barton, D. N. (2013), Classifying and valuing ecosystem services for urban planning, *Ecological Economics*, 86 (0), p. 235-245.
- Gómez-Baggethun E., Gren A., Barton D. N., Langemeyer J., McPhearson T, O'Farrell, Andersson E., Hamstead Z., Fremer P. (2013) *Urban Ecosystem Services*, in Elmqvist T. et al. (eds.), *Urbanization, Biodiversity and Ecosystem Services: Challenges and Opportunities: A Global Assessment*.

- Grand Lyon (2007), *Les Berges en résumé*, [En ligne]. Disponible sur : http://www.grandlyon.com/fileadmin/user_upload/Pdf/territoire/Grands_Projets/Berges_Rhone/berges_resume_avant_apres.pdf [Consulté le 20 juillet 2014]
- Grand Lyon (2014a), *Sur l'institution* [En ligne]. Disponible sur : <http://www.grandlyon.com/Sur-l-institution.365.0.html> [Consulté le 24 août 2014]
- Grand Lyon (2014b), *Berges du Rhône* [En ligne]. Disponible sur : <http://www.grandlyon.com/Berges-du-Rhone.26.0.html> [Consulté le 17 août 2014]
- Grand Lyon, Région Rhône Alpes, Ville de Lyon (2007), *Les Berges en poche* [En ligne]. Disponible sur : http://www.grandlyon.com/fileadmin/user_upload/Pdf/territoire/Grands_Projets/Berges_Rhone/berges_cartes.pdf. [Consulté le 24 août 2014]
- GreenSpace (2007), *The park life report. The first ever public satisfaction survey of Britain's parks and green spaces*, Report by GreenSpace, Reading.
- Grimm N. B., Faeth S. H., Golubiewski N. E., Redman C. L., Wu J., Bai X., Briggs J. M. (2008), Global change and the ecology of cities, *Science*, p. 756-760.
- Haines-Young R., Potschin M. (2013), *Common international classification of ecosystem services (CICES): Consultation on Version 4*, Report the European Environment Agency. Disponible sur www.cices.eu.
- Hanley, N., Barbier E. B. (2009) *Pricing nature: cost-benefit analysis and environmental policy*, Cheltenham, Edward Elgar.
- Hansen R., Pauleit S. (2014) From multifunctionality to multiple ecosystem services? A conceptual framework for multifunctionality in green infrastructure planning for urban areas, *AMBIO*, 43 (4), p. 516-529.
- Hausman, J., Diamond, P. (1994), Contingent Valuation: Is some number better than no number?, *The Journal of Economic Perspectives*, 8 (4), p. 45-64.
- Ibis Environmental, Design Consultants (2009), *Assessing the potential for Green Infrastructure development within projects*, Report to Natural Economy Northwest, England.
- ICLEI Local Governments for Sustainability (2011), *Green Urban Economy*, ICLEI Briefing Sheet, ICLEI Capacity Centre, Bonn.
- Improving local environments, improving local economies* (2009), Centre for Local Economic Strategies (CLES) and Groundwork, England.
- Jansson A. (2013), Reaching for a sustainable, resilient urban future using the lens of ecosystem services, *Ecological Economics*, 86, p. 285-291.
- Jurado E., Rayment M., Bonneau M., McConville A. J., Tucker (2012), *The EU biodiversity objectives and the labour market: benefits and identification of skill gaps in the current workforce*, Report to the European Commission, DG Environment. ICF GHK / IEEP / Ecologic / Bio Intelligence Service / Naider, Publications Office of the European union, Luxembourg.
- Kanton Basel-Stadt (2014), *Basel - The small metropolis* [En ligne]. Disponible sur : <http://www.basel.ch/en/Portrait/Einleitung-Weltstadt.html> [Consulté le 24 août 2014]
- Kaphengst T., Bassi S., McKenna D., Gardner S., Herbert S., Mazza L., Pieterse M., Rayment M., (2011), *Taking into account opportunity costs when assessing costs of biodiversity and ecosystem action*, Report to the European Commission, DG Environment. Ecologic / Institute for European Environmental Policy / GHK, Publications Office of the European union, Luxembourg.
- Kazmierczak A., Carter J. (2010), *Adaptation to climate change using green and blue infrastructure. A database of case studies*, Report by the University of Manchester for the Interreg IVC Green and blue space adaptation for urban areas and eco towns (GRaBS) project.
- Kelly M. C. H., Zieper M. (2000), Financing for the future: The economic benefits of parks and open space, *Government Finance Review*, 16 (6).
- Konijnendijk C. C. (2010), *Green Cities, Competitive cities: Promoting the role of green spaces in city branding*, Presented at IFPRA Conference, Nov 2010, Hong Kong. Disponible sur : <http://www.lcsd.gov.hk/specials/ifpra2010/download/paper/cecil.pdf>
- L'aménagement des berges du Rhône à Lyon* (2007) [Video] Lyon, Antenne 2. Disponible sur : www.fresques.ina.fr.
- Land Use Consultants (2004), *Making the links: Greenspace and quality of life*, Report to the Scottish Natural Heritage, Edinburgh.
- Levrel H., Hay J., Bas A., Gastineau P., Pioch S. (2012), Coût d'opportunité versus coût du maintien des potentialités écologiques : edux indicateurs économiques pour mesurer les coûts de l'érosion de la biodiversité, *Natures Sciences Sociétés*, 20 (1), p. 16-29.
- Mathys C (2014), *The better flat roof. Campaigns for better thermal insulation of roofs and green roof covering*, Report by the Office for environment and energy.
- Mazza L., Bennett G., De Nocker L., Gantioler S., Losarcos L., Margerison C., Kaphengst T., McConville A., Rayment M., ten Brink P., Tucker G., van Diggelen R. (2011) Green infrastructure implementation and efficiency, Report to the European Commission, DG Environment, Institute for European Environmental Policy / Ecologic Institute / GHK / Syzygy / TAU Consultora Ambiental / University of Antwerp / VITO, London and Brussels.
- McPherson, E. G., Simpson, J. R., Peper P. J. & Xiao Q. (1999), Benefit-cost analysis of Modesto's municipal urban forest, *Journal of Arboriculture* 25 (5), p. 235-248.
- Mell I. C., Henneberry J., Hehl-Lange S., Keskin B. (2013), Promoting urban greening: Valuing the development of green infrastructure investments in the urban core of Manchester, UK, *Urban Forestry and Urban Greening*, 12, p. 296-306.
- Menetrix C. Interviewé par Alarcon C. (25 juillet 2014).
- Mentens J., Raes D., Hermy M. (2006), Green roofs as a tool for solving the rainwater runoff problem in the urbanized 21st century? *Landscape and Urban Planning*, 77, p. 217-226.
- Millenium Ecosystem Assessment (2005), *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*, Island Press, Washington, DC.
- Millward A. A., Sabir S. (2011), Benefits of a forested urban park: What is the value of Allan Gardens to the city of Toronto, Canada?, *Landscape and Urban Planning*, 100(3), p. 177-188.
- Mills J., Courtney P., Gaskell P., Reed M., Ingram J. (2010), *Estimating the incidental socio-economic benefits of environmental stewardship schemes*, Report by Countryside and Community Research Institute.
- Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable et de l'Energie (2011), *Etalement Urbain* [En ligne]. Disponible sur : <http://www.developpement-durable.gouv.fr/Etalement-urbain-et.html> [Consulté le 26 août 2014]
- Moll, G., Petit, J. (1994), The urban ecosystem: putting nature back in the picture, *Urban Forests*, 14 (5), p. 8-15.
- Mourato S., Atkinson G., Collins M., Gibbons S., MacKerron G., Resende G. (2010), *Economic analysis of Cultural Services*, Report to the Economics Team of the UK National Recreation and Park Association.
- National Urban Forestry Unit, Trees for Cities, The Landscape, Access and Recreation division of the Countryside Agency (2005), *Trees Matter! Bringing lasting benefits to people in towns*, Report by National Urban Forestry Unit, Trees for Cities, The Landscape, Access and Recreation division of the Countryside Agency, England.
- Natural Economy Northwest, CABE, Natural England, Yorkshire Forward, The Northern Way, Design for London, Defra, Tees Valley Unlimited, Pleasington Consulting Ltd, and Genecon LLP (2010), *Building natural value for sustainable economic development: Green Infrastructure Valuation Toolkit*, Version 1.3 (updated in 2014). Disponible sur <http://bit.ly/gvaluationtoolkit>.
- National Trust (2006), *Valuing the Environment of Wales - A review 2001-2006*, Report by the National Trust.

Natureparif (2014), *Quelle nature en ville? Programme du mercredi 4 juin*, 4th-7th June 2014, Halle Pajol, Paris, France [En ligne]. Disponible sur : <http://www.colloque2014.natureparif.fr/index.php?page=program-of-4-june>. [Consulté le 3 juin 2014]

Naumann S., McKenna D., Kaphengst T., Pieterse M., Rayment M. (2011a), *Design, implementation and cost elements of Green Infrastructure projects*, Report to the European Commission, DG Environment, Ecologic Institute / GHK Consulting, Publications Office of the European union, Luxembourg.

Naumann, S., Anzaldúa G., Gerdes H., Frelüh-Larsen A., McKenna D., Berry P., Burch S., Sanders M. (2011b), *Assessment of the potential of ecosystem-based approaches to climate change adaptation and mitigation in Europe*, Report to the European Commission, DG Environment, Ecologic Institute / Environmental Change Institute, Publications Office of the European union, Luxembourg.

Niedomysl T., Hanson H (2010), What matters more for the decision to move: jobs versus amenities, *Environment and Planning*, 42 (7), p. 1636-1649.

Nowak D. J., Heisler G. M. (2010), *Air Quality Effects of urban Trees and Parks*, Report by the National Recreation and Park Association, VA.

Nunes, P. A. L. D., van den Bergh J. C. J. M. (2001), Economic valuation of biodiversity: sense or nonsense? *Ecological Economics*, 39 (2), p. 203-222.

Nurmi V., Votsis A., Perrels A., Lehvävirta S. (2013), Cost-benefit analysis of green roofs in urban areas: case study in Helsinki, Report to the Finnish Meteorological Institute, Helsinki.

Plan Bâtiment Durable (2013), *Immobilier et valeur verte*, [Online]. Available from: [Accessed 24th August 2014]

Pearce, D. (1993) *Economic values and the natural world*. London, Earthscan.

Pickett, S. T. A., Cadenasso, M. L., Grove J. M., Nilon C. H., Pouyat R. V., Zipperer W. C., Costanza R. (2001) Urban ecological systems: linking terrestrial ecological, physical, and socioeconomic components of metropolitan areas, *Annual Review of Ecology and Systematics*, 32, p. 127-157.

Rayment M., Pirgmaier E., De Ceuster G., Hinterberger F., Kuik O., Leveson Gower H., Polzin C., Varma A. (2009), *The economic benefits of environmental policy*, Report to the European Commission, DG Environment, Institute for Environmental Studies / GHK / Sustainable Europe Research Institute, Publications Office of the European union, Luxembourg.

Rebele F. (1994), Urban ecology and special features of urban ecosystems, *Global Ecology Biogeography Letters*, 4, p. 173-187.

Regeneris Consulting (2009), *The economic contribution of the Mersey Forest's objective one-funded investments*, Report by Regeneris Consulting, Altrincham.

Salles J.M. (2010) *Evaluer la biodiversité et les services écosystémiques : pour quoi faire ?*, Document de recherche DR n°2010-17, CNRS UMR Lameta, Montpellier.

SCEP - Study of Critical Environmental Problems (1970), *Man's impact on the global environment*, Cambridge, MIT Press.

Schaffler A., Swilling M. (2012), Valuing green infrastructure in an urban environment under pressure - The Johannesburg case, *Ecological Economics*, 86, p. 246-257.

Schops I. (2011), *TEEBcase: Developing the first national park in Belgium together with stakeholders*. Disponible sur : www.teebweb.org.

Science for Environmental Policy (2012), *The multifunctionality of green infrastructure*, In-depth report, European Commission, DG Environment, Publications Office of the European union, Luxembourg.

Scottish Enterprise (2008), *Additionality and Economic Impact Assessment Guidance Note. A summary guide to assessing the additional benefit, or additionality of an economic development project or programme*, Report by Scottish Enterprise, Glasgow.

Secretariat of the Convention on Biological Diversity (2004), *The Ecosystem Approach*, CBD Guidelines, Montreal.

Secretariat of the Convention on Biological Diversity (2010), *Strategic Plan for Biodiversity 2011-2020 and the Aichi Targets*, CBD, Montreal.

Segur F. Interviewé par : Alarcon C. (24 juin 2014).

Smith S. (2011), *Environmental economics: A very short introduction*, Oxford, Oxford University Press.

Spash C. L. (2013), The shallow or the deep ecological economics movement?, *Ecological Economics*, 93, p. 351-362.

Taylor Lovell S., Taylor J. R. (2013), Supplying urban ecosystem services through multifunctional green infrastructure in the United States, *Landscap Ecology*, 28, p. 1447-1453.

TEEB - The Economics of Ecosystems and Biodiversity (2010a), *The economics of ecosystems and biodiversity: Mainstreaming the economics of nature: A synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB*, Report by TEEB, disponible sur www.teebweb.org.

TEEB - The Economics of Ecosystems and Biodiversity (2010b), *The Economics of Ecosystems and Biodiversity for Local and Regional Policy Makers*, Report by TEEB, disponible sur www.teebweb.org.

TEEB - The Economics of Ecosystem and Biodiversity (2011), *TEEB manual for cities: Ecosystem services in urban management*, Report by TEEB, disponible sur www.teebweb.org.

TEP, Ibis Environmental & Design Consultants & ECOTEC (2009), *How to deliver, measure and demonstrate the economic contribution of the natural environment at a project level. A guide for project managers*, Report to the Natural Economy Northwest, England.

The contribution of biodiversity projects to the economy, the environment and the community. Northwest case studies from SITA Trust and Natural Economy Northwest (2009), Natural Economy Northwest and SITA Trust, England.

The economic value of Green Infrastructure (2008), Natural Economy Northwest, England.

Town and Country Planning Association (TCPA) (2008), *The essential role of green infrastructure: Eco-towns green infrastructure worksheet. Advice to promoters and planners*, London.

United Nations (2014), *2014 revision of World Urbanization Prospects*, Report by the Department of Economic and Social Affairs, United Nations, New York. Disponible sur www.esa.un.org.

United Nations Statistics Division (2005), *Demographic yearbook 2005*, Report by United Nations Statistics Division, New York. Available on www.unstats.un.org.

VAD - Ville et Aménagement Durable (2008), *Visite VAD «Berges du Rhône»* [En ligne]. Disponible sur : <http://www.ville-amenagement-durable.org/> [Consulté le 20 juillet 2014]

Vandermeulen V., Verspecht A., Vermeire B., Van Huylenbroeck G., Gellynck X. (2011), The use of economic valuation to create public support for green infrastructure investments in urban areas, *Landscape and Urban Planning*, 103, p. 198-206.

Vatn A., Bromley D. W. (1994), Choices without prices without apologies, *Journal of Environmental Economics and Management*, 26, p. 129-148.

Venn S. J., Niemela J. K. (2004), Ecology in a multidisciplinary study of urban green space: the URGE project, *Boreal Environment Research*, 9, p. 479-489.

Wallace K. J. (2007), Classification of ecosystem services: problems and solutions, *Biological conservation*, 139 (3-4), p.235-246.

Willemin A, (4th February 2013), Les toits aussi se mettent au vert, *Migros Magazine* [En ligne]. Disponible sur : www.migrosmagazine.ch/societe/environnement/article/les-toits-aussi-se-mettent-au-vert [Consulté le 27 août 2014].

La réintégration de la nature dans la cité est un phénomène récent qui prend racine dans l'émergence des services écosystémiques comme concept réconciliateur entre économie et écologie. La nature en ville est en effet à la base de nombre de services essentiels au bien-être des citoyens, parmi lesquels la régulation du climat local, la gestion du cycle de l'eau ou encore les activités récréatives et l'esthétique paysager. Cependant, leur invisibilité économique a conduit jusqu'alors à favoriser des usages des sols considérés comme plus productifs. Au-delà des exercices d'évaluation économique des services écosystémiques urbains qui peuvent manquer parfois de pragmatisme pour la prise de décision, la présente étude tente d'identifier et de quantifier les impacts socio-économiques tangibles des espaces naturels dans l'environnement urbain et de mettre en évidence leur contribution effective au développement de l'économie locale à travers l'utilisation du concept d'infrastructure verte. A l'aube de ce millénaire urbain, la biodiversité et les services associés constituent un vecteur de développement, de résilience et de création de valeurs que les collectivités et maîtres d'ouvrage doivent intégrer au cœur de leur projets d'urbanisme pour construire la ville durable de demain.

**MISSION ECONOMIE
DE LA BIODIVERSITÉ**

CDC BIODIVERSITÉ

102 RUE RÉAUMUR
75002 PARIS

TÉL. +33 (0)1 76 21 75 00
www.mission-economie-biodiversite.com

MISSION
ÉCONOMIE
DE LA **BIODIVERSITÉ**

cdc
biodiversité

GRUPE
**Caisse
des Dépôts**