HAL
open science

Analyse économique d'un bien public local : les espaces verts

Johanna Choumert

To cite this version:

Johanna Choumert. Analyse économique d'un bien public local : les espaces verts. Economies et finances. Université d'Angers, 2009. Français. NNT : . tel-00477749

HAL Id: tel-00477749

https://theses.hal.science/tel-00477749

Submitted on 30 Apr 2010

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

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

Université d'Angers

Etablissement d'accueil : Agrocampus Ouest – Centre d'Angers

Ecole doctorale DEGEST - Droit, économie, gestion, environnement, sociétés et territoires

THÈSE

pour obtenir le grade de docteur en sciences économiques

présentée et soutenue publiquement par

Johanna CHOUMERT

le 1er décembre 2009

ANALYSE ÉCONOMIQUE D'UN BIEN PUBLIC LOCAL : LES ESPACES VERTS

Thèse dirigée par :

M. Walid OUESLATI, Professeur à Agrocampus Ouest

Membres du jury :		
M. Jean CAVAILHÈS	Directeur de Recherche à l'INRA – Dijon	Président
M. Robert LIFRAN	Directeur de Recherche à l'INRA – Montpellier	Rapporteur
M. Walid OUESLATI	Professeur à Agrocampus Ouest	Directeur de thèse
M. Gilles ROTILLON	Professeur à l'Université Paris Ouest	Rapporteur
M. Julien SALANIÉ	Maître de conférences à Agrocampus Ouest	Co-encadrant
M. Yves SURRY	Professeur à l'Université d'Agronomie d'Uppsala, Suède	Examinateur

Analyse économique d'un bien public local : les espaces verts

Résumé

La densification des zones urbaines et leur extension périphérique tendent à modifier fortement les paysages et les modes de vie dans ces zones. Les espaces verts urbains deviennent des éléments incontournables de l'urbanisme moderne. Ceux-ci contribuent à l'apparence « *durable* » des politiques de la ville et sont plébiscités par les citoyens. Malgré la diffusion des enquêtes d'opinion sur les espaces verts et des rapports des pouvoirs publics sur les enjeux sous-jacents, peu d'analyses économiques leurs sont consacrées. Face à ce constat, une meilleure connaissance et compréhension des espaces verts s'avèrent nécessaires. Leur caractère non marchand nous renvoie à la problématique de la gestion des biens collectifs. Nous identifions les sources de défaillances du marché afin de mettre en exergue le fond des problèmes économiques inhérents à l'allocation des espaces verts. Il ressort de cette analyse le besoin d'identifier les préférences individuelles et d'appréhender les choix publics par le biais d'une démarche positive et empirique. L'application de la méthode des prix hédonistes dans la ville d'Angers permet de mettre en évidence que les ménages résidents accordent de la valeur aux espaces verts. Grâce à l'utilisation d'indicateurs issus de l'écologie du paysage, nous montrons que l'accessibilité à des espaces verts, mais aussi leur répartition, influencent les choix de localisation résidentielle. L'identification d'une demande nous conduit à considérer l'offre locale des espaces verts. Pour ce faire, nous construisons trois échantillons à partir d'une enquête et d'un système d'information géographique. Nous testons le modèle de l'électeur médian pour les communes de la région des Pays de la Loire, puis nous testons le modèle d'interactions horizontales dans des échantillons de communes du département de la Loire-Atlantique et de l'aire urbaine d'Angers. Nos résultats permettent d'identifier l'existence de comportements mimétiques entre les communes.

Mots-clés : espaces verts, paysage urbain, biens publics, services environnementaux, évaluation non-marchande, méthode des prix hédonistes, électeur médian, externalités horizontales, économétrie spatiale, système d'information géographique.

Economic analysis of a local public good: the case of green spaces

Abstract

The densification of urban areas and their periurban extension tend to greatly modify landscapes and lifestyles in these areas. Urban green spaces are becoming essential elements of modern urbanism. These contribute to the sustainability of cities and are acclaimed by the citizens. Despite the existence of opinion polls on green spaces and government reports on the underlying issues, few economic studies have been devoted to them. Given this situation, a better knowledge and understanding of green space policies are needed. Their non-market characteristic leads us to the issue of the management of public goods. We identify the sources of market failures in order to highlight economic problems inherent in the allocation of green spaces. It stems a need to identify individual preferences and understand public choices through both a positive and empirical analysis. The application of the hedonic pricing method in the city of Angers can highlight that resident households give value to green spaces. Through the use of indicators derived from landscape ecology, we show that not only access to green spaces, but also their distribution affects the choice of residential location. The identification of a demand leads us to consider the local supply of green spaces. To do this, we construct three samples from a survey and geographic information systems. We test the model of the median voter for municipalities in the region of Pays de la Loire, and then we test the model of horizontal externalities in samples of municipalities in the department of Loire-Atlantique and the urban area of Angers. Our results show the existence of mimetic behaviour between municipalities.

Keywords: green spaces, urban landscape, public goods, environmental services, non-market valuation, hedonic pricing method, median voter, horizontal externalities, spatial econometrics, geographic information systems.

UMR GRANEM (UMR MA 49 – Université d'Angers et Agrocampus Ouest)
Agrocampus-Ouest – Centre d'Angers
Institut National d'Horticulture et de Paysage
2 rue Le Nôtre – 49045 Angers cedex 01

A mon grand-père,

Remerciements

Cette thèse est le fruit de quatre années de travail sous la direction de M. Walid Oueslati. Je tiens en premier lieu à lui exprimer toute ma gratitude pour la qualité de son encadrement. Je remercie également M. Julien Salanié qui a co-encadré cette thèse. Je leur suis reconnaissante de l'intérêt et de la confiance qu'ils m'ont témoignés. De par la disponibilité dont ils ont fait preuve à mon égard et les nombreux conseils qu'ils m'ont prodigués, j'ai bénéficié d'un encadrement scientifique épanouissant. Je les remercie particulièrement tous les deux de m'avoir aidée à faire évoluer ma pensée, ainsi que pour leurs qualités humaines. Leur regard juste et avisé sur mes travaux ne peut que m'encourager à être encore plus engagée dans mes recherches.

Je souhaite exprimer ma sincère reconnaissance à Mme Muriel Travers avec qui j'ai collaboré pour le sixième chapitre de cette thèse. Cette collaboration agréable et fructueuse a été particulièrement enrichissante. Nos fréquentes discussions m'ont été d'une aide précieuse. Je lui suis tout particulièrement reconnaissante pour son soutien durant les derniers mois de rédaction.

Je remercie M. Robert Lifran et M. Gilles Rotillon de m'avoir fait l'honneur d'être les rapporteurs de cette thèse. Je remercie également M. Jean Cavailhès et M. Yves Surry pour l'intérêt qu'ils ont porté à cette thèse en acceptant de prendre part au jury.

Je remercie MM. Alain Carpentier, Jean Cavailhès, François Colson et Robert Lifran pour leurs commentaires et conseils à l'issue de ma première année de thèse.

Je remercie Mme Véronique Beaujouan, Melle Laure Cormier, M. Mohamed Hilal et M. Clément Delaître pour leur collaboration sur les systèmes d'information géographique.

Je voudrais également vivement remercier ceux qui ont accepté de relire des chapitres de ce travail : Melle Sabrina Marques, Mme Muriel Travers, Melle Rose Nunes, et MM. Gildas Appéré, Stéphane Bonetti, Vishnu Spaak, Mehdi Hamdi, Damien Rousselière et Stéphane Tanguy.

Je remercie chaleureusement le personnel de la documentation et du service informatique pour leur aide précieuse au quotidien. Je remercie tous les membres des départements ETIC et Paysage d'Agrocampus Ouest – Centre d'Angers, de m'avoir accueillie durant ces quatre années et pour les agréables moments passés ensemble.

Mes pensées vont enfin à ma mère, à ma famille et à mes amis dont le soutien et les encouragements ne m'ont jamais fait défaut. Merci à mes petits frères, James, George et Blandina, dont les sourires m'ont souvent permis de relativiser les difficultés rencontrées durant ce travail.

Sommaire

REMERCIEMENTS **5**

SOMMAIRE **7**

INTRODUCTION GENERALE **8**

PARTIE I. LE STATUT DES ESPACES VERTS DANS L'ANALYSE ECONOMIQUE **17**

CHAPITRE 1. LES ESPACES VERTS, DES BIENS ECONOMIQUES 19
CHAPITRE 2. LES CARACTERISTIQUES ECONOMIQUES DES ESPACES VERTS 49
CHAPITRE 3. ANALYSE DE LA REGULATION DES ESPACES VERTS 86
CHAPITRE 4. ANALYSE POSITIVE DES CHOIX PUBLICS 129

PARTIE II. REVELATION DE LA DEMANDE POUR LES ESPACES VERTS **161**

CHAPITRE 5. LES MESURES DE LA VALEUR ECONOMIQUE DES ESPACES VERTS 163
CHAPITRE 6. ETUDE EMPIRIQUE DE LA CAPITALISATION IMMOBILIERE DES ESPACES VERTS 203

PARTIE III. LES DETERMINANTS DES CHOIX PUBLICS LOCAUX **242**

CHAPITRE 7. REVUE DE LA LITTERATURE EMPIRIQUE SUR LES CHOIX PUBLICS LOCAUX 244
CHAPITRE 8. ANALYSE EMPIRIQUE DE L'OFFRE PUBLIQUE DES ESPACES VERTS 260

CONCLUSION GENERALE **321**

BIBLIOGRAPHIE **327**

ANNEXES **355**

LISTE DES TABLEAUX **422**

LISTE DES FIGURES **423**

TABLE DES MATIERES **425**

Introduction générale

1. La place des espaces verts dans un environnement de plus en plus urbanisé

Présenté le mercredi 7 octobre 2009 lors du Conseil des ministres, le projet du Grand Paris[1] a pour objectif, selon le porte parole du gouvernement, « *de faire de Paris un modèle de métropole durable avec des transports plus efficaces et plus agréables, avec une économie plus compétitive, une meilleure qualité de vie, un rayonnement culturel plus fort, une présence accrue de la nature dans la ville* ». Ainsi, si la réalisation d'un métro francilien est l'élément clé de ce projet, la place des espaces verts semble également renforcée : au-delà de la préservation de l'existant, il est prévu de promouvoir le développement d'une « ceinture verte » à partir des parcs naturels régionaux et des forêts afin de créer des couloirs écologiques pour la faune et la flore. En contribuant à construire l'image d'une métropole agréable et axée sur un développement durable, cette dimension « écologique » du Grand Paris est donc un des éléments devant favoriser l'accès de Paris au rang de mégalopole à vocation internationale[2].

Eléments de culture et de prestige, les espaces verts sont avant tout, un moyen d'accès pour tout ou partie de la population à un lieu de nature, protégé et entretenu, consacré notamment à des fins récréatives ou décoratives. Généralement définis comme « des espaces plantés de végétaux ouverts et accessibles au public », les espaces verts recouvrent ainsi les parcs urbains, les squares, les jardins botaniques, les aires de jeux mais aussi les pelouses universitaires, les arbres d'alignement, etc. Cependant, même si les définitions habituellement proposées ne le

[1] Le détail de ce projet peut être consulté sur le site public : http://www.vie-publique.fr/actualite/panorama/texte-discussion/projet-loi-relatif-au-grand-paris.html?xtor=RSS-14 (consulté le 15 octobre 2009).

[2] Le recours à la nature domestiquée comme vecteur du rayonnement politique, économique et culturel n'est cependant pas nouveau : ainsi, lors de la construction du palais de Versailles, Louis XIV fit appel à André Le Nôtre entre 1662 et 1687 afin d'aménager le parc du château à l'image de la grandeur voulue par le souverain. Cette réalisation contribua à diffuser en Europe le concept du « jardin à la française », basé sur la symétrie et la maîtrise absolue de la nature, reflet de l'état d'esprit des élites françaises de la fin du XVIIème siècle.

mentionnent pas de manière explicite, la notion d'espace vert ne prend son relief qu'en référence à l'espace urbain : l'espace vert s'inscrit alors comme une réponse voire un rempart par rapport à un mouvement continu d'urbanisation s'accompagnant de profondes mutations économiques et sociales, mouvement qui s'est accéléré, parmi les principaux pays occidentaux, au cours du XIXème siècle avec la Révolution Industrielle. Ainsi, dans le cas de la France, pays demeurant majoritairement rural jusqu'au sortir de la seconde guerre mondiale, la part de la population urbaine atteint désormais 77 % de la population totale et devrait être de 87 % en 2050 (ONU, 2009). Ce déplacement démographique des campagnes vers des agglomérations de plus en plus étendues s'est accompagné d'une artificialisation des sols, d'un recul des espaces naturels et agricoles et d'une transformation des paysages. Coupée d'un accès direct et immédiat aux espaces naturels traditionnels, une partie de la population urbaine a alors ressenti le besoin de disposer « d'un lieu de nature », fusse-t-il domestiqué, à proximité des lieux de vie. Ainsi, des sondages de l'INSEE[1] et de l'IPSOS[2] indiquent que les Français sont plus préoccupés par la prise en compte des espaces verts dans les aménagements urbains que par les politiques de transport.

2. La gestion des espaces verts : un attribut de la politique locale d'aménagement

Ce mouvement contradictoire entre, d'une part, une accélération de l'urbanisation et, d'autre part, un désir croissant de nature à proximité des lieux de vie débouche inévitablement sur l'apparition d'un conflit d'usage concernant l'occupation de l'espace urbain : comment en effet promouvoir l'essor économique et démographique d'une agglomération, qui suppose la construction de logements, d'équipements collectifs, de voies de communication tout en y améliorant la qualité environnementale ?

[1] Source : enquêtes permanentes sur les conditions de vie « Cadre de vie et sécurité » 2005-2006 empilées, INSEE.

[2] Source : http://www.ipsos.fr/Canalipsos/poll/266.asp (consulté en mai 2009).

L'existence d'un tel conflit d'usage suppose l'arbitrage des pouvoirs publics locaux voire nationaux[1] dans le cas des grandes métropoles telles que Paris.

Cependant, le rôle des pouvoirs publics ne peut se limiter à ce seul arbitrage de la ressource spatiale : la nature même des espaces verts conduit nécessairement à la régulation publique de ces derniers. En effet, les espaces verts, par opposition aux espaces verts privatifs tels que les jardins de particuliers, sont des biens collectifs accessibles à l'ensemble de la population. En outre, ces espaces sont producteurs d'aménités dont l'influence va bien au-delà de leur délimitation géographique *stricto sensu*, telles que par exemple, la vue que ces espaces offrent aux logements riverains. Ces spécificités peuvent alors conduire à une régulation défaillante de la part du marché : laissée aux seules initiatives privées, il est probable que l'offre en espaces verts (en libres accès) soit inférieure aux besoins réels des administrés. Par conséquent, l'entretien de l'existant, l'offre de nouveaux espaces verts, la régulation de leur congestion sont autant d'éléments à prendre en considération de la part des pouvoirs publics ayant en charge l'administration d'une agglomération.

La prise de conscience de l'importance des espaces verts dans la gestion de la cité, se traduit tout d'abord par l'effort budgétaire qui leur est consacré (cf. tableau 1). Ainsi, les municipalités allouent en moyenne 4 à 5 % de leur budget aux espaces verts (CNFPT, 2001). La France compte environ 1,6 million d'hectares d'espaces verts, soit une surface moyenne de 20 à 25 m² par habitant. En 2007, les dépenses d'entretien et d'aménagement des espaces verts s'élevaient à 3,5 milliards d'euros, soit une hausse de 7,1 % par rapport à 2006 (CGDD, 2009).

Au-delà de cette dimension financière, la gestion publique des espaces verts fait partie des enjeux sur lesquels peuvent s'affronter les différents projets politiques lors des échéances électorales locales. En effet, la politique en matière d'espaces verts est largement décentralisée, avec une compétence revenant aux collectivités locales, notamment municipales.

[1] Rappelons que « le Grand Paris » nécessite un projet de loi, c'est-à-dire un texte législatif soumis au Parlement à l'initiative du gouvernement.

Tableau 1. Répartition des dépenses des communes pour l'environnement (en millions d'€)

	Communes		Total général	
	fonct.	invest.	fonct.	invest.
Services urbains	1 927	257	8 975	5 279
Services communs	308	58	361	65
Eau et assainissement	163	85	3 512	4 407
Collecte et traitement des ordures ménagères	987	71	4 577	760
Propreté urbaine	469	43	525	47
Espaces verts urbains	**1 211**	**302**	**1 262**	**320**
Autres dépenses d'environnement	102	76	207	195
Services communs	45	12	96	73
Aménagement des eaux	9	32	33	69
Actions spécifiques de lutte contre la pollution	12	4	27	7
Préservation du milieu naturel	37	29	51	46
TOTAL	3 240	635	10 444	5 795

Notes : fonct. : Dépenses de fonctionnement / invest : Dépenses d'investissement /
Source des données : DGCP-Ifen (2004)

Ainsi, 95 % des dépenses de ce secteur sont assurées par les budgets municipaux (DGCP-Ifen, 2004), la gestion intercommunale demeurant encore largement marginale et très disparate sur le territoire. Parallèlement, l'absence de textes législatifs spécifiques offre aux collectivités locales une grande latitude concernant la gestion des espaces verts. Cette dernière est soumise aux seules règles de gestion de l'urbanisme qui fixent les orientations générales d'organisation des territoires, comme les Directives Territoriales d'Aménagement (DTA), les Schémas de Cohérence Territoriale (SCOT) et les plans locaux d'urbanisme (PLU). Par conséquent, la gestion des espaces verts constitue un outil de développement et de différenciation d'une ville ou d'un territoire au travers de la promotion d'un cadre de vie agréable répondant à la sensibilité croissante des populations à la problématique de l'environnement et du développement durable. La participation de près d'un tiers des communes françaises au concours national des Villes et Villages Fleuris[1] atteste de cette volonté de comparaison et de distinction au travers de critères nationaux et objectifs. *In fine*, la qualité de gestion des espaces verts constitue un des éléments tangibles à partir duquel les électeurs peuvent juger du bilan de l'équipe municipale sortante.

[1] Cf. http://www.villes-et-villages-fleuris.com/

L'importance de la question des espaces verts a été ainsi soulignée par un rapport du Conseil Economique et Social, (« La nature dans la ville : biodiversité et urbanisme »[1]). Ce dernier insiste également sur la complexité de leur gestion : au-delà du consensus qui transcende les clivages politiques sur la nécessité d'introduire les espaces verts dans les programmes d'urbanisme, il existe une véritable difficulté de la part des élus et des différents acteurs à intégrer la « nature » au sein de la ville. Enfin, ce rapport souligne qu'à l'heure actuelle il n'existe pas de vue synthétique d'ensemble sur ce sujet complexe en raison de la diversité des acteurs.

3. Quelle place accorder aux espaces verts du point de vue de l'analyse économique : problématique et objectifs de la thèse

Malgré la diffusion des enquêtes d'opinion sur les espaces verts et des rapports des pouvoirs publics sur les enjeux sous-jacents, peu d'analyses économiques leur sont consacrées, à l'exception de travaux en économie urbaine théorique (Caruso et Cavailhès, 2009) et de travaux sur l'évaluation économique (Ahamada et *al.*, 2008 ; Oueslati et *al.*, 2008).

Face à ce constat, et dans l'optique d'une plus grande rationalisation de la gouvernance des espaces verts, une meilleure connaissance et compréhension des espaces verts s'avèrent nécessaires. C'est dans ce contexte que s'inscrit ce travail de thèse[2] qui vise à répondre au questionnement suivant :

Tout d'abord, la définition générique des espaces verts proposée précédemment ne recouvre-t-elle pas une réalité extrêmement hétérogène ? Ainsi quels points communs existe-t-il entre le parc du Château de Versailles et le square d'une ville provinciale de taille moyenne ? Il convient donc dans un travail préalable de proposer une définition plus opérationnelle des espaces verts au travers notamment d'une explicitation des différentes fonctions qui leurs sont associées.

[1] Cf. Reygrobellet (2008)

[2] Cette thèse portera spécifiquement sur la question des espaces verts publics c'est-à-dire ceux gérés par les pouvoirs publics.

Ensuite, comment situer la notion d'espaces verts dans l'analyse économique ? En effet, la définition usuelle de ces derniers ne nous donne également que peu d'indications sur leur statut économique : s'agit-il de biens économiques quelconques ou s'apparentent-ils à des actifs naturels producteurs d'aménités et dont l'analyse se situe d'emblée dans le champ de l'économie de l'environnement ? En particulier, étant donné le caractère non marchand des usages associés aux espaces verts, quelle valeur économique les administrés accordent-ils à ces biens ? La réponse est effet importante compte tenue de l'importance relative des dépenses publiques qui y sont associées, dans un contexte de tentative de justification et de rationalisation des dépenses locales. Simultanément, la question du libre accès aux espaces verts nous renvoie aussi à la problématique de la gestion des biens collectifs et donc au champ d'analyse de l'économie publique. Comment en effet, assurer la production optimale de biens qui ont vocation à être en libre accès et destinée à promouvoir le bien-être collectif des administrés ? Ainsi, la caractérisation précise des espaces verts en tant qu'objet économique nous permettra alors d'utiliser les modèles économiques adéquats permettant d'analyser au mieux la question de la régulation optimale des espaces verts.

Par ailleurs, nous avons souligné que la gestion des espaces verts représente également un outil de développement local sur lequel les décideurs politiques locaux peuvent agir afin de promouvoir auprès de leurs électeurs la qualité de leur action politique et de justifier une partie de la fiscalité locale. Par conséquent, en quoi l'offre publique est-elle contingentée par des considérations d'ordre politique ? Il convient alors d'analyser également la problématique des espaces verts du point de vue de la théorie économique des choix publics. La réponse à ce questionnement constitue à nos yeux un enjeu important : l'introduction d'une approche positive des choix publics oblige à repenser les instruments de régulation des biens publics et des externalités.

Le premier objectif de cette thèse consiste à expliciter la valeur monétaire que les ménages attribuent à l'existence des espaces verts et ce, au travers de la méthode des prix hédonistes : en observant les choix de localisation résidentielle, il est en effet possible d'évaluer la demande pour les différents attributs résidentiels et plus particulièrement celle pour les espaces verts. Dans le

cadre de cette thèse, nous appliquons cette méthode au cas de la ville d'Angers (Maine-et-Loire) à partir de données de transactions immobilières pour les années 2004 et 2005. Nous chercherons en particulier à évaluer, dans le cas des espaces verts, si la distance du logement par rapport à ces derniers, constitue le seul critère pertinent, ou si la superficie et la répartition spatiale de ces espaces importent également. L'importance dans notre problématique d'une localisation suffisamment précise des logements vis-à-vis des différents équipements urbains, nous conduit à recourir à un système d'information géographique.

Le second objectif consiste à analyser le processus politique de décision concernant l'offre d'espaces verts, en recourant à la théorie des choix publics. Plus précisément, nous ferons appel d'une part à la théorie de l'électeur médian et d'autre part aux modèles d'interactions stratégiques horizontales que nous appliquons à la situation de communes de la région des Pays de la Loire. L'absence de données centralisées sur l'offre locale d'espaces verts nous amène à construire nos propres bases de données, que nous traitons à l'aide des développements récents de l'économétrie spatiale.

Enfin, cette thèse aura également pour objectif de montrer que les résultats obtenus dans le cas des espaces verts peuvent être étendus à la problématique plus générale de l'offre de biens environnementaux et de services publics (tels que la qualité de l'air ou encore la protection des paysages) dans le cadre très spécifique de la décision publique locale.

4. Plan de thèse

Afin de répondre à ces différents objectifs, nous proposons de construire notre argumentation selon le plan suivant.

La première partie a pour objectif de comprendre comment la théorie économique permet de rendre compte des caractéristiques des espaces verts. Le premier chapitre propose un examen de

la notion d'« espaces verts ». Cela nous permet d'identifier en retour l'ensemble des bénéfices qu'ils offrent aux individus et à la société. Le deuxième chapitre met en évidence les sources de défaillances du marché pour l'allocation des espaces verts. En se basant sur les concepts d'externalité et de bien public, nous développons les situations de divergence par rapport à l'optimum. Le troisième chapitre présente les modes de régulation des espaces verts. Nous exposons les instruments proposés par l'économie publique. Puis, nous nous référons plus spécifiquement à la théorie des biens publics locaux. Enfin, nous nous interrogeons sur les apports de l'économie urbaine. En introduisant l'espace dans l'analyse économique, celle-ci adopte un angle alternatif de l'analyse des espaces verts. Le quatrième chapitre propose une analyse positive de l'offre publique des biens publics locaux. Nous montrons l'intérêt d'adopter une telle démarche. En se basant sur les théories proposées par l'école du choix public et l'économie publique locale, nous mettons en évidence de potentielles défaillances politiques susceptibles d'affecter l'allocation des espaces verts. A l'issue de cette partie, nous pouvons préciser et approfondir la problématique générale de cette thèse. Nous mettons en exergue le besoin d'identifier les préférences individuelles et d'appréhender les choix publics par le biais d'une démarche positive et empirique.

La seconde partie aborde la question de la demande pour les espaces verts. Les éléments théoriques et méthodologiques qui se dégagent permettent d'envisager un développement empirique. Le cinquième chapitre présente les soubassements de la valorisation économique des biens non marchands. A partir du concept de la valeur économique totale, nous présentons les principaux outils dont nous disposons afin d'identifier les préférences individuelles pour les espaces verts. Au regard de la problématique de la thèse, nous retenons la méthode des prix hédonistes. Nous présentons également une revue de littérature empirique sur la valeur économique des espaces verts afin de cadrer notre démarche empirique. Le sixième chapitre mesure, à partir de la méthode des prix hédonistes, la valeur des espaces verts dans la ville d'Angers. A l'aide d'une base de données construite sur la base des systèmes d'information géographique, nous identifions les principaux facteurs de choix de localisation des ménages dans cette zone. Nous montrons l'importance de la proximité à des espaces verts, confirmant l'hypothèse que ceux-ci influencent les choix de localisation résidentielle.

La troisième partie propose une analyse empirique des déterminants de l'offre publique des espaces verts à partir des théories présentées dans le quatrième chapitre. Le septième chapitre est une revue de littérature empirique sur les choix publics locaux, principalement sur le modèle de l'électeur médian et les modèles d'externalités horizontales. Elle nous permet d'identifier les difficultés rencontrées pour tester ces modèles et examine leur pouvoir explicatif pour les biens publics locaux. Elle nous sert par la suite à évaluer la validité de nos résultats empiriques. Enfin, le huitième chapitre propose trois analyses empiriques des choix publics locaux en matière d'espaces verts. Nous présentons les deux bases de données que nous avons construit : la première est issue d'une enquête auprès des municipalités de la région des Pays de la Loire ; la seconde est obtenue par le biais des systèmes d'information géographique dans l'aire urbaine d'Angers. A partir de ces données, nous testons les hypothèses de l'électeur médian et d'interactions horizontales. La validité de la première est modérée. Les deux tests portant sur les interactions horizontales permettent d'identifier l'existence de comportements mimétiques entre les communes.

PARTIE I

LE STATUT DES ESPACES VERTS DANS L'ANALYSE ECONOMIQUE

Introduction

Cette première partie a pour objectif de comprendre comment la théorie économique et les concepts qu'elle propose permettent de rendre compte des caractéristiques des espaces verts.

Le chapitre 1 propose un examen du concept « espaces verts » afin de saisir les spécificités de cet objet d'étude. Cela nous permet en retour d'exposer la diversité des services qu'ils offrent. Mais comme tout usage du sol, ils sont l'objet d'arbitrages économiques d'autant plus marqués dans un contexte d'urbanisation croissante.

Le chapitre 2 traite des « défaillances du marché ». Nous exposons les propriétés propres aux espaces verts qui ne permettent pas d'atteindre un équilibre de marché optimal au sens de Pareto. D'une part, leur production et leur consommation occasionnent des externalités de nature diverse et, d'autre part, du fait de leur nature collective ils ne répondent pas aux mêmes principes théoriques que les biens privés.

Il s'agit alors dans le chapitre 3 d'examiner les modes de régulation permettant de remédier à ces situations sous-optimales. L'économie publique, le modèle de Tiebout (1956) et l'économie urbaine proposent différentes approches pour aborder la question de l'optimalité. L'idée de ces démarches est la suivante : si les individus révèlent leurs préférences pour les biens publics locaux par leur choix de localisation résidentielle ou par des mécanismes alternatifs de révélation des préférences, alors l'optimum est réalisable. Cependant, elles ne portent pas une attention particulière à la prise de décision publique.

Dans cette perspective, le chapitre 4 s'attache à présenter les bases d'une analyse positive des choix publics. L'existence de défaillances du marché ouvre la voie à l'intervention publique. L'approche normative considère le régulateur comme garant de l'intérêt général. Nous exposons, ici, les « défaillances politiques » des points de vue théorique de l'école du choix public et de l'économie publique locale. L'intervention publique n'est plus le fait d'un régulateur mais d'élus dont les décisions peuvent diverger de l'intérêt général.

Chapitre 1

Les espaces verts, des biens économiques

Introduction

Pourquoi les espaces verts ont-ils leur place dans l'analyse économique ? Qu'est-ce qui justifie que l'économiste se penche sur eux ? Pour répondre, nous définissons d'abord les espaces verts, puis nous illustrons en quoi ils sont l'objet d'arbitrages économiques importants.

Dans la section 1, afin de définir les espaces verts, nous effectuons un bref retour historique sur l'évolution de leurs formes et de leurs usages. Cet aperçu historique nous permet de proposer une définition et une typologie actualisées de ces espaces. Celles-ci permettent en retour de mettre en lumière qu'ils sont anthropiques (donc que leur production émane des décisions individuelles et collectives), qu'ils traduisent les attentes de la société en termes de « nature en ville » (d'où la nécessité de connaître les préférences individuelles) et enfin qu'ils intègrent de multiples objets dont les bénéfices pour la société sont divers et variés.

La production des espaces verts émane des choix individuels et collectifs. Comme tout usage du sol, ils font l'objet d'arbitrages : différents agents formulent des demandes d'usages du sol parfois divergents. Le sol possède des caractéristiques qui imposent des contraintes aux individus et qui les incitent à effectuer des choix. Compte tenu de l'évolution démographique et sociétale actuelle, les choix individuels et collectifs conduisent à une artificialisation croissante des sols.

Ainsi, dans la section 2, nous montrons que les espaces verts sont des biens économiques. De par les services rendus (récréatifs, sociaux, écologiques, etc.), ils sont ressentis comme un besoin par les individus et contribuent à leur bien-être. De plus, ils sont relativement rares. Il en existe un nombre limité d'emplacements disponibles. En effet, tout l'espace ne peut pas être converti en espaces verts car les populations expriment d'autres besoins en termes de logements, transports, éducation, emplois, etc.

Section 1. Qu'est-ce qu'un espace vert ?

L'expression « espace vert » apparaît pour la première fois dans le discours politique dans la *circulaire du 22 février 1973* (aménagement du territoire et urbanisme politique d'espaces verts). Selon cette dernière : « le terme espace vert est employé à la fois dans un sens général et pour désigner une catégorie particulière. Dans son acceptation la plus large, l'espace vert recouvre : toutes les réalisations vertes urbaines telles que bois, parcs, jardins, squares… et même plantations d'alignement et plantations d'accompagnement bien que ces deux dernières expressions évoquent l'aménagement paysager et non l'espace disponible ; toutes les superficies vertes périurbaines et rurales, en particulier les massifs forestiers, les coupures vertes. Celles-ci n'ont de véritable signification qu'à l'échelle de l'agglomération. Elles sont les discontinuités qui séparent les zones urbaines existantes ou envisagées. Elles peuvent comprendre des forêts, bois, zones d'activités agricoles ou espaces naturels. Dans un sens plus étroit et plus précis, l'espace vert urbain représente une catégorie juridique soumise à des règles de protection et d'acquisition différentes de celles qui s'appliquent aux espaces verts forestiers et aux espaces verts ruraux ».

Aujourd'hui, il subsiste des divergences entre les définitions véhiculées par les praticiens, les écologues, les économistes ou encore les usagers. Le terme « espaces verts » n'est pas universel et univoque. Cette notion récente et riche en contenu est de fait contextuelle et évolutive (Jim, 2004 ; Konijnendijk et *al.*, 2006). Les définitions proposées dans la littérature économique sont souvent des typologies qui visent à regrouper arbitrairement, pour les besoins conventionnels de la communication, des choses différentes sous une même catégorie. Nous ne cherchons pas à dresser un portrait précis et exhaustif des espaces verts. Notre démarche consiste davantage à délimiter la notion d'espaces verts pour le travail de thèse et à expliquer pourquoi et comment les espaces verts évoluent en fonction des attentes de la société qui les créent.

1.1 Mise en perspective historique des espaces verts

Le développement des espaces verts est intrinsèquement lié à la conception de l'urbanisme des différentes sociétés. Un aperçu de l'industrialisation et de la réorganisation des rapports ville –

campagne est essentiel à la compréhension de la politique actuelle de gestion des espaces verts (cf. De Vilmorin, 1978).

Dès le XVIe siècle, la ville possède une image anti-naturelle alliée à une « conception urbanistique de la renaturalisation de la ville » poussée par le désir d'esthétisme et d'hygiène (Luginbühl, 1997). Le style classique alors dominant se définit par la mesure, la division des genres et le respect des règles. Du XVIe siècle au XVIIIe siècle, l'aménagement urbain est motivé par l'esthétisme. Au XVIe siècle, les cours (espaces découverts dépendant d'une habitation) et les mails (allées et promenades bordées d'arbres) font leur apparition. Au XVIIe siècle, l'idée de promenade apparaît (par exemple les Champs-Elysées). Ces lieux ont des vertus sociales. Donadieu (1997) évoque les « élégantes promenades bourgeoises ». Les parcs paysagers sont inventés à la fin du XVIIIe siècle. Cette tendance, en opposition avec le style des jardins à la française (caractérisés par la rigueur et la géométrie), se rapproche du style anglais. Le Baron Haussmann[1] redonne à la nature une place dans la ville avec la création de parcs publics. Sous Napoléon III, les parcs publics connaissent leur essor. Paris joue un rôle moteur : la politique menée voit naître « un modèle parisien » qui s'impose dans d'autres villes françaises ainsi que dans les pays scandinaves, en Europe centrale, en Amérique du sud et en Amérique du nord, avec un urbanisme reposant sur la promenade plantée.

En Angleterre, à la fin du XIXe siècle, naît le concept de cité-jardin sous la plume de Sir Ebenezer Howard[2]. Il ambitionne d'aménager « une ville conçue pour une vie et une industrie saines, d'une taille qui permette d'atteindre la pleine mesure de la vie sociale, entourée par un cordon rural, et où le terrain serait à la disposition de la communauté » (Donadieu, 1997).

En France, l'entre-deux-guerres connaît un essor des cités-jardins sous l'impulsion d'Henri Sellier[3]. Ces années voient la réalisation de plusieurs cités-jardins comme à Drancy, à Arcueil, à Stains et à Suresnes (1921), à Gennevilliers (1923), au Plessis-Robinson (1924) et enfin à Châtenay-Malabry (1930). Implantées selon la dynamique du marché du travail, les cités-jardins

[1] Préfet de la Seine de 1853 à 1870, il a élaboré un vaste plan de rénovation de l'urbanisme parisien.

[2] Urbaniste britannique (1850-1928)

[3] Homme politique français (1883-1943)

deviennent des pôles d'attractivité résidentielle. Du fait du développement industriel des villes, les cités-jardins sont davantage destinées aux ouvriers (De Vilmorin, 1978).

Dès 1964, de grandes opérations d'urbanisme sont effectuées pour favoriser la décongestion des villes et des banlieues. La politique des espaces verts est alors dispersée notamment parce que l'aménagement urbain n'a pas pour priorité la qualité de vie (De Vilmorin, 1978).

Les années 70 connaissent une rupture avec la diffusion de la prise de conscience des risques environnementaux. La nécessité de protéger l'environnement se fait de plus en plus prégnante. Le Ministère de l'environnement est ainsi créé en 1971. Les notions de « protection de l'environnement », de « cadre de vie » et de « qualité de vie » font alors leur apparition dans les textes législatifs[1].

Ce bref historique des espaces verts français témoigne que leurs fonctions évoluent avec les besoins des habitants. Aujourd'hui ils participent à l'organisation et au prestige de la ville. Ce sont également des espaces de compensation face aux nuisances urbaines (Liotard, 2000)[2].

1.2 De la définition à la typologie des espaces verts

Définir la notion d'espaces verts permet d'en saisir la spécificité. En tant qu'économistes, nous ne devons pas nécessairement rechercher l'essence d'un objet et nous devons nous entendre sur une définition adaptée à notre champ d'étude. Nous définissons les espaces verts comme des *surfaces ouvertes plantées de végétaux*. Nous pouvons aussitôt entrer dans une vaste discussion sur la définition des espaces verts. Entre une représentation quotidienne de l'objet et une représentation scientifique de l'objet, l'appréhension des espaces verts passe par différents niveaux. L'usager considérera les espaces verts comme des lieux récréatifs lui offrant des

[1] Loi n° 76-629 du 10 juillet 1976 relative à la protection de la nature ; circulaire n° 77-114 du 1er août 1977 relative aux terrains classés comme espaces boisés à conserver, à protéger ou à créer par un plan d'occupation des sols, une zone d'environnement protégé, un périmètre sensible ; circulaire ministérielle du 8 février 1973 relative à la politique d'espaces verts ; article L.110 code de l'urbanisme.

[2] L'annexe 1 présente un tableau récapitulatif de l'évolution historique des espaces verts.

aménités paysagères. L'écologue les percevra comme des sites permettant la diffusion d'espèces animales et végétales. En tant qu'économistes, nous appréhendons les espaces verts comme des biens satisfaisant les besoins humains.

La définition proposée ci-dessus n'est pas suffisante. Par espaces verts, nous entendons espaces verts urbains. L'urbain se réfère à ce qui est de la ville par opposition au rural qui concerne la vie dans la campagne. La ville est le « milieu géographique et social formé par une réunion organique et relativement considérable de constructions et dont les habitants travaillent pour la plupart à l'intérieur de l'agglomération, au commerce, à l'industrie, à l'administration » ; alors que la campagne est définie comme une « zone rurale. Vaste étendue de pays découvert »[1]. Ainsi dans cette thèse, lorsque nous évoquons les espaces verts nous faisons référence à des espaces intégrés au sein de milieux bâtis.

Pour mieux connaître l'objet « espace vert », nous pouvons aussi l'appréhender par la classification. Elle permet d'ordonner et de hiérarchiser les types d'espaces verts selon différents critères. Nous pouvons adopter une typologie par fonction, par échelle (selon la taille des espaces verts), par droits de propriété (espaces verts de droit privé et espaces verts de droit public) ou par modes de gestion (par rapport à un gradient d'intensité de l'entretien nécessaire). Nous optons pour la large typologie fonctionnelle proposée par Jancel (1997). Les espaces verts sont constitués des parcs, des squares, des jardins[2], des accompagnements de voies[3], des accompagnements de bâtiments publics[4], des accompagnements d'habitations[5], des accompagnements de bâtiments industriels et commerciaux[6], des espaces verts d'établissements sociaux et éducatifs[7], des équipements sportifs[8], des cimetières, des campings, des jardins

[1] Définitions du « Nouveau Petit Robert de la langue française 2009 » (Editeur : Le Robert, 2837 p.)

[2] Lieux de séjour à caractère horticole avec ou sans clôture

[3] Ilots directionnels, ronds-points, bandes axiales et latérales, jardinières, etc.

[4]Accessibles au public ou non, espaces dont la fonction principale est l'accompagnement d'un bâtiment comme une mairie, un musée, etc.

[5] Espaces qui accompagnent les HLM municipaux, les lotissements, les résidences pour personnes âgées, etc.

[6] Abords des centres commerciaux, des zones industrielles et des zones artisanales

[7] Etablissements d'enseignement, maisons de quartier, maisons de jeunes, fermes d'éveil, crèches, etc.

[8] Surfaces à destination des clubs sportifs, les surfaces couvertes n'étant pas incluses

familiaux[1], des établissements horticoles[2], des espaces naturels aménagés[3] et des arbres d'alignement[4]. Nous ajoutons les jardins privés[5], les toitures végétales et les murs végétalisés[6]. Cette acception large des espaces verts n'est pas celle utilisée dans la littérature économique qui se réfère généralement à une acception plus restreinte comme les parcs urbains (Oueslati et *al.*, 2008), les jardins ouvriers (Been et Voicu, 2007), les parcours de golf (Lundberg et Lundberg, 2004), etc.

1.3 Des espaces anthropiques

La typologie que nous avons présentée nous permet d'entrevoir toutes les occurrences possibles des espaces verts. Cela suppose qu'un point commun liant cette diversité d'occurrences existe. Le premier point est leur nature anthropique, le second, leur aménagement végétal.

Contrairement aux actifs naturels comme l'eau, ils sont produits par l'homme qui aménage et transforme son milieu. Leur existence est liée à sa présence. L'anthropisation renvoie à la mise en valeur d'un espace pour l'homme, que ce soit avec des visées environnementales (préservation des paysages) ou fonctionnelles (arbres en accompagnement de voies). A l'instar du Bois de Boulogne (Paris), les forêts urbaines sont, en un sens, produites par l'homme, ne serait-ce que dans son refus de les détruire.

Il faut aussi distinguer la part d'anthropisation et la part d'aménagement de ces espaces. L'anthropisation renvoie à une maîtrise technique. Les espaces verts font appel à un savoir-faire technique des paysagistes et des horticulteurs pour modifier la nature, la reconstruire, l'imaginer, ou la créer en milieu urbain. L'aménagement évoque l'organisation globale de l'espace dont le

[1] Espaces anciennement appelés jardins ouvriers

[2] Etablissements de production végétale à vocation publique, que les surfaces de production soient couvertes ou non

[3] Surfaces naturelles nécessitant peu d'entretien comme les forêts, les prairies, les plans d'eau, etc.

[4] Arbres plantés sur sol minéral ou végétalisé, seuls, groupés ou alignés

[5] Espaces verts appartenant à des particuliers

[6] Murs et toitures couverts par un substrat végétal

dessein est de satisfaire les besoins des populations par la création d'équipements et l'offre de services.

1.4 Les espaces verts, un concept évolutif

La notion d'espace vert intervient en opposition à celle d'espace bâti, mais elle est pourtant en étroite interaction avec cette dernière[1]. De façon plus générale, la définition des espaces verts varie en fonction de la manière dont le concept d' « espace » est lui-même déterminé (espace physique, espace relationnel, espace-temps).

La perception des espaces verts se renouvelle selon les contextes socioculturels. La perception de l'espace et du vert se construit au fil du temps, s'établit de façon institutionnelle et évolue avec la culture de chaque pays ainsi qu'avec son degré de développement économique. Elle s'organise autour de trois modalités (Arrif, 2007). La modalité cognitive définit la façon dont les individus font l'expérience d'un espace vert. La modalité évaluative décrit les jugements relatifs aux espaces verts tels que leur qualité. Enfin, la modalité active considère la perception comme une étape préliminaire avant une intervention sur l'espace vert, comme l'usage récréatif. De cette perception des espaces verts émergent des modes d'appropriation qui révèlent l'existence de pratiques spatiales. Celles-ci dépendent à la fois de facteurs juridiques, techniques, anthropologiques, culturels et psychologiques.

La façon dont nous définissons les espaces verts dans cette thèse est imprégnée par le contexte socioculturel auquel nous appartenons. Par conséquent, les problèmes théoriques que nous soulevons dépendent de ce contexte dont découlent les droits de propriété, les mécanismes d'exclusion et la fiscalité.

[1] Cet aspect permet de distinguer le terme espace vert de celui d'espace ouvert (« *open space* » dans la littérature anglo-saxonne). Ce dernier recouvre les forêts, les parcs, les lacs, les zones humides, les terrains de golf, les terres agricoles et les ceintures vertes (McConnell et Wells, 2005).

Nous relevons aussi qu'il faut faire la part exacte entre le normatif et le descriptif dans la notion d'espaces verts. Les deux champs sont-ils bornés l'un par l'autre ? Ou bien ne ressortissent-ils pas plutôt de différents points de vue (scientifique, culturel, pratique) ? Ils semblent en tension l'un avec l'autre. Cette question est importante car elle pose en retour la question de la possibilité de modéliser les normes, c'est-à-dire de les transformer par neutralisation de leur charge évaluative en des objets susceptibles d'être décrits scientifiquement. Les objets que recouvre la notion d'espaces verts sont issus d'une représentation de l'esprit, selon la prise en compte de ce que doivent être les manifestations de la nature en ville. Dès lors, les murs et les toitures végétalisés peuvent être désignés par le terme générique d'« espaces verts ». Ils illustrent notamment la façon dont les progrès techniques permettent de créer de nouveaux objets s'ajoutant à la typologie des espaces verts.

1.5 Les espaces verts, des objets aux fonctions multiples

Les espaces verts font partie d'une stratégie globale de développement durable : ils contribuent à l'attractivité économique, ils favorisent le lien social et procurent de nombreuses aménités environnementales. Longtemps cantonnés à des fonctions esthétiques puis urbanistiques, leurs fonctions s'avèrent aujourd'hui bien plus larges[1].

Les fonctions et les bénéfices des espaces verts sont perçus différemment selon l'usage qui en est fait et selon que l'on est usager ou écologue par exemple. Leurs origines sont complexes. C'est pourquoi une classification de ces fonctions, aussi arbitraire soit-elle, est nécessaire pour

[1] Nous ne pouvons pas parler de multifonctionnalité des espaces verts au sens strict du terme. Il n'y a pas d'activités productives dans les espaces verts (à part quelques exceptions avec la production de bois ou la production agricole). L'OCDE (2001) définit la multifonctionnalité de la façon suivante: « *Multifunctionality refers to the fact that an economic activity may have multiple outputs and, by virtue of this, may contribute to several societal objectives at once. Multifunctionality is thus an activity oriented concept that refers to specific properties of the production process and its multiple outputs* ». (« La multifonctionnalité fait référence au fait que l'activité économique peut avoir des résultats multiples et de ce fait contribuer simultanément à plusieurs objectifs. La multifonctionnalité est donc un concept axé sur les activités qui font référence à des propriétés précises du processus de production et de ses résultats multiples »).

appréhender les bénéfices des espaces verts. Nous exposons aussi bien les fonctions qui font partie de l'expérience quotidienne de ces espaces que celles plus objectives, c'est-à-dire non sujettes aux représentations individuelles.

1.5.1 Les fonctions récréatives et sociales

Les fonctions récréatives des espaces verts résultent d'une interaction directe entre l'usager et l'espace vert. L'individu satisfait alors un besoin. Il existe plusieurs types d'usages récréatifs dont la liste ne peut être exhaustivement présentée : marcher, contempler, se promener, s'allonger, étudier, pique-niquer, jouer, pêcher, méditer, courir, lire, dormir, se détendre, attendre, faire du sport, promener son chien, etc. Ces usages se font seul, en famille, entre amis, entre collègues… Ils sont physiques, intellectuels ou encore laissent libre cours au rêve et à l'imagination. Désir d'évasion, habitude quotidienne : chacun est libre dans sa façon de s'approprier les espaces verts[1].

Les espaces verts favorisent les interactions sociales. Ils contribuent au bien-être des individus sous plusieurs formes. Maas et *al.* (2009) présentent les résultats d'une étude menée aux Pays-Bas auprès de 10 089 individus. Ils trouvent une corrélation entre le manque d'espaces verts (dans un rayon de 3 km autour du lieu de résidence) et le sentiment de solitude, ainsi que le manque de lien social. Bien plus qu'encourager un style de vie plus sain, ils assurent une fonction sociale importante car les habitants peuvent s'y rencontrer. Dans certains cas, ils donnent de la vitalité au quartier. Ils renvoient à une réflexion sur les rapports sociaux et plus spécifiquement les relations des individus au sein d'un espace. Par exemple, des travaux américains montrent qu'il y aurait moins de violences domestiques rapportées dans les quartiers verts (Prow, 1999 ; Sullivan et Kuo, 1996). D'autres travaux mettent en lumière une corrélation entre la présence d'espaces verts et la criminalité ; la délinquance juvénile et la violence domestique seraient atténuées dans les quartiers verts (Witt et Crompton, 1996).

[1] Cf. Arrif (2007) pour une présentation détaillée de ces activités

Les aires de jeux pour les enfants constituent un autre exemple. Elles leur permettent de se rencontrer, de communiquer et d'interagir, ce qui est la base de la socialisation. Certains espaces verts assurent aussi une fonction éducative et permettent de faire découvrir les plantes et les animaux aux écoliers, aux résidents et aux touristes.

Les espaces verts disposent également d'une fonction esthétique (Oueslati et *al.*, 2008). Les aménités paysagères qu'ils offrent embellissent le cadre de vie, ce qui attire des résidents, des visiteurs et des entreprises.

De toute évidence seuls certains types d'espaces verts sont concernés par ces usages. Ce sont principalement les parcs, squares, jardins et équipements sportifs. Néanmoins, d'autres types d'espaces verts assurent ces mêmes fonctions en raison de leurs caractéristiques particulières, à l'instar du cimetière du Père-Lachaise à Paris et du cimetière marin de Varengeville-sur-Mer en Normandie qui sont des lieux de promenade. Pareillement, un arbre d'alignement peut être l'objet de la contemplation, tout comme un arbre planté chez le voisin. Chacun est libre de l'usage qu'il fait de chaque espace à condition qu'il respecte les règles imposées (droits de propriété, règles relatives aux animaux domestiques, règles relatives à l'utilisation des pelouses, horaires d'ouvertures des parcs, etc.).

1.5.2 Les fonctions de régulation de l'espace

Les espaces verts sont utilisés pour réguler l'espace urbain. Ils permettent de repérer un espace, le masquer, le délimiter, l'accompagner, de décorer le sol, de créer une ambiance, de quadriller un quartier, de marquer les saisons, de créer une transition entre la ville et la campagne, de marquer une entrée de ville, de faire des points de repère, de faire de l'ombre pour les voitures, d'empêcher le stationnement, etc. (Jancel, 1997). Différents types d'espaces verts assurent ces fonctions : les ronds-points, les arbres d'alignement fournis par les communes, etc. La création de voix piétonnes et cyclables représente un intérêt non négligeable en matière de transports urbains et sur la façon dont les espaces verts peuvent servir de réseaux de déplacement. Les haies ou clôtures vertes permettent également de délimiter un espace privé.

1.5.3 Les fonctions économiques

Les espaces verts contribuent à la qualité du cadre de vie des ménages et des employés. Ils influencent les choix de localisation résidentielle (Gueymard, 2006 ; UNEP-IPSOS, 2008) et des entreprises (Crompton et *al.*, 1997 ; Dumont, 1993)[1]. L'attraction des ménages et des entreprises est un enjeu majeur pour les villes qui cherchent à attirer des agents privés et par là même à favoriser leur développement économique local. Les espaces verts ne sont évidemment pas le facteur de choix dominant de localisation des ménages et des entreprises. D'autres facteurs comme la fiscalité, les transports, le prix du foncier ou l'accès à un pôle d'emploi ont davantage de poids dans le choix des agents.

Certains espaces verts font l'objet d'une attractivité touristique et participent à l'identité d'une ville. L'afflux annuel ou ponctuel de touristes offre des bénéfices substantiels par le biais des consommations annexes (hôtels, restaurants et commerces locaux). Par exemple, le Festival international des Jardins de Chaumont-sur-Loire (Loir-et-Cher) attire chaque année plusieurs milliers de visiteurs sur une période déterminée. Inversement, le Jardin du Luxembourg à Paris est un lieu d'activités touristiques tout au long de l'année.

Certains espaces verts contribuent à l'augmentation des valeurs immobilières. Plusieurs travaux mettent en évidence une relation entre la valeur d'une propriété et la proximité d'un parc ou la présence d'un jardin privé (Ahamada et *al.*, 2008 ; Crompton, 2000)[2].

Les fonctions économiques des espaces verts intègrent également la création d'emplois. Le marché des espaces verts publics ou privés est en plein essor en France. En 2007, le secteur du paysage[3] pesait 4,3 milliards d'euros de chiffre d'affaires (hausse de 28 % sur les cinq années

[1] Les entreprises cherchent des villes qui, entre autres, pourront garantir à leurs employés un cadre de vie agréable. En présence d'espaces verts, les salariés seraient plus productifs et on observerait moins d'absentéisme.

[2] Cet aspect est développé dans la partie II de cette thèse.

[3] Création et entretien de jardins et espaces verts

précédentes). Environ 40 % de l'activité émane des commandes de particuliers. En termes d'emplois, 13 500 entreprises (70 000 personnes employées) sont recensées (UNEP, 2007). Même si elle ne produit pas uniquement pour les espaces verts, on constate que la filière de production horticole ornementale[1] regroupe plus de 11 000 entreprises et emploie plus de 50 000 personnes (CNFPT, 2001). Selon Viguier (2006), le secteur fournit 150 000 emplois directs ou induits. Dans la fonction publique, le secteur des espaces verts emploie 65 000 agents[2] (CNFPT, 2001).

Enfin, certains espaces verts sont utilisés pour la production de bois et la production agricole (Fleury, 1997).

1.5.4 Les fonctions sanitaires

De nombreux travaux analysent les bénéfices des espaces verts en termes de santé. Même si les causalités sont complexes à établir (du fait de l'endogénéité de certains facteurs ou de l'existence de causes externes), plusieurs facteurs contribueraient à entretenir la santé physique et mentale (De Vries et *al.*, 2003 ; Kaplan et Kaplan, 1989 ; Kuo et Sullivan, 2001 ; Maas et *al.*, 2006 ; Tzoulas et *al.*, 2007).

Willis et Osman (2005) présentent une revue de la littérature sur les impacts positifs des espaces verts sur la santé. La proximité d'un espace vert favorise la pratique d'activités physiques. Les bénéfices potentiels sont la réduction des risques de maladies cardio-vasculaires, de certains cancers, de certains types de diabète, etc. Un cadre de vie agréable produit des effets positifs sur la santé mentale et le bien-être. Même si bien d'autres facteurs sont à prendre en compte, la fréquentation d'un espace vert peut réduire les risques de dépression. D'autres travaux montrent que les patients en convalescence récupèrent plus rapidement si leur chambre d'hôpital offre une vue sur un espace vert (Ulrich, 1984).

[1] Plantes en pots et à massifs, pépinières, bulbes, semences, fleurs et feuillages coupés.

[2] Enquête réalisée du 01/11/1999 au 01/02/2000 à partir d'un échantillon de 1 358 collectivités.

Les bénéfices liés à la santé sont quantifiables à travers la réduction de la mortalité (diminution du taux de mortalité du fait notamment des maladies cardio-vasculaires) et de la morbidité psychologique et physique (diminution du nombre de consultations médicales). Ils peuvent aussi être mesurés de façon indirecte à travers des mesures de santé physique (pression sanguine, indice de masse corporelle…), de santé mentale (questionnaire sur l'état dépressif) et les comportements liés à la santé (intensité de l'activité physique). De toute évidence, l'intensité des bienfaits des espaces verts sur la santé dépend de l'usage qu'en fait chaque individu. Willis et Osman (2005) précisent tout de même que plus il y aura d'espaces verts de qualité accessibles, plus les individus seront incités à les fréquenter.

Pour évaluer l'impact sanitaire d'un point de vue économique, il faut pouvoir quantifier la valeur économique de l'exercice physique pratiqué dans les espaces verts en mesurant la probabilité de se livrer à davantage d'activités sportives avec un espace vert dans le voisinage, l'impact de ces activités sur la santé, la valeur des bénéfices sanitaires liés à ces activités et enfin les coûts de la fourniture des espaces verts[1]. Willis et Osman (2005) estiment qu'une réduction permanente de 1 % dans la population sédentaire du Royaume-Uni (de 23% à 22%) produirait un bénéfice social de 1,44 milliard de livres sterling par an *(1,68 milliard d'euros)* et de 479 millions *(560 millions d'euros[2])* si les personnes âgées sont exclues du calcul. Cela ne comprend pas les bénéfices liés à la réduction de la morbidité psychologique comme les maladies mentales, la violence conjugale ou la fatigue mentale. Même si ces chiffres ont une portée limitée, ces travaux montrent que les bénéfices sont substantiels.

---

[1] Deux approches sont possibles : l'analyse coût-bénéfice et l'analyse coût-efficacité. Dans la première, les bénéfices intègrent la valeur de la réduction du risque de mortalité et de morbidité des individus impliqués, ainsi que la valeur des coûts évités en termes de santé. Les coûts comportent les coûts individuels et les coûts collectifs liés à la fourniture et l'usage des espaces verts. Dans la seconde, on mesure la variation des coûts supportés par le secteur public, c'est-à-dire les dépenses de santé et les coûts liés aux espaces verts, par rapport à des bénéfices de santé espérés ou observés. Les résultats en matière de santé sont supposés être les mêmes pour toutes les mesures d'intervention comparées. Willis et Osman (2005) soulignent que la deuxième méthode d'évaluation fournit des valeurs de bénéfices plus faibles car elle est restreinte aux dépenses de santé évitées ou aux bénéfices des mesures alternatives. Dans leur travail, ils optent donc pour la première méthode qui fournit le bénéfice net social total de l'augmentation des espaces verts et de leur utilisation.

[2] Taux moyen du marché, le 19/08/2009, 1 £ = 1,16 €.

1.5.5 Les fonctions écologiques

La plupart des services environnementaux qu'offrent les espaces verts ne sont pas directement consommés par l'homme mais participent à la qualité du cadre de vie et au maintien de l'écosystème urbain. Les services écologiques rendus dans les zones urbanisées sont la filtration de l'air, la régulation du micro-climat, la réduction du bruit, la rétention des eaux, le traitement des eaux usées, la séquestration du carbone, le contrôle de l'érosion et la préservation de la biodiversité (Bolund et Hunhammar, 1999 ; Jim et Chen, 2008 ; Jo et McPherson, 1995 ; Tzoulas et *al.*, 2007 ; Zhang et *al.*, 2007).

La végétation des espaces verts permet de diminuer la pollution de l'air en zones urbaines, laquelle est causée par le transport, l'usage résidentiel (chauffage), etc. Cette capacité des espaces verts dépend du type de végétaux et de leur agencement (Bolund et Hunhammar, 1999 ; Jim et Chen 2003 ; McPherson et *al.*, 1997). Pour cette raison, l'amplitude de l'effet n'est pas certain (Powe et Willis, 2004).

Plusieurs travaux trouvent un impact positif des espaces verts sur le climat local. Cet effet est appelé « *urban heat island effect* »[1] (Bolund et Hunhammar, 1999 ; McPherson, 1994 ; McPherson, 2001 ; McPherson et Simpson, 2003). L'effet sur le microclimat est véhiculé par deux mécanismes. Le premier est un effet direct ressenti par les populations. L'ombre créée par les arbres permet de se protéger du soleil tout comme les arbres protègent du vent (Heisler, 1990). Le second est un effet sur la température dans les immeubles. La végétation permet de diminuer la consommation d'énergie pour le chauffage et la climatisation, en réduisant la vitesse du vent en hiver et en faisant de l'ombre pour les habitations en été. Pareillement, les arbres situés au sein de parkings permettent de réduire la température de l'air et les émissions de dioxyde de carbone (McPherson, 2001) ; et les toitures végétales et les murs végétalisés facilitent la régulation thermique des bâtiments. Ces effets sont quantifiables en valeur monétaire. Par exemple, McPherson et Simpson (2003) estime que les espaces verts constituent un brise-vent et permettent des économies de chauffage potentielles de 10 à 12 %. Dans son étude, Heisler (1986)

[1] Traduction : îlot thermique urbain

évalue que les coûts de climatisation sont réduits de 20 à 50 % grâce à la proximité d'arbres près des immeubles.

D'autres travaux se focalisent sur la réduction des nuisances sonores grâce aux espaces verts, à l'instar des toitures et des murs végétalisés qui réduisent le bruit émis par le trafic routier (Van Renterghem et Botteldooren, 2009).

Les développements précédents illustrent l'existence d'un relatif consensus sur les effets positifs des espaces verts. La plupart des travaux mettent en évidence que les espaces verts sont bénéfiques pour les individus et pour la société. Nous présentons une synthèse des différentes fonctions des espaces verts par objet dans l'annexe 2. Celle-ci ne se veut pas exhaustive, principalement en raison de la polyvalence de certains espaces verts, de leur évolutivité et de la subjectivité de certaines fonctions comme les aménités paysagères. Les fonctions exposées sont potentielles et dépendent d'autres facteurs comme la qualité des espaces, la densité des espaces, ou encore le type de végétaux. De plus, selon la qualité de l'aménagement et de l'entretien d'un espace vert, ces fonctions seront perçues différemment. A titre d'exemple, un espace vert situé dans une zone commerciale pourra assurer des fonctions récréatives s'il est aménagé de façon appropriée. En outre, les fonctions des espaces verts sont intrinsèquement liées. Elles dépendent des choix privés (production et usage) et des choix publics (production, réglementation, etc.).

Section 2. Les enjeux liés à l'artificialisation des sols

La disponibilité de foncier constitue un enjeu majeur pour l'allocation des espaces verts. La rente foncière a été et demeure une préoccupation majeure de l'analyse économique. Elle génère des arbitrages dans l'allocation de la ressource foncière et des conflits d'usage.

2.1 La nature économique du sol

Pour établir la nature économique des espaces verts, nous devons nous intéresser au sol. Ce dernier n'est pas l'unique déterminant de leur répartition mais influence amplement les choix individuels et collectifs.

Le sol est une ressource naturelle non-renouvelable et épuisable à l'échelle humaine. Son offre est, dans une certaine mesure, fixe, mais la demande est croissante. La terre est un facteur de production mais fait aussi l'objet d'usages multiples et concurrents. Par la suite, nous concentrons notre analyse sur le sol urbain, c'est-à-dire dans la ville (le sol rural ayant pour fonction principale l'agriculture).

Le sol est le support des usages résidentiels, des activités productives, des activités industrielles, etc. La proportionnalité des usages et leur répartition sont déterminantes (Qadeer, 1981). Les superficies allouées à l'usage résidentiel, aux commerces, aux espaces récréatifs déterminent l'équilibre entre les différentes activités humaines. Par exemple, une mesure consistant à accorder davantage d'espace au logement peut en contrepartie réduire l'espace disponible pour les activités industrielles et affecter l'emploi. De plus, la distribution spatiale des activités et des hommes facilite ou détériore les interactions entre les individus et l'efficacité des activités urbaines.

Le sol est à la fois une ressource et une propriété (Qadeer, 1981). En tant que ressource, il est un facteur de production constituant un capital foncier utilisé pour les différentes activités urbaines : les fonctions économiques, culturelles, de communication et de transport et enfin politiques. En tant que propriété, il permet de réaliser des gains financiers et il apporte de la satisfaction liée à l'usage ou au prestige social induit par le statut de propriétaire. D'un point de vue collectif, le sol est aussi le support d'une culture.

Sa possession et son usage sont régulés par les pouvoirs publics avec notamment les documents d'urbanisme et les règles de construction. Les pouvoirs publics jouent un rôle décisif dans l'allocation du sol. Leur rôle s'explique particulièrement par l'existence de conflits d'usage. Par

exemple, une usine construite dans un quartier résidentiel sera source de nuisances et créatrice d'emplois ou alors la création d'un parc sera source d'aménités et consommatrice de foncier. Le processus d'acquisition et d'utilisation du sol est en conséquence déterminant pour le fonctionnement de l'économie et pour le bien-être collectif, tout comme l'utilisation d'une parcelle a des conséquences sur l'usage des parcelles voisines.

Le sol possède les attributs suivants (Qadeer, 1981) : la localisation, l'espace, la propriété, le réseau, l'hétérogénéité, l'immobilité et l'indestructibilité.

(i) *La localisation d'une parcelle par rapport aux autres*. La localisation conditionne l'accessibilité d'un site à un autre. Elle définit également le potentiel du sol (par exemple, le potentiel productif des sols ou leur constructibilité). Elle conditionne les relations entre les agents et leurs activités économiques, sociales, etc. Nous verrons dans cette thèse que le critère d'accessibilité aux espaces verts est déterminant pour la satisfaction des usagers.

(ii) *L'espace*. Le sol est un espace tridimensionnel. La hauteur est un attribut que possède chaque parcelle de terrain et varie en fonction de la localisation. Elle détermine la façon dont les individus perçoivent l'espace. A titre d'illustration, une forêt urbaine peut constituer une nuisance en créant un sentiment d'enfermement.

(iii) *La propriété*. Le sol est une propriété tangible pour les particuliers, les entreprises et les pouvoirs publics. Il a la particularité d'être inamovible. Une parcelle existera même après la disparition du propriétaire. Le droit de propriété confère des droits d'*usus*, *fructus* et *abusus*[1]. Le sol est sujet à divers objectifs guidés par différentes considérations (recherche d'une rente, activités productives, activités récréatives, etc.) qui influencent les choix privés et publics en matière d'espaces verts.

[1] L'*usus* est le droit d'utiliser un bien. Le *fructus* est le droit d'en percevoir les fruits. L'*abusus* est le droit de le détruire tout ou en partie, de le céder ou de le modifier. Ces droits sont régulés par les pouvoirs publics (permis de construire, réglementations, etc.).

(iv) *Le réseau*. Le sol est une unité. L'homme brise cette unité pour créer des parcelles séparées. Selon la forme urbanistique, il peut par exemple connecter les espaces verts.

(v) *L'hétérogénéité*. Chaque parcelle est unique (localisation, taille, forme, etc.). Cette unicité est naturelle et n'émane pas de l'homme, même si la définition des parcelles dépend de ce dernier. Ceci a des conséquences sur le marché en créant des sous-marchés fonciers. La façon dont les espaces verts sont capitalisés dans le prix foncier dépend, entre autres, de la nature de ces sous-marchés.

(vi) *L'immobilité et l'indestructibilité*. Il est nécessaire de rappeler, même s'il s'agit d'une évidence, que le sol ne peut pas être déplacé. Une parcelle peut toutefois être dégradée. De plus, un usage ne détruit pas une parcelle de terrain mais réduit les possibilités pour d'autres utilisations. Dès lors, la création d'un espace vert en réduit la possibilité. Cette décision n'est pas pour autant irréversible ; un espace vert pouvant être remplacé par un autre usage.

Le prix du sol est fonction, d'une part, de l'offre et de la demande et, d'autre part, des règles qui s'appliquent au foncier (droit de construire, d'usage, etc.). En milieu urbain, c'est à partir des prix observés des biens immobiliers que l'on peut inférer ce qui peut être consacré au foncier. La demande pour les biens immobiliers est déterminante pour les marchés fonciers. Il est intéressant de noter qu'en milieu rural, le prix foncier révèle les plus-values de l'urbanisation, notamment les plus-values d'urbanisation espérées (Cavailhès, 2009). Ainsi, la rente foncière des terres agricoles s'expliquerait davantage par les anticipations d'urbanisation que par les coûts de transport. L'intervention des pouvoirs publics (documents d'urbanisme, réglementations, réserves foncières, taux d'intérêt privilégiés, outils fiscaux pour inciter tel ou tel mode de consommation foncière) influence également les prix fonciers.

2.2 L'artificialisation du sol

La croissance démographique se traduit par une consommation croissante de foncier (logements collectifs et individuels). Cette tendance est renforcée par l'amélioration du niveau de vie[1]. Le volume global des besoins devant être satisfaits augmente, tout comme la diversité des besoins (logements, emplois, transports, loisirs, vacances, commerces, santé, éducation, qualité environnementale, etc.)[2]. De ce fait, les consommations matérielle, immatérielle et foncière augmentent. Les ménages cherchent différentes aménités et services dans leur choix de localisation résidentielle (écoles, aménités vertes, qualité de l'air, absence de nuisances sonores, proximité d'un pôle d'emploi, transports, activités culturelles, etc.). Les entreprises quant à elles recherchent un site d'implantation offrant une fiscalité avantageuse, un accès au marché… Offrir un cadre de vie agréable pour leurs employés, tel que la proximité d'un espace vert est un facteur certes secondaire, mais important (Crompton et *al.*, 1997 ; Dumont, 1993).

L'offre de sol est quant à elle contrainte par des limites physiques imposées par la nature. Les sociétés ont tout de même construit une limite entre l'urbain et le rural. Etant donné que cette construction est humaine, elle n'est pas figée. Dès lors, l'offre de sol urbain est extensible au détriment des zones rurales dans les limites définies par le zonage et les règles d'urbanisme.

La demande foncière urbaine croît généralement plus vite que l'offre. La première conséquence économique est la forte hausse des prix aussi bien des terrains bâtis que des terrains non-bâtis

[1] Depuis les années 60, le pouvoir d'achat des Français s'est accru de 5,6 % par an en moyenne, puis de 2 % depuis 1975. Entre 1960 et 1974, les dépenses de consommation ont augmenté de 5,6 % par an puis de 2,6 % entre 1975 et 1987 (Pionnier et Bournay, 2007). Depuis 2000, les dépenses de consommation des ménages augmentent de 2,6 % en moyenne par an (Consalès, 2008). Si nous nous penchons sur la répartition fonctionnelle de la consommation des ménages, le poids dans la valeur de la dépense de consommation des loisirs et de la culture est passé de 8,8 % en 1997 à 9,3 % en 2007. Le taux de départs en vacances illustre aussi l'amélioration du niveau de vie : un peu plus de 50 % des individus sont partis au moins une fois en vacances en 1975, contre environ 75 % en 2004 (Le Jeannic et Ribera, 2006).

[2] Dumont (1993) propose une typologie des besoins selon les différents types de ménages (couples avec enfants, retraités, etc.).

(Goffette-Nagot, 2009). Les effets sont multiples : augmentation du coût du logement[1], ségrégation spatiale, etc. La rareté relative du sol urbain s'impose comme la résultante d'une offre limitée et d'une demande croissante. Face à cela, les collectivités tendent à élargir les limites des villes en grignotant les terres agricoles (Slak et Lee, 2001 ; Slak et *al.* 2001 ; Lee et Slak, 2007). L'artificialisation des sols est définie comme la conversion de superficies agricoles, forestières, ou consacrées à une autre production primaire en superficies dédiées à une activité secondaire, tertiaire ou résidentielle (Bisault, 2009).

La figure 1 présente les principaux facteurs d'artificialisation des sols en France[2] entre 1992 et 2004[3]. L'habitat individuel, le réseau routier et les équipements sportifs en sont les principaux facteurs. L'essor des maisons individuelles est responsable de la consommation de près de 1 % du territoire français métropolitain entre 1992 et 2004. L'origine des terres artificialisées provient pour 80 % de terrains agricoles, pour 18 % de forêts[4] et pour 2 % de sites d'autres productions primaires (productions minière, agricole occasionnelle et aquacole). Les chiffres présentés ci-dessus sont à analyser au regard de la structure du territoire. L'habitat individuel occupe proportionnellement plus d'espace dans les pôles urbains, lesquels possèdent relativement moins de terres disponibles pour l'artificialisation (cf. figure 2). Bien que ce constat sonne comme une

[1] La hausse des prix de l'immobilier est également imputable à d'autres facteurs (cf. Lecat, 2006) : faiblesse des taux d'intérêt depuis le début des années 80 (hausse de la demande d'achat de biens immobiliers), augmentation de la durée des prêts, hausse des coûts de construction (suite à une hausse des prix du pétrole et de l'acier) et restriction de l'offre immobilière par le zonage.

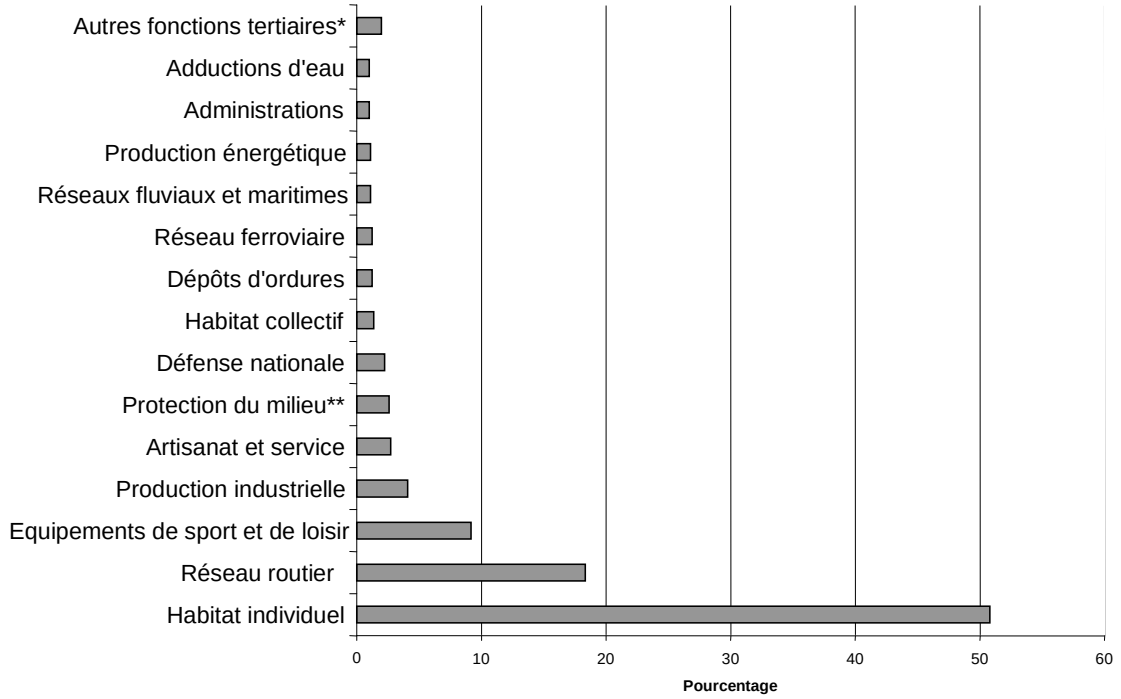
[2] Le processus d'artificialisation des sols est similaire dans les autres pays européens. Selon une étude réalisée par European Environment Agency (2005) dans 23 pays européens, si les superficies allouées aux zones urbaines et aux infrastructures augmentent de 0,6 % par an, la superficie totale allouée à ces zones doublera d'ici un siècle.

[3] Les données présentées dans ces travaux sont issues de l'enquête *Agreste – Enquêtes sur l'utilisation du territoire 1992 et 2004*. Agreste (Institut rattaché au Ministère de l'Agriculture et de la Pêche, en charge des statistiques et études sur l'agriculture, la forêt, les industries agroalimentaires, l'occupation du territoire, les équipements et l'environnement en zone rurale) obtient les données à partir de l'enquête *TERUTI* (Utilisation du territoire). Elle consiste en un suivi de l'occupation du territoire à partir des plans cadastraux, de photos aériennes et de sondages sur le terrain effectués par des enquêteurs.

[4] L'artificialisation des sols concerne davantage les sols agricoles, notamment parce que les bois et les forêts sont en partie protégés par des réglementations (Bisault, 2009).

lapalissade, il traduit la nature des conflits d'usage et l'ampleur que ceux-ci prendront si l'emprise du bâti s'étend.

Figure 1. Principaux facteurs de l'artificialisation des sols en France entre 1992 et 2004



* Equipements sociaux, établissements d'enseignement

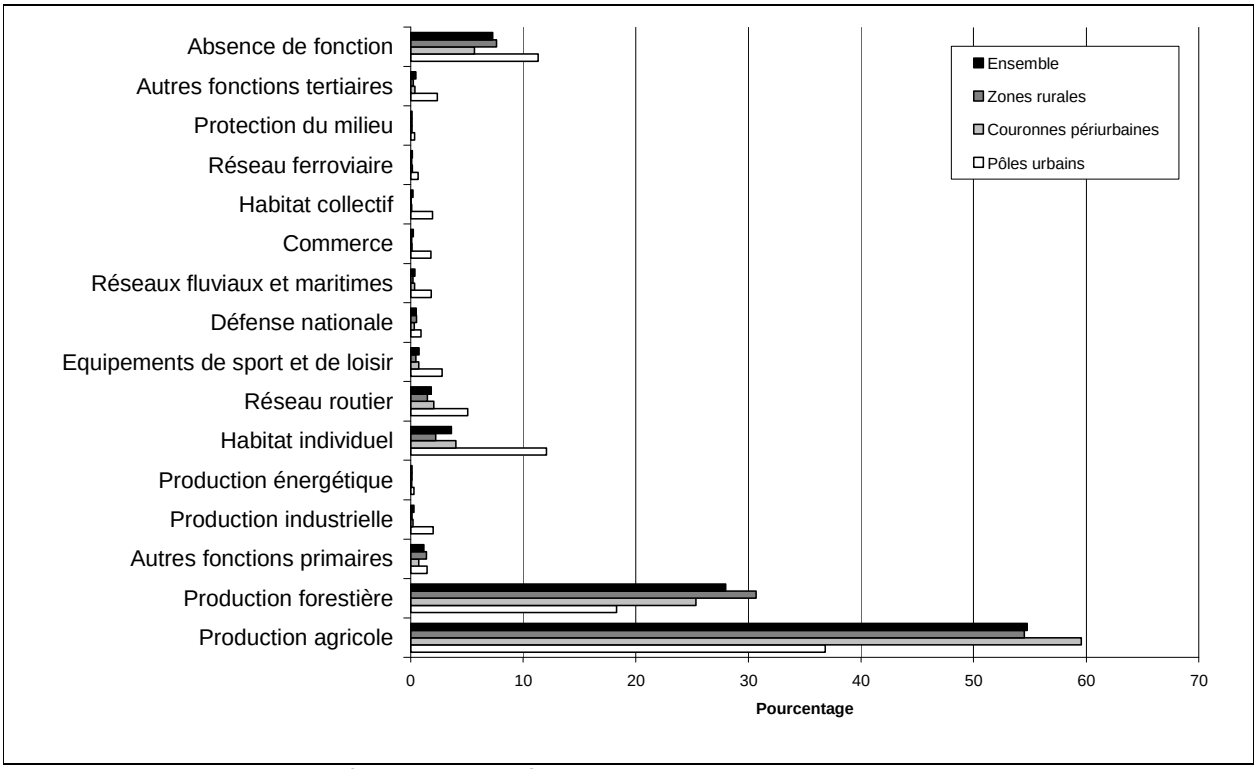
** Contre le feu, les glissements de terrain ou les inondations

Source : conception de l'auteur à partir des données de Bisault (2009)

Il est intéressant également de constater l'essor de la maison individuelle (Jacquot, 2003). Elle constitue le logement idéal pour plus de trois-quarts des Français (Plateau et Rakotomalala, 2005). Entre 1992 et 2004, les superficies occupées par les logements individuels ont augmenté de 17 % dans les pôles urbains, de 25 % dans les couronnes périurbaines et de 34 % dans les zones rurales (Bisault, 2009). Parallèlement, la population a augmenté d'environ 3,5 millions d'habitants entre 1992 et 2004. En moyenne, un terrain de 100 m² est utilisé ainsi : 55 m² pour les pelouses et jardins, 20 m² pour les allées, parking et haies et 25 m² pour la maison. Dans l'habitat collectif, le tiers de l'espace utilisé est dédié au bâti et ce pour davantage de résidents. De plus, on

observe qu'en 2004 le logement individuel couvrait 2 % des surfaces en zones rurales, 4 % en zones périurbaines et 12 % dans les pôles urbains. Ces chiffres sont en hausse constante.

Figure 2. Répartition fonctionnelle de l'espace en 2004



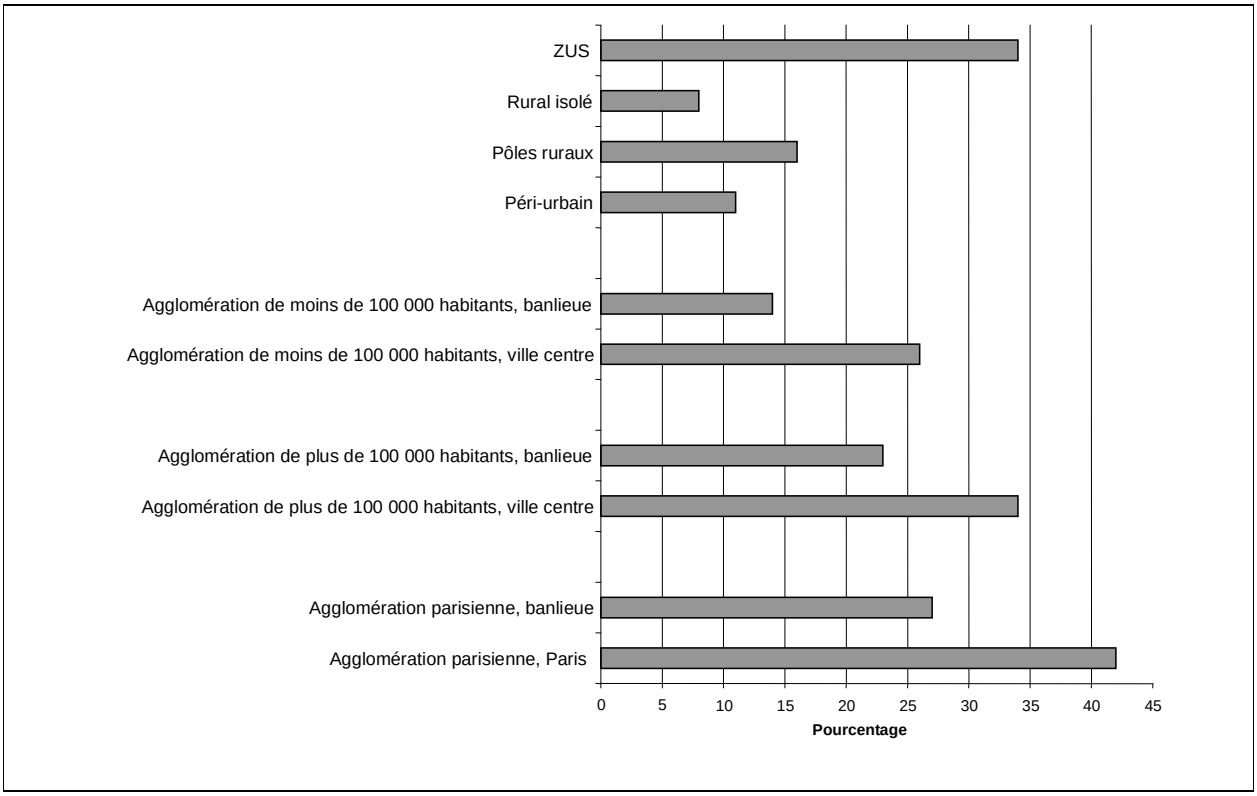
Source : conception de l'auteur à partir des données de Bisault (2009)

Par ailleurs, la taille du terrain des maisons individuelles augmente et de plus en plus de maisons possèdent une cour ou un jardin. La moitié d'entre elles ont un jardin d'au moins 600 m². En habitat collectif, seulement quatre résidences sur dix possèdent des espaces extérieurs partagés (espaces collectifs d'agrément attenant à l'immeuble ne prenant pas en compte les emplacements de stationnement et les voies de circulation) (Castéran et Ricroch, 2008).

En termes d'espaces verts, nous pressentons que les préférences des individus sont différentes selon le type de logement qu'ils occupent. A notre connaissance, il n'existe pas d'études en France sur les effets de substitution ou de complémentarité entre jardins privés et espaces verts

publics[1]. D'après une enquête réalisée par l'INSEE (Enquêtes permanentes sur les conditions de vie « Cadre de vie et sécurité » 2005-2006 empilées) dont les résultats sont présentés par Le Jeannic (2007), plus le lieu de résidence est urbanisé, plus le manque d'espaces verts est ressenti par les habitants. Dans la figure 3, nous représentons le pourcentage des habitants qui pensent que leur quartier manque d'espaces verts selon le type de commune. Néanmoins ces chiffres ne révèlent en rien les préférences individuelles. Prenons par exemple les zones urbaines sensibles (ZUS) : le taux élevé d'insatisfaits peut tout aussi bien révéler un manque quantitatif des espaces verts (pas assez de parcs) ou qualitatif (il peut y avoir des espaces verts mais ceux-ci peuvent être, soit mal entretenus, soit dégradés par des actes de vandalisme).

Figure 3. Habitants pensant que leur quartier manque d'espaces verts



Source : conception de l'auteur à partir de Le Jeannic (2007)

[1] Dans une application de la méthode des prix hédonistes réalisée dans le comté de Calvert (Maryland, Etats-Unis), Kopits et *al*. (2008) montrent que les espaces ouverts et la taille de terrain des maisons sont considérés comme des substituts par les ménages. Mais leurs résultats suggèrent que le consentement à échanger la superficie de terrain privé pour davantage d'espaces ouverts est faible.

A partir du travail de Le Jeannic (2007), nous pouvons formuler quatre hypothèses différentes pour expliquer ces chiffres :

(i) Les personnes vivant en zone périurbaine ou rurale possèdent un jardin privé et substituent les espaces verts privés avec les espaces verts publics.

(ii) Les communes périurbaines et rurales fournissent le niveau d'espaces verts nécessaire à la satisfaction des besoins de leurs habitants.

(iii) Les personnes vivant en zone périurbaine ou rurale ont accès à d'autres aménités paysagères et récréatives qui se substituent aux espaces verts.

(iv) Les personnes vivant en zone périurbaine ou rurale n'ont pas la même demande pour les espaces verts car elles ne sont pas confrontées aux nuisances urbaines.

Pour déterminer l'effet dominant, une analyse approfondie de l'offre et de la demande est nécessaire, soit par des enquêtes complémentaires soit par le biais des méthodes d'évaluation des biens non marchands.

Ainsi, l'allocation du sol résulte de la confrontation entre l'offre et la demande sur le marché foncier. L'accessibilité est un élément clé dans la compréhension des marchés fonciers car elle introduit les coûts de production du sol. Elle constitue la base de la compétition entre plusieurs usages alternatifs. Différents acteurs interagissent dans les villes et mènent de plus en plus d'activités. De nouveaux phénomènes comme l'étalement urbain et la périurbanisation émergent (Cavailhès et *al.*, 2003 ; Cavailhès, 2004 ; Cavailhès et *al.*, 2004 ; Julien, 2000). L'organisation du territoire est en pleine mutation. L'artificialisation des sols contribue à la réduction des habitats (affectant la biodiversité), de l'espace pour certaines espèces et à la fragmentation des paysages. Elle imperméabilise les sols et favorise les inondations en limitant l'épuration des eaux. L'habitat individuel consomme évidemment davantage d'espace que l'habitat collectif. *A priori* ses répercussions environnementales sont plus importantes[1].

[1] Il faut toutefois nuancer ce propos car cela dépend notamment des matériaux utilisés.

2.3 Les espaces verts, des biens économiques

Une société, quelles que soient son organisation, ses valeurs et ses normes, est confrontée à des arbitrages pour l'allocation des ressources dont elle dispose. Quels biens et services la société doit-elle produire ? En quelle quantité ? Quelles ressources humaines, techniques et financières faut-il mobiliser ? A qui doivent profiter ces ressources ? Comment doivent-elles être réparties entre les différents individus ? Ces questions sont déjà anciennes. Pourtant, la littérature économique demeure prolifique à ce sujet parce que la société évolue et donne naissance à de nouvelles problématiques et parce que les réponses apportées ne font pas l'objet d'un consensus.

L'économie peut être définie comme « la science qui étudie le comportement de l'homme à travers la relation entre ses fins et les ressources rares dont il dispose, dans le choix de ses actions » (Robbins, 1935)[1]. Coase (1988) la définit aussi comme « la science du choix humain ». L'économie en tant qu'« analyse du choix » est animée par la rareté des biens. C'est justement avec la prise de conscience de la rareté des ressources naturelles que « l'économie de l'environnement et des ressources naturelles » a connu son essor. Cette branche de l'économie se développe depuis les années 70[2]. A la fin de ces années, la question qui se pose est celle de l'estimation de la valeur des biens et services environnementaux non marchands. L'objectif est de répondre au besoin d'analyse coût-bénéfice exprimée par les gouvernements. Dans ce contexte d'évolution de l'analyse économique, quelle est la place des espaces verts ?

Samuelson (1962) définit les biens économiques comme des biens relativement rares. Ces biens sont l'objet de la confrontation entre une offre et une demande, ce qui aboutit à la fixation d'un prix qui révèle leur rareté relative et les préférences des consommateurs. Cette définition exclut la plupart des biens environnementaux. Tulkens (1995) propose une définition actualisée des biens économiques : ce sont des biens rares, c'est-à-dire disponibles en quantité insuffisante par rapport aux besoins et aux désirs humains. De ce point de vue, les espaces verts sont des biens économiques : ils sont disponibles en quantité limitée et ils font l'objet d'une demande.

[1] Cité par Coase (1988)

[2] Cf. Bontems et Rotillon (2007), Crocker (1999) et Hanley et Roberts (2002) pour un aperçu historique de l'essor de l'économie de l'environnement.

En quoi les espaces verts remplissent-ils la condition de rareté ? Les analyses précédentes donnent déjà un élément de réponse théorique à cette question : le sol lui-même impose des contraintes de par la complexité de sa répartition fonctionnelle et l'attribution des parcelles. De plus, différents travaux empiriques illustrent le manque d'espaces verts ressenti par les populations. A l'étranger, plusieurs études montrent que les individus ont un accès inégal aux espaces verts. Comber et *al.* (2008) étudient l'accès aux espaces verts dans la ville de Leicester (Grande-Bretagne). A partir du recensement de la population et de systèmes d'information géographique, ils trouvent que les populations indiennes hindoues et sikhes ont un accès limité aux espaces verts par rapport aux populations de confession chrétienne, bouddhiste, musulmane ou juive[1]. Abercrombie et *al.* (2008) étudient le lien entre l'accès aux espaces verts, le revenu et l'origine ethnique dans l'Etat du Maryland (Etats-Unis). Oh et Jeong (2007) effectuent un travail similaire à Séoul (Corée du sud) et trouvent une répartition inégale des espaces verts dans la ville. Dans la ville de Sheffield (Grande-Bretagne), Barbosa et *al.* (2007) trouvent que 64 % des ménages n'ont pas accès à un espace vert à moins de 300 m. Van Herzele et Wiedemann (2003) examinent l'accès à un espace vert dans les villes d'Anvers, Gand, Alost et Courtrai (Belgique). Selon la ville, 35 à 95 % des habitants n'ont pas accès à un espace vert à moins de 800 m.

Parallèlement, la demande sociale pour les espaces verts est croissante. Elle s'exprime par les choix de localisation résidentielle ou les déplacements. De nombreuses enquêtes révèlent que les Français réclament davantage d'espaces verts (Alonso et *al.*, 2002 ; Le Jeannic, 2007 ; UNEP-IPSOS, 2008).

Les espaces verts sont donc des biens économiques. Ils prennent une forme matérielle et rendent des services sous forme de biens immatériels. On peut aussi définir la nature des espaces verts par rapport aux usagers. Les espaces verts sont-ils des biens substituables avec d'autres aménités vertes ou lieux de loisirs tels que les aménités rurales ou les aménités littorales ? La nature de cette relation doit être déterminée de façon empirique. Les espaces verts sont-ils des biens

[1] En Grande-Bretagne, les recommandations nationales sont les suivantes : aucun individu ne doit résider à plus de 300 m d'un espace vert d'au moins 2 ha. Chacun doit avoir accès à un espace vert d'au moins 20 ha à une distance inférieure à 2 km, de 100 ha à 5 km et 500 ha à 10 km.

normaux, supérieurs ou inférieurs[1] ? D'une façon générale, les biens environnementaux sont considérés comme des biens normaux (Kolstad, 2000). Néanmoins, le terme de « biens environnementaux » regroupe une pléthore d'actifs environnementaux tels que la qualité de l'air, la qualité de l'eau, ou encore la biodiversité. Qu'en est-il des espaces verts ? Pour répondre, il convient de déterminer comment la demande évolue lorsque le revenu des individus varie et d'identifier aussi les autres facteurs de variation de la demande.

Cela est nécessaire car nous avons vu que la société fait face à un problème d'allocation du sol. La régulation s'effectue par les prix, qui révèlent la rareté relative, et par le zonage. Les individus ont besoin de plus en plus d'espace pour se loger, se divertir, travailler, etc. Parallèlement, la société a pris conscience de la nécessité de préserver la nature. Ces fonctions multiples de la ville impliquent certains modes d'usage et peuvent aboutir à des tensions entre les différents acteurs.

Les conflits d'usage se définissent comme des oppositions ouvertes entre différents acteurs (Jeanneaux, 2006)[2]. Ces acteurs peuvent être des propriétaires fonciers, un maire, un préfet, des entreprises, des associations de riverains, etc. Chacun peut souhaiter favoriser certains usages. Les conflits d'usage ont deux dimensions. La première est physique : les préférences des différents acteurs pour l'usage d'une ressource commune localisée sont incompatibles. La seconde est institutionnelle : elle se traduit par la prise de parole des citoyens pour formuler leurs préférences aux autorités publiques. La pression sur les élus s'effectue par le vote, les tribunaux ou les médias. Ainsi la pluralité des usages de la ville est susceptible de créer des tensions entre

[1] Un bien dont l'élasticité-revenu est comprise entre 0 et 1 est dit normal. Si celle-ci est supérieure à 1, il est dit supérieur. Si l'élasticité est négative, il s'agit d'un bien inférieur (Varian, 1995).

[2] Jeanneaux (2006) distingue cinq types de conflits d'usage. Dans leur acception économique étroite, les conflits d'usage naissent d'usages concurrents pour une même ressource. Les conflits environnementaux sont provoqués par les nuisances causées par un équipement ou une activité comme la pollution liée à l'exploitation d'une carrière. Les conflits d'aménagement sont causés par les nuisances potentielles d'un projet d'aménagement. Ces nuisances sont visuelles comme dans le cas, par exemple, des projets éoliens. Les conflits d'implantation sont animés par les nuisances ou pollutions anticipées lors d'un projet comme l'implantation d'un incinérateur. Enfin, les conflits d'accès sont provoqués par l'accès à des espaces dont l'usage est restreint par leur statut juridique (par exemple les conflits entre randonneurs et propriétaires fonciers).

les différents acteurs et usagers de la ville. Ces tensions peuvent être d'autant plus acerbes que la ressource foncière est rare.

Les conflits d'usage se manifestent également entre particuliers. Sur le plan juridique, un propriétaire peut demander des dommages et intérêts s'il subit un préjudice visuel du fait d'un voisin (Guttinger, 2007). Même si la législation de l'urbanisme est respectée, l'action d'un individu peut priver un voisin d'une vue ou de lumière. La loi admet que la nuisance visuelle constitue une dépréciation de la valeur d'un bien immobilier.

La finalité de ce développement est de garder à l'esprit le caractère multifonctionnel de l'espace et des arbitrages en jeu. Le concept de « coût d'opportunité » est fondamental pour appréhender les arbitrages économiques. Il définit les bénéfices auxquels on renonce en affectant les ressources disponibles à un usage donné, comme les espaces verts. De ce point de vue, l'analyse économique permet de mettre en lumière la nature des choix auxquels sont confrontés les agents et de proposer des modes de régulation des espaces verts.

Conclusion du chapitre

La ville fait face à de nombreux défis : pénurie de logements, rallongement des déplacements, conditions de vie insalubres, renchérissement du prix foncier, pénurie de terrains viabilisés, dégradation du lien social, perte de vitalité de certaines zones, dégradation de l'environnement, etc. Le dénominateur commun à ces défis est le sol (Qadeer, 1981). Il est une ressource naturelle dégradable et le fait d'avoir exclu la nature de la ville n'est pas sans coûts. Différents acteurs y poursuivent des objectifs parfois concurrents. Ces comportements ont pour support commun la disposition de foncier. Le prix de ce dernier est le fruit de l'ajustement entre l'offre et la demande, et également des règles issues des documents d'urbanisme, des droits de construction, etc.

L'urbanisation croissante amplifie certaines dégradations environnementales aussi bien au niveau local qu'au niveau mondial. La pollution, le bruit, la détérioration des paysages, la qualité de l'eau affectent tout un chacun dans une plus ou moins grande mesure. Les individus ne sont pas touchés par les mêmes nuisances selon le sexe, le revenu, l'âge, etc. Ils peuvent être directement frappés par les maux urbains ; ils peuvent exprimer leurs préoccupations pour ces questions parce qu'ils estiment que l'environnement jouit d'une valeur intrinsèque et/ou parce qu'ils souhaitent que les générations présentes et futures aient accès à un environnement sain.

Dans ce chapitre, nous avons mis en lumière l'origine des arbitrages économiques sous-jacents aux espaces verts. Ils assurent, d'une part, un rôle essentiel pour la qualité du cadre de vie et les populations ont, d'autre part, un accès très hétérogène aux espaces verts selon leur revenu, leur ville de résidence, etc.

Ces interrogations soulèvent la question de l'allocation des espaces verts. Il convient, ainsi, de s'interroger sur leur statut dans l'analyse économique. Les espaces verts ne sont pas des biens économiques classiques comme les voitures. Ils ne sont pas interchangeables, ils sont indivisibles, leur usage est dans une certaine mesure collectif et s'échelonne dans le temps (dans la mesure où l'usage ne les détruit pas).

Chapitre 2

Les caractéristiques économiques des espaces verts

Introduction

Dans ce chapitre, nous posons la question du statut des espaces verts dans l'analyse économique. Pour ce faire, nous adoptons l'approche proposée par l'économie de l'environnement. Elle assoie ses fondements dans la théorie néoclassique dans laquelle l' « efficacité économique » est le cœur. Cette dernière est développée par l'économie du bien-être qui repose sur deux concepts : l' « optimum de Pareto » et l' « équilibre général concurrentiel » [1]. L'allocation des ressources est pareto-optimale s'il n'est pas possible d'améliorer le bien-être d'un individu sans détériorer celui d'au moins un autre individu. A l'équilibre concurrentiel, chaque consommateur maximise son utilité sous sa contrainte budgétaire et chaque producteur maximise son profit sous sa contrainte technologique, le système de prix étant une donnée exogène aux agents. L'équilibre général est optimal lorsque le bien-être des agents est maximisé. De ces deux concepts découlent les deux théorèmes fondamentaux de l'économie du bien-être. Selon le premier, tout équilibre général en concurrence pure et parfaite est un optimum de Pareto. Pour le second, il est possible d'associer un système de prix d'équilibre général à tout optimum de Pareto. Cela signifie que le fonctionnement des marchés concurrentiels permet d'atteindre une allocation efficace des ressources sans l'intervention de l'Etat. Cette analyse souffre de nombreuses exceptions qui se manifestent par des « défaillances du marché ». Il s'agit de l'incapacité du marché à maintenir certaines activités « souhaitables » ou à arrêter les activités « indésirables » (Bator, 1958).

Ce chapitre contient trois sections dont le thème unificateur est que le marché ne permet pas de réaliser une allocation optimale des espaces verts. Dans la section 1, nous expliquons en quoi ceux-ci exhibent les caractéristiques d' « externalité » et de « bien public » et nous exposons le fond des problèmes économiques qu'ils soulèvent. Puis, dans la section 2 nous examinons les déviations par rapport aux hypothèses de la théorie de l'équilibre général, déviations qui se traduisent par l'inefficacité de l'allocation des espaces verts. Enfin, dans la section 3 nous exposons les problèmes spécifiques des « biens publics locaux » qui feront l'objet du reste de cette thèse.

[1] Le lecteur intéressé pourra se reporter à Salanié (2000).

Section 1. Les sources de défaillances du marché

Cette première section vise à exposer les caractéristiques économiques des espaces verts. Dans un premier temps, nous répertorions les principales caractéristiques des externalités occasionnées par leur production et leur consommation. Ensuite, nous définissons leur nature économique en fonction de leur usage à partir de la distinction entre biens privés et biens publics.

1.1 Analyse des externalités

1.1.1 Définition standard des externalités

L'économie de l'environnement s'est particulièrement structurée autour du concept d'externalité. Il a originellement été développé par Marshall (1890), Pigou (1920) et Meade (1952). Au cours des dernières décennies, son interprétation a évolué (cf. Géniaux, 1999). Parce qu'il échappe à toute tentative de définition consensuelle, nous adoptons la définition classique suivant : « tout effet indirect d'une activité de production ou d'une activité de consommation sur une fonction d'utilité, un ensemble de consommation ou un ensemble de production » (Laffont, 1988). Ou encore, ce sont les « situations où les décisions de consommation ou de production d'un agent affectent directement la satisfaction (bien-être) ou le profit (bénéfice) d'autres agents sans que le marché évalue et fasse payer ou rétribue l'agent pour cette interaction » (Picard, 1987). Autrement dit, une externalité se présente lorsque la production ou la consommation d'un agent A affecte (positivement ou négativement) l'utilité d'un agent B de façon involontaire ou lorsqu'il n'y a pas de compensation entre le producteur de l'externalité et celui qui la reçoit. L'agent A ne prend pas en compte l'effet de sa décision sur l'agent B.

Dans la littérature, les concepts d'externalité et d'aménité sont parfois utilisés à des fins similaires. Pourtant, tout comme la définition d'une externalité n'est pas consensuelle, celle d'une aménité ne l'est pas non plus. Pour certains, l'aménité est une externalité positive à l'instar des attributs paysagers issus de l'activité agricole (Vanslembrouck et Van Huylenbroeck, 2005), ou encore, elle est synonyme d'une modification d'un bien public dont les bénéfices font l'objet

d'une évaluation économique (Mitchell et Carson, 1989). Pour d'autres, la différence entre externalité et aménité réside dans l'origine de l'effet externe. Selon Longuépée (2003), l'externalité, comme conceptualisée par Marshall (1890) puis Pigou (1920), décrit un processus d'origine anthropique. Elle provient de la production et de la consommation dans le cadre d'une activité marchande ; les effets externes émanant de processus naturels n'entrent pas dans cette catégorie des externalités. Pour Longuépée (2003), ces effets externes naturels ainsi que les externalités *stricto sensu* doivent être traités comme des éléments faisant partie d'une catégorie plus globale d'effets externes, les aménités. Ce concept plus large intègre les effets externes qui modifient le bien-être des agents économiques, ces effets pouvant être d'origine anthropique, partiellement anthropique ou non anthropique.

Dans cette thèse, nous utilisons le concept d'aménité pour nous référer à l'ensemble des bénéfices rendus par les espaces verts, dans la lignée des travaux sur l'économie du paysage (Lifran et Oueslati, 2007 ; Vanslembrouck et Van Huylenbroeck, 2005). L'externalité renvoie quant à elle à l'action d'un agent ayant des répercussions sur le bien-être d'un autre agent sans compensation ou négociation entre les deux parties.

1.1.2 Typologie des externalités associées aux espaces verts

Les activités de production et de consommation des espaces verts par certains agents influencent le bien-être d'autres en dehors de la sphère marchande ou en l'absence de compensation monétaire entre eux. Dès lors, on est en présence d'externalités. Nous les classons en quatre catégories, selon qu'il s'agit d'externalités positives ou négatives et que celles-ci concernent la production ou la consommation.

Du point de vue de la production, des externalités positives apparaissent lorsque les actions d'un agent bénéficient à d'autres, sans que ceux-ci ne paient le prix. Elles sont dites « technologiques » lorsque l'action d'un agent affecte le bien-être d'un ou plusieurs agents en dehors d'un échange volontaire entre eux et hors de la sphère marchande. Prenons l'exemple d'un agent (un individu, une entreprise ou une collectivité) qui fournit un parc urbain et contribue ainsi

à la qualité de vie d'un quartier. Un commerce (par exemple un restaurant avec terrasse) percevra des bénéfices de par l'augmentation de sa clientèle liée à la proximité de ce parc et ce sans rétribuer l'agent producteur du parc. Ensuite, les externalités sont dites « géographiques » (ou externalités de débordement) lorsque les espaces verts fournis par une commune et financés par les impôts locaux bénéficient aussi aux résidents des communes voisines, qui peuvent se déplacer pour en profiter sans supporter le coût de la fourniture.

Inversement, des externalités de production négatives se présentent lorsque la décision d'un agent nuit à d'autres agents sans qu'il y ait de compensation financière. A titre d'illustration, lorsqu'un espace vert est mal entretenu, il dégrade la qualité du cadre de vie des alentours. Ou encore, la décision de créer un grand parc dans une commune peut desservir certains individus dont le temps de trajet pour accéder au centre-ville augmente. Les individus gênés par ce parc ne reçoivent pas de compensation pour cette nuisance[1].

Du point de vue de la consommation, il y a des externalités positives dès lors que l'action d'un consommateur profite à d'autres sans qu'il n'y ait de compensation financière. Si un individu entretient son jardin, il apporte de la satisfaction à ses voisins sans que ceux-ci ne le dédommagent pour les bénéfices perçus. La consommation des espaces verts peut également être à l'origine de nuisances pour d'autres, par exemple lorsqu'un individu entretient mal son jardin gênant ainsi ses voisins ou les passants. Ou encore, des individus qui apprécient la tranquillité d'un parc subiront une perte de bien-être si le parc est surfréquenté. Ces effets externes sont qualifiés d'externalités de congestion (ou externalités d'encombrement). Néanmoins, celles-ci peuvent être perçues comme des externalités positives si les individus valorisent la surfréquentation des espaces verts. D'autres usages des espaces verts occasionnent des externalités de consommation négatives comme les actes de dégradation et de vandalisme.

De façon générale, les externalités décrites précédemment ne sont pas transmises par le marché. Qu'en est-il lorsque les décisions de production et de consommation d'un espace vert ont une influence (positive ou négative selon la qualité de l'espace vert) sur les prix de vente et de

[1] Nous pouvons cependant nuancer ce propos. En effet, ces individus peuvent être compensés s'ils accordent de la valeur à ce nouveau parc.

location des biens immobiliers ? Certains auteurs évoquent l'existence d'externalités pécuniaires. Là encore, il n'existe pas de consensus sur leur définition. Pour Scitovsky (1954) ou Godard (2004), elles se réfèrent à une externalité véhiculée par les prix, comme la baisse des prix conséquente à une innovation. Pour Laffont (1988), si l'externalité renvoie à une variation de la production conséquente à une variation des prix des facteurs de production, il n'y a pas de problème d'efficacité. En effet, en présence d'un système complet de marchés[1] (donc par définition en l'absence d'externalité) et en l'absence d'asymétries d'information, l'équilibre concurrentiel est pareto-optimal. Si tous les agents économiques adoptent un comportement concurrentiel, alors une modification de la production ou de la consommation d'un agent sera prise en compte par le prix de marché émanant de la confrontation entre l'offre et la demande. Par conséquent, il n'est pas approprié de parler d'externalité pécuniaire *stricto sensu*. En revanche, Laffont (1988) met en lumière l'intérêt du concept lorsque l'action d'un agent change le contenu informatif des prix. Cela aura pour conséquence de modifier les anticipations des autres agents et par là même leur utilité espérée. En l'occurrence, les prix jouent un rôle double. Comme dans le cas précédent, ils permettent d'égaliser l'offre et la demande. Néanmoins, si l'information est décentralisée, ils véhiculent une partie de l'information. Ainsi, lorsque le comportement d'un agent change les prix, il modifie leur contenu informatif et par conséquent il affecte les anticipations des autres agents. Laffont (1988) évoque alors l'existence d'« externalités informationnelles ». Dans le cas de marchés incomplets, l'action d'un agent influence les prix et donc les consommations des autres agents. Ceci se traduit par une « externalité dimensionnelle ». Enfin, il y a une « externalité distributionnelle » lorsque l'action d'un agent influence les prix et rend possible une distribution des revenus.

Pour Adelstein et Edelson (1976), on est en présence d'une externalité pécuniaire si l'action d'un agent influence la redistribution du revenu entre les membres d'une communauté sans que cela ne modifie le revenu total disponible ; il existe une véritable externalité lorsque l'action d'un agent augmente ou diminue le revenu total de la communauté. Ils prennent pour exemple un parc public financé par une taxe sur les ventes au sein d'une communauté. La fréquentation du parc induit des coûts d'entretien. Une nouvelle famille entre dans la communauté. Elle consomme moins au

[1] Les marchés sont dits complets si pour chaque bien, il existe un marché à tout moment et dans tous les états du monde possibles (cf. Salanié, 2000).

sein de la communauté mais fréquente le parc. Afin de maintenir la qualité du parc, le taux de taxe est augmenté. Ainsi, la famille impose une externalité pécuniaire puisque la répartition des coûts d'entretien est modifiée. Si la nouvelle famille accorde davantage de valeur au parc, c'est-à-dire plus que sa part de taxe, mais moins que les coûts d'entretien liés à l'usage, alors il y a une véritable externalité. La nouvelle famille a une incitation financière à faire partie de la communauté, mais la valeur nette du parc pourrait être augmentée en empêchant l'accès à des nouveaux résidents.

De toute évidence, la littérature ne fournit pas de définition rigoureuse et consensuelle des externalités pécuniaires. Par conséquent comment pouvons-nous définir les effets des espaces verts sur les prix des biens immobiliers ? Dans une analyse de l'influence des aménités sur les prix des biens immobiliers, Small and Steimetz (2007) proposent la distinction suivante : les externalités pécuniaires interviennent lorsqu'un acheteur utilise les prix des biens immobiliers alentours pour estimer la valeur du bien immobilier qui l'intéresse. Ils évoquent les externalités technologiques lorsqu'un individu retire une utilité à vivre dans un quartier où les prix immobiliers sont élevés, en raison de la qualité des logements et des aménités, ou du statut social du quartier. Selon cette distinction, il apparaît que seul le second type d'externalité suscite une variation de l'utilité.

La littérature recense des classifications alternatives des externalités. Elles sont directes ou indirectes : par exemple, un individu entretenant son jardin produit une externalité directe pour ses voisins (à travers les aménités paysagères) et une externalité indirecte pour sa commune en contribuant à son fleurissement. Elles sont publiques ou privées (Baumol et Oates, 1988). La biodiversité constitue un exemple d'externalité publique car elle est indivisible. Elle ne varie pas en fonction du nombre d'individus. En revanche, un jardin mal entretenu peut constituer une externalité privée parce qu'elle est divisible. L'individu lésé sera le voisin disposant d'un accès visuel privé sur ce jardin.

Nous pouvons également nous interroger sur le caractère intentionnel et incontrôlable des externalités (Burrows, 1995). De par la nature anthropique des espaces verts, les externalités sont volontaires. En revanche, elles ont un caractère incontrôlable pour celui qui les subit ou en

bénéficie. Effectivement, étant donné que l'effet n'est pas véhiculé par un système de prix, il est par définition hors contrôle (Laffont, 1988). Cependant, un individu peut choisir de bénéficier ou non des externalités liées aux espaces verts de par ses choix de localisation résidentielle ou de fréquentation de ces espaces. La question qui se pose alors est de savoir si la production d'une externalité est un acte délibéré de bienveillance ou de malveillance. Un individu peut être à l'origine d'une externalité négative en dégradant une pelouse sans pour autant vouloir nuire aux autres usagers. Un autre peut produire une externalité négative par des actes de vandalisme dans un parc. Dans un tel cas, il retire de l'utilité de cet acte de malveillance. Formellement cela se traduit par une interdépendance d'utilité entre l'individu à l'origine de l'externalité et ceux qui la subissent. Certains auteurs, comme Mishan (1965), soutiennent que de tels cas d'interdépendance d'utilité ne doivent pas être considérés comme des externalités. Ce point est discuté par Morey (2004). Suivant son développement, si un individu apprécie de dégrader le cadre de vie d'autrui, il n'y a pas d'externalité puisqu'il prend en compte l'impact de ses actions sur les autres. La seule façon d'améliorer le bien-être des autres consisterait alors à diminuer celui de l'individu à l'origine des nuisances.

Dans ce développement, nous avons montré la diversité des externalités suscitées par la production et la consommation des espaces verts. En raison de l'absence de définition et de typologie rigoureuses des externalités, il importe de mettre en lumière les problèmes économiques sous-jacents. Les coûts sociaux sont différents des coûts privés dans le cas d'une externalité négative. Les bénéfices sociaux sont différents des bénéfices privés dans le cas d'une externalité positive. Le principal problème est que les espaces verts auront tendance à être produits de façon sous-optimale (ou à l'inverse sur-optimale) s'ils sont source d'externalités positives (ou au contraire négatives) parce que le marché n'intègre pas l'intégralité des bénéfices (ou des coûts). L'absence de droits de propriété sur les effets externes est la source du problème. A ce stade, nous ne pouvons pas soutenir de manière argumentée que ces défaillances du marché ouvrent la voie à l'intervention publique. Il convient d'abord de déterminer les caractéristiques publiques ou privées des espaces verts.

1.2 Les espaces verts, entre biens privés et biens publics

1.2.1 Définition standard des biens publics

La théorie des biens publics[1] a été initiée par Samuelson (1954)[2]. Il distingue les biens privés des biens publics purs. Les premiers sont échangés sur le marché. Ils satisfont le principe de rivalité selon lequel deux agents ne peuvent pas bénéficier simultanément d'un même bien[3]. Les biens publics ne respectent pas ce principe. La non-rivalité d'un bien est liée à son indivisibilité. Si un individu consomme le bien, sa consommation ne réduit pas la quantité disponible pour les autres consommateurs. Le critère d'excluabilité permet également de différencier les biens : un individu ne peut consommer un bien que s'il paie le prix. La plupart des biens privés respectent ce principe (exception faite de certains biens distribués gratuitement). Les biens publics purs sont non-excluables ; en ce sens il n'est pas possible d'exclure un individu de la consommation du bien. Les raisons sont techniques, sociales, culturelles ou liées au coût de l'exclusion.

Ainsi, les biens publics purs répondent aux caractéristiques de non-excluabilité et de non-rivalité. Ces deux critères permettent de déterminer si un bien est privé ou public. Lorsqu'une seule condition est remplie, un bien est dit impur. Afin de définir la nature d'un bien, Picard (1987) propose une démarche en trois étapes.

(i) L'exclusion est-elle possible ? Cela revient à se demander s'il est possible de rationner l'usage du bien et d'exclure un individu de sa consommation. Dans certains cas, il est possible d'exclure un individu de la consommation ou de réserver l'usage à certains. On peut citer pour exemples une forêt urbaine (impossibilité d'exclusion), un jardin

[1] Les termes « bien public » et « bien collectif » sont équivalents. La traduction de « *public good* » en « bien public » peut conduire à une ambiguïté et renvoyer à un mode de fourniture. Dans cette thèse, nous utilisons le concept de bien public sans faire référence à un mode de fourniture spécifique *a priori*.

[2] Par la suite, elle a été développée dans de nombreux ouvrages comme Bénard (1985), Buchanan (1965), Cornes et Sandler (1996), Musgrave (1959) et Stiglitz (2000).

[3] Toutefois, les exceptions sont de plus en plus nombreuses avec notamment le développement des biens virtuels (par exemple les jeux vidéo en ligne).

botanique avec une entrée payante (possibilité d'exclusion par les prix) et un théâtre (possibilité d'exclusion selon un système de réservation).

(ii) Existe-t-il des effets de congestion ? Cette question est liée à celle du coût marginal d'un usager supplémentaire. En l'absence d'effets de congestion, c'est-à-dire de surfréquentation, le coût marginal d'un usager est quasiment nul, voire nul. A l'inverse, les effets de congestion impliquent que ce coût est positif ou que l'utilité des autres individus varie.

(iii) L'usage est-il obligatoire ? Pour certains biens, la décision de consommation ne relève pas de l'individu et il existe une obligation d'usage (comme la défense nationale). Pour d'autres, il n'existe pas d'obligation d'usage (comme les parcs urbains).

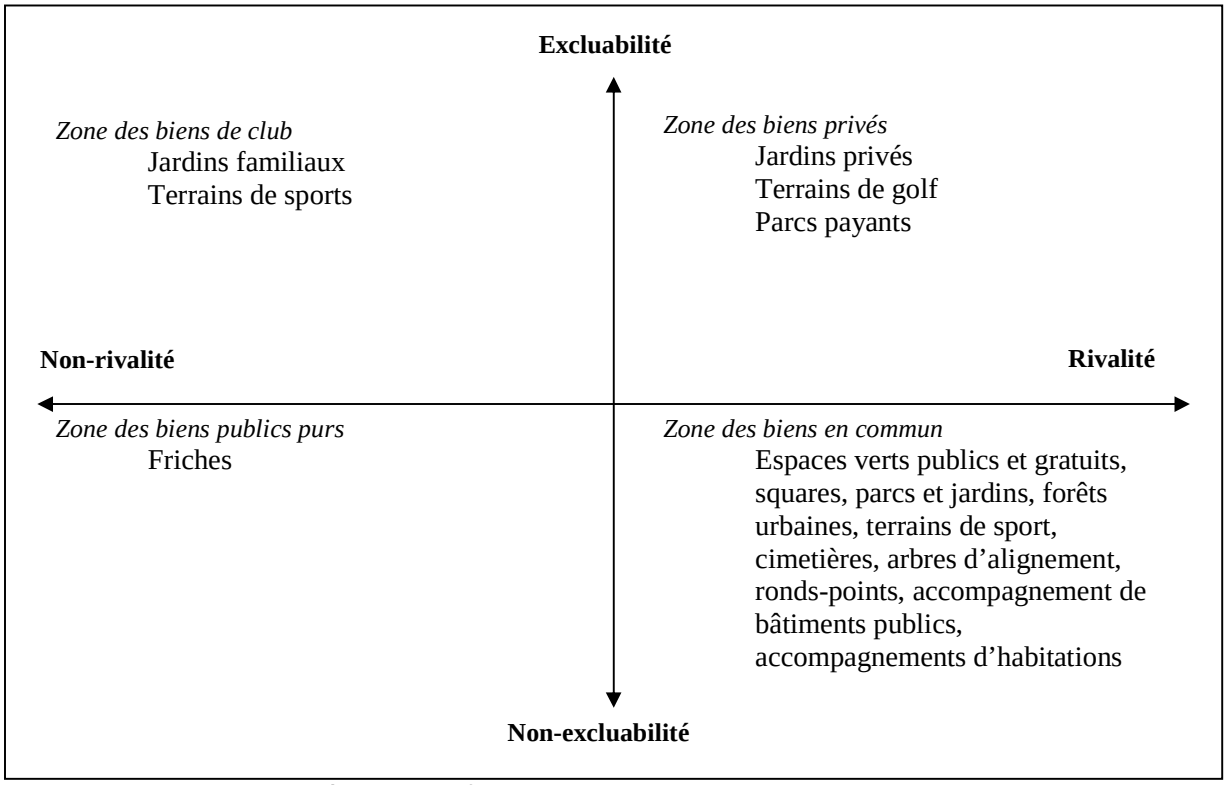
Une réponse négative aux deux premières et positive à la troisième permet d'identifier les biens publics purs. Cependant, ces conditions sont rarement remplies simultanément. C'est pourquoi la définition des biens publics proposée par Samuelson a été remise en question. Nous ne ferons pas état de toutes les critiques. Nous retenons les points que nous jugeons essentiels au regard de la problématique des espaces verts. Notamment, Margolis (1955, cité par Derycke et Gilbert, 1988) remet en cause l'indivisibilité. Il existe des limites de capacité des biens publics, ce qui donne lieu à des externalités de congestion. Dorfman (1968, cité par Derycke et Gilbert, 1988) remet en question l'impossibilité d'exclusion. L'usage de certains biens présuppose un acte volontaire des individus. Il faut se déplacer pour accéder à un espace vert. De fait, un individu résidant à Paris ne peut pas profiter des espaces verts offerts par la ville d'Angers. La distance constitue donc une barrière à l'accès. Ainsi, comme la plupart des biens publics, certains espaces verts sont des biens publics impurs.

1.2.2 Le caractère public ou privé des espaces verts

Les espaces verts sont des biens publics impurs puisque souvent ni le principe de rivalité, ni celui de l'excluabilité ne peuvent être vérifiés simultanément. Deux individus peuvent bénéficier simultanément d'un même espace vert ; un individu peut en disposer sans payer le prix. Dans la

plupart des cas, il n'est pas possible ou souhaitable d'exclure un individu de l'usage. Par ailleurs, leur usage n'est pas obligatoire[1]. Néanmoins, nous avons vu que les espaces verts recouvrent plusieurs objets, chacun ayant des caractéristiques propres pouvant dépendre de sa localisation. Dans la figure 4, nous proposons une classification des espaces verts dans la typologie des biens publics selon un gradient de rivalité et d'excluabilité[2]. Les différentes combinaisons de ces deux propriétés mettent en lumière quatre catégories de biens.

Figure 4. Caractérisation des espaces verts sous le double critère de l'excluabilité et de la rivalité



Source : adaptation de l'auteur à partir de Lifran et Oueslati (2007)

[1] Ce propos peut être nuancé. Nous pouvons citer pour exemples un automobiliste contraint d'utiliser les ronds-points et un individu contraint de voir les aménités paysagères offertes par les espaces verts de sa ville de résidence.

[2] Certains services rendus par les espaces verts ont aussi des caractéristiques de biens publics. Nous faisons le choix de ne pas les inclure dans la typologie des biens publics en raison de leur diversité et de leurs caractéristiques différentes selon le type d'espaces verts. Par exemple, les aménités paysagères offertes par une forêt urbaine peuvent être définies comme des biens publics purs (elles sont non-rivales et non-excluables). En revanche, d'autres dont bénéficient les visiteurs d'un parc payant sont excluables voire rivales si le nombre de points d'observation est limité.

Les espaces verts entrant dans la catégorie des biens publics purs sont non-excluables et non-rivaux. Peu présentent ces caractéristiques. En revanche, certains services rendus par les espaces verts sont des biens publics purs car ils sont accessibles à tous et disponibles en même quantité pour chacun. Ce sont par exemple les services écologiques ou les aménités paysagères. Plus précisément, si le nombre de localisations permettant de jouir des aménités paysagères offertes par un espace vert est important, alors les aménités paysagères sont des biens publics purs. Cela implique que l'offre privée est défaillante puisque le producteur du bien ne peut pas compenser les dépenses engagées pour sa fourniture à partir de sa vente, le bien étant rendu accessible à tous indépendamment d'un paiement. Le problème principal en présence d'un bien public pur est la détermination de sa quantité optimale.

A l'inverse, certains espaces verts ont des caractéristiques de biens privés. Ils sont excluables et rivaux. Par exemple, il peut exister un unique point de vue pour profiter des aménités paysagères offertes par un espace vert. Dans ce cas précis, l'achat du sol permet de privatiser l'aménité (Lifran et Oueslati, 2007). Cette catégorie de biens ne soulève pas de problème propre à l'action collective (Lévêque, 2004).

Les espaces verts excluables et non-rivaux sont des biens de club[1] puisque qu'il existe une possibilité juridique et technique d'exclure de l'usage les individus qui ne souhaitent pas en payer l'accès. Leur fourniture émane de deux décisions : l'adhésion au club et les frais d'admission. L'adhésion peut être restrictive ou ouverte. Il peut y avoir des frais d'admission ou non. Les frais d'admission permettent de compenser le coût marginal de l'usage et de limiter les externalités de congestion (Cornes et Sandler, 1996 ; Scotchmer, 2002). La question qui se pose en présence d'un bien de club est sa taille optimale, soit le nombre d'adhérents.

Enfin, les espaces verts non-excluables et partiellement rivaux sont des biens en commun. Ils sont potentiellement consommables par tous et leur surfréquentation peut occasionner des externalités de congestion. S'ils ne sont pas excluables en l'état de la technique et du droit, une exclusion partielle s'effectue néanmoins par la distance. On parle alors de biens publics locaux[2]. Ils sont

[1] Buchanan (1965) est à l'origine du concept de « bien de club ».

[2] Ce concept développé par Tiebout (1956) fera l'objet d'un examen approfondi dans la section 3 de ce chapitre.

non-excluables pour les individus résidant à proximité et ils sont potentiellement rivaux. Le problème qu'ils posent est une gestion qui évite les effets de congestion. Dès lors, cette question peut être abordée du point de vue des externalités.

Nous avons donc identifié quatre catégories d'espaces verts sous l'angle des biens publics, chacune soulevant un problème de définition de régimes de propriété et de modes de gestion distincts. Notons tout de même que cette classification est évolutive. Un espace vert est indissociable de son aire d'influence. Cette dernière porte en elle une société, un environnement juridique et une organisation institutionnelle, lesquels évoluent au cours du temps.

La différence entre les biens publics et les externalités est subtile. Pour l'externalité, le bien consommé par un individu peut être différent pour les parties tiers. Par exemple, si un individu A plante des fleurs dans son jardin, cela représente une externalité positive pour le voisin B qui pourra alors profiter de l'aménité visuelle. Le problème n'est pas que les deux individus consomment le même bien (l'aménité visuelle) mais que la consommation de l'individu A modifie l'utilité de l'individu B sans que cela ne soit pris en compte dans un système de prix (Mueller, 2003). Comme la consommation de l'aménité visuelle par l'individu B est non-excluable, il faut mettre en place un système de coordination pour atteindre l'optimum de Pareto. Ainsi, une externalité possède souvent les caractéristiques de bien public (pur ou impur), mais pas nécessairement (Laffont, 1988).

Section 2. Espaces verts et efficacité économique

Dans cette section, nous analysons la perte d'efficacité liée à la fourniture des espaces verts. Pourquoi le marché ne permet-il pas d'atteindre l'optimum ?

2.1 Les externalités, sources d'inefficacité

La présence d'externalités viole les hypothèses fondamentales des deux théorèmes de l'économie du bien-être. En présence d'externalités, le bien-être des agents découle de la consommation de biens qui n'ont pas de prix de marché. Pourquoi la présence d'externalités modifie-t-elle les conditions nécessaires à la réalisation de l'optimum ? Dans le cas d'une externalité positive, il y aura une tendance à la sous-fourniture du bien car l'agent émetteur ne prend pas en compte le bénéfice social marginal. En cas d'externalité négative, il y aura une tendance à la surproduction du bien car l'agent émetteur ne tient pas compte du coût social marginal qu'il impose.

Nous reprenons le cadre de l'analyse proposée par Vanslembrouck et Van Huylenbroeck (2005)[1]. Soit une économie qui utilise deux facteurs de production, le travail L et le capital K. Combinés, ils permettent de produire deux biens X et Y. La condition d'efficacité de la production suppose que le ratio des productivités marginales PM de chaque intrant soit identique pour chaque bien. Elle est telle que :

$$\left(\frac{PM_L}{PM_K}\right)^X = \left(\frac{PM_L}{PM_K}\right)^Y \qquad (2.1)$$

PPM_L est la productivité marginale privée du travail. EPM_L est le profit marginal externe du travail et SPM_L est la productivité marginale sociale du travail. Il en est de même pour le capital. La relation entre les trois mesures de la productivité marginale du travail est comme suit :

$$PPM_L + EPM_L = SPM_L \qquad (2.2)$$

L'idée sous-jacente est la suivante : lorsqu'un agent utilise une unité supplémentaire de travail, la productivité marginale du travail pour cet agent est PPM_L. Si l'utilisation de ce facteur de production crée une externalité pour d'autres agents, alors elle est exprimée par EPM_L, qui peut être positif ou négatif selon le type d'externalité. La productivité marginale sociale est la somme de la productivité marginale privée et du profit marginal externe. La condition d'efficacité est réalisée si les productivités marginales sociales des deux biens sont égales, telle que :

[1] Dans leur ouvrage, ils proposent une analyse des externalités paysagères issues de l'activité agricole.

$$\left(\frac{SPM_L}{SPM_K}\right)^X = \left(\frac{SPM_L}{SPM_K}\right)^Y \qquad (2.3)$$

ou encore

$$\left(\frac{PPM_L + EPM_L}{PPM_K + EPM_K}\right)^X = \left(\frac{PPM_L + EPM_L}{PPM_K + EPM_K}\right)^Y \qquad (2.4)$$

Si les agents économiques maximisent leur profit individuel, seule la productivité marginale privée sera prise en compte dans leurs choix. A l'équilibre, chacun maximise son profit individuel tel que :

$$\left(\frac{PPM_L}{PPM_K}\right)^X = \left(\frac{PPM_L}{PPM_K}\right)^Y = \frac{P_L}{P_K} \qquad (2.5)$$

L'égalisation des ratios des productivités marginales privées conduit à une allocation des ressources différente par rapport à la situation dans laquelle les agents égalisent les ratios des productivités marginales sociales. Par conséquent, le marché est inefficace en présence d'externalités car seuls les intérêts privés sont pris en compte.

Toujours en reprenant le cadre proposé par Vanslembrouck et Van Huylenbroeck (2005), nous exposons les raisons pour lesquelles les comportements non-coopératifs sont sous-optimaux. Supposons que dans un quartier, un acteur soit à l'origine d'une externalité positive à travers l'aménagement d'un parc payant. Une entreprise A (par exemple une boulangerie) produit un bien X vendu à un prix P_X et une autre entreprise B produit un bien Y (le parc) dont le prix d'accès est P_Y. Pour simplifier, nous supposons que la production du bien X est plus intensive en capital et nécessite l'utilisation d'un seul intrant K. La production du bien Y est plus intensive en travail et nécessite l'utilisation d'un intrant L. La production du bien Y génère une

externalité positive. Le parc attire des visiteurs, lesquels vont consommer de façon annexe le bien X. L'externalité est notée Ψ.

Les fonctions de production sont les suivantes :

$$X = X(K, \Psi) \qquad (2.6)$$

$$Y = Y(L) \qquad (2.7)$$

avec $\Psi = \Psi(L)$.

Nous supposons que $\partial X / \partial K > 0$, $\partial X / \partial \Psi > 0$ et $\partial Y / \partial L > 0$. La production de X dépend de la quantité de capital utilisée par l'agent A et dans une certaine mesure de la quantité de travail choisie par l'agent B. Dans une économie de marché en concurrence pure et parfaite, chaque acteur maximise son profit de façon indépendante :

$$\Pi_X = P_X X - P_K K \qquad (2.8)$$

$$\Pi_Y = P_Y Y - P_L L \qquad (2.9)$$

L'entreprise A choisit un niveau K qui maximise son profit. L'entreprise B choisit un niveau L qui maximise son profit. Les conditions de premier ordre sont :

$$\frac{\partial \Pi_X}{\partial K} = P_X X_K - P_K = 0 \qquad (2.10)$$

$$\frac{\partial \Pi_Y}{\partial L} = P_Y Y_L - P_L = 0 \qquad (2.11)$$

avec $X_K = \partial X / \partial K$ et $Y_L = \partial Y / \partial L$. Les conditions de maximisation du profit peuvent être réécrites de la façon suivante :

$$P_X X_K = P_K \qquad (2.12)$$

$$P_Y Y_L = P_L \qquad (2.13)$$

Les termes de gauche représentent la valeur de la productivité marginale des intrants en fonction de la production. Les termes de droite correspondent aux coûts marginaux des intrants. La quantité utilisée de chaque intrant est choisie de sorte que la valeur de sa productivité marginale soit égale à son coût marginal. En réécrivant les équations (2.12) et (2.13), on obtient :

$$P_X = \frac{P_K}{X_K} \qquad (2.14)$$

$$P_Y = \frac{P_L}{Y_L} \qquad (2.15)$$

Dans les conditions d'équilibre de maximisation du profit, le prix de chaque bien produit est égal au coût marginal de production privé. L'agent B ne prend pas en compte les bénéfices qu'il procure à l'agent A. Ce dernier ne compense pas le premier pour les bénéfices perçus.

Les mécanismes présentés sont similaires pour deux individus (il faudra alors raisonner en termes d'utilité) ou entre un individu et une entreprise.

Maintenant, considérons que les profits sont maximisés conjointement, tels que :

$$\Pi_{X+Y} = P_X X(K, \Psi) + P_Y Y(L) - P_K K - P_L L \qquad (2.16)$$

Les conditions de premier ordre sont :

$$\frac{\partial \Pi_{X+Y}}{\partial K} = P_X X_K - P_K = 0 \qquad (2.17)$$

$$\frac{\partial \Pi_{X+Y}}{\partial L} = P_X \frac{\partial X}{\partial \Psi}\frac{\partial \Psi}{\partial L} + P_Y Y_L - P_L = 0 \qquad (2.18)$$

En réécrivant l'équation (2.18), on obtient :

$$P_X \frac{\partial X}{\partial \Psi}\frac{\partial \Psi}{\partial L} + P_Y Y_L = P_L \qquad (2.19)$$

La première partie du terme de gauche $\left(P_X \frac{\partial X}{\partial \Psi}\frac{\partial \Psi}{\partial L}\right)$ représente la valeur de l'externalité marginale positive créée par l'agent B (production de Y) vers l'agent A (production de X). Le bénéfice marginal, en unités physiques, est donné par $\left(\frac{\partial X}{\partial \Psi}\frac{\partial \Psi}{\partial L}\right)$. La seconde partie du terme de gauche $(P_Y Y_L)$ représente la valeur de la productivité marginale du travail dans la production du bien Y. Le terme de gauche correspond à la valeur totale de la productivité marginale de l'intrant L. Ainsi, la solution obtenue dans l'équation (2.12) n'est pas pareto-optimale en présence d'externalités. La solution efficace est celle obtenue dans l'équation (2.19). A l'optimum, la quantité de facteur L utilisée est supérieure et par conséquent, la quantité de bien Y produite est supérieure.

Pour que les choix de l'agent B conduisent spontanément au niveau optimal, il doit prendre en compte le bénéfice externe. L'internalisation de l'externalité consisterait alors à compenser B pour les bénéfices de ses choix (et inversement de faire peser sur B les coûts qu'il fait subir à A dans le cas d'une externalité négative).

2.2 Biens publics et efficacité économique

Les caractéristiques de biens publics impurs des espaces verts posent pour principal problème l'incitation à les produire. Ce problème est essentiellement lié à leur indivisibilité et à leur non-excluabilité.

La quantité optimale de biens privés est obtenue sur le marché. Pour ces biens, on obtient la demande en additionnant les demandes individuelles. Soit deux biens privés X et Y. $(U_X/U_Y)^A$ est le nombre d'unités de bien Y que l'individu A est prêt à céder pour acquérir une unité supplémentaire de bien X, toutes choses étant égales par ailleurs. Le bien X est divisible, par conséquent le « consentement à payer » (CAP)[1] de la collectivité pour une unité de X est égal au CAP d'un individu. La condition d'optimalité requiert que le CAP d'un individu pour X en unités de Y soit égal au coût d'opportunité de X en unités de Y, tel que :

$$\left(\frac{U_X}{U_Y}\right)^A = \left(\frac{U_X}{U_Y}\right)^B = \left(\frac{PM_K^Y}{PM_K^X}\right) = \left(\frac{PM_L^Y}{PM_L^X}\right)\left[= \frac{P_X}{P_Y}\right] \quad (2.20)$$

Pour les biens publics, la tâche se complique. Soit une commune composée de n habitants. Les espaces verts sont fournis en quantité z. Le coût total de production est $CT(z)$ avec $Cm(z)$ le coût marginal. Pour avoir une unité supplémentaire d'espace vert, l'individu i dispose d'un consentement à payer marginal $CAP_{mi}(z)$ qui est une fonction décroissante de la quantité[2]. La somme des CAP marginaux représente ce que la collectivité est prête à payer pour une unité d'espace vert supplémentaire lorsque le niveau est égal à z. On cherche alors la quantité optimale en comparant la somme des CAP marginaux au coût total de production d'une unité supplémentaire :

(i) Si $\sum_i^n CAP_{mi}(z) > Cm(z)$, il faut produire davantage d'espaces verts puisque les bénéfices excèdent les coûts.

[1] Le consentement à payer est la somme qu'un individu est prêt à céder pour obtenir un bien (cf. Desaigues et Bonnieux, 1998). Ce concept sera développé dans le partie II de cette thèse.

[2] Selon l'hypothèse standard d'utilité marginale décroissante, le CAP pour unité d'espace vert est décroissant. Ceci suggère que le niveau optimal d'espaces verts ne tend pas vers l'infini. Autrement dit, une offre d'espaces verts excédentaire peut être source d'inefficacité. D'un point de vue empirique, cela s'expliquerait par leur coût d'opportunité : les ressources allouées aux espaces verts ne le sont pas pour d'autres usages ou biens publics locaux.

(ii) Si $\sum_{i}^{n} CAP_{mi}(z) < Cm(z)$, il faut réduire le niveau d'espaces verts.

(iii) Si $\sum_{i}^{n} CAP_{mi}(z) = Cm(z)$, la quantité d'espaces verts est optimale.

La condition d'optimalité requiert que la somme des dispositions marginales à payer soit égale au coût marginal. Elle est appelée condition Bowen-Lindahl-Samuelson (BLS)[1]. Pour acquérir un bien public, un individu dispose d'une propension à sacrifier du bien privé. Il faut donc que le coût marginal du bien public soit égal au bénéfice marginal. Cette condition pose plusieurs difficultés :

(i) Si le coût marginal d'un usager est nul, il n'existe pas d'incitation à produire des espaces verts. Les agents savent qu'ils auront du mal à être rémunérés pour leur fourniture. Le marché ne permet donc pas d'offrir un niveau suffisant d'espaces verts.

(ii) Dans le cas d'une fourniture publique, la condition BLS suppose que les pouvoirs publics connaissent les préférences de chaque individu appartenant à la collectivité et qu'ils sont en mesure de leur faire payer un prix optimal pour le bien en question. Cela pose la question du problème du passager clandestin, soulevé par Wicksell (1896), selon lequel les individus peuvent avoir intérêt à annoncer un CAP inférieur à leur véritable CAP. Ce problème constitue un des soubassements de l'économie publique. Quelle est sa pertinence théorique et empirique ? Sur le plan théorique, un individu peut avoir intérêt à annoncer une demande pour les espaces verts très faible afin de peu participer à leur financement, tout en sachant que le niveau de fourniture sera indépendant de son annonce. De ce point de vue, nous pouvons suspecter que le problème du passager clandestin sera d'autant plus important que le nombre d'individus concernés est élevé. Sur le plan empirique, le problème s'avère être moins

[1] Cf. Salanié (2000).

important. D'une part, les individus peuvent rencontrer des difficultés à déterminer de façon optimale la façon de sous-évaluer leur demande, d'autre part, les décisions en matière d'espaces verts et de fiscalité sont prises par les pouvoirs publics qui disposent d'un pouvoir coercitif.

Ainsi, l'existence de biens publics soulève un problème d'incitation. Tous les individus consomment la même quantité de bien public (en l'absence d'externalités de congestion). Etant donné que les usagers ne paient rien en retour, un agent privé ne sera pas incité à produire des espaces verts. De plus, si la fourniture est publique, les pouvoirs publics doivent identifier les préférences des individus et des mécanismes de financement afin d'éviter les comportements de passager clandestin.

Section 3. Les spécificités des biens publics locaux

Dans cette section, nous nous intéressons plus particulièrement aux espaces verts possédant les caractéristiques de biens publics locaux. Après avoir rappelé leur spécificité, nous évoquons deux types d'externalités apparaissant essentielles : la congestion et les effets de débordement.

3.1 Les espaces verts en tant que biens publics locaux

Tiebout (1956) est le premier à avoir introduit le concept de bien public local. Il en propose une définition institutionnelle selon laquelle un bien public local est produit par une collectivité locale. Cette définition a été depuis reprise par, entre autres, Scotchmer (2002). Les consommateurs influencent la quantité et la nature des biens publics locaux fournis de par leur choix de localisation résidentielle. Les bénéfices de ces biens sont dans une certaine mesure confinés aux résidents de la collectivité émettrice, mais peuvent occasionner des externalités de débordement. Autrement dit, ils sont localement produits et utilisés, avec des effets de

débordement plus ou moins importants et sont gérés et financés par des collectivités territoriales de niveau infra-étatique (Derycke et Gilbert, 1988).

Dans le cadre de cette thèse, nous nous concentrons sur les biens publics locaux. Quelles sont les raisons qui motivent ce choix ? D'une part, les espaces verts présentant les caractéristiques de biens privés ne posent pas de problème du point de vue de l'action collective, et d'autre part, peu sont des biens publics purs ou des biens de club.

En théorie, la définition d'un bien public impur porte sur la consommation et non sur les droits de propriété ou le mode de gestion. Pourtant, nous remarquons que les définitions usuelles des biens publics locaux suggèrent un mode de gestion publique. Et France, la plupart des espaces verts sont fournis par les municipalités. Rappelons qu'il s'agit là des espaces verts publics, les squares, parcs et jardins, les forêts urbaines, les terrains de sport, les cimetières, les arbres d'alignement, les ronds-points et les espaces d'accompagnement de bâtiments publics et d'habitations.

La production et l'entretien des espaces verts impliquent deux types de dépenses : d'investissement et de fonctionnement[1]. Dans un premier temps, les municipalités doivent engager des dépenses d'investissement :

(i) *Le coût d'acquisition des terrains*. Le prix d'acquisition des terrains est lié aux prix fonciers. Dans le cas des espaces verts publics, des emplacements réservés pour les espaces verts sont inscrits dans le Plan Local d'Urbanisme (PLU). Les prix fonciers augmentant (cf. Goffette-Nagot, 2009), les conditions d'aménagement des espaces verts sont de plus en plus coûteuses. En particulier, leur coût d'opportunité est de plus en plus élevé et traduit un manque à gagner croissant.

(ii) *Les frais d'étude et les frais de travaux* (terrassement, aménagement des sols, assainissement). La phase de conception peut nécessiter de faire appel à une maîtrise

[1] Nous renvoyons le lecteur intéressé par une analyse détaillée des coûts des espaces verts (et plus particulièrement des jardins publics parisiens) à Liotard (2000).

d'œuvre et un paysagiste. Ce coût dépend de la superficie de l'espace et de l'aménagement souhaité, plus ou moins technique, plus ou moins sophistiqué, etc.

(iii) *Les dépenses d'équipement.* Ce sont les dépenses engagées pour les systèmes d'arrosage, l'adduction d'eau, l'éclairage, le mobilier de jardin, la serrurerie, les aires de jeux, les locaux, les éléments décoratifs, etc.

(iv) *Les végétaux.* Ce coût varie selon la nature et la taille des espaces verts. Une commune arbitre entre produire l'intégralité des végétaux, tout acheter ou opter pour un système mixte production-achat. L'arbitrage dépend de plusieurs facteurs : les préférences en termes de végétaux, la qualité souhaitée, la disponibilité des moyens de production (terre et emploi), la superficie d'espaces verts et la localisation de la commune vis-à-vis des bassins de production horticole. Plus une commune est éloignée des bassins de production, plus le coût d'achat est élevé du fait des coûts de transport (Oueslati et *al.*, 2006).

Dans un second temps, les municipalités engagent des frais liés à l'entretien :

(i) *Les frais de rémunération du personnel*. Les emplois nécessaires sont liés au jardinage, à l'élagage, à la surveillance, au nettoyage, etc.

(ii) *Les frais de fonctionnement*. Ils comportent les dépenses d'eau, d'électricité, etc.

(iii) *Le matériel et les fournitures.* Ce sont les petits outils, les vêtements, les documentations techniques, etc.

(iv) *Les déchets*. Les espaces verts génèrent deux types de déchets : les déchets verts (biomasse excédentaire issue des tailles et des tontes, constitués des plantes et des feuilles mortes) et les déchets générés par les activités d'intervention sur l'espace (outils, machines, emballages, supports de culture usagés, restes de produits

phytosanitaires…)(Merillot, 1997). A ceux-ci il faut ajouter les déchets laissés par les usagers.

(v) *Les frais liés aux aléas*. Ce sont les dépenses inhérentes aux aléas climatiques (tempêtes) ou les dépenses exceptionnelles (comme les peintures anti-graffitis).

Dans le cas des espaces verts publics non-excluables, toute personne peut en faire l'usage sans avoir à en payer un prix. Si leur coût est financé par une taxe locale alors tout non-résident peut aussi les consommer sans en supporter le coût. Qu'adviendrait-il si les espaces verts publics devenaient des biens excluables ? Ils deviendraient des biens de club[1]. De plus, cela augmenterait les coûts du bien pour vérifier que les usagers sont bien ceux qui en paient le prix. Si l'on rattache un prix à l'espace vert public, il faut être capable de refuser la consommation à ceux qui ne le paient pas. Installer des portes d'entrée et des barrières autour du parc pourrait se révéler plus coûteux que les bénéfices engendrés. Le coût de l'exclusion et la technologie utilisée constituent des facteurs importants de l'excluabilité (Kolstad, 2000). Ainsi, la question n'est pas tant de savoir si l'accès aux espaces verts peut être rationné en l'état du droit et de la technique mais d'évaluer les coûts et les bénéfices d'un dispositif d'exclusion (Lévêque, 2004).

Tant qu'il sera onéreux d'exclure des individus des espaces verts publics et d'en assurer la vérification, il ne sera pas possible d'en faire des biens de club. Dans le cas où cela serait possible, serait-ce souhaitable ? La question se pose car nous avons vu que les espaces verts sont sources de nombreux bénéfices (sociaux, écologiques, etc.) et participent à la qualité du cadre de vie.

L'exclusion est un problème typique de la définition des droits de propriété. Les individus ne peuvent pas être exclus de la consommation des espaces verts pour des raisons techniques, historiques ou culturelles. Pour la plupart des espaces verts, il n'y a pas de frais d'admission ou de conditions d'admission permettant d'empêcher l'accès. Les individus ne peuvent pas être exclus de la consommation d'un parc urbain ou d'un square. Pour les espaces verts, tels que les

[1] Dans ce cas, les questions soulevées seraient la taille optimale du club, les conditions d'adhésion et le montant des frais d'admission.

jardins publics, il serait possible d'exclure les individus comme ceux-ci sont généralement clôturés. Cependant, du fait du contexte historique et social, l'exclusion n'est pas une option souhaitable. En France par exemple, il n'y a pas de frais d'entrée pour accéder au Jardin du Luxembourg (Paris). Certains parcs sont payants mais constituent une minorité. Inversement, en Chine, plusieurs parcs urbains sont payants. Il faut, par exemple, débourser entre 5 et 10 Yuans (entre 0.47 € et 0.94 €) pour profiter du Behai Park à Pékin.

Le statut de biens publics locaux des espaces verts est intrinsèquement lié à la nature des externalités que leur production et leur consommation occasionnent. De plus, il dépend de facteurs culturels et historiques. Le fond des problèmes économiques qu'ils suscitent est lié aux externalités de congestion et aux externalités de débordement.

3.2 Le caractère rival des espaces verts

Un problème se pose du fait que les espaces verts ne sont pas des biens publics purs au sens samuelsonien du terme, selon lequel l'utilisation du bien public par un individu ne réduit pas la quantité consommée par un autre. Ils peuvent être sujets à des externalités de congestion, lesquelles occasionnent deux problèmes principaux : une modification de l'utilité des usagers et une mauvaise estimation du coût marginal par le producteur. Contrairement à l'excluabilité, l'aspect de la rivalité ne peut que difficilement changer avec le temps et l'évolution de la technologie[1].

3.2.1 Les externalité de congestion pour les usagers

Les externalités de congestion suscitent des problèmes de qualité des biens publics locaux, qualité qui est, dans certains cas, une fonction inverse de la quantité d'usagers. Les effets de congestion peuvent entraîner la saturation d'un bien public local. Pour certains biens publics, la qualité décroît avec le nombre d'usagers (par exemple les routes). Pour d'autres, la qualité est

[1] Par exemple, il existe la possibilité de visites en ligne pour les musées. Cette option est limitée pour les espaces verts car les individus n'auraient accès qu'à l'aménité visuelle.

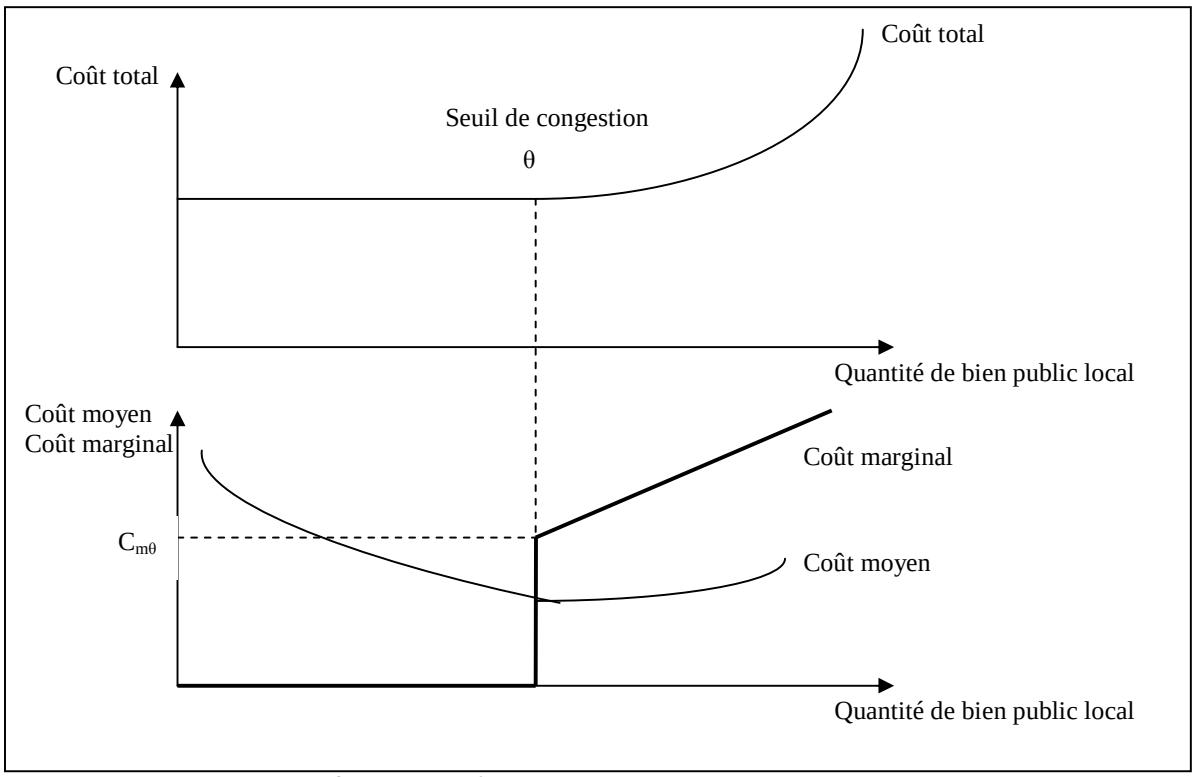
croissante du nombre d'usagers. Bénard (1985) illustre une telle situation avec les services de vaccinations et d'assainissement. Plus le nombre d'usagers est élevé, plus le bien est de qualité.

Pour les espaces verts, les deux effets sont envisageables. Pour certains usagers, la congestion diminue l'utilité marginale de l'espace vert (bruit, réduction de l'espace disponible, etc.). Pour d'autres, la congestion se présente comme une externalité positive. Selon Becker (1991), la demande qu'exprime un consommateur pour certains biens dépend de la demande des autres consommateurs. L'usage d'un espace vert serait alors une activité dans laquelle les individus consomment un service ensemble et en public. Certains individus peuvent retirer davantage de satisfaction si un espace vert est très fréquenté, soit en raison du statut social d'un espace vert particulier, soit parce qu'ils n'apprécient pas d'être dans un parc peu fréquenté. Ils peuvent tout de même subir une baisse d'utilité à partir d'un certain seuil de congestion.

3.2.2 Les externalités de congestion pour les producteurs

La nature rivale des espaces verts est partiellement liée à l'indivisibilité de la production. Il n'est pas possible d'aménager un espace vert par habitant. De plus, les espaces verts peuvent accueillir un certain nombre de personnes sans que cela ne génère d'effets d'encombrement. Le problème de la rivalité est qu'elle implique un coût supplémentaire pour le producteur (cf. figure 6). Celui-ci peut être dû à un surcroît de dépenses inhérentes à la gestion des déchets, l'entretien, la surveillance, etc.

Figure 5. Représentation graphique du seuil de congestion



Source : conception de l'auteur à partir de Lafay (2003)

Le seuil de congestion est représenté par θ. Jusqu'à θ, la fonction de coût total est horizontale. Au-delà de θ, le coût total est croissant et le coût marginal passe de 0 à $C_{m\theta}$.

3.2.3 Littérature empirique sur la congestion

Plusieurs travaux abordent la question de l'existence et de l'amplitude des externalités de congestion (au sens de rivalité dans la consommation) dans les parcs publics urbains. Ils reposent sur le modèle proposé par Borcherding et Deacon (1972) et par Bergstrom et Goodman (1973), basé sur l'hypothèse de l'électeur médian[1] et sur une fonction de congestion telle que :

$$Z^* = ZN^{-\gamma} \qquad (2.21)$$

[1] Le modèle de l'électeur médian est plus amplement présenté dans le chapitre 4 de cette thèse.

où Z est le niveau de bien public offert dans la commune, N la taille de la population, $Z*$ le niveau de bien public consommé par un résident de la commune et γ le paramètre de congestion à estimer. Ce dernier est égal à 0 si le bien est un bien public pur (la consommation de l'électeur médian est indépendante du nombre d'usagers). Il est égal à 1 si le bien est sujet à des effets de congestion (l'électeur médian ne peut consommer que Z/N) : le bien possède alors certaines caractéristiques d'un bien privé. Si le paramètre de congestion est compris entre 0 et 1, le bien est quasi-public avec des effets de congestion. Dans ce cas, il y a toujours des économies d'échelle liées à la consommation. Enfin, s'il est supérieur à 1, chaque nouveau résident impose à la collectivité d'augmenter Z afin de maintenir un niveau constant de bien public par habitant. Dans le tableau 2 nous exposons les résultats des différentes études utilisant cette approche pour les dépenses liées aux espaces verts.

Les biens publics étudiés montrent un fort degré de congestion dans la plupart des tests effectués. Ils ne sont pas des biens publics purs au sens samuelsonien du terme. Ils montrent le même niveau de rivalité dans la consommation que des biens privés. Les usagers infligent un coût ou une perte d'utilité à d'autres usagers. Dans le cas où ces biens ne montreraient pas de rivalité, l'augmentation du nombre d'habitants devrait faire diminuer le prix fiscal[1] puisque le coût de fourniture serait partagé entre davantage d'individus. Quelle est la portée de ces résultats en termes de politique publique ? Faut-il en conclure que les biens publics locaux de type parcs et loisirs peuvent être fournis plus efficacement par le marché ? Même si les auteurs de ces travaux suggèrent que ces biens sont privés du fait de leur fort degré de rivalité, cette conclusion parait aller trop loin puisque l'exclusion est difficile à mettre en oeuvre pour ces biens (Reiter et Weichenrieder, 2003). Les raisons principales sont le manque d'information sur le consentement à payer des individus et le problème du passager clandestin. Par ailleurs, l'exclusion peut s'avérer coûteuse économiquement, techniquement et socialement.

[1] C'est le prix payé par chaque individu pour les biens publics locaux par le biais de la fiscalité (cf. Baudry et *al.*, 2002). Ce concept est plus amplement expliqué dans le chapitre 4 de cette thèse.

Tableau 2. La congestion des espaces verts

Auteurs	Echantillon et type d'espaces verts étudié	Paramètre de congestion γ	Interprétation des auteurs
Bergstrom et Goodman (1973)	Dépenses pour les parcs et loisirs dans 826 villes de 10 000 à 150 000 habitants situées dans 10 Etats (Etats-Unis)	1,44	Les biens publics locaux étudiés sont sujets à des effets de congestion. Seule une fraction de l'offre des villes entre dans la fonction d'utilité des individus.
Edwards (1986)	Dépenses pour les parcs et loisirs dans 78 villes de plus de 10 000 habitants et dans 80 villes de moins de 10 000 habitants dans l'Etat New York (Etats-Unis)	0,21 pour les villes < 10 000 habitants ; sinon 1,36	Dans les communes de plus de 10 000 habitants, les parcs et loisirs ont des caractéristiques de biens privés, contrairement aux communes de moins de 10 000 habitants.
Edwards (1990)	Dépenses pour les parcs et loisirs dans 78 municipalités de l'Etat de New York ayant entre 10 000 et 150 000 habitants (Etats-Unis)	1962 = 3,36 1977 = 1,36	Les parcs et loisirs ont des caractéristiques de biens privés.
Gonzalez et *al*. (1993)	Dépenses pour les parcs et loisirs dans les communes ayant entre 25 000 et 250 000 habitants dans 9 Etats américains	1,175	Les parcs et loisirs ne semblent pas être des biens publics par nature.
McGreer et McMillan (1993)	Dépenses pour les loisirs et la culture dans 211 villes à Victoria en Australie, pour l'année fiscale 1978-1979	2,19 ; 0,16 ; 1,68 selon la forme fonctionnelle	La congestion diminue à la marge.
McMillan et *al*. (1981)	Dépenses pour les loisirs et la culture dans 163 villes de l'Ontario (Canada) en 1976	0,39 pour les villes < 10 000 habitants ; sinon 0,67	Les biens publics locaux ont une nature davantage publique dans les petites villes.
Pack et Pack (1978)	Dépenses pour les parcs et loisirs dans 983 villes de Pennsylvanie (Etats-Unis) en 1970	1,36	Les biens publics locaux semblent être fournis de façon publique pour des raisons historiques.
Pommerehne (1978)	Dépenses d'éducation, de loisirs et de sports dans les 110 plus grandes communes suisses en 1970	1,14	Les biens étudiés ne semblent pas être des biens publics par nature.
Pommerehne et Frey (1976)	Dépenses de santé, de loisirs et de sports dans 74 communes suisses	1,07	Quand la population augmente, la quantité de bien public consommée diminue.
Santerre (1985)	Dépenses en parcs pour 110 municipalités du Connecticut (Etats-Unis) en 1980	1,35	Les parcs ne semblent pas être des biens publics par nature.

Source : conception de l'auteur

Avant de réfléchir à des systèmes alternatifs à la fourniture publique, il convient de revenir sur les études existantes. Elles ne considèrent comme usagers que les habitants de la commune émettrice du bien public. Pourtant, la congestion peut aussi être imputable aux résidents d'autres communes. Il faudrait dont intégrer les externalités de débordement afin de mesurer la congestion des biens publics locaux[1]. Il faudrait même aller plus loin et intégrer la symétrie ou l'asymétrie des effets de débordement (cf. Bloch et Zenginobuz, 2007). Par ailleurs, ces travaux ne prennent pas en compte l'existence de biens substituts comme des jardins privés ou d'autres aménités récréatives. Pourtant, il serait intéressant d'analyser l'influence de l'existence et du prix de ces biens sur la demande publique pour les parcs et loisirs.

De surcroît, dans les études présentées aucune distinction n'est effectuée dans les biens publics locaux étudiés. Les données sont agrégées au niveau des dépenses de loisirs, sports, parcs, etc. Nous pouvons nous demander si le paramètre de congestion s'en trouve biaisé. Ce problème est qualifié de « *zoo effect* » par Oates (1988). Plus la population est élevée, plus la commune fournit une offre diversifiée de biens et services locaux pour les mêmes dépenses par habitant. Ainsi, la variété de biens publics locaux fournis dans les grandes communes excède celle des petites communes. Le poste de dépenses « parcs et loisirs » n'inclura pas de zoo dans une petite commune, contrairement à une grande commune. Dans une telle situation, une petite commune dépense moins non pas parce qu'elle fait face à moins de congestion, mais parce qu'avoir un zoo nécessite une superficie communale minimale. Ainsi, certains biens publics locaux ne peuvent pas être fournis pas des petites communes[2]. Pour cette raison, il serait abusif d'uniquement interpréter la plus grande diversité de biens publics locaux dans les grandes communes comme un coût de la congestion (Reiter et Weichenrieder, 2003).

Enfin, ces tests portent sur les dépenses. Pourtant, la congestion a lieu sur un espace physique. Reiter et Weichenrieder (1999) proposent une discussion sur les différentes métriques possibles

[1] Au niveau des communes françaises, Guengant et *al.* (1995) décomposent le processus de congestion entre les résidents et les actifs des entreprises pour analyser la congestion des services publics communaux. Ils trouvent que la congestion des ménages résidents est supérieure à la congestion générée par les actifs.

[2] A ce titre, Oates (1988) suggère également que l'existence d'externalité de débordement permet aux petites communes de profiter des grandes communes.

pour mesurer la congestion (vitesse, taux de criminalité, nombre de policiers, etc.). L'unité de la variable $Z*$ pose problème car elle définit le niveau de bien public local auquel les individus ont accès.

Ces travaux suggèrent donc que les biens publics locaux comme les parcs et les loisirs ne sont pas des biens publics purs au sens de Samuelson. Certains arguent même que ces biens sont privés. Reiter et Weichenrieder (2003) rappellent pourtant que la question pertinente n'est pas de savoir si les biens publics locaux sont des biens publics purs, mais de savoir si leur fourniture implique des économies d'échelle. Par exemple, si le nombre d'usagers des espaces verts double, cela nécessite-t-il de doubler les superficies ou les dépenses, afin de maintenir le même niveau ou la même qualité d'espaces verts disponible pour chaque individu ?

3.3 Espaces verts et externalités de débordement

Rivalité et exclusion sont intrinsèquement liés : il est plus facile de contrôler la rivalité dans les espaces verts excluables. La plupart des espaces verts ne sont cependant pas excluables. En revanche, il peut s'effectuer une exclusion naturelle par la distance, ce qui soulève la question des externalités de débordement.

3.3.1 Définition des externalités de débordement

Les espaces verts en tant que biens publics locaux sont pour la plupart fournis au niveau communal. Les arguments économiques en faveur d'une offre décentralisée sont nombreux. L'offre décentralisée d'un bien public local est plus efficace qu'une offre centralisée car, à coûts d'information donnés, elle permet de prendre en compte l'hétérogénéité des préférences pour le bien public local en question[1]. De plus, la concurrence entre collectivités locales pour attirer des

[1] En théorie, le gouvernement central devrait conserver les responsabilités pour les biens publics nationaux (comme la défense), la stabilisation macroéconomique et la redistribution. Une politique uniforme émanant du gouvernement central n'est pas adaptée pour les biens publics locaux. Les collectivités locales sont en principe plus efficaces pour la fourniture des biens publics locaux en raison de leur proximité aux populations. Cette proximité leur permet

ménages et des entreprises peut constituer une incitation vers plus d'efficacité. Les ménages peuvent observer les combinaisons biens publics locaux/impôts entre les communes voisines et les mettre en concurrence en raison de leur mobilité ou de leur expression par le vote. Aussi, la décentralisation favorise l'expérimentation et l'innovation en matière de biens publics locaux[1] (Derycke et Gilbert, 1988 ; Jourmard et Kongsrud, 2003). Ainsi, elle permet de renforcer le processus démocratique. Elle permet aux communes d'adapter leur offre de biens publics locaux selon les préférences locales. Elle introduit aussi une concurrence entre les collectivités locales, ce qui en principe devrait améliorer l'efficacité de l'intervention publique en matière de fourniture des biens publics locaux.

En revanche la décentralisation peut dans certaines situations générer des pertes d'efficacité du fait de l'existence d'externalités géographiques (Jourmard et Kongsrud, 2003). Les espaces verts sont des biens publics locaux généralement fournis par les communes. Pourtant, certains individus profitent des espaces verts fournis par des communes autres que leur commune de résidence et donc sans en payer le coût[2]. Autrement dit, la fourniture publique d'espaces verts crée des externalités de débordement. Les effets de la fourniture publique débordent le cadre de la collectivité émettrice. Soit les individus sont mobiles, soit le bien consommé est mobile. Pour les espaces verts, c'est la mobilité des usagers qui est à l'origine de ce type d'externalités.

Les externalités de débordement sont des externalités au sens où nous l'avons défini précédemment. Les décisions d'une commune ont des conséquences positives ou négatives sur le bien-être des résidents des autres communes (ou sur les choix des autres collectivités) sans qu'il n'y ait eu de processus de négociation ou de compensation monétaire. Elles prennent plusieurs formes.

---

d'évaluer les préférences des individus ainsi que leur consentement à payer pour les biens publics locaux. La décentralisation devrait permettre la réalisation de l'optimum de Pareto (Jourmard et Kongsrud, 2003).

[1] A titre d'illustration, la gestion différenciée des espaces verts a été initiée dans la ville de Rennes, puis mise en œuvre dans un nombre croissant de communes (cf. Aggeri, 2004).

[2] A titre d'illustration dans une enquête menée dans le cadre d'une évaluation contingente dans le Parc Balzac à Angers, Oueslati et *al.* (2008) trouvent que seuls 68,5 % des enquêtés habitent à Angers.

(i) Les « *benefit spillovers* » sont des effets de débordement non-réciproques. Par exemple une ville-centre fournit un parc urbain dont profitent partiellement les habitants des communes périphériques. En revanche, ces communes n'offrent pas de parc dont peuvent bénéficier les habitants de la ville-centre (Derycke et Gilbert, 1988).

(ii) Les effets de débordement réciproques mais non symétriques apparaissent lorsque les habitants des villes périphériques profitent davantage des biens publics locaux fournis par la ville-centre que les habitants de la ville-centre ne profitent de ceux fournis par les villes périphériques (Derycke et Gilbert, 1988).

3.3.2 Externalités de débordement et efficacité

Les externalités de débordement peuvent susciter deux types d'inefficacité :

(i) Une externalité de production, dans le sens d'une incitation aux autres communes à réduire ou augmenter leur offre d'espaces verts. Elle peut être assimilée à une externalité du budget[1] (Conley et Dix, 1999). Une partie du bien public local produit est alors considérée comme un substitut parfait pour les résidents des communes voisines. Les externalités de débordement peuvent avoir pour conséquence que la commune qui fournit les espaces verts sujets à débordement aura tendance à les sous-produire pour éviter qu'ils ne profitent dans une trop large mesure aux communes avoisinantes (Morer, 2004). Enfin, les comportements stratégiques peuvent se manifester par des comportements du passager clandestin. Une commune sera moins encline à fournir efficacement les espaces verts si une commune voisine en produit en large quantité.

(ii) Une externalité de consommation, si les résidents des autres collectivités jouissent du bien public offert. Elle peut entraîner une hausse des coûts du bien public et générer

[1] « *Budget spillovers* ».

un effet de congestion non désiré ou non anticipé. Cette externalité peut être assimilée à une externalité de congestion (Conley et Dix, 1999). Elle n'est pas la conséquence de la production mais de la consommation du bien public local. Si les résidents des communes voisines deviennent des usagers des espaces verts fournis par la commune émettrice, cette dernière verra ses dépenses courantes (entretien, sécurité, nettoyage, etc.) augmenter. Finalement les externalités conduisent à une mauvaise estimation du coût marginal des espaces verts.

Afin d'illustrer les problèmes d'inefficacité, nous adaptons le cadre proposé par Abecassis et Batifoulier (1995) aux cas des espaces verts. Soit deux communes voisines $i = 1,2$. Soit U_i l'utilité que les individus de la commue i retirent de l'usage des espaces verts dans leur commune de résidence. Soit C_i le coût de production des espaces verts de la commune i. Le tableau 3 représente la matrice des gains selon la stratégie adoptée. Nous supposons que les externalités de débordement imposent un coût supplémentaire à la commune productrice des espaces verts ($1 < \alpha < 2$)[1].

Tableau 3. Financement des espaces verts

		Commune 2	
		Ne finance pas	Finance
Commune 1	Ne finance pas	(0,0) (A)	(U_1, U_2- αC_2) (B)
	Finance	(U_1-αC_1, U_2) (C)	(U_1-C_1, U_2-C_2) (D)

Dans la situation A, les communes ne coopèrent pas. Elles ne produisent pas d'espaces verts. Par conséquent le coût des espaces verts est nul, mais l'utilité des habitants est nulle. A l'inverse de la situation A, D représente une situation dans laquelle les deux communes produisent des espaces verts. Cette situation décrit l'optimum collectif. Dans les situations B et C, une des deux

[1] Nous supposons qu'il n'y a pas de perte d'utilité liée aux temps et aux coûts de trajet. Nous omettons aussi le coût d'opportunité lié aux espaces verts.

communes adopte un comportement de passager clandestin. Dans la situation B, les habitants de la commune 1 profitent des espaces verts de la commune 2 sans en supporter les coûts (et inversement dans la configuration C). Ceux-ci imposent un coût supplémentaire à la commune 2. A quel point cette situation est-elle défavorable ?

Regardons le signe de $U_2 - \alpha C_2$. Si $U_2 > \alpha C_2$, alors la production d'espaces verts présente toujours un intérêt pour la commune 2. Par conséquent, il existe deux équilibres de Nash : B et C. Ces équilibres sont optimaux au sens de Pareto et correspondent à des équilibres de Stackelberg. Dans chaque situation, il y a une commune leader et une commune suiveuse.

En revanche, si $U_2 < \alpha C_2$ ou $U_1 < \alpha C_1$ les communes préfèreront ne pas fournir d'espaces verts. Bien que la solution D soit supérieure au sens où elle représente l'optimum de Pareto, la solution à ce jeu est la situation A. Cette solution non-coopérative s'impose car si une commune décide de fournir des espaces verts, elle s'expose à un comportement opportuniste de l'autre commune. L'équilibre de Nash se situe donc en A. Cette situation est paradoxale : alors que chaque commune a intérêt à fournir des espaces verts, elle ne le fait pas pour ne pas supporter les coûts liés aux externalités de débordement.

Considérons à présent un cas plus réaliste dans lequel les individus d'une commune qui ne fournit pas d'espaces verts subissent une perte d'utilité. Même s'ils ne supportent pas le coût des espaces verts via la fiscalité, ils peuvent subir une perte d'utilité liée aux coûts de déplacement ou aux coûts d'opportunité du temps (cf. tableau 4)

Tableau 4. Financement des espaces verts avec perte d'utilité

		Commune 2	
		Ne finance pas	Finance
Commune 1	Ne finance pas	(0,0) (E)	$(U_1-\mu, U_2-\alpha C_2)$ (F)
	Finance	$(U_1-\alpha C_1, U_2-\mu)$ (G)	(U_1-C_1, U_2-C_2) (H)

Si $\mu = C_i$, le jeu admet deux solutions E et H. Les communes sont indifférentes entre la coopération et la non-coopération.

Si $\mu > C_i$, le jeu admet également deux solutions E et H. Les individus subissent une perte d'utilité qui est supérieure au coût qui aurait été supporté par la commune en cas de fourniture des espaces verts. Le comportement de passager clandestin n'est pas une stratégie dominante.

Si $\mu < C_i$, l'équilibre se situe en E.

La conclusion de ce jeu est que les communes ont intérêt à coopérer si le coût de la non-coopération (lié à la perte d'utilité) est supérieur au coût de la fourniture des espaces verts.

Les externalités de débordement révèlent deux problèmes liés à l'efficacité. Le premier est que les élus locaux peuvent adopter des comportements stratégiques en agissant en passager clandestin. C'est ainsi que le maire d'une commune peut être incité à fournir moins d'espaces verts parce que ses habitants peuvent accéder à des espaces verts dans une commune voisine, ce qui réduit les dépenses de la commune. Ou encore, un maire peut être incité à ne pas fournir trop d'espaces verts afin qu'ils ne bénéficient pas aux résidents des communes voisines qui en profiteraient sans en supporter le coût. Enfin, les élus locaux peuvent adopter un comportement de mimétisme afin de limiter l'impact électoral des externalités de débordement.

Il faut souligner que tous les espaces verts ne favorisent pas l'existence d'externalités de débordement. La nature des externalités de débordement sera différente selon le type d'espaces verts. Intuitivement, nous pourrions penser que les parcs urbains, jardins botaniques… (espaces à forte vocation récréative) sont les plus enclins à favoriser ce type d'externalités. Nous devons toutefois nuancer ces propos car tous les espaces verts sont potentiellement consommables par des habitants extérieurs à la commune émettrice. A titre d'illustration, les espaces verts situés dans les pôles d'emplois profitent aussi bien aux résidents qu'aux non-résidents, qui les consomment de façon volontaire (comme dans l'activité de déjeuner dans un square) que de façon involontaire (comme lorsqu'ils circulent sur un rond-point).

Conclusion du chapitre

En faisant appel aux concepts d'externalité et de bien public, nous avons montré que les espaces verts sont sujets à des défaillances du marché. Ces dernières diffèrent par leurs origines. Le problème est la définition et l'exercice des droits de propriété. Ces défaillances peuvent avoir pour conséquence une sous-production des espaces verts (ou de certains de leurs attributs). Nous avons aussi mis en exergue la nature collective de certains espaces verts. Le fond des problèmes économiques est le manque d'incitation à les produire et leur rationnement sous optimal.

Ainsi, le statut économique des espaces verts pose un double problème. D'une part, les agents ne prennent pas en compte les externalités qu'ils génèrent par la création d'espaces verts. D'autre part, la non-exclusion rend difficile la compensation des coûts de fourniture. La mise en évidence des défaillances du marché justifie la mise en œuvre d'une régulation de ces espaces.

Chapitre 3

Analyse de la régulation des espaces verts

Introduction

Pourquoi l'allocation des espaces verts n'est-elle pas optimale ? Pour répondre à cette question, nous avons fait appel aux notions d'externalité et de bien public. Les caractéristiques économiques des espaces verts limite l'allocation efficace par le marché, les acteurs ne prenant pas nécessairement en compte les externalités. En outre, certains espaces verts sont des biens partiellement non-excluables et non-rivaux.

La question principale que l'on se pose est la suivante : en présence d'externalités et de biens publics, quel est le niveau d'espaces verts à produire ? Comment les financer ? Qui doit les financer ?

Ce chapitre met en relation différentes théories sur la régulation des espaces verts. Dans la section 1, nous présentons les instruments traditionnels proposés par l'économie publique. Puis, dans la section 2, nous présentons le modèle de Tiebout (1956). En introduisant le concept de bien public local, Tiebout propose un cadre théorique dans lequel l'allocation de ces biens est optimale. Enfin, dans la section 3, nous exposons les apports de l'économie urbaine. Les modèles théoriques qu'elle propose abordent la question de la localisation optimale des aménités en introduisant l'espace dans l'analyse économique.

Section 1. La régulation des espaces verts : les apports de l'économie publique

1.1 Mise en oeuvre de l'optimum en présence d'externalités

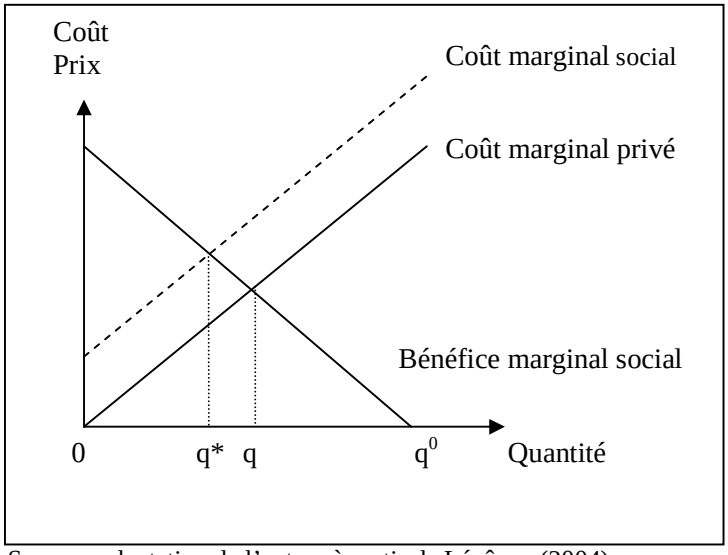
L'existence d'effets externes conduit à une inefficacité de l'équilibre concurrentiel du marché. Le bien-être des individus dépend des espaces verts, lesquels n'ont pas de prix de marché. Pourtant, une allocation efficace de ces biens nécessiterait que les agents soient confrontés au prix de ces aménités. Certaines externalités peuvent être atténuées par des négociations bilatérales (négociation à la Coase), d'autres nécessitent l'intervention de l'Etat par le biais d'instruments réglementaires ou économiques qui permettent d'atteindre l'optimum de façon décentralisée[1]. La finalité de ces instruments est d'internaliser les externalités afin de restaurer l'optimum de Pareto. Leur mise en œuvre nécessite que les pouvoirs publics disposent des informations nécessaires afin de déterminer le niveau optimal d'externalités.

Quels sont les mécanismes permettant la réalisation de l'optimum de Pareto ? Il s'agit ici d'identifier les mécanismes qui vont contraindre ou inciter les agents économiques à atteindre l'optimum. Nous avons vu précédemment que la production et la consommation des différents types d'espaces verts occasionnent des externalités de nature diverse (positive, négative, publique, privée, etc.). Se pose alors la question de la variable d'ajustement (quantité ou qualité) et de l'externalité à réguler. Cela permet en retour de quantifier l'objectif à atteindre et de mettre en œuvre les instruments économiques adaptés. Les figures 6, 7, 8 et 9 illustrent quatre cas généraux d'externalités.

[1] On distingue en général les instruments économiques et les instruments réglementaires. Les premiers consistent à mettre en place des objectifs quantitatifs ou qualitatifs (normes, autorisations, mesures de zonage, etc.). Les seconds consistent à influencer le comportement des agents émetteurs des externalités (taxes, subventions, permis d'émission). Dans certaines situations, les externalités peuvent être résolues par des négociations entre les agents ou par l'intervention publique (cf. Desaigues et Bonnieux, 1998).

Dans la figure 6, à l'optimum social, le coût marginal social est égal au bénéfice marginal social. Mais, à l'optimum privé l'agent producteur ignore le coût qu'il inflige à la société. Par conséquent, il produit trop d'externalités négatives. q représente la quantité de « désaménités » produite à l'équilibre. $q*$ est la situation optimale. En l'absence de mécanisme correctif, il y a une surproduction d'externalité négative.

Figure 6. Externalité négative de production



Source : adaptation de l'auteur à partir de Lévêque (2004)

La figure 7 décrit le cas d'une externalité positive de production. La quantité d'espaces verts, lorsque les agents producteurs considèrent uniquement leur coût marginal privé, est sous-optimale. La figure 8 illustre le cas d'une externalité positive de consommation. A l'équilibre, la consommation des espaces verts est sous-optimale car les agents ne prennent pas en compte les bénéfices sociaux de leur consommation.

Figure 7. Externalité positive de production

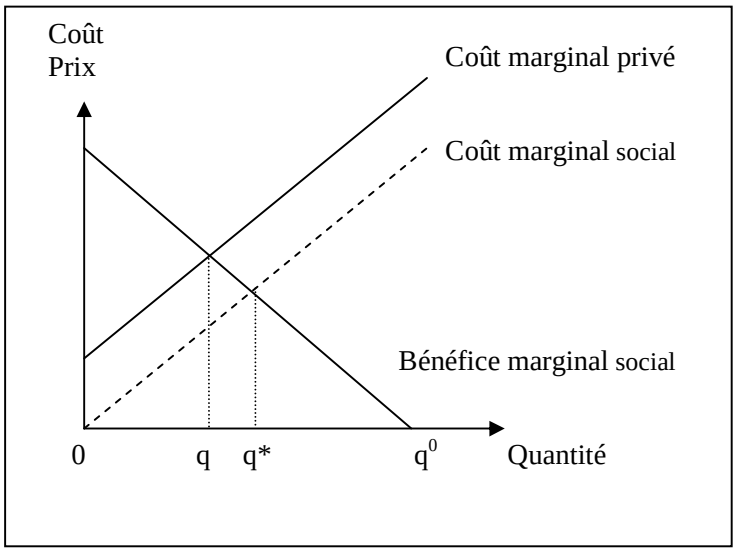
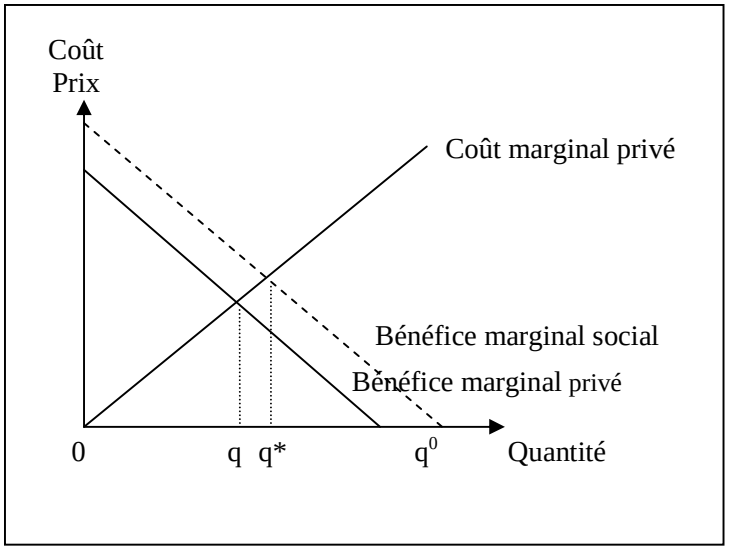
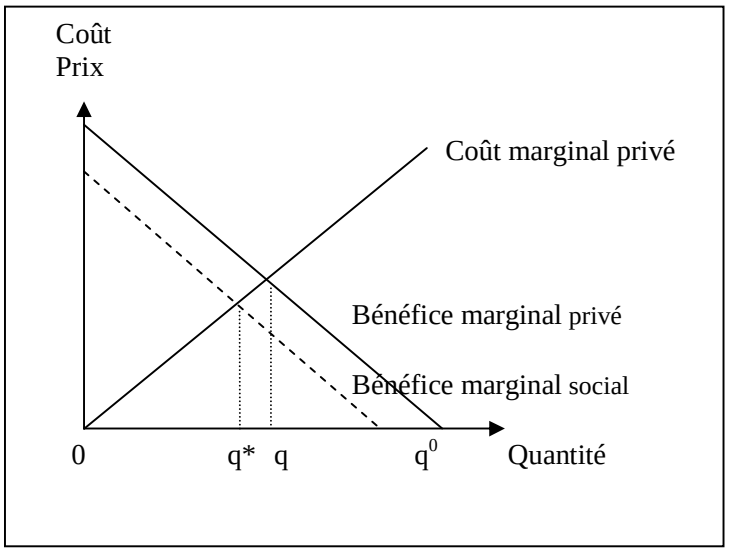


Figure 8. Externalité positive de consommation



Enfin, la figure 9 représente le cas d'une externalité négative de consommation. Dans cette éventualité, il y a une surproduction de l'effet externe lié à la consommation.

Figure 9. Externalité négative de consommation



Dans la pratique, il semble difficile d'identifier un unique instrument de régulation des externalités de par leur diversité. A celle-ci s'ajoute une difficulté inhérente à la pluralité des espaces verts, des agents à l'origine des effets externes et des agents récepteurs. Par conséquent, les moyens de prise en compte des externalités sont variés et il faudrait les combiner.

La littérature économique propose différents mécanismes principaux de régulation des externalités. Dans le cadre des espaces verts, les mécanismes suivants sont envisageables :

La négociation coasienne (Coase, 1960) consiste à accorder un droit de propriété sur l'externalité, soit à l'émetteur, soit au bénéficiaire. Sous l'hypothèse que les coûts de transaction sont faibles, la négociation aboutit à une allocation efficace. Coase a montré que ce mécanisme fonctionne quelque soit l'agent auquel les droits de propriété sont octroyés. L'allocation des droits de propriété a des conséquences sur la répartition des gains issus de la négociation mais pas sur l'efficacité globale. La négociation coasienne est réalisable dans le cas de relations bilatérales entre deux voisins par exemple ou entre deux communes. Dans ces situations, les coûts de transaction sont faibles. Si les effets externes sont importants, alors les bénéfices de la coordination seront élevés. Ceci facilite le processus de négociation entre les différentes parties.

Si la négociation est multilatérale, elle est davantage susceptible d'échouer. Si on considère les espaces verts ayant les caractéristiques des biens publics (purs ou impurs), la négociation peut être inefficace en raison du problème du passager clandestin. La coordination est d'autant plus difficile à mettre en œuvre en raison des asymétries d'information entre les agents. Pour illustrer ce cas de figure, considérons une commune offrant des espaces verts à ses habitants. Ceux-ci estiment qu'il en faudrait davantage. Ils vont se réunir pour décider du montant à payer à la commune en fonction de l'effort qu'elle consent. Si on considère que chaque habitant paye en fonction du niveau d'aménité qu'il recevra, alors chacun a intérêt à déclarer qu'il bénéficie peu des espaces verts. Chaque individu agira pour que les autres paient, sachant qu'une augmentation de la superficie allouée aux espaces verts et financée par les autres habitants, lui sera profitable. Finalement, chaque habitant paiera en fonction du niveau d'aménité qu'il reçoit à titre individuel. L'optimum social n'est pas atteint du fait des comportements de passager clandestin.

La collaboration spontanée implique que les agents économiques peuvent être incités à coopérer de façon volontaire (Olson, 1971). La pression sociale est alors une incitation à produire volontairement un bien. Par exemple dans certains quartiers résidentiels, la pression sociale incite les individus à maintenir une certaine qualité de leur jardin. Ce mécanisme n'est cependant envisageable qu'au sein de réseaux restreints.

La solution préconisée par Pigou (1920) consiste dans le paiement d'une taxe (égale au dommage social marginal) par l'agent émetteur de l'externalité. Dans le cas d'externalités positives, ce dernier percevra une subvention. Dans cette éventualité, une subvention consisterait à modifier le comportement des agents jusqu'à ce que la production ou la consommation soit à l'optimum social. Mais peut-on taxer ou subventionner les agents privés producteurs d'espaces verts ? Cela paraît difficilement envisageable sauf éventuellement sur les pollutions liées à la maintenance de ces espaces (comme les pesticides). L'impact d'une telle mesure dépendrait alors de l'élasticité de la demande par rapport au prix de ces biens.

Les instruments réglementaires imposent aux agents des normes et règles d'usage relatives à la consommation et à la production des espaces verts : par exemple les normes sur l'utilisation de

produits phytosanitaires, les règles sur l'utilisation des espaces verts (interdiction d'accès aux pelouses, interdiction de promener des animaux domestiques, etc.) ou encore les normes de sécurité pour les aires de jeux. Mettre en place une norme consiste à fixer une superficie ou un niveau de qualité minimal des espaces verts. Elle peut être uniforme ou différenciée selon l'espace vert considéré et le type d'externalité à réguler[1]. Les pouvoirs publics peuvent imposer une superficie d'espaces verts minimum à respecter dans les nouveaux projets immobiliers. Ils peuvent aussi imposer des normes de pollution. Pour les espaces verts, les émissions de polluants (liées à l'utilisation de produits phytosanitaires) ne peuvent pas facilement être mesurées. Les normes doivent donc être fixées au niveau des facteurs de production (par exemple avec la norme ISO 14 001). Les documents d'urbanisme sont un autre exemple de réglementation. En effet, les plans locaux d'urbanisme permettent de traduire des orientations d'aménagement dans un règlement régissant l'usage de l'espace : protection des espaces boisés, obligation de réaliser un espace vert à l'occasion d'un projet immobilier, inscription d'un emplacement réservé pour un espace vert public, etc. Une meilleure intégration des espaces verts dans les documents d'urbanisme est essentielle afin de maintenir l'équilibre entre bâti et nature.

Les labels sont des signes de qualité pour les consommateurs. Par exemple, le label « Espace Vert Ecologique » est attribué par un organisme indépendant, *ECOCERT*, selon les critères suivants : la réduction des nuisances (atmosphériques, sonores…) et des risques (pollution du sol, de l'eau…), l'économie des ressources naturelles non renouvelables et la protection de la faune, de la flore et de la biodiversité. La mise en place de labels pose néanmoins le problème du passager clandestin. Par exemple, une commune dans laquelle certains parcs sont labellisés a-t-elle intérêt à mettre en œuvre des efforts supplémentaires pour obtenir le label dans les autres parcs ? Par ailleurs, il existe un risque de prolifération des labels, comme on l'observe pour certains produits (par exemple dans le secteur agro-alimentaire). Dans une telle situation, leur impact auprès des usagers est moindre. De plus, la mise en place de labels écologiques pour les espaces verts n'a d'intérêt que si les usagers les prennent en compte dans leur choix de fréquentation de ces espaces.

[1] Par exemple, il existe des normes uniformes pour la sécurité au sein des aires de jeux. Les normes relatives à l'accès des pelouses ou aux horaires d'accès sont différenciées selon chaque espace vert.

Les politiques d'information permettent de fournir aux individus des informations sur la qualité et les normes d'usage des espaces verts. Prenons l'exemple de la gestion différenciée[1]. Ce mode de gestion des espaces verts consiste à aménager chaque espace selon ses spécificités et sa localisation. Sa mise en œuvre conduit les services espaces verts à effectuer moins d'interventions sur certains espaces, ce qui peut être perçu comme une externalité négative pour certains usagers. Une campagne d'information visant à expliquer l'intérêt de la gestion différenciée permet de changer la perception que ceux-ci en ont.

Enfin, les pouvoirs publics peuvent se charger de la fourniture des espaces verts, comme cela est le cas en France.

Les instruments que nous avons exposés présentent des avantages et des inconvénients selon les coûts de mise en place et les coûts de contrôle qu'ils impliquent[2]. Dans une société sans coûts de transaction, sans asymétries d'information, sans coûts de mise en place des contrats et sans fraude, ils permettent en théorie d'atteindre l'optimum. Or dans la réalité, ces coûts sont plus ou moins importants. Ensuite, il faudrait explorer les effets redistributifs et l'efficacité dynamique de chaque mécanisme.

De plus, l'internalisation d'une externalité négative permet d'atténuer son effet, mais aussi de le transformer en externalité positive. Par exemple, un espace vert mal entretenu par un agent peut occasionner des externalités positives si celui-ci internalise le coût externe qu'il impose. Le problème est relatif à la définition du seuil à partir duquel l'espace vert n'est plus considéré comme une externalité négative. Ce seuil quantitatif ou qualitatif est subjectif et dépend donc des préférences individuelles. Par ailleurs, si un espace vert devient une externalité positive, la théorie économique souligne que son niveau peut être sous-optimal. Il faut par conséquent mettre en œuvre des mécanismes correctifs. Il apparaît donc que les externalités liées aux espaces verts

[1] Le lecteur intéressé par la gestion différenciée peut se reporter à Aggeri (2004).

[2] Nous ne traitons pas, ici, la question de l'efficacité comparée des instruments de régulation des externalités du fait de leur diversité et de celle des émetteurs et récepteurs (cf. Lévêque, 2004 et Chiroleu-Assouline, 2007).

requièrent une analyse complexe. En effet, s'il est possible de subventionner les communes afin de les inciter à en fournir davantage, faut-il compenser chaque individu entretenant son jardin privé et contribuant de la sorte à la qualité de vie du voisinage ? Cette question illustre la difficulté du traitement des externalités liées aux espaces verts.

L'internalisation des effets externes est complexe pour les espaces verts, notamment de par leurs caractéristiques de biens publics impurs. L'intervention publique prend donc toute sa légitimité, même si nous avons vu que celle-ci est également à l'origine d'externalités, comme les externalités de débordement.

La mise en œuvre de ces instruments pose un certain nombre de problèmes pratiques. Certains effets externes ont une base subjective (par exemple les aménités paysagères). Parfois, il n'est pas possible d'identifier les acteurs affectés par les externalités. A ces problèmes s'ajoutent les coûts d'information, les coûts d'intervention et les coûts de contrôle. Il faut pouvoir évaluer les effets externes en termes monétaires. Il y a aussi la question de l'acceptabilité sociale des différents instruments. Enfin, la mise en œuvre des mécanismes de régulation nécessite la détermination du seuil d'externalité (positive ou négative), du montant (de la taxe ou la subvention), des coûts, dommages et bénéfices (privés et sociaux) et des individus concernés (assiette fiscale).

Il est difficile de régler le problème avec un seul instrument, tout comme la mise en œuvre d'un instrument par externalité semble peu réalisable. Etant donné que la politique française est caractérisée par la fourniture publique, nous recadrons le sujet de cette thèse et nous concentrons sur les biens publics locaux.

1.2 Mise en oeuvre de l'optimum en présence de biens publics

1.2.1 Les solutions théoriques

Un des résultats largement accepté par les économistes est que l'offre de bien public est sous-optimale dans le cas de contributions volontaires (Bergstrom et *al.*, 1986). Cette difficulté tient au fait que les biens publics sont sources d'externalités positives ou négatives qu'il faut prendre en compte dans le calcul du niveau optimal de bien public offert. Un système de prix décentralisé ne permet pas de déterminer le niveau optimal de bien public (Samuelson, 1954). Le problème relatif au financement des biens publics est exposé par Bowen (1943) : les biens publics ne sont pas divisibles en unités pouvant faire l'objet de droits de propriété individuels. Ils ont plutôt tendance à être à la disposition de tous les individus se trouvant dans leur environnement. Comment gérer et assurer leur financement ? La question se pose d'autant plus que le financement des biens publics est confronté au problème du passager clandestin mis en évidence par Wicksell (1896).

La présence de biens publics pose deux questions : celle du niveau de production (quantité et/ou qualité) et celle de leur financement. La condition d'optimalité BLS est telle que la quantité optimale de bien public est obtenue par l'égalisation de son coût marginal et des sommes des consentements à payer marginaux. Quels sont les mécanismes permettant de réaliser l'optimum de Pareto dans le cas des espaces verts?[1]

Selon l'équilibre de Lindahl (1919), chaque individu paie un prix personnalisé p_i par unité d'espaces verts consommée. Le producteur des espaces verts – qui est concurrentiel – perçoit un prix $p = \sum_{i=1}^{n} p_i$. Il produit jusqu'à un niveau où le coût marginal est égal au prix tel que $g'(z) = p$. Chaque consommateur égalise son taux marginal de substitution et son prix personnalisé tel que :

[1] Cf. Laffont (1988) et Salanié (2000) pour une présentation détaillée de ces mécanismes

$$\frac{\frac{\partial U_i}{\partial z}}{\frac{\partial U_i}{\partial x_i}} = p_i \qquad (3.1)$$

avec U_i l'utilité de l'individu i, z la quantité de bien public et x_i la consommation de bien privé.

La condition d'équilibre est que la quantité d'espaces verts demandée soit égale à la quantité produite :

$$\forall i = 1,...,n,\ z_i(p_i^*) = z(p^*) \qquad (3.2)$$

donc

$$\sum_{i=1}^{n} \frac{\frac{\partial U_i}{\partial z}}{\frac{\partial U_i}{\partial x_i}} = \sum_{i=1}^{n} p_i = p = g'(z) \qquad (3.3)$$

La condition BLS est vérifiée. L'équilibre de Lindhal est par conséquent pareto-optimal puisque le producteur reçoit la somme des prix perçus et que la quantité optimale de bien public est atteinte. En théorie, cela fonctionne en faisant payer à chacun un prix différent qui correspond à son consentement à payer. En pratique, il existe une discrimination par les prix alors que chacun aura accès à la même quantité d'espaces verts. Les individus ont donc intérêt à annoncer des consentements à payer plus faibles (car ils savent que le prix fixé dépendra de leur réponse), ce qui pose le problème du passager clandestin. Autrement dit, les individus ont intérêt à minimiser leur besoin en espaces verts afin de contribuer aussi peu que possible à leur financement. Si le planificateur dispose d'une information parfaite sur les préférences individuelles, alors il peut déterminer le prix payé par chacun. Mais en réalité, ce n'est pas le cas. Par conséquent, il faut

trouver un mécanisme de révélation des préférences. Par ailleurs, pour les espaces verts, cette procédure semble peu vraisemblable puisque l'exclusion n'est souvent pas possible.

L'équilibre de souscription volontaire consiste à demander aux consommateurs de souscrire une partie de leur revenu afin de contribuer à la fourniture des espaces verts. Soit x un bien privé composite dont le prix est 1. z représente la fourniture d'espaces verts. Ceux-ci sont supposés non-rivaux. Il y a $i = 1,...,n$ consommateurs dont la fonction d'utilité $U_i(x_i, z)$ est croissante en ses deux arguments. Chaque consommateur dispose d'un revenu R_i. Chacun peut souscrire volontairement une somme s_i pour le financement des espaces verts, donc la consommation de bien privé est $x_i = R_i - s_i$. La quantité totale d'espaces verts offerte est $f\left(\sum_{i=1}^{n} s_i)\right)$. Chaque consommateur considère la souscription des autres comme donnée et résout le programme suivant :

$$\begin{cases} \max_{x_i, s_i, z} U_i(x_i, z) \\ \qquad x_i + s_i = R_i \\ \qquad z = f\left(\sum_{i=1}^{n} s_j\right) \end{cases} \qquad (3.4)$$

ou

$$\max_{s_i} U_i(R_i - s_i, f(s_i + \sum_{j \neq i} s_j)) \qquad (3.5)$$

ce qui conduit à

$$\frac{\frac{\partial U_i}{\partial z}}{\frac{\partial U_i}{\partial x_i}} = \frac{1}{f'\left(\sum_{j=1}^{n} s_j\right)} \qquad (3.6)$$

Cette solution se rapproche de l'équilibre concurrentiel. Chacun paye selon son consentement marginal à payer. Cet équilibre est sous-optimal par rapport à la condition BLS puisque chaque individu décide en fonction de sa propre perception des espaces verts et ne tient pas compte du fait que la production qu'il finance bénéficie aussi aux autres consommateurs. Par conséquent, chacun souscrit trop peu par rapport au niveau nécessaire à la réalisation de l'optimum de Pareto. Par ailleurs, plus les usagers sont nombreux, plus on s'écarte de l'optimum.

Les deux mécanismes présentés ci-dessus sont des formes privées de financement. La quantité optimale d'espaces verts n'est pas atteinte de par l'impossibilité d'exclusion et l'incitation qu'ont les individus à ne pas révéler leurs vraies préférences.

L'équilibre de vote consiste à demander aux consommateurs de voter pour leur niveau d'espaces verts préféré. Pour simplifier, on suppose que les espaces verts sont produits à coût marginal constant, tel que $g'(z) = c$ pour tout z. Chaque consommateur choisit z_i tel que :

$$F_i(z_i) = U_i\left(R_i - \frac{cz_i}{n}, z_i\right) \qquad (3.7)$$

Chaque individu annonce son niveau préféré de production de bien public, croit que son annonce déterminera le niveau choisi et pense que le financement sera réparti de façon proportionnelle. Chacun paie selon le consentement à payer de l'électeur médian m. L'équilibre est tel que :

$$\frac{\frac{\partial U_m}{\partial z}}{\frac{\partial U_m}{\partial x_m}}\left(R_m - \frac{cz_m}{n}, z_m\right) = \frac{\mathrm{c}}{\mathrm{n}} \qquad (3.8)$$

Cet équilibre est optimal si le taux marginal de substitution de l'électeur médian coïncide avec la moyenne des taux marginaux de substitution de tous les consommateurs, ce qui apparaît peu réaliste.

L'impôt personnalisé consiste à faire payer à chaque consommateur un impôt imposé par l'Etat en fonction de sa consommation des espaces verts. La contrainte budgétaire d'un individu est telle que :

$$x_i + t_i(z_i) = R_i \qquad (3.9)$$

avec t_i, le taux de taxe nécessaire au financement du bien public.

Chaque consommateur égalise son taux marginal de substitution et le coût marginal privé des espaces verts :

$$\frac{\frac{\partial U_i}{\partial z}}{\frac{\partial U_i}{\partial x_i}} = t'_i\ (z_i) \qquad (3.10)$$

Ce mécanisme est optimal si l'Etat choisit un niveau de taxe $t_i(z_i) = p_i^* z_i$ avec p_i^* le prix personnalisé obtenu à l'équilibre de Lindhal. Cependant, cette condition est difficile à mettre en

œuvre car elle suppose que les pouvoirs publics connaissent les préférences de tous les consommateurs.

1.2.2 Les différentes alternatives de financement des espaces verts

L'existence de biens publics pose un problème de sous-production et de financement. Théoriquement, il est possible de déterminer le niveau optimal d'espaces verts en fonction des préférences individuelles et des coûts de production. Les mécanismes présentés précédemment permettent de réguler l'offre d'espaces verts. Leur mise en œuvre soulève néanmoins plusieurs questions : la révélation des préférences et le mode de financement. Le premier point sera abordé dans la deuxième partie de cette thèse. Concernant le second point, le système français est dominé par un mode de fourniture public financé par la fiscalité. Nous exposons dans ce qui suit les différentes alternatives envisageables[1]. Le problème fondamental est la rémunération de la fourniture d'espaces verts. Si l'activité de production et d'entretien des espaces verts n'est pas rémunérée, les acteurs, qu'ils soient publics ou privés, n'ont pas d'incitation à les fournir.

Ainsi, un prix servirait à compenser les coûts d'entretien des espaces verts et à limiter la congestion. D'emblée, plusieurs questions s'imposent : est-il possible techniquement de mettre en œuvre un système de tarification des espaces verts ? Est-ce souhaitable d'un point de vue social ? Le prix fixé excèdera-t-il les coûts ? La demande sociale sera-t-elle aussi importante ? En raison du caractère non-excluable de la plupart des espaces verts, nous exposons succinctement les différentes possibilités de leur financement.

[1] L'objectif de cette thèse étant d'analyser la fourniture purement publique, nous ne présentons que succinctement les modes de fournitures alternatifs.

Le financement par l'impôt est un mode de fourniture publique[1]. La décision résulte des négociations entre les élus locaux. Ses avantages sont que les recettes fiscales constituent un revenu stable. De plus, les communes peuvent récupérer des bénéfices par l'augmentation de la valeur foncière puis la collecte des taxes locales[2]. La difficulté pour les communes réside dans les arbitrages à effectuer entre les différentes allocations budgétaires comme l'emploi, le logement, etc. Ce mode de financement pose cependant la question de la révélation des préférences. Un financement par impôt prive les collectivités d'une source d'informations sur les préférences individuelles et la satisfaction des usagers (Lévêque, 2004).

Le financement par l'emprunt est aussi un mode de fourniture publique permettant de financer une activité qui produira des bénéfices futurs. Ses inconvénients sont notamment l'incertitude du retour sur investissement[3].

Le financement par l'impôt (partenariat entre les différentes communes) est un mode de fourniture via l'intercommunalité permettant aux communes de se regrouper pour optimiser leurs ressources et les répartir. Comme dans tout partenariat, ce système repose sur la négociation entre les différentes parties.

---

[1] Il serait possible d'envisager un partenariat entre les différents services des communes. Nous avons vu que les bénéfices des espaces verts sont multiples (santé, environnement, criminalité, etc.). Une collaboration entre les différents services des communes et des différentes agences de l'Etat aurait pour avantage de mettre en commun des ressources venant de différents services pour atteindre des objectifs communs. En revanche, la collaboration implique un processus de négociation qui peut être rompu à tout moment. De plus, les autres services (enfance, santé, police) ont d'autres projets à financer. Les espaces verts seraient alors en compétition avec ceux-ci.

[2] Selon Crompton (2000), dans un article sur la nature de la relation entre les parcs et espaces ouverts, sur 25 études, 20 indiquent que la présence de parcs augmente la valeur des propriétés. A long terme, le coût de ces espaces est nul pour les pouvoirs publics en raison de l'augmentation des taxes sur la propriété liée à la hausse des valeurs immobilières.

[3] Même si la plupart des travaux convergent vers la capitalisation foncière des espaces verts, cet effet n'est pas systématique selon le type d'espaces verts et leur qualité. Par ailleurs, certaines villes ont un parc HLM important, ce qui ne permet pas aux communes de récupérer l'ensemble des bénéfices par le biais de la fiscalité locale.

Dans certaines situations, le financement externe des espaces verts n'est pas nécessaire. Les espaces verts peuvent être fournis par le biais de la demande privée émanant des ménages, des entreprises ou des administrations publiques. Si les coûts sont faibles par rapport au bénéfice individuel, ils peuvent être fournis gratuitement à d'autres. Par exemple, un agent privé peut autoriser l'accès de son jardin au public. Dès lors, il produit aussi un bien public disponible gratuitement tant que les bénéfices privés excèdent les coûts privés.

En France, le financement issu d'un partenariat public/privé est envisageable par le biais de deux modalités de partenariat : la délégation de service public[1] et le contrat de partenariat[2]. Ces formes de contrat permettent de pallier les défaillances de la fourniture publique, dont la capacité est limitée par des contraintes budgétaires. Elles ne remettent pas en cause la mission de service public de l'Etat et permettent de sortir du dilemme fourniture publique/fourniture privée.

Le financement par contributions volontaires suggère que les espaces verts peuvent être financés par le biais du mécénat (reconnaissance publique) et de la charité (altruisme), au même titre que

[1] La délégation de service public est « un contrat par lequel une personne morale de droit public confie la gestion d'un service public dont elle a la responsabilité à un délégataire public ou privé, dont la rémunération est substantiellement liée au résultat de l'exploitation du service. Le délégataire peut être chargé de construire des ouvrages ou d'acquérir des biens nécessaires au service » (Ministère de l'Économie, de l'industrie et de l'emploi).

[2] Le contrat de partenariat permet à « une collectivité publique de confier à une entreprise la mission globale de financer, concevoir tout ou partie, construire, maintenir et gérer des ouvrages ou des équipements publics et services concourant aux missions de service public de l'administration, dans un cadre de longue durée et contre un paiement effectué par la personne publique et étalé dans le temps. Il a pour but d'optimiser les performances respectives des secteurs public et privé pour réaliser dans les meilleurs délais et conditions les projets qui présentent un caractère d'urgence ou de complexité pour la collectivité : hôpitaux, écoles, systèmes informatiques, infrastructures ». C'est un contrat à long terme (10 à 35 ans ou plus). La collectivité attribue à une entreprise la mission de conception, réalisation, financement, entretien et/ou exploitation de l'ouvrage. Le paiement principal est public à travers le versement d'un loyer. D'un point de vue économique, les avantages sont les suivants. Le coût global du projet est inférieur grâce à une meilleure intégration des phases du projet : conception, construction, exploitation et maintenance. Les délais de réalisation sont plus courts. Il y a une continuité du projet qui n'est plus soumis aux contingences budgétaires. La qualité du service est améliorée car elle est rémunérée à la performance. Les charges de financement sont réparties au travers du loyer payé au partenaire privé. Enfin, il permet le recours au savoir-faire et techniques des meilleures entreprises dans le domaine (Ministère de l'Économie, de l'industrie et de l'emploi).

la santé ou la culture. Les entreprises, les mécènes et les Organisations Non Gouvernementales (ONG) disposent de financements que les communes n'ont pas. Certaines ONG contribuent au financement de plusieurs espaces verts (National Trust par exemple au Royaume-Uni ; Trust for Public Land, aux Etats-Unis). En revanche, les activités de mécénat et de charité ne sont pas nécessairement viables à long terme, leurs ressources pouvant fluctuer selon la conjoncture économique.

Le financement par le vote est largement utilisé aux Etats-Unis[1] et en Suisse. Il consiste à proposer un referendum pour le financement d'un espace ouvert. Les sources de financement proviennent essentiellement de l'augmentation des taxes foncières et d'émissions obligataires. Ce système présente l'avantage de sortir du cadre de la contrainte budgétaire des communes. Le vote des électeurs permet d'apporter du capital pour financer un espace ouvert. En revanche, l'espace concerné doit assurer des revenus pour être viable. Ce mécanisme est peut-être davantage approprié pour les grands projets impliquant des revenus futurs.

Le financement par les promoteurs immobiliers permet d'assurer l'aménagement d'espaces verts dans les projets de construction de logements, de bureaux et les projets commerciaux. Les promoteurs immobiliers sont rémunérés par une augmentation des prix de vente ou de location, en mettant en avant les aménités vertes. Cette option est rentable si les bénéfices dégagés par les développeurs immobiliers sont supérieurs aux coûts. Elle a pour avantage de fournir un financement stable. Mais, elle n'est possible que pour les nouveaux projets de construction. Enfin, elle peut conduire à une exclusion sociale implicite des personnes extérieures.

Le financement par les actifs financiers[2] permet d'obtenir un financement à long terme. Les risques financiers peuvent être répartis sur un éventail d'investissements. En revanche, la dotation initiale doit être assez grande pour obtenir les revenus nécessaires. La gestion de l'investissement

[1] Aux Etats-Unis, entre 1998 et 2003, environ 1 000 referendums ont eu lieu afin de proposer un financement public pour les espaces ouverts (parcs, réserves naturelles, cultures, forêts, etc.) et environ 80% ont été acceptés. Cela a permis le financement des espaces ouverts à hauteur de $21 milliards (Kotchen et Powers, 2006).

[2] Cf. http://www.cabe.org.uk/ (consulté le 2 mars 2009)

nécessite une expertise financière, qui ne relève pas nécessairement des compétences des collectivités locales.

Le financement peut être aussi assuré directement par les usagers. Les usagers peuvent verser un droit d'entrée. Willis (2003) étudie différentes options pour établir des frais d'admission dans un parc public à Naples (le Bosco di Capodimonte)[1]. Il étudie quatre alternatives : un prix qui maximise le revenu de la collectivité ; un prix discriminatoire entre les usagers à faible revenu et à revenu élevé pour traiter les questions d'équité ; un prix suffisant permettant de couvrir les coûts d'entretien du parc si ce coût est inférieur au prix qui maximise le revenu de la collectivité ; et un prix optimal reflétant l'optimum social obtenu par l'égalisation du bénéfice marginal social et du coût marginal social. De telles alternatives sont envisageables si l'espace vert est excluable techniquement et socialement.

Le financement des espaces verts peut s'effectuer par des activités annexes : les boutiques, les jeux payants, les sponsors ou la publicité. Certaines entreprises pourraient disposer d'encarts publicitaires au sein des espaces verts. Se pose alors la question de la sur-commercialisation et de l'acceptabilité sociale de tels modes de financement.

Ce développement a permis de mettre en avant les véritables problèmes économiques posés par les espaces verts, à savoir l'identification des préférences et le choix du mode de financement. Les instruments théoriques sont déclinables en plusieurs outils. Toutefois, en raison de la diversité des espaces verts et des problèmes économiques que leur production et consommation

[1] D'un point de vue technique, l'exclusion est possible dans ce parc pour deux raisons : le parc est entouré de murs de pierres et de clôtures en fer d'au moins 4 mètres de haut, ce qui rend l'exclusion possible techniquement. Il est donc possible d'exclure ceux qui refusent de payer et les coûts de transaction associés à la collecte des frais d'admission seraient faibles car il n'existe que deux entrées. Selon l'auteur, l'exclusion par les prix est socialement acceptable car le parc fait parti du patrimoine historique et est situé dans une ville comportant de nombreux sites payants (principalement des sites historiques).

suscitent, ces modes de financement ne garantissent pas nécessairement la réalisation de l'optimum.

Nous avons vu qu'en présence d'externalités et de biens publics, il est possible d'obtenir une situation plus efficace au sens de Pareto. La mise en œuvre des instruments correctifs suppose de déterminer l'objectif à atteindre et d'identifier les outils permettant d'atteindre ce dernier. Cette approche normative suggérée par l'économie publique est contingentée par une réalité empirique : les espaces verts sont de nature diverse, les problèmes économiques qu'ils posent sont nombreux. Par conséquent, un unique instrument de régulation n'est pas envisageable. Du point de vue des externalités, il faudrait que le régulateur détermine le niveau d'espaces verts à atteindre, pour ensuite identifier les instruments permettant de parvenir à ces objectifs. En France, il n'existe pas de norme spécifique en termes de quantité d'espaces verts, alors que dans certains pays il existe des recommandations : par exemple, en Grande-Bretagne il est recommandé que chaque habitant ait accès à un espace vert dans un rayon de 300 m autour de son logement (cf. Barbosa et *al.*, 2008). Concernant l'aspect bien public des espaces verts, la France est principalement caractérisée par une fourniture publique financée par la fiscalité. Cette politique ne peut être efficace que si les pouvoirs publics connaissent les préférences individuelles. Ce dernier point est fondamental dans l'analyse proposée par Samuelson (1954). Selon ce dernier, il n'existe pas de solution de marché pour atteindre l'optimum de biens publics, en raison de l'impossibilité d'obtenir les préférences individuelles.

Section 2. La capitalisation foncière des biens publics locaux

Dès 1956, Tiebout introduit le concept de bien public local. Son travail est une réponse à Samuelson (1954). Il propose une solution à la détermination du niveau optimal de biens publics locaux.

2.1 Le modèle de Tiebout

Le modèle théorique de Tiebout (1956) est un des modèles fondateurs de l'économie publique locale[1]. Pour Samuelson (1954) il n'existe pas de solution de marché permettant d'atteindre le niveau optimal de biens publics. La source du problème est l'absence de connaissance des préférences des consommateurs. Si chacun déclare ses préférences et son consentement à payer pour les biens publics, les pouvoirs publics peuvent alors adapter leur offre et la fiscalité. Néanmoins, comme nous l'avons exposé précédemment, un consommateur n'a pas intérêt à révéler ses véritables préférences. La raison est qu'en agissant en passager clandestin, il peut profiter des biens publics sans en supporter les coûts. Tiebout (1956) développe une analyse des biens publics locaux. Il suggère qu'il est possible de parvenir à une allocation optimale de biens publics fournis par les municipalités.

Il montre que par leurs choix de localisation résidentielle, les individus révèlent leurs préférences en choisissant la combinaison biens publics locaux/taux d'imposition préférée. Une allocation décentralisée des biens publics locaux permet alors de réaliser l'optimum. L'idée sous-jacente de Tiebout est la suivante : supposons qu'un grand nombre de collectivités locales voisines offrent une variété de biens publics locaux. Pour les financer elles doivent lever des impôts locaux. Plus une commune offre de biens publics locaux, plus le niveau d'imposition est élevé. Les individus vont donc choisir le couple biens publics locaux/taxes préféré selon leurs préférences pour les biens publics locaux, leur contrainte budgétaire et leur consentement à payer pour ces biens. Tiebout effectue une analogie avec les marchés concurrentiels. Les individus révèlent leurs vraies préférences s'il n'existe aucune entrave à la libre sortie et à la libre entrée des individus (c'est-à-dire aucune entrave à la migration). Les individus se regroupent selon leurs préférences, ce qui conduit à l'existence d'unités territoriales homogènes. Le modèle de Tiebout est ainsi qualifié de modèle de « vote avec les pieds »[2]. Le modèle retient les hypothèses suivantes :

[1] Les spécificités de l'économie publique locale sont présentées dans le chapitre 4.

[2] Cf. Derycke et Gilbert (1988) et Gilbert (1996)

(i) Les consommateurs sont parfaitement mobiles entre les collectivités locales et sans coût. Ils choisissent la commune qui satisfait au mieux leurs préférences pour les biens publics locaux.

(ii) Ils ont accès à une information parfaite et gratuite sur les biens publics locaux et les taux d'imposition pratiqués dans chaque commune.

(iii) Ils vivent de leur rente et s'affranchissent de la contrainte de l'emploi. Tous les revenus sont des revenus du capital.

(iv) Il existe un grand nombre de municipalités assez grand pour assurer la variété des préférences individuelles en termes de biens publics locaux et de fiscalité. Chaque consommateur a la possibilité de trouver une commune correspondant à ses préférences.

(v) L'offre de biens publics locaux ne suscite pas d'externalités de débordement entre les communes (qu'elles soient générées par les biens publics locaux ou par leur mode de financement).

(vi) La production des biens publics locaux n'est pas sujette à des économies d'échelle (le coût par résident est supposé constant).

(vii) Les biens publics locaux sont exclusivement financés par les taxes locales.

(viii) Les décideurs locaux suivent les préférences des résidents. Ils sont bienveillants.

L'offre de biens publics locaux efficace découle de la concurrence entre les communes voisines car les ménages votent « avec les pieds » en raison de leur mobilité résidentielle. Le « vote avec les pieds » agit alors comme un mécanisme de révélation des préférences.

Néanmoins, le modèle de Tiebout comporte des limites en raison des hypothèses restrictives sur lequel il repose. Dans les faits, la mobilité des agents n'est pas sans coûts. Aussi, les individus n'ont pas nécessairement accès à une information libre et gratuite sur l'offre de biens publics

locaux et la fiscalité de chaque collectivité locale. Par ailleurs, le modèle de Tiebout ne considère pas le vote comme expression des préférences individuelles. De plus, il ne prend pas en compte l'opportunité de trouver un emploi, le cycle de vie des ménages, etc.

En dépit de ses hypothèses restrictives, le cadre théorique proposé par Tiebout permet d'aborder de nombreuses questions comme la décentralisation, l'homogénéisation des unités territoriales, la mobilité des ménages, la capitalisation foncière des biens publics locaux, les externalités de débordement, les politiques urbaines, etc. (Derycke et Gilbert, 1988). A ce titre, le modèle de Tiebout constitue un modèle de référence pour appréhender la problématique des espaces verts, notamment à travers la question de la capitalisation foncière.

2.2 Du modèle de Tiebout à la capitalisation foncière

Dans son modèle, Tiebout tente de répondre à la question de l'offre optimale de biens publics locaux. Il ne fait pas référence à la capitalisation. Pourtant, lorsqu'un individu choisit une ville de résidence, le prix foncier reflète aussi bien les bénéfices que les coûts des biens publics locaux offerts aux résidents. Ce phénomène est qualifié de capitalisation foncière. La capitalisation foncière est utilisée comme un test indirect du modèle de Tiebout. Ce mécanisme est alors un moyen d'évaluer les bénéfices sociaux de l'action publique (Gilbert, 1996 ; Guengant, 2001).

Fujita et Thisse (2003) propose la définition suivante de la capitalisation : lorsqu'un individu choisit une ville de résidence, son choix implique une certaine consommation de sol. Dès lors, le prix foncier reflète les bénéfices et les coûts des biens publics offerts aux résidents. C'est par ce biais que se manifeste la capitalisation foncière. En outre, cette dernière offre une mesure du surplus social ou de la capacité à payer pour une augmentation des biens publics locaux étant donné que les prix fonciers s'ajustent afin de compenser les différences d'attractivité entre les villes. Les auteurs mettent en exergue le lien entre la capitalisation foncière et la mobilité des individus. Ces derniers peuvent en effet réagir aux différences d'attractivité des villes en quittant les moins attractives vers les plus attrayantes, ce qui permet l'ajustement des prix fonciers entre les villes. Par conséquent, les populations sont endogènes aux politiques locales mises en œuvre.

Le lien entre le modèle de Tiebout et la capitalisation a, notamment, été effectué par Oates (1969). Il suggère l'idée d'une capitalisation de l'offre de biens publics locaux et d'une compétition entre communes pour attirer des résidents.

2.1.2 Les tentatives de validation du modèle de Tiebout

Le modèle de Tiebout a fait l'objet de nombreux tests empiriques. Pourtant le passage du modèle théorique à la validation empirique n'est pas sans poser de problèmes. Les déterminants des migrations ne sont pas l'unique fait du « vote par les pieds ». Les motivations sont nombreuses. Nous citerons entre autres la recherche d'un emploi, les prix de l'immobilier, des évènements personnels (mariages, enfants, etc.). Il s'avère donc compliqué d'isoler parmi tous ces facteurs, les choix de migrations liés à la fourniture de biens publics locaux (Derycke et Gilbert, 1988). Par ailleurs, la plupart des travaux empiriques portent sur le cas américain[1], notamment parce que la mobilité résidentielle y est élevée[2].

Parce que les agents peuvent décider où résider et où implanter les entreprises, les collectivités locales sont en concurrence entre elles. Les recettes fiscales dépendent du nombre de résidents et du nombre d'entreprises sur leur territoire. Par conséquent, ce sont des considérations de nature marchande qui peuvent influencer les choix publics. Le modèle de Tiebout peut être interprété comme le lien entre l'offre de biens publics locaux et la formation de la rente foncière (Gilbert et Guengant, 2002). L'analyse de la capitalisation des biens publics locaux et des taxes sur la propriété est souvent utilisée pour tester la validité de l'hypothèse de Tiebout. Une des premières applications du modèle de Tiebout est attribuée à Oates (1969). Il teste l'hypothèse de capitalisation immobilière dans un échantillon de 53 communes de l'Etat du New Jersey (Etats-Unis). Le marché immobilier jouerait le rôle de révélateur des préférences, dans la lignée du modèle de Tiebout. Les consommateurs effectuent un arbitrage entre les bénéfices des biens publics locaux et leur coût. Ils choisissent la municipalité qui leur fournit le surplus le plus élevé.

[1] Cf. Beckerich (2000) pour un exposé des différentes études.

[2] En France, entre 1999 et 2004, en moyenne, chaque année, 12 % des individus ont changé de logement (source : INSEE). Aux Etats-Unis, le taux de mobilité résidentielle est de 38 à 42 % pour les locataires et de 9 à 12 % pour les propriétaires (source : U.S. Census Bureau).

Selon son approche, un niveau de taxe élevé dans une municipalité entraîne une baisse de la demande pour les biens immobiliers. Dans une municipalité proposant une offre de biens publics locaux attractive, les prix immobiliers augmentent. Ainsi, les individus proposent des enchères plus élevées pour résider dans une municipalité au sein de laquelle l'offre de biens publics locaux est plus attractive.

Dans cette perspective, Oates propose d'expliquer le prix des biens immobiliers (valeur médiane des transactions immobilières de la commune) par un ensemble de caractéristiques : le taux effectif de l'impôt foncier, les dépenses d'éducation par élève, la distance euclidienne entre la commune et Manhattan (centre-ville), le nombre médian de pièces par logement, le pourcentage de logements construits après 1950, le revenu médian par famille et le pourcentage de familles par commune ne disposant pas d'un revenu annuel supérieur à $3 000. Il montre que le marché immobilier joue le rôle de révélateur des préférences. Ses résultats révèlent un effet négatif du taux de taxe sur la propriété et un effet positif des dépenses d'éducation sur le prix des biens immobiliers. Les communes dans lesquelles les prix immobiliers sont élevés, ont un taux de taxe plus faible que les communes où les prix immobiliers sont moins élevés. La taxe locale est capitalisée dans le prix des biens immobiliers si son augmentation conduit à une baisse du prix de ces biens. Elle est complètement capitalisée si une augmentation de la taxe d'un montant λ entraîne une baisse des prix d'un montant équivalent, toutes choses étant égales par ailleurs. Mais cette augmentation du taux de taxe est compensée par l'offre de biens publics locaux, laquelle contribue à l'augmentation de la valeur des biens immobiliers.

Le travail d'Oates a suscité plusieurs critiques, notamment sur les variables utilisés et l'absence de dimension temporelle (Gilbert et Guengant, 2002).

Concernant la mesure de la variable fiscale, Oates utilise le taux effectif de la taxe foncière. King (1977) propose d'utiliser le montant de la taxe, autrement la capitalisation mesurée est faible dans les communes où les prix immobiliers sont élevés et la capitalisation est trop élevée dans celles où les prix sont faibles.

Le test proposé par Oates ne prend en compte que l'offre d'éducation, au motif que les dépenses qui y sont consacrées représentent plus de la moitié des dépenses publiques locales. Pourtant, d'autres biens publics locaux sont susceptibles d'influencer les prix des biens immobiliers. Pollakowski (1973) soulève un problème de spécification dans les travaux d'Oates. Si les dépenses pour les biens publics locaux sont corrélées avec les dépenses pour l'éducation, la mesure de la capitalisation proposée par Oates s'en trouve biaisée.

Enfin, Oates mesure l'offre d'éducation par les dépenses locales. Cette approximation n'est valable que si les fonctions de coûts sont identiques entre les communes, hypothèse peu soutenable selon Rosen et Fullerton (1977).

Par la suite, de nombreuses estimations économétriques (reposant sur la méthode des prix hédonistes[1]) ont été effectuées. Les travaux existants confirment l'existence d'une capitalisation, au moins partielle, des biens publics dans les valeurs foncières. Néanmoins, Gilbert et Guengant (2002) soulignent que les bénéfices des biens publics locaux ne peuvent pas être complètement capitalisés dans les valeurs foncières. Pour que ce soit le cas, il faudrait que les conditions suivantes soient réunies : l'homogénéité des préférences ; l'absence de propriétaires non-résidents ; et l'existence de marchés fonciers concurrentiels (si les marchés immobiliers ne sont pas concurrentiels, il y aura des distorsions. Par conséquent, les variations de prix ne représentent plus les variations de bien-être).

Par ailleurs, le modèle de Tiebout est difficilement applicable en France. La mobilité des ménages est plus faible qu'aux Etats-Unis par exemple. De plus, selon Derycke et Gilbert (1988) la taxe d'habitation aurait moins d'effets de délocalisation que la taxe professionnelle. Ils arguent par conséquent que le modèle de Tiebout s'appliquerait davantage aux entreprises qu'aux ménages dans le cas français.

[1] La méthode des prix hédonistes sera développée dans le chapitre 5 de cette thèse.

Les travaux initiés par Oates montrent que la fiscalité et les biens publics locaux influencent les choix de localisation résidentielle puisqu'ils ont des effets sur les prix des biens immobiliers. Si pour Tiebout ces mécanismes permettent d'aboutir à une allocation optimale des biens publics locaux, plusieurs auteurs ont émis des critiques et proposé des prolongements. Rappelons que Tiebout propose un modèle où l'allocation des biens publics locaux est optimale car les ménages choisissent leur ville de résidence en fonction de la combinaison biens publics locaux/fiscalité qui maximise leur utilité. Dans la littérature, l'article d'Oates est souvent considéré comme une validation de l'hypothèse de Tiebout.

Edel et Sclar (1974) avancent que Oates ne montre pas que l'offre de biens publics locaux est analogue à la solution optimale de marché. D'une part, la capitalisation devrait s'étudier sur le long terme et non à un moment donné comme le suggère le test d'Oates et, d'autre part, ils argumentent que la capitalisation identifiée par Oates ne considère pas l'élasticité de l'offre de biens publics locaux des communes. Ils reprochent à Oates de ne pas prendre en compte le côté offre du modèle de Tiebout.

Wildasin (1987) propose une extension des modèles de Brueckner (1979, 1982) dans lequel il teste l'hypothèse de capitalisation foncière afin de déterminer si l'offre de biens publics locaux est optimale. Selon leur approche, dans le cas où le niveau de biens publics locaux est trop faible, une hausse des dépenses publiques locales et des taux de taxe suscite une augmentation de la demande pour les biens immobiliers et donc de leurs prix. Inversement, si l'offre de biens publics locaux est trop élevée, on observe une diminution de la valeur des biens immobiliers suite à une hausse des dépenses publiques locales et des taux de taxe. Selon ces auteurs, lorsque la capitalisation disparaît, l'offre de biens publics locaux est optimale.

Selon Yinger (1982) les approches présentées précédemment ont pour principales limites qu'elles ne différencient pas les individus qui recherchent un logement de ceux qui votent. Il propose une analyse en deux temps et distingue, d'une part, le marché des logements et le marché des biens publics locaux, et d'autre part, les résidents potentiels et les électeurs. Les premiers se localisent de manière concentrique autour du centre-ville. Ils choisissent leur localisation résidentielle en

fonction de l'offre de biens publics locaux et de la fiscalité. De ce point de vue, l'offre de biens publics locaux dépend du taux marginal de substitution entre la taille des logements et l'offre de biens publics locaux. La valeur des biens immobiliers croît avec le niveau de biens publics locaux et décroît avec le taux d'imposition foncière. Les seconds déterminent le niveau de biens publics locaux par le vote. L'approche proposée par Yinger est davantage positive. Parallèlement à ces travaux, et dans une vision plus normative, Starrett (1981) analyse les possibilités d'évaluer l'action publique par la capitalisation foncière. Dans certaines situations, les communes ne vont pas offrir trop de biens publics locaux afin de ne pas attirer excessivement de nouveaux résidents. L'arrivée de nouveaux résidents susciterait des externalités de congestion. Ici, la fourniture de biens publics est sous-optimale. En revanche, une commune qui souhaite attirer de nouveaux résidents, aura tendance à offrir un niveau de bien public sur-optimal. En attirant ces nouveaux résidents, elle augmentera ses recettes fiscales aux dépens des autres communes. Ce surplus de recettes lui permettra de mieux répartir les coûts de fourniture des biens publics locaux entre les résidents.

La question de la capitaliation foncière des biens publics locaux peut également être abordée sous l'angle du niveau optimal de la population. En effet, Henry George (1879)[1] propose un modèle caractérisant le niveau optimal de la population dans une collectivité locale lorsque la dépense publique est complètement couverte par la rente foncière, après que les propriétaires fonciers aient été rétribués (Guengant, 2001). La rente foncière différentielle agrégée est égale aux dépenses publiques si la taille de la population est choisie de sorte à maximiser le niveau d'utilité des résidents, et ce quel que soit le niveau de dépenses. Fujita et Thisse (2003) soulèvent que la condition d'optimalité proposée par George est indépendante de la structure des préférences. De plus, elle est vérifiée quelque soit le niveau de biens publics offert dans la ville. Ce résultat contraste avec la condition d'optimalité de Samuelson (1954) laquelle repose sur les préférences individuelles. Quelles sont les implications des travaux de George en termes de biens publics ? Dans une première situation, la rente foncière différentielle agrégée excède le montant des dépenses pour les biens publics lorsque la population de la ville est supérieure à l'optimum (l'excès de consommateurs conduit à une rente foncière trop élevée en tout point de la ville).

[1] Fujita et Thisse (2003, p. 182) présente un exposé détaillé du modèle.

Dans une autre situation inverse, les dépenses pour les biens publics excèdent le niveau de la rente foncière agrégée dès lors que la population est à un niveau sous-optimal (en raison du nombre trop faibles de consommateurs, la rente foncière est à un niveau trop faible en tout point de la ville). Par conséquent, il faut mettre en place un impôt supplémentaire pour financier les biens publics.

Considérer la capitalisation foncière pour analyser l'optimalité en termes de biens publics comporte des limites. Lorsque tous les enchérisseurs ont des préférences identiques, les prix fonciers et immobiliers capitalisent entièrement les bénéfices nets de l'action publique, puisque les évaluations de ceux-ci convergent (Guengant, 2001). Cependant, si les préférences sont hétérogènes, la capitalisation n'est que partielle. Cette approche suppose également l'absence d'externalités de débordement. De plus, elle nécessite que les villes soient assez grandes ou la mise en place de regroupements de villes. Comme le soulignent Fujita et Thisse (2003), il peut y avoir des résistances à de tels regroupements, les communes voulant garder leur autonomie leur permettant d'être des passagers clandestins et de profiter de l'offre de biens publics des autres communes. L'existence d'externalités de débordement pose un autre problème qui est celui de l'aire d'influence des biens publics. Notamment dans le cas des biens publics de voisinage : il faudrait que l'offreur soit en mesure de récupérer les gains de l'augmentation de la rente foncière supplémentaire.

Alors que Tiebout (1956) suggère que les choix de localisation résidentielle permettent d'aboutir à une allocation efficace des biens publics locaux, les auteurs qui lui ont succédé ne proposent pas de consensus. Selon les auteurs, la capitalisation ne révèle pas les mêmes phénomènes. Pour certains, elle permet d'évaluer l'efficience de l'offre des biens publics locaux, pour d'autres elles reposent sur des hypothèses trop restrictives pour suggérer de telles conclusions.

Les approches présentées précédemment privilégient un cadre a-spatial. Cette littérature explore mal la dimension spatiale des phénomènes économiques. Cette négligence de l'espace répond au souci de simplification des modèles (Guengant, 2001). La dimension spatiale des biens publics

locaux est assimilée à une contrainte de localisation ponctuelle (Guengant, 2001). Pourtant, la question de l'espace a tout son intérêt dans l'analyse économique (Huriot et Derycke, 1996).

Section 3. Les apports de l'économie urbaine

Les modèles proposés par Samuelson (1954) et par Tiebout (1956) négligent le rôle de l'espace, ou en proposent une représentation réductrice. La production des espaces verts peut être appréhendée au travers des théories de l'économie urbaine. Ce courant théorique fournit des éléments de réponses sur le processus de création des espaces verts par la localisation des individus et des activités économiques (résidentielles, industrielles, commerciales, agricoles). Comme nous l'avons expliqué dans le premier chapitre de cette thèse, la perception des espaces verts est intrinsèquement liée à la façon dont l'espace est lui-même considéré. Or, dans les modèles dominants de l'analyse économique, les individus entretiennent des rapports avec les biens et l'espace n'y occupe qu'une place marginale. L'analyse développée par l'économie urbaine permet d'analyser les conséquences de l'activité économique sur la morphologie urbaine. Ces théories reposent principalement sur l'idée d'une localisation optimale des activités par rapport à un objectif de minimisation des coûts de transport ou à un objectif de maximisation de la rente foncière. Elles permettent de comprendre pourquoi les individus et les activités économiques se localisent en certains points. Ces développements permettent de dégager une explication de la morphologie urbaine et de la localisation des espaces verts. Sans prétendre à l'exhaustivité, nous présentons les principales réflexions sur la localisation des espaces verts[1].

3.1 La nécessité d'une prise en compte de l'espace

L'espace est déterminé par des modes de composition et d'organisation dans lesquels interviennent plusieurs forces : accessibilité, interactions, agglomération, dispersion, etc. Béguin

[1] Une présentation complète de la littérature dépasserait le cadre de cette thèse. Notre propos se limitera aux développements les plus récents.

et Thisse (1979)[1] en proposent la définition suivante : « un cadre de référence ou espace absolu est défini par trois éléments de base : un ensemble de lieux (unités spatiales élémentaires), noté L ; une mesure des positions relatives des lieux : c'est une distance, d ; enfin, une mesure de la superficie des lieux, qui peut d'ailleurs être nulle. Un espace relatif peut alors être formé sur cette base par l'introduction d'attributs ou caractéristiques des lieux qui peuvent être simples ou composés entre eux et concerner des stocks et des flux. ». De par sa nature, l'espace constitue un frein au déplacement des personnes et des biens ; les points de l'espace sont des lieux de rencontre entre consommateurs et producteurs ; les déplacements des agents et des biens occasionnent des coûts de transport. Dès lors que l'on prend en compte l'espace dans l'analyse économique, il y a une modification de l'équilibre de marché. De plus, les points de l'espace sont définis par des attributs. Ceux-ci influencent les choix des agents économiques, notamment leurs choix de localisation et d'implantation. Pour les ménages, une localisation est caractérisée par des attributs et une fiscalité. Les attributs sont par nature inamovibles. Ainsi, l'utilité des ménages dépend de leur localisation par rapport à ces attributs. En outre, la consommation des biens localisés implique des effets de revenu et par conséquent une modification de la consommation des autres biens. Il en est de même pour les producteurs. La production dépend de biens localisés et de biens non localisés. De plus, la production dépend des attributs des points dans l'espace (Beckerich, 2000).

Pour réguler les espaces verts, il convient aussi de mener une analyse de leur localisation. En raison de la diversité de localisation de ces espaces, il semble difficile de dégager des principes généraux. Pour cette raison, nous avons recours à des approches théoriques permettant de mettre en lumière des schémas explicatifs de la localisation des espaces verts. Les espaces verts sont des biens hétérogènes. Leurs localisations ne sont pas totalement substituables. Chaque espace vert est spécifique compte tenu de ses caractéristiques et de sa localisation. L'offre des espaces verts est-elle concurrentielle ? Si on ne considère que les espaces verts fournis par les collectivités, les communes sont en situation de quasi-monopole (quelques espaces verts étant fournis par les intercommunalités et les départements). Cependant, elles peuvent être en concurrence entre elles. Si on considère l'ensemble de l'offre des espaces verts, il faut alors considérer les espaces verts

[1] Cité par Huriot et Perreur (1990, p. 199)

fournis par des agents privés. Etant donné que la plupart sont excluables par un système de droit de propriété (comme les jardins attenants à des maisons individuelles) ou de prix, ceux-ci ne sont pas directement en concurrence avec les espaces verts ayant le statut de biens publics locaux, autrement on pourrait évoquer une concurrence différenciée (grand nombre d'offreurs, absence d'entente, hétérogénéité des espaces verts). En revanche, le marché urbain est concurrentiel (Dumont, 1993). De nombreux acteurs proposent des offres d'usage du sol différentes. De ce fait, les espaces verts sont en concurrence avec d'autres usages du sol.

Différents courants théoriques permettent de comprendre les facteurs agissant sur l'organisation de l'espace. Les modèles de localisation résidentielle se sont développés avec l'émergence de l'économie urbaine. Ils mettent en lumière différentes explications théoriques des choix de localisation résidentielle. A partir des modèles fondateurs de Von Thünen (1826), Alonso (1964), Muth (1969) et Mills (1972), plusieurs auteurs examinent l'allocation des espaces verts en tentant d'expliquer les formes et structures urbaines[1].

3.2 Economie urbaine et espaces verts

Caruso et Cavailhès (2009) proposent une analyse des espaces verts ou ouverts (parcs, jardins publics, champs, forêts privées, espaces non bâtis) avec la dénomination de « paysages urbains ». Ils tentent d'expliquer les formes et structures urbaines au sein de zones dans lesquelles se combinent bureaux ou habitations et zones récréatives paysagères. Ils justifient cette problématique par le développement d'espaces artificialisés et d'espaces plus naturels dans les métropoles. Ils distinguent deux courants permettant d'expliquer les formes et structures urbaines, et plus précisément celles des paysages urbains.

[1] Plusieurs ouvrages présentent ces modèles de façon détaillée : Fujita (1989), Camagni (1996), Dumont (1993) et Fujita et Thisse (2003).

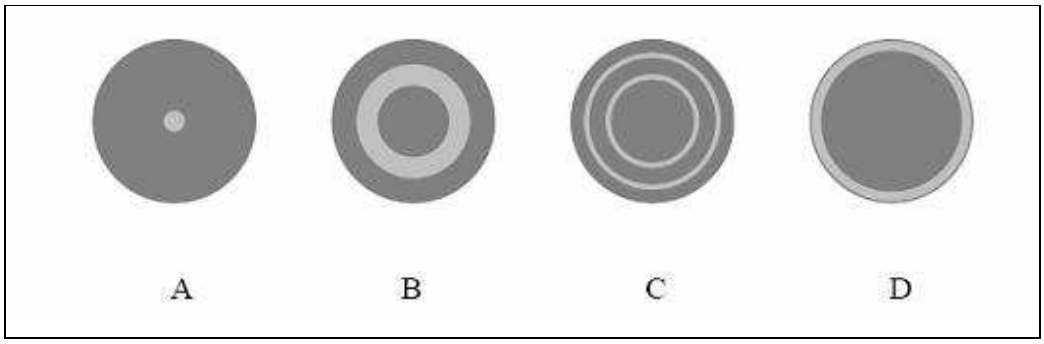
3.2.1 L'espace à une dimension

Le premier courant est constitué de modèles de l'économie urbaine théorique caractérisés par un espace à une dimension : l'espace est représenté par une droite dans la lignée des travaux de Von Thünen.

Dans une première approche théorique, un agent (planificateur urbain ou promoteur privé) a la possibilité de créer des aménités vertes afin d'atteindre l'optimum économique, si les consommateurs retirent de l'utilité de celles-ci. L'agent est à l'origine de la création de l'espace vert et non le marché. La création d'espaces verts est alors exogène au marché foncier dans un cadre de statique. L'intérêt de ces modèles est de mettre en lumière des mécanismes théoriques et des liens de causalité. Leur niveau d'abstraction permet d'obtenir des solutions analytiques. En revanche, ils proposent une représentation frustre des formes spatiales par rapport au monde réel. Selon cette approche, Brueckner (1983) propose un modèle dans lequel l'agent économique (le promoteur immobilier) détermine la proportion d'aménités vertes (le jardin) et de bâti (la surface habitable) afin de maximiser la rente foncière. Son objectif est de déterminer l'allocation optimale de la surface habitable et de jardin privatif. Il montre que dans le cas des immeubles collectifs avec jardin public attenant, il n'existe pas de solution si ce dernier possède les caractéristiques d'un bien public pur. Dans une telle situation, le promoteur augmentera la surface habitable à l'infini. En revanche, si le jardin est un bien public congestible, sa surface et la surface habitable sont des biens complémentaires. Elles augmentent avec la distance en centre urbain. Enfin, si elles sont des biens substituts, l'une augmente avec l'éloignement au centre. Toujours dans cette approche, Lee et Fujita (1997) proposent une analyse de la localisation optimale d'un espace vert au sein d'une ville (cf. figure 10). Les hypothèses de départ sont que les emplois sont situés au centre et que les ménages résident au sein d'une couronne résidentielle. Dans leur modèle, il existe deux types d'espaces verts. Certains proposent des services ayant les caractéristiques de bien public pur (cela implique qu'ils profitent à tous les ménages indépendamment de leur localisation). Leur localisation optimale est la périphérie de la zone habitée (cf. figure 10.D). Les autres sont des biens publics impurs (leur localisation implique que les ménages doivent se déplacer pour en bénéficier). Leur localisation optimale n'est pas le

centre-ville en raison de l'importance des coûts de déplacement (cf. figure 10.A). L'optimum est une localisation en périphérie et une ceinture verte intra-urbaine (cf. figure 10.B). Comme le souligne Caruso et Cavailhès (2009), ce résultat est contre-intuitif. En effet, l'existence de ceintures vertes peut être considérée comme inefficace car elle rallonge les coûts de déplacement domicile-emploi, sous les hypothèses, rappelons-le, que les emplois sont situés au centre et que les ménages résident en périphérie. Cette localisation est optimale si, d'une part, les ménages ont une préférence forte pour les aménités vertes et si, d'autre part, le coût de transport pour y accéder est élevé. Les ménages effectuent donc un arbitrage entre les bénéfices que leurs procurent l'espace vert et le coût d'accès. Caruso et Cavailhès (2009) proposent une alternative dans laquelle l'optimum consisterait à créer deux ceintures vertes (cf. figure 10.C). Pour réaliser cet optimum, plusieurs conditions sont nécessaires : un coût élevé des déplacements vers ces ceintures vertes (déplacement à pieds) et un déplacement vers la zone d'emploi par véhicules motorisés. Dans une telle situation, il est acceptable que le temps de trajet vers les emplois situés au centre soit plus long pour les ménages résidant dans la périphérie puisque le coût d'accès aux deux ceintures vertes est réduit pour tous les résidents de la ville.

Figure 10. Localisation des ceintures vertes



Source : Caruso et Cavailhès (2009)

La deuxième approche repose sur l'apparition de zones non bâties dans des villes en croissance (de façon temporaire ou durable). Cette analyse s'effectue à l'aide de modèles dynamiques. Caruso et Cavailhès (2009) évoquent une croissance des villes en « saut de grenouille » avec l'existence d'espaces vacants réservés pour de futurs développements au sein du bâti. Dans ces modèles, soit les anticipations des propriétaires fonciers sont myopes, c'est-à-dire qu'ils

effectuent leurs choix en fonction de la période courante, soit ils sont prévoyants et anticipent le futur de façon rationnelle. Sous l'hypothèse d'anticipations parfaites, les propriétaires fonciers allouent la ressource foncière à l'agent qui propose l'enchère la plus élevée. De plus, ils prévoient un besoin de terres en seconde période afin d'accueillir les nouvelles entreprises dont l'utilité est justifiée par la demande croissante liée au surcroît de ménages. Etant donné que les entreprises ont une préférence pour la centralité, les terres réservées par les propriétaires fonciers sont situées au centre. Par conséquent, les logements sont construits au-delà d'une certaine distance au centre. Toujours dans une perspective dynamique, Wheaton (1982) ne raisonne plus sur deux périodes mais sur *n* périodes allant jusqu'à l'infini. Les choix de localisation résidentielle sont issus d'un arbitrage entre la taille de la parcelle résidentielle et la surface habitable de logement. Les paramètres du modèle sont le revenu, les coûts de transport, le coût d'opportunité de la terre et les coûts de construction. Ils sont variables dans le temps. La résolution du programme dépend du taux d'actualisation et de la demande de densité. Cette approche dynamique est également adoptée par Turnbull (1988). Ce dernier propose un modèle de choix d'investissement dans lequel l'investissement est réalisé lorsque le bénéfice marginal (c'est-à-dire la rente foncière différentielle) est égal au coût marginal (c'est-à-dire le coût de la viabilisation et de construction de logements). Selon son modèle, différentes localisations situées à des distances variables du centre peuvent être urbanisées. Entre ces localisations, il peut y avoir des espaces vacants, réservés à des développements futurs plus denses, si les propriétaires anticipent que les ménages formuleront une demande de densité supérieure dans le futur.

La troisième approche consiste en modèles dans lesquels les externalités donnent lieu à la mixité de l'espace avec, d'une part, des agents producteurs d'aménités vertes comme les agriculteurs et, d'autre part, les agents consommateurs de ces aménités comme les ménages résidant à proximité. Dans cette perspective, les ménages profitent des espaces ouverts et espaces verts entretenus par les agriculteurs. Cette approche est adoptée par Fujita et Ogawa (1982) et par Turner (2005). D'autres auteurs proposent des modèles d'interactions dans des espaces verts continus. A l'inverse de Turner (2005), les consommateurs et les producteurs sont localisés au même endroit. Cavailhès et *al.* (2004) proposent une analyse de la formation des couronnes périurbaines. Les agriculteurs produisent les aménités agricoles recherchées par les ménages. Ces aménités entrent dans leur fonction d'utilité en tant qu'attribut spatial. Ces derniers ont une incitation à diminuer le

coût de migration quotidienne (force centripède) et à accroître leur consommation foncière, logements et aménités, ces derniers étant des biens substituts (forces centrifuges). L'équilibre est déterminé sur le marché foncier concurrentiel. Les choix de localisation sont la résultante d'un arbitrage entre la distance au centre, le prix foncier et les aménités. Le propriétaire foncier alloue la terre à l'agent offrant l'enchère la plus élevée. Si l'enchère foncière des ménages est égale à celle des agriculteurs, alors les propriétaires fonciers allouent la terre soit aux premiers soit aux seconds. Dans la zone périurbaine, il existe alors un équilibre entre la densité des ménages, la quantité d'aménités et le nombre d'agriculteurs. Cette situation est un équilibre puisque s'il y a trop d'agriculteurs, il y aura un excès d'aménités, attirant de nouveaux ménages et réduisant la quantité disponible du niveau d'aménités, ce qui se traduirait par une baisse de la rente résidentielle. Inversement, s'il n'y a pas assez d'agriculteurs, on observera une rareté des aménités, puis un départ des ménages ayant pour conséquences la hausse du niveau d'aménités et l'augmentation de la rente résidentielle.

3.2.2 L'espace à deux dimensions

Le deuxième courant propose une modélisation de l'espace en deux dimensions. Ses spécificités par rapport à une analyse de l'espace en une dimension sont qu'il propose des modèles discrets dans le temps et dans l'espace, mais aussi, une représentation de l'espace sous forme d'une grille de cellules carrées. Chaque cellule est occupée par un type d'usage du sol (urbain, agricole, naturel, etc.)[1]. Les principales limites de ces modèles sont leurs hypothèses simples sur les comportements des agents, en ce qu'ils ne reposent pas sur des bases économiques solides (Caruso et Cavailhès, 2009).

Le troisième courant propose des modèles analytiques d'économie urbaine caractérisés par un espace à deux dimensions, sa structure étant déterminée par le modélisateur. Ces modèles reposent sur l'hypothèse selon laquelle les ménages ont une préférence pour les aménités vertes, préférence se traduisant dans leurs choix de localisation. Certains auteurs proposent des modèles

[1] Cf. Caruso et *al*. (2007).

intégrant les fondements de l'économie urbaine dans un espace à deux dimensions (Wu et Plantinga, 2003 ; Marshall, 2004 ; Tajibaeva et *al.*, 2008).

Wu et Plantinga (2003) présentent une analyse des espaces verts dans un cadre théorique d'économie urbaine dans un espace à deux dimensions. Les espaces verts sont créés par un planificateur. L'équilibre est le résultat de la confrontation de l'offre et de la demande sur le marché foncier. D'une part, les ménages ont une fonction d'enchère et, d'autre part, les promoteurs arbitrent entre surface habitable et surface du lot résidentiel. Les auteurs montrent que la localisation des riches et des pauvres dépend de plusieurs facteurs comme l'accessibilité aux emplois urbains, l'accessibilité aux espaces verts et de l'élasticité de la demande pour le bien résidentiel. A titre d'illustration, si l'élasticité de la demande pour la surface de terrain résidentiel excède celle des espaces verts, les ménages les plus aisés choisissent des localisations résidentielles éloignées des espaces verts afin de consommer davantage de terrain. Inversement, si l'élasticité de la demande pour la surface résidentielle est plus faible que celle des espaces verts, ces ménages aisés se rapprochent des espaces verts et consomment moins de terrain.

Marshall (2004) présente un modèle dans lequel les espaces ouverts sont sujets à des externalités de débordement. Les planificateurs locaux sont supposés maximiser l'utilité de leurs résidents et agissent de façon stratégique en réaction à ces externalités. Cette analyse permet de produire différents schémas d'allocation des espaces ouverts. L'auteur se concentre en particulier sur l'effet du revenu, de la surface des villes et de la disponibilité des espaces ouverts. Elle distingue une situation dans laquelle les planificateurs sont myopes et une situation dans laquelle ils sont prévoyants. Dans la première, ils ont tendance à agir en passagers clandestins et fournissent moins d'espaces ouverts sur leur territoire. Dans ces municipalités, du fait d'une rente foncière faible et d'un niveau élevé d'aménités, de nouveaux résidents sont attirés, favorisant ainsi l'augmentation du prix foncier. Dans la seconde, les planificateurs n'adoptent pas de comportement du passager clandestin car leur horizon est régional, en ce sens où ils prennent en compte les externalités de débordement.

Dans leur article, Tajibaeva et *al.* (2008) posent la question suivante : comment un planificateur peut-il optimiser la fourniture d'espaces verts au sein d'une ville ouverte ? Ils concluent qu'en présence d'externalités de débordement, la configuration optimale de l'espace est principalement liée aux coûts de transport. Si ces derniers sont élevés, le planificateur a intérêt à localiser les espaces verts à la limite externe de la ville. S'ils sont faibles, il est plus avantageux de les situer à l'intérieur de la ville.

3.2.3 Les principaux enseignements des modèles d'économie urbaine

Sans entrer dans les détails, ces modèles sont pour la plupart basés sur les préférences individuelles soit du point de vue de la substituabilité, soit du point de vue de la complémentarité. Garreau (1992)[1] présente un modèle, issue des modèles d' « *Edge cities* »[2], reposant sur l'hypothèse de substituabilité. Les nouveaux centres périphériques se substituent aux anciens centres urbains. Dans un premier temps, les ménages quittent le centre pour la périphérie afin de s'éloigner des nuisances urbaines. A terme, se forme un centre secondaire doté de services publics et attirant les entreprises. Ceci se produit lorsque la périphérie atteint une certaine densité permettant de générer des externalités d'agglomération : les coûts de déplacement excèdent l'utilité marginale retirée du déplacement. L'hypothèse de substituabilité suggère que les formes de l'étalement urbain sont imputables à la croissance démographique, aux densités localisées et aux coûts de déplacement. Cavailhès et *al.* (2004) proposent quant à eux un modèle reposant sur l'hypothèse de complémentarité. Ce sont les préférences individuelles qui expliquent l'étalement des villes, avec d'une part des forces centrifuges (liées à la rente foncière) et d'autre part des forces centripèdes (liées aux coûts de déplacement). L'hypothèse de complémentarité suggère la spécialisation fonctionnelle des différents espaces selon les préférences individuelles. En conséquence, le rôle du centre reste capital et contingente la taille des agglomérations par rapport à un seuil d'accessibilité. Contrairement aux modèles basés sur la substituabilité, ici, il n'y a pas nécessairement la création de nouveaux centres urbains.

[1] Cité par Napoléone (2005)

[2] Ce sont des villes-lisières caractérisées par un espace urbanisé périphérique concentrant des entreprises, des services, des loisirs et des centres commerciaux.

Comme le souligne Napoléone (2005), ces deux approches reposent sur un fait commun qui est la modification des préférences individuelles. Dans le premier cas, c'est la fuite des nuisances urbaines et dans le second, la recherche d'aménités paysagères.

Les théories de l'économie urbaine reposent donc principalement sur un équilibre résultant d'un arbitrage entre distance au pôle d'emploi, la surface habitable et les aménités. Les agents économiques maximisent leur fonction d'utilité sous leur contrainte budgétaire. L'affectation du sol s'effectue par le marché foncier, selon les enchères des agents. Les interactions locales se traduisent par des effets externes d'un agent sur d'autres, lesquels sont pris en compte dans la fonction d'utilité.

Les différents modèles offrent une analyse de la structuration de l'espace et recherchent la localisation optimale des différentes activités, notamment à partir des critères de maximisation de la rente et de minimisation des coûts de transport. Ces approches ont pour intérêt principal de comprendre l'influence des activités économiques sur la formation de l'espace.

Elles présentent néanmoins des limites. Les travaux existants négligent souvent le fond des problèmes économiques suscités par les espaces verts[1]. Notamment, ils ne considèrent pas ne traitent pas des problèmes économiques liés au financement de ces biens. De plus, comme le soulignent Caruso et Cavailhès (2009), ces modèles théoriques restent abstraits et éloignés du monde réel.

Toutefois, ces questions canoniques de l'analyse spatiale et urbaine issue des travaux de Von Thünen, Alonso et Fujita, font l'objet de renouveaux théoriques. Plus précisément, les problématiques sont actualisées et les modèles tentent d'échapper aux hypothèses réductrices des modèles fondateurs. Ils continuent à faire l'objet de développements et abordent des

[1] Par exemple, Fujita (1986) traite la question de la localisation optimale des services publics comme les parcs, les écoles et les hôpitaux. Cependant, il ne porte pas d'attention particulière aux problèmes d'excluabilité et de financement.

problématiques actuelles. Dans cette perspective, la littérature sur les aménités et la périurbanisation est de plus en plus riche (Cavailhès et *al.*, 2003 ; Cavailhès et *al.*, 2004 ; Wu, 2001 ; Wu, 2006 ; Wu et Plantinga, 2003).

Conclusion du chapitre

L'économie publique, l'économie publique locale et l'économie urbaine proposent trois approches différentes de l'analyse des biens publics locaux. Nous pouvons relever quelques tendances principales.

Du point de vue de l'économie publique, la condition de Samuelson définit le niveau optimal de bien public par l'égalité de la somme des consentements à payer marginaux et du coût marginal de production. Cet optimum dépend donc des préférences individuelles. Alors que Samuelson (1954) suggère que les individus n'ont pas intérêt à révéler leur consentement à payer pour les biens publics purs, en transposant la question au niveau local, Tiebout (1956) montre que les individus se regroupent en communautés homogènes, chacun choisissant celle lui procurant le niveau d'utilité le plus élevé. Il fait une analogie avec le marché : chaque individu cherche un lieu de résidence offrant un certain niveau de biens publics locaux, les prix (les impôts) étant donnés. Par conséquent, chacun révèle ses préférences. La condition de capitalisation, proposée par l'économie publique locale, définit le niveau optimal par l'incorporation des bénéfices de l'action publique dans les valeurs foncières. Néanmoins, comme le souligne Guengant (2001), cette éventualité apparaît faible puisqu'elle repose sur les hypothèses d'homogénéité des préférences dans chaque collectivité et d'absence de propriétaires non-résidents. Même si le sol est introduit dans les modèles de capitalisation foncière, ni la distance, ni les coûts de transport n'apparaissent. L'espace est ainsi neutralisé dans l'analyse de la capitalisation foncière (Scotchmer et Thisse, 1993). De nouvelles approches complémentaires se font entendre au sujet de l'optimalité du niveau de biens publics. Plus précisément, l'économie urbaine propose une analyse de la localisation optimale des aménités sur la base des choix de localisation résidentielle.

Les modèles de l'économie publique spécifient en général la fonction objectif du planificateur. Celle-ci correspond à la maximisation de la somme des utilités individuelles. Tiebout, dans son

modèle, fait l'hypothèse que les décideurs locaux suivent les préférences des résidents[1]. Malgré leurs apports, ces différentes approches tendent à négliger le rôle des décideurs publics, qu'elles réduisent à des garants de l'intérêt général ou dont elles ne spécifient pas le comportement. Or, si l'offre d'espaces verts émane d'une décision collective, on est amené à considérer le processus de décision politique au sein duquel les décisions sont prises.

Dans ce qui suit, nous nous limitons aux espaces verts comme biens publics locaux. Ils sont produits localement et majoritairement par les communes. Ils sont principalement utilisés par des usagers locaux, c'est-à-dire de la commune productrice. Dans le reste de cette thèse, nous n'étudierons pas la question des espaces verts fournis par les agents privés. Ces espaces présentent pourtant un intérêt majeur en termes d'aménités écologiques, sociales et paysagères. Mais du point de vue de la fourniture et de la demande, la problématique est différente de la notre même si l'on suspecte que leur existence influence l'offre et la demande d'espaces verts publics. Même si ce choix est restrictif, cette définition économique des espaces verts constitue le fil conducteur de cette thèse.

[1] Dans le modèle de Tiebout, il manque un agent à qui incomberait la charge de capitaliser les bénéfices du bien public offert dans la rente foncière. Fujita et Thisse (2003) font référence à des « aménageurs fonciers » qui peuvent être les municipalités. Ces derniers peuvent tirer un profit de l'offre de biens publics s'ils respectent les préférences des résidents et si cette offre est capitalisée dans les prix fonciers. Ce mécanisme est alors source d'efficacité.

Chapitre 4

Analyse positive des choix publics

Introduction

Selon l'économie publique normative, le régulateur agit dans un souci d'efficacité. Autrement dit, il cherche à maximiser le bien-être collectif. Garant de l'intérêt général, il n'est pas influencé par d'autres considérations, comme sa carrière personnelle ou la pression des groupes d'intérêt. Confronté aux défaillances de marché, il cherche la solution la plus efficace. Il ne se prononce pas sur les effets redistributifs d'une mesure. Cette décision revient au politique qui arbitre entre différentes allocations des ressources ayant des effets redistributifs distincts (Lévêque, 2004). Dans cette vision normative du planificateur, la collecte de l'information n'est pas une entrave pour celui-ci. Cette approche ne considère pas le comportement des pouvoirs publics qui mettent effectivement les politiques en œuvre. Pourtant, des défaillances politiques peuvent émerger et de ce fait, l'intervention publique peut s'avérer inefficace pour corriger les défaillances du marché et peut conduire à une fourniture sous-optimale des biens publics.

Nous proposons dans ce chapitre une analyse positive de l'intervention publique, laquelle ouvre la voie à une démarche empirique. L'allocation des espaces verts porte en elle une dimension politique que nous abordons en mobilisant les champs théoriques proposés par l'école du choix public et de l'économie publique locale.

Dans la section 1, nous justifions le recours à une approche positive des choix publics locaux. Puis, dans la section 2, nous présentons le modèle de l'électeur médian qui est le cœur de la théorie du choix public. Nous exposons ses limites et les modèles alternatifs. Ces modèles sont incomplets dans le sens où ils ne considèrent pas les interdépendances entre les collectivités locales. Par conséquent, dans la section 3, nous présentons les modèles d'externalités horizontales permettant de rendre compte des ces interactions.

Section 1. Justification du recours à une analyse positive des choix publics

1.1 Les dimensions des choix publics

La politique locale des espaces verts est caractérisée par son autonomie puisque les municipalités en ont la compétence. A notre sens, elle est également marquée par son interdépendance avec l'environnement des municipalités. Par environnement nous nous référons à quatre dimensions : politique, économique, naturelle et intertemporelle.

La dimension politique recouvre deux champs. Le premier nous amène à nous interroger sur la stratégie individuelle des élus par rapport aux électeurs. Comment le vote influence-t-il les politiques locales mises en œuvre ? Le second permet de situer une commune dans une hiérarchie administrative, soit par rapport au même niveau de décision (les autres communes), soit par rapport à des niveaux de décision supérieurs (la structure intercommunale, le département, etc.). Comment les élus intègrent-ils les choix des élus des communes voisines ? Comment répondent-ils à l'action des collectivités de niveau supérieur ?

La dimension économique permet d'identifier la nature des arbitrages économiques qui s'imposent aux élus locaux. Nous les avons exposés dans le chapitre 2. Ils sont principalement liés au financement des biens publics locaux.

La dimension naturelle permet d'appréhender un certain nombre de contraintes exogènes susceptibles d'influencer les choix publics. La localisation d'une commune conditionne l'accessibilité aux autres communes (réseaux de transport) et aux dotations naturelles (mer, rivière, montagne, etc.). Ces éléments sont exogènes aux élus locaux. Nous pressentons que ces éléments influent sur la décision publique par le biais d'arbitrages entre les différents usages du sol. En effet, les espaces verts peuvent être considérés comme des biens substituts ou

complémentaires d'autres aménités. De plus, selon les prix fonciers leur coût d'opportunité est plus ou moins important.

La dimension intertemporelle permet d'intégrer l'influence du passé, les aspirations et les contraintes de court, moyen et long termes. Les choix publics d'aujourd'hui dépendent de l'histoire de la commune (politique, économique, démographique), ainsi que des choix des élus précédents (en matière d'espaces verts, en matière d'urbanisme, etc.). La gestion des biens et services publics est elle-même intertemporelle puisqu'elle implique une décision relative à des dépenses d'investissement et de fonctionnement qui affectent les budgets locaux à courts et longs termes.

Nous retirons de ce développement qu'il serait incomplet, tant d'un point de vue théorique qu'empirique, d'étudier les choix publics locaux sans prendre en compte ces interdépendances. Par la suite, nous portons une attention particulière à la dimension politique.

1.2 L'existence d'asymétries d'information entre les élus et les électeurs

Les individus disposent d'une information privée sur leurs préférences et sur leur consentement à payer pour les espaces verts. Les élus disposent quant à eux d'une information privée sur les coûts des espaces verts. Ainsi, le sens des asymétries d'information est double.

Les électeurs ont des préférences hétérogènes. Plus ces dernières sont hétérogènes, plus les décideurs publics auront du mal à satisfaire tous les individus. De plus, ces derniers sont à la fois usagers des espaces verts, électeurs et contribuables. Même s'ils souhaitent davantage d'espaces verts, ils peuvent être incités à ne pas révéler leur véritable consentement à payer pour ces aménités en raison du traditionnel problème du passager clandestin. L'enjeu pour les pouvoirs publics est donc de trouver des mécanismes de révélation des préférences.

Force est de constater que l'information est un problème plus acerbe dans la politique que sur les marchés. Tullock et *al.* (2002) prennent pour exemple l'achat d'une voiture. Si un individu achète une voiture sur le marché, il investira davantage de temps et de ressources pour obtenir les informations sur le marché de l'automobile. Pour cause, une erreur de jugement lui portera directement préjudice (confort, frais de réparation, etc.). En revanche, dans le cas du vote, chaque individu est conscient qu'il n'est qu'un électeur parmi d'autres. Son choix n'aura peut-être pas d'influence sur le résultat de l'élection et sur les politiques mises en œuvre. L'incitation à rechercher l'information est de fait moins importante que pour l'achat d'un bien privé, parce que les politiques mises en œuvre seront davantage déterminées par le vote des autres électeurs. Pour les politiciens, cela suscite une incitation à formuler des politiques qui attirent les électeurs peu informés. Néanmoins, des individus sont mieux informés que d'autres sur certains aspects d'une politique. Par exemple, les agriculteurs ont une meilleure information sur les subventions liées à la politique agricole commune, ou encore, les travailleurs sont mieux informés sur les restrictions à l'importation des biens directement en concurrence avec ceux qu'ils fabriquent. Tullock et *al.* (2002) évoquent un biais d'asymétrie d'information. Elle conduit à l'émergence de groupes d'intérêt, incitant ainsi les politiciens à les prendre en compte.

Ainsi, nous cherchons à comprendre, d'une part, comment les ménages révèlent leurs préférences pour les espaces verts et, d'autre part, comment les élus locaux utilisent leur information privée sur le coût des espaces verts à des fins électorales. Néanmoins, même si les électeurs ne disposent pas de l'information sur les coûts réels de fourniture des espaces verts, ils peuvent comparer les communes entre elles. Ceci peut générer des comportements stratégiques des élus locaux qui pourront alors adopter des comportements de mimétisme pour ne pas être sanctionnés par le vote ou attirer de nouveaux résidents. Afin de proposer un cadre formel adapté à ces questions, nous mobilisons les champs théoriques proposés par l'école du choix public et l'économie publique locale, dont il convient de présenter les spécificités.

1.3 Les apports de l'économie publique locale et de la théorie des choix publics

Les champs théoriques proposés par l'économie publique locale et l'école du choix public sont complémentaires dans le sens où ils proposent, entre autres choses, une analyse positive des choix publics.

1.3.1 L'école du choix public

Tullock et *al.* (2002) définissent la théorie du choix public comme une analyse scientifique du comportement du gouvernement et en particulier le comportement des individus à son égard. C'est l'analyse du pouvoir et des décisions prises par les gouvernements, c'est-à-dire une « économie de la politique ». Les auteurs effectuent les constats suivants : sauf exception, un individu qui obtient un mandat politique ne se transforme pas en régulateur bienveillant. De plus, les élus ne peuvent pas évaluer les préférences individuelles de leurs administrés. Enfin, l'histoire montre que même si les gouvernements commencent par servir l'intérêt général avant leur intérêt individuel, à terme, ils finissent par faire passer leurs intérêts privés au premier plan (Tullock et *al.*, 2002).

L'école du choix public s'inscrit en rupture avec la ligne de pensée proposée par l'économie publique traditionnelle. Cette dernière suggère que lorsque les individus passent du statut de consommateur au statut d'homme politique, leur action vise à servir l'intérêt général. L'analyse proposée par la théorie du choix public admet que les décideurs publics sont susceptibles de poursuivre leur intérêt personnel. Cette rupture est apparue avec, notamment, les travaux de Buchanan et Tullock (1962). Selon ces auteurs, parallèllement aux défaillances du marché, il peut exister des défaillances politiques.

L'idée sous-jacente de la théorie du choix public est la suivante : les individus adoptent les mêmes comportements aussi bien dans les activités de la sphère marchande que dans celles de la

sphère politique. La première réflexion est que les politiciens (dans une société démocratique) gagnent leur vie en remportant les élections. Pour cela, ils doivent attirer les électeurs et mettre en œuvre des politiques qui leurs permettront d'être réélus. Cela ne remet pas en cause le fait que certains élus agissent dans l'intérêt général. Si un politicien aspire à maximiser son intérêt personnel, il mettra tout en œuvre pour être réélu et proposera des politiques en ce sens.

La théorie du choix public propose donc une analyse des défaillances des politiques publiques. Elles se produisent lorsque des décisions publiques s'écartent de l'intérêt général. Les élus peuvent adopter des comportements qui s'écartent de l'optimum social, chercher à maximiser leur intérêt personnel (réélection, recherche d'une rente, etc.), ou encore, être sous la pression électorale (groupes de pression, pression de certains électeurs…). Selon ces hypothèses, les choix publics sont susceptibles de diverger de l'optimum de Pareto. Par ailleurs, les défaillances politiques peuvent découler des asymétries d'information : les élus ne sont pas toujours parfaitement informés de la demande sociale et des préférences individuelles pour les biens publics locaux ; ils disposent d'un avantage informationnel sur les enjeux, les contraintes budgétaires et les coûts de production des biens publics locaux.

Pour la théorie du choix public, l'existence de l'Etat peut être envisagée de deux façons : soit son existence émane de la nécessité de desservir les besoins de tous les membres de la communauté (allocation efficace) ; soit elle émane de la nécessité de servir les attentes d'une fraction de la population (redistribution). Cette distinction est fondamentale pour analyser les choix publics (Mueller, 2003). Considérons par exemple le marché dont la fonction est d'assurer l'échange des biens privés. Selon les deux théorèmes fondamentaux de l'économie du bien-être, tout équilibre général en concurrence pure et parfaite est un optimum de Pareto ; et il est possible d'associer un système de prix d'équilibre général à tout optimum de Pareto. Cela signifie que le fonctionnement des marchés concurrentiels permet d'atteindre une allocation efficace des ressources sans l'intervention de l'Etat. Ainsi, l'efficacité économique se définit par la maximisation du bien-être collectif. Mais l'allocation des ressources peut être inégale entre les différents individus. Dans le cadre de la théorie de l'économie du bien-être, l'efficacité économique est réalisable indépendamment des considérations de justice et d'équité. Dans le cas

des espaces verts, nous sommes dans une situation de défaillances du marché. Pour pallier ces défaillances, l'intervention de l'Etat peut être nécessaire. Il y aura donc un processus de choix collectif afin de déterminer la quantité de biens publics et le mode de financement. Contrairement au processus d'échange marchand, ce processus soulève aussi bien la question de l'allocation que de la redistribution. C'est pourquoi il nous semble pertinent de mobiliser les théories du choix public pour analyser les politiques publiques en matière d'espaces verts. Cette démarche implique la validation empirique des modèles proposés. Tullock et *al.* (2002) insistent sur l'importance de la confirmation empirique de toute proposition théorique.

1.3.2 L'économie publique locale

Derycke et Gilbert (1988, p. 5) définissent l'économie publique locale comme « l'économie des activités non-marchandes organisées et financées au niveau infra-étatique des collectivités territoriales décentralisées ». Ils la considèrent comme un courant autonome qui s'inspire de l'économie publique. Son émancipation est liée à deux types de caractéristiques inhérentes aux biens et aux agents auxquels elle se réfère. Elle porte une attention particulière aux caractéristiques spatiales des biens qu'elle étudie : ce sont la position, la localisation dans l'espace, la distance par rapport aux usagers potentiels, etc. ; de plus, elle cherche à comprendre la nature des interactions entre les différents niveaux de décision publique (Etat, collectivités locales, etc.).

Pourquoi l'économie publique locale se distingue-t-elle de l'économie publique ? La théorie des biens collectifs a été initiée par les travaux de Samuelson (1954). Elle repose sur l'opposition entre biens publics et biens privés. L'économie publique locale s'inscrit ainsi dans la continuité des travaux de Samuelson. Cependant, elle apporte trois nouveaux aspects : la divisibilité, les externalités de débordement et les externalités de congestion qui caractérisent certains biens publics locaux.

Partant de ces trois attributs des biens publics locaux, l'économie publique locale intègre les particularités de chaque échelon territorial dans l'analyse économique. Les questions qu'elle aborde sont les suivantes (Lea, 1981)[1] : quels sont les biens et services que doivent fournir les gouvernements ? Quelles doivent être la taille et la disposition spatiale des collectivités territoriales de différents niveaux ? Quel type de biens doit produire chaque niveau de gouvernement ? A quelles conditions ? Pour quel montant ? Quel type de fiscalité et de redevances choisir ? Quel système de subvention entre niveaux de gouvernement convient-il de mettre en place ? Comment organiser l'offre de biens collectifs : verticalement sur une base strictement hiérarchique ou horizontalement en mettant en commun certains équipements ? Où localiser effectivement les équipements et les infrastructures ? Comment coupler efficacement secteur public et secteur privé ? Comment assurer une transition progressive entre l'état présent et l'état idéal décrit par les réponses aux questions précédentes ?

Pour répondre à ces questions, l'économie publique locale s'est développée autour de plusieurs modèles (cf. Derycke et Gibert, 1988 ; Gilbert et Guengant, 2002). Elle se réfère au courant du fédéralisme financier initié par Musgrave (1959). Ses travaux portent sur les différentes activités de l'Etat, lesquelles sont divisées en trois branches : l'affectation des ressources, leur redistribution et la stabilisation de l'équilibre macroéconomique. Le modèle proposé par Musgrave (1959) est incomplet en ce sens qu'il ne propose pas de réponse satisfaisante à la question du découpage optimal du territoire. Tiebout (1956) apporte une réponse théorique plus adéquate. Sous certaines conditions, les habitants choisissent la combinaison biens publics locaux/impôts qui maximisent leur utilité, ce qui conduit à une répartition optimale des ménages en fonction de leurs préférences. L'économie publique locale aborde également la question de la localisation optimale des biens publics locaux. Derycke et Gilbert (1988) présentent deux approches. Selon l'approche « à la Weber », il s'agit pour la collectivité de minimiser les coûts généralisés de déplacements des usagers en desservant la population par rapport à un lieu central d'implantation du bien public. Selon l'approche « à la Rawls », il s'agit de garantir à chaque individu un temps ou un coût d'accès acceptable. De plus, l'économie publique locale a recours au modèle de l'électeur médian (Downs, 1957). Ce modèle stipule que le niveau de dépenses

[1] Cité par Derycke et Gilbert (1988, p. 12).

publiques locales reflète les préférences de cet électeur, à savoir celui déterminant le vote majoritaire. Elle mobilise également les modèles d'interactions politico-économiques : l'idéologie des élus, les comportements bureaucratiques, la quête d'une réélection. Cette approche de l'économie publique locale est similaire à celle proposée par l'école du choix public. Enfin, l'économie publique locale propose des outils d'analyse des relations horizontales et verticales entres les différentes collectivités.

A notre sens, l'économie publique locale présente deux intérêts majeurs pour l'analyse des choix publics en matière d'espaces verts. Alors que le courant dominant de l'économie marginalise la dimension spatiale des phénomènes, l'économie publique locale s'intéresse à l'intégration de l'espace dans l'analyse économique. De plus, l'économie publique locale s'intéresse au comportement des élus ainsi qu'aux relations entre les différents niveaux de décision. La dimension spatiale des politiques publiques et le comportement des élus locaux génèrent des effets économiques propres que l'économie publique locale permet d'appréhender.

Il aurait été possible d'intégrer le caractère spatial des espaces verts en mobilisant l'économie urbaine. Nous faisons le choix de l'économie publique locale et de la théorie du choix public puisqu'ils permettent d'élaborer une analyse positive des choix publics en matière d'espaces verts. A notre sens, la dimension politique a toute son importance dans la question des espaces verts qui ne saurait être exclusivement historique, économique, écologique, environnementale, etc. Il existe de nombreuses passerelles entre l'économie publique locale et la théorie du choix public. Même si certains points sont traités par les deux courants, de façon générale, certains sont plus approfondis par la théorie du choix public (notamment les défaillances politiques) et d'autres par l'économie publique locale (notamment l'interdépendance entre les collectivités locales).

Section 2. Le modèle de l'électeur médian

Le modèle de l'électeur médian constitue le cœur de la théorie du choix public. Il postule que l'offre d'un bien public local reflète la demande de l'électeur médian. Celui-ci est l'électeur décisif lors des élections. Ce modèle permet de transcrire le concept d' « agent représentatif » tout en maintenant l'hypothèse d'hétérogénéité des préférences.

Si l'on considère que les individus ont les mêmes préférences, alors seul le niveau de bien public local et son mode de financement posent problème. Lindahl (1919) montre que cette approche des biens publics est limitée puisque les individus ont des préférences différentes et donc des priorités distinctes. Bergstrom et Goodman (1973) effectuent un constat similaire. Une collectivité doit prendre une décision pour de nombreux individus ayant des préférences hétérogènes, des revenus différents et des préférences distinctes. Les quantités de biens publics locaux doivent être déterminées et les coûts doivent être répartis d'une façon ou d'une autre. Enfin, comme le souligne Bowen (1943), les biens publics ne sont pas divisibles en unités disponibles à chaque usager.

Existe-t-il une solution économique au problème ? Lindahl (1919) apporte un premier élément de réponse. Il semblerait qu'en fait, la décision d'allocation des biens publics soit fondée sur des préoccupations d'ordre politique. Cette idée est reprise par Bowen (1943) qui défend la thèse selon laquelle le vote est un critère pertinent. Les divergences entre les usagers peuvent ainsi être solutionnées par le vote.

2.1 L'origine du modèle de l'électeur médian : le paradoxe de Condorcet[1]

Soit trois individus 1, 2 et 3. Chacun a le choix entre trois projets alternatifs A, B et C. Le tableau 5 représente les préférences de chacun. Par exemple, pour l'individu 1, le projet A est préféré au

[1] Cf. Condorcet (1785), cité par Tullock et *al.* (2002)

projet B et le projet B est préféré au projet C, soit $A \succ B \succ C$ [1]. Les préférences de l'individu 2 sont $B \succ C \succ A$ et celles de l'individu 3 sont $C \succ A \succ B$.

Tableau 5. Préférences des électeurs

1	2	3
A	B	C
B	C	A
C	A	B

Source : Tullock et *al.* (2002)

Si chaque individu vote pour son projet préféré, il n'existe pas de solution de vote. Pour cette raison, il faut procéder à un vote par paire. Selon la règle de vote à la majorité simple[2], les résultats sont les suivants :

(i) Lorsque le projet A est opposé au projet B, A l'emporte. Puis si A est opposé à C, C gagne.

(ii) Lorsque le projet B est opposé au projet C, B l'emporte. Puis si B est opposé à A, A gagne.

[1] La notation $\succ$ signifie « est préféré à ».

[2] Mueller (2003) présente une discussion sur les différents modes de vote. En théorie, comme un bien public profite à tous, la décision devrait se faire selon la règle du vote à l'unanimité. Cette dernière est la seule modalité de vote permettant d'atteindre le niveau de bien public et les prix fiscaux optimaux au sens de Pareto. Cependant, il émet deux réserves. Atteindre cet optimum peut s'avérer coûteux et chronophage dans une grande communauté composée d'individus ayant des préférences hétérogènes. Les coûts de transaction et les coûts d'opportunité du temps peuvent être trop élevés comparé aux bénéfices. De plus, la règle du vote à l'unanimité peut encourager les comportements stratégiques. Ceux-ci reflètent les problèmes inhérents à la fourniture volontaire des biens publics et aux problèmes d'incitations sur la révélation des préférences. Le vote à l'unanimité est donc impraticable. La règle de vote à la majorité est la plus couramment utilisée dans de nombreuses situations. Les coûts de la décision sont alors moins élevés et les coûts liés au temps sont moindres. En revanche, la règle de vote à la majorité implique que certains individus ont une situation détériorée puisque le résultat du vote ne correspond pas à leur situation préférée.

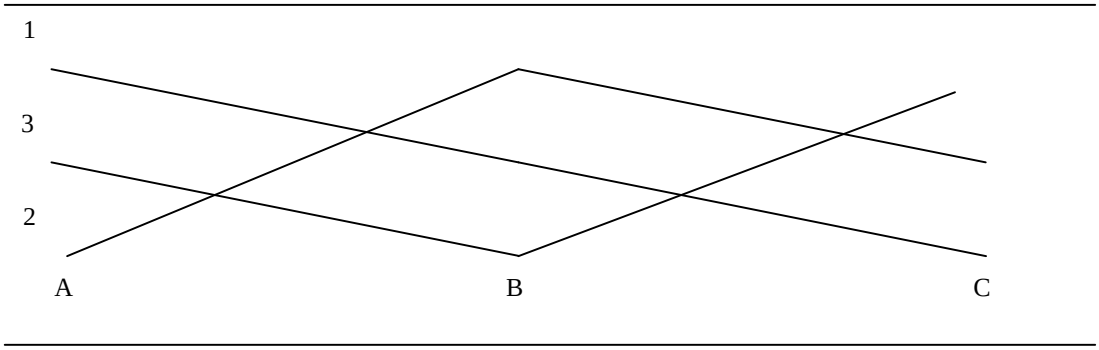
(iii) Lorsque le projet C est opposé au projet A, C l'emporte. Puis si C est opposé à B, B gagne.

Ce cas illustre le paradoxe du vote. Chaque alternative peut être choisie selon l'ordre dans lequel les choix sont proposés. L'issue du vote est cyclique et dépend de la façon dont les décideurs publics présentent les choix. Ainsi, Condorcet suggère qu'une alternative doit être choisie uniquement si elle détient la majorité contre chaque alternative.

2.2 Une solution au paradoxe du vote

Reprenons les trois électeurs 1, 2 et 3 ainsi que les trois alternatives A, B et C. La figure 11 illustre le paradoxe de Condorcet présenté précédemment[1].

Figure 11. Représentation graghique des préférences

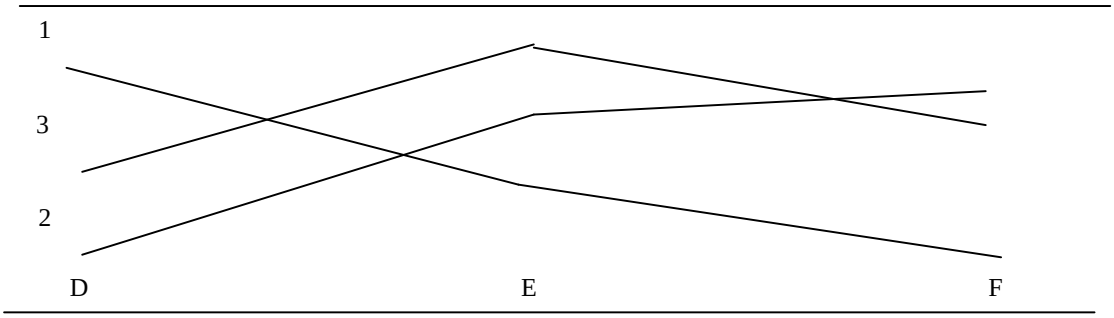


Source : Tullock et *al.* (2002)

A présent, considérons trois autres projets D, E et F. Les préférences des trois individus sont représentées dans la figure 12. Les préférences de l'individu 1 sont $D \succ E \succ F$. Les préférences de l'individu 2 sont $F \succ E \succ D$. Les préférences de l'individu 3 sont $E \succ F \succ D$.

[1] Pour l'individu 1, $A \succ B \succ C$; pour l'individu 2, $B \succ C \succ A$; et pour l'individu 3, $C \succ A \succ B$.

Figure 12. Représentation graphique des préférences unimodales



Source : Tullock et *al.* (2002)

Selon la règle de vote à la majorité simple, les résultats sont les suivants :

(i) Lorsque le projet D est opposé au projet E, E l'emporte. Puis si E est opposé à F, E gagne.

(ii) Lorsque le projet E est opposé au projet F, E l'emporte. Puis si E est opposé à D, E gagne.

(iii) Lorsque le projet F est opposé au projet D, F l'emporte. Puis si F est opposé à E, E gagne.

Cette nouvelle situation de vote ne présente pas d'impasse. Quelque soit l'ordre des choix, E l'emporte. L'alternative E est la préférence médiane. Il en découle le théorème de la préférence médiane (« *median preference theorem* »). Pour qu'il soit vérifié, la condition de préférences unimodales doit être respectée (« *single-peaked preferences* »)[1] : les préférences doivent diminuer de façon monotone lorsque l'on s'éloigne du pic de préférence. Cela permet d'éviter le paradoxe de Condorcet et d'identifier la préférence médiane.

[1] Ce résultat est attribué à Black (1948).

L'hypothèse de l'électeur médian est l'outil le plus utilisé tant d'un point de vue théorique que d'un point de vue empirique pour analyser les choix publics. Elle postule que les choix collectifs votés à la majorité reflètent les préférences de cet électeur. Ce dernier est un gagnant de Condorcet et son vote est déterminant dans les élections. Le théorème de l'électeur médian stipule que si le nombre d'électeurs est impair et que les préférences sont unimodales, alors l'issue du vote est unique. Dans l'hypothèse où un élu souhaite se faire réélire, il maximisera le bien-être de l'électeur médian durant son mandat afin d'augmenter sa probabilité d'être réélu (Black, 1948 ; Downs, 1957 ; Hotelling, 1929).

2.3 Modèle théorique

Le modèle de l'électeur médian peut être interprété de deux façons distinctes. Soit les élus cherchent à satisfaire l'individu ayant les préférences médianes et par là même cherchent à minimiser le nombre d'insatisfaits, soit les élus aspirent à être réélus en cherchant à satisfaire la demande de l'électeur leur assurant la réélection.

Les hypothèses du modèle sont les suivantes[1] :

(i) *Compétition entre deux candidats*.

(ii) *Unidimensionnalité de l'espace des choix*. La dimension des choix proposés aux électeurs doit être unique. Chaque commune est supposée offrir un bien public local composite.

(iii) *Unimodalité des préférences*. Si l'utilité diminue, elle ne peut plus remonter.

[1] Cf. Derycke et Gilbert (1988), Le Maux (2006) et Mueller (2003).

(iv) *Coût marginal de production du bien public local constant*. Cela est possible si les communes produisent le bien public local avec les mêmes intrants dont les prix peuvent être différents tant qu'elles ont des fonctions de production identiques.

(v) *Rôle décisif de l'électeur médian*. L'électeur médian est l'agent décisif puisque qu'il permet la victoire aux (n-1)/2 électeurs situés à sa « gauche » ou à sa « droite ». Ceux-ci ne peuvent pas créer de coalition contre lui.

(vi) *Absence d'externalités de débordement*. Les communes sont considérées comme des entités indépendantes.

(vii) *Absence de capitalisation (positive ou négative) du bien public local et de la fiscalité.*

(viii) *Mobilité des agents*.

(ix) *Tous les électeurs doivent voter*[1].

(x) *Relation monotone entre le revenu et la quantité de bien public local désirée.*

Le décideur local souhaite optimiser ses chances de réélection. A cette fin, il maximise la satisfaction de l'électeur médian durant son mandat. La fonction de demande en bien public local par l'électeur médian est telle que :

$$z_c = z_c(M_m, p_m) \qquad (4.1)$$

Les spécifications du prix fiscal p_m (prix du bien public local supporté par l'électeur médian) et du revenu M_m découlent du programme de maximisation de l'utilité de l'électeur médian. Les élus locaux maximisnent son utilité :

[1] Cf. Le Maux (2006, p. 19) pour une présentation des travaux portant sur l'abstention.

$$U_m = U_m(x_m, z_c) \qquad (4.2)$$

avec $\partial U_m / \partial z_c > 0$ et $\partial U_m / \partial x_m > 0$,

sous les contraintes :

$$M_m = x_m + t_c b_m \qquad (4.3)$$

$$d_c = t_c b_c + g_c \qquad (4.4)$$

$$d_c = p_c z_c \qquad (4.5)$$

L'électeur médian dépense son revenu M_m entre la consommation d'un bien privé composite x_m (servant de numéraire) et l'impôt dont il s'acquitte pour le financement du bien public local $t_c b_m$, avec b_m sa base d'imposition et t_c le taux de taxe de la commune. d_c est la dépense par habitant de la commune. Celle-ci est financée par l'impôt retiré de la base fiscale totale de la commune b_c et des dotations forfaitaires versées par des niveaux de décision supérieurs g_c. Pour une commune donnée, la base d'imposition par habitant est la somme de la base fiscale des ménages b_c^m et des entreprises b_c^e. La dépense par habitant pour le bien public local est égale au produit de son coût marginal p_c et de la quantité disponible par usager z_c. L'égalisation du taux marginal de substitution entre le bien public local et le bien privé permet d'obtenir le prix fiscal du bien public local :

$$p_m = \frac{b_m}{b_c^m + b_c^e} p_c \qquad (4.6)$$

Le prix fiscal que paie l'électeur médian est ainsi égal au rapport entre sa base d'imposition et la base moyenne par habitant de la commune $b_c = b_c^m + b_c^e$, étant donné que tous les contribuables participent au financement du bien public local.

Ainsi, pour tester la validité empirique du modèle il faut connaître le niveau d'offre en bien public local, le revenu de l'électeur médian, le prix fiscal, la population et les transferts reçus par les communes.

2.4 Modèle de l'électeur médian et optimum

Le modèle de l'électeur médian conduit à un équilibre de vote, mais seulement à un équilibre de second rang. Derycke et Gilbert (1988) démontrent que le niveau de dépenses découlant de la demande de l'électeur médian converge vers l'optimum de Pareto seulement si tous les individus ont les mêmes préférences. Dans ce cas précis, chaque individu bénéficie d'un niveau de bien public local identique et paie le même prix fiscal. Cependant, le modèle de l'électeur médian ne remplit pas les conditions de pareto-optimalité si la répartition des revenus dans une municipalité est inégale.

Envisageons une commune dans laquelle tous les électeurs ont accès au même niveau d'espaces verts. Si N est le nombre total d'habitants de la commune, chaque individu peut bénéficier du niveau d'espaces verts 1/N. Si l'on suppose que le revenu médian est inférieur au revenu moyen (soit beaucoup de faibles revenus et peu de revenus élevés) et que les taux d'imposition sont proportionnels au revenu, alors l'électeur médian paie un prix fiscal faible compte tenu du niveau de bien public local dont il peut bénéficier. En conséquence, l'électeur médian demandera davantage de bien public local par rapport à l'optimum.

Considérons un autre exemple avec une commune composée de 101 électeurs. Le maire souhaite créer un espace vert. Le coût global de cet espace vert s'élève à 4 000 €. Il est décidé qu'il sera

financé par une taxe de 40 € par électeur. Les électeurs sont appelés à voter directement pour la création de l'espace vert (leurs préférences sont supposées unimodales, par conséquent l'électeur médian est décisif). Parmi les électeurs, 50 sont favorables au projet et ont un consentement à payer égal à 100 €. Les 51 autres n'y sont pas favorables. Le bénéfice marginal social lié à la création de l'espace vert est égal à [50×100] + [51×0] = 5 000 €. Le coût marginal social s'élève à 4 000 €. Ainsi, les bénéfices excèdent les coûts : il faudrait donc créer l'espace vert. Pourtant d'après les résultats du vote, l'espace vert ne sera pas créé. Pour cause, 51 électeurs ne souhaitent pas payer une taxe de 40 €. Le résultat du vote n'est pas optimal puisque l'intensité des préférences n'est pas prise en compte. Toutefois, dans le système politique français, les électeurs élisent leurs représentants auxquels ils délèguent la prise de décision[1]. Au lieu de choisir entre deux projets, les électeurs choisissent entre plusieurs candidats.

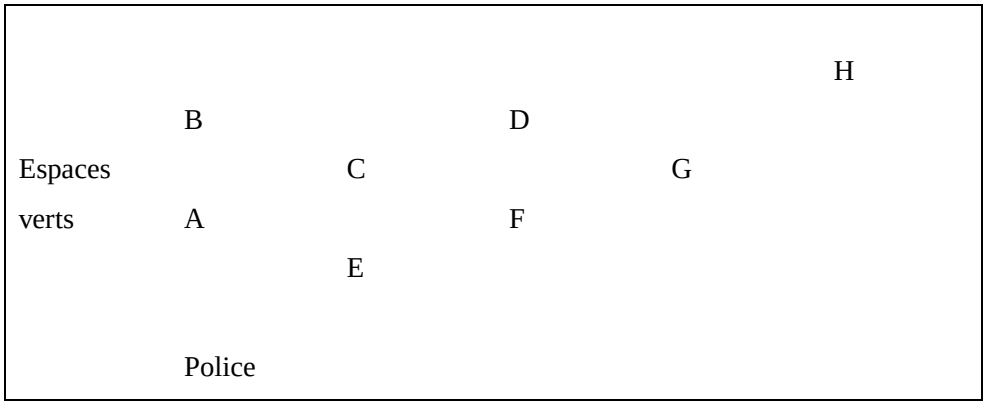
2.5 Limites du modèle de l'électeur médian et prolongements

Les limites du modèle de l'électeur médian sont liées à ses hypothèses restrictives exposées précédemment, notamment celle portant sur l'unidimensionnalité de l'espace de choix. En effet, le raisonnement se complique si les électeurs s'intéressent à différents sujets, ce qui est une situation plus proche de la réalité. Nous adaptons l'exemple proposé par Tullock et *al.* (2002)[2] aux espaces verts. Dans le figure 13, les points A à H représentent les points idéaux de huit électeurs pour des combinaisons de dépenses pour les espaces verts et de dépenses de police. La satisfaction de chaque électeur diminue si la politique mise en œuvre s'éloigne de son point de préférences. Comme il n'existe pas d'équilibre, les partis politiques proposent des ensembles de mesures pour obtenir le vote d'un maximum d'électeurs (Black, 1948 ; Tullock et *al.*, 2002).

[1] Nous nous situons dans le cadre d'un modèle de vote déterministe. Un électeur choisira le candidat dont la position est la plus proche de son point idéal. Cette approche suppose que les électeurs ne votent pas en fonction des caractéristiques personnelles des candidats comme la personnalité, la situation familiale, le charisme… (Le Maux, 2006).

[2] Tullock et *al*. (2002) prennent l'exemple des dépenses pour l'armée et la marine.

Figure 13. Budget espaces verts sur l'axe vertical et budget de police sur l'axe horizontal



Source : adaptation de l'auteur d'après Tullock et *al.* (2002)

Malgré ses limites, le modèle de l'électeur médian demeure largement utilisé car il répond au besoin de modéliser de façon simple le comportement des collectivités locales (Derycke et Gilbert, 1988). Il constitue le cadre de référence de l'économie des choix publics. Cependant, il néglige une part importante de l'offre du secteur public. Certains auteurs suggèrent, ainsi, des prolongements au modèle[1].

La théorie des politiciens partisans intègre la couleur politique des élus afin de comprendre les choix publics. Le modèle de l'électeur médian suggère qu'il existe une course à l'élection entre deux candidats. Cela suppose que les candidats n'ont pas de préférences individuelles en termes de politique à mettre en œuvre. Cette hypothèse est remise en question dans la théorie des élus partisans. Tout comme le modèle de l'électeur médian, elle repose sur un modèle de compétition électorale. Elle trouve ses fondements dans les travaux de Calvert (1985) et de Wittman (1973, 1983, 1995). Elle suggère que les élus disposent de leurs propres préférences en matière de politiques publiques. Ceux-ci vont chercher à mettre en œuvre leur programme politique une fois élus. Contrairement à Downs (1957) qui explique que les partis politiques effectuent leurs choix dans le but de remporter les élections, Wittman suggère que les élus cherchent à être reconduits dans leur mandat afin de mettre en œuvre leur programme politique. Ils recherchent toujours à obtenir le vote de l'électeur médian mais, selon cette théorie, ils ne sont pas uniquement intéressés par leur réélection.

[1] Cf. Le Maux (2006) pour une présentation détaillée de ces modèles

La théorie de la bureaucratie intervient en réponse à la simplicité du modèle de l'électeur médian. Proposée par Niskasen (1971), elle explique que les élus et les fonctionnaires adoptent, soit un comportement de maximisation de la taille de l'administration (qui a un impact sur la taille du secteur public), soit un comportement de maximisation d'une rente discrétionnaire[1] (générant ainsi une inefficacité-X[2]). Les élus sont intéressés par le prestige de leur statut, les salaires et les avantages en nature tels que les équipements de bureau, les voyages, etc. (Brennan et Buchanan, 1977 ; Niskasen, 1971).

Selon la théorie des groupes d'intérêt, les élus sont sous l'influence des contributions monétaires des groupes de pression (Becker, 1983, 1985 ; Grossman et Helpman, 1994, 1996). Une autre façon d'aborder la question est la pression électorale. Les groupes d'intérêt ont davantage d'informations sur certains sujets que d'autres électeurs (Tullock et *al.*, 2002). Pour cette raison les élus locaux sont plus attentifs à ces groupes. D'autres approches sont utilisées afin d'analyser l'influence des groupes d'intérêt (cf. Hanoteau, 2004a, 2004b). Elles reposent principalement sur la fonction de support politique (Peltzman, 1976 ; Stigler, 1971) et la recherche de rente. Selon l'approche par la fonction de support politique, les bénéficiaires d'une mesure donnée récompensent les élus soit par leur vote, soit par des contributions monétaires. Par conséquent, les élus maximisent une fonction de support politique. Cette fonction est la résultante d'un arbitrage entre l'utilité des groupes d'intérêt et la perte d'efficacité que la mesure impose à la société. La recherche de rente repose sur deux générations de modèles. Les premiers analysent les préférences des groupes d'intérêt pour différentes mesures. Les seconds sont des modèles de compétition pour la rente. Les choix en matière de politiques publiques sont alors une fonction du rapport de force entre les différents groupes d'intérêt (Hanoteau, 2004b).

[1] Le pouvoir discrétionnaire est la différence entre les ressources allouées à un service et le coût effectif de production des biens publics.

[2] L'efficacité-X fait référence à la production d'un bien au coût minimum par rapport aux ressources utilisées. Si les ressources ne sont pas utilisées de façon optimale, nous parlerons d'inefficacité-X (Leibenstien, 1966).

Selon la théorie de l'incrémentalisme budgétaire (« *hill-climbing theory* »), les élus utilisent des stratégies progressives visant à faciliter la mise en œuvre de leur politique et d'éviter les conflits avec les autres élus (Lindblom, 1959 ; Wildavsky, 1964 ; Wildavsky, 1975).

La théorie du « *logrolling* » (échange de concessions mutuelles) suggère que les choix publics résultent d'échanges entre élus. Un élu cède une voix pour un projet en espérant que l'autre élu lui cèdera une voix pour un autre projet. Dans les systèmes démocratiques, ce marchandage est courant (Tullock et *al.*, 2002). Un élu A vote en faveur d'une loi ou d'un projet pour lequel il n'est pas favorable pour qu'un autre élu B vote en faveur du projet supporté par l'élu A. Il existe deux types de *logrolling* : explicite et implicite. Lorsqu'il est explicite l'échange de vote entre élus est clairement défini (négociations pendant les sessions, accords donnant-donnant). Le *logrolling* existe parce que la plupart des lois ou projets politiques ont des effets différents sur les différents groupes de la population. Par exemple, un projet de création d'espaces verts sera principalement bénéfique pour les résidents du quartier dans lequel il sera aménagé.

Selon la théorie des cycles politico-économiques, les élus maximisent leur probabilité d'être réélus. Les élus sont, d'une part, motivés par leurs intérêts privés (pouvoir, gains pécuniaires, prestige, etc.) et, d'autre part, les électeurs choisissent le candidat qui leur propose le programme leur apportant la plus grande utilité. Selon Breton (1974), avant les élections, les élus tentent de satisfaire davantage les électeurs pour remporter des voix et être réélus.

Ces différents modèles proposés par l'école du choix public sont néanmoins remis en cause par plusieurs auteurs. Nous présentons leurs arguments principaux[1]. La théorie des défaillances politiques tient ses fondements dans les asymétries d'information entre les politiciens et les électeurs. Wittman (1995) propose l'argument selon lequel les marchés politiques ont les mêmes caractéristiques que les marchés concurrentiels en termes d'information. Il montre que la concurrence entre les élus réduit les possibilités de comportements opportunistes. Il avance également l'idée que les participants au processus démocratique agissent de façon rationnelle. Il

[1] Nous renvoyons le lecteur intéressé à Udehn (1995) et Wittman (1995).

remet ainsi en cause l'argument des théoriciens de l'école du choix public selon lequel les électeurs sont mal informés. Wittman (1995) estime que ces travaux surestiment le coût d'obtention de l'information et sous-estiment la quantité d'informations que les électeurs possèdent. Ensuite, les théories du choix public considèrent que la nature des relations entre les élus et les électeurs est de type principal-agent[1]. Les problèmes d'incitation qui en découlent sont nombreux (cf. Laffont et Martimort, 2001). Pour Wittman (1995), la compétition et la réputation réduisent les possibilités de comportements opportunistes.

Udehn (1995), quant à lui, réfute l'argument selon lequel les élus seraient motivés par leurs intérêts privés. En outre, il est impossible d'expliquer pourquoi les électeurs votent et s'engagent dans l'action collective. Il serait plus pertinent de raisonner en termes de motivations mixtes plutôt que de fonder l'analyse des choix publics sur des hypothèses restrictives comme l'égoïsme.

Face à ces critiques, nous proposons d'introduire les modèles d'interactions horizontales. Ceux-ci reposent sur l'hypothèse de l'électeur médian, mais intègrent également le fait que les asymétries d'information peuvent être réduites grâce à la compétition entre les collectivités locales.

Section 3. Les modèles d'interactions stratégiques horizontales

Les interactions horizontales désignent des situations dans lesquelles les choix d'une collectivité influencent les choix des autres collectivités de même niveau (par exemple les communes entre

[1] Les modèles principal-agent permettent de formaliser la relation qui lie les élus locaux à leurs administrés. Les électeurs sont les principaux et les élus locaux sont les agents. La question qui se pose est la suivante : les électeurs observent-ils parfaitement les actions des élus locaux ? Si cette information a un coût, alors les électeurs n'auront pas d'incitation à être informés. Il pourra s'avérer rationnel pour les électeurs d'être sous-informés, incitant les élus locaux à abuser de cet avantage informationnel.

elles). La question que l'on se pose dans cette section est la suivante : quelle est l'origine des interactions horizontales ? Les communes peuvent adopter deux types de comportements stratégiques : non-coopératif (concurrence ou passager clandestin) ou coopératif. Un comportement stratégique non-coopératif consiste pour une commune à maximiser la combinaison biens publics locaux/impôts par rapport aux communes voisines. Il peut prendre la forme d'une compétition, d'un mimétisme ou d'un comportement de passager clandestin. Les interactions horizontales ont pour origine soit la mobilité des bases fiscales (« modèles de concurrence fiscale »), soit les asymétries d'information (« modèles de concurrence politique par comparaison »).

Ainsi, les modèles que nous présentons intègrent la spatialité liée à la mobilité des individus et à la mobilité de l'information influençant les choix publics (Brueckner, 2003 ; Wilson, 1999). Autrement dit, les élus locaux offrent un niveau de biens publics locaux visant soit à attire les bases fiscales, soit à éviter une sanction par le vote des résidents.

En utilisant le couple fiscalité/biens publics locaux, une commune peut augmenter son attractivité. L'équilibre dépend des anticipations de chaque commune par rapport au comportement des autres.

3.1 Le modèle de la concurrence fiscale

La première famille de modèles d'interactions horizontales repose sur la mobilité des bases fiscales. Ce sont les modèles de concurrence fiscale (« *fiscal competition* »). Ils s'inscrivent dans la lignée des travaux de Wildasin (1988) et de Zodrow et Mieszkowski (1986). Les élus locaux sont supposés bienveillants et leur objectif est de maximiser le bien-être social. L'inefficacité des choix publics est liée au comportement non-coopératif des élus des différentes municipalités. Les interactions stratégiques peuvent porter sur tous les instruments de politique publique dont elles

disposent (dépenses publiques et taux de taxe). La concurrence est, ainsi, liée à la mobilité des bases fiscales, elle-même issue des disparités des taux d'imposition et de l'offre de biens publics locaux entre les collectivités locales.

Lorsque les bases fiscales sont mobiles, les décisions prises par une collectivité affectent les autres collectivités, par le biais de leur contrainte budgétaire. A titre d'illustration, si une collectivité diminue ses taux d'imposition (ou augmente son offre de biens publics locaux), elle attire de nouveaux agents, et par là même, réduit les bases fiscales des autres collectivités. Dès lors, la compétition fiscale est source d'inefficacité puisque les collectivités ne prennent pas en compte les externalités qu'elles imposent aux autres.

L'objectif des collectivités locales est d'attirer le capital (les investisseurs recherchent la localisation qui leur apporte le rendement le plus élevé) et les ménages (ils recherchent la localisation offrant la combinaison taux de taxe/biens publics locaux la plus avantageuse). Chaque décideur public local fixe son taux de taxe (ou son offre de biens publics locaux) de sorte à maximiser l'utilité de l'agent représentatif. Il considère la politique des autres collectivités locales comme donnée.

La concurrence fiscale peut avoir pour conséquence une allocation des ressources sous-optimale : si une municipalité augmente ses taux de taxe, elle suscite une fuite des agents vers les municipalités dont la fiscalité est plus attractive. Les municipalités s'engagent alors dans une concurrence jusqu'à ce que le rendement du capital soit identique dans chaque municipalité. Les taux de taxe sont, ainsi, trop faibles parce que les décideurs publics locaux ne prennent pas en compte les externalités positives dont jouissent les autres collectivités bénéficiant de l'arrivée de nouveaux résidents (Wildasin, 1988 ; Wilson, 1999). Etant donné que les taux d'imposition sont trop faibles, la quantité de biens publics locaux fournie est sous-optimale.

Ces modèles sont semblables aux modèles d'externalités de débordement (Brueckner, 2003) puisque c'est la mobilité des individus qui est à l'origine des interactions stratégiques.

3.2 Le modèle de la concurrence politique par comparaison

La deuxième famille de modèles repose sur l'existence d'asymétries d'information entre les élus et les électeurs. L'information porte sur le coût des biens publics locaux. Ce modèle se rapproche du modèle d'offre bureaucratique mentionné précédemment dans la section 2 de ce chapitre. La concurrence politique par comparaison (« *yardstick competition* ») permet de réduire les asymétries d'information en améliorant le rôle sélectif des élections sous l'hypothèse d'absence de mobilité des bases fiscales (Besley et Case, 1995 ; Ladd, 1992 ; Salmon, 1987). Ainsi, les électeurs peuvent réduire l'asymétrie d'information par le vote en comparant les choix de politique publique dans leur commune de résidence avec ceux des collectivités locales voisines. Si les conditions sont plus favorables dans ces dernières, alors la probabilité d'être réélu des élus diminue. Les élus sont alors confrontés à une double concurrence : celle des candidats de leur municipalité et celle des élus des autres municipalités.

Par conséquent, les élus déterminent les taux de taxe et l'offre de biens publics locaux qui maximisent leur propre utilité. Cette dernière dépend du taux de taxe, de l'offre de bien publics locaux et d'une fonction de probabilité de réélection. La probabilité de réélection dépend, quant à elle, du taux de taxe, de l'offre de bien publics locaux, des caractéristiques socio-économiques de la collectivité locale et aussi des choix des collectivités locales prises pour référentiel (Leprince et *al.*, 2005).

Les élus locaux sont alors confrontés à un dilemme. Ils peuvent augmenter les taux d'imposition pour capter une rente en raison des asymétries d'information. Mais en agissant de la sorte, ils diminuent leur probabilité d'être réélus.

3.3 Formalisation théorique des interactions horizontales

Quelle que soit la source des interactions horizontales (externalités de débordement, concurrence fiscale ou concurrence politique par comparaison), la formalisation théorique et le traitement

économétrique demeurent similaires (Brueckner, 2003)[1]. Les modèles ont en commun l'analyse de l'existence d'externalités horizontales entres les collectivités de même niveau. Ainsi, quelle que soit l'origine des interactions stratégiques, la fonction objectif des collectivités locales est la même.

Suivant Brueckner (2003), une municipalité i choisit le niveau de bien public local z_i. Son choix dépend également de ceux des autres municipalités z_{-i} et d'un vecteur de caractéristiques X_i. La fonction objectif de la municipalité i est telle que :

$$V(z_i, z_{-i}, X_i) \qquad (4.7)$$

La solution z_i à ce problème dépend de z_{-i} et de X_i. Elle peut être écrite de la façon suivante :

$$z_i = R(z_{-i}, X_i) \qquad (4.8)$$

où R est la fonction de réaction de la municipalité i. Elle représente la meilleure réponse de i, les choix des autres communes étant donnés. Si la pente de cette fonction est nulle, il y a absence d'externalités horizontales. La théorie ne permet pas de déterminer le signe de cette fonction *a priori* (Brueckner, 2003).

Afin d'optimiser cette fonction objectif, les élus locaux maximisent l'utilité de l'agent représentatif, soit l'électeur médian. Pour modéliser les externalités horizontales, il faut émettre une hypothèse sur le comportement des municipalités étudiées. Dans ce cas, l'hypothèse de Nash traduit le fait que les communes optimisent leur offre de bien public local, en supposant l'offre des autres communes comme donnée.

[1] Les différents modèles ont fait l'objet de raffinements théoriques exposés par Madiès et *al.* (2004, 2005).

Soit U_i la fonction d'utilité de l'électeur médian de la commune i telle que :

$$U_i = U_i(x_i, z_i, z_{-i}, e_i) \qquad (4.9)$$

où x_i est un bien privé, z_i le niveau de bien public local fourni dans la commune de résidence, z_{-i} le niveau de bien public local fourni par les autres communes (cette variable peut-être interprétée comme la spécification théorique des externalités horizontales) et e_i représente un vecteur de caractéristiques. U_i est une fonction continue, dérivable à l'ordre deux et concave. Avec son revenu M_{mi}, l'électeur médian finance sa consommation privée et paie des impôts, p_{mi}, pour le financement du bien public local. Ainsi, la collectivité maximise l'utilité de l'électeur médian sous la contrainte de revenu de ce dernier.

La fonction de demande du bien public local est telle que :

$$z_i^* = z(p_{mi}, M_{mi}, z_{-i}, e_i) \qquad (4.10)$$

Cette fonction est assimilable à une fonction de réaction. Elle représente la meilleure réponse de la commune i aux choix des autres communes. En outre, la nature de la fonction de réaction dépend des caractéristiques de la commune i. L'analyse de la pente de la fonction de réaction indique la nature des interactions stratégiques.

De nombreuses extensions de ce modèle ont été proposées dans la littérature avec la fiscalité comme variable stratégique (cf. Madiès et *al.*, 2004, 2005). D'autres modèles prennent l'offre de bien public local comme variable stratégique (Murdoch et *al.* 1993 ; Hanes, 2002 ; Lundberg, 2006). Lundberg (2006) propose une extension de ce modèle en prenant en compte le nombre de visites effectuées par l'agent représentatif dans les collectivités voisines. Les coûts associés à la

consommation des biens publics fournis par ces collectivités y sont représentés par les coûts de transport. Solé-Ollé (2006) propose quant à lui une extension de ce modèle en y incluant la congestion.

Ces modèles sont estimés à l'aide des techniques de l'économétrie spatiale[1]. Exprimée sous forme matricielle, l'équation estimée est la suivante :

$$Y = \rho WY + X\beta + \varepsilon \qquad (4.11)$$

où Y est la variable dépendante représentant l'offre de bien public local. ρ est le paramètre d'intérêt, il révèle la nature des interactions horizontales. WY représente l'offre de bien public local des autres communes avec W la matrice de poids (soit les distances entre les communes). X est un vecteur de caractéristiques de la commune. Et ε est le terme d'erreur. Ainsi, les interactions stratégiques sont déterminées par ρ et leur intensité dépend de WY.

3.4 Les externalités verticales

Des interactions stratégiques peuvent aussi exister entre des collectivités de rangs différents, par exemple entre les communes et le département ou entre les communes et l'intercommunalité[2]. On évoque alors les externalités verticales. Ces interactions peuvent porter sur les dépenses publiques et la fiscalité. Se pose alors la question de l'efficacité de la superposition des collectivités locales (Turnbull et Djoundourian, 1993). Comment une commune réagit-elle à une augmentation des dépenses intercommunales ? Ou encore, comment réagit-elle face à une augmentation du taux d'impôt intercommunal ? Dans l'éventualité d'externalités verticales, on s'interroge sur la forme des fonctions de réaction des municipalités. Ces questions ont toute leur importance du point de vue de la fiscalité (Leprince et Guengant, 2002 ; Guengant et Leprince, 2006). En effet, le

[1] Les problèmes économétriques liés à ce modèle sont exposés dans le chapitre 8 de cette thèse.

[2] Cf. Rozet (2005) pour un exposé du développement de la cooprération intercommunale en France.

processus de transfert des compétences des communes vers l'intercommunalité s'est accéléré ces dernières années (Rozet, 2005). En ce qui concerne les espaces verts, ceux-ci restent largement de la compétence des communes. Elles assurent 95 % des dépenses pour ces biens publics locaux (DGCP-Ifen, 2004). Par conséquent, les externalités verticales ne constituent pas un enjeu majeur pour la gestion publique des espaces verts.

La question de la gestion intercommunale des espaces verts mériterait cependant d'être explorée. Ce transfert de compétences implique de nouvelles situations de négociation. La décision de transférer la compétence en matière d'espaces verts répond à des enjeux à la fois politiques (image, communication de la commune, recherche d'une inscription locale) et financiers. Si les municipalités et l'intercommunalité partagent la compétence en matière d'espaces verts, les premières vont-elles adopter un comportement stratégique ? Dans le cas de comportements non-coopératifs, deux situations peuvent apparaître. Dans la première, les municipalités adoptent un comportement de passager clandestin. Autrement dit, elles peuvent profiter des espaces verts financés par l'intercommunalité. La seconde est un effet de complémentarité. Dans cette éventualité, il existe un risque d'extension des dépenses publiques non justifiée au regard des préférences.

Conclusion du chapitre

Dans ce chapitre nous avons montré comment les théories du choix public et de l'économie publique locale permettent d'appréhender les politiques locales sous un angle positif. Les décisions publiques ne seraient plus le fait d'un régulateur bienveillant mais émaneraient des élus locaux. Les décisions de ces derniers peuvent être sous le joug de considérations d'ordre politique. En particulier, le modèle de l'électeur médian permet de rendre compte de ces différents comportements. Ce modèle donne lieu à deux interprétations. Selon la première, les élus cherchent à satisfaire la demande de l'électeur décisif afin d'être réélus. Selon la seconde, ils cherchent à satisfaire la demande en biens publics locaux de la majorité des individus.

Les modèles d'interactions horizontales constituent un prolongement au modèle de l'électeur médian. Ceux-ci suggèrent que les élus peuvent adopter des comportements stratégiques se traduisant sous la forme d'un mimétisme, d'une concurrence ou d'un comportement de passager clandestin. Comme le souligne Brueckner (2003), ces questions n'ont pas de réponse théorique et seule une analyse empirique permet d'y répondre.

Conclusion de la partie

L'existence d'externalités rend difficile une allocation efficace des espaces verts par le marché dans la mesure où un prix de marché ne refléterait que les coûts (ou bénéfices) privés de chaque agent, et non pas les coûts (ou bénéfices) sociaux. De plus, les espaces verts, selon le type considéré, appartiennent à une palette de biens entre biens privés et biens publics. Le problème de fond est le financement de ces biens. D'une part, ils sont souvent non-excluables et, d'autre part, se pose la question de l'estimation des préférences individuelles. Pour pallier les divers problèmes économiques identifiés, il existe une large gamme de mécanismes de régulation de ces espaces.

Etant donnée leur diversité, nous choisissons de nous concentrer sur la fourniture publique qui caractérise la politique française d'aménagement des espaces verts. Dès lors, la question des espaces verts se pose en termes de biens publics locaux. Nous mettons en lumière deux types d'asymétries d'information. D'une part, les pouvoirs publics ne connaissent pas les préférences individuelles en matière d'espaces verts et, d'autre part, ils disposent d'un avantage informationnel sur les électeurs par rapport au coût de la fourniture de ces biens publics locaux ainsi que sur la gestion des budgets publics. Néanmoins, les individus ont la possibilité de réduire ces asymétries d'information. De par leur choix de localisation résidentielle, ils peuvent révéler leurs préférences pour les aménités. Par conséquent, ils sont susceptibles de favoriser une concurrence entre les municipalités qui cherchent à attirer de nouveaux résidents. Les ménages sont également des électeurs et disposent à ce titre d'un pouvoir de sanction par le vote, et ce d'autant plus s'ils comparent la politique menée dans leur commune de résidence avec celle menée par les communes voisines.

Ces hypothèses théoriques nous conduisent à aborder le sujet d'un point de vue empirique dans la suite de cette thèse. Les ménages révèlent-ils leurs préférences par leurs choix de localisation résidentielle ? Observe-t-on des interactions stratégiques entre les municipalités ?

PARTIE II

REVELATION DE LA DEMANDE POUR LES ESPACES VERTS

Introduction

Cette partie vise à vérifier qu'il existe une demande effective pour les espaces verts, soit que les ménages leur accordent de la valeur.

Les espaces verts figurent parmi les aménités les plus recherchées par les ménages, lesquels aspirent à un meilleur cadre de vie (UNEP-IPSOS, 2008). Analyser la demande pour les espaces verts requiert une analyse de leur valeur économique. Les caractéristiques de biens publics et d'externalité des espaces verts sont la cause de défaillances du marché. Il n'existe pas de prix permettant l'allocation efficace des ressources et la révélation des préférences individuelles. Par conséquent, des techniques d'évaluation doivent être mobilisées pour estimer la valeur économique des espaces verts. En l'absence de marché, les décisions prises par les agents publics et privés n'orientent pas nécessairement les dynamiques des usages du sol dans un sens qui répondrait le mieux aux attentes de la population. Nous cherchons donc à donner une valeur aux espaces verts afin de les intégrer dans les projets d'aménagement et réguler l'espace.

L'économie de l'environnement propose différentes techniques d'évaluation afin d'estimer la valeur monétaire des biens non marchands. Ces méthodes répondent au besoin d'identifier les préférences individuelles, étape nécessaire à la mise en œuvre de politiques publiques efficaces.

Le chapitre 5 poursuit plusieurs objectifs. Dans un premier temps, nous présentons le concept de valeur économique totale que nous appliquons aux espaces verts. Puis, nous exposons les différentes méthodes d'évaluation des biens non marchands. Enfin, nous introduisons plus en détail la méthode des prix hédonistes qui fait l'objet d'une application. L'examen de la littérature empirique sur la valorisation des espaces verts nous permet de soulever certaines limites, notamment sur l'introduction des espaces verts dans le modèle hédoniste, que nous tentons de combler dans le chapitre 6. Nous y testons l'hypothèse selon laquelle les espaces verts influencent les choix de localisation résidentielle des ménages. Pour ce faire, nous appliquons la méthode des prix hédonistes à la ville d'Angers (Maine-et-Loire).

Chapitre 5

Les mesures de la valeur économique des espaces verts

Introduction

Les biens environnementaux, comme les espaces verts, n'ont pas de prix. Le marché ne permet pas de réaliser une allocation efficace de ces biens. En France, l'offre émane essentiellement des communes. Pourtant, les pouvoirs publics ne connaissent pas les préférences individuelles pour les espaces verts. Il peut en résulter un manque, non justifié au regard des bénéfices sociaux qu'ils génèrent. L'un des objectifs de l'économie de l'environnement est d'attribuer une valeur monétaire aux biens non marchands afin de réaliser un bilan de leurs bénéfices sociaux dans la perspective d'analyses coûts-bénéfices. Plusieurs méthodes d'évaluation des biens non marchands ont été proposées. Ces méthodes permettent de déterminer la valeur économique totale des espaces verts. Nous nous concentrons ici sur les apports des concepts et méthodes développées dans une perspective d'aide à la décision publique. Ce chapitre fait une synthèse théorique et empirique de ces outils appliqués aux espaces verts et permet de justifier les choix effectués dans cette thèse.

Les concepts et outils constituant le cœur de l'évaluation des biens non marchands sont présentés dans la section 1. Dans la section 2, nous justifions le choix de la méthode des prix hédonistes et présentons le modèle théorique sous-jacent. Dans la section 3, nous présentons les résultats de la littérature empirique utilisant la méthode des prix hédonistes afin de mettre en lumière les principaux résultats et les améliorations possibles.

Section 1. La valeur économique totale des espaces verts

Nous débutons par un rappel des fondements théoriques qui constituent le cœur de l'évaluation économique des biens non marchands.

1.1 Les mesures du bien-être

Les espaces verts ont de la valeur parce qu'ils contribuent au bien-être des individus. Afin de la mettre en évidence, nous présentons les concepts permettant de l'exprimer sous forme monétaire. Pour les économistes, le concept de valeur se réfère à la somme d'argent qui a un impact équivalent sur le bien-être des individus, alors que pour les écologistes il se réfère à la valeur intrinsèque des écosystèmes et des services environnementaux (Freeman, 2003). Cette définition économique de la valeur tient sa source dans l'économie néo-classique du bien-être. L'utilité de chaque individu dépend d'un ensemble de biens et de services, qu'ils soient marchands ou non, comme les aménités vertes. Les individus effectuent des arbitrages entres ces différents biens selon leurs préférences et les prix relatifs. Dès lors, les préférences individuelles permettent de mesurer les bénéfices des biens non marchands. Selon la théorie standard du consommateur, celui-ci est un agent rationnel qui adopte un comportement de maximisation de son utilité sous sa contrainte budgétaire, laquelle dépend de son revenu et des prix des biens.

Soit la fonction d'utilité d'un individu[1] :

$$u = u(X, Q, T) \qquad (5.1)$$

où X représente un vecteur des quantités de biens privés ; Q est un vecteur de biens publics (comme les aménités environnementales) dont les quantités ou la qualité sont fixes pour l'individu ; T est un vecteur du temps passé à différentes activités et dont l'individu retire de l'utilité. Cette fonction est munie des propriétés habituelles. Supposons, afin de simplifier les notations, que la fonction d'utilité de l'individu ne dépende que des biens privés et que ses

[1] Nous reprenons le cadre formel proposé par Freeman (2003) et par Vanslembrouck et Van Huylenbroeck (2005).

préférences soient stables dans le temps. L'individu choisit les quantités de biens privés dont les prix sont donnés par le marché afin de maximiser son utilité sous sa contrainte budgétaire. Son programme de maximisation s'écrit de la façon suivante :

$$\begin{aligned} &\text{Max } u = u(X) \\ &\text{Sous la contrainte } \sum_i p_i x_i = M \end{aligned} \qquad (5.2)$$

où X est le vecteur des quantités $(X = x_1, ..., x_i, ..., x_n)$. La solution à ce problème est un ensemble de fonctions de demande marshalliennes selon lesquelles la quantité de biens demandés est une fonction des prix et du revenu du consommateur :

$$x_i = x_i(P, M) \qquad (5.3)$$

où P est le vecteur des prix $(P = p_1, ..., p_i, ..., p_n)$ et M est le revenu. En substituant les expressions de x_i comme fonction de P et de M dans la fonction d'utilité directe, on obtient la fonction d'utilité indirecte u dans laquelle l'utilité est une fonction des prix et du revenu, sous l'hypothèse que les choix sont optimaux :

$$u = v(P, M) \qquad (5.4)$$

Selon l'identité de Roy, les fonctions de demande peuvent être exprimées en termes de dérivées de la fonction d'utilité indirecte :

$$x_i(P, M) = -\frac{\partial v / \partial p_i}{\partial v / \partial M} \qquad (5.5)$$

Le problème du choix individuel peut aussi être représenté du point de vue d'une fonction de dépenses e. L'individu est supposé minimiser ses dépenses totales telles que :

$$e = \sum_i p_i x_i \qquad (5.6)$$

sous la contrainte d'un certain niveau d'utilité $u(X)$ à atteindre

$$u(X) = u^0 \qquad (5.7)$$

où u^0 représente le niveau maximal d'utilité atteint avec la solution au problème de maximisation. La solution au problème de minimisation des dépenses conduit à trouver un ensemble de fonctions donnant les quantités optimales pour des prix et une utilité donnés. Ce sont des fonctions de demande hicksiennes[1]. Elles représentent les quantités consommées à différents prix sous l'hypothèse que le revenu est compensé de sorte que l'utilité soit constante en u^0. Si l'on substitue ces fonctions de demande dans l'expression des dépenses totales, on obtient alors une fonction de dépenses. Elle représente la dépense minimale nécessaire pour atteindre un niveau donné d'utilité, les prix de marché étant donnés :

$$e = e(P, u^0) \qquad (5.8)$$

où e représente la dépense monétaire et u^0 est le niveau d'utilité spécifié. Les fonctions de demande compensées peuvent également être obtenues en différenciant la fonction de dépenses par rapport à chaque prix tel que :

$$\partial e / \partial p_i = h_i(P, u^0) \qquad (5.9)$$

où h_i représente la demande compensée pour x_i.

[1] Slutsky (cf. Varian, 1995) propose une approche alternative. Dans le cas d'une variation des prix, la droite de budget se déplace mais le pouvoir d'achat reste constant. A la différence de Hicks, le nouveau prix permet à l'individu d'atteindre un niveau d'utilité différent (supérieur ou inférieur selon que le prix diminue ou augmente si les biens sont normaux).

Contrairement à la fonction de demande marshallienne, l'approche hicksienne consiste à analyser des fonctions de demande compensées : on compense l'individu afin qu'il conserve le même niveau d'utilité. Ce dernier est fixé à la situation initiale et on cherche à minimiser le coût pour l'atteindre.

Ainsi, la fonction de demande marshallienne dépend du revenu et des prix alors que la fonction de demande hicksienne dépend des prix et du niveau d'utilité. Cette distinction est particulièrement intéressante pour les analyses coût-bénéfice. L'approche hicksienne permet de s'interroger sur la somme qu'il faudrait accorder aux individus afin de compenser les effets d'une politique publique. Etant donné que l'utilité d'un individu n'est pas directement observable, il faut introduire des mesures alternatives des variations de bien-être.

La première est la variation du surplus marshallien. Bonnieux et Desaigues (1998, p. 182) présentent la définition donnée par Marshall : « le consommateur retire d'un achat un surplus de satisfaction. La somme supplémentaire qu'il aurait accepté de payer, au-delà du prix, plutôt que de renoncer à l'achat, mesure le surplus de satisfaction ». Il est représenté par la surface située sous la fonction de demande marshallienne et au-dessus de la droite de prix horizontale. Il mesure l'équivalent monétaire de la variation de bien-être, étant donné que l'utilité n'a pas d'unité. Une variation positive (négative) du surplus correspond à un consentement à payer (à recevoir). Selon Mitchell et Carson (1989), cette mesure de la variation de bien-être tient sa faiblesse dans le fait qu'elle considère le revenu constant et non l'utilité, c'est-à-dire qu'on laisse la variation du pouvoir d'achat du revenu avoir des conséquences sur la consommation des autres biens. Cependant, une modification des prix implique une variation du revenu – le revenu réel augmentant suite à une baisse des prix – et de l'utilité. Cela tient de l'hypothèse fondamentale de la théorie de consommateur selon laquelle un individu cherche à maximiser son utilité sous sa contrainte de revenu, les prix étant donnés. Hicks propose d'identifier des mesures compensées du surplus soit à partir du niveau initial d'utilité – avant le changement –, soit à partir du niveau final d'utilité – après le changement – (Bonnieux et Desaigues, 1998).

La variation compensatoire du surplus révèle le paiement compensatoire nécessaire pour qu'un individu soit indifférent entre une situation A et une situation B dans laquelle il existe un nouveau

système de prix. Elle est estimée à partir du niveau d'utilité initial. Elle mesure la somme qu'il faut prélever au consommateur dans l'état final afin qu'il possède le même niveau d'utilité que dans l'état initial. La variation compensatoire ne peut pas être supérieure au revenu pour une baisse du prix. En revanche, elle peut l'être pour une hausse du prix.

La variation équivalente du surplus mesure la variation de revenu qui conduirait à la même variation d'utilité lorsque les prix varient. Elle est estimée sur la base du niveau d'utilité final. Elle mesure la somme qu'il faut donner au consommateur dans l'état initial afin qu'il ait le même niveau d'utilité que dans l'état final.

Ces deux mesures de la variation de surplus permettent à l'individu d'ajuster les quantités consommées des deux biens, en réponse à une modification des prix relatifs et du revenu. Transposées à l'évaluation des biens non marchands, l'utilité d'un individu dépend alors de la consommation de biens marchands et du niveau de biens environnementaux. Affecter une valeur monétaire à l'amélioration (dégradation) des espaces verts consiste à déterminer la somme monétaire nécessaire que l'individu est prêt à céder (recevoir) afin de bénéficier de l'amélioration (accepter la dégradation).

Les deux mesures suivantes ne permettent pas à l'individu d'ajuster les quantités consommées. Leur intérêt est qu'elles permettent de mesurer des variations de bien-être dans le cas de biens non-excluables (Vanslembrouck et Van Huylenbroeck, 2005).

Le surplus compensatoire indique le paiement compensatoire que devrait recevoir un individu pour être indifférent entre une situation initiale A et une situation B dans laquelle il y a une possibilité d'acquérir une nouvelle quantité du bien dont le prix a changé.

Le surplus équivalent est le changement de revenu nécessaire, étant donnés les prix initiaux et la consommation initiale du bien, pour que la satisfaction de l'individu soit équivalente avec un nouveau système de prix et de consommation.

L'utilité d'un individu n'est pas mesurable. En revanche, elle peut être approchée par la variation de son surplus qui elle peut être mesurée par un Consentement A Payer (CAP) si elle est positive ou par un Consentement A Recevoir (CAR) si elle est négative. Le CAP et le CAR sont les équivalents monétaires des variations de surplus. Les liens entre les différentes mesures de la variation de surplus sont présentés dans le tableau 6.

Tableau 6. Mesures du surplus selon la transformation

Qualité de l'environnement	Amélioration	Détérioration
Consentement à payer	Surplus compensatoire	Surplus équivalent
Consentement à recevoir	Surplus équivalent	Surplus compensatoire

Source : Bonnieux et Desaigues (1998)

Le CAP est le montant maximal qu'un individu est prêt à payer pour avoir un certain niveau d'espaces verts (quantité ou qualité) plutôt que d'y renoncer. Il mesure le bénéfice qu'un individu retire d'un changement du niveau d'aménité.

Le CAR est le montant minimal qu'un individu est prêt à recevoir pour renoncer volontairement à une amélioration quantitative ou qualitative des espaces verts. Il représente la somme qui rend un individu indifférent entre bénéficier de l'aménité ou recevoir une certaine somme monétaire.

La différence entre le CAP et le CAR est que le premier prend pour référence l'absence d'amélioration, alors que le second considère la présence de l'amélioration comme le niveau de départ du bien-être. Aussi, le CAP est soumis à la contrainte budgétaire des individus (Freeman, 2003). Une autre différence est liée à la définition des droits de propriété (Mitchell et Carson, 1989). En effet, le CAP équivaut à un prix d'achat et le CAR correspond à un prix de vente. Dans le cas du CAR, il est supposé que l'individu a un droit de propriété sur le bien. La littérature sur le choix entre la mesure du CAP ou du CAR est abondante (Hanemann, 1991 ; Pearce et Turner, 1990 ; Willig, 1976)[1]. La littérature empirique quant à elle tend à mesurer des CAP.

[1] Cf. Angel (1998) pour une discussion détaillée sur les raisons de la divergence entre CAP et CAR.

1.2 La valeur économique totale

1.2.1 Définition de la valeur économique totale des espaces verts

Le CAP (ou CAR) pour une amélioration (ou détérioration) de la quantité ou qualité des espaces verts permet de mesurer une partie de la Valeur Economique Totale (VET). La VET englobe toutes les valeurs économiques des espaces verts. Ce concept est apparu dans les travaux de Peterson et Sorg (1987) puis de Pearce et Turner (1990). Il recouvre les différentes valeurs que les individus accordent aux espaces verts, en distinguant les valeurs d'usage, les valeurs d'option et les valeurs de non-usage[1]. Il représente l'ensemble des valeurs actualisées des flux de biens et services que les espaces verts génèrent. En revanche, il ne prend pas en compte la valeur intrinsèque des biens, laquelle est indépendante des préférences humaines, voire de la perception humaine. Nous proposons une décomposition de la VET des espaces verts dans le tableau 7.

Les valeurs d'usage comprennent les bénéfices directs *in situ* (tels que les pratiques récréatives) et les bénéfices indirects (tels que les bénéfices écologiques). Les valeurs d'usage direct impliquent un contact immédiat entre l'individu et l'aménité (Carson et *al.*, 1999).

La valeur d'option traduit les bénéfices retirés d'usages futurs potentiels (Weisbrod, 1964). Elle assure la possibilité d'utiliser le bien dans l'avenir mais sans certitude. Par exemple, un ménage peut choisir un quartier doté d'un parc avec la perspective d'avoir des enfants (More et *al.*, 1988). La valeur associée correspond à une assurance d'avoir accès à l'aménité pour un usage éventuel. Certains auteurs (par exemple Vanslembrouck et Van Huylenbroeck, 2005) la considèrent comme une valeur d'usage. Pourtant, elle se réfère à une utilisation envisagée, celle-ci pouvant être effective ou non. Pour cette raison, nous la distinguons des valeurs d'usage.

[1] Il existe également les valeurs de quasi-option (Arrow et Fisher, 1974). Elles représentent les gains de bien-être associés à un report d'une décision lorsqu'il existe une incertitude sur les bénéfices de choix alternatifs et lorsqu'au moins une alternative implique un usage irréversible des ressources. Mais ces valeurs ne font pas partie des valeurs que les individus accordent à une modification de l'environnement (Freeman, 2003).

Les valeurs de non-usage (Krutilla, 1967) englobent les valeurs de legs, les valeurs d'existence et les valeurs altruistes. Elles ne sont pas liées à des usages effectifs, futurs ou potentiels de l'aménité. Les valeurs de legs comprennent les bénéfices des espaces verts pour les générations futures. Les valeurs d'existence sont liées au fait que les individus retirent une utilité de savoir que l'aménité est conservée, sans considérer son utilisation ou son utilisation potentielle. Les valeurs altruistes intègrent la satisfaction que les individus retirent lorsque l'aménité est disponible pour les autres.

Comme More et *al.* (1988), nous suspectons que les valeurs d'usage accordées aux espaces verts sont plus importantes que les valeurs de non-usage. Néanmoins, comme les espaces verts contribuent à la qualité du cadre de vie, nous ne pouvons pas écarter l'existence de valeurs de non-usage. Par ailleurs, certains espaces verts historiques tels que Central Park (New York, Etats-Unis) ou les Jardins du Château de Versailles (Versailles, France) peuvent avoir des valeurs de non-usage élevées car ils font partie du patrimoine historique.

Tableau 7. Décomposition de la valeur économique totale des espaces verts

Valeur			**Bénéfices associés**
Valeur économique totale	Valeurs d'usage	Valeurs d'usage direct	Ex : bénéfices récréatifs (pratiques sportives, promenade…)
		Valeurs d'usage indirect	Ex : bénéfices écologiques (biodiversité urbaine, séquestration du carbone…), création d'emplois (services municipaux, secteur horticole, paysagistes…)
	Valeurs d'option		Ex : usages futurs
	Valeurs de non-usage	Valeurs de legs	Ex : préservation de la biodiversité urbaine pour les générations futures
		Valeurs d'existence	Ex : protection des espèces menacées, attachement particulier à un espace vert, valeur attachée au fait de savoir qu'un espace vert existe
		Valeurs altruistes	Ex : préservation d'un espace vert pour les enfants du quartier

Source : conception de l'auteur

1.2.2 Limites du concept de la valeur économique totale

Le concept de VET est utile pour procéder à des Analyses Coûts-Bénéfices (ACB). En revanche, il n'existe pas de consensus sur ses composantes. Bien que les économistes de l'environnement conviennent de l'existence et de l'importance des valeurs de non-usage, certains estiment qu'elles ne devraient pas être prises en compte dans les ACB. Pour Rosenthal et Nelson (1992), elles reflètent des valeurs sociales et éthiques qui vont au-delà du champ d'application de l'efficacité économique. Pour Milgrom (1993) et Diamond et Hausman (1994), elles ne sont pas appropriées pour l'évaluation économique au motif qu'elles prennent en compte l'altruisme envers les autres et la préoccupation des générations futures. Enfin, Rosenthal et Nelson (1992) ou Diamond et Hausman (1994) estiment qu'il n'y a pas de méthode précise pour mesurer les valeurs de non-usage. Ils avancent l'idée que la prise en compte de ces valeurs n'est pas pertinente pour les processus de prise de décision, ou alors ne peuvent pas être exprimées en valeur monétaire.

D'autres auteurs argumentent en faveur de la prise en compte des valeurs de non-usage. Pour Freeman (2003), dès lors que les valeurs de non-usage affectent le bien-être des individus, elles sont pertinentes pour déterminer l'efficacité économique. Il montre également que les remarques de Milgrom (1993) et Diamond et Hausman (1994) sont vraies sous les hypothèses de comportement non-paternalistique ou d'altruisme pur (car il ne modifie pas l'allocation pareto-optimale des ressources) mais ne le sont pas sous d'autres formes de l'altruisme[1]. En outre, il argumente qu'il est possible de prendre en compte les valeurs de non-usage par le biais des méthodes basées sur les préférences déclarées. D'autres auteurs, comme Carson et *al.* (2001), se prononcent en faveur de la prise en compte de ces valeurs car autrement, le CAP obtenu peut s'écarter des véritables gains/pertes de bien-être.

---

[11] On évoque l'altruisme paternaliste lorsque l'utilité d'un individu augmente suite à l'usage de l'aménité par d'autres. L'altruisme est dit pur lorsqu'un individu exprime un CAP parce que son utilité augmente avec la quantité/qualité de l'aménité et aussi parce que l'utilité des autres individus augmente avec celle de l'amélioration de l'aménité. Il y a altruisme individuel lorsque l'utilité d'un individu augmente si celle des autres individus augmente, quelles que soient les raisons (Madariaga et McConnell, 1987). Enfin, l'altruisme impur désigne l'altruisme envers soi-même lié à la satisfaction de contribuer au financement de l'aménité. Il est aussi appelé « *warm glow* » (Andreoni, 1990).

L'utilisation du concept de la VET soulève également la question de l'additivité de ses composantes. Tout d'abord, il n'existe aucune garantie que toutes les valeurs sont prises en compte par les individus. Deuxièmement, certaines valeurs peuvent être interdépendantes ce qui soulève la question de la double comptabilisation : certaines valeurs sont des valeurs altruistes pour certains mais des valeurs d'usage pour d'autres (Price, 1978). Enfin, Hanley et *al.* (2001) soulèvent que la VET n'est pas nécessairement une fonction linéaire de chaque élément, ce qui constitue une difficulté supplémentaire dans la reconstitution de la VET d'un bien non marchand. Les controverses sur ces valeurs sont nombreuses tant d'un point de vue théorique que d'un point de vue empirique. Les principaux défis pour les économistes sont la mesure de ces valeurs et leur agrégation. Par exemple, comment dissocier la valeur d'existence d'un espace vert de sa valeur d'usage indirect ? Si un individu n'est pas capable d'effectuer cette distinction, en quoi l'économiste l'est-il davantage ?

Même s'il n'existe pas de consensus autour de la mesure de la VET des biens environnementaux, le concept a le mérite d'exister. La valeur des espaces verts ne se réduit pas à leur coût. Ne prendre en compte que les coûts d'investissement et d'entretien ne permet pas de comparer leur valeur avec d'autres biens pour lesquels il existe un marché. En introduisant le concept d'utilité, l'économie néo-classique permet de refléter la racine du problème : la valeur des espaces verts n'est pas uniquement rattachée au coût des facteurs de production parce qu'ils répondent à des besoins humains en termes de qualité de vie.

1.3 Les méthodes d'évaluation des biens non marchands

Pour évaluer la valeur économique des biens non marchands, différentes méthodes ont été développées. Leur intérêt pratique est clair. Pour les biens privés même si on n'observe pas directement le bien-être des individus, il est aisé de collecter des données sur les prix et les quantités de biens échangées puis d'estimer des fonctions de demande et des variations de surplus[1]. En revanche, pour les biens environnementaux il s'agit de trouver des mécanismes

[1] Rappelons que pour ces biens, il n'y a pas de problème du point de vue de l'action collective étant donné qu'il existe un marché qui assure l'optimum.

permettant d'identifier les variations de bien-être des individus suite à une modification de leur environnement[1]. Nous présentons succinctement les méthodes existantes sans prétendre être exhaustif à ce sujet.

Les méthodes des préférences déclarées sont des méthodes dites *ex ante*, comme l'évaluation contingente (Mitchell et Carson, 1989) et la méthode des choix multi-attributs (Hanley et *al.* 1998). Les individus sont interrogés par le biais d'une enquête dans laquelle ils sont confrontés à un scénario hypothétique (ou des scenarii). Ces méthodes permettent d'orienter la prise de décision avant la mise en œuvre d'un projet, comme la création d'un parc ou une modification des attributs paysagers d'un espace vert. Il existe également d'autres méthodes indirectes comme le classement contingent (on demande aux individus de classer une série d'options alternatives), la notation contingente[2] (on demande aux individus de noter différents scenarii sur une échelle) et la comparaison par paires (on demande aux individus interrogés de choisir dans une série de deux choix et d'indiquer l'intensité de leur préférence). Enfin, les referenda sont des méthodes basées sur les préférences révélées mais directes. Les individus votent pour ou contre un projet. Par exemple, on demande aux électeurs s'ils sont en faveur du financement d'un espace ouvert ou de la protection d'un paysage spécifique. Ce système de révélation des préférences est essentiellement pratiqué aux Etats-Unis (Kotchen et Powers, 2006 ; Nelson et *al.*, 2007) et en Suisse (Schläpfer et Hanley, 2003).

Les méthodes des préférences révélées sont des méthodes dites *ex post*, comme la méthode des prix hédonistes (Rosen, 1974) et la méthode des coûts de déplacement (Clawson et Knetsch, 1966). La valeur du bien est déduite du comportement des individus sur des marchés existants. Ces méthodes reposent sur le principe de complémentarité faible (Mäler, 1974) selon lequel les individus doivent consommer des biens privés afin de pouvoir jouir des services rendus par des

[1] D'autres méthodes d'évaluation sont fondées sur les coûts : la méthode des coûts de remplacement (coûts de remplacement d'un actif environnemental ou des biens et services associés), la méthode des coûts de restauration (évaluation des coûts réels de restauration d'un actif environnemental ou des biens et services associés) et la méthode des coûts de relocalisation (coûts du transfert de l'actif environnemental et des biens et services associés). Ces méthodes ne prennent pas en compte le bien-être des individus et ne permettent donc pas d'identifier les préférences individuelles.

[2] Lange et *al.* (2008) propose une évaluation des espaces verts à Zürich (Suisse).

biens non marchands. Par exemple, pour accéder à un parc un individu doit se déplacer (coûts liés aux transports) ou résider dans les environs (coûts liés au loyer ou l'achat du logement). Ces méthodes permettent de mesurer les bénéfices effectifs d'un projet comme l'aménagement d'un espace vert dans un quartier.

Le tableau 8 recense les différentes méthodes d'évaluation applicables aux espaces verts. Ces méthodes permettent d'éliciter les préférences individuelles. Chacune d'elles comporte ses limites théoriques ou empiriques que nous n'abordons pas ici (cf. Freeman, 2003). Nous préférons préciser ce que chacune peut apporter pour l'évaluation des espaces verts. Nous présentons donc la méthode, le type de valeur mesurée, les catégories d'individus dont on peut estimer les préférences, leurs avantages et inconvénients spécifiques pour les espaces verts.

Tableau 8. Méthodes de révélation des préférences pour les espaces verts

Approche	Méthodes	Description	Valeur mesurée	Individus concernés	Avantages pour l'évaluation des espaces verts	Inconvénients pour l'évaluation des espaces verts
Préférences révélées	Méthode des coûts de déplacement	Evaluation de la demande pour un site en analysant les dépenses engagées et le temps de trajet pour y accéder	Valeur d'usage récréative	Résidents Non-résidents Usagers	Observation de comportements réels	Nécessité d'avoir des usagers présentant une forte variabilité de temps de trajet
	Méthode des prix hédonistes	Estimation du prix implicite des espaces verts à travers la décomposition des prix des biens immobiliers	Valeur d'usage résidentiel	Résidents (sans la possibilité de distinguer les usagers et les non-usagers)	Prise en compte des interactions entre plusieurs biens et services	Construction des variables relatives aux espaces verts
Préférences déclarées	Evaluation contingente	Révélation des préférences par le biais d'une enquête. Les individus interrogés se prononcent sur leur CAP pour un changement quantitatif ou qualitatif des espaces verts.	Valeurs d'usage Valeurs de non-usage	Résidents Non-résidents Usagers Non-usagers	Proposition de toute sorte de scénarii Prise en compte des usagers et des non-usagers	Biais liés à l'enquête (biais hypothétique, biais stratégique, etc.) Une seule transformation possible Traitement des réponses nulles et des non-réponses
	Méthode des choix multi-attributs	Construction de scenarii hypothétiques pour permettre aux individus de révéler leurs préférences parmi plusieurs options (plus de deux) dans lesquelles le prix est inclus	Valeurs d'usage Valeurs de non-usage	Résidents Non-résidents Usagers Non-usagers	Prise en compte des usagers et des non-usagers Permet d'évaluer des scénarii multiples	Complexité dans la construction des questionnaires Biais des questionnaires Biais dans les réponses des personnes enquêtées

L'utilisation d'une seule méthode pour l'évaluation des espaces verts conduit à sous-estimer leur valeur. La méthode des prix hédonistes permet d'identifier la valeur accordée par les résidents alors que des méthodes comme l'évaluation contingente permettent de s'adresser aussi bien à des résidents qu'à des non-résidents. Pareillement, les techniques basées sur les préférences déclarées permettent d'estimer des valeurs d'usage ou de non-usage, alors que la méthode des prix hédonistes ne permet d'identifier qu'une valeur d'usage résidentiel. Encore, la méthode des coûts de déplacement ne permet d'estimer qu'une valeur d'usage récréative. Par ailleurs, alors que certaines mesurent des valeurs *ex ante*, d'autres mesures des bénéfices *ex post*. Ces deux approches doivent être combinées aussi bien pour les besoins de la recherche que pour l'utilité des politiques publiques. Les études *ex post* peuvent être considérées comme un moyen de vérifier la validité des résultats obtenus *ex ante*, ces derniers étant une anticipation de ce qui arrivera (Freeman, 2003)[1]. Combiner ces deux approches permet d'une part d'améliorer la technique des modèles et d'autre part, d'évaluer les bénéfices effectifs d'un projet par rapport aux objectifs initiaux. Elles peuvent en outre être complétées par des enquêtes car elles ne rendent pas compte de tous les phénomènes comme la perception des biens évalués par les individus.

Aucune méthode ne peut fournir une estimation exhaustive de la VET des espaces verts. Chaque méthode permet de mesurer une valeur spécifique. Elles ne doivent pas être opposées les unes aux autres mais elles doivent appréhendées dans leur complémentarité. Si elles sont utilisées conjointement, elles peuvent aider à comprendre un large éventail de questions liées à l'évaluation. Dans cette thèse, nous optons pour la méthode des prix hédonistes.

Section 2. Présentation de la méthode des prix hédonistes

Dans cette thèse, afin de déterminer la valeur économique des espaces verts nous optons pour la méthode des prix hédonistes. En choisissant cette dernière, nous émettons l'hypothèse que la

[1] Un moyen de vérifier la validité de ces méthodes est de comparer les valeurs obtenues avec les méthodes directes et les méthodes indirectes. La comparaison suppose néanmoins que l'on mesure la même caractéristique de l'aménité. Autrement, il pourrait y avoir un décalage entre les deux valeurs estimées.

proximité des espaces verts a une influence significative sur le comportement résidentiel des ménages. Ce choix est motivé par plusieurs raisons. Dans cette section, nous justifions le choix de la méthode puis nous présentons ses fondements théoriques.

2.1 Justification du choix de la méthode des prix hédonistes

Dans le chapitre 4 de cette thèse, nous présentons différentes théories permettant d'appréhender le comportement des élus vis-à-vis de leurs administrés, qui sont par nature des résidents. Etant donné que la méthode des prix hédonistes a pour objet de mesurer la valeur que les résidents accordent aux espaces verts, elle est pertinente au regard de la problématique générale de cette thèse. En effet, les élus locaux mettent en œuvre des politiques locales partiellement financées par la fiscalité locale. De ce point de vue, il est intéressant d'identifier la demande des résidents qui sont aussi des électeurs et des contribuables.

La méthode des prix hédonistes consiste à effectuer une évaluation *ex post*. En ce sens, il s'agit d'observer le comportement des individus sur un marché existant. C'est aussi cette approche de l'observation du comportement des élus qui motive le choix des approches théorique et empirique que nous mobilisons dans cette thèse. L'objet de ce travail est d'analyser la politique effectivement mise en oeuvre. Ainsi, notre but n'est pas d'évaluer les bénéfices attendus par la mise en oeuvre d'une politique particulière, auquel cas nous aurions opté pour une évaluation *ex ante*.

En raison des montants élevés que les individus engagent sur les marchés immobiliers, nous pouvons suspecter qu'ils portent une attention particulière aux différents attributs de ces biens immobiliers, et notamment aux caractéristiques de voisinage (Travers, 2007). La littérature internationale portant sur les espaces verts justifie le recours à méthode des prix hédonistes. Les résultats convergent vers l'idée qu'ils influenceraient les choix de localisation résidentielle. S'il existe plusieurs études à l'étranger, il n'en existe que très peu en France. Les résultats que nous présentons dans cette thèse sont par conséquent une contribution à un champ de recherche encore

peu développé, c'est-à-dire une contribution spécifique des espaces verts à la valeur marchande des biens immobiliers au sein des villes françaises.

Aussi, la méthode des prix hédonistes permet d'effectuer un calibrage optimal de l'offre en espaces verts, c'est-à-dire les combinaisons d'attributs les plus valorisées par les ménages. L'intérêt est important pour les décideurs locaux et les développeurs immobiliers. Du point de vue des politiques publiques, cette méthode offre une vision d'ensemble du fonctionnement du marché résidentiel et permet de mesurer les prix implicites des aménités locales.

Il convient à présent de justifier pourquoi les autres méthodes d'évaluation des bénéfices des biens non marchands ne sont pas adaptées à cette thèse.

L'approche par les coûts de déplacement est difficilement applicable aux espaces verts. Souvent les usagers ne présentent pas des variabilités de coûts et de temps de trajet assez grandes. Cependant dans certains cas, des évaluations contingentes (par exemple celle de Oueslati et *al.*, 2008) révèlent que des personnes extérieures à la ville d'étude, voire extérieures au département étaient présentes dans le parc évalué le jour de l'enquête. Malgré cela, il est probable que les individus qui se déplacent pour accéder à un espace vert se déplacent également pour accéder à d'autres biens et services urbains. Même si cette méthode est pertinente pour évaluer la valeur d'usage récréatif des biens environnementaux, elle n'est pas appropriée à notre problématique[1].

La méthode d'évaluation contingente est largement utilisée pour évaluer les espaces verts[2]. Ce choix est principalement motivé par le fait qu'elle permet de mesurer des valeurs d'usage et de non-usage, même si elle pose de nombreuses difficultés pratiques (Carson et *al.*, 2001). S'il est possible de l'appliquer à un espace vert particulier (Del Saz Salazar et Garcia Menéndez, 2007 ; Oueslati et *al.*, 2008), il est plus difficile d'avoir accès à un échantillon représentatif pour une évaluation de tous les espaces verts d'une ville. Disposer d'un échantillon représentatif est coûteux et chronophage. Néanmoins, il serait intéressant de mettre en œuvre la méthode

[1] Cf. Dwyer et *al.* (1983) pour une application de la méthode des coûts de déplacements aux forêts urbaines dans l'aire métropolitaine de Chicago (Etats-Unis).

[2] Une revue de la littérature sur les travaux utilisant la méthode d'évaluation contingente est présentée en annexe 3.

d'évaluation contingente car elle permet d'enquêter aussi bien les résidents que les non-résidents. Par exemple, dans l'échantillon de l'étude menée par Oueslati et *al.* (2008) dans la ville d'Angers (France), 68,5 % des enquêtés résident à Angers, sachant que l'enquête a été effectuée dans un seul parc. Cela signifie que des non-résidents retirent de l'utilité de ce parc puisqu'ils s'y trouvaient le jour de l'enquête. De ce point de vue, il s'avère utile de déterminer la valeur que des non-résidents accordent aux espaces verts d'une ville et de réfléchir aux conséquences en termes de politiques publiques. Enfin, la méthode est une évaluation *ex ante*. Cela signifie qu'il faudrait en premier lieu identifier un scénario pertinent, alors que notre objectif est de comprendre comment les ménages révèlent effectivement leurs préférences.

La méthode des choix multi-attributs n'est pas choisie ici pour les mêmes raisons évoquées précédemment pour l'évaluation contingente[1].

Les méthodes liées aux coûts ne sont pas adaptées à la problématique de cette thèse parce qu'elles ne sont pas basées sur les préférences individuelles, à l'instar des coûts liés à la restauration d'un espace vert qui ne révèlent pas les préférences.

Les méthodes liées aux dépenses de protection ou d'évitement ne nous permettent pas d'aborder les espaces verts sous l'angle des bénéfices retirés par les individus. L'utilisation de ces outils aurait été pertinente si nous avions traité les espaces verts du point de vue des nuisances que certains peuvent générer (bruit, congestion, criminalité, etc.)

2.2 Que mesure-t-on avec la méthode des prix hédonistes ?

La méthode des prix hédonistes permet de mesurer la valeur d'usage résidentiel associée aux espaces verts. Celle-ci n'apparaît pas directement dans la typologie de la valeur économique totale. Elle est difficile à classer car elle recouvre différentes valeurs d'usage difficilement identifiables. Lorsqu'un ménage achète un bien immobilier à proximité d'un espace vert, il en

[1] Cf. Bullock (2007, 2008) pour une application de la méthode des choix multi-attributs aux espaces verts dans la ville de Dublin (Irlande).

acquiert un accès privilégié. Dans ce cas, c'est une valeur d'usage qui est mesurée. De ce point de vue il dispose d'un CAP pour l'usage de l'espace vert. Un ménage peut aussi acquérir un bien immobilier à proximité d'un espace vert pour d'éventuels usages futurs, s'il compte avoir des enfants par exemple. Ainsi, la méthode des prix hédonistes ne permet de mesurer qu'une partie de la VET des espaces verts.

2.3 Présentation théorique de la méthode des prix hédonistes

La méthode des prix hédonistes consiste à monétiser des biens non marchands (espaces verts, qualité de l'air, aménités paysagères, bruit…) en observant le comportement des agents sur un marché existant. Sur le marché immobilier, il est possible d'observer les transactions et les prix des logements. Le processus de production, d'échange et de consommation de biens principalement échangés en lot permet d'identifier des marchés implicites (Sheppard, 1997). Ces lots peuvent ne pas être homogènes et varier selon le niveau de chaque attribut.

L'objectif de la méthode est de mettre en évidence une relation entre le prix des biens immobiliers et, d'une part, leurs caractéristiques intrinsèques et, d'autre part, leurs caractéristiques extrinsèques. Les premières sont les caractéristiques d'habitabilité, c'est-à-dire les caractéristiques physiques des logements telles que la surface habitable, le nombre de pièces, le nombre de salles de bain, etc. Les secondes sont les caractéristiques de localisation telles que la proximité à la gare ou à une école, la qualité du voisinage et les caractéristiques environnementales telles que les aménités paysagères, le bruit, la qualité de l'air, la qualité de l'eau, etc.

2.3.1 Exposé du modèle théorique

Nous présentons les éléments théoriques nécessaires pour comprendre la méthode des prix hédonistes[1]. Les conditions et les difficultés de sa mise en œuvre seront explicitées en même temps que notre application, dans le chapitre 6.

La méthode des prix hédonistes consiste à étudier la formation des prix de biens différenciés[2] à partir de leurs caractéristiques. L'hypothèse sous-jacente est que les aménités environnementales participent à la formation des prix des biens immobiliers. Sous la condition d'équilibre du marché, il est possible de déterminer le prix implicite d'un bien non marchand à partir de la fonction de prix hédonistes. Après, il est possible de déterminer la fonction de demande pour l'aménité et d'analyser les variations de bien-être. L'intérêt de la méthode est qu'elle permet d'identifier des prix implicites qui ne sont pas directement observables.

Suivant les travaux de Lancaster (1966), les consommateurs ne tirent pas leur utilité des biens eux-mêmes mais des caractéristiques qui les composent. Selon l'approche microéconomique standard, un individu retire de la satisfaction de la consommation du bien lui-même. Lancaster (1966) propose d'intégrer les caractéristiques des biens dans l'analyse de l'utilité. Sa théorie repose sur les hypothèses suivantes : chaque bien comporte des caractéristiques objectives qui permettent d'expliquer les arbitrages des individus entre plusieurs paniers de biens ; la préférence pour les biens est indirecte car les individus réagissent à leurs attributs. Par conséquent, il est possible de décomposer la relation entre les individus et les biens en deux étapes : une relation entre un bien et ses caractéristiques et une relation entre les individus et les caractéristiques.

A partir de cette théorie, Rosen (1974) a formalisé la méthode dans son article qui est depuis la référence en la matière. Toutefois, l'origine de la méthode remonte aux travaux de Waugh (1929) pour une analyse de la formation des prix des produits agricoles sur le marché de Boston. Court

[1] Nous renvoyons le lecteur intéressé par une présentation détaillée de la méthode à Le Goffe (1996), Hidano (2002) et Travers (2007).

[2] Sans cette condition, les biens immobiliers seraient parfaitement substituables entre eux et auraient des prix identiques à l'équilibre.

(1939) et Griliches (1961) analysent les prix des automobiles en fonction de leurs caractéristiques. Ridker et Henning (1967) étudient l'influence de la pollution de l'air sur le prix des logements dans le Missouri aux Etats-Unis.

La méthode des prix hédonistes repose sur l'hypothèse que le marché immobilier est à l'équilibre de concurrence parfaite selon lequel la demande est égale à l'offre. La logique sous-jacente est que si un propriétaire fixe un prix de vente trop élevé pour son bien, ce dernier restera invendu. Inversement, si le prix proposé est trop faible le propriétaire risquera de perdre des bénéfices potentiels. Cela suppose que tous les biens trouvent preneur. De plus, les individus sont preneurs de prix et n'ont pas d'influence sur les prix.

Les caractéristiques constitutives des biens immobiliers différenciés interviennent dans la fonction de coût du producteur et dans la fonction d'utilité du consommateur. La fonction de prix hédonistes est le lieu géométrique représentant l'équilibre entre l'offre et la demande des différents biens, indépendamment de la combinaison de leurs caractéristiques constitutives.

Reprenons le développement de Rosen (1974). Les logements sont des biens différenciés. Un logement peut être décrit par des caractéristiques structurelles, de localisation et environnementales. Il est échangé sur le marché immobilier. Les forces de marché déterminent les différentes variétés de logements avec des prix et des attributs différents. Par exemple, un logement comportant trois chambres aura tendance à être plus cher qu'un logement avec une seule chambre, toutes choses étant égales par ailleurs. L'ensemble des prix du marché immobilier définit un équilibre concurrentiel. Les ménages désireux d'acquérir un logement sont les consommateurs. Les propriétaires prêts à vendre un logement sont les producteurs. Chaque logement peut être décrit par un vecteur de caractéristiques :

$$z = (z_1, z_2, ..., z_n) \qquad (5.9)$$

où z_i, avec $i = 1...n$, représente la quantité de chacune des n caractéristiques décrivant le bien immobilier. Le vecteur z décrit donc tous les services fournis par la possession du bien

immobilier au consommateur. On considère par la suite une caractéristique z_i. Elle représente une caractéristique valorisée positivement par les ménages, comme la surface habitable, la proximité des espaces verts, la tranquillité du quartier, etc. Le consommateur choisit une combinaison de caractéristiques. L'ensemble des caractéristiques est supposé appartenir à un ensemble suffisamment large pour être considéré comme continu. Le prix de marché $p(z)$ est celui payé par l'acquéreur au vendeur. Il est une fonction hédoniste résultant de la combinaison des différents attributs du bien immobilier tel que :

$$p(z) = p(z_1, z_2, ..., z_n) \qquad (5.10)$$

ou

$$p(z) = \sum_{n=1}^{N} p_i z_i \qquad (5.11)$$

où p_i est le prix de marché implicite associé à la caractéristique z_i. La fonction hédoniste est croissante en ses arguments. Elle n'est pas nécessairement linéaire par rapport aux différentes caractéristiques. Si la fonction est linéaire, alors le prix marginal implicite est constant, indépendant du niveau de la caractéristique ainsi que de la quantité des autres caractéristiques. Inversement, si la fonction n'est pas linéaire, on autorise que le prix marginal d'une caractéristique ne soit pas constant. Cela permet de refléter les effets de satiété : par exemple, agrandir le jardin autour d'une maison favorisera une hausse de son prix si le jardin est petit, alors qu'ajouter une petite surface de jardin autour d'une maison possédant déjà un grand jardin aura un effet moindre sur le prix de transaction. Cela permet également de rendre compte de l'influence de la quantité d'une caractéristique sur le prix implicite d'une autre. Par exemple, le prix implicite d'un jardin peut être influencé par l'orientation nord-sud de la maison.

La fonction d'utilité du consommateur est telle que :

$$U(x, z_1, z_2, ..., z_n) \qquad (5.12)$$

où x est un bien composite marchand numéraire échangé hors du marché immobilier. La forme fonctionnelle de la fonction d'utilité n'est pas spécifiée. Notons seulement qu'elle est croissante en ses arguments, quasi-concave et différentiable à l'ordre deux.

Le consommateur choisissent les niveaux de $x*$ et $z*$ qui maximisent sa fonction d'utilité sous la contrainte de revenu, donnée par :

$$y = x + p(z) \qquad (5.13)$$

ou

$$y = x + \sum_{n=1}^{N} p_n z_n \qquad (5.14)$$

où y est le revenu.

Les conditions de premier ordre associées au problème de maximisation du lagrangien permettent de définir les choix optimaux du consommateur. Le prix hédoniste p_i de la caractéristique z_i est égal au taux marginal de substitution de cette caractéristique et du bien composite x, tel que :

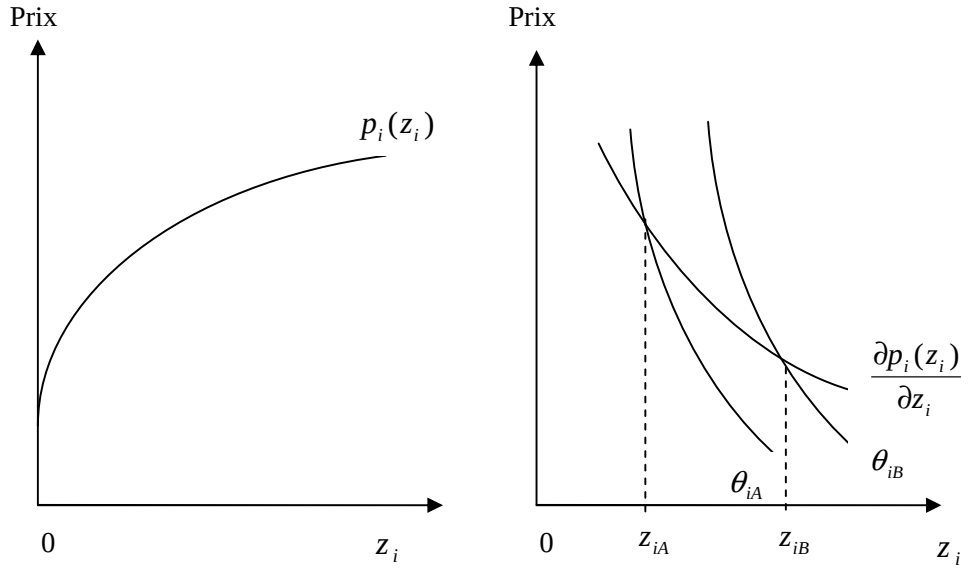
$$p(z_i) = \frac{\partial U / \partial z_i}{\partial U / \partial x} \qquad (5.15)$$

Dans un second temps, le consommateur détermine son CAP pour les combinaisons des différentes caractéristiques du bien immobilier. Sa fonction d'enchère $\theta(z_1, z_2, ..., z_n, u, y)$ est construite telle que $U(y - \theta, z_1, z_2, ..., z_n) = u$. Cette fonction est croissante et concave en $(z_1, z_2, ..., z_n)$, et décroissante en u. Elle permet de définir le CAP pour le bien z. La dérivée de la fonction d'enchère par rapport à une caractéristique z_i correspond au CAP marginal (ou enchère marginale) pour une unité supplémentaire de cette caractéristique, toutes choses étant égales par ailleurs.

A l'équilibre, le prix implicite d'une caractéristique est égal au CAP marginal du consommateur. Même si chaque consommateur est susceptible de proposer une enchère différente des autres, les prix observés correspondent à l'enveloppe supérieure des enchères exprimées par les consommateurs.

Les ménages sont preneurs de prix sur le marché immobilier. Ils sont par conséquent confrontés à une distribution des prix marginaux implicites pour les différentes caractéristiques. Ils maximisent leur utilité en se déplaçant le long de la courbe de prix implicite jusqu'au point où le CAP marginal pour la caractéristique soit égal à son prix marginal (cf. figure 14). Dans le graphique de gauche est représentée la relation entre le prix d'un logement et le niveau d'une caractéristique z_i. Dans le graphique de droite, le prix marginal implicite de la caractéristique z_i et le CAP marginal de deux individus A et B ayant choisi deux niveaux différents de la caractéristique sont représentés. Les niveaux de la caractéristique z_{iA} et z_{iB} maximisent les fonctions d'utilité de chaque individu.

Figure 14. Fonction de prix hédonistes et consentement à payer marginal



Du côté de l'offre, le producteur (le vendeur du bien immobilier) maximise son profit de sorte que le coût marginal de chaque attribut soit égal à son prix implicite. Il a la possibilité de modifier le niveau de certaines caractéristiques (par exemple une amélioration thermique). Nous n'exposons pas les détails de l'offre immobilière ici, celle-ci n'étant pas nécessaire pour l'estimation de la fonction de prix hédonistes (cf. Travers, 2007).

Dans son article Rosen suggère la mise en œuvre de la méthode des prix hédonistes en deux étapes. La première consiste à estimer les prix implicites marginaux et la seconde à identifier les fonctions de demande des différentes catégories d'acheteurs pour les différentes caractéristiques. Cette dernière est rarement appliquée en raison du manque de données et des problèmes méthodologiques qu'elle suscite comme l'identification des fonctions de demande (Bartik, 1987 ; Epple, 1987 ; Ekeland et *al.*, 2004 ; Mendelsohn, 1985 ; Sheppard, 1997).

2.3.2 Limites issues des hypothèses économiques sous-jacentes à la théorie des prix hédonistes

Le modèle présenté fournit les conditions d'équilibre permettant d'obtenir la fonction de prix hédonistes. Les hypothèses sous-jacentes à la théorie sont parfois discutables. Sans prétendre être exhaustifs, nous présentons les principaux points de discussion dans la littérature.

Les attentes en termes de niveau d'aménités futur ne sont pas prises en compte par le modèle. Les prix du marché immobilier reflètent la valeur actualisée nette du flux de services attendus de l'aménité. Une modification des attentes sur le niveau d'aménités futur peut affecter les prix des biens immobiliers et les prix implicites marginaux, et ce indépendamment du niveau présent d'aménités (Freeman, 2003). Par exemple, s'il existe des attentes en termes d'espaces verts comme la création d'un nouveau parc et que le marché s'ajuste face à ces attentes, la différence de prix entre les logements éloignés d'un espace vert et les logements proches de ce même espace vert devrait diminuer ; aussi bien que leur prix implicite est sous-estimé si les prix immobiliers sont expliqués par les niveaux actuels d'aménités.

Le modèle théorique suppose que les coûts de transaction et de déménagement sont nuls. Dans le cas contraire, il existe un écart avec l'équilibre parfait du marché. Si le prix implicite marginal d'une caractéristique varie, le ménage décidera de modifier son choix de localisation résidentielle lorsque le gain d'utilité espéré excède la somme des coûts de transaction et de déménagement. Par conséquent, il faudrait tenir compte des coûts de mobilité. Quand les forces de marché évoluent rapidement, l'utilisation de la méthode des prix hédonistes n'est pas conseillée (Freeman, 2003 ; Le Goffe, 1996).

Le modèle repose sur deux hypothèses relatives à l'information. La première est l'existence d'une information parfaite sur les prix et les caractéristiques des biens par les acquéreurs. Le modèle suppose que les individus disposent des informations nécessaires à la maximisation de leur utilité lors de la décision de localisation résidentielle. Pourtant, en réalité, les ménages ne disposent pas nécessairement d'une information parfaite sur les caractéristiques des logements et de leurs prix implicites. Si tel est le cas, ils sont susceptibles de sous-estimer ou surestimer les prix implicites des caractéristiques des biens. Aussi, les ménages cherchant à acquérir un logement répondent à un prix de vente affiché ou à une enchère mutuelle. Ils ignorent les CAP ou CAR des autres acheteurs ou vendeurs (Le Goffe, 1996). Dans cette optique, Kumbhakar et Parmeter (2009) développent un modèle de prix hédonistes incorporant les effets de l'information incomplète aussi bien pour les acquéreurs que pour les vendeurs. Sur la base de données américaines ils trouvent que l'incomplétude de l'information a un impact significatif sur les prix des logements. Ils établissent ceci en introduisant les caractéristiques des acquéreurs et des vendeurs. L'information imparfaite pourrait expliquer la variation des prix puisque obtenir l'information est coûteux et que ces coûts varieraient selon les acquéreurs et les vendeurs. Ceci nous amène à discuter la seconde hypothèse relative à l'information. Le modèle suppose l'absence de coûts de collecte de l'information. Pourtant lorsqu'un ménage cherche à acquérir un bien immobilier, il entre dans un processus de recherche d'informations jusqu'à ce que le gain d'utilité espéré de la prospection soit inférieur à son coût (Sheppard, 1997). Dans le cas des espaces verts, étant donné que la plupart de leurs caractéristiques recherchées sont visibles (proximité, superficie, choix des végétaux etc.), l'hypothèse d'information parfaite ne s'avère pas trop abusive. En revanche, les ménages n'ont pas accès à certaines caractéristiques des espaces

verts comme les bénéfices écologiques. L'information dont ils disposent dépend notamment des moyens mis en œuvre par les pouvoirs publics pour les informer.

La validité des prix implicites estimés requiert que les acheteurs soient en mesure de percevoir les différentes caractéristiques des biens immobiliers ainsi que leur évolution. Selon Garrod et Willis (1992) et Freeman (1979), leur perception doit être similaire. Dans le cas contraire, la valorisation d'une caractéristique pourrait être variable entre les acquéreurs ce qui traduirait non seulement la structure des préférences mais aussi celle des perceptions (Travers, 2007). La similitude des perceptions est discutable pour les espaces verts. Selon les ménages, il est possible que le bruit, la congestion ou les choix d'aménagement paysager soient perçus différemment. Le travail effectué par Baranzini et *al.* (2006) permet de nourrir cette discussion. Ils comparent l'utilisation de mesures scientifiques et de mesures perçues du bruit dans la ville de Genève en Suisse. Ils trouvent que les résultats obtenus convergent avec les deux types de mesures (sauf pour des niveaux de bruit faibles).

Le modèle des prix hédonistes repose sur l'hypothèse de concurrence laissant supposer un ajustement rapide du marché aux conditions de l'offre et de la demande. Néanmoins, si l'ajustement du marché suite à une modification de l'offre et de la demande n'est pas complet, les prix implicites observés ne mesureront qu'imparfaitement les CAP marginaux et une augmentation des prix immobiliers n'affectera pas nécessairement les prix marginaux implicites des caractéristiques. Même si les prix implicites marginaux varient, les ménages ne déménageront que si les gains d'utilité espérée excèdent les coûts d'information, les coûts de transaction et les coûts de déménagement (Freeman, 2003).

La méthode suppose l'existence d'un continuum de valeurs possibles pour les différentes caractéristiques des biens immobiliers. Autrement dit, on suppose qu'il existe une variété suffisante de logements pour que chaque ménage puisse maximiser son utilité. Si les ménages ne disposent pas d'une gamme de choix suffisamment vaste, ils ne trouvent pas nécessairement le logement dont les caractéristiques constitutives maximisent leur utilité. Il en résulte une divergence entre le prix marginal implicite et le CAP marginal (Le Goffe, 1996). Il est

vraisemblable que la variété de biens immobiliers disponibles à proximité des espaces verts soit grande[1].

Par ailleurs, la méthode des prix hédonistes ne prend pas en compte le contexte historique qui influence la constitution de la valeur. Les résultats des estimations économétriques permettent d'établir un prix implicite à un moment donné mais on peut s'interroger sur l'influence du contexte historique sur la construction de cette valeur (Napoléone, 2005). Par exemple, un ménage peut être confronté à une amélioration continuelle de son accès aux espaces verts ou au contraire à sa dégradation.

Enfin, certains ménages ont des exigences par rapport à certaines caractéristiques et négligent les offres de biens immobiliers qui en sont dépourvus. Cela peut être la proximité d'une école, la proximité d'une gare, la présence d'un parking, etc. Napoléone (2005) évoque les attributs de premier rang. Il faudrait proposer une segmentation complète du marché immobilier. Toutefois, cette tâche est malaisée car les attributs de premier rang varient selon les ménages. Ils peuvent tout aussi bien être liés à certaines caractéristiques intrinsèques qu'à certaines caractéristiques extrinsèques. Dans notre analyse, nous choisissons de séparer les maisons et les appartements pour des raisons qui seront précisées dans le chapitre 6.

Dans cette partie nous nous sommes limités aux questions théoriques. La méthode des prix hédonistes posent plusieurs problèmes empiriques : la disponibilité et la qualité des données, le choix de la forme fonctionnelle, l'existence de variables omises, la multicolinéarité des variables explicatives et leur endogénéité (Cavailhès, 2005). Ces problèmes peuvent causer des biais dans l'estimation des paramètres. Nous les détaillerons dans notre application de la méthode en expliquant comment nous tentons de diminuer leur intensité.

[1] Si la diversité des biens immobiliers est insuffisante, il faut utiliser des modèles de choix discrets (cf. Travers, 2007). Dans les modèles à enchère aléatoire, on analyse la probabilité qu'un logement présentant certaines caractéristiques soit acheté par un certain type de ménages. Dans les modèles à utilité aléatoire, on analyse la probabilité qu'un ménage choisisse un logement plutôt qu'un autre compte tenu de leurs caractéristiques et de sa contrainte budgétaire.

Section 3. Revue de la littérature empirique sur la valeur des espaces verts

Dans la présente revue de littérature, nous nous concentrons sur les espaces verts en milieu urbain. Nous ne traitons pas les évaluations portant sur les aménités rurales[1].

3.1 L'introduction des espaces verts dans la fonction hédoniste

L'analyse des travaux portant sur les espaces verts montre que ces aménités ont été introduites dans la fonction hédoniste de diverses manières (cf. tableau 9). La caractéristique ayant reçu le plus d'attentions dans la littérature est l'accessibilité et plus précisément la distance à l'espace vert le plus proche du lieu de résidence. Les différentes études utilisent des indicateurs variés de la distance : la distance euclidienne (Ahamada et *al.*, 2008 ; More et *al.*, 1988), la distance exprimée en minutes à pieds (Kong et *al.*, 2007), la distance routière (More et *al.*, 1988 ; Sander et Polasky, 2009) ou encore la contiguïté (Dehring et Dunse, 2006). Dans la plupart des études, la proximité à un espace vert est positivement valorisée par les ménages, les ordres de grandeur variant selon la ville.

La seconde caractéristique étudiée est la vue sur un espace vert. A Salo (Finlande), Tyrväinen et Miettinen (2000) constatent que les logements possédant une vue sur les forêts urbaines sont en moyenne 4,9 % plus chères que les maisons sans cette vue. A Apeldoorn (Pays-Bas), Luttik (2000) trouve une plus-value de 8 % pour une vue sur un espace vert. De même à Guangzhou (Chine), Jim et Chen (2006b) estiment une plus-value de 7,1 %. Toutefois, cette variable est difficile à obtenir pour des études à grande échelle. L'utilisation de Systèmes d'Information Géographique (SIG)[2] permet des améliorations. Par ce biais, Bishop et *al.* (2004) étudient les

[1] Sur ce sujet, Fausold et Lilieholm (1999) ainsi que McConnell et Wells (2005) proposent une revue de la littérature sur l'évaluation des espaces ouverts (forêts, lacs, zones humides, parcs, terrains de golf, ceintures vertes et terres agricoles) ; Rambonilaza (2004) ainsi que Cavailhès et *al.* (2007) proposent quant à eux un état des lieux sur la littérature portant sur les aménités rurales paysagères.

[2] Les SIG permmettent de représenter des données spatialement référencées et de fournir une description des différents objets de l'espace. Ils sont présentés dans le chapitre 6.

effets de la vue sur un parc, un plan d'eau et un site industriel sur le CAP des individus habitants dans des grandes tours. Ils trouvent un effet positif des plans d'eau et des espaces verts.

La troisième caractéristique est la superficie de l'espace vert le plus proche. Souvent lorsqu'elle est incluse dans le modèle, elle n'est pas significative (Anderson et West, 2006 ; Morancho, 2003). En revanche à Roanoke (Etats-Unis), Poudyal et *al.* (2009a) trouvent qu'une augmentation de 1 % de la superficie du parc urbain le plus proche suscite une augmentation de 0,03 % du prix moyen des logements. Le prix implicite de 100 pieds carrés *(9,29 m²)* est de $ 80 *(56 €)*.

La dernière caractéristique est la répartition spatiale des espaces verts. Encore marginale dans les applications de la méthode des prix hédonistes, l'utilisation des SIG permet de décrire la densité des espaces verts dans un certain rayon autour d'un logement et leur répartition spatiale (plus ou moins homogène), ou encore de décrire leur forme. Encore peu d'études les utilisent pour les espaces verts, à l'exception de Cho et *al.* (2008), Kong et *al.* (2007) et Poudyal et *al.* (2009b). Par exemple, à Roanoke (Etats-Unis), Poudyal et *al.* (2009b) trouvent que les ménages ont une préférence pour les espaces ouverts de forme régulière plutôt que les formes complexes et irrégulières. Ils préfèrent avoir accès à quelques grands espaces plutôt que plusieurs petits espaces dispersés.

3.2 Principaux enseignements de la littérature

Les espaces verts sont capitalisés dans les prix immobiliers mais dans une moindre mesure que certaines caractéristiques intrinsèques, comme le nombre de pièces ou le nombre de salles de bain. Les individus semblent donc rechercher la proximité des espaces verts[1]. Pour certains auteurs, néanmoins, cette capitalisation n'existerait plus à partir d'une certaine distance. Ainsi, à Worcester (Etats-Unis), More et *al.* (1988) trouvent un seuil de 2 000 pieds *(610 m)*. Ou encore à Brest (France), Ahamada et *al.* (2008) constatent un effet de seuil de 200 m.

[1] Il peut toutefois exister un biais de publication. Nous ne pouvons pas savoir si dans les travaux utilisant la méthode des prix hédonistes le fait que les espaces verts n'apparaissent pas est lié à la non significativité de la variable ou au fait qu'elle n'ait pas été testée.

En outre, l'impact de la distance est d'autant plus important que la zone est urbanisée (Cheshire et Sheppard, 1995; Dehring et Dunse, 2006). Ainsi, une distance courte à un espace vert serait davantage valorisée si les espaces ouverts sont rares.

De même, l'effet de la distance varie selon le type d'espaces verts. Dans quelques études, il apparaît que la proximité de forêts urbaines a un impact négatif sur les prix des logements (Cho et *al.*, 2008 ; Tyrväinen, 1997). Un effet de seuil est également observé si l'espace vert est considéré comme une externalité négative. A Joensuu (Finlande), Tyrväinen (1997) constate que l'effet négatif des forêts urbaines disparaît après 200 m. Plusieurs explications peuvent être avancées. Cela peut être imputable aux caractéristiques géographiques. Par exemple, les individus accorderaient une valeur négative à la proximité de certaines forêts urbaines en Finlande en raison du faible ensoleillement en hiver (Tyrväinen, 1997). D'autres suggèrent que la modélisation de la variable d'aménités n'est pas appropriée et conduit à des résultats biaisés (Cavailhès et *al.*, 2007). Baranzini et *al.* (2006) trouvent également que la proximité d'un parc urbain influence négativement les loyers des logements dans le canton de Genève en Suisse. Comme Lutzenhiser et Netusil (2001) et Schultz et King (2001), ils suggèrent que les parcs urbains peuvent générer des externalités négatives du fait de la congestion.

Plusieurs caractéristiques sont susceptibles de causer des externalités négatives pour les populations voisines. Ce sont la congestion, le bruit, les déchets, le vandalisme, etc. Crompton (2000) suggère que les effets négatifs diminuent plus rapidement avec la distance que les bénéfices, ce qui signifie que certains espaces verts peuvent être perçus comme des externalités négatives pour les habitations adjacentes, mais comme des aménités positives pour les personnes qui y ont accès sans en supporter les nuisances liées à la proximité.

3.3 Limites et perspectives

Les études existantes comportent certaines limites qui ouvrent la voie à plusieurs développements.

Souvent seul l'espace vert le plus proche est introduit dans le modèle, alors que les ménages sont susceptibles de valoriser d'autres espaces verts. En outre, si la superficie de l'espace vert le plus proche n'est pas toujours un facteur de choix résidentiel, il est possible que les ménages portent une attention particulière à d'autres caractéristiques, comme les possibilités récréatives, la présence d'aires de jeux, l'esthétique, la criminalité, etc. Les SIG sont de plus en plus mobilisés dans les études d'évaluation (Bateman et *al.*, 2002). Ils permettent de représenter plus en détail les espaces verts. Bien que les métriques paysagères[1] ne parviennent pas à saisir leur qualité, elles apportent davantage d'informations sur les préférences des ménages. A partir d'images satellites, les SIG permettent de calculer des mesures de densité, de forme, de contiguïté, etc. (Kong et *al.*, 2007 ; Cho et *al.*, 2008). Un nombre croissant d'applications utilise les SIG pour évaluer les aménités rurales (Bastian et *al.*, 2002 ; Geoghegan et *al.*, 1997; Paterson et Boyle, 2002). De nouvelles techniques basées sur des images satellites et des modèles numériques de terrain permettent une modélisation détaillée du paysage (Brossard et *al.*, 2007). Les chercheurs devraient s'appuyer sur ces travaux pour une meilleure compréhension des préférences pour les aménités urbaines. Dans une étude hédoniste sur l'impact d'une route à Glasgow (Ecosse), Lake et *al.* (1998) montrent que l'utilisation des SIG permet d'améliorer la qualité du modèle hédoniste de façon significative.

Aussi, si la dépendance spatiale n'est pas prise en compte, l'influence des espaces verts peut être surestimée. A Brest (France), Ahamada et *al.* (2008) trouvent que la non-prise en compte de l'autocorrélation spatiale conduit à sur-évaluer l'influence de la proximité des espaces verts sur les prix des biens immobiliers. Dans le modèle log-linéaire, la présence d'un parc à moins de 200 m d'un logement conduit à une augmentation du prix moyen de 10,5 %, avec un coefficient associé à la variable égal à 0,105 ; alors que dans le modèle spatial à erreurs autocorrélées, le coefficient est de 0,078. Ce résultat laisse penser que l'omission des variables de localisation biaise les coefficients obtenus. Une autre étude sur la qualité de l'air par Anselin et Lozano-Gracia (2008) sur un échantillon de plus de 100 000 transactions en 1999 en Californie révèle qu'ignorer la dépendance spatiale conduit à un biais substantiel. La recherche devrait donc s'appliquer à la modélisation spatiale (Anselin, 2001; Brasington et Hite, 2005). Cela est rarement

[1] Les métriques paysagères sont permettent de « quantifier » le paysager à partir des SIG (cf. Burel et Baudry, 1999).

fait car cela nécessite des outils économétriques particuliers ainsi que l'accès à des données spatialisées.

En outre, dans les études présentées, peu d'attention est accordée aux variations de bien-être. La seconde étape proposée par Rosen (1974), l'estimation de fonctions de demande, est sujette à débats du fait de difficultés théoriques et empiriques. Poudyal et *al.* (2009a) la mettent en œuvre dans une analyse hédoniste à Roanoke (Etats-Unis). Ils trouvent qu'une augmentation de 1 % du prix implicite de la superficie des espaces verts suscite une augmentation de la demande de 0,84 %, toutes choses étant égales par ailleurs. La demande pour la superficie des espaces verts est inélastique au prix. Les individus préfèrent avoir de grands parcs plutôt que des petits mais leur CAP marginal est décroissant. L'élasticité prix croisée de la distance à un parc est significative mais inélastique, révélant que la proximité d'un parc est un substitut à sa superficie. La demande pour la superficie des parcs est inélastique au revenu, même si le revenu médian par ménage est positivement et significativement corrélé avec la demande. Toutefois, elle est la variable qui contribue le mieux à expliquer la demande pour la superficie après le prix de la superficie et le prix de la surface habitable. L'âge médian de l'acquéreur est positivement lié à la demande alors que le carré de l'âge médian a un effet négatif sur la demande. Les auteurs l'expliquent par la faible mobilité des seniors qui ne leur permet pas de consommer des espaces verts. Le pourcentage de résidents ayant un diplôme universitaire a un impact négatif sur la demande pour la superficie de parcs. Les explications seraient un coût d'opportunité du temps plus élevé, la possibilité de fréquenter des aménités alternatives ou d'autres facteurs qui ne sont pas pris en compte dans le modèle. Une augmentation de la superficie actuelle moyenne de parcs urbains de 20 % conduit à une augmentation du surplus du consommateur de $160 *(113,23 €)* par ménage. En ne considérant que les logements situés à moins de 1 mile *(1,6 km)* des limites d'un parc, le surplus total d'une augmentation de la superficie moyenne de 20 % suscite une augmentation du surplus de $6,5 millions *(4,6 millions €)* pour 40 984 propriétés.

En conclusion, les espaces verts contribuent à l'augmentation des valeurs immobilières. Ainsi, ils créent plus de recettes fiscales. Crompton (2004) fait référence au principe de proximité (« *proximate principal* »). Les recettes fiscales obtenues peuvent être suffisantes pour couvrir le

coût de l'acquisition des terrains, de création des espaces verts et leur entretien. À long terme, il n'y aurait pas de coût pour la société.

Tableau 9. Résultats des travaux utilisant la méthode des prix hédonistes

Auteurs	Zone d'étude, année (taille de l'échantillon[1])	Bien évalué	Variables	Résultats
Ahamada et *al.* (2008)	Brest (France), 1995 (1 157)	Espaces verts	Distance euclidienne	Plus-value de 10,5 % pour les logements situés à moins de 200 m d'un espace vert
Anderson et West (2006)	Minneapolis-St (Minnesota, Etats-Unis), 1997 (24 862)	Parcs de proximité	Distance Superficie	- 1 % de distance[2] = + 0.0035 % des prix immobiliers NS
Cho et *al.* (2006)	Comté de Knox (Tennessee, Etats-Unis), 1998-2002 (15 335)	Parcs de proximité	Distance Superficie	- 1 000 pieds (305 m) = + $172 *(120 €)* NS
Cho et *al.* (2008)	Knoxville (Tennessee, Etats-Unis), 1998-2002 (9 571)	Espaces verts ouverts	Distance Densité	- 100 m de distance = + $692 *(484 €)* (bois avec des arbres à feuilles persistantes) - 100 m de distance = - $589 *(412 €)* (forêts à arbres caduques) + 1 ha de la superficie moyenne d'une forêt = - $1 178 *(824 €)*
Dehring et Dunse (2006)	Aberdeen (Ecosse), 1984-2002 (8 521)	Parcs urbains	Distance	- 1 m de distance = + 0,02 % des prix immobiliers Plus-value de 17,6 % pour la contiguïté à un parc comparé à un logement situé à plus de 800 m d'un parc
Jim et Chen (2006b)	Guangzhou (Chine), 2003-2004 (652)	Espaces verts	Vue Distance (< 500 m)	+ 7,1% pour la vue NS
Jim et Chen (2007)	Guangzhou (Chine), 2004 (512)	Espaces verts	Vue Pourcentage dans l'arrondissement Distance	Vue = + 8,6 % NS NS (résultats différents selon le quartier)
Kong et *al.* (2007)	Jinan (Chine), 2004 (124)	Espaces verts	Distance	- 1 % dans la distance en minutes = + 1,6 % /m² des prix

[1] Les observations peuvent être des maisons, des appartements ou des blocs résidentiels. Dans la littérature anglo-saxonne, il est souvent impossible de savoir si les études portent sur des appartements ou des maisons. Cette information aurait été importante du point de vue de la problématique des espaces verts publics. Il aurait été intéressant de distinguer la valeur d'usage résidentiel selon que les ménages résident dans un appartement ou dans une maison.

[2] Le signe « - » signifie que l'on se rapproche des espaces verts, soit une meilleure accessibilité.

			Métriques paysagères	+ 1 % d'espaces verts dans un rayon de 300 m = + 2,1 %//m² des prix immobiliers
Luttik (2000)	Huit villes (Pays-Bas), 1989-1992 (3 000)	Parcs urbains	Distance Vue	Plus-value de 6 % des prix des logements situés à moins de 400 m à pieds d'un espace vert à Apeldoorn Plus-value de 8 % pour la vue sur un espace vert à Apeldoorn
Mansfield et *al.* (2005)	Comtés de Durham et d'Orange (Caroline du Nord, Etats-Unis), 1996-1998 (11 206)	Forêts privées et publiques dans un contexte urbain	Pourcentage Distance	+ 10 % de couvert forestier dans la parcelle = + $800 *(560 €)* Contiguïté (< 20 m) à une forêt privé = + $8 000 *(5 597 €)* Adjacence à une forêt publique (< 20 m) = NS
Maruyama et *al.* (1995)	Chiba (Japon), 1988 (71)	Espaces verts (bois, petits bois, pelouses, parcs publics, terrains de sport)	Superficie	Valeur marginale 766 yens par ha (*6 €)*
Morancho (2003)	Castellón (Espagne) (810)	Espaces verts (parcs et jardins publics)	Vue Distance Superficie	NS - 100 m = + 328 400 Pesetas *(1 973 €)* NS
More et *al.* (1988)	Worcester (Massachusetts, Etats-Unis) (219)	Quatre parcs	Distance	Plus-value de $2 675 *(1 871 €)* si distance < 20 pieds (6 m) comparé à distance > 200 pieds (61 m) Bénéfices sociaux : $349 195 par an *(244 295 €)*
Poudyal et *al.* (2009a)	Roanoke (Virginie, Etats-Unis), 1997-2006 (11 125)	Parcs urbains	Superficie Distance	+ 1 % de la superficie = + 0,03 % du prix de vente ou + 100 pieds carrés (9 m²) = + $80 *(56 €)* - 1 % de la distance = + 0,016 % ou - 1 000 pieds (305 m) = + $288 *(201 €)*
Sander et Polasky (2009)	Comté de Ramsey, Minnesota (Etats-Unis), 2005 (4 918)	Parcs	Distance routière	- 100 de distance (distance initiale de 1 000 m)= + $136 *(95 €)*
Tajima (2003)	Boston (Massachusetts, Etats-Unis), 2000 (16 044)	Parcs urbains	Distance euclidienne	pour les parcs > 1 acre (0,4 ha), distance×2 = - 6 % pour les parcs < 1 acre, distance×2 = - 1 %
Troy et Grove	Baltimore (Etats-Unis),	Parcs et espaces	Distance euclidienne	+ 1% de la distance = - 2,2 % du prix

(2008)	2001-2004 (15 600)	ouverts		Plus-value de 5 % pour les logements situés à moins de 1 km d'un parc
Tyrväinen (1997)	Joensuu (Finlande), 1984-1986 (1 006)	Zones de loisirs boisées Parcs forestiers urbains	Distance (par rues et voies cyclables) Pourcentage dans l'arrondissement	+ 100 m zone de loisirs boisée = - 42 FIM / m² *(7 €)* Effet négatif des parcs forestiers
Tyrväinen et Miettinen (2000)	Salo (Finlande), 1984-1986 (590)	Parcs forestiers urbains	Distance Vue	- 1 km = + 5,9 % des prix immobiliers Plus-value de 4,9 % pour la vue

Note : (1) Les indicateurs de superficie et de distance sont, dans la plupart des études, calculés pour l'espace vert le plus proche. Les variations de prix sont calculées à partir du prix moyen d'un bien immobilier (2) Les taux de change sont les taux moyens du marché au 15/08/2009 avec 1 RMB (Renminbi) = 0.10 €, $ 1 = 0,69 € et 1 Yen = 0.007 € (3) ND : non disponible (4) NS : non significatif.

Conclusion du chapitre

L'économie de l'environnement propose différents outils pour déterminer la valeur des biens environnementaux. La méthode des prix hédonistes, l'évaluation contingente et la méthode de choix multi-attributs sont particulièrement adaptées au cas des espaces verts. Au regard de la problématique de cette thèse, nous nous concentrons sur la méthode des prix hédonistes. L'analyse de la littérature existante sur les espaces verts montre que les individus leur accordent de la valeur et que celle-ci est reflétée dans les prix des biens immobiliers situés à leur proximité.

Ainsi, du point de vue des politiques publiques, ces résultats sont intéressants pour plusieurs raisons. Les gains issus des recettes fiscales générées par les biens immobiliers situés à proximité d'un espace vert peuvent être suffisants pour compenser les coûts de gestion de ces espaces. En d'autres termes, dans certains cas les espaces verts peuvent se financer eux-mêmes. Ces gains peuvent également donner une meilleure vision en termes d'analyse coûts-bénéfices et modifier les décisions des élus locaux. Enfin, si les coûts excèdent les capacités de financement d'une commune, les individus peuvent exprimer un CAP permettant de supporter ce coût (taxe, paiement direct, frais d'admission).

Ainsi, dans ce chapitre, nous avons établi le cadre théorique permettant d'aborder notre étude de cas.

Chapitre 6

Etude empirique de la capitalisation immobilière des espaces verts

Introduction

La méthode des prix hédonistes permet d'estimer la valeur d'un bien non marchand en observant les choix de localisation résidentielle des ménages. Nous avons vu, dans le chapitre 5, que l'hypothèse de capitalisation immobilière des espaces verts est vérifiée dans plusieurs zones d'études (Ahamada et *al.*, 2008 ; Morancho, 2003 ; Tyrväinen et Miettinen, 2000).

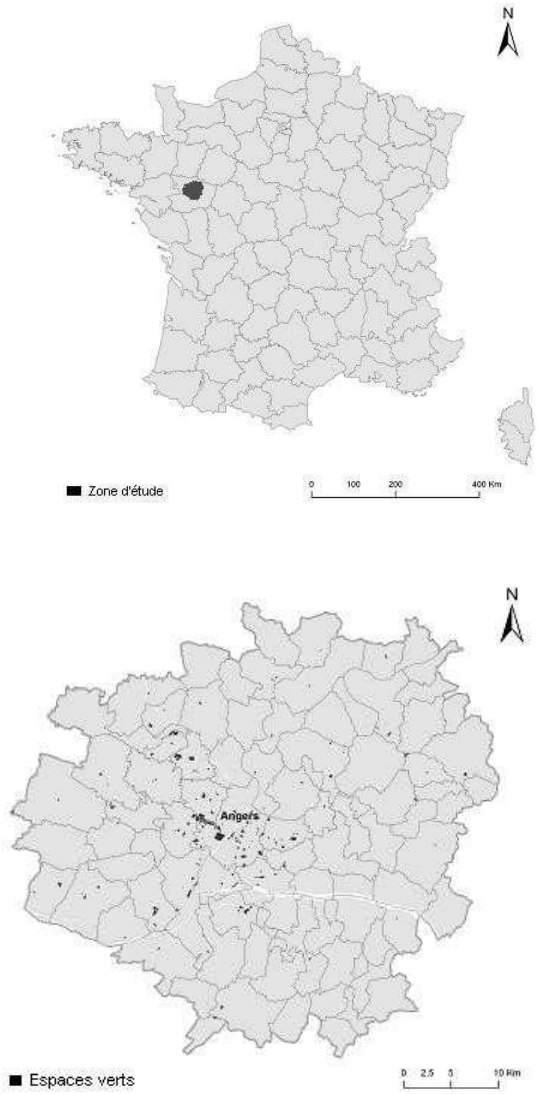
Ce chapitre a pour objet de vérifier si les résidents accordent de la valeur aux espaces verts dans la commune d'Angers. Nous tentons ainsi de répondre à deux ensembles de questions essentielles pour comprendre les préférences individuelles en matière d'espaces verts : ces derniers influencent-ils les choix de localisation résidentielle ? Quelles sont leurs caractéristiques valorisées par les ménages ? La revue de littérature présentée dans la section 3 du chapitre 5, révèle que la plupart des applications de la méthode hédoniste n'adoptent souvent que les critères de distance et de superficie de l'espace vert le plus proche des logements. Dans ce travail, nous privilégions une démarche pluridisciplinaire en faisant appel à l'écologie du paysage (cf. Burel et Baudry, 2009). Cela nous permet de tester une large gamme de descripteurs des espaces verts et du paysage, afin d'identifier ceux qui sont valorisés par les ménages.

Avant d'effectuer l'estimation de la fonction de prix hédonistes, nous présentons la base de données sur les transactions immobilières dans la section 1, le travail de construction des variables paysagères et de localisation dans la section 2. Puis, dans la section 3, nous expliquons la démarche économétrique suivie.

Section 1. Les transactions immobilières de la ville d'Angers

Nous avons donc constitué une base de données des transactions immobilières relatives aux appartements dans la ville d'Angers (département du Maine-et-Loire) en 2004 et 2005 (cf. figure 15).

Figure 15. Zone d'étude



Auteur : Laure Cormier

1.1 Le choix du type de transactions immobilières

Des Rosiers (2001) propose trois types de segmentation du marché. Selon le modèle sectoriel, la segmentation s'effectue selon la base spatiale, par exemple par famille d'unités de voisinage[1]. Selon le modèle typologique, elle s'effectue selon le type de propriété, comme les maisons ou les appartements. Enfin, le modèle mixte propose une combinaison des deux précédents, telle que le sous-marché des appartements dans une famille d'unités de voisinage. L'auteur précise que le choix de la segmentation est orienté par les contraintes du marché immobilier, à savoir l'importance du parc résidentiel et le volume des transactions. Dans l'idéal, il faudrait proposer une segmentation complète du marché immobilier pour isoler les sous-marchés correspondants aux caractéristiques de premier rang, c'est-à-dire les caractéristiques qui sont l'objet d'exigences strictes de la part des acquéreurs (Napoléone, 2005).

Dans le cadre de cette thèse, nous considérons que les appartements et les maisons sont des segments de marché distincts et limitons notre analyse aux appartements[2]. Il s'avère en effet difficile de procéder à une segmentation complète du marché immobilier en raison de la diversité des caractéristiques de premier rang selon les différents ménages (la proximité d'une école, la présence d'une chambre par enfant, la proximité à la gare, etc.).

Notre choix est motivé par deux raisons. D'abord, pour analyser les préférences en matière d'espaces verts, il nous semble *a priori* que celles-ci sont différentes selon que l'on possède un jardin privé ou pas[3]. Cela signifie que les acheteurs ne considéreront que les offres de biens immobiliers ayant d'emblée certaines caractéristiques. Si un ménage désire acquérir une

[1] Les familles d'unités de voisinage sont déterminées en considérant des éléments dominants (comme un parc industriel ou des axes de circulation majeurs), des critères socio-économiques (comme le revenu moyen des ménages), historiques (anciens et nouveaux quartiers) ou architecturaux (zone de développement d'un parc résidentiel). Elles constituent des unités de voisinage.

[2] Le marché immobilier des maisons fera l'objet de travaux ultérieurs.

[3] Cette intuition est basée sur les travaux de Kopits et *al.* (2008) et Le Jeannic (2007). Dans une application de la méthode des prix hédonistes réalisée dans le comté de Calvert (Maryland, Etats-Unis), les premiers trouvent que les espaces ouverts et la taille de terrain des maisons sont considérés comme des substituts par les ménages. La seconde analyse les résultats de l'enquête INSEE « Cadre de vie et sécurité » : les ménages résidant dans des zones peu urbanisées ressentent moins le manque d'espaces verts que les citadins. Une explication possible est que ces premiers vivent dans des maisons individuelles avec un jardin privé.

maison avec un jardin, il ne considèrera que ce segment de marché. En outre, le parc immobilier angevin est constitué de 74,8 % d'appartements[1].

Ensuite, dans ce travail, nous nous focalisons sur les achats plutôt que sur les locations. Ce choix est motivé par plusieurs raisons.

La première est que les propriétaires sont majoritaires en France. Selon l'Union Sociale pour l'Habitat[2], 57 % des ménages français sont propriétaires occupants, 20 % sont locataires d'un bailleur privé, 16 % sont locataires d'un organisme de logement social et 7 % occupent d'autres types de logements (logements à titre gratuit, etc.). Au regard de ces chiffres, il convient de choisir le segment le plus représentatif du marché immobilier. A Angers, la proportion des propriétaires (30,7 %) est plus faible que la moyenne nationale. Les résidents y sont principalement des locataires (36,9 % de locataires d'un bailleur privé et 30,7 % de logements HLM)[3]. Notre choix reste cependant justifié car, d'une part, les loyers des logements HLM ne dépendent pas directement des prix du marché immobilier et, d'autre part, parce que le marché locatif privé est très encadré en France[4].

Deuxièmement, la location et l'acte d'achat d'un bien immobilier ne sont pas vécus de la même façon par les ménages. Dans le second, les sommes engagées par les ménages sont élevées. A court et moyen termes, la décision est dans une certaine mesure irréversible de par l'importance de l'engagement financier (Travers, 2007). De ce fait, les ménages qui décident d'acheter un bien accorderont davantage d'importance à certaines caractéristiques. Inversement, l'acte de location peut être jugé provisoire par certains ménages. Une erreur dans le choix de la localisation (bruit, odeurs, etc.) peut être rectifiée sans que cela n'engage des coûts de transaction trop élevés. On constate à cet effet que les locataires sont plus propices au changement de résidence que les propriétaires. Par exemple entre 1988 et 1992, 49,7 % des locataires (hors HLM) ont changé de résidence principale contre seulement 9,5 % des propriétaires (Beckerich, 2000).

---

[1] Source : INSEE, recensement de la population 2006

[2] Site : http://www.union-habitat.org/ (consulté le 5 octobre 2009)

[3] Source : INSEE, recensement de la population 2006

[4] Les modalités de fixation et de révision des loyers sont encadrées par plusieurs réglementations (cf. http://www.anil.org/, consulté le 14 octobre 2009).

Certaines études hédonistes utilisent le prix de vente comme indicateur de la valeur des logements, d'autres ont recours au prix d'offre ou à la valeur déclarée par les propriétaires. Cheshire et Sheppard (1995) ou Gravel et *al.* (2006) emploient le prix d'offre proposé par les vendeurs pour estimer la fonction de prix hédonistes. Dans leur étude à Reading et Darlington (Royaume-Uni), Cheshire et Sheppard (1995) vérifient la validité de ce choix en demandant aux vendeurs de remplir un autre questionnaire trois mois après le premier afin d'obtenir les prix de vente effectifs. Ils concluent qu'employer le prix d'offre ne biaise pas excessivement les estimations. Travers (2007) discute cet argument : les logements vendus durant ces trois mois l'ont été dans des délais relativement courts. Par conséquent, ceci n'implique pas une baisse de prix importante, ce qui expliquerait la faible différence entre les prix d'offre et les prix effectifs des transactions. Il faut toutefois atténuer cette critique, car quand bien même l'écart serait important, utiliser les prix d'offre ne biaiserait pas les prix implicites estimés si le pouvoir de négociation des acquéreurs et des vendeurs n'est pas corrélé avec les caractéristiques des biens. Certains, comme Jim et Chen (2006b), emploient la valeur déclarée par les propriétaires. Se posent alors un problème de mesure (notamment sur la précision) et un problème de perte d'informations (une enquête ne permettant d'accéder qu'à un nombre limité d'observations).

Il existe plusieurs arguments en faveur du prix de vente observé, donnée fournie par PERVAL. Par rapport au loyer et à la valeur déclarée par le propriétaire, il présente moins de biais en tant qu'estimation de la valeur d'un logement (Michelangeli, 2005). Par ailleurs, il est préférable de prendre des transactions effectives, c'est-à-dire d'avoir des prix de marché observés.

1.2 Les données immobilières

1.2.1 Présentation de la base PERVAL

La connaissance microscopique du marché immobilier est nécessaire pour mener à bien notre étude. Depuis 1994, la base de données notariale PERVAL[1] recense les mutations immobilières sur l'ensemble du territoire (hors Ile-de-France[2]).

Par ce biais, nous avons obtenu les informations pour 1 499 ventes d'appartements dans la ville d'Angers pour les années 2004 et 2005. Les principaux champs d'information sont leurs caractéristiques intrinsèques (surface habitable, nombre de pièces, étage, etc.), les caractéristiques de la vente (type de mutation, montant de la vente, etc.) et les caractéristiques socio-économiques des vendeurs et des acquéreurs (origine géographique, catégorie socioprofessionnelle, etc.). Nous disposons également de la parcelle cadastrale de chaque appartement. L'ensemble des caractéristiques disponibles pour les appartements ainsi que les taux de renseignement sont présentés dans l'annexe 4.

1.2.2 Avantages et limites de la base PERVAL

L'avantage de la base de données PERVAL est qu'elle propose un grand nombre d'observations et d'informations sous format informatique[3].

Bien que cette base de données nous offre une grande variété d'informations, elle comporte cependant des limites. En effet, certaines caractéristiques des logements sont mal renseignées : le taux de renseignement, par exemple, est faible pour la qualité de la vue (20 %). En outre, il existe le risque que toutes les transactions ne soient pas recensées. Nous ne

[1] PERVAL est une société dont le capital est détenu à 100 % par le Notariat.

[2] Pour l'Ile de France, il existe la base de données notariale BIEN (Base d'Informations Economiques Notariales). Les services fiscaux du cadastre disposent, à l'échelle de chaque Département, de la base de données ŒIL (Observatoire des Evaluations Immobilières Locales). Cette dernière est moins informative que la base PERVAL car elle ne renseigne pas sur les caractéristiques des acheteurs et des vendeurs (Beckerich, 2000).

[3] Une enquête auprès des agences immobilières aurait permis d'avoir des informations plus détaillées sur les caractéristiques des biens immobiliers, comme la vue sur un espace vert. Mais cette démarche est chronophage et l'échantillon obtenu aurait peut-être été moins important.

pouvons donc pas garantir l'exhaustivité des transactions immobilières sur le marché immobilier de notre zone d'étude. A titre d'illustration, en juin 2006, le taux de couverture de la base PERVAL sur les 12 mois précédents était estimé à 63 % sur l'ensemble du territoire français avec 80 % pour l'Ile de France et 56 % en Province avec de grandes disparités entre les départements. Néanmoins, des études effectuées par l'INSEE n'ont pas mis en évidence de biais significatif (Sénat, 2007).

1.2.3 Homogénéisation de la base de données

Le premier travail consiste à « nettoyer » la base de données PERVAL. L'étape d'homogénéisation de l'échantillon vise à éliminer les observations dont certaines caractéristiques sont manquantes ou dont les valeurs prises sont extrêmes ou aberrantes. Cette étape est primordiale puisque la qualité des estimations dépend notamment des données du modèle.

Dans un premier temps, nous sélectionnons les ventes de gré à gré, soit les mutations à titre onéreux entre un vendeur et un acquéreur (99 % des transactions)[1]. Puis, nous choisissons les observations dont l'acquéreur a la qualité de particulier ou de personne physique (88 % des transactions) puisque nous cherchons, dans ce travail, à vérifier que les résidents valorisent les espaces verts[2]. Enfin, nous vérifions que notre base ne contient que des usages liés à l'habitation (100 % des transactions) et pas d'usages professionnels.

Dans un second temps, nous supprimons certaines variables non nécessaires, celles ne présentant pas de variabilité et celles mal renseignées (par exemple la présence d'une cave et d'un ascenseur).

[1] Les autres transactions sont des donations, successions et cessions à titre gratuit. Par conséquent, elles ne sont pas en mesure de nous apporter des informations vis-à-vis de notre question de recherche.

[2] Nous ne nous intéressons pas aux choix de localisation des entreprises ou des administrations. Il est vraisemblable que les entreprises et les particuliers n'adoptent pas le même comportement en matière de choix de localisation. Même si certains travaux révèlent que la proximité des espaces verts influencent les choix d'implantation des entreprises (cf. Crompton et *al.*, 1997, pour les Etats-Unis ; Dumont, 1993, pour la France), ces questions sortent du champ de cette thèse.

Nous retirons également les observations dont le prix de vente est nul[1] et dont le nombre de pièces est nul. Nous enlevons aussi les observations dont les informations sur le nombre de salles de bain, l'âge de l'immeuble, le nombre d'annexes et l'étage ne sont pas renseignées[2].

Pour certaines variables nous créons des variables indicatrices. Pour le nombre de salles de bain, nous créons une variable indicatrice prenant la valeur 1 si l'appartement possède au moins 2 salles de bain (≥ 2), 0 sinon. Ainsi, nous différencions les biens ayant une salle de bain et les autres, la salle de bain étant une caractéristique de premier rang pour les ménages. Enfin, à partir de l'identifiant de chaque transaction nous créons des variables indicatrices pour l'année de la transaction et le mois de la transaction.

Au terme de la phase d'épuration de la base de données, nous disposons de 1 260 transactions immobilières, soit 84 % de l'échantillon initial.

1.2.4 Représentativité de l'échantillon

Afin d'apprécier la représentativité de l'échantillon par rapport au parc de logements et aux caractéristiques des ménages, nous comparons sa structure avec les données issues des recensements de la population 1999 et 2006[3].

Le tableau 10 présente la structure de la population selon les Catégorie Socioprofessionnelles (CSP). Nous remarquons qu'au sein de notre échantillon certaines CSP sont surreprésentées, notamment les artisans, commerçants, chefs d'entreprise, les cadres et professions intellectuelles supérieures et les professions intermédiaires. Cela semble cohérent car ces individus sont susceptibles d'avoir des revenus plus élevés[4] et sont par conséquent plus

[1] Nous vérifions aussi que les biens présentent une certaine homogénéité, soit que l'étendue de la distribution des prix des biens n'est pas trop large. Même s'il n'existe pas de règle formelle à ce sujet, cela permet de réduire les risques d'hétéroscédasticité qui pourraient résulter de l'inclusion simultanée d'appartements « haut de gamme » et d'appartements « bas de gamme » (Des Rosiers, 2001).

[2] Ces variables sont des caractéristiques intrinsèques contribuant fortement à la formation des prix des biens immobiliers (cf. Cavailhès, 2005 et Travers, 2007).

[3] Source : INSEE

[4] Les salaires nets horaires moyens (en euros) selon la CSP en 2006 sont de 20,9 pour les cadres, 12,0 pour les professions intermédiaires, 8,8 pour les employés et 8,6 pour les ouvriers (moyenne 11,3) (source : INSEE).

enclins à acquérir des biens immobiliers. Cela implique que nos résultats ne seront pas représentatifs de l'ensemble de la population angevine *per se*, mais seront biaisés en faveur des CSP supérieures.

Tableau 10. Structure de la population selon la catégorie socioprofessionnelle

	INSEE			PERVAL
	Population de 15 ans ou plus selon la catégorie socioprofessionnelle (%)		Ménages selon la catégorie socioprofessionnelle de la personne de référence (%)	Echantillon (N=1 260) (%)
	2006	1999	2006	
Agriculteurs exploitants	0	0,1	0,1	0,87
Artisans, commerçants, chefs d'entreprise	1,8	2,3	3,4	6,75
Cadres et professions intellectuelles supérieures	8,9	7	14,5	23,73
Professions intermédiaires	14,2	12,9	16,6	31,27
Employés	16,8	16	14,7	12,38
Ouvriers	12,1	12,7	18,7	6,51
Retraités	21,5	19,6	19,9	16,35
Autres personnes sans activité professionnelle	24,7	29,5	12,1	2,14

Source : conception de l'auteur à partir des données de l'INSEE et de la base PERVAL

Le nombre moyen de pièces par résidence principale pour les appartements est de 2,7 en 1999 et 2,8 en 2006 (source : INSEE). Il est de 2,7 dans notre échantillon. De ce point de vue, notre échantillon est représentatif du parc de logement angevin.

Section 2. Création des caractéristiques de localisation et paysagères [1]

La base PERVAL ne comportant pas de données de localisation, nous avons dû au préalable créer et mesurer les différentes caractéristiques de voisinage dont les caractéristiques paysagères. La construction de la variable pertinente (ou des variables pertinentes) pour

[1] La mise en œuvre des systèmes d'information géographique a été réalisée par Clément Delaître, étudiant en Master 1 spécialité Paysage à Agrocampus Ouest, dans le cadre d'un stage M1 Recherche – Méthodologie de 12 semaines (2007). Son travail a consisté à calculer les différentes métriques paysagères et à la réalisation des cartes. Les logiciels utilisés sont ArcGIS 9.1 et FRAGSTATS.

représenter les espaces verts constitue, en effet, un enjeu méthodologique de l'application de la méthode des prix hédonistes. La distance à l'espace vert le plus proche, souvent retenue dans les applications de la méthode, conduit à définir un *a priori* sur l'influence des espaces verts sur les choix de localisation résidentielle[1] (par exemple Ahamada et *al.*, 2008 et Tyrväinen et Miettinen, 2000). Afin de créer ces variables, nous avons construit une base de données à partir de la carte d'occupation du sol.

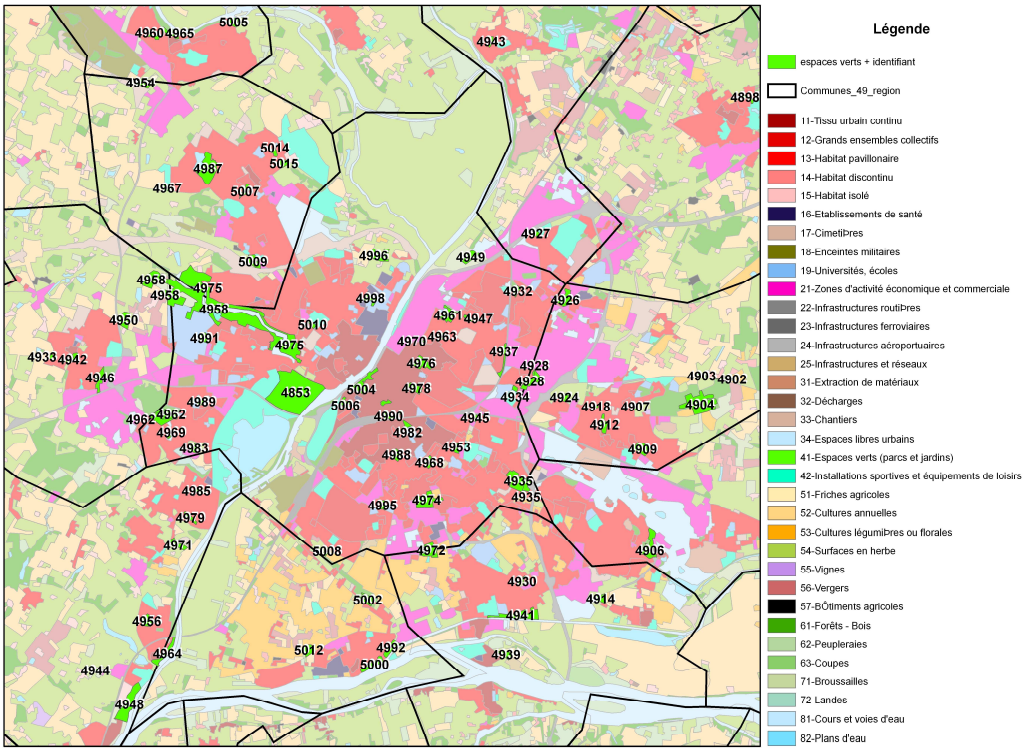
2.1 Présentation du plan d'occupation du sol

Nous avons obtenu le plan d'occupation du sol auprès de l'Agence d'Urbanisme de la Région Angevine (AURA)[2] pour la zone urbaine d'Angers. C'est le résultat de la photo-interprétation d'images satellitaires et d'orthophotographies datant de 2005. La nomenclature propose trois niveaux, le niveau 3 étant le plus détaillé (cf. annexe 5). Ce dernier recense 34 types d'occupation du sol dont « espaces verts (parcs et jardins) ». La figure 16 présente les types d'occupation du sol selon le niveau 3. Les numéros inscris sur la carte sont des identifiants indiquant la localisation de chaque espace vert.

[1] En introduisant uniquement la distance à l'espace vert le plus proche d'un logement, on suppose que seul celui-ci est capitalisé dans les valeurs immobilières.

[2] L'AURA est une agence dont la mission est de suivre les évolutions urbaines.

Figure 16. Carte d'occupation du sol et localisation des espaces verts

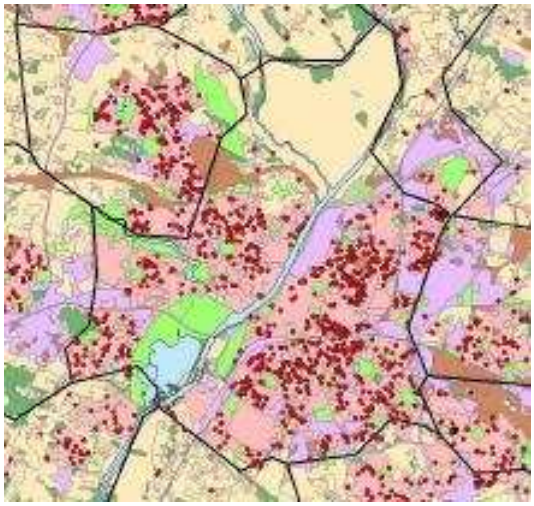


Auteur : Clément Delaître

2.3 La combinaison de la base PERVAL et de la carte d'occupation du sol AURA

A partir de la section cadastrale fournie dans la base PERVAL (approximée par son barycentre, cf. figure 17) et de la carte d'occupation du sol AURA, nous avons localisé chaque appartement grâce à l'utilisation d'un Système d'Information Géographique (pour plus de détails sur les SIG, cf. annexe 6). A partir de cette localisation, nous pouvons alors calculer des distances euclidiennes pour les différentes caractéristiques du plan d'occupation des sols. En théorie, la distance peut être mesurée de plusieurs façons (cf. Huriot et Perreur, 1990). Il est raisonnable de penser que les distances routières ou les distances à pieds sont susceptibles d'influencer les choix de localisation résidentielle. Par exemple, Kong et *al.* (2007) utilisent le critère de la distance à pieds exprimée en minutes. Ou encore, il aurait été intéressant de considérer la distance en nombre de rues séparatrices entre les logements et les espaces verts. Toutefois, du fait des données dont nous disposons, ce calcul n'est pas possible.

Figure 17. Localisation des observations



Auteur : Clément Delaître

2.4 Présentation des indicateurs paysagers utilisés dans l'analyse hédoniste

Nous adoptons dans cette thèse une approche quantitative du paysage. Dans cette perspective, nous employons des métriques paysagères. Ce sont des indicateurs quantitatifs permettant de caractériser les attributs de l'espace. Etant donné leur diversité (cf. Burel et Baudry, 1999), nous devons nous poser la question des indicateurs pertinents du point de vue de l'analyse économique et du point de vue de l'analyse paysagère.

Pour inclure les espaces verts (et plus généralement le paysage) dans notre analyse, nous avons dans un premier temps mené une réflexion sur les objectifs de l'étude afin d'identifier les indicateurs et les échelles pertinentes. La plupart des travaux se concentrent sur une aménité. Par exemple, Morancho (2003) se cantonne à une analyse des espaces verts urbains ou Tyrvaïnen (1997) à une analyse des forêts urbaines. Sans remettre en cause l'intérêt de ces travaux, ils ne rendent pas compte de la complexité du paysage. Pourtant, nous ne pouvons pas restreindre notre analyse à une aménité mais nous devons, dans la mesure du possible, prendre en compte l'espace, ainsi que ses attributs, dans son ensemble.

Comme le souligne Napoléone (2005), la formalisation du lien entre les prix des biens immobiliers et les formes paysagères varie selon le choix des variables. Peu de travaux se sont attachés à rendre compte du paysage dans toute sa complexité à l'exception de certains

auteurs comme, entre autres, Brossard et *al.* (2007), Cho et *al.* (2008) ou Paterson et Boyle (2002). Ces travaux révèlent la difficulté d'identifier les critères paysagers valorisés par les ménages. Même s'ils permettent de mettre en lumière certains de ces critères, la littérature ne fournit pas de point de référence aidant à définir *a priori* les indicateurs paysagers pertinents.

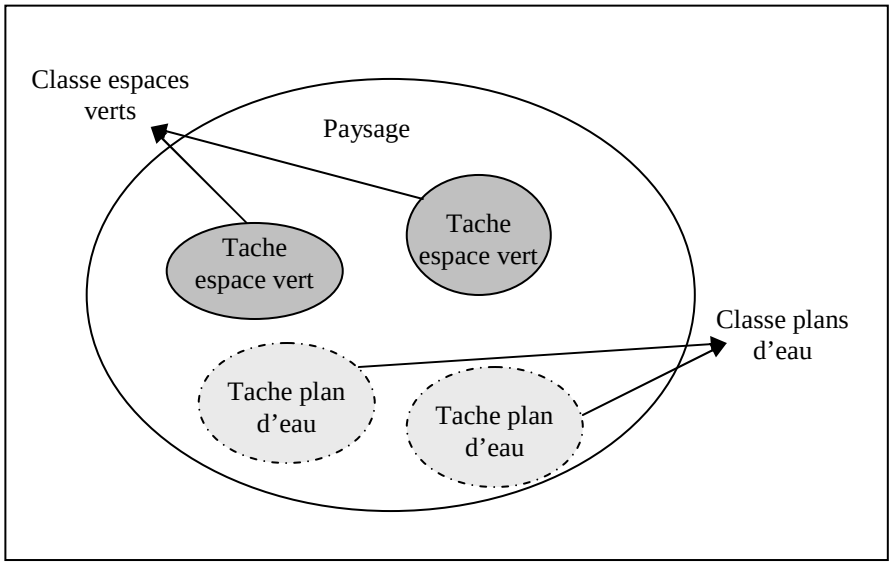
Dans cette optique, notre apport est double. Le premier est de fournir une description relativement fine de la variable d'intérêt, les espaces verts. Le second est d'inclure une même finesse de représentation des autres types d'occupation du sol et du paysage.

2.4.1 Les métriques paysagères calculées

A partir de la carte d'occupation du sol, sur laquelle sont géoréférencées les observations, différentes métriques paysagères sont calculées à trois niveaux : le paysage (« *landscape* »), la classe (« *class* ») et la tache (« *patch* ») (cf. figure 18).

Les indicateurs calculés au niveau du paysage global caractérisent la morphologie et la répartition spatiale de l'ensemble des types d'occupation du sol. Par exemple, ils renseignent sur la diversité des types d'occupation du sol dans un certain rayon. Les indicateurs calculés au niveau de la classe décrivent la répartition et la morphologie de chaque type d'occupation du sol (par exemple, la classe « espaces verts » correspond au type d'occupation du sol « espaces verts » et regroupe l'ensemble des taches « espaces verts »). Enfin, les indicateurs calculés au niveau de chaque tache caractérisent chaque polygone selon des indices de forme, de régularité, d'élongation ou encore d'étroitesse (par exemple, une tache est un espace vert ou un plan d'eau). L'intérêt d'effectuer une distinction entre ces trois niveaux est qu'une analyse au niveau du paysage par l'agrégation entre classes conduirait à une perte d'informations (Napoléone, 2005).

Figure 18. Les échelles du paysage



Source : conception de l'auteur

Ensuite, se pose la question de l'échelle pertinente. Sa définition est au cœur des réflexions sur le paysage (Burel et Baudry, 1999). Au regard de notre problématique, nous retenons l'échelle de la perception humaine, qui est une échelle de voisinage dans le cas des choix de localisation résidentielle. Dans la littérature sur les prix hédonistes, il n'existe pas d'*a priori* sur l'échelle adéquate pour les variables d'aménités[1]. D'autant plus que selon les travaux, les niveaux de résolution et les mesures diffèrent. Pour ces raisons, nous testons trois échelles différentes pour les indicateurs calculés au niveau du paysage : chaque indicateur est calculé dans un rayon de 100 m, 500 m et 1 000 m autour de chaque appartement. Les métriques au niveau de la classe sont calculées dans un rayon de 1 000 m autour de chaque observation.

Aussi, différentes distances sont calculées : la distance à chaque tache la plus proche de chaque observation (par exemple la distance à l'espace vert le plus proche) et la distance au centre ville (localisé *Place du Ralliement*). Les superficies de certaines taches sont aussi calculées, comme la superficie de l'espace vert le plus proche de chaque appartement.

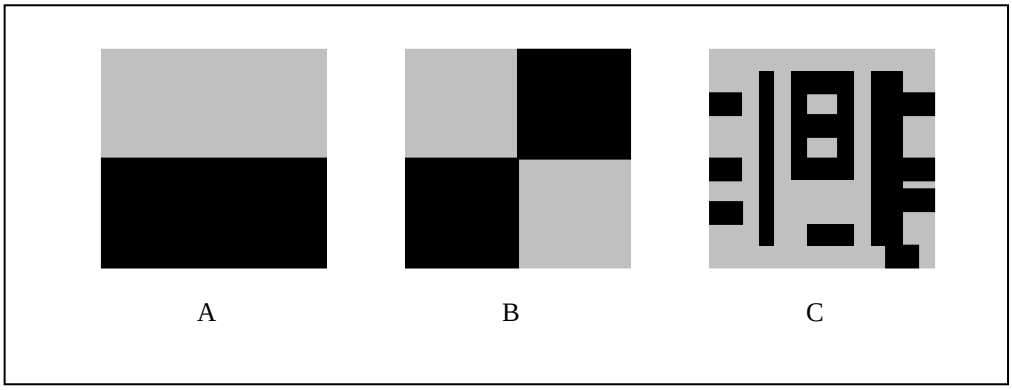
L'ensemble des indicateurs calculés est présenté dans l'annexe 7. Ces métriques paysagères nous indiquent si le paysage autour d'une observation comporte beaucoup de types différents d'occupation du sol (indice de Shannon), si le paysage est plutôt hétérogène (de style

[1] Par exemple, Napoléone (2005) teste différentes échelles par une procédure pas à pas. Il essaye des fenêtres de 100 à 500 mètres et retient l'échelle de 300 mètres pour les indices calculés au niveau du paysage.

mosaïque), si les types d'occupation du sol sont mélangés, de petites tailles, agrégés, etc. Etant donné la vaste gamme d'indicateurs paysagers, nous ne pouvons les décrire de façon exhaustive[1].

Nous présentons néanmoins un exemple : la fragmentation. Cette notion est liée à la taille des taches. La disponibilité des espaces verts peut être mesurée par leur surface totale ou par leur surface pondérée par le nombre d'espaces verts. La fragmentation permet d'évaluer leur répartition spatiale. Les espaces verts sont-ils organisés en grande taches ou en petits taches ? La figure 19 représente différents niveaux de fragmentation dans un espace constitué de bâti (représenté en gris) et d'espaces verts (représentés en noir). Dans la figure 19.A, les espaces verts ne sont pas fragmentés, alors que dans la figure 19.C, ils sont très fragmentés. La fragmentation constitue un critère intéressant car la sensibilité de la population à la fragmentation des espaces verts dépend de leur rayon de déplacement quotidien (Burel et Baudry, 1999).

Figure 19. Représentation de la fragmentation



Source : conception de l'auteur à partir de Burel et Baudry (1999)

2.4.2 Indicateurs calculés pour les espaces verts

La thèse portant sur les espaces verts, il convient d'exposer, ici, l'ensemble des 11 indicateurs calculés pour ces aménités (cf. tableau 11).

[1] Nous renvoyons le lecteur intéressé à Burel et Baudry (1999).

Tableau 11. Les caractéristiques des variables espaces verts

Indicateur	Définition
Distance	Distance à l'espace vert le plus proche de chaque observation en mètres
Surface	Superficie de l'espace vert le plus proche de chaque observation en m²
Shape	Indice de forme de l'espace vert le plus proche de chaque observation
Fractal	Mesure du degré de convolution de l'espace vert le plus proche de chaque observation
Circle	Mesure du degré d'étroitesse et d'élongation de l'espace vert le plus proche de chaque observation
Contig	Indicateur du degré de contiguïté à l'espace vert le plus proche de chaque observation
Ai	Indique si les espaces verts sont agrégés entre eux ou répartis en mosaïque dans un rayon de 1 000 m autour de chaque observation
Ca	Indicateur de la surface d'espaces verts dans un rayon de 1 000 m autour de chaque observation
Div	Indicateur sur la répartition des espaces verts. La division augmente si le nombre d'espaces verts augmente dans un rayon de 1 000 m autour de chaque observation
Np	Indique le nombre d'espaces verts dans un rayon de 1 000 m autour de chaque observation
Pd	Indicateur de la fragmentation des espaces verts

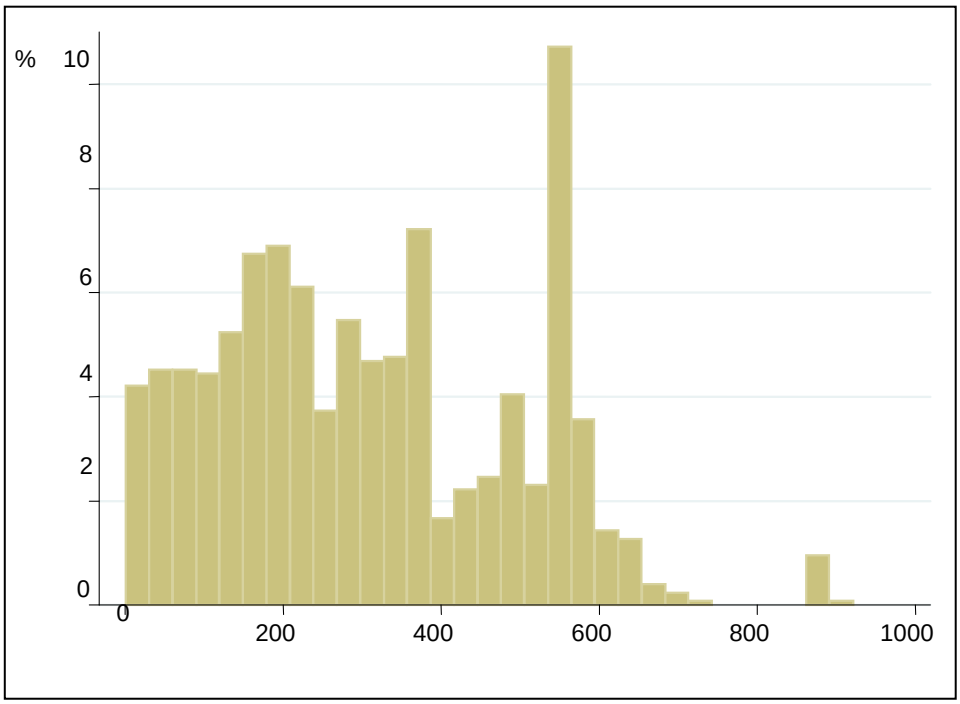
La distance moyenne à l'espace vert le plus proche est de 309 m[1]. Elle présente une forte hétérogénéité entre les ménages comme l'indique le tableau 12 et la figure 20.

Tableau 12. Statistiques descriptives de la distance à l'espace vert le plus proche

Variable	Moyenne	Médiane	Minimum	Maximum	Ecart-type
Distance	309	285	1	921	189

[1] L'espace vert le plus proche d'un appartement peut être situé dans une ville périphérique, étant donné que les calculs ont été effectués pour l'ensemble des 89 communes de l'aire urbaine d'Angers.

Figure 20. Distance à l'espace vert le plus proche en mètres



2.4.3 Limites des indicateurs calculés

Il est à noter que les métriques paysagères que nous avons définies précédemment sont des mesures objectives des attributs de l'espace. A ce titre, elles ne permettent pas de rendre compte de la perception des espaces verts par les individus, ni de leur qualité ou leurs attributs (par exemple, la présence d'une aire de jeux ou l'aménagement paysager). Pourtant, la description des espaces verts n'est pas réductible à des indicateurs quantitatifs. Ils renvoient à des phénomènes sociaux complexes faisant appel à la perception et à l'appropriation comme nous l'avons souligné dans le chapitre 1 de cette thèse. Ces phénomènes ne peuvent pas être pris en compte dans notre analyse. Une enquête complémentaire permettrait d'intégrer ces questions. Par exemple, un jardin botanique est-il valorisé en raison de la qualité de l'aménagement paysager ? Ou alors, est-il valorisé parce qu'il attire un certain type de population ? Ces questions sur la perception et l'appropriation des espaces verts et plus largement du paysage dépassent le champ de compétence des économistes. Elles sont bien sûr fondamentales pour éclairer le débat public et rappellent qu'une gestion efficace des espaces verts nécessite une approche pluridisciplinaire.

Toujours en rapport avec la perception, nous ne prenons pas en compte l'ambiance paysagère. Cela aurait été possible à partir d'une évaluation à dire d'expert (Napoléone, 2005). « Une appréciation inconsciente des relations entre éléments visuels et leurs effets de valorisation ou de dévalorisation réciproque entre eux et par rapport à l'ensemble du paysage, permet à l'observateur de ressentir l'ambiance dégagée par une 'unité paysagère' » (Napoléone, 2005, p. 194). L'évaluation à dire d'expert permet de pendre en compte des éléments subjectifs. Même si elle est difficile à intégrer aux modèles économiques quantitatifs, elle aurait permis d'affiner notre analyse empirique.

Etant donné que les variables explicatives de la fonction hédoniste sont supposées refléter les préférences individuelles, nous devons identifier des variables réalistes et effectivement perçues par la population. Baranzini et *al.* (2006) comparent l'utilisation de mesures scientifiques et de mesures perçues du bruit à Genève (Suisse). Ils trouvent que les résultats obtenus convergent pour les deux types de mesures (à l'exception des niveaux faibles de bruit). Du point de vue des politiques publiques, ce résultat est intéressant car les mesures scientifiques sont plus faciles à obtenir que les perceptions subjectives des ménages. Il serait intéressant de reproduire ce type d'analyse aux espaces verts. Cela suppose d'avoir accès à des données d'enquête avec un échantillon représentatif. D'autres travaux montrent que les métriques paysagères peuvent être utilisées pour évaluer la qualité des paysages perçue par les individus (De la Fuente de Val. et *al.*, 2006 ; Herbst et *al.*, 2009 ; Uuemaa et *al.*, 2009)

Il est à noter que de par la nature même de la carte d'occupation du sol, nous n'avons pas pu définir un certain nombre d'éléments. Par exemple, seules les routes d'une largeur minimale de 25 m sont considérées. Les chemins ou les rues ne sont pas pris en compte. Il en est de même pour les gares. Il serait intéressant d'évaluer l'influence de la proximité à la gare SNCF sur les choix de localisation résidentielle. Mais la variable dont nous disposons « infrastructures ferroviaires principales » comprend aussi bien les gares que les voies TGV et les voies d'une largeur minimale de 25 m. Pareillement, le plan d'occupation du sol ne permet pas de distinguer les zones commerciales et les zones industrielles. Le type d'occupation du sol « zones d'activité économique et commerciale » recense les zones industrielles, les zones commerciales, les zones d'activité et les zones artisanales dans leur ensemble. Du point de vue de l'analyse économique, nous pressentons que certains usages jouent un rôle particulier dans les choix de localisation résidentielle. Cependant, dans la carte d'occupation du sol dont nous disposons ces types d'usage sont agrégés.

Section 3. Méthodologie de la spécification du modèle hédoniste

Dans cette section, nous présentons la démarche économétrique suivie[1]. Conformément au déroulement de la méthode des prix hédonistes, la première étape consiste à estimer la fonction de prix hédonistes en régressant les prix des transactions sur les différentes caractéristiques intrinsèques et extrinsèques des appartements. Cette étape permet d'obtenir les prix implicites marginaux de ces caractéristiques[2]. La construction du modèle nécessite tout d'abord de préciser la méthodologie de sélection des variables explicatives et, de préciser quelle a été la forme fonctionnelle retenue.

3.1 Variables introduites dans le modèle

3.1.1 Le choix de la variable dépendante

Nous utilisons le prix de vente des appartements comme variable dépendante. Les motivations de ce choix ont été explicitées précédemment. Certains auteurs, par exemple Kong et *al.* (2007), ont recours au prix par mètre carré habitable comme variable dépendante au motif que la surface habitable n'est pas une variable exogène. Cette variable est également utilisée pour réduire les risques d'hétéroscédasticité (Des Rosiers, 2001). Nous choisissons de garder le prix comme variable dépendante et traiterons les problèmes d'endogénéité et d'hétéroscédasticité par le biais des tests statistiques appropriés.

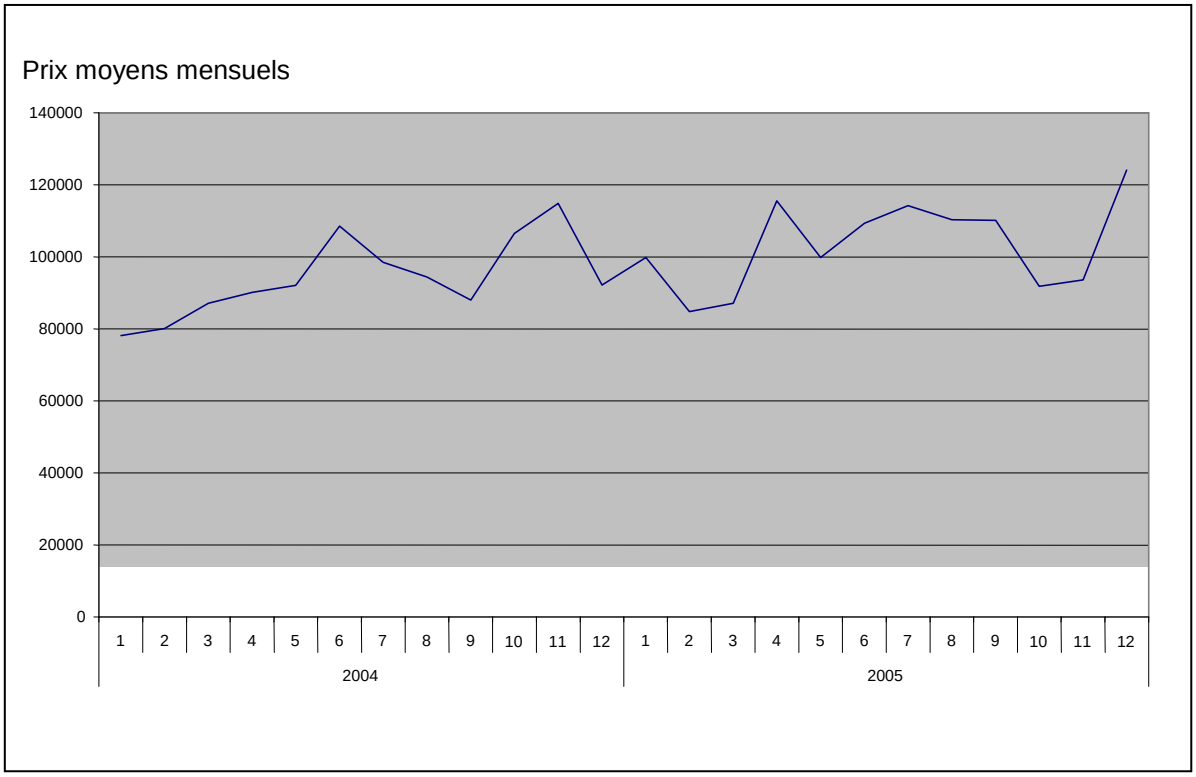
En raison de l'évolution des prix de l'immobilier, afin d'effectuer une analyse toutes choses étant égales par ailleurs, nous devons tenir compte de cette évolution. Il existe deux options : la première consiste à inclure dans le modèle économétrique une variable indicatrice pour chaque année ; la seconde à utiliser un déflateur des prix. La figure 21 montre que les prix moyens des appartements augmentent entre 2004 et 2005. De plus le test d'égalité des moyennes rejette l'hypothèse nulle d'égalité des moyennes entre ces deux années (cf. annexe 8). Cette différence de prix moyen peut être liée soit à un échantillon différent entre les deux

[1] Les estimations ont été effectuées sous le logiciel Stata 9 IC.

[2] Nous renvoyons le lecteur intéressé par un exposé détaillé des conditions de mise en œuvre de la méthode à Des Rosiers (2001), Terra (2001) et à Travers (2007).

années (des caractéristiques différentes), soit à une évolution des prix. Pour déterminer l'origine de l'évolution des prix, nous vérifions si en moyenne les caractéristiques des appartements en 2004 et 2005 sont significativement différentes. Les tests d'égalité des moyennes effectués pour les caractéristiques intrinsèques des appartements indiquent que les échantillons sont relativement similaires (cf. annexe 8). Par conséquent, la hausse des prix entre 2004 et 2005 nécessite d'utiliser un déflateur des prix. Etant donné qu'il existe un indice des prix pour le département du Maine-et-Loire (données Notaires – PERVAL), nous optons pour son utilisation : ainsi, afin de prendre en compte la hausse des prix des appartements observée au cours de l'année 2005 sur le marché immobilier du département du Maine-et-Loire, nous déflatons ces derniers chaque mois en considérant une hausse équivalente mensuelle de 0,85 % (soit +10,7 % pour l'année).

Figure 21. Evolution mensuelle des prix



3.1.2 Sélection des variables dépendantes

Nous sommes confrontés au choix entre de nombreuses variables explicatives[1] pour expliquer la variation des prix des appartements. Il existe différentes techniques statistiques pour déterminer les variables pertinentes à inclure dans le modèle.

De par le nombre important de variables et l'existence de corrélations fortes entre certaines, nous procédons à une sélection des variables selon une procédure pas à pas, la méthode ascendante et la méthode descendante[2] (cf. figure 22).

Figure 22. Méthodes de sélection des variables

La sélection des variables selon l'élimination progressive ou « *backward elimination* » (méthode descendante) consiste à intégrer toutes les variables au modèle. Son principe est d'éliminer les variables de proche en proche, c'est-à-dire en ré-estimant le modèle après chaque élimination à partir du modèle complet (Bourbonnais, 2005).

La sélection des variables selon la procédure de sélection progressive ou « *forward regression* » (méthode ascendante) consiste à ajouter une variable au modèle à chaque pas. La première étape requiert de sélectionner la variable explicative dont le coefficient de corrélation simple est le plus élevé. Ensuite, il faut estimer les coefficients de corrélation partielle pour les autres variables explicatives et garder la variable explicative dont le coefficient est le plus élevé. Lorsque les valeurs des t de Student des variables explicatives sont inférieures au seuil critique, la sélection des variables est terminée.

La sélection des variables selon la procédure de la régression pas à pas ou « *stepwise regression* » est similaire à la sélection progressive. La différence est qu'après avoir inclut une nouvelle variable explicative au modèle, il faut analyser les t de Student de chacune des variables explicatives sélectionnées et éliminer celles dont le t de Student est inférieur au seuil critique. Dans la pratique, elle est la procédure la plus utilisée (Bourbonnais, 2005).

[1] Nous faisons l'hypothèse de stabilité des attributs entre 2004 et 2005.

[2] Ces techniques sont indépendantes de tout raisonnement économique. Il faut donc les mettre en œuvre avec précaution. Dans notre cas la recherche exhaustive, consistant à estimer toutes les régressions possibles, n'est pas envisageable. Si l'on dispose de k variables explicatives potentielles, il y a $2^k - 1$ possibilités (Bourbonnais, 2005).

Parmi les variables dont nous disposons, nous en retenons 19 dans le modèle final[1] (cf. tableau 13). Les statistiques descriptives des variables sont présentées dans le tableau 14.

Tableau 13. Description des variables

	Type de variable	Description
Pièces	Variable discrète	Nombre de pièces principales (pièces à vivre, en excluant la cuisine, les annexes, les salles de bains, les aires de circulation…)
Construction	Variable indicatrice	1 si l'immeuble a été construit il y a moins de 5 ans, 0 sinon
Salles de bain	Variable indicatrice	1 si > 1 salles de bain, 0 sinon (salles de bain, salles d'eau, salles de douche ; un cabinet de toilette n'est pas une salle de bain)
Etage	Variable discrète	Etage de l'appartement
Santé	Variable continue	Distance à l'établissement de santé le plus proche en mètres (toutes emprises hospitalières ou liées à la santé identifiables, maisons de retraite, casernes de pompiers)
Industrie	Variable continue	Distance à la zone économique et industrielle la plus proche en mètres (zones industrielles, zones commerciales, zones d'activité, zones artisanales)
Routes	Variable continue	Distance à l'infrastructure routière la plus proche en mètres (infrastructures routières principales, autoroutes, rocades, voies rapides 2×2 voies d'une largeur minimale d'environ 25 mètres, grands ronds-points, échangeurs, aire de repos…)
Cimetières	Variable continue	Distance au cimetière le plus proche en mètres
Landes	Variable continue	Distance aux landes les plus proches en mètres (formations végétales basses contenant des surfaces de broussailles basses alternant avec des pelouses)
Forêts	Variable continue	Distance à la forêt la plus proche en mètres (tous les types de boisements : feuillus, conifères et peuplements mixtes autres que les peupleraies)
Surfaces en herbe	Variable continue	Distance à la surface en herbe la plus proche en mètres (toutes les prairies identifiables quelles soient pâturées ou de fauche. Les prairies temporaires ne sont pas contenues dans ce poste)
Vignes	Variable continue	Distance au vignoble le plus proche en mètres
Shannon 100	Variable continue	Diversité des types de taches dans un rayon de 100 mètres (augmente avec le nombre de types de classes différents et/ou avec l'équitabilité de la distribution de tous ces types)
Agrégation 500	Variable continue	% d'agrégation des taches de même classe dans un rayon de 500 mètres (indique si les patches sont agrégés entre eux ou répartis en mosaïque)

[1] Certaines variables sortent selon les trois procédures de sélection. D'autres dans une ou deux procédures. Pour ces dernières, nous avons effectué nos choix en cohérence avec la théorie économique et les corrélations avec les autres variables.

Espaces verts	Variable continue	Distance à l'espace vert le plus proche en mètres (espaces verts urbains et périurbains, zones artificialisées non agricoles, jardins familiaux)
Densité patch 1000	Variable continue	Fragmentation de la classe espaces verts dans un rayon de 1 000 mètres (nombre pour 100 ha)
Division 1000	Variable continue	Indicateur de la surface des taches dans un rayon de 1 000 mètres (la division augmente quand les taches et la surface de la classe diminuent)
Forme	Variable continue	Forme irrégulière de l'espace vert le plus proche (= 1 si compact, quand >, la forme devient de plus en plus irrégulière)
Superficie	Variable continue	Superficie de l'espace vert le plus proche en mètres carrés

Tableau 14. Statistiques descriptives des variables retenues dans le modèle (N = 1 260)

Variables	Moyenne	Ecart-type	Min	Max
Prix	104 905,4	63 759,34	18 000	708 504,3
Pièces	2,70	1,25	1	9
Construction	0,1	0,30	0	1
Salles de bain	0,03	0,18	0	1
Etage	2,69	2,76	0	15
Santé	699,19	374,95	1	1 827,90
Industrie	396,50	237,54	1	1 092,14
Routes	862,76	386,01	79,35	1 834,09
Cimetières	1 231,88	634,68	53,76	2 741,35
Landes	2 833,38	777,06	525,79	4 929,14
Forêts	985,86	371,33	23,06	1 712,82
Surfaces en herbe	996,77	344,04	15,01	1 667,46
Vignes	4 735,66	1 006,36	2 535,51	7 979,27
Shannon 100	0,38	0,39	0	1,31
Agrégation 500	97,42	0,75	95,55	99,13
Espaces verts	309,45	188,66	1	921,39
Densité patch 1000	1,94	0,74	0,31	5,20
Division 1000	0,99	0,005	0,96	1
Forme	1,61	0,43	0	4,41
Superficie	55 7736,13	102 962,3	4 100,82	573 576,9

Le tableau ci-dessous (cf. tableau 15) présente les effets attendus des variables utilisées dans le modèle final par rapport à la littérature internationale et française (cf. Travers, 2007, pp. 379-380). Pour les variables paysagères, étant donné le faible nombre d'études les employant (en particulier en milieu urbain), nous ne pouvons pas déterminer de signe *a priori*.

Tableau 15. Effets théoriques attendus

Caractéristique	Effet théorique attendu
Pièces	+
Construction	+
Salles de bain	+
Etage	+/-
Santé	+/-
Industrie[1]	+
Routes	+/-
Cimetières	+/-
Landes	+
Forêts	-
Surfaces en herbe	+/-
Vignes	+/-
Shannon 100	+/-
Agrégation 500	+/-
Espaces verts[2]	-
Densité patch 1000	+/-
Division 1000	+/-
Forme	+/-
Superficie	+/-

3.2 Choix de la forme fonctionnelle

3.2.1. Approche paramétrique versus semi-paramétrique et non-paramétrique

La plupart des travaux sur la méthode des prix hédonistes adoptent une approche paramétrique. Certains auteurs argumentent en faveur d'approches semi-paramétriques ou non-paramétriques (cf. Sheppard, 1997). Elles permettent d'estimer un modèle sans avoir à spécifier de forme fonctionnelle *a priori*. Malgré cela, ces approches sont difficiles à mettre en œuvre puisqu'elles requièrent la disponibilité d'un grand nombre d'observations. Pour les modèles semi-paramétriques, il est possible d'adopter une forme paramétrique pour certaines variables et une forme non-paramétrique pour d'autres. Dans la ville de Brest (France), Ahamada et *al.* (2008) présentent une approche semi-paramétrique pour 1 157 observations dans laquelle ils n'imposent pas de restriction sur la relation entre la distance aux espaces

[1] Le signe « + » indique que qu'une augmentation de la distance à la zone industrielle la plus proche est positivement valorisée.

[2] Le signe « - » indique que qu'une augmentation de la distance à l'espace vert le plus proche est négativement valorisée.

verts ni sur les matrices de poids. Cela leur permet de trouver une relation linéaire et décroissante jusqu'à 200 m.

En raison du nombre important de variables explicatives dans notre base de données, nous optons pour l'approche paramétrique.

Pour la suite du travail, nous devons d'emblée souligner plusieurs points. Dans le choix des formes fonctionnelles, nous devrons porter une attention particulière aux non linéarités. Napoléone (2005) souligne qu'elles sont caractéristiques des variables d'environnement et ce sous la forme de seuils ou de paliers de perception. De plus, nous intégrons dans un modèle économique, des mesures issues de l'écologie du paysage. Le couplage entre les modèles économiques et les métriques paysagères rend l'interprétation des résultats difficile, d'autant plus qu'il n'existe encore que peu d'études utilisant des indicateurs aussi détaillés (à l'exception notamment de Brossard et *al.*, 2005 ; Kong et *al.*, 2007 ; Napoléone, 2005).

3.2.2 Présentation des principales formes fonctionnelles

Les résultats obtenus par le biais de la méthode des prix hédonistes dépendent de la forme fonctionnelle choisie. Son choix a fait l'objet de nombreuses discussions qui sont, par ailleurs, toujours ouvertes[1]. Dans son article fondateur, Rosen (1974) ne propose pas d'argument en faveur d'une forme fonctionnelle particulière. Il précise toutefois que la forme linéaire ne permet pas de mettre en œuvre la seconde étape.

Le choix de la forme fonctionnelle pose une série de difficultés notamment dans le cadre des estimations paramétriques. Quelle est la meilleure forme fonctionnelle entre la variable dépendante et les variables explicatives ? Cette question repose à la fois sur des considérations théoriques et empiriques.

La théorie économique ne se prononce pas pour une forme fonctionnelle particulière. Une fonction de prix hédonistes est une relation d'équilibre issue des interactions entre les préférences individuelles des acquéreurs et les fonctions de coût ou de profits des vendeurs.

[1] L'article de Cropper et *al.* (1988) constitue un article de référence à ce sujet. Le lecteur intéressé pourra également se reporter à Travers (2007).

D’un point de vue théorique, la seule restriction sur la forme de la fonction de prix hédonistes est que la dérivée première par rapport à la variable d’aménité environnementale soit positive (négative) si l’aménité constitue un bénéfice (une nuisance) (Freeman, 2003).

Le modèle linéaire est la forme fonctionnelle la plus élémentaire. Employée par Rosen (1974), elle établit un lien entre le prix de vente des biens immobiliers, exprimé en niveau et les différentes variables explicatives également exprimées en niveau. Pour chaque variable, on obtient un coefficient qui représente le prix implicite de la caractéristique. Du point de vue de l’interprétation économique cela signifie qu’une augmentation d’une unité de la caractéristique conduit à une variation du prix du bien immobilier égale au coefficient associé à la variable, toutes choses étant égales par ailleurs. De plus, la forme linéaire implique que chaque argument de la fonction hédoniste est indépendant des autres. Le modèle linéaire est le plus facile à mettre en œuvre et à interpréter puisqu’il est estimé par la méthode des moindres carrés ordinaires. En revanche, il n’est pas adapté à la modélisation hédoniste, notamment parce qu’il ne permet pas de mesurer les variations de bien-être suite à une modification d’une caractéristique puisque les prix marginaux implicites calculés sont constants.

La fonction hédoniste peut être estimée selon un modèle semi-log de type lin-log. Le prix de vente est exprimé en niveau et les variables explicatives en niveau ou en logarithme. L’intérêt de cette forme fonctionnelle est qu’elle permet d’estimer une relation linéaire entre le prix de vente et certaines caractéristiques et une relation non-linéaire entre le prix de vente et d’autres caractéristiques. Du point de vue de l’interprétation économique, une augmentation de 1 % d’une variable exprimée en logarithme suscite une variation du prix de vente égal au coefficient associé à la variable divisé par 100.

La fonction hédoniste peut également être estimée selon un modèle semi-log de type log-lin. Le prix de vente est exprimé en logarithme et les variables explicatives sont exprimées en niveau. Dans le cas d’une variable continue, une augmentation d’une unité de la variable conduit à une variation en pourcentage du prix de vente égale à 100 fois la valeur du coefficient associé à la variable.

La fonction hédoniste peut aussi être estimée selon un modèle log-linéaire de type log-log. Il relie le prix de vente exprimé en logarithme aux variables explicatives aussi exprimées en logarithme. L’interprétation économique est différente selon que les variables sont continues

ou indicatrices. Pour une variable continue, une augmentation de 1 % de la caractéristique provoque une variation du prix égal au coefficient de la variable, et ce en pourcentage. Pour les variables binaires, c'est-à-dire qui prennent la valeur 0 ou 1, la transformation en logarithme n'est pas possible.

Afin de trancher la question de la forme fonctionnelle à retenir, nous avons donc opté pour une transformation de type Box-Cox linéaire plus générale et dont les différentes formes fonctionnelles présentées ci-dessus sont des cas particuliers.

3.2.3 Spécification du modèle

Nous testons une transformation de la variable dépendante et des variables indépendantes en utilisant une forme Box-Cox dont la formulation est la suivante :

$$P_i^{(\theta)} = \alpha_0 + \sum_{k=1}^{K_1} \alpha_k z_{1ik}^{(\lambda)} + \sum_{k=1}^{K_2} \beta_k z_{2ik} + \sum_{m=1}^{M} \gamma_m D_{im} + u_i \qquad (6.1)$$

où :

$i = 1,...,1260$

P_i : prix de l'appartement i

z_{1k} : les K_1 variables quantitatives transformées[1]

z_{2k} : les K_2 autres variables quantitatives

D_m : les M variables indicatrices.

Et où :

$P_i^{(\theta)}$, $z_{1ik}^{(\lambda)}$ sont les transformations Box-Cox respectives du prix et des caractéristiques z_{1k}.

$P_i^{(\theta)} = (P_i^{(\theta)} - 1)/\theta$ si $\theta \neq 0$, $P_i^{(\theta)} = \ln(P_i)$ sinon

$z_{1ik}^{(\lambda)} = (z_{1ik}^{(\lambda)} - 1)/\lambda$ si $\lambda \neq 0$, $z_{1ik}^{(\lambda)} = \ln(z_{1ik})$ $z_{1ik}^{(\lambda)} = \ln(z_{1ik})$ sinon.

[1] Les transformations sont appliquées aux variables quantitatives mesurant la distance des appartements par rapport à leurs différentes caractéristiques extrinsèques ainsi qu'à leur nombre de pièces.

Cette formule générale peut être ajustée par itérations pour obtenir la meilleure transformation possible selon le critère du maximum de vraisemblance. Elle permet d'estimer les paramètres du modèle avec ou sans restrictions. Lorsque θ et λ se rapprochent de 0, la relation entre le prix du logement et ses caractéristiques est logarithmique. Lorsque les paramètres sont proches de 1, elle est linéaire. A l'issue des tests, la forme Box-Cox la plus adéquate correspond à $\theta = 0$ et $\lambda = 0$, à savoir une forme double-logarithmique[1].

3.3 Résultats de l'estimation

3.3.1 Résultats

Le modèle estimé permet d'expliquer une part importante des variations des prix des appartements (69 %) à l'aide des variables retenues. Nous obtenons les résultats suivants (cf. tableau 16).

[1] La valeur calculée du test de comparaison de modèle (5,80) étant inférieure à la valeur théorique ($\chi^2_{\alpha=5\%}(2)$ =5,99), l'hypothèse θ=0 et λ=0 comme meilleure forme fonctionnelle de la fonction de prix hédonistes est acceptée au seuil de significativité de 5 %.

Tableau 16. Résultats des estimations (N = 1 260)

	Coefficients	*t*-Student	Significativité
Constante	-3,557	-1,006	0,315
Ln(Pièces)	0,675***	38,329	0,000
Construction	0,571***	19,070	0,000
Salles de bain	0,389***	8,249	0,000
Etage	-0,009***	-2,691	0,007
Ln(Santé)	-0,018	-1,569	0,117
Ln(Industrie)	0,023**	2,030	0,043
Ln(Routes)	-0,003	-0,136	0,892
Ln(Cimetières)	0,024	1,300	0,194
Ln(Landes)	0,104***	2,622	0,009
Ln(Forêts)	-0,032	-1,343	0,180
Ln(Surface en herbe)	-0,081***	-2,867	0,004
Ln(Vignes)	0,136**	2,216	0,027
Shannon 100	0,146***	5,333	0,000
Agrégation 500	0,052***	3,521	0,000
Ln(Espaces verts)	-0,047***	-4,081	0,000
Densité patch 1000	0,065***	4,037	0,000
Division 1000	7,898***	2,758	0,006
Forme	0,030	1,265	0,206
Superficie	0,005	0,352	0,725
R^2	0,70		
R^2 aj.	0,69		
RESET (α=5%)	6,71		F(3,1237)=2,61
Breusch Pagan (α= 5%)	2,76		$\chi^2(1)=3,84$

Lecture : ***, **, * : significatif au seuil de 1, 5 et 10 %.

L'hypothèse d'homoscédasticité de ce modèle est vérifiée au seuil de 5 % : la valeur calculée du test de Breusch-Pagan (2,76) est inférieure à la valeur théorique ($\chi^2_{\alpha=5\%}(1)=3,84$). Ensuite, même si nous avons porté une attention particulière aux colinéarités dans la sélection des variables, il convient d'effectuer des tests de post-estimation. La colinéarité des variables explicatives est un problème récurrent dans la mise en œuvre de la méthode des prix hédonistes[1]. Les valeurs obtenues pour les facteurs d'inflation de la variance de chacune des variables explicatives indiquent qu'il n'existe pas de problème de multicolinéarité entre ces dernières[2]. Enfin, le test Reset de Ramsey semble indiquer l'omission de variables explicatives pertinentes. La valeur calculée pour ce test (6,71) est supérieure à la valeur

[1] Elle génère une instabilité des coefficients estimés, ou l'estimation de coefficients de mauvais signe ou de grandeur inexacte.

[2] Les valeurs des facteurs d'inflation de la variance sont inférieures à 2.

théorique (F(3,1237)=2,61) au seuil de 5%. Ces variables peuvent être corrélées avec le terme d'erreur et donc conduire à la violation de la condition d'exogénéité.

3.3.2 Test d'endogénéité des variables explicatives

L'examen d'un éventuel problème d'endogénéité est particulièrement important dans la mise en œuvre de la méthode des prix hédonistes (Cavailhès, 2005). Il existe trois sources principales d'endogénéité des variables explicatives : la double causalité lorsqu'une variable explicative agit sur la variable expliquée et inversement ; l'existence d'une variable omise corrélée avec au moins une variable explicative et les erreurs de mesure des variables explicatives. Lors de la décision d'achat d'un appartement, il peut exister, en effet, une simultanéité de choix. Un ménage peut choisir simultanément le prix de l'appartement et le nombre de pièces par exemple. Cette endogénéité potentielle doit être examinée par la méthode des variables instrumentales. Il faut donc définir au préalable, des instruments corrélés avec les variables explicatives suspectées d'endogénéité (variables suspectées d'être corrélées au résidu de la fonction de prix hédonistes) et non corrélés avec le terme d'erreur de la fonction de prix hédonistes[1]. Nous avons choisi comme instruments des variables telles que les catégories socioprofessionnelles, l'origine géographique ainsi que leur statut matrimonial et leur âge[2]. Il est nécessaire d'estimer l'ensemble des équations auxiliaires[3] de toutes les variables explicatives. Dans un second temps, il faut retenir les résidus des variables dont les instruments sortent significatifs, puis vérifier par un test de Fisher si les variables sont endogènes. Le problème de l'endogénéité est que si une ou plusieurs variables explicatives ne sont pas exogènes et sont corrélées aux résidus, les coefficients obtenues par les MCO sont biaisés et non-convergents. Par conséquent, il faut utiliser une autre méthode d'estimation : la méthode des variables instrumentales.

[1] Cette étape suppose cependant que les instruments soient valides. Le test de Sargan permet de tester cette validité.

[2] La liste des variables instrumentales disponibles, leurs statistiques descriptives ainsi que l'étude de leur corrélation sont disponibles dans l'annexe 9.

[3] Dans une équation auxiliaire, on régresse la variable suspectée d'endogénéité sur les variables exogènes du modèle hédoniste et les instruments.

Le test de Sargan consiste à régresser les résidus de l'équation hédoniste estimée par la méthode des doubles moindres carrés sur l'ensemble des variables explicatives considérées comme exogènes et les variables instrumentales[1]. L'hypothèse nulle de bonne qualité des instruments étant rejetée (NR^2= 25,9 > $\chi^2_{\alpha=5\%}$ (10)=18,31), nos instruments sont donc corrélés avec le terme d'erreur de la fonction de prix hédonistes.

Afin de résoudre ce problème, nous choisissons donc de faire les estimations de la fonction de prix hédonistes sur un sous-échantillon pour lequel nous disposons de la période de construction des logements (cf. tableau 17). En effet, l'introduction de ces variables nous permet d'identifier des instruments de « bonne qualité »[2]. Nous disposons alors d'une base de 1 016 observations dont les nouvelles variables introduites ne sont pas corrélées avec les anciennes[3]. Il est à noter que les tests d'égalité des moyennes montrent que la structure du sous échantillon n'est pas significativement différente de l'échantillon initial[4].

Tableau 17. Variables sur la période de construction des appartements

Période de construction	Codage	Part dans l'échantillon (en %)
Avant 1850	Cod_c_A =1 si l'appartement est construit avant 1850, 0 sinon	2,5
1850 / 1913	Cod_c_B =1 si l'appartement est construit entre 1850 et 1913, 0 sinon	5,5
1914 / 1947	Cod_c_C =1 si l'appartement est construit entre 1914 et 1947, 0 sinon	7,9
1948 / 1969	Cod_c_D =1 si l'appartement est construit entre 1948 et 1969, 0 sinon	30,8
1970 / 1980	Cod_c_E =1 si l'appartement est construit entre 1970 et 1980, 0 sinon	22,0
1981 / 1991	Cod_c_F =1 si l'appartement est construit entre 1981 et 1991, 0 sinon	10,3
> à 1992	Cod_c_G =1 si l'appartement est construit après 1992, 0 sinon	20,97

Le test d'Hausman révélant l'absence d'endogénéité[5], nous ré-estimons le modèle sur ce nouvel échantillon par la méthode des moindres carrés. Les résultats sont présentés dans le

[1] Certains instruments étant corrélés entre eux (âge de l'acheteur et PCS7 (retraités), cf. annexe 9), nous avons réalisé le test de Sargan pour différents choix possibles d'instruments et présentés ci-après la valeur du test de Sargan correspondant aux « meilleurs » instruments.

[2] Test de SArgan NR^2=16,24 < $\chi^2_{\alpha=5\%}$ (10) =18,31

[3] A l'exception de la variable *Construction* qui est corrélée avec la nouvelle variable *Cod_c_G*. Nous l'avons éliminée de la liste des variables explicatives

[4] Nous ne trouvons pas de différences significatives au seuil de 5 % entre les variables explicatives du modèle entre les deux échantillons N = 1 260 et N = 1 016.

[5] F calculé : 1,54 < F(10,983)= 1,83

tableau 18[1]. Les coefficients ne changent que très peu par rapport à l'estimation sur l'échantillon initial. Néanmoins, les variables *industrie* et *surface en herbe* ne sont plus significatives. La variable *santé* sort significative, ainsi que les périodes de construction.

Ce test confirme que l'omission d'une variable corrélée avec les autres variables explicatives était la cause de la mauvaise qualité des instruments, puisque ceux-ci sont corrélés avec les variables relatives à l'époque de construction des appartements.

Tableau 18. Résultats des estimations (N = 1 016)

Variables explicatives	Coefficients	*t*-Student	Significativité
(constante)	-7,816	-1,795	0,073
Ln(Pièces)	0,750***	36,256	0,000
Salles de bain	0,268***	4,961	0,000
Densité patch 1000	0,080***	4,113	0,000
Shannon 100	0,153***	4,969	0,000
Ln(Santé)	-0,046***	-3,406	0,001
Ln(Industrie)	0,012	0,925	0,355
Ln(Routes)	-0,014	-0,505	0,614
Agrégation 500	0,077***	4,538	0,000
Ln(Cimetières)	-0,002	-0,102	0,919
Ln(Landes)	0,091**	1,991	0,047
Etage	-0,009**	-2,259	0,024
Ln(Espaces verts)	-0,048***	-3,707	0,000
Ln(Forêts)	-0,031	-1,124	0,261
Ln(Surface en herbe)	-0,028	-0,840	0,401
Ln(Vignes)	0,154**	2,134	0,033
Superficie	0,005	0,310	0,757
Forme	0,001	0,024	0,981
Division 1000	10,096***	2,804	0,005
Cod_c_A	-0,545***	-8,118	0,000
Cod_c_B	-0,505***	-10,600	0,000
Cod_c_C	-0,453***	-10,849	0,000
Cod_c_D	-0,473***	-15,417	0,000
Cod_c_E	-0,340***	-10,766	0,000
Cod_c_F	-0,373***	-10,067	0,000
R^2	0,70		
R^2 aj.	0,69		

Lecture : ***, **, * : significatif au seuil de 1, 5 et 10 %.

[1] La meilleure forme fonctionnelle est identique à la précédente ($1 < \chi^2_{\alpha=5\%}(2) = 5.99$).

3.4. Interprétation économique des résultats

Les caractéristiques intrinsèques des appartements ont logiquement le plus d'influence sur la formation des prix des appartements. La littérature converge sur ce point (cf. Cavailhès, 2005 ; Travers, 2007). Le prix marginal d'une pièce supplémentaire pour passer de 3 à 4 pièces est de 25 738 €, soit une augmentation de l'ordre de 24 % du prix calculé au niveau moyen de l'échantillon. De même, la possession d'un appartement équipé de plus d'une salle de bain conduit à une augmentation du prix de 32 961 €, soit une augmentation de l'ordre de 31 % du prix d'un appartement ne disposant pas de cette caractéristique.

Concernant l'effet de la proximité des appartements aux espaces verts, l'effet est positif et significatif. En effet, un rapprochement de 100 m (resp. 1 000 m) conduit à une augmentation de l'ordre de 1,3 % (resp. de 7%) du prix de vente moyen. De même, plus la densité d'espaces verts dans un rayon de 1 000 m autour de l'appartement est importante, plus ce dernier est valorisé (de l'ordre de 1,3 % pour une augmentation de 10 % de cette densité calculée au niveau moyen de l'échantillon). Il apparaît également que les ménages résidents préfèrent que ces espaces verts aient une superficie moins importante. Les ménages préfèrent donc résider dans des zones plus denses en espaces verts de plus petite superficie que dans des zones dont le nombre d'espaces verts est plus faible mais dont la superficie est plus importante. La forme de l'espace vert le plus proche n'est pas un critère significatif dans les choix résidentiels des ménages.

Nos résultats indiquent également que lorsque le paysage est composé de types d'occupation du sol (routes, surface en herbe, espaces verts, zones commerciales, etc.) diversifiés et répartis de manière homogène dans un rayon respectif de 100 et 500 mètres autour de l'appartement, le prix de vente de ce dernier augmente.

Même si d'un point de vue théorique, on pourrait s'attendre à un effet de la distance au centre-ville, elle n'apparaît pas dans le modèle estimé. Cette variable agrège de nombreux services[1]. Ceci explique que nos résultats indiquent qu'un rapprochement des appartements par rapport à la lande et à la vigne conduit à une baisse du prix de vente moyen.

[1] La distance au centre-ville d'Angers est corrélée avec de nombreuses autres distances. Par exemple le coefficient de corrélation entre la distance au centre-ville et la distance aux établissements de santé est de 0,53 ;

Enfin, d'autres variables ne sont pas incluses dans notre modèle. Elles ont été éliminées par la méthode de la régression pas à pas.

3.5 Limites et perspectives

Ce travail comporte plusieurs limites inhérentes à la disponibilité des données. Les données disponibles ne permettent pas d'effectuer un inventaire exhaustif des aménités ou des caractéristiques de voisinage des logements. A partir du plan d'occupation du sol obtenu auprès de l'AURA, il n'est pas possible de distinguer les zones commerciales et les zones industrielles. Pourtant, nous pressentons que les deux ne sont pas perçues de la même manière par les ménages : les premières peuvent être valorisées alors que les secondes peuvent être associées à des externalités négatives liées au bruit, à la vue ou à la pollution. Ensuite, nous ne disposons pas de la correspondance entre les quartiers et les sections cadastrales. Le recensement de la population effectué par l'INSEE permet d'obtenir des informations détaillées sur les quartiers des communes. Ces données infra-communales auraient permis d'affiner notre analyse. En effet, d'après les études existantes (par exemple Bono et *al.*, 2007), il existerait des effets de voisinage selon lesquels s'effectuerait un « tri spatial » entre les quartiers de bonne réputation et les ghettos (Cavailhès, 2009).

Par ailleurs, d'autres facteurs sont susceptibles d'influencer les choix de localisation résidentielle des ménages. Ce sont par exemple la criminalité, la qualité des écoles, la qualité de l'air, le bruit, l'accès aux transports, l'accès au lieu de travail… (cf. Cavailhès, 2005). Ces facteurs peuvent aussi influer sur la valeur que les ménages accordent aux espaces. Par exemple, dans une application de la méthode des prix hédonistes dans la ville de Baltimore (Maryland, Etats-Unis), Troy et *al.* (2009) montrent que le prix implicite des espaces verts est inférieur dans les quartiers au sein desquels le taux de criminalité est élevé.

0,29 avec les espaces verts ; - 0,45 avec les installations sportives et équipements de loisirs ; 0,61 avec les cours et voies d'eau ; -0,44 avec les zones d'activité économique et commerciale. Par conséquent, lorsque l'on introduit la distance au centre-ville dans le modèle hédoniste, on ne peut pas introduire les autres variables du fait de la multicolinéarité entre ces variables explicatives, qui peut rendre instable le modèle. L'effet mesuré par la distance au centre-ville est un agrégat de multiples services qui peuvent avoir des effets contraires. Pour cette raison, nous avons choisi des variables alternatives.

En ce qui concerne les espaces verts, même si nous employons des critères autres que la distance à l'espace vert le plus proche, notre travail ne rend pas compte de tous les services valorisés par les ménages. Ce problème de mesure n'est pas spécifique aux espaces verts. Par exemple, Brasington et Haurin (2006) s'attachent à déterminer l'influence des écoles sur les choix de localisation résidentielle. Ils conduisent une vaste discussion sur la variable pertinente pour inclure les écoles dans le modèle hédoniste. Notamment, ils suggèrent que l'indicateur des dépenses n'est pas pertinent et que d'autres indicateurs comme le taux de réussite aux examens ou le ratio enseignants/élèves sont plus appropriés. La question de mesure de la variable d'intérêt est tout aussi complexe pour les espaces verts : ils recouvrent divers objets (parcs, aires de jeux, jardins botaniques, etc.) et ils offrent différents services (récréatifs, économiques, sociaux, etc.). La façon dont les individus s'approprient ces espaces peut difficilement être appréhendée dans un modèle économique puisqu'elle fait référence à la perception de tout un chacun. Malgré cela, il serait possible d'enrichir notre analyse en effectuant un travail de terrain consistant à recenser les caractéristiques des différentes espaces verts (présence d'une aire de jeux, horaires d'ouverture, fleurissement, etc.).

D'un point de vue méthodologique, plusieurs prolongations de ce travail sont envisageables. Il faudrait tester l'hétérogénéité spatiale et l'autocorrélation spatiale (cf. Le Gallo, 2002, 2004). L'hétérogénéité spatiale renvoie au fait qu'il existe une différenciation des biens immobiliers selon leur localisation géographique comme les quartiers. L'autocorrélation spatiale implique, soit que les prix des appartements sont influencés par les prix du voisinage, soit l'existence d'une variable omise spatialisée qui influencerait les prix immobiliers[1].

[1] Cet aspect fera l'objet de travaux ultérieurs.

Conclusion du chapitre

Les résultats proposés dans ce chapitre permettent de valider l'hypothèse selon laquelle les ménages résidents accordent de la valeur aux espaces verts. En employant la méthode des prix hédonistes nous montrons, d'une part, que les espaces verts influencent les choix de localisation résidentielle et, d'autre part, que les ménages valorisent différentes caractéristiques. En effet, ils ne recherchent pas uniquement la proximité d'un espace vert, mais attachent aussi de l'importance à leur répartition autour de leur logement.

Ces résultats sont importants car ils nous permettent dans la suite de cette thèse d'envisager l'aspect offre. Même s'ils sont spécifiques à la ville d'Angers, ils convergent vers ceux de la littérature existante, comme ceux présentés par Ahamada et *al.* (2008) dans la ville de Brest. En montrant qu'il existe une demande effective des résidents pour les espaces verts, nous mettons en exergue la nécessité d'appréhender les choix publics locaux.

Nos résultats permettent également d'éclairer la décision publique. Même si nous ne mesurons qu'une valeur d'usage résidentiel, nous pressentons au regard de la littérature existante que la valeur des espaces verts est plus importante que celle que nous avons calculée. Les ménages sont susceptibles d'accorder d'autres valeurs d'usage et de non-usage à ces aménités, qu'il faudrait mesurer à l'aide de la méthode d'évaluation contingente ou de la méthode de choix multi-attributs. Toujours dans la perspective d'aide à la décision, nous montrons que l'accessibilité à un espace vert n'est pas l'unique élément valorisé par les ménages. Leur répartition spatiale est tout aussi importante. La méthode d'évaluation contingente et la méthode de choix multi-attributs permettraient d'enrichir notre analyse, notamment pour déterminer les attributs valorisés par les ménages comme la présence d'aires de jeux, le type d'aménagement paysager, etc.

Conclusion de la partie

L'évaluation économique sert deux intérêts. Elle permet d'estimer la contribution des espaces verts au bien-être des individus et de fournir des outils d'aide à la décision facilitant l'allocation des ressources.

La méthode des prix hédonistes mobilisée dans cette partie révèle que les espaces verts ont une valeur économique pour les ménages résidents. Notre analyse fournit une preuve empirique selon laquelle les espaces verts influencent les choix de localisation résidentielle des ménages. La première conclusion qui se dégage est que les ménages résidents de la ville d'Angers valorisent non seulement la proximité des espaces verts, mais aussi une certaine homogénéité de leur répartition.

Cependant, notre analyse ne permet d'identifier que la seule valeur d'usage résidentiel que les ménages accordent aux espaces verts. Ces ménages peuvent donner une valeur à des espaces verts situés loin de leur habitation en raison de leur attributs (possibilités récréatives, aires de jeux, etc.). De plus, la littérature suggère que des non-résidents peuvent retirer de l'utilité des espaces verts fournis par une commune donnée. La mise en œuvre des autres méthodes d'évaluation apparaît donc nécessaire pour recomposer la valeur économique totale des espaces verts et pour saisir l'étendue des externalités de débordement.

Ainsi, dans cette partie, nous avons vérifié l'hypothèse selon laquelle les individus ont un consentement à payer pour les espaces verts, consentement qui se manifeste en partie dans leur choix de localisation résidentielle. Puisque nous avons établi qu'il existe une demande pour les espaces verts, l'étape suivante consiste alors à comprendre le processus de décision publique.

PARTIE III

LES DETERMINANTS DES CHOIX PUBLICS LOCAUX

Introduction

Dans cette partie, nous proposons une analyse empirique des choix publics locaux. La littérature existante fournit une grande quantité d'analyses normatives, mais la réalité demeure sous-étudiée. Pourtant, la question générale de la fourniture des biens publics locaux se pose sous un jour particulier lorsqu'on l'aborde sous un angle positif. Dès lors, nous ne traitons plus la question du point de vue du régulateur garant de l'intérêt général, mais de celui des élus dont émane la décision. De ce fait, les politiques publiques apparaissent fortement liées à un choix politique et il convient de s'interroger sur les motivations des élus locaux. Une telle approche invite à ne plus aborder la question de la fourniture des espaces verts sous le seul angle normatif mais à compléter l'analyse par une réflexion positive et empirique permettant de comprendre les politiques effectivement mises en œuvre, et de mettre en évidence certains risques de défaillances politiques.

Le chapitre 7 revient sur la littérature empirique existante afin de mettre en lumière les résultats des travaux testant les différentes hypothèses proposées par l'école du choix public et de l'économie publique locale, présentées dans le chapitre 4. Cette revue de la littérature sert de base à nos tests empiriques développés dans le chapitre 8. Etant donné que nous avons vérifié que les espaces verts participent aux choix de localisation résidentielle, nous testons l'hypothèse de l'électeur médian puis l'hypothèse d'interactions horizontales afin d'apprécier si les municipalités adoptent des comportements stratégiques.

Chapitre 7

Revue de la littérature empirique sur les choix publics locaux

Introduction

Le but de la présente revue de littérature est de mettre en évidence la pertinence des différentes théories du choix public ainsi que des modèles d'interactions stratégiques. Le modèle de l'électeur médian (Bergstrom et Goodman, 1973 ; Borcherding et Deacon, 1972) se retrouve au premier plan des travaux empiriques. Parmi ceux-ci, plusieurs travaux montrent qu'il peut être considéré comme modèle de référence dans l'explication des choix publics locaux en régime de démocratie directe représentative (cf. Derycke et Gilbert, 1998 ; Mueller, 2003). Ils suggèrent que les élus aspirent à être réélus en offrant un niveau de bien public local correspondant à la demande de l'électeur médian, ou encore qu'ils cherchent à minimiser le nombre d'individus insatisfaits. Cette littérature considère les municipalités comme des entités indépendantes. Depuis quelques années, la recherche empirique s'interroge également sur l'existence d'externalités horizontales et verticales (cf. Madiès et *al.*, 2004, 2005). Elles apparaissent lorsque la décision des élus locaux est influencée par les choix des élus des collectivités voisines (externalités horizontales) ou par ceux des collectivités de niveaux supérieurs (externalités verticales). En revanche, peu d'études se penchent sur les modèles alternatifs d'explication des choix publics tels que l'offre bureaucratique ou l'existence de cycles politico-économiques pour l'offre des biens publics locaux.

Ce chapitre montre l'étendue des champs investis par la théorie des choix publics et comment ils peuvent servir de base à l'analyse des choix publics en matière d'espaces verts. D'une part, ils expliquent le comportement des municipalités dans le contexte de la fourniture des biens publics locaux et, d'autre part, ils révèlent la diversité des éléments pouvant intervenir dans la décision publique.

Dans la section 1, nous passons en revue la littérature empirique sur les tests du modèle de l'électeur médian pour des biens publics locaux offrant des services similaires à ceux fournis par les espaces verts. Du fait de l'absence de travaux appliqués au cas français, nous présentons les résultats de la littérature française sur les dépenses publiques locales. Dans la section 2, nous présentons les principaux résultats de la littérature portant sur les externalités horizontales et verticales.

Section 1. Validité empirique du modèle de l'électeur médian

Le modèle de l'électeur médian est le modèle de base pour expliquer les dépenses publiques dans une multitude de domaines allant de l'environnement à la santé. Selon Downs (1957), Black (1958) et Borcherding et Deacon (1972), les décisions d'une municipalité reflètent les choix de l'électeur décisif. Les élus maximisent l'utilité de l'électeur médian. Celui-ci est considéré comme la personne ou le ménage avec le revenu médian (Bergstrom et Goodman, 1973). Son vote détermine la politique mise en œuvre.

Le modèle indique que, sous les hypothèses d'unimodalité des préférences et de vote à la majorité simple, la quantité de bien public local offerte est égale à la demande de l'électeur médian. Le modèle explique le niveau des dépenses publiques par le revenu médian et le prix fiscal médian. Ce dernier est le montant qu'un individu paie pour une unité supplémentaire du bien public local.

De nombreux travaux empiriques valident l'hypothèse de l'électeur médian, les articles fondateurs de Bergstrom et Goodman (1973) et de Borcherding et Deacon (1972) servant de références dans l'application du modèle.

1.1 Les tests sur les espaces verts

Plusieurs tests valident l'hypothèse de l'électeur médian pour les dépenses de parcs et loisirs (cf. tableau 19).

Dans la plupart des cas, le coefficient associé au revenu est positif et élastique, et le coefficient associé au prix fiscal est négatif et inélastique. Le coefficient associé à la population est généralement positif. Ces études tendent ainsi à valider l'hypothèse de l'électeur médian. Son pouvoir explicatif est élevé comme le révèlent les valeurs du coefficient de détermination.

Nous émettons néanmoins des réserves sur ces résultats. Reflètent-ils le pouvoir explicatif du modèle de l'électeur médian ? Ou bien, reflètent-ils une corrélation entre les dépenses pour les biens publics locaux étudiés et le nombre d'habitants ? Le pouvoir explicatif du modèle élevé

dans certains articles peut être imputable au choix de la variable dépendante. Entre autres choses, les auteurs expliquent le niveau de dépenses par le nombre d'habitants. Ils ne prennent pas en compte l'effet taille. Nous suspectons donc que ces résultats sont biaisés. Il est en effet peu surprenant que la population contribue fortement à expliquer le niveau de dépenses d'une collectivité locale. Si certains auteurs, comme Guengant et *al.* (1995) justifient le recours à des dépenses par habitant afin d'écarter les biais d'hétéroscédasticité, nous proposons une seconde justification : les municipalités sont des unités spatiales fortement hétérogènes de par leur taille et leur structure. L'hétérogénéité de taille implique que l'ordre de grandeur d'un agrégat de type dépenses locales sera d'autant plus élevé que la taille de l'unité spatiale est grande (Jayet, 2001). Dès lors, l'utilisation de ratios (comme les dépenses par habitant) est plus appropriée que l'utilisation d'agrégats.

A notre connaissance, il n'existe aucun test pour les espaces verts dans les communes françaises. Nous présentons malgré tout un aperçu de la littérature française, laquelle porte sur les dépenses totales des municipalités, afin de montrer que l'hypothèse de l'électeur médian tend à être vérifiée sur données françaises.

Tableau 19. Tests du modèle de l'électeur médian portant sur les dépenses pour les parcs et les loisirs

Article	Type de bien public local et échantillon	Variable revenu	Coefficient revenu	Coefficient population	Coefficient prix fiscal	Forme fonctionnelle	Coefficient de détermination
Bergstrom et Goodman (1973)	Dépenses pour les parcs et loisirs dans 826 villes de 10 000 à 150 000 habitants situées dans 10 Etats (Etats-Unis)	Médian	1,32**	1,17**	-0,19**	Log-log	non disponible
Edwards (1986)	Dépenses pour les parcs et loisirs dans 80 villes de plus de 10 000 habitants et dans 80 villes de moins de 10 000 habitants dans l'Etat New York (Etats-Unis)	Médian	1,70** (moins de 10 000 habitants) 1,25** (plus de 10 000 habitants)	1,51** 1,05**	-0,25 -0,23**	Log-log	0,71 0,75
Edwards (1990)	Dépenses pour les parcs et loisirs dans 78 municipalités de l'Etat de New York ayant entre 10 000 et 150 000 habitants (Etats-Unis)	Médian	1,25***	1,05***	-0,23***	Log-log	nd
Gonzalez et *al.* (1993)	Dépenses pour les parcs et loisirs dans les communes ayant entre 25 000 et 250 000 habitants dans 9 Etats (Etats-Unis)	Médian Moyen	-0,479[1] 1,685*	0,949***	-0,192*	Log-log	nd
McMillan et *al.* (1981)	Dépenses pour les loisirs et la culture dans 163 villes de l'Ontario en 1976 (Canada)	Moyen	1,227** (moins de 10 000 habitants) 1,074* (plus de 10 000 habitants)	0,170 -0,221***	-0,561** -1,329***	Log-log	0,568 0,977
Pack et Pack (1978)	Dépenses pour les parcs et loisirs dans 983 municipalités de Pennsylvanie (Etats-Unis)	Médian	1,0113**	1,0521*	-0,2137*	Log-log	0,4028
Pommerehne et Frey (1976)	Dépenses de santé, loisirs et sports dans 74 communes (Suisse)	Médian	1,459**	1,446**	0,354	Log-log	0,801
Santerre (1985)	Dépenses pour les parcs dans 102 municipalités du Connecticut en 1980 (Etats-Unis)	Médian	0,788***	0,819***	-0,392***	Log-log	0,92

Lecture : ***, **, * : significatif au seuil de 1, 5 et 10 %

[1] Dans cette étude, Gonzales et *al*. (1993) régresse les dépenses sur le revenu médian et le revenu moyen simultanément. Nous pressentons que ces deux variables sont fortement corrélées et que leurs résultats s'en trouvent biaisés.

1.2 Les tests sur données françaises

La pertinence de l'hypothèse de l'électeur médian dépend du fonctionnement politique de chaque pays. En France, il semble approprié en raison du contexte politique. En effet, depuis les lois de décentralisation de 1982, le processus politique a été principalement mené par les questions électorales plutôt que les aspects économiques des décisions essentielles (Mougeot, 1990).

Les travaux français portent essentiellement sur les dépenses de fonctionnement par habitant des communes (Baudry et *al.*, 2002 ; Breunig et Rocaboy, 2008 ; Guengant et Tavéra, 2000 ; Guengant et *al.*, 2002 ; Josselin et *al.*, 2005 ; Le Maux, 2006, 2007 ; Rocaboy et Tavéra, 2006).

Baudry et *al.* (2002) valident l'hypothèse de l'électeur médian pour les villes françaises de plus de 10 000 habitants en 1995 et 1997. Ils suggèrent que l'offre de biens publics locaux est déterminée par la demande de l'électeur médian. Leurs résultats convergent vers ceux de Guengant et *al.* (1995) qui estiment le modèle pour 799 communes françaises de plus de 10 000 habitants. Guengant et *al.* (2002) testent le modèle de l'électeur médian contre le modèle d'offre bureaucratique[1]. Ils concluent à la supériorité du premier pour les communes de taille importante.

Josselin et *al.* (2005) rejettent l'hypothèse de l'électeur médian pour les communes de grande taille. Selon les travaux de Rocaboy et Tavéra (2006), le modèle de l'électeur médian explique les dépenses des communes de moins de 5 000 habitants, mais pas ceux des communes de plus de 5 000 habitants (test sur 14 900 communes en 1998).

Le Maux (2007) propose un test du modèle de l'électeur médian contre le modèle d'offre bureaucratique. Il conclut à la supériorité de ce dernier à l'exception des communes de petite taille (test sur 14 906 communes de plus de 500 habitants en 1991). Il en déduit que le pouvoir de contrôle de l'électeur médian est relativement faible et que les élus locaux peuvent maximiser leur propre fonction d'utilité.

[1] Le modèle d'offre bureaucratique est présenté dans le chapitre 4.

Le Maux (2006) propose un test du modèle de l'électeur médian pour les dépenses de fonctionnement des départements français pour l'aide sociale, les services économiques, la voirie et les collèges. Il trouve que le modèle de l'électeur médian n'a pas un pouvoir explicatif suffisant. Les choix des départements sont en fait le résultat de mécanismes plus compliqués.

1.3 Les extensions du modèle de l'électeur médian

Au regard de la littérature, il est difficile de conclure sur la validité du modèle de l'électeur médian pour le cas français. Même si son usage est dominant dans la littérature sur les choix publics locaux, il suscite de nombreuses interrogations relatives à son pouvoir explicatif. L'utilisation de techniques économétriques alternatives, comme les modèles semi-paramétriques (Breunig et Rocaboy, 2008)[1], non-paramétriques (Baudry et *al.*, 2002) et les modèles à effet de seuil (Guengant et Tavéra, 2000)[2], permett d'approfondir la question du pouvoir explicatif du modèle de l'électeur médian. De plus, les tests pratiqués portent généralement sur des données de coupe. Cela ne permet pas de prendre en compte les ajustements entre l'offre et la demande, notamment à l'approche des élections.

Pour évaluer effectivement la pertinence du modèle de l'électeur médian, il faudrait comparer son pouvoir explicatif à celui des modèles alternatifs des choix publics locaux. Cette démarche, mise en œuvre par Le Maux (2006) au niveau des départements français, n'est que rarement entreprise. En France, cela est largement imputable au manque de données. Ce problème est soulevé par plusieurs auteurs (par exemple Baudry, 2005 et Le Maux, 2006). Pourtant, les théories alternatives proposées par l'école du choix public sont susceptibles de contribuer à la compréhension de l'action publique. A notre connaissance, les espaces verts n'ont fait l'objet d'aucun test du point de vue de ces théories. Au regard de la littérature existante, nous pouvons proposer quelques pistes de réflexion.

---

[1] Grâce à ces techniques, les auteurs montrent que la relation entre les dépenses locales par habitant et la population suit une forme en U dans un échantillon de villes françaises.

[2] Leur analyse permet d'abandonner l'hypothèse selon laquelle les élasticités prix et revenu sont uniformes dans toutes les collectivités et l'hypothèse d'ajustement permanent de l'offre à la demande de biens publics locaux. Leurs résultats montrent qu'il n'existe pas d'équilibre permanent entre l'offre et la demande et qu'à l'approche des élections, la réduction de ce différentiel s'effectue de façon graduelle.

L'idéologie est-elle susceptible d'expliquer les choix publics en matière d'espaces verts ? Autrement dit, la couleur politique d'un maire influence-t-elle sa politique d'aménagement des espaces verts ? Plusieurs travaux empiriques s'attachent à déterminer l'impact de l'idéologie sur les politiques macroéconomiques[1]. Des études américaines suggèrent que l'idéologie des élus influence leurs choix de politique macroéconomique (Bender et Lott, 1996 ; Jackson et Kingdon, 1992). La littérature sur les politiques locales est moins abondante. Nous pouvons toutefois entrevoir quelques résultats éclairants pour notre problématique. Dans les communes suisses, les préférences idéologiques ne semblent pas influencer les choix de dépenses publiques (Pommerehne, 1978). En Espagne, les gouvernements de gauche ont tendance à augmenter les taux d'imposition et l'ensemble des taxes appliquées aux entreprises (Solé-Ollé, 2003). En France, Foucault et François (2005) proposent une analyse empirique des budgets (dépenses totales et dépenses de fonctionnement) de 91 communes entre 1977 et 2001. Ils mettent en évidence l'absence d'un cycle partisan. La question du pouvoir explicatif de la théorie de la politique partisane pour comprendre les choix publics en matière d'espaces verts reste ouverte.

Les choix publics en matière d'espaces verts sont-ils soumis à des comportements bureaucratiques ? Plusieurs études indiquent que les élus adoptent un comportement bureaucratique (McGuire, 1999; Pommerehne, 1978; Solé-Ollé ; 2003 ; Wyckoff, 1988). En France, le modèle d'offre bureaucratique semble mieux expliquer les dépenses publiques locales que le modèle de l'électeur médian dans les communes de grande taille (Le Maux, 2007). Quel serait le pouvoir explicatif de la théorie de la bureaucratie pour les espaces verts ? La question est de savoir si les ressources allouées aux espaces verts sont supérieures aux coûts réels de production et d'entretien. Les agents municipaux ont accès à l'information et peuvent tirer avantage de cette information. Ils peuvent demander davantage de budgets, en suggérant que cela pourrait augmenter la qualité des espaces verts, mais en fait, utiliser le surplus pour des intérêts personnels. Dans ce cas, les politiques publiques ne parviendraient pas à atteindre l'optimum parce les impôts payés par les individus seraient supérieurs aux coûts réels. Les comportements bureaucratiques débouchent sur un manque d'efficacité car ils conduisent à un gaspillage de fonds publics. Pour tester cette hypothèse, il faudrait pouvoir évaluer le coût de production et d'entretien des espaces verts. Or ces coûts sont

[1] Cf. Le Maux (2006, p. 135) pour une revue succincte de la littérature.

susceptibles de varier d'une commune à l'autre en fonction de nombreux facteurs tels que le prix foncier, les sources d'approvisionnement, le choix des espèces végétales, etc. En outre, la spécificité des espaces verts est que leur qualité n'est pas toujours corrélée au budget alloué à leur entretien (CABE, 2006). En conséquence, il est difficile de tester le modèle bureaucratique pour les espaces verts. Le Maux (2006) propose une alternative pour tester le modèle de la bureaucratie en testant une équation dans laquelle le niveau de bien public local serait expliqué, entre autres choses, par une variable indiquant le temps restant avant les prochaines élections. Elle est utilisée pour déterminer l'ampleur des comportements bureaucratiques.

A notre connaissance, les autres approches de la théorie des choix publics n'ont pas fait l'objet de tests empiriques permettant d'éclairer notre problématique. En particulier, la littérature n'apporte pas d'indication sur l'influence des groupes d'intérêts sur les choix publics en matière d'espaces verts, ni sur la mise en œuvre de stratégies incrémentales ou encore sur l'existence de processus de négociation de la part des élus locaux[1].

Enfin, les politiques en matière d'espaces verts suivent-elles des cycles politico-économiques ? En France, Foucault et François (2005) mettent en évidence la présence d'un cycle opportuniste : l'approche des élections conduit l'équipe municipale en place à mobiliser le budget de la commune afin d'améliorer la situation économique avant les élections. Les dépenses des communes augmentent les années d'élections puis diminuent l'année suivante. Pour tester cette hypothèse dans le cas des espaces verts, il faudrait disposer de données temporelles sur les dépenses (investissement et fonctionnement) engagées par les communes.

[1] Compte tenu des sommes dépensées par les lobbies américains, la plupart des études portent sur les Etats-Unis. Elles illustrent l'influence des groupes de pression (cf. Le Maux, 2006).

Section 2. Validité empirique des modèles d'interactions horizontales et verticales

La littérature présentée précédemment considère les collectivités locales comme des entités indépendantes. Un autre champ de la littérature s'attache à incorporer les interdépendances spatiales entre les collectivités voisines. Même si aucune ne porte sur les espaces verts, cette littérature ouvre des pistes de réflexion intéressantes pour appréhender l'action publique pour ces espaces. Dans une premier temps, nous présentons la littérature sur les externalités horizontales puis celle sur les externalités verticales.

2.1 Tests empiriques sur l'existence d'externalités horizontales

Traditionnellement, les modèles d'explication des dépenses locales étaient axés sur les caractéristiques des collectivités comme ceux proposés par le modèle de l'électeur médian et les modèles alternatifs exposés précédemment. Pourtant, ces approches ne permettent pas de rendre compte de toutes les caractéristiques de l'offre des biens publics locaux, d'où la nécessité de considérer les externalités générées par ces biens.

Les externalités horizontales et leurs implications ont occupé une place non négligeable dans l'analyse économique. Ces recherches démontrent la sous-optimalité des décisions en termes de dépenses publiques. Néanmoins, jusqu'aux travaux récents, il demeurait une incertitude sur l'importance empirique de ces externalités. La littérature empirique sur les interactions stratégiques utilise l'économétrie spatiale afin d'estimer le coefficient de la fonction de réaction qui relie les choix publics d'une municipalité aux décisions des municipalités voisines et de ses propres caractéristiques socio-économiques. Une pente de la fonction de réaction non nulle suggère l'existence d'interactions stratégiques.

Ce vide a été comblé par les travaux effectués par Case et *al.* (1993) puis Baicker (2005). Ces auteurs analysent les dépenses des Etats américains. Case et *al.* (1993) se penchent sur les dépenses totales, les dépenses administratives, de services de santé, d'autoroutes et d'éducation, des différents Etats sur une période de 15 ans. Les auteurs montrent qu'une augmentation d'un dollar

des dépenses des Etats voisins génère une augmentation de 70 cents de dépenses d'un Etat. Baicker (2005) cherche à comprendre dans quelle mesure les dépenses de santé d'un Etat sont influencées par les dépenses des Etats voisins. L'originalité de son travail repose sur l'utilisation de différentes mesures de voisinage pour déterminer les canaux par lesquels sont véhiculées les externalités. L'auteur trouve que chaque dollar dépensé par l'Etat concerné entraîne une augmentation de 90 cents des dépenses des Etats voisins. La mesure la plus pertinente de voisinage est le degré de mobilité de la population, soit les migrations entre les Etats.

Pour une analyse des dépenses publiques locales, il faut attendre les travaux de Murdoch et *al.* (1993), Hanes (2002) et Lundberg (2006) et Solé-Ollé (2006).

Murdoch et *al.* (1993) se penchent sur les dépenses par acre pour les loisirs en 1987 dans 85 municipalités de l'aire métropolitaine de Los Angeles (Etats-Unis). Le niveau de loisirs dont dispose l'électeur médian est déterminé par l'offre de sa propre municipalité à laquelle s'ajoute une fraction de l'offre de loisirs des municipalités voisines. Ils intègrent également à leur analyse des données sur la pollution de l'air pour en vérifier l'incidence sur la demande de loisirs. Les auteurs ne décèlent pas de résultat confirmant l'existence de comportements de passager clandestin. La pente de la fonction de réaction a un coefficient compris entre 0,012 et 0,056 selon la matrice de poids utilisée. Ils en concluent que les dépenses publiques pour les loisirs dans les villes voisines sont des biens complémentaires puisqu'il existe une relation positive entre les dépenses des collectivités voisines.

Hanes (2002) s'interroge sur les facteurs déterminant les dépenses des services de secours par habitant dans 284 villes suédoises pour l'année 1996. Il suggère qu'on ne peut pas rejeter l'hypothèse de l'existence de comportements de passager clandestin en raison de la forme des fonctions de réaction (coefficients compris entre - 7,48 et - 0,32). En conséquence, la quantité de bien public offerte est sous-optimale. Lundberg (2006) effectue un travail similaire dans 276 villes suédoises pour les dépenses de loisirs et culture[1] par habitant entre 1981 et 1990. Il conclut que les loisirs et la culture sont des substituts stratégiques entre les villes voisines (coefficients compris entre - 0,595 et - 0,315).

[1] Parcs, marinas, centres de loisirs, librairies et culture

Enfin, Solé-Ollé (2006) s'attache à mesurer les externalités générées par les choix de dépenses locales en Espagne. Il traite les dépenses de fonctionnement par habitant pour 2 610 communes pour l'année 1999. Il examine deux types d'externalités. Les premières sont des externalités positives de production (« *benefit spillovers* ») : le résident représentatif bénéficie de sa consommation de bien public local fourni dans sa commune et de ceux fournis par les communes voisines. Les secondes sont des externalités négatives (« *crowding spillovers* ») : le niveau de consommation locale de bien public est influencé par les résidents des autres communes. Partant de ce cadre théorique, son objectif est de fournir une preuve empirique de l'existence d'externalités de dépenses entre les gouvernements locaux. Dans la littérature existante, l'utilité de l'agent représentatif dépend de la dépense en bien public de la ville de l'agent représentatif et de celle des villes voisines. Solé-Ollé (2006) montre que cela vaut pour un bien public pur, c'est-à-dire non-rival. Cela ne fonctionne plus en présence d'effets de congestion. Cet effet n'a pas été pris en compte par les études antérieures. Il confirme ainsi l'existence d'externalités relativement importantes, particulièrement dans les zones urbaines.

En France, la littérature se concentre principalement sur la fiscalité. Nous notons deux exceptions. Foucault et *al.* (2008) étudient le comportement de 90 communes de plus de 50 000 habitants. Ils confirment l'existence d'interactions horizontales pour les dépenses d'investissement et les dépenses primaires (coefficients compris entre 0,287 et 0,772). Fréret (2007, 2008) analyse les dépenses publiques d'aide sociale au niveau des départements français. L'auteur suggère également l'existence de comportements mimétiques : un département augmente en moyenne ses dépenses d'action sociale de 0,36 % en réponse à une hausse moyenne des dépenses de ses voisins de 1 %.

Un autre champ de la littérature économique sur les comportements stratégiques entre collectivités se concentre sur la fiscalité comme variable stratégique (Brueckner, 2003). Les modèles d'interactions horizontales ont fait l'objet de nombreux tests empiriques. Ceux-ci ne permettent cependant pas de déterminer l'origine des interactions. Malgré cela, les travaux tendent à confirmer l'existence d'interactions horizontales entre les collectivités locales. Les résultats diffèrent selon les pays (cf. Madiès et *al.*, 2004 et Madiès et *al.*, 2005 pour une revue de littérature sur les cas américain, européen et français).

Jayet et *al.* (2002) confirment l'existence d'un mimétisme fiscal entre les communes du Nord-Pas-de-Calais avec pour variable stratégique le taux de taxe professionnelle. Ils trouvent des coefficients variant de 0,58 à 0,76 selon la zone. Feld et *al.* (2002) vérifient l'hypothèse du mimétisme fiscal pour 22 régions françaises, notamment pour la taxe professionnelle avec des coefficients variant de 0,2 à 0,6. Cassette et Paty (2006) enrichissent l'analyse en distinguant milieu rural et milieu urbain. Elles testent l'existence d'externalités horizontales pour la taxe professionnelle dans 914 communes pour l'année 2002 et estiment un coefficient d'interactions variant entre 0,167 et 0,565. Les auteurs trouvent que les interactions fiscales sont spécifiques aux zones urbaines et ne sont pas vérifiées en milieu rural. Elles suggèrent de vérifier cet effet pour les autres impôts directs locaux (taxe d'habitation, taxe sur le foncier bâti et taxe sur le foncier non-bâti) afin de pouvoir expliquer ces résultats. Charlot et Paty (2009) trouvent des résultats similaires pour la taxe professionnelle. Leprince et *al.* (2003) trouvent un coefficient de 0,42 pour la taxe professionnelle entre les départements entre 1995 et 1999. Leprince et *al.* (2005) détectent également des comportements mimétiques entre les départements français pour l'année 1999 pour la taxe professionnelle (0,418), la taxe sur le foncier bâti (0,249) et la taxe sur le foncier non bâti (0,523). Au niveau communal, Paty et *al.* (2002) estiment un coefficient variant de 0,58 à 0,76 pour la taxe professionnelle des communes du Nord-Pas-de-Calais en 1995.

Certains travaux proposent une analyse des comportements stratégiques dans le cadre des politiques environnementales. Murdoch et *al.* (1997) suggèrent l'existence de comportement de passager clandestin entre 25 pays européens, pour les réductions volontaires des émissions de soufre et d'oxyde d'azote. Fredriksson et Millimet (2002) tentent de déterminer si les Etats américains sont engagés dans des comportements stratégiques relatifs à la fixation de leur politique environnementale et trouvent l'existence d'interactions.

Les travaux exposés convergent vers l'existence d'externalités horizontales. Ils valident l'hypothèse d'interdépendances spatiales entre les collectivités locales. La plupart des travaux empiriques ont été effectués sur le cas américain. Les tests sur l'existence d'interactions horizontales restent limités en Europe et surtout en France. La littérature française sur la fiscalité converge vers l'existence de comportements mimétiques. Cette revue de littérature nous offre tout de même plusieurs pistes de réflexion pour notre analyse des choix publics en matière d'espaces verts. Les travaux existants sur

les choix publics locaux suggèrent l'existence de comportements stratégiques dans le cadre des politiques publiques locales.

Néanmoins, de nombreuses questions restent en suspens. La difficulté porte sur la traduction économétrique des raisonnements théoriques. Comment identifier l'origine des interactions horizontales ? Il existe une difficulté pour effectuer le passage du modèle théorique à la modélisation empirique. Il est difficile de déterminer si les résultats sont liés à des effets de débordement ou au fait que les collectivités locales prennent en compte l'offre de biens publics locaux des collectivités voisines pour effectuer leur décision. Les spécifications économétriques couramment utilisées dans la littérature ne permettent pas de détecter la source des interactions horizontales. Autrement dit, les travaux présentés ne permettent pas de distinguer entre la concurrence fiscale et la concurrence politique par comparaison. Le mimétisme fiscal peut être le fait d'une ressource mobile située dans une collectivité locale et influencée par la fiscalité de cette dernière mais aussi par celle des collectivités voisines. Ou encore, les électeurs peuvent utiliser la performance des élus des collectivités voisines afin de juger leurs propres élus. Ces derniers prennent donc en compte leur performance relative afin de ne pas mettre en œuvre une politique trop éloignée de celle des voisins. La difficulté de trancher entre les deux explications théoriques est liée au fait que l'équation estimée est la même (cf. section 3 du chapitre 4). Certains auteurs proposent des moyens de pallier cette difficulté. Brett et Pinkse (2000) et Buettner (2003) proposent un test de la théorie de la mobilité des bases fiscales. Allers et Elhorst (2005), Bordignon et *al.* (2003), Revelli (2001) et Solé-Ollé (2003) testent si les interactions sont issues de considérations électorales. Revelli (2001) estime une équation de popularité propre à chaque collectivité locale, la popularité étant une fonction du taux de taxe local choisi par les collectivités voisines. Allers et Elhorst (2005), Bordignon et *al.* (2003) et Solé-Ollé (2003) introduisent le contexte politique (année d'élection, parti politique du décideur local, etc.). Finalement, l'hypothèse de concurrence politique par comparaison implique que les résultats électoraux dans une collectivité dépendent de la fiscalité de la collectivité et de celle des collectivités voisines (Besley et Case, 1995 ; Revelli, 2001).

Une autre question qui se pose est celle de la variable stratégique. Alors que la plupart des travaux empiriques en France et à l'étranger se concentrent sur la fiscalité comme instrument de comportements stratégiques, il est légitime de se demander si la stratégie des collectivités locales ne

repose pas tout autant sur l'offre de biens publics (Fréret, 2008). Certains auteurs avancent même que la stratégie des collectivités n'est pas la fiscalité et que les travaux portant sur les taux de taxe adoptent une vision réductrice (Favardin, 1996 ; Fréret, 2008 ; Wildasin et Wilson, 1991).

2.2 Tests empiriques sur l'existence d'externalités verticales

En France, la fiscalité a fait l'objet de plusieurs tests sur l'existence d'externalités verticales[1]. Leprince et *al.* (2003) montrent qu'il existe des interactions verticales entres les départements et les communes en 1995 et 1999 pour la taxe professionnelle mais pas entre les départements et les régions. Leprince et Guengant (2002) montrent qu'une augmentation de 10 % du taux d'impôt intercommunal réduit de 1 % les taux d'impôt communaux, et les augmentent dans les petites communes (étude portant sur un échantillon de 3 581 communes pour l'année 1997, dont 2 317 ne coopérant pas dans le cadre d'un groupement à fiscalité propre et 1 264 communes appartenant à un groupement financé par la fiscalité additionnelle).

Turnbull et Djoundourian (1993) testent l'existence d'interactions verticales pour les dépenses totales, les dépenses de police et les dépenses pour les autoroutes dans 139 municipalités américaines. Leurs résultats révèlent une complémentarité entre les dépenses totales des municipalités et celles des comtés. Leurs auteurs concluent que la superposition des niveaux de décision conduit à une inefficacité car la complémentarité étend la taille du secteur public. Aronsson et *al.* (2000) trouvent également un lien de complémentarité entre les dépenses des municipalités et celles des régions.

[1] Cf. Madiès et *al*. (2004) et Madiès et *al.* (2005) pour une revue de la littérature américaine, européenne et française.

Conclusion du chapitre

Peu d'études empiriques traitent des espaces verts. Les travaux existants suggèrent que l'hypothèse de l'électeur médian reflète la réalité. Ces études empiriques ne sont pas suffisantes. D'une part, le choix de la spécification économétrique retenue peut être discuté. D'autre part, il n'existe aucun test en France. Par conséquent, le débat concernant le pouvoir explicatif des différentes approches théoriques concernant les choix publics en matière d'espaces verts reste ouvert.

L'introduction des interactions spatiales dans la littérature suggère que les municipalités adoptent des comportements stratégiques pour la fourniture des biens publics locaux. Selon le cas, les municipalités agissent en passager clandestin, ou bien encore, les biens publics locaux de municipalités voisines sont considérés comme des biens complémentaires. La littérature sur le fédéralisme fiscal est plus abondante. La plupart des travaux convergent vers l'hypothèse d'un mimétisme fiscal entre les collectivités locales françaises. En revanche, ces tests empiriques ne permettent pas de déterminer de façon précise l'explication théorique de ces comportements stratégiques. Comme le soulignent Madiès et *al.* (2004), cette littérature a pour conclusion principale que les élus agissent de façon stratégique lorsqu'ils mettent en œuvre leur politique fiscale. En ce qui concerne les externalités verticales, le peu de travaux réalisés en France ne permet pas de trancher. Par ailleurs, la littérature internationale fournit des réponses contrastées à ce sujet. Certains travaux mettent en lumière l'existence d'interactions stratégiques, alors que d'autres n'en décèlent aucune (cf. Madiès et *al.*, 2005).

Alors que la recherche est de plus en plus importante pour la fiscalité, elle est encore balbutiante pour les biens publics locaux. C'est pourquoi il s'avère nécessaire d'effectuer des tests empiriques afin d'appréhender les décisions publiques en matière d'espaces verts. Les externalités horizontales peuvent générer des comportements stratégiques de la part des élus locaux en raison de la mobilité des individus et de la pression électorale. Comme le soulignent Madiès et *al.* (2005), la difficulté d'accès à l'information limite le champ des applications en France.

Chapitre 8

Analyse empirique de l’offre publique des espaces verts

Introduction

En France, les communes engagent 95 % des dépenses pour les espaces verts publics (DGCP-Ifen, 2004)[1]. Ces derniers sont principalement fréquentés par les habitants de la commune productrice mais leur fourniture peut générer des externalités de débordement. Partant de ce constat, notre hypothèse est que les élus locaux ne maximisent pas nécessairement le bien-être collectif. Ils sont susceptibles d'offrir le niveau d'espaces verts qui leur permettra d'être réélus. De plus, comme les individus sont mobiles (mobilité résidentielle et mobilité quotidienne), nous émettons l'hypothèse que les élus prennent en compte l'offre des communes voisines, soit pour attirer des habitants, soit pour ne pas être sanctionnés par le vote.

Afin de vérifier ces hypothèses, nous testons l'hypothèse de l'électeur médian (Bergstrom et Goodman, 1973 ; Borcherding et Deacon, 1972) et l'hypothèse d'externalités horizontales (Wildasin, 1988 ; Wilson, 1986). Les applications que nous proposons sont les premières en France. L'hypothèse de l'électeur médian pour les espaces verts a fait l'objet de travaux empiriques (au Canada, aux Etats-Unis et en Suisse), mais ceux-ci ne prennent pas en compte l'hétérogénéité de taille des municipalités. En France, la littérature portant sur les externalités horizontales est abondante. Cependant, la plupart des auteurs ne considèrent que la fiscalité comme variable stratégique (cf. Madiès et *al.*, 2005). Pourtant, d'autres comme Favardin (1996), Fréret (2008) et Wildasin (1991) suggèrent que la stratégie des collectivités locales repose tout autant sur l'offre de biens publics, argument confirmé par plusieurs travaux portant sur des biens publics locaux comme ceux de Hanes (2002), Lundberg (2006) et Murdoch et *al.* (1993).

Dans la section 1, nous nous interrogeons sur le choix de la variable stratégique. Si la plupart des travaux se focalisent sur les dépenses, nous ne nous limitons pas à cette variable et discutons d'autres possibilités. A l'issue de cette discussion, nous soulevons le manque de données centralisées en France, ce qui nous conduit à construire intégralement deux bases de données. Dans la section 2, nous testons l'hypothèse de l'électeur médian. Enfin, dans la section 3 nous testons l'existence d'interactions horizontales et l'influence de la proximité d'autres aménités récréatives et paysagères sur l'offre locale des espaces verts.

[1] Le reste est financé par les intercommunalités et les départements.

Section 1. Comment mesurer la fourniture publique des espaces verts ?

En vue de tester les hypothèses de l'électeur médian et des externalités horizontales, nous devons en premier lieu appréhender ce qui est offert par les collectivités locales à la population par le biais des espaces verts. Les élus locaux n'offrent pas un bien ou un service unique mais un ensemble de services directs (usages récréatifs, aménités paysagères, etc.) et indirects (services écologiques, bénéfices pour la santé, etc.). D'emblée se posent deux questions : quelle est la définition pertinente du niveau d'espaces verts ? Comment mesurer ce dernier ?

1.1 La difficulté de mesurer le niveau d'un bien public local

Il existe plusieurs méthodes pour mesurer l'offre d'un bien public. Baudry (2005), Beckerich (2000), Hayes (1989) ou encore Le Maux (2006) relèvent que très souvent une telle mesure n'est pas observable. Certains indicateurs peuvent en donner une approximation. La plupart des travaux empiriques sur les biens publics locaux utilisent les dépenses par habitant comme indicateur : par exemple, Baudry et *al.* (2002) l'emploient pour les dépenses publiques communales en France, Hanes (2002) pour les services de secours en Suède, Lundberg (2006) pour les services de loisirs et culturels locaux en Suède et Solé-Ollé (2006) pour les dépenses locales en Espagne. Quelques auteurs choisissent d'autres indicateurs : Murdoch et *al.* (1993) utilisent les dépenses par acre pour les activités de loisirs aux Etats-Unis ou encore Lundberg (2006) teste les dépenses par km² pour les services de loisirs et culturels locaux en Suède. Ces travaux ne mesurent pas la demande pour les biens publics mais seulement pour les dépenses publiques (Reiter et Weichenrieder, 2003). Lorsque l'on emploie les dépenses publiques comme indicateur de l'offre de biens publics, on fait l'hypothèse que les fonctions de coût sont identiques d'une commune à l'autre. Cette hypothèse est forte et peu défendable (Rosen et Fullerton, 1977). En effet, les prix des facteurs de production sont susceptibles de varier entre les collectivités locales. Pour les espaces verts, le prix foncier, l'accessibilité à un bassin de production horticole…, sont autant de facteurs susceptibles de faire varier les coûts de production. De surcroît, les coûts d'entretien diffèrent selon le type d'espaces verts et les aménagements proposés. En outre, les ménages ne sont pas en mesure de savoir ce qui

est dépensé par les communes. Ils sont davantage sensibles aux externalités et services rendus par les biens publics locaux. Ce sont eux qui contribuent à leur bien-être.

Cependant, comme le soulève Baudry (2005), il est complexe mesurer le niveau de bien public réellement fourni. Cette question est d'autant plus fondamentale que le choix et la qualité des données influencent les résultats issus des traitements économétriques. Il souligne également le caractère critiquable et arbitraire de certaines variables utilisées dans la littérature comme le taux de crimes par habitant pour refléter le niveau de service fourni par la police dans les municipalités américaines.

Dans notre cas, comment mesurer la fourniture d'espaces verts ? Les individus ne s'attendent pas nécessairement à un niveau précis de dépenses, mais plutôt à une certaine quantité, accessibilité et qualité de ces espaces. Par conséquent, l'offre peut être mesurée par de nombreux indicateurs. Dans le cadre de nos travaux, ceux-ci doivent permettre l'inférence statistique. Les plus facilement identifiables sont les dépenses totales, les dépenses d'investissement et de fonctionnement et les superficies allouées aux espaces verts. A partir de ces données, il est possible de construire plusieurs ratios : les dépenses par habitant, les dépenses par mètre carré d'espaces verts, la superficie par habitant et la superficie d'espaces verts exprimée en pourcentage de la superficie communale (nous l'appelons « taux d'espaces verts »).

Ces indicateurs sont relatifs aux ressources employées (budgets et superficies mobilisés). Ils renseignent sur les ressources disponibles pour produire les espaces verts, mais pas sur la production finale de cadre de vie. Supposer que les ressources employées sont linéairement corrélées avec la production d'aménités serait abusif. Cette difficulté est présente pour d'autres biens publics : les dépenses de santé par habitant reflètent-elles le produit final, c'est-à-dire la santé de la population ? Ou encore, les dépenses par écolier reflètent-elles leur niveau d'éducation ? De toute évidence, l'indicateur des dépenses comporte ses limites. L'utiliser comme indicateur du niveau d'espaces verts ne permet pas de saisir toute l'ampleur du bien public offert. Si certains auteurs, comme Murdoch et *al.* (1993), arguent que les dépenses par m² reflètent la qualité des biens publics locaux[1], certains travaux infirment cette hypothèse pour les espaces verts : selon les

[1] L'idée sous-jacente est que si les dépenses sont concentrées en un lieu précis, cela jouera positivement sur la qualité.

résultats d'une étude menée au Royaume-Uni, il n'y aurait pas de lien direct entre les dépenses pour les espaces verts et leur qualité (CABE, 2006)[1]. Les dépenses ne reflètent donc pas nécessairement la qualité des espaces verts. Pour les usagers, celle-ci peut est être liée à l'accessibilité, à l'esthétique, aux aménagements paysagers, aux possibilités récréatives, à la sécurité, etc. (UNEP-IPSOS, 2008). La qualité étant subjective, elle est difficilement mesurable. Par ailleurs, si l'on considère les dépenses pour les espaces verts comme un indicateur de l'offre, cela implique de façon tacite que les budgets sont dépensés de façon efficace ou au moins de façon identique selon les villes. Pourtant, nous ne savons pas ce qui est effectivement dépensé pour les espaces verts, une partie des dépenses pouvant être gaspillée ou liée à des comportements bureaucratiques.

De même, ces indicateurs ne rendent pas compte de l'hétérogénéité de la fourniture des espaces verts au sein d'une ville. Nous pouvons illustrer ceci par l'exemple de deux communes A et B. La première dispose d'un petit jardin botanique et d'une aire de jeux pour enfants. La seconde dispose de deux grands parcs. La commune A a des dépenses supérieures à la commune B pour une superficie d'espaces verts inférieure. Dans ce cas, l'augmentation des dépenses ne reflète pas nécessairement la qualité des services offerts par les espaces verts car ceux de la commune A demandent davantage d'entretien (par mètre carré). Le problème est similaire si l'on considère les superficies mobilisées pour les espaces verts ou le nombre d'employés rattachés au service espaces verts. Ces indicateurs ne reflètent pas non plus la répartition des espaces verts au sein des communes, tout comme ils ne renseignent pas sur le niveau d'activité observé au sein de ces espaces (comme le nombre d'évènements organisés ou la fréquentation) ni sur la satisfaction des usagers. Ils ne rendent donc pas compte de l'ensemble des services offerts, lesquels sont difficilement quantifiables. Notons aussi que ces indicateurs ne permettent pas de discuter de l'efficience (relation entre les ressources utilisées et la production) ni de l'efficacité (relation entre l'état initial et le résultat) de l'offre en espaces verts. Des informations sur la main d'œuvre employée, sur les intrants et sur la satisfaction des usagers seraient alors nécessaires.

[1] Selon cette étude, la qualité des espaces verts serait davantage liée à une utilisation efficace des ressources. Néanmoins, la conclusion mise en avant doit être considérée avec précaution. Il n'existe pas de définition rigoureuse de la qualité d'un espace vert. De plus, cette étude porte sur huit communes. Par conséquent, sa conclusion ne peut pas être généralisée.

Nous aurions également pu proposer les dépenses ou superficies totales plutôt que des ratios. Cependant, les communes sont des unités spatiales fortement hétérogènes de par leur taille et leur structure. Pouvons-nous comparer la superficie totale d'espaces verts (ou les dépenses totales) de la ville de Paris à celle de la ville de Saumur ? L'hétérogénéité de taille implique que l'ordre de grandeur de ce type d'agrégats sera d'autant plus élevé que la taille de l'unité spatiale est grande (Jayet, 2001). De fait, l'utilisation de taux est plus appropriée que l'utilisation d'agrégats. Par les mesures que nous proposons, nous corrigeons l'effet taille, souvent ignoré dans la littérature.

Au terme de cette discussion, il apparaît difficile d'identifier un unique indicateur précis de l'offre publique des espaces verts. De façon générale, la production finale des espaces verts procure un cadre de vie plus agréable. Mais nous ne pouvons pas mesurer directement celui-ci puisqu'il fait référence à des situations très diverses. Plutôt que de nous concentrer sur l'indicateur usuel des dépenses par habitant, souvent adopté par défaut dans la littérature sur les biens publics locaux, nous cherchons à tester différentes mesures de l'offre en espaces verts. Nos possibilités dépendent malgré tout de la disponibilité des données.

1.2 Les données existantes sur les espaces verts en France

Alors que les enquêtes d'opinion sont récurrentes, peu d'informations sur l'offre en espaces verts sont disponibles en France[1]. Plusieurs enquêtes ont été réalisées par différents organismes. Celles-ci ne sont pas ponctuelles. Nous présentons succinctement les quelques sources d'informations que nous avons identifiées.

L'INSEE a réalisé en 1994 l'enquête *Equipements Urbains* auprès des communes urbaines (au recensement 1990), appartenant à des unités urbaines de plus de 3 000 habitants (INSEE, 1995). L'enquête consiste à interroger les municipalités à travers une ou plusieurs visites d'un enquêteur. Pour ce qui est des espaces verts, les communes sont interrogées sur leur superficie en hectares au 1er janvier 1994. La typologie adoptée est la suivante : « espace ouvert à tout public : parc, jardin,

[1] Ce problème est également rencontré dans d'autres pays. Par exemple, une étude sur plusieurs collectivités locales au Royaume-Uni révèle que celles-ci ne sont souvent pas en mesure de fournir des informations sur les dépenses engagées pour les espaces verts ou les superficies entretenues (CABE, 2006).

promenade, esplanade aménagée (y compris partie boisée), terrain de plein air lié à des équipements sportifs, terrain de plein air lié à un espace de foire-exposition, autre terrain de plein air, bois et forêt ». Parmi les 62 communes enquêtées dans la région des Pays de la Loire[1], 59 ont répondu à la question portant sur les espaces verts (soit un taux de réponse de 95,1 %). A partir des données diffusées par l'INSEE, nous avons calculé la superficie d'espaces verts par habitant. Nous trouvons une moyenne de 165 m²/habitant (minimum : 7 m²/habitant ; maximum : 3 522 m²/habitant ; écart-type : 499). Les résultats de cette enquête révèlent une forte hétérogénéité entre les communes.

L'Agence Régionale Pour l'Environnement Midi-Pyrénées (2004) a interrogé 67 communes de plus de 5 000 habitants sur leur offre en espaces verts entretenus. Seules 30 communes ont répondu. Elles fournissent en moyenne 38 m² d'espaces verts par habitant[2].

La base de données CORINE Land Cover proposée par l'Institut français de l'environnement (Ifen)[3] fournit un inventaire des types d'occupation du sol pour 38 pays. Mais les unités dont la surface est inférieure à 25 hectares ne sont pas cartographiées. Même s'il existe dans la nomenclature une classe « espaces verts urbains », la superficie est nulle pour la plupart des communes. Pour cette raison, nous avons jugé qu'il n'était pas pertinent de se servir de cette source d'information.

Alors que des informations quantitatives sont indispensables pour la recherche et pour les acteurs de la politique de gestion des espaces verts, le droit français ne prévoit pas d'obligations déclaratives pour les communes. Baudry (2005) soulève également qu'il n'existe pas de comptabilité fonctionnelle permettant de connaître la part des dépenses correspondant aux différents biens publics locaux, ce qui contraint les chercheurs à travailler sur des niveaux de dépenses agrégées.

---

[1] Nous présentons les chiffres pour la région des Pays de la Loire car les tests empiriques effectués dans cette thèse portent sur celle-ci. Cependant, les résultats de l'enquête *Equipements Urbains* sont disponibles pour les autres régions françaises.

[2] Nous ne pouvons pas calculer l'écart-type, les données étant présentées sous forme d'un histogramme. On note toutefois une grande dispersion autour de la moyenne. L'offre en espaces verts entretenus est inférieure à 5 m² par habitant dans certaines communes. Elle excède les 100 m² par habitant dans d'autres. Parmi les 30 villes, 12 ont une superficie d'espaces verts supérieure à la moyenne.

[3] Site : http://www.ifen.fr/bases-de-donnees/occupation-des-sols.html (consulté le 11 juillet 2009).

Il faudrait que les communes transmettent systématiquement les informations sur la gestion et le fonctionnement des biens publics locaux à un organisme ou à un service de l'Etat. Cela suppose la standardisation d'une typologie des espaces verts afin de pouvoir comparer les communes entre elles et d'analyser leur évolution dans le temps. En raison de l'absence de données centralisées, nous avons procédé à la construction de nos propres bases de données, au moyen d'une enquête auprès d'un échantillon de communes de la région des Pays de la Loire et au moyen des systèmes d'information géographique pour les communes de l'aire urbaine d'Angers dans le département du Maine-et-Loire.

1.3 Présentation des données obtenues par enquête

1.3.1 Présentation de l'enquête

Nous avons intégralement construit une base de données par le biais d'une enquête. Celle-ci porte sur les communes de plus de 3 000 habitants de la région des Pays de la Loire. Ses conditions sont présentées en détail dans l'annexe 10. Nous y présentons la thématique de l'enquête, la population de référence et le choix du mode de collecte des données. Le tableau 20 en fournit une présentation synthétique.

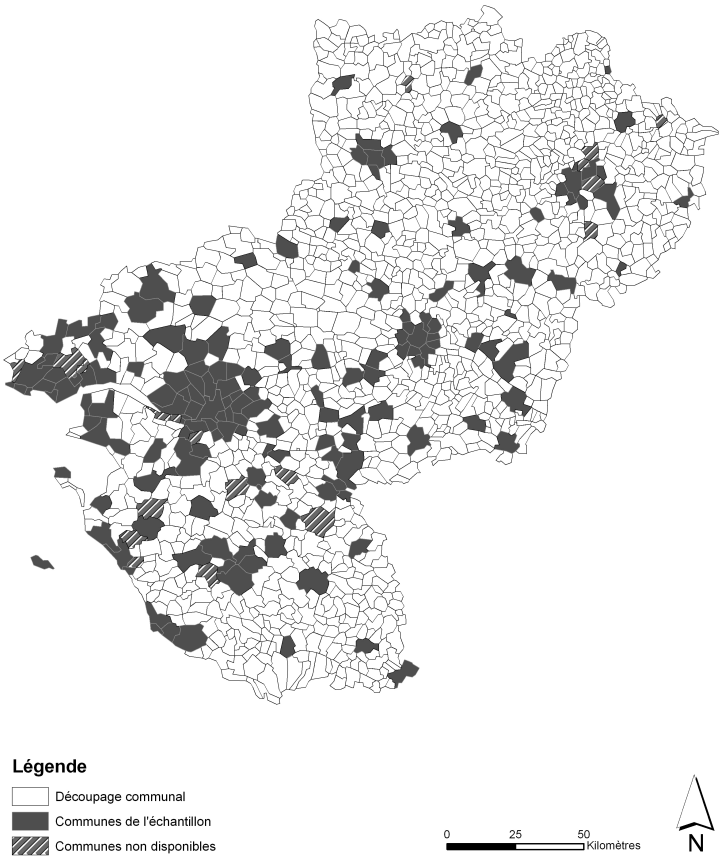
Tableau 20. Présentation synthétique de l'enquête

Enquêteur	Johanna Choumert
Objectifs	Obtenir des indicateurs sur l'offre d'espaces verts des communes
Thèmes abordés	Fonctionnement du service espaces verts, superficies, dépenses
Période de l'enquête	Avril 2006 - Juin 2007
Année de référence des données	2005 – 2006
Champ géographique	Région des Pays de la Loire
Base de l'enquête	Les 181 communes de plus de 3 000 habitants au recensement 1999
Taille de l'échantillon	161 communes
Unité statistique enquêtée	Services espaces verts ou services techniques des communes
Mode de collecte	Envoi de questionnaires par courrier ; réponses par courrier, courriel ou télécopie
Autres spécifications	Relances par téléphone, courrier, télécopie et courriel auprès des non répondants
Taux de réponse	89 %
Traitement de la non-réponse	Pas de traitement particulier

1.3.2 Présentation de l'échantillon

La figure 23 présente les communes enquêtées et les communes de l'échantillon. Le taux de collecte, définissant le rapport entre le nombre de questionnaires reçus et le nombre de questionnaires envoyés, est d'environ 89 %. La répartition des communes ayant répondu est équilibrée entre les différents départements (cf. tableau 21). Le département du Maine-et-Loire est surreprésenté avec un taux de réponse de 100 %. La répartition spatiale des communes de l'échantillon sur le territoire est satisfaisante même si des communes majeures appartenant à d'importantes agglomérations n'ont pas répondu.

Figure 23. Zone d'étude, la région des Pays de la Loire



Auteur : Laure Cormier

Tableau 21. Répartition des résultats de l'enquête

Département	Nombre total de communes	Nombre de communes de plus de 3 000 habitants (communes enquêtées)	Nombre de réponses	Taux de collecte (%)
Loire-Atlantique	221	77	69	90
Maine-et-Loire	364	36	36	100
Mayenne	261	11	10	91
Sarthe	375	21	16	76
Vendée	283	36	30	83
Total	1 504	181	161	89

Source : conception de l'auteur à partir des données de l'INSEE et des résultats de l'enquête

1.3.3 Analyse de données

Les informations obtenues permettent de construire quatre indicateurs de l'offre en espaces verts. Ils sont présentés dans le tableau 22[1].

Tableau 22. Indicateurs de l'offre en espaces verts

Nom	Description	Moyenne	Minimum	Maximum	Ecart-type
Taux EV	Taux d'espaces verts (%)	2,46	0,06	23,01	3,55
Sup/hab	Superficie (m²/habitant)	58,23	8,65	236,30	35,89
Dep/hab	Dépenses de fonctionnement (€/habitant)	51,14	11,60	156,71	24,61
Dep/m²	Dépenses de fonctionnement (€/m²)	1,14	0,15	5,56	0,78

Note : les données sur la population sont issues du recensement INSEE 1999.

Les corrélations entre les différents indicateurs sont présentées dans le tableau 23. Les dépenses par m² sont négativement corrélées avec la superficie par habitant. Cela peut être le fait d'un arbitrage entre superficies et dépenses ou encore lié à l'existence d'économies d'échelle dans la production des espaces verts.

[1]Il n'est pas possible d'obtenir ces indicateurs par type d'espace vert. Environ 50 % des communes ont fourni des données détaillées par type d'espaces verts. Ces informations ne sont pas exploitables car la typologie n'est pas uniforme entre les municipalités. Les dépenses d'investissement n'ont pas pu être obtenues pour toutes les communes.

Tableau 23. Matrice des coefficients de corrélation entre les indicateurs de l'offre en espaces verts

	Dep/m²	Dep/hab	Sup/hab	Taux EV
Dep/m²	1			
Dep/hab	0,192** (0,014)	1		
Sup/hab	- 0,561*** (0,000)	0,419*** (0,000)	1	
Taux EV	- 0,165** (0,036)	0,336*** (0,000)	0,399*** (0,000)	1

Lecture : ***, **, * : significatif au seuil de 1, 5 et 10 %.

A partir des données de l'enquête, nous avons effectué une analyse factorielle multiple (AFM) afin d'appréhender les caractéristiques des villes. Nous étudions les différentes influences possibles : économiques, démographiques et paysagères. Nous effectuons une distinction entre les caractéristiques intrinsèques des communes, les aménités endogènes et les aménités exogènes[1]. Le détail de l'AFM est présenté dans l'annexe 11. Nous présentons ici les principaux résultats :

(i) *Variables économiques*. Plus le revenu médian est élevé, plus l'offre d'espaces verts est élevée (dépenses et superficies).

(ii) *Variables démographiques*. Nous trouvons une relation positive entre le degré d'urbanisation et la fourniture d'espaces verts. Les communes les plus denses sont celles qui offrent le plus d'espaces verts (dépenses et superficies). Les communes dont la population est jeune ont tendance à engager moins de dépenses pour les espaces verts.

[1] Wu (2006) distingue les aménités endogènes des aménités exogènes. Il définit ces dernières comme des caractéristiques géographiques majeures. Ce sont par exemple l'océan et les rivières. Les élus locaux n'ont pas d'influence sur elles. En revanche, elles peuvent influencer la décision des élus par des mécanismes de substitution ou de complémentarité avec par exemple l'offre publique d'espaces verts. Les aménités endogènes sont les services publics locaux, dont le niveau est déterminé par les élus locaux.

(iii) *Aménités endogènes*. Aucune relation entre le niveau d'équipements[1] d'une commune et la fourniture d'espaces verts ne peut être mise en évidence.

(iv) *Aménités exogènes*. Les communes littorales ont tendance à dépenser davantage pour les espaces verts, mais leur allouent moins de superficies. Les communes situées à proximité de la Loire ont un taux d'espaces verts supérieur à celui des autres communes. Les communes situées dans des cantons ayant des ratios élevés de surfaces destinées à l'agriculture offrent moins d'espaces verts. Il n'y a pas de lien entre la fourniture d'espaces verts et la proximité d'un parc naturel régional.

Il ressort de l'analyse de données que la densité de population et le revenu médian sont les caractéristiques qui ont les impacts les plus forts sur la fourniture d'espaces verts des communes. Par ailleurs, notre travail suggère que les aménités exogènes exercent également une influence qui peut souligner d'éventuels mécanismes de substitution ou de complémentarité. Certains de nos résultats concordent avec ceux présentés par l'Ifen (1995). Selon cette étude, aucun lien n'est observé entre la présence d'espaces verts et la présence de services ; les quartiers présentant une plus forte proportion d'enfants de moins de 14 ans sont dépourvus d'espaces verts. Néanmoins, l'enquête étant fondée sur l'auto-déclaration des communes, il peut exister un biais. Nous proposons donc la construction d'une seconde base de données.

1.4 Présentation des données obtenues par les systèmes d'information géographique

1.4.1 Présentation de la méthode d'extraction des données[2]

Bien que l'enquête nous fournisse un nombre relativement élevé d'observations, elle est incomplète car d'une part, elle comporte des observations manquantes et d'autre part, la définition des espaces verts n'est pas uniforme entre les différentes communes de l'échantillon. Par conséquent, nous

[1] Selon l'inventaire communal de l'INSEE, les villes se voit attribuer une note (A, B ou C) selon le niveau d'équipements (pompiers, salles de cinéma, établissements de santé, médecins généralistes, etc.)

[2] L'extraction des données a été effectuée par Laure Cormier, doctorante en géographie sociale au sein de l'Unité Propre Paysage à Agrocampus Ouest.

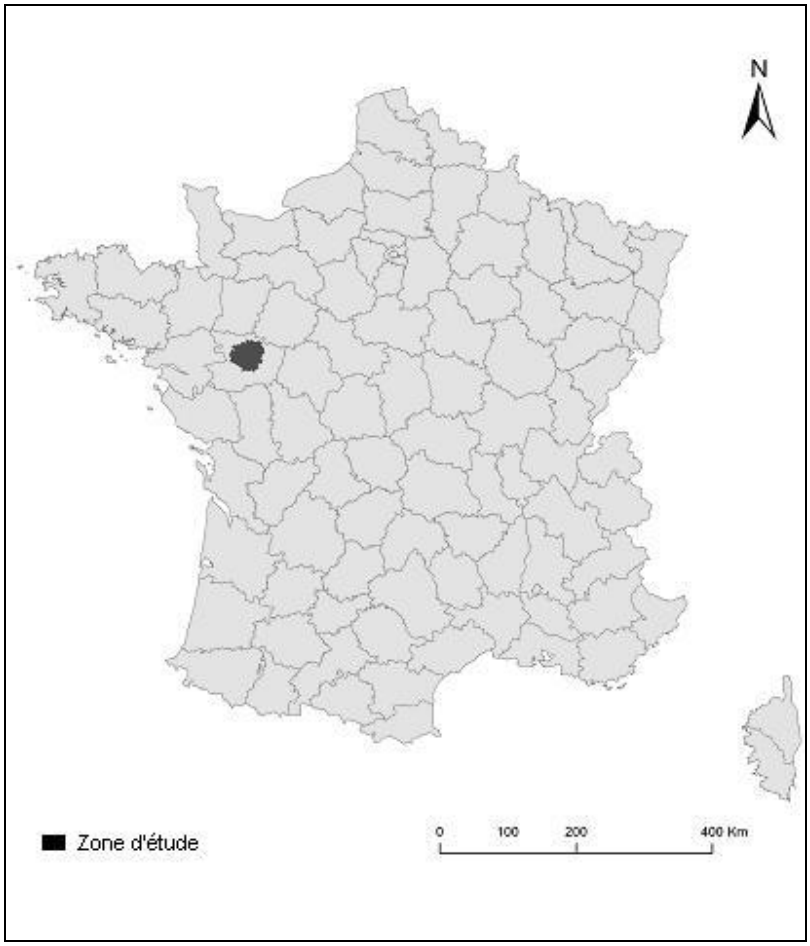
proposons une alternative en construisant une base de données à partir des Systèmes d'Information Géographique (SIG).

Nous utilisons la carte d'occupation du sol obtenue auprès de l'Agence d'Urbanisme d'Angers (AURA)[1]. La carte est le résultat de la photo-interprétation d'images satellites et d'orthophotos datant de l'année 2005. Elle comporte trois niveaux d'informations. Le niveau le plus détaillé contient 34 types d'occupation du sol dont le type « espaces verts » (parcs et jardins). La carte couvre 93 communes de l'aire urbaine d'Angers et du Schéma de Cohérence Territoriale du Pays Loire Angers (cf. figure 24). La liste des communes est présentée dans l'annexe 12. La localisation des espaces verts est présentée dans la figure 25. Leur superficie a été extraite de la carte à l'aide du logiciel ArcGis 9.2. La typologie des espaces verts adoptée par l'AURA comporte les parcs et jardins publics.

L'utilisation des SIG présente trois avantages par rapport à l'enquête : nous disposons des informations pour toutes les communes de la zone d'étude ; la typologie des espaces verts est uniforme ; les superficies sont observées, contrairement à l'enquête pour laquelle il peut exister un biais dans les réponses obtenues.

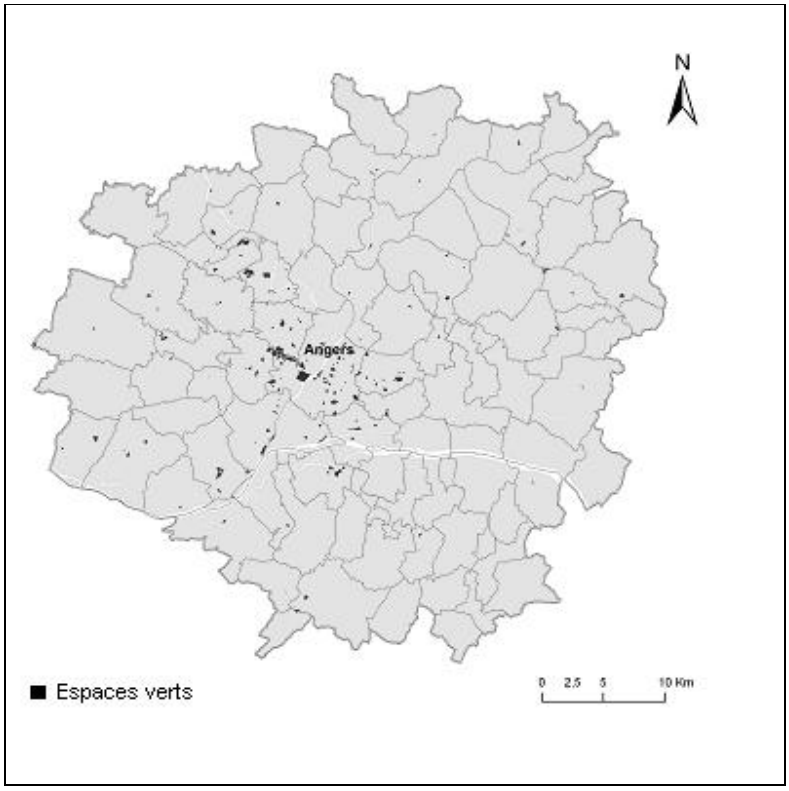
[1] La carte d'occupation du sol est la même que celle présentée dans le chapitre 5.

Figure 24. Zone d'étude



Auteur : Laure Cormier

Figure 25. Localisation des espaces verts dans la zone d'étude



Auteur : Laure Cormier

1.4.2 Présentation des indicateurs obtenus

Les indicateurs construits à partir des superficies extraites des SIG sont présentés dans le tableau 24. Ils révèlent une forte disparité entre les communes.

Tableau 24. Statistiques descriptives

Nom	Description	Moyenne	Minimum	Maximum	Ecart-type
Sup/hab	Superficie (m²/habitant)	31,67	0,00	383,32	65,24
Taux EV	Taux d'espaces verts (%)	0,42	0,00	5,03	0,89

Note : les données sur le nombre d'habitants sont issues du recensement INSEE 1999.

1.5 Comparaison des données obtenues

L'absence de données centralisées sur l'offre publique d'espaces verts en France constitue un problème pour la recherche empirique. En l'absence de données, il n'est pas possible de mener une analyse empirique des politiques en matière d'espaces verts. Les enquêtes d'opinion ne constituent pas une source d'informations suffisante. Nous tentons de combler ce vide en créant deux bases de données, une par le biais d'une enquête et une autre grâce aux systèmes d'information géographique. Ces données nous permettront de tester nos hypothèses. Leur analyse préliminaire révèle l'existence d'une forte hétérogénéité entre les communes, ce qui justifie que l'on s'interroge sur les sources de cette dernière.

Nous notons cependant que les moyennes obtenues pour les indicateurs de superficie sont inférieures pour les données obtenues par le biais des SIG à celles obtenues par le biais de l'enquête. Une raison serait que la typologie des espaces verts est plus large dans cette dernière. Pour les 15 villes, communes aux deux échantillons, les superficies obtenues par enquête sont en moyenne 3,5 fois plus élevées que celles obtenues par les SIG. Au regard de ces chiffres, il convient de rester critique envers les comparaisons entre villes. Comme nous l'avons expliqué, les indicateurs retenus pour les superficies d'espaces verts ne sont pas clairement définis. Les données obtenues par enquête posent notamment un problème. Selon le rapport de l'Inspection Générale de l'Environnement (2005, pp. 10) « les villes qui ont bien compris l'intérêt de tels classements pour

asseoir leur notoriété et mettre en valeur leur attractivité, ont tendance à sur-évaluer certaines données. L'exemple des espaces verts est à ce titre significatif : certaines villes n'hésitent pas à y inclure les hectares de cimetières, les 'surfaces' des arbres d'alignement… ».

Section 2. Analyse empirique du modèle de l'électeur médian : test sur les communes de la région des Pays de la Loire

Nous testons l'hypothèse de l'électeur médian avec un échantillon de 161 communes françaises appartenant à la région des Pays de la Loire. Les données utilisées sont celles obtenues grâce à l'enquête précédemment présentée, soit la première base de données. Différentes spécifications pour la fourniture d'espaces verts, en différenciant les dépenses de fonctionnement et les surfaces, sont testées. Enfin, afin de comparer les spécifications alternatives du revenu et du prix fiscal utilisées dans le modèle de l'électeur médian, nous mettons en œuvre des tests pour les modèles non emboîtés.

2.1 Rappel du modèle théorique

Le modèle de l'électeur médian indique que, sous les hypothèses de préférences unimodales et de vote à la majorité, la quantité de bien public local offerte est égale à la demande de l'électeur médian. Le modèle explique le niveau de bien public par le revenu médian et le prix fiscal médian. Les décideurs locaux maximisent l'utilité de l'électeur médian. La fonction d'utilité de ce dernier, dans la commune i, est continue, strictement croissante et strictement quasi-concave. Elle est donnée par :

$$U_i = U(x_i, z_i, v_i) \qquad (8.1)$$

avec x_i un bien privé composite (numéraire), z_i la fourniture d'espaces verts et v_i un vecteur de caractéristiques de la commune i. Le revenu peut être utilisé pour acquérir le bien privé ou une

unité additionnelle d'espaces verts. Nous faisons l'hypothèse que les espaces verts ne sont sujets ni à des externalités de congestion, ni à des externalités de débordement. La maximisation de la fonction d'utilité s'effectue sous la contrainte budgétaire suivante :

$$M_i = x_i + t_i z_i \qquad (8.2)$$

Avec M_i le revenu de l'électeur médian et t_i le taux de taxe nécessaire au financement du bien public local. Les conditions de premier ordre permettent d'identifier une fonction de demande exprimée selon les variables explicatives du modèle :

$$z_i^* = z(t_i, M_i, v_i) \qquad (8.3)$$

2.2 Variables du modèle

2.2.1 Variable dépendante

Comme le souligne Hayes (1989), la plupart des auteurs utilisent l'indicateur des dépenses par habitant faute d'avoir accès à d'autres informations, les autres mesures du niveau de bien public local n'étant souvent pas observables. Notre enquête nous permet de tester et de discuter divers indicateurs de la fourniture publique des espaces verts. Les différentes variables indiquant le niveau d'espaces verts et leurs statistiques descriptives sont celles du tableau 23 précédemment présenté.

2.2.2 Variables explicatives standards

La littérature sur le modèle de l'électeur médian retient quatre variables usuellement testées à partir des travaux fondateurs de Borcherding et Deacon (1972) et de Bergstrom et Goodman (1973). Elles sont présentées dans le tableau 25 et leurs statistiques descriptives dans le tableau 26. Les variables et leurs effets théoriques attendus sont les suivants :

(i) *La population locale*. Nous pouvons attendre deux effets théoriques inverses. Le premier est un effet négatif. Si la population s'accroît, alors les besoins en termes de logements, écoles, transports... augmentent. Ceci incite les élus à modifier l'allocation de l'espace et éventuellement réduire les superficies ou les dépenses pour les espaces verts. Le second est positif : soit l'augmentation de la population et par conséquent celle des recettes fiscales locales permettent aux communes d'accroître les dépenses publiques locales, soit les élus locaux décident de mener une politique d'accompagnent de l'urbanisation par la création d'espaces verts afin de compenser les nuisances urbaines.

(ii) *Le revenu de l'électeur médian.* Le choix de la variable soulève la question de l'identification de l'électeur médian. Bergstrom et Goodman (1973) montrent que l'électeur médian est l'électeur disposant du revenu médian[1]. D'autres estiment qu'il devrait être empiriquement démontré que le revenu médian est supérieur à d'autres mesures telles que le revenu moyen (Aronsson et Wikström, 1996 ; Mathis et Zech, 1986 ; Romer et Rosenthal, 1979). Par conséquent, nous testons le revenu médian et le revenu moyen par personne. Selon l'élasticité-revenu, le bien est normal, inférieur ou supérieur. Cette question n'a pas de réponse théorique. Suivant la courbe environnementale de Kuznets, concept développé par Grossman et Krueger (1993), nous pouvons nous attendre à un effet positif du revenu : les individus recherchent un meilleur cadre de vie une fois que leurs besoins primaires sont satisfaits. Cependant, les individus peuvent se détourner des espaces verts publics au profit de biens privés substituts. Aussi, l'action publique en faveur des catégories sociales moins favorisées (par exemple, une politique urbaine qui consisterait à créer des parcs dans les quartiers ayant une forte proportion de logements HLM) peut justifier l'obtention d'une élasticité-revenu négative.

(iii) *Le prix fiscal*. Il représente le prix payé par chaque individu pour les biens publics. En d'autres termes, il est le coût marginal d'une unité supplémentaire du bien. Sa

[1] « Si les communes analysées sont caractérisées par des distributions des revenus qui se déduisent les unes des autres par simple translation, et si les bases d'imposition des habitants sont une fonction de leur revenu garantissant la monotonicité de leur demande en bien public, alors l'électeur médian est l'électeur au revenu médian » (Baudry et *al.*, 2002).

spécification est une question empirique (Hayes, 1989) et son identification est certainement le problème le plus difficile dans le modèle. Ce problème n'a pas encore été complètement résolu dans la littérature (Reiter et Weichenrieder, 2003). Il existe plusieurs hypothèses sur sa spécification, hypothèses qui conduisent à des interprétations diverses. Certains auteurs soutiennent que le prix fiscal est la part fiscale de l'électeur médian (Bergstrom et Goodman, 1973; Edwards, 1986). Ils supposent que l'électeur médian n'a pas connaissance du coût marginal de production des biens publics locaux (Hayes, 1989). D'autres argumentent que le coût marginal d'un bien public local est également partagé entre les individus. Dans de tels cas, l'électeur médian est l'électeur moyen (Borcherding et Deacon, 1972). Pour d'autres, le prix fiscal est le produit de la part fiscale de l'électeur médian et du coût marginal de production du bien public local (Deacon, 1977; Inman, 1979). Par ailleurs, la spécification du prix fiscal devrait être différente en fonction de chaque système fiscal (Derycke et Gilbert, 1988). Nous testons deux spécifications. La première (*T1*) est l'inverse de la population. Chaque individu annonce son choix de bien public local, estime que cette annonce permettra de déterminer le niveau de bien public et que le coût sera réparti également entre les habitants (Bergstrom et Goodman, 1973; Dudley et Montmarquette, 1981; Murdoch et *al.*, 1993). La seconde (*T2*) est b_m / b, c'est-à-dire le ratio du potentiel fiscal de la taxe d'habitation de la commune et du potentiel fiscal total de la commune (Baudry et *al.*, 2002 ; Le Maux, 2006). Sur la base de la théorie économique, nous nous attendons à ce que le coefficient associé au prix fiscal soit négatif.

(iv) *Les dotations globales de fonctionnement.* Nous supposons que l'électeur médian a une perception de son revenu et du revenu supplémentaire perçu par sa commune de résidence au titre de la subvention. Nous nous attendons à un effet positif des subventions sur les dépenses publiques locales. La littérature consacrée aux subventions est abondante. Elles ont trois effets principaux. Le premier est qu'elles contribuent à la mise en œuvre de nouveaux projets. Le deuxième est qu'elles permettent le maintien de projets existants. Le troisième est un double effet de substitution entre les ressources définitives (les subventions) et les recettes temporaires (les emprunts) et entre les subventions et les impôts (Derycke et Gilbert, 1988).

Tableau 25. Présentation des variables explicatives[1]

Variable	Description	Source
Ymédian	Revenu médian par personne en € (2002)	INSEE
Ymoyen	Revenu moyen par personne en € (2002)	INSEE
T1	Inverse de la population	INSEE
T2	Base d'imposition liée à la taxe d'habitation/base totale d'imposition de la commune (2004)	MINEFE[a]
N	Population (1999)	INSEE
G	Dotations globales de fonctionnement en milliers d'€ (2004)	MINEFE

[a] Ministère de l'Économie, de l'Industrie et de l'Emploi

Tableau 26. Statistiques descriptives des variables explicatives

Variable	Signe attendu	Moyenne	Minimum	Maximum	Ecart-type
Ymédian	+	9 720,06	7 972	13 486	1 084,18
Ymoyen	+	11 280,04	9 081,81	16 445,61	1 435,27
T1	-	0,0001	0,000	0,0003	0,0000
T2	-	0,2344	0,027	1,534	0,154
N	+/-	11 697,30	3 011	270 251	27 459,44
G	+	3 044,33	179	82 153	8 312,44

2.3 Modèle économétrique

Dans le modèle économétrique, nous estimons la fonction (8.3) par la méthode des moindres carrés ordinaires (MCO)[2]. L'équation estimée est la suivante :

$$Y = X\beta + \varepsilon \quad (8.4)$$

où Y représente la variable à expliquer (le niveau d'espaces verts), X est un vecteur de variables explicatives, β est un vecteur de coefficients à estimer et ε est le terme d'erreur.

[1] Toutes les variables ne sont pas données pour la même année. Ce décalage est lié à la disponibilité des informations. Cela implique que nous faisons la supposition implicite de l'absence de changement structurel entre 1999 et 2006.

[2] La littérature existante tend à ne pas considérer la corrélation potentielle entre les variables explicatives et le terme d'erreur. Cela est essentiellement imputable à l'absence d'instruments, problème auquel nous sommes également confrontés.

Aussi, nous voulons tester différentes spécifications pour le modèle de l'électeur médian (cf. tableau 27). Il existe un débat dans la littérature sur la spécification du revenu médian et du prix fiscal. Etant donné le manque d'arguments théoriques en faveur d'une variable ou d'une autre, certains travaux proposent de tester empiriquement les modèles les uns contre les autres en utilisant un test *J* ou un test de *Cox* (Ahmed et Greene, 2000 ; Turnbull et Djoundourian,1994 ; Turnbull et Mitias, 1995). Ces travaux confrontent différentes spécifications de l'électeur décisif mais les résultats ne permettent pas de conclure de façon univoque. Etant donné que les modèles ne sont pas emboîtés[1], nous utilisons ces tests classiques permettant la comparaison de deux modèles linéaires[2].

Tableau 27. Modèles testés

Modèle	Variables explicatives	
Modèle A	Ymédian	T1
Modèle B	Ymédian	T2
Modèle C	Ymoyen	T1
Modèle D	Ymoyen	T2

2.4 Résultats

2.4.1 Performance du modèle selon la variable dépendante

Le modèle de l'électeur médian ne permet pas d'expliquer les niveaux de dépenses (*Dep/hab* et *Dep/m²*) et la superficie par habitant (*Sup/hab*), les coefficients de détermination ajustés étant très faibles (cf. annexe 13). La plupart des études utilisent les dépenses par habitant comme indicateur de la fourniture de biens publics locaux. L'utilisation de cette variable n'est pas remise en question ni discutée. Pourtant, lorsqu'une commune fournit un bien public local, nous pouvons suspecter que les usagers valorisent davantage l'accessibilité, la qualité, la diversité… plutôt qu'un niveau de dépenses. En conséquence, les mesures liées aux dépenses ne sont peut-être pas appropriées, ce qui

[1] Un modèle n'est pas un cas particulier d'un autre, c'est-à-dire qu'un modèle n'est pas inclus dans l'autre. Autrement, le choix aurait été effectué selon le test de Fisher, le coefficient de détermination ajusté, le critère de la vraisemblance, le critère d'Akaike ou le critère de Schwarz.

[2] Cf. Greene (2005) pour une présentation des tests de *J* et de *Cox*.

pourrait expliquer pourquoi le modèle est plus efficace pour le taux d'espaces verts (*Taux EV*). Ces résultats sont tout de même à considérer avec précaution. Ils peuvent être dus à la qualité de la base de données et/ou à la zone d'étude. Par ailleurs, la plupart des travaux testant l'hypothèse de l'électeur médain pour les parcs et loisirs ne prennent pas en compte l'effet taille et utilisent les dépenses comme variable dépendante ; ce qui pourrait expliquer que nos résultats pour les dépenses ne convergent pas avec ceux de la littérature existante présentés dans la section 1 du chapitre 7.

Pour la variable *Taux EV*, le modèle explique 23 à 34 % de la variance (cf. tableau 28)[1]. Comme le montre le tableau 29, la variable du revenu (moyen et médian) a un coefficient positif et significatif dans tous les modèles. Nous trouvons des coefficients négatifs et significatifs lorsque le prix fiscal est l'inverse de la population (*T1*) dans les modèles A et C. Dans les modèles B et D, le fait que le prix fiscal (*T2*) ne soit pas significatif peut être lié à un problème de mesure, cette variable étant souvent utilisée pour expliquer les dépenses locales agrégées. Le coefficient de la variable subvention (*G*) n'est significatif dans aucun modèle.

Afin de déterminer les mesures du revenu appropriées, nous réalisons le test *J* et le test de *Cox* pour comparer les modèles A, B, C et D pour la variable *Taux EV* (cf. annexe 15). Nous ne rejetons aucune mesure du revenu. Néanmoins, les modèles utilisant le revenu médian fournissent de meilleurs résultats que les modèles utilisant le revenu moyen.

[1] Les tests indiquent que l'on rejette l'hypothèse nulle d'homoscédasticité au seuil de 5 %. Les estimations robustes (correction de White) sont présentées dans l'annexe 14. De plus, nous ne detectons pas de multicollinéarité dans aucun modèle : les facteurs d'inflation de la variance sont inférieurs à 1,5 pour chacune des variables dans chaque modèle estimé.

Tableau 28. Résultats des estimations pour la variable *Taux EV*

Variable dépendante		Modèle A	Modèle B	Modèle C	Modèle D
Taux EV	Constante	-3,695 (0,153)	-9,374*** (0,000)	0,102 (0,964)	-5,392*** (0,007)
	Ymédian	0,008*** (0,001)	0,001*** (0,000)		
	Ymoyen			0,000** (0,026)	0,000*** (0,001)
	T1	-11544,32*** (0,000)		-13351,87*** (0,000)	
	T2		-0,635 (0,698)		0,332 (0,843)
	N	0,000*** (0,002)	0,000*** (0,000)	0,000*** (0,002)	0,000*** (0,000)
	G	0,000 (0,359)	0,000 (0,253)	0,000 (0,440)	0,000 (0,354)
	R^2	0,357	0,300	0,328	0,249
	R^2 aj.	0,340	0,282	0,311	0,230

Lecture : ***, **, * : significatif au seuil de 1, 5 et 10 %.

2.4.2 Discussion

Notre objectif est de vérifier la validité du modèle de l'électeur médian pour les espaces verts dans notre zone d'étude, étant donné qu'aucun test n'a été effectué en France pour ces aménités. Les travaux existants sur les dépenses pour les parcs et loisirs utilisent les dépenses totales comme variable dépendante. Ces travaux valident l'hypothèse de l'électeur médian avec des coefficients de détermination (R^2) élevés. Néanmoins, ils ne prennent pas en compte l'effet taille[1]. Schläpfer (2007) propose un test du modèle de l'électeur médian pour les dépenses par hectare de surface agricole dans le cadre des mesures agri-environnementales en Suisse. Ainsi, il contrôle l'effet taille. Il introduit les variables classiques du revenu médian/moyen, du prix fiscal et de population. Il estime

[1] Dans notre échantillon, le coefficient de corrélation entre les dépenses totales de fonctionnement et le nombre d'habitants atteint 0,97. Si nous cherchons à expliquer les dépenses totales par le nombre d'habitants, nous obtenons un R^2 égal à 0,95 (0,80 lorsque les deux variables sont passées en logarithme).

plusieurs modèles et trouvent des R^2 faibles (entre 0,017 et 0,389) comparés à la littérature existante sur l'électeur médian présentée dans la section 1 du chapitre 7.

Il faut également interpréter nos résultats avec précaution. Même si nous retenons la même spécification que d'autres travaux, la période considérée et les contextes institutionnels et politiques sont différents selon les études. Derycke et Gilbert (1988) évoque le « biais-pays » qui ne permet pas de comparer directement les résultats obtenus dans différents pays.

Pouvons-nous, au vu de ces tests, affirmer que les espaces verts sont ou non des biens supérieurs ? Les résultats obtenus ne sont pas assez convaincants pour trancher, notamment du fait que le modèle ne permet pas d'expliquer le niveau de dépenses.

Le modèle de l'électeur médian semble approprié pour expliquer le taux d'espaces verts. Quelle est la conséquence de notre résultat en termes d'optimalité ? Le choix de maximiser la demande de l'électeur médian ne correspond qu'à un optimum de second rang. Si tous les individus ont des préférences identiques, ils sont alors tous des électeurs médians et, par conséquent l'optimum de premier rang serait atteint. Mais ce cas semble peu réaliste. Ainsi, le niveau d'espaces verts dicté à la collectivité par l'électeur médian ne coïncide pas nécessairement avec l'allocation optimale. Cela dépend notamment de la répartition des revenus. Prenons le cas suivant : tous les électeurs reçoivent la même part d'espaces verts (1/N). La commune est caractérisée par une proportion élevée de résidents ayant un faible revenu et l'impôt y est proportionnel. Le revenu médian est donc inférieur au revenu moyen. Le prix fiscal médian est alors faible si l'on considère que le bénéfice retiré des espaces verts est 1/N. Dans une telle situation, l'électeur médian demande davantage d'espaces verts par rapport à la situation optimale (Derycke et Gilbert, 1988). Ceci est cohérent avec le fait que l'homme politique en maximisant l'utilité de l'électeur médian ne cherche pas la situation optimale mais sa réélection.

En conclusion, même si le modèle de l'électeur médian repose sur des hypothèses fortes[1], il en existe de nombreuses applications. Cela s'explique par la simplicité du caractère utilisable de ses prédictions et le nombre restreint de variables nécessaires. Notre test invalide l'hypothèse de l'électeur médian pour les dépenses de fonctionnement (par m² et par habitant). En revanche, les coefficients obtenus pour le taux d'espaces verts convergent avec ceux obtenus dans la littérature. Mais nos résultats ne sont pas directement comparables avec ceux-ci car ils portent sur les dépenses. De plus, nous ne pouvons pas comparer nos résultats à ceux de la littérature française étant donné que les tests existants portent sur les dépenses communales totales (par exemple Baudry et *al.*, 2002) ou les dépenses pour différents biens publics offerts par les départements (par exemple Le Maux, 2006). Afin de valider nos résultats, il faudrait pouvoir tester le modèle au sein d'autres zones d'étude. Par ailleurs, des données sur les dépenses d'investissement et sur l'évolution des dépenses et des superficies dans le temps permettraient d'enrichir notre analyse. Le modèle de l'électeur médian postule un objectif de réélection pour les élus et un rôle décisif de la pseudo-fonction de demande médiane. Comme le souligne Guengant (2001), aucun modèle existant ne permet d'analyser de façon satisfaisante et complète l'offre de biens publics locaux. De plus, le modèle de l'électeur médian repose sur l'hypothèse que les municipalités prennent leur décision de façon isolée sans tenir compte de l'environnement politique, économique et paysager. Dans la section suivante, nous intégrons ces aspects.

Section 3. Tests de l'hypothèse d'externalités horizontales

Nous avons vu dans le chapitre 4 que l'existence d'interactions horizontales entre les communes peut trouver sa source dans deux champs théoriques : la concurrence fiscale et la concurrence politique par comparaison. Comme nous l'avons souligné dans la section 2 du chapitre 7, l'analyse de ces phénomènes est de plus en plus répandue au travers de l'étude de la fiscalité. Les tests pour les biens publics locaux le sont encore peu, en particulier en France. Pourtant, nous pouvons

[1] Notamment il repose sur l'unimodalité des préférences et l'unidimensionnalité des choix (chaque commune n'est supposée offrir qu'un seul bien public local).

suspecter que ces biens publics locaux sont des variables stratégiques au même titre que la fiscalité, que ce soit pour les choix de localisation résidentielle ou le vote. Dans les chapitres 5 et 6, nous avons montré que les espaces verts sont pris en compte par les ménages dans leur choix de localisation résidentielle. Les ménages recherchent la proximité des espaces verts. Nous pouvons donc soupçonner que la politique de gestion de ces espaces influence aussi leur vote. Pour cette raison, nous estimons que l'espace stratégique des élus locaux ne peut pas être réduit à la fiscalité, comme le souligne également Fréret (2008).

Quelques travaux empiriques ont montré l'existence d'interactions horizontales pour l'offre de biens publics locaux (Murdoch et *al.*, 1993, pour les Etats-Unis ; Hanes, 2002, pour la Suède; Lundberg, 2006, pour la Suède; Sollé-Olé, 2006, pour l'Espagne). Dans cette section, nous proposons donc de tester l'hypothèse d'interactions horizontales pour l'offre d'espaces verts des communes.

Sur la base de deux échantillons (69 communes du département de la Loire-Atlantique et 93 communes du département du Maine-et-Loire), nous montrons à l'aide des techniques de régression spatiale qu'il existe une dépendance entre l'offre d'espaces verts d'une commune et les communes environnantes, tout en prenant en compte une série de facteurs exogènes permettant d'expliquer l'offre en espaces verts.

3.1 Rappel du modèle théorique et exposé du modèle économétrique

Nous exprimons la fourniture des espaces verts avec un modèle de bien public local. Nous supposons que élus locaux maximisent l'utilité U_i de l'électeur médian :

$$U_i = U(x_i, z_i, z_j, e_i, v_i) \qquad (8.5)$$

avec x_i un bien privé composite (numéraire), z_i la fourniture d'espaces verts dans la commune i, z_j la fourniture d'espaces verts dans les autres communes j, e_i un vecteur d'aménités et v un vecteur de caractéristiques de la commune i.

Le revenu M exogène peut être utilisé pour acheter le bien privé ou financer des espaces verts supplémentaires. La maximisation de l'utilité est soumise à la contrainte budgétaire linéaire suivante:

$$M_i = x_i + t_i z_i \qquad (8.6)$$

avec M_i le revenu de l'électeur médian et t_i le taux de taxe nécessaire au financement du bien public local.

Les conditions de premier ordre conduisent à exprimer l'offre d'espaces verts en fonction des variables explicatives suivantes :

$$z_i^* = z(t_i, M_i, z_j, e_i, v_i) \qquad (8.7)$$

Le signe de $\partial z_i^* / \partial z_j$ indique si les espaces verts sont des substituts entre les communes ou non. Si la dérivée est positive, les espaces verts sont des biens complémentaires entre les communes, sinon ce sont des substituts et les communes agissent alors en passager clandestin. Le modèle implique que la fourniture d'espaces verts d'une commune j affecte l'utilité de l'électeur médian de la commune i.

L'équation (8.7) représente une fonction de réaction du fait qu'elle relie les choix de la variable z de chaque commune à ses caractéristiques et aux choix des autres communes. La démarche empirique consiste à estimer cette fonction sous la forme matricielle suivante :

$$y = \rho Wy + X\beta + \varepsilon \qquad (8.8)$$

où y est le vecteur de dimension $N \times 1$ de la variable dépendante (la fourniture d'espaces verts), N est le nombre de communes, ρ est le paramètre à estimer indiquant l'intensité des interactions spatiales, W est la matrice de dimension $N \times N$ représentant les relations de distance entre les communes, Wy est le vecteur de dimension $N \times 1$ des variables spatialement décalées[1], X est la matrice de dimension $N \times k$ des variables explicatives décrivant les caractéristiques des villes, k est le nombre de variables explicatives, β est le vecteur de dimension $k \times 1$ des coefficients à estimer, et ε un vecteur de dimension $N \times 1$ des erreurs avec $E(\varepsilon) = 0$ et $E(\varepsilon\varepsilon') = \sigma^2 I$.

L'estimation de cette fonction soulève trois problèmes économétriques : l'endogénéité de la variable y , l'existence potentielle d'une erreur spatiale et une corrélation potentielle entre les variables explicatives X et le terme d'erreur.

(i) *L'endogénéité de* y . Du fait des interactions stratégiques, les choix des différentes communes sont effectués simultanément. La variable y , du côté droit de l'équation (8.8) n'est donc pas exogène. Par conséquent, l'estimation par les MCO fournit des coefficients biaisés, ce qui nécessite la mise en œuvre d'une méthode d'estimation alternative. La littérature propose deux méthodes : la première est l'estimation par le maximum de vraisemblance, utilisée par exemple par Case et *al.* (1993), Murdoch et *al.* (1993), Hanes (2002) ou Lundberg (2006). La seconde est la méthode des variables instrumentales, employée par exemple par Fredriksson et Millimet (2000) ou Revelli (2001).

(ii) *L'existence potentielle d'une erreur spatiale*. La présence d'une erreur spatiale implique que le terme d'erreur inclut des variables omises spatialement corrélées. Brueckner (2003) illustre ce problème ainsi : y représente la superficie de parcs dans une

[1] Ce terme s'interprète comme la moyenne des valeurs de y sur les observations voisines à la commune i si la matrice de poids est standardisée.

municipalité et l'on suppose que cette superficie est négativement corrélée avec la présence d'aménités telles que le littoral ou des montagnes. Ces aménités offrent des services récréatifs ; de fait une municipalité bénéficiant de ces aménités n'a pas besoin d'investir dans des parcs. Si ces aménités ne sont pas inclues dans le modèle, sont susceptibles de faire partie du terme d'erreur. Ces éléments géographiques majeurs sont spatialement corrélés, étant donné que leur présence (ou à l'inverse, leur absence) dans une municipalité implique leur présence (ou à l'inverse, leur absence) dans les municipalités voisines. Cette corrélation crée alors une dépendance spatiale dans le terme d'erreur. Lorsque l'autocorrélation spatiale des erreurs n'est pas prise en compte, les résultats des estimations peuvent s'en trouver biaisés : les estimations peuvent suggérer l'existence d'interactions stratégiques alors qu'en réalité, l'offre de parcs serait davantage le fait d'une dépendance spatiale des erreurs. Ce problème peut être traité par le biais du maximum de vraisemblance ou de la méthode des variables instrumentales.

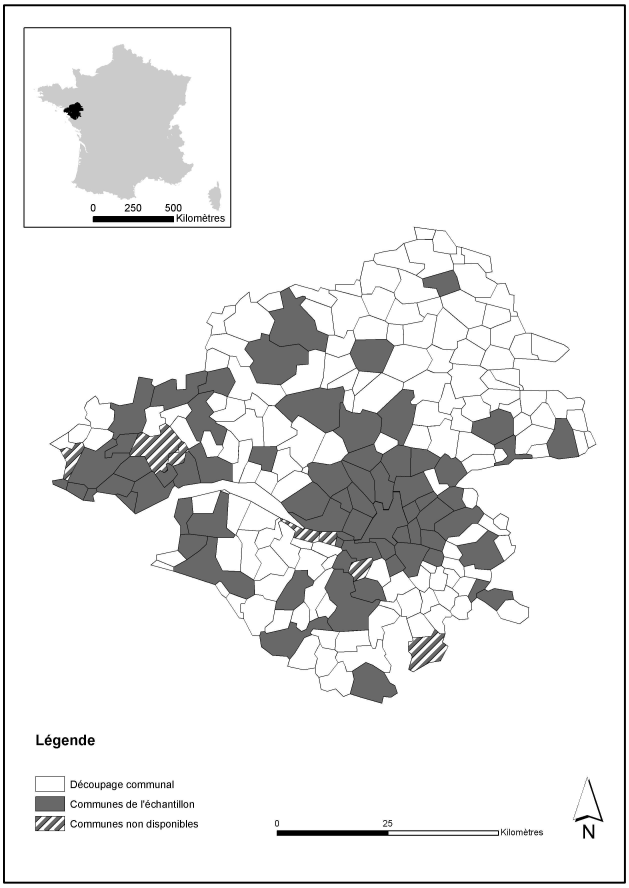
(iii) *La corrélation entre* X *et le terme d'erreur* ε. Si les caractéristiques d'une municipalité sont corrélées avec le terme d'erreur, alors les MCO fournissent des coefficients non convergents. Toujours en suivant l'exemple de Brueckner (2003) sur le cas des parcs, supposons que les ménages aisés expriment une demande élevée pour certains attributs paysagers comme le littoral. Ils choisiront de vivre dans les communes offrant cette aménité. Il s'en suit une corrélation négative entre le revenu de la municipalité, élément de X, et le terme d'erreur. Par conséquent, le coefficient associé à la variable revenu peut s'en trouver biaisé, tout comme les coefficients des autres variables. Cette question est peu traitée dans la littérature sur les interactions stratégiques car trouver les instruments nécessaires n'est souvent pas possible.

Dans notre application, les deux premiers problèmes sont traités à l'aide des techniques de l'économétrie spatiale. Celles-ci sont présentées dans l'annexe 16. Etant donné que nous ne disposons des instruments nécessaires, nous ne traitons pas le troisième problème.

3.2 Test sur les communes du département de la Loire-Atlantique

Les données sont extraites de la base de données obtenue par le biais de l'enquête précédemment présentée. Nous choisissons la Loire-Atlantique car c'est le département pour lequel nous disposons du plus d'observations. Sur les 77 communes de plus de 3 000 habitants, nous disposons des informations pour 69 communes (cf. figure 26). La liste des municipalités est présentée dans l'annexe 10 (département 44).

Figure 26. Zone d'étude



Auteur : Laure Cormier

3.2.1 Variables du modèle

3.2.1.2 Variable expliquée

Nous testons le modèle pour les quatre variables dépendantes présentées dans le tableau 29.

Tableau 29. Présentation des variables dépendantes testées

Nom de la variable	Description	Moyenne	Minimum	Maximum	Ecart-type
Taux EV	Taux d'espaces verts (%)	2,68	0,06	13,93	3,45
Sup/hab	Superficie (m²/habitant)	55,82	8,65	157,48	35,37
Dep/hab	Dépenses (€/habitant)	51,62	11,60	156,71	27,20
Dep/m²	Dépenses (€/m²)	1,21	0,29	3,57	0,82

3.2.1.3 Variables explicatives

L'équation de demande en espaces verts (8.7) introduit de façon usuelle le revenu et le prix fiscal comme facteurs explicatifs de la fourniture publique locale de ces espaces.

La variable *revenu médian* permet de déterminer si les espaces verts sont des biens normaux, ce qui se traduit par une élasticité-revenu positive.

La variable *prix fiscal* est une approximation de la dépense locale à la charge des ménages. Comme nous l'avons explicité dans le test empirique du modèle de l'électeur médian, elle peut prendre différentes formes. Nous retenons ici l'inverse de la population comme approximation. Ce choix est motivé par les résultats obtenus dans la section précédente.

L'étude des caractéristiques de la fourniture des espaces verts au moyen de l'analyse factorielle présentée dans l'annexe 11 nous incite à introduire un certain nombre de variables démographiques

et paysagères susceptibles d'influencer la fourniture d'espaces verts. Les variables introduites sont[1] :

(i) Le pourcentage des personnes âgées de plus de 60 ans dans la population totale de la commune (*Population 60*).

(ii) La proximité de la Loire (*Loire*). La Loire offre des aménités paysagères qui peuvent être substituts aux espaces verts. Cette variable indicatrice prend la valeur 1 si une commune est située en bords de Loire, 0 sinon.

(iii) La proximité de l'océan Atlantique (*Littoral*). Le littoral offre également des aménités paysagères qui peuvent se substituer aux espaces verts. Cette variable indicatrice prend la valeur 1 si une commune est littorale, 0 sinon.

(iv) Le ratio de surfaces en herbe dans le canton auquel appartient la commune (*Surfaces en herbe*). Cette variable nous permet de capter d'éventuels effets de substitution entre les espaces verts et les aménités rurales.

(v) Le ratio de vignobles dans le canton auquel appartient la commune (*Vignes*). Cette variable nous permet également de capter d'éventuels effets de substitution entre les espaces verts et les aménités rurales.

Les statistiques descriptives des variables explicatives du modèle final sont présentées dans le tableau 30.

[1] D'autres variables explicatives ont été testées afin d'améliorer la performance du modèle : la présence d'un espace verts géré par l'intercommunalité, la proximité d'un parc naturel, la population au recensement 1999, l'écart-type du revenu, le revenu moyen par habitant, l'indice de Gini, le pourcentage de la population ayant moins de 19 ans, la superficie de la commune, la densité de population, le niveau d'équipement, le taux de surface agricole utilisée dans le canton, le taux de prairies temporaires dans le canton, le taux de jardins et vergers familiaux dans le canton, le taux de prairies naturelles ou semées avant 1994 dans le canton et la distance à la ville centre la plus proche.

Tableau 30. Statistiques descriptives des variables explicatives

Variable	Signe attendu	Moyenne	Minimum	Maximum	Ecart-type
Revenu médian	+	9 937,14	7 979	13 486	1 235,98
Prix fiscal	-	0,0001798	0,0000037	0,000328	0,0000936
Population 60	+	19,94	10,1	38,5	5,61
Loire	-/+	0,27	0	1	0,44
Littoral	-/+	0,20	0	1	0,40
Surfaces en herbe	-/+	0,11	0	0,38	0,08
Vignes	-/+	0,03	0	0,41	0,08

Note : la source et la description des variables sont les mêmes que celles présentées dans l'analyse de données.

3.2.1.4 Matrices de poids[1]

A partir des distances entre les communes[2], nous spécifions six matrices de poids différentes (cf. tableau 31). La définition du voisinage est basée sur la distance euclidienne en mètres (distance à vol d'oiseau), le temps de parcours en heure creuse en minutes et le temps de parcours en heure pleine en minutes[3]. Les distances sont calculées entre les mairies des communes[4]. Nous ne construisons pas de matrice de contiguïté car certaines communes appartenant à l'échantillon n'ont pas de voisins. Nous considérons deux cas : $\alpha = 1$ et $\alpha = 2$ avec $W_{ij} = 1/d_{ij}^{\alpha}$. Les matrices sont standardisées.

[1] La démarche suivie pour la mise en œuvre des techniques de régression spatiale est presentée dans l'annexe 16.

[2] Source : Odomatrix 2007, INRA-CESAER d'après BDR500C, INRA-CESAER / CERTU

[3] L'intérêt de distinguer heure pleine et heure creuse est que la valeur du temps est différente selon le temps de trajet, le coût, le revenu et le coût d'opportunité du temps. Le temps est une approximation du coût de déplacement.

[4] Les distances sont calculées par un algorithme du plus court chemin afin de minimiser la distance routière ou les temps de trajets. Ces deux définitions de la distance aboutissent souvent à des chemins différents (Hilal, 2005).

Tableau 31. Présentation des matrices de poids

	$W_{ij} = \frac{1}{d_{ij}}$	$W_{ij} = \frac{1}{d_{ij}^2}$
Distance euclidienne (mètres)	W1	W2
Temps de parcours en heure creuse (minutes)	W3	W4
Temps de parcours en heure pleine (minutes)	W5	W6

Les statistiques descriptives des distances sont présentées dans le tableau 32 :

Tableau 32. Statistiques descriptives des distances

	Moyenne	**Minimum**	**Maximum**	**Ecart-type**
Distance euclidienne (mètres)	39 473,52	2 726	112 398	22 368,43
Temps de parcours en heure creuse (minutes)	49,53	4	127	24,97
Temps de parcours en heure pleine (minutes)	56,32	5	145	28,02

3.2.2 Tests sur la nature de la dépendance spatiale

3.2.2.1 Test global de Moran

Dans le tableau 33, le test global de Moran est présenté pour chaque variable dépendante et chaque matrice de poids. Il permet de déceler ou non l'existence d'une dépendance spatiale entre la fourniture d'espaces verts d'une commune i et celle de ses voisines. L'espérance de la statistique I est E(I) = - 0,014.

Tableau 33. Test global de Moran pour la fourniture d'espaces verts des communes

	W1	W2	W3	W4	W5	W6
Taux EV	0,126*** (0,000)	0,333*** (0,000)	0,067*** (0,000)	0,223*** (0,000)	0,055*** (0,000)	0,192*** (0,000)
Sup/hab	- 0,009 (0.386)	0,000 (0,379)	- 0,017 (0,447)	- 0,008 (0,435)	- 0,018 (0,423)	- 0,010 (0,448)
Dep/hab	0,034*** (0,004)	0,071* (0,038)	0,027** (0,002)	0,085*** (0,005)	0,022*** (0,005)	0,071*** (0,013)
Dep/m²	0,002 (0,185)	- 0,001 (0,387)	0,000 (0,153)	0,001 (0,342)	- 0,001 (0,165)	- 0,004 (0,390)

Lecture : ***, **, * : significatif au seuil de 1, 5 et 10 %.

L'hypothèse nulle d'absence d'autocorrélation spatiale est rejetée pour les variables *Taux EV* et *Dep/hab* pour chaque matrice de poids. Pour ces variables, la fourniture d'espaces verts entre une commune i et une commune j est corrélée. L'hypothèse nulle d'absence d'autocorrélation spatiale ne peut pas être rejetée pour les variables *Sup/hab* et *Dep/m²*. Pour ces dernières, la fourniture d'espaces verts d'une commune i n'est pas corrélée à la fourniture d'une commune j quelle que soit la définition du voisinage. Ainsi, les communes voisines d'une municipalité ayant un taux d'espaces verts ou un niveau de dépenses par habitant élevé ont aussi un taux d'espaces verts ou un niveau de dépenses par habitant élevé.

Néanmoins, le test global de Moran ne prend en compte aucune variable explicative. La dépendance spatiale que nous observons peut être le fait de variables explicatives spatialement corrélées et influençant l'offre en espaces verts. De plus, ce test n'indique pas la forme de la dépendance spatiale. Celle-ci peut-être le fait des interactions stratégiques ou de facteurs exogènes.

A ce stade, il apparaît justifié de poursuivre les tests sur la nature de la dépendance spatiale. Ceux-ci doivent permettre de vérifier l'hypothèse d'interactions horizontales et de les quantifier.

3.2.2.2 Comportement des communes sous l'hypothèse d'absence d'interactions horizontales

Nous présentons les résultats des estimations sous l'hypothèse d'absence d'interactions horizontales. Le modèle de départ est un modèle linéaire classique :

$$y = X\beta + \varepsilon \qquad (8.9)$$

Il y a 69 observations. y est le vecteur de dimension $N \times 1$ de la variable dépendante, X est la matrice de dimension $N \times k$ des variables explicatives, β est le vecteur de dimension $k \times 1$ des coefficients à estimer et ε un vecteur de dimension $N \times 1$ des erreurs avec $E(\varepsilon) = 0$ et $E(\varepsilon\varepsilon') = \sigma^2 I$.

Le modèle est estimé par la méthode les MCO. Les résultats sont présentés dans le tableau 34.

Tableau 34. Résultats des estimations en l'absence d'interactions horizontales

	Coefficients	
	Taux EV	**Dep/hab**
Revenu médian	0,000 (0,121)	0,010*** (0,003)
Prix fiscal	- 11 932,23*** (0,005)	- 17 253,45 (0,666)
Population 60	0,137** (0,043)	2,285*** (0,001)
Loire	2,645*** (0,001)	-0,081 (0,991)
Littoral	- 1,668* (0,084)	- 9,822 (0,285)
Surfaces en herbe	- 9,256** (0,033)	91,180** (0,029)
Vignes	- 5,891 (0,116)	5,299 (0,882)
Constante	- 3,297 (0,459)	-90,595 (0,037)
R^2	0,524	0,291
R^2 aj.	0,469	0,210

Lecture : ***, **, * : significatif au seuil de 1, 5 et 10 %.

Le modèle estimé explique 46 % de la variation du niveau d'espaces verts pour la variable *Taux EV*. Le revenu médian n'est pas significatif. Le prix fiscal a un coefficient négatif et significatif au seuil de 1 %. La proportion de personnes âgées influence positivement la fourniture d'espaces verts. Concernant les aménités paysagères, la proximité de la Loire a un effet positif sur la demande en espaces verts, alors que le littoral et les surfaces en herbe ont un effet négatif. Le coefficient associé à la variable *Vignes* n'est pas significatif.

L'estimation précédente révèle que le modèle choisi pour expliquer la fourniture d'espaces verts est relativement satisfaisant. Ce constat n'est plus valable pour les dépenses par habitants (*Dep/hab*). Le modèle explique 21 % de la variance des dépenses par habitant. Seuls les coefficients associés

aux variables *Revenu médian*, *Population 60* et *Surfaces en herbe* sont significatifs aux seuils de 1 %, 1 % et 5 %.

3.2.2.3 Forme de la dépendance spatiale

Nous levons à présent l'hypothèse d'absence d'interactions spatiales. Nous estimons le modèle en incluant la dimension spatiale.

Le test global de Moran présenté précédemment (cf. tableau 33) suggère que ne pouvons pas rejeter l'hypothèse d'absence d'une dépendance spatiale entre la fourniture d'espaces verts d'une commune et celle de ses voisines pour les variables dépendantes *Taux EV* et *Dep/hab*. A présent, il convient de définir la forme de la dépendance spatiale à l'aide des tests du multiplicateur de Lagrange. Ils sont effectués pour les deux variables et les six matrices de poids. Ils nous permettent de tester la dépendance spatiale pour un modèle à variable endogène décalée ou un modèle à erreurs autocorrélées. Les résultats sont présentés dans les tableaux 35 et 36.

Tableau 35. Tests sur la forme de la dépendance spatiale pour *Taux EV*

Taux EV		W1	W2	W3	W4	W5	W6
Modèle à erreurs autocorrélées	Moran	6,026*** (0,000)	5,661*** (0,000)	4,186*** (0,000)	4,271*** (0,000)	3,957*** (0,000)	3,939*** (0,000)
	LMerr	4,329** (0,037)	15,154*** (0,000)	0,780 (0,377)	6,247** (0,012)	0,630 (0,4277)	5,012** (0,025)
	RLMerr	6,966*** (0,008)	0,195 (0,659)	14,562*** (0,000)	5,217** (0,022)	14,508*** (0,000)	5,787** (0,016)
Modèle à variable endogène décalée	LMlag	14,040*** (0,000)	25,047*** (0,000)	5,682** (0,017)	18,852*** (0,000)	4,423** (0,035)	15,530*** (0,000)
	RLMlag	16,678*** (0,000)	10,088*** (0,001)	19,463*** (0,000)	17,822*** (0,000)	18,301*** (0,000)	16,304*** (0,000)

Lecture : ***, **, * : significatif au seuil de 1, 5 et 10 %.
Note : LM = test du multiplicateur de Lagrange ; RLM = test du multiplicateur de Lagrange robuste

Tableau 36. Tests sur la forme de la dépendance spatiale pour *Dep/hab*

Dep/hab		W1	W2	W3	W4	W5	W6
Modèle à erreurs autocorrélées	Moran	0,614 (0,539)	0,319 (0,750)	0,701 (0,483)	0,835 (0,404)	0,457 (0,648)	0,504 (0,614)
	LMerr	0,390 (0,532)	0,231 (0,631)	0,399 (0,527)	0,026 (0,872)	0,536 (0,464)	0,172 (0,679)
	RLMerr	4,381** (0,036)	2,485 (0,115)	5,798** (0,016)	4,403** (0,036)	5,757** (0,016)	5,142** (0,023)
Modèle à variable endogène décalée	LMlag	0,023 (0,880)	0,042 (0,837)	0,015 (0,904)	0,533 (0,465)	0,001 (0,981)	0,234 (0,629)
	RLMlag	4,014** (0,045)	2,296 (0,130)	5,413** (0,020)	4,909** (0,027)	5,221** (0,022)	5,204** (0,023)

Lecture : ***, **, * : significatif au seuil de 1, 5 et 10 %.
Note : LM = test du multiplicateur de Lagrange ; RLM = test du multiplicateur de Lagrange robuste

Les résultats obtenus pour la variable de dépenses par habitants (*Dep/hab*) nous amènent à rejeter les deux types de dépendance spatiale quelle que soit la matrice de poids. Aucun des tests LM n'est significatif quelque soit la forme de dépendance spatiale testée. Par conséquent, il n'est pas pertinent d'introduire une dépendance spatiale pour les dépenses par habitant. Les MCO fournissent des estimateurs non biaisés et convergents.

Compte tenu de ces résultats, nous nous concentrons à présent sur la variable *Taux EV*. Les deux types de dépendance spatiale sont significatifs. Cependant, seule la dépendance spatiale via une variable endogène décalée est significative quelque soit la matrice de poids utilisée. Les matrices de poids W1, W4 et W6 ne permettent pas de choisir clairement la forme prise par la dépendance spatiale. Plus précisément, pour ces matrices, les tests LM et RLM sont significatifs pour les deux formes de dépendance spatiale. En revanche, lorsque le voisinage est défini par les matrices de poids W2, W3 et W5, le modèle à variable endogène décalée est retenu. Pour la matrice W3 et W5, le test LM suffit à sélectionner le modèle pertinent, les tests n'étant pas significatifs pour le modèle à erreurs autocorrélées. Pour la matrice W2, le test RLM permet de choisir le modèle à variable endogène décalée.

En conclusion, nous retenons le modèle à variable endogène décalée pour la variable *Taux EV*. Les tests du multiplicateur de Lagrange sont en sa faveur pour trois matrices de poids. De plus, pour les trois autres matrices de poids pour lesquels il demeure une incertitude, la significativité des tests pour le modèle à variable endogène décalée est malgré tout meilleure que pour le modèle à erreurs autocorrélées.

Nous pouvons nous interroger sur l'ambiguïté des résultats pour certaines matrices de poids. Il conviendra de confirmer ou d'infirmer le choix du modèle à variable endogène décalée sur le second échantillon.

3.2.2.4 Ampleur des interactions horizontales

Nous estimons le modèle à variable endogène décalée suivant :

$$y = \rho Wy + X\beta + \varepsilon \qquad (8.10)$$

où y est le vecteur de la variable dépendante (le niveau d'espaces verts), ρ est le paramètre à estimer indiquant l'intensité des interactions spatiales, Wy est le vecteur des variables spatialement décalées, X est la matrice des variables explicatives décrivant les caractéristiques des villes, β est le vecteur des coefficients à estimer et ε est un vecteur des erreurs avec $E(\varepsilon) = 0$ et $E(\varepsilon\varepsilon') = \sigma^2 I$.

Les résultats sont présentés dans le tableau 37. En premier lieu, il convient de souligner que l'introduction de la dimension spatiale dans le modèle ne change pas fondamentalement les résultats.

Le coefficient du paramètre ρ est positif et significatif au seuil de 1 % quelle que soit la matrice de poids considérée. Le maximum de vraisemblance est obtenu pour la matrice W2 (inverse du carré de la distance euclidienne). Par ailleurs, les différentes valeurs de ρ sont proches, ce qui confirme la robustesse des résultats. Si l'on considère les résultats obtenus avec la matrice de poids W2, il

apparaît que la présence d'interactions horizontales entre les communes du département de la Loire-Atlantique pour leur fourniture en espaces verts prend la forme d'un comportement mimétique. Autrement dit, la commune i augmentera son taux d'espaces verts de 0,675 % en réponse à une augmentation de 1 % des taux d'espaces verts dans les communes voisines.

Ce type de test étant le premier pour les espaces verts, nous ne pouvons pas le confronter avec les résultats d'autres études. Nous pouvons tout de même comparer nos résultats avec les études similaires. Dans le cas français, nous pouvons citer Fréret (2008) qui par une méthode semblable identifie l'existence d'interactions horizontales entre les départements français pour les dépenses sociales. L'auteur conclut également par l'existence d'un comportement mimétique entre les départements (avec un coefficient associé à ρ égal à 0,36).

Dans cette partie, nous obtenons deux résultats. L'analyse de l'offre publique des espaces verts par un modèle de demande de bien public local révèle l'existence d'un comportement mimétique entre les communes de la Loire-Atlantique. Nous vérifions ainsi l'existence d'interactions horizontales au regard de la fourniture des espaces verts, mais uniquement pour le taux d'espaces verts. Les dépenses engagées par les municipalités ne font pas elles l'objet d'interactions horizontales. Nous pouvons apporter plusieurs explications à ce résultat : la première serait liée à la qualité de la base de données, obtenue par le biais d'une enquête ; la deuxième serait liée à l'absence de corrélation entre quantité, qualité et dépenses pour les espaces verts ; enfin, ce résultat peut révéler l'absence d'interactions stratégiques pour les dépenses.

Ensuite, nous avons identifié des effets de substitution et de complémentarité avec certaines aménités. Les superficies de surfaces en herbes et de vignes influencent négativement le taux d'espaces verts. Ce résultat peut s'expliquer par le fait que les communes situées dans des cantons offrant des aménités rurales paysagères offrents moins d'espaces verts. Nous trouvons aussi une influence négative de la proximité au littoral. Nous pouvons apporter deux explications. La première est que les aménités littorales sont des substituts aux espaces verts. La seconde est liée aux prix fonciers. En effet, s'ils sont plus élevés dans certaines villes littorales, alors le coût d'opportunité des espaces verts est plus élevé que dans les autres villes. Enfin, nous trouvons un effet de complémentarité entre la proximité à la Loire et les espaces verts.

L’analyse que nous avons menée pourrait être approfondie en tenant compte de la dimension temporelle. En l’absence des informations nécessaires, nous ne pouvons pas la conduire. Un second point est relatif au problème des observations manquantes. Comme le souligne Ward et Gleditsch (2008), ce problème est récurrent[1]. Ces données manquantes créent des trous dans l'espace de représentation et compromettent la représentation complète de la proximité spatiale. L’enquête ne nous ayant pas permis d’obtenir les données pour 8 communes interrogées, nous avons cherché à reproduire l’analyse sur une autre zone étude dont nous avons obtenu les données à l’aide de systèmes d’information géographique. L’objectif de la partie suivante est donc de tester la même hypothèse dans une autre zone d’étude pour laquelle nous disposons, d’une part, de toutes les observations et, d’autre part, des superficies d’espaces verts observées.

[1] Ce problème est récurrent dans les travaux portant sur les externalités horizontales. Par exemple, dans son travail sur les municipalités espagnoles, Solé-Ollé (2006) ne prend pas en compte les communes de moins de 1 000 habitants.

Tableau 37. Résultats des estimations par la méthode du maximum de vraisemblance

Taux EV	W1	W2	W3	W4	W5	W6
ρ	0,835*** (0,000)	0,675*** (0,000)	0,770*** (0,000)	0,832*** (0,000)	0,744*** (0,002)	0,818*** (0,000)
Revenu médian	0,000 (0,159)	0,000 (0,238)	0,004 (0,123)	0,003 (0,180)	0,000 (0,114)	0,000 (0,160)
Prix fiscal	- 11 204,78*** (0,002)	- 10 306,92*** (0,002)	- 11 662,96*** (0,002)	- 11 029,18*** (0,001)	- 11 721,13*** (0,002)	- 11 240,83*** (0,001)
Population 60	0,165*** (0,004)	0,180*** (0,001)	0,153** (0,010)	0,171*** (0,001)	0,150** (0,013)	0,164*** (0,003)
Loire	2,265*** (0,001)	1,856*** (0,003)	2,440*** (0,000)	1,969*** (0,001)	2,474*** (0,000)	2,055*** (0,001)
Littoral	- 1,573* (0,055)	- 1,681** (0,027)	- 1,662* (0,051)	- 1,774** (0,020)	- 1,692** (0,049)	- 1,817** (0,019)
Surfaces en herbe	- 7,912** (0,031)	- 6,568* (0,056)	- 8,519** (0,025)	- 6,686* (0,050)	- 8,666** (0,024)	- 7,112** (0,041)
Vignes	- 5,621* (0,078)	- 4,333 (0,146)	- 5,996* (0,070)	- 4,971* (0,093)	- 6,090* (0,068)	- 5,351* (0,076)
Constante	- 4,498 (0,250)	-3,885 (0,285)	-4,289 (0,294)	-4,035 (0,265)	-4,188 (0,310)	-3,848 (0,298)
Variance	0,542	0,603	0,529	0,575	0,528	0,565

R^2	0,601	0,654	0,567	0,658	0,561	0,643
Sigma	2,17	2,02	2,26	2,02	2,28	2,06
Log - vraisemblance	- 152,73	**- 148,46**	- 155,07	- 148,86	- 155,48	- 150,11
Test de Wald	29,086*** (0,000)	25,345*** (0,000)	12,297*** (0,000)	40,354*** (0,000)	9,357*** (0,002)	33,161*** (0,000)
LR	9,350*** (0,002)	17,901*** (0,000)	4,678** (0,031)	17,093*** (0,000)	3,852* (0,050)	14,598*** (0,000)
LM	14,040*** (0,000)	25,047*** (0,000)	5,682*** (0,017)	18,852*** (0,000)	4,423** (0,035)	15,530*** (0,000)

Lecture : ***, **, * : significatif au seuil de 1, 5 et 10 %.

3.3 Test sur les communes du département du Maine-et-Loire

Au vu des résultats obtenus précédemment dans le département de la Loire-Atlantique, nous ne pouvons pas infirmer l'existence d'interactions horizontales entres les communes en matière d'espaces verts. Ce constat ne peut cependant pas être généralisé. Premièrement, certaines observations sont manquantes. De plus, il est possible que les résultats soient spécifiques à la zone d'étude. Pour résoudre le problème des données, nous avons opté pour leur obtention à l'aide des systèmes d'information géographique. Le second échantillon est composé de 93 communes du département du Maine-et-Loire. Les données sur les espaces verts sont celles extraites à partir des systèmes d'information géographique présentées précédemment. L'apport de ce second test de valider les résultats obtenus précédemment.

3.3.1 Variables du modèle

3.3.1.1 Variable expliquée

A partir de données SIG, nous construisons deux indicateurs du niveau d'espaces verts (cf. tableau 38). Le travail préliminaire sur la base de données nous conduit à ne considérer que la variable *EV_5*, c'est-à-dire la superficie d'espaces verts exprimée en pourcentage de la superficie communale[1].

Tableau 38. Statistiques descriptives

Nom de la variable	Description	Moyenne	Minimum	Maximum	Ecart-type
Taux EV	Taux d'espaces verts (%)	0,41	0	5,02	0,88
Sup/hab	Superficie (m²/habitant)	31,66	0	383,31	65,24

[1] Nous avons estimé plusieurs modèles pour la variable dépendante *Sup/hab*. Ces modèles ne nous permettent pas d'expliquer plus de 15 % de la variance. Pour cette raison, nous ne les présentons pas dans la thèse. La superficie d'espaces verts par habitant, mesurée par SIG, est peut-être un mauvais indicateur de l'offre en espaces verts.

3.3.1.2 Variables explicatives

Nous incluons plusieurs types de variables explicatives. En plus du revenu médian, nous incluons des variables démographiques (le pourcentage de la population âgée de moins de 19 ans, la densité de population et la variation de la densité entre 1936 et 1999), des variables sur les aménités (la superficie de forêts en pourcentage dans la commune) et sur l'appartenance à l'agglomération Angers Loire Métropole (ALM) (une variable indicatrice indiquant si la commune appartient à ALM, afin de capter les effets d'agglomération ; une variable indicatrice informant si ALM gère un espace vert dans la commune, afin de capter d'éventuels effets de substitution ou de complémentarité[1] ; et une variable indicatrice indiquant si la commune est contiguë à une commune ayant un espace vert géré par ALM, afin de capter d'éventuels effets de substitution.

Les tableaux 39 et 40 présentent les variables du modèle final, leurs statistiques descriptives et le signe attendu [2]:

[1] L'agglomération gère cinq parcs dans la zone d'étude.

[2] Les autres variables testées sont la population, la superficie de la commune, le prix fiscal (inverse de la population), la pourcentage de la population âgée de plus de 60 ans, le taux de chômage, la distance à Angers, l'inverse de la distance à Angers, la superficie des zones urbanisées dans la commune (calculée à partir des SIG), la superficie des zones industrielles et commerciales (calculée à partir des SIG), la superficie des surfaces agricoles, des surfaces boisées, des plans d'eau (SIG), la proximité d'un parc naturel régional, la proximité de la Loire, l'écart-type du revenu, le revenu moyen par personne, l'indice de Gini, la superficie de prairies artificielles dans le canton, de prairies naturelles, de surface en herbe, de vignes, de jardins et de vergers familiaux, de surface agricole utilisée, le taux de variation de la population entre 1954 et 1999, le taux de variation de la population entre 1990 et 1999 et le taux de variation de la densité entre 1962 et 1999.

Tableau 39. Présentation des variables

Variable	Unité	Source
Revenu médian	€	INSEE
Population 19	%	INSEE
Densité	Habitants/km²	INSEE
Varpop36	%	INSEE
Forêts	%	SIG
ALM	Variable indicatrice	Angers Loire Métropole
ParcALM	Variable indicatrice	Auteur
ContigALM	Variable indicatrice	Auteur

Tableau 40. Statistiques descriptives

Variable	Signe attendu	Moyenne	Minimum	Maximum	Ecart-type
Revenu médian	+	9 292,76	7 112	12 466	1 001,21
Population 19	+	28 ,86	21,5	37	3,44
Densité	+	168,73	18,68	3 542,83	389,95
Varpop36	+	121,65	- 29,95	878,27	174,98
Forêts	-/+	15,24	1,42	52,22	10,30
ALM	+	0,32	0	1	0,46
ParcALM	-	0,03	0	0,41	0,08
ContigALM	-	0,15	0	1	0,35

3.3.1.3 Matrices de poids

Comme dans le test précédent, nous spécifions six matrices de poids différentes[1] (cf. tableau 41).

[1] Source pour les distances entre les communes : Odomatrix 2008, INRA UMR 1041 CESAER ; d'après Route500 IGN

Tableau 41. Présentation des matrices de poids

	$W_{ij} = \frac{1}{d_{ij}}$	$W_{ij} = \frac{1}{d_{ij}^2}$
Distance euclidienne (mètres)	W7	W8
Temps de parcours en heure creuse (minutes)	W9	W10
Temps de parcours en heure pleine (minutes)	W11	W12

Les statistiques descriptives des distances sont présentées dans le tableau 42 :

Tableau 42. Statistiques descriptives des distances

	Moyenne	Minimum	Maximum	Ecart-type
Distance euclidienne (mètres)	20 344,77	979	54 503	9 858,63
Temps de parcours en heure creuse (minutes)	29,47	1	65	12,68
Temps de parcours en heure pleine (minutes)	33,75	1	72	14,75

3.2.2 Tests sur la nature de la dépendance spatiale

3.2.2.1 Test global de Moran

L'hypothèse nulle d'absence d'autocorrélation spatiale est rejetée pour toutes les matrices de poids (cf. tableau 43). La valeur prise par la variable dépendante dans une commune i tend à être davantage similaire aux valeurs prises par la variable dépendante dans les communes voisines que ce qui aurait été observé sous une distribution aléatoire. Cette étape indique la présence d'une autocorrélation spatiale et ce sans avoir contrôlé les autres variables. L'espérance de la statistique I est E(I) = - 0,011.

Tableau 43. Test global de Moran pour la fourniture d'espaces verts des communes

	W7	W8	W9	W10	W11	W12
Taux EV	0,069*** (0,000)	0,185*** (0,000)	0,052*** (0,000)	0,132*** (0,000)	0,057*** (0,000)	0,155*** (0,000)

Lecture : ***, **, * : significatif au seuil de 1, 5 et 10 %.

3.2.2.2 Comportement des communes sous l'hypothèse d'absence d'interactions horizontales

Nous présentons les résultats des estimations sous l'hypothèse d'absence d'interaction horizontale. Le modèle est estimé par la méthode des MCO. Les résultats sont présentés dans le tableau 44.

Tableau 44. Estimation par la méthode des moindres carrés ordinaires

	Coefficients
Revenu médian	- 0,000*** (0,002)
Population 19	- 0,062*** (0,002)
Densité	0,001*** (0,000)
Varpop36	0,002*** (0,000)
Forêts	-0,008 (0,123)
ALM	0,461*** (0,004)
ParcALM	0,047 (0,886)
ContigALM	-0,567*** (0,000)
Constante	3,757*** (0,000)
R^2 R^2 aj.	0,710 0,682

Lecture : ***, **, * : significatif au seuil de 1, 5 et 10 %.

Le modèle estimé explique 68 % de la variation du niveau d'espaces verts. Le revenu médian a un signe négatif et est significatif au seuil de 1 %. La variable *Population 19* a un signe négatif convergeant avec celui obtenu dans la Loire-Atlantique. Nous avions trouvé que plus la population est âgée, plus il y a d'espaces verts. Les variables de densité (*Densité* et *Varpop36*) sont positives et significatives au seuil de 1 %. Ce résultat confirme que les élus locaux accompagnent l'urbanisation par la création d'espaces verts.

Le coefficient associé à la superficie de forêts n'est pas significatif. Ce résultat est contre intuitif. Ainsi, nous suspections un effet de substitution entre forêts et espaces verts publics. Une explication pourrait être que ces deux biens n'offrent pas les mêmes aménités et les mêmes services. Par exemple, les espaces verts de proximité peuvent être dotés d'aires de jeux pour les enfants.

La variable ALM est positive est significative au seuil de 1 %. Les communes appartenant à l'agglomération ont tendance à fournir davantage d'espaces verts. En revanche, le fait qu'une commune ait un espace vert géré par ALM ne semble pas influencer son niveau d'espaces verts. Par contre, si une commune est contiguë à une commune ayant un parc géré par ALM, le niveau d'espaces verts diminue, toutes choses étant égales par ailleurs. Ce résultat suggère que ces communes profitent des parcs financés par l'agglomération.

3.2.2.3 Forme de la dépendance spatiale

Sur la base du test LM nous rejetons le modèle à erreurs autocorrélées (cf. tableau 45). Les tests de dépendance spatiale pour un modèle à variable endogène décalée sont significatifs pour toutes les matrices de poids, alors qu'aucun test n'est significatif pour le modèle à erreurs autocorrélées. Les tests nous permettent donc de retenir le modèle à variable endogène décalée.

Tableau 45. Tests sur la nature de la dépendance spatiale

		W7	W8	W9	W10	W11	W12
Modèle à erreurs autocorrélées	Moran	2,258** (0,024)	1,948* (0,051)	2,244** (0,025)	1,915* (0,056)	2,329** (0,020)	2,069** (0,039)
	LMerr	0,306 (0,580)	1,594 (0,207)	0,393 (0,531)	1,591 (0,207)	0,410 (0,522)	1,920 (0,166)
	RLMerr	2,293 (0,130)	0,927 (0,336)	2,886* (0,065)	1,140 (0,286)	2,959* (0,085)	1,120 (0,290)
Modèle à variable endogène décalée	LMlag	3,022* (0,082)	5,126** (0,024)	3,397* (0,065)	4,824** (0,028)	3,516* (0,061)	5,612** (0,018)
	RLMlag	5,009** (0,025)	4,459** (0,035)	5,890** (0,015)	4,373** (0,037)	6,065** (0,014)	4,812** (0,028)

Lecture : ***, **, * : significatif au seuil de 1, 5 et 10 %.
Note : LM = test du multiplicateur de Lagrange ; RLM = test du multiplicateur de Lagrange robuste

3.2.2.4 Ampleur des interactions horizontales

L'introduction de la dimension spatiale dans le modèle ne change pas fondamentalement les résultats pour les variables explicatives (cf. tableau 46).

Le coefficient du paramètre ρ est positif et significatif aux seuils de 5 ou 10 %, selon la matrice de poids. Comme dans le test précédent, le maximum de vraisemblance est obtenu pour l'inverse du carré de la distance euclidienne (matrice W8) pour lequel le coefficient associé au paramètre ρ atteint 0,366. Il varie entre 0,361 et 0,604. L'analyse des résultats selon la définition de la distance adoptée révèle que les estimations basées sur matrices W7, W9 et W11 sont moins performantes que celles basées sur W8, W10 et W12. Les premières correspondent à $\alpha = 1$ alors

que les secondes correspondent à $\alpha = 2$ [1]. Ce constat implique que les interactions horizontales diminuent plus vite avec la distance. Leur intensité est plus forte entre les voisins très proches.

Les résultats confirment la présence d'interactions horizontales entre les communes. Elle prend la forme d'un comportement mimétique. Sur la base de la matrice W8, la commune i augmente son ratio d'espaces verts de 0,36 % en réponse à une augmentation de 1 % du taux d'espaces verts dans les communes voisines.

Nos résultats convergent vers ceux proposés dans la littérature pour d'autres biens publics locaux. L'intensité des interactions spatiales est toutefois environ deux fois plus faible que celle que nous avons identifiée dans l'échantillon des communes du département de la Loire-Atlantique. Ce constat doit être nuancé pour deux raisons principales. D'une part, les sources de données sont différentes. D'autre part, la définition des espaces verts diffère selon le mode de collecte des données. Les superficies d'espaces verts obtenues par le biais de l'enquête comportent les parcs, les jardins publics, les terrains de sport, les espaces d'accompagnement des bâtiments publics, les ronds-points…, alors qu'elles ne comportent que les parcs et jardins dans le cas des données obtenues par les systèmes d'information géographique.

[1] Rappelons que la forme générale des matrices de poids est $W_{ij} = \frac{1}{d_{ij}^{\alpha}}$.

Tableau 46. Résultats des estimations par la méthode du maximum de vraisemblance

	W7	W8	W9	W10	W11	W12
ρ	0,574* (0,063)	0,366** (0,025)	0,597** (0,046)	0,361** (0,031)	0,604** (0,043)	0,365** (0,026)
Revenu médian	- 0,000*** (0,000)	-0,000*** (0,000)	-0,000*** (0,000)	-0,000*** (0,000)	-0,000*** (0,000)	-0,000*** (0,000)
Population 19	- 0,065*** (0,000)	-0,062*** (0,000)	-0,064*** (0,000)	-0,061*** (0,000)	-0,064*** (0,000)	-0,060*** (0,000)
Densité	0,001*** (0,000)	0,001*** (0,000)	0,001*** (0,000)	0,001*** (0,000)	0,001*** (0,000)	0,001*** (0,000)
Varpop36	0,002*** (0,000)	0,002*** (0,000)	0,002*** (0,000)	0,002*** (0,000)	0,002*** (0,000)	0,002*** (0,000)
Forêts	-0,006 (0,184)	-0,006 (0,218)	-0,006 (0,203)	-0,006 (0,230)	-0,006 (0,202)	-0,006 (0,235)
ALM	0,370** (0,016)	0,321** (0,040)	0,373** (0,014)	0,337** (0,030)	0,375** (0,013)	0,339** (0,028)
ParcALM	0,051 (0,844	0,042 (0,871)	0,094 (0,721)	0,097 (0,780)	0,083 (0,752)	0,076 (0,770)
ContigALM	-0,552*** (0,001)	-0,541*** (0,001)	-0,539*** (0,001)	-0,528*** (0,001)	-0,544*** (0,001)	-0,536*** (0,001)
Constante	3,653*** (0,000)	3,650*** (0,000)	3,619*** (0,000)	3,628*** (0,000)	3,603*** (0,000)	3,610*** (0,000)
Log-vraisemblance Variance R^2 Sigma	-61,623 0,714 0,721 0,47	**- 60,570** 0,720 0,729 0,46	- 61,488 0,714 0,722 0,47	- 60,767 0,719 0,727 0,46	- 61,467 0,715 0,722 0,47	-60,610 0,720 0,728 0,46
Wald	3,460* (0,063)	5,045** (0,025)	3,976** (0,046)	4,630** (0,031)	4,096** (0,043)	4,959** (0,026)

LR	2,565 (0,109)	4,672** (0,031)	2,836* (0,092)	4,277** (0,039)	2,876* (0,090)	4,591** (0,032)
LM	3,022* (0,082)	5,126** (0,024)	3,397* (0,065)	4,824** (0,028)	3,516* (0,061)	5,612** (0,018)

Lecture : ***, **, * : significatif au seuil de 1, 5 et 10 %.

3.3 Discussion sur les externalités horizontales

D'après nos résultats nous ne pouvons pas rejeter l'hypothèse de comportements mimétiques entre les communes pour la fourniture d'espaces verts, mesurée sous la forme de la superficie d'espaces verts exprimée en pourcentage de la superficie communale. L'identification de comportement mimétique révèle une concurrence fiscale ou une concurrence politique par comparaison. Cependant ces tests comportent plusieurs limites, ils ne sont donc généralisables qu'avec précautions.

Nous n'avons traité que les interactions entres les communes à l'intérieur des zones d'étude et pas à l'extérieur de ces zones. Cela signifie nous avons fait l'hypothèse implicite que les zones d'études sont fermées et que les communes n'interagissent pas avec celles extérieures à la zone d'étude. Cette hypothèse est pourtant discutable (Jayet, 2001). Par ailleurs, dans ce travail, nous faisons l'hypothèse que les communes en concurrence sont proches géographiquement. Or, la concurrence pourrait aussi porter sur des communes éloignées mais de structure similaire en termes de population, superficie, etc.

Nous ne disposons que des données pour une année, ce qui ne nous permet pas de prendre un compte le développement historique des communes et notamment l'évolution de leur politique d'aménagement d'espaces verts selon les époques. Différentes modes de fourniture d'espaces verts sont associés à différentes périodes du développement urbains, différentes modes, différentes conditions économiques etc.

Malgré ces limites, nous pouvons toutefois comparer nos résultats avec ceux de Murdoch et *al.* (1997) et de Lundberg (2006). Murdoch et *al.* (1997) trouvent que les dépenses par acre pour les loisirs sont complémentaires entre les municipalités voisines (dans un échantillon de 85 villes de l'aire métropolitaine de Los Angeles, aux Etats-Unis). Selon les auteurs, si une municipalité décide d'augmenter son offre de loisirs, alors l'électeur médian d'une autre municipalité demandera davantage de services de loisirs dans la sienne. Le coefficient associé au revenu médian est négatif est significatif. Ils concluent que l'électeur médian considère les loisirs fournis par les villes comme des biens inférieurs, ce qui peut se justifier par la possibilité d'utiliser des

biens privés substituts. Ils trouvent aussi que les dépenses sont inférieures dans les villes dont la proportion de personnes âgées de plus de 65 ans est élevée. Ils expliquent ce résultat par le fait que ces personnes ont une demande inférieure pour les loisirs. A l'inverse, Lundberg (2006) trouve que les services de loisirs et culturels locaux sont des substituts stratégiques entre les villes suédoises (échantillon de 276 villes). Une raison serait que les usagers d'une commune peuvent utiliser les services des autres communes. Au regard de ces études, il apparaît que les municipalités adoptent effectivement des comportements stratégiques par rapport à l'offre de loisirs. Nos tests révèlent l'existence d'un comportement mimétique, confirmant l'existence de comportements stratégiques. Afin de mieux comprendre ces mécanismes, d'autres travaux sur d'autres zones d'études seraient nécessaires.

Conclusion du chapitre

L'existence d'asymétries d'informations entre les élus et les électeurs est, au même titre que la mobilité des bases fiscales, une source de concurrence entre les communes. La concurrence entre les communes se traduit par l'existence de comportements stratégiques. Ils révèlent la volonté des élus locaux d'être réélus (satisfaction de la demande de l'électeur médian, concurrence politique par comparaison) ou de limiter la perte des bases fiscales (concurrence fiscale).

La littérature consacrée aux choix publics locaux est de plus en plus prolifique, notamment sur la fiscalité. Ces travaux concluent généralement à l'existence d'interactions stratégiques. En revanche, peu de travaux s'attachent à appréhender l'existence de ces interactions pour la fourniture des biens publics locaux et encore moins pour les espaces verts, bien qu'ils constituent une part importante des dépenses communales.

Ce chapitre étudie en conséquence la validité du modèle standard de l'électeur médian et l'existence d'interactions horizontales pour la fourniture locale des espaces verts. Pour ce faire, un modèle de l'électeur médian est estimé pour différentes spécifications du niveau d'espaces verts. Pour obtenir ces informations, le recours à une enquête a été nécessaire. Par la suite, la dépendance spatiale a été introduite. La qualité des données obtenues par le biais de l'enquête étant discutable, nous avons également testé la dépendance spatiale sur des données obtenues par un système d'information géographique.

Plusieurs enseignements peuvent être tirés. L'examen du modèle de l'électeur médian révèle que celui-ci n'est pas suffisant pour expliquer les choix publics locaux en matière d'espaces verts. Ce test étant le premier sur des données françaises, nous ne pouvons le généraliser.

Les estimations sur la dépendance spatiale révèlent l'existence d'interactions horizontales entre les communes pour le taux d'espaces verts au travers un comportement mimétique et ce pour les deux zones d'étude. Pour l'échantillon des communes de la Loire-Atlantique, la commune i augmente en moyenne son taux d'espaces verts de 0,67 % en réponse à une augmentation moyenne des taux voisins de 1 %. Pour l'échantillon des communes du Maine-et-Loire,

l'augmentation est de 0,36 %. Même si nous ne pouvons pas, en raison du manque de données temporelles, arbitrer pour le modèle de concurrence politique par comparaison ou le modèle de concurrence fiscale, le premier semble davantage approprié en raison de la faible mobilité des ménages français[1].

La principale conclusion de ce chapitre est la mise en évidence le rôle du vote comme mécanisme disciplinant la gestion publique des espaces verts. Ce résultat suggère d'approfondir la question, d'une part en testant ces mêmes hypothèses dans d'autres zones d'études et d'autre part, en testant d'autres modèles de choix publics. Ces étapes sont nécessaires avant de pouvoir avancer des propositions en termes de politique publique.

[1] Entre 1999 et 2004, en moyenne, chaque année, 12 % des individus ont changé de logement (source : INSEE). Aux Etats-Unis, par exemple, le taux de mobilité résidentielle est de 38 à 42 % pour les locataires et de 9 à 12 % pour les propriétaires (source : U.S. Census Bureau).

Conclusion de la partie

Nous retenons de cette partie que les choix publics locaux ne peuvent pas être appréhendés sans prendre en compte les interdépendances entre les collectivités locales et leur environnement. L'existence de disparités dans la fourniture d'espaces verts entre les communes ne seraient donc pas l'unique fait des caractéristiques intrinsèques de ces dernières, mais résulteraient aussi des interdépendances entre celles-ci.

Le modèle de l'électeur médian montre sa relative valeur prédictive pour expliquer les choix publics en matière d'espaces verts. Les modèles d'interactions stratégiques horizontales constituent un prolongement au modèle de l'électeur médian. Nos résultats convergent avec la littérature existante. Bien que ceux-ci portent sur un nombre limité de communes, ils suggèrent plusieurs implications en termes de politiques publiques. L'offre en espaces verts génère des externalités horizontales. Nous identifions un comportement mimétique traduisant une « concurrence verte ». Même si nous ne pouvons préjuger des implications en termes d'optimalité, ces résultats laissent penser que cette concurrence verte pourrait conduire à des situations sous-optimales selon que les communes adoptent des stratégies de nivellement par le haut ou de nivellement par le bas.

Un autre résultat important de ces tests est le suivant : même s'il est possible d'identifier les préférences individuelles pour les espaces verts, l'optimum n'est pas nécessairement réalisable du fait des défaillances politiques. Les élus locaux ne sont pas toujours des « régulateurs bienveillants » cherchant à maximiser le bien-être social. D'autres considérations entrent en jeu, comme les comportements bureaucratiques, l'existence de cycles politico-économiques etc. Dans notre analyse, nous n'avons pas pu tester toutes ces forces. D'autres aspects gagneraient à être développés. Il serait, en effet, abusif de penser que seuls les modèles testés dans le chapitre 8 sont en mesure d'expliquer les choix publics en matière d'espaces verts.

Conclusion générale

L'ambition de cette thèse a été d'élaborer un cadre d'analyse des politiques publiques en matière d'espaces verts. Nous nous sommes interrogés sur les tenants et les aboutissants des politiques locales, interrogation à enjeu puisque les communes françaises consacrent une part importante de leur budget à ces aménités. De plus, la demande sociale pour ces dernières est croissante. La gestion des espaces verts est ainsi devenue un enjeu majeur, dans un contexte marqué par une urbanisation croissante. L'allocation de l'espace implique de ce fait des arbitrages économiques profonds et suscite donc des conflits d'usage entre les différents agents économiques.

Dans la première partie de cette thèse, nous avons cherché à comprendre comment la théorie économique et les concepts qu'elle propose, permettent de rendre compte des caractéristiques des espaces verts. Dès le premier chapitre, nous avons perçu leur complexité, en tant qu'objet d'étude, en raison de la diversité des objets qu'ils recouvrent. A ce jour, le concept d'espaces verts n'a pas reçu de définition et de typologie satisfaisantes. Pourtant, instituer une typologie explicite et consensuelle des espaces verts est une démarche non seulement nécessaire pour l'action publique, mais aussi pour le recueil de données statistiques, qui fait largement défaut en France. On notera par ailleurs l'émergence récente du concept de « trame verte » dans le discours politique[1] qui ne fait que renforcer cette difficulté d'ériger une définition des espaces verts. Cette dernière est de fait en constante évolution selon les besoins des sociétés.

Cette analyse nous a amené, dans le deuxième chapitre, à mettre l'accent sur les externalités suscitées par la production et la consommation des espaces verts. Elle nous a également conduit à mettre en lumière leur nature collective. Ces caractéristiques appellent à la mise en œuvre d'une gestion adaptée. Elles renvoient notamment à la question de leur financement et de l'identification des préférences individuelles. Cette réflexion nous a en outre amené à apprécier les modes de régulation des espaces verts. La comparaison des différents instruments est

[1] Cf. rapport du Conseil Economique et Social, intitulé « Projet de loi de programme relatif à la mise en œuvre du Grenelle de l'Environnement » (2008, 191 p).

difficilement réalisable de par la diversité des espaces verts et les défaillances du marché qui leur sont associées. En effet, il est difficile de régler le problème avec un seul instrument, tout comme la mise en œuvre d'un instrument par externalité semble peu réalisable. Etant donné que la politique française est caractérisée par la fourniture publique, nous avons recadré le sujet de cette thèse et nous nous sommes concentrés sur les biens publics locaux. Nous avons alors montré à quel point la littérature économique est prolifique sur cette catégorie de biens. Nous nous sommes penchés sur la solution proposée par Tiebout (1956), qui montre que, sous certaines conditions, la concurrence entre les collectivités locales pour attirer des résidents conduit à une situation d'optimalité dans la fourniture des biens publics locaux. Néanmoins, comme nous l'avons aussi établi, cette approche souffre de plusieurs lacunes. En particulier, elle traite l'espace de façon réductrice et elle néglige le côté offre.

Nous nous sommes donc concentrés sur ce dernier et nous avons ouvert la « boîte noire » de l'action publique. Cette démarche est essentielle pour la compréhension des choix publics locaux, notamment de ses tenants et ses aboutissants. A cette fin, nous avons mobilisé les champs théoriques proposés par l'économie publique locale et l'école du choix public. Tant d'un point de vue théorique qu'empirique, la plupart des travaux sur les biens environnementaux portent sur les mécanismes de révélation de la demande. Pourtant, l'existence d'une offre, même hors marché, pose la question de son fonctionnement et des motivations des agents qui en sont à l'origine.

D'un point de vue normatif, la condition d'optimalité est telle que le régulateur maximise la somme des consentements à payer marginaux et le coût marginal de fourniture des biens publics. D'un point de vue positif, il faut vérifier qu'il existe effectivement une demande et que les individus ont bien un consentement à payer pour ces biens.

Même si les sondages révèlent que les Français veulent davantage d'espaces verts, ont-ils un consentement à payer pour ces aménités ? Afin de mesurer l'importance des défaillances du marché, il faut vérifier qu'il existe effectivement une demande pour les espaces verts. Autrement dit, il est nécessaire d'évaluer les bénéfices de ces aménités pour la société. La deuxième partie de cette thèse a été consacrée à la révélation des préférences et examine la capacité de la méthode

des prix hédonistes à identifier la valeur que les résidents accordent aux espaces verts. Ce travail s'est inscrit dans une réflexion préalable sur la littérature existante. Dans le cadre de la méthode des prix hédonistes, l'expression des préférences sous-tend l'hypothèse selon laquelle les choix de localisation résidentielle des ménages révèlent la valeur que ceux-ci accordent aux espaces verts. Sur la base des transactions immobilières ayant eu lieu dans la ville d'Angers (achats d'appartements en 2004 et 2005) et d'un ensemble de métriques paysagères, nous avons testé cette hypothèse. Nos résultats ont indiqué que les ménages recherchent non seulement la proximité des espaces verts, mais aussi des quartiers où ces espaces sont répartis de façon homogène. Ce dernier résultat illustre la façon dont l'utilisation des systèmes d'information géographique permet d'améliorer la mise en œuvre des méthodes d'évaluation. Alors que la littérature existante ne considère souvent que la distance à l'espace vert le plus proche, nos résultats illustrent que les ménages angevins accordent de la valeur à plusieurs espaces verts et qu'il serait donc réducteur de ne considérer qu'un unique espace vert dans la méthode des prix hédonistes.

Les analyses empiriques consacrées à l'offre des biens publics locaux dans le cas français sont encore à l'état embryonnaire. Ce manque est d'autant plus frappant pour les espaces verts et peut s'expliquer par l'absence de données centralisées. Les quelques travaux consacrés à l'analyse de l'offre de biens publics locaux fournissent des résultats contrastés. Dans la troisième partie de cette thèse, afin de comprendre les choix publics locaux en matière d'espaces verts, nous avons posé deux questions empiriques. Les élus locaux cherchent-ils à satisfaire la demande de l'électeur médian ? Existe-t-il des interactions stratégiques entre les collectivités locales pour l'offre d'espaces verts ? A partir d'un échantillon de 161 communes appartenant à la région des Pays de la Loire, nous ne pouvons pas infirmer l'hypothèse de l'électeur médian pour le taux d'espaces verts des communes. En revanche, le modèle ne permet pas d'expliquer les dépenses de fonctionnement. Toutefois, ces résultats sont à interpréter avec précaution notamment parce que les données ont été obtenues par une enquête basée sur l'auto-déclaration des communes. Dans un second temps, nous avons identifié l'existence d'interactions stratégiques dans deux échantillons de communes appartenant au département de la Loire-Atlantique et à l'aire urbaine d'Angers. Ces interactions prennent la forme d'un comportement mimétique, convergeant avec la littérature existante sur la fiscalité et les biens publics locaux en France. Ici encore, il faut

considérer ces résultats avec prudence car ils peuvent être spécifiques aux zones d'études concernées. Il est toutefois intéressant de noter l'existence d'interactions stratégiques.

En soulevant l'existence de ces interactions stratégiques et l'importance des espaces verts dans les choix de localisation résidentielle, nous mettons en évidence que les décideurs publics ne sont pas totalement exempts de toute pression relative à l'efficacité. Si l'inefficacité allocative des espaces verts est trop importante, cela peut avoir des conséquences politiques. Les électeurs peuvent exprimer leur mécontentement soit par le vote, soit par des migrations (en déménageant ou bien en fréquentant les espaces verts d'autres communes). Nous devons toutefois nuancer nos propos. La contrainte électorale n'est pas aussi forte que les contraintes observées sur les marchés. Sur les marchés concurrentiels, les individus ont une fonction de demande pour un bien donné. S'ils sont insatisfaits par une entreprise, ils peuvent obtenir ce bien auprès d'une autre entreprise. Dans la sphère politique, les individus demandent un ensemble de biens et services (accès à un pôle d'emplois, écoles, cadre de vie, culture, etc.). Un individu peut être insatisfait par l'offre locale d'espaces verts, mais très satisfait par la qualité des écoles et la vie culturelle. Dans ce cas, la contrainte électorale est moins forte. Elle constitue une incitation à l'efficacité mais moindre que sur les marchés concurrentiels.

Nos résultats montrent que les communes sont en compétition entre elles. Pour attirer des ménages et des entreprises, elles doivent offrir une fiscalité et un cadre de vie attractifs. La concurrence entre communes est une seconde incitation à l'efficacité. Bien qu'en théorie la compétition soit source d'efficacité, elle peut tout de même avoir des effets contraires à ceux escomptés. Les communes peuvent aussi bien adopter une stratégie de nivellement par le haut (« *race to the top* ») ou une stratégie de nivellement par le bas (« *race to the bottom* »). Dès lors que les individus observeront que les résidents des communes voisines n'ont pas un meilleur accès aux espaces verts, les élus locaux ne seront pas sanctionnés. De ce fait, l'offre d'espaces verts peut diverger de l'optimum et ce malgré la compétition entre les communes. Bien sûr, nous n'excluons pas par principe les autres sources de défaillances politiques. L'existence de cycles politiques, la pression des groupes d'intérêt etc. permettraient d'enrichir notre analyse. Mais à ce stade, les deux modèles proposés apparaissent les plus à même de formaliser nos hypothèses de

départ, selon lesquelles les élus cherchent à satisfaire la demande de l'électeur médian et que les municipalités adoptent des comportements stratégiques entre elles.

Ce travail de thèse a donc permis de soulever de nombreuses questions. Sans prétendre à l'exhaustivité, nous souhaitons attirer l'attention sur quelques questions de recherche possibles.

Concernant l'évaluation économique des espaces verts, nous avons soulevé plusieurs points importants qui conditionnent la validité des résultats et leur intérêt du point de vue des politiques publiques. Même si nous avons amélioré la représentation des espaces verts dans le modèle hédoniste, en dépassant le simple critère de la distance à l'espace vert le plus proche, il conviendrait d'introduire davantage d'éléments descriptifs de ces espaces. Un travail de terrain permettrait de recueillir des informations telles que la présence d'aires de jeux, les horaires d'ouvertures, etc. Il sera ainsi possible de déterminer les préférences selon le type d'aménagement de ces espaces. Puis, nous étendrons cette étude aux communes de l'agglomération angevine. Il s'agira ensuite d'étendre ce travail aux maisons appartenant aux 89 communes de l'aire urbaine d'Angers. Cela permettra de rendre compte des effets de substitution entre espaces verts publics et jardins privatifs. Cette question a tout son intérêt dans le contexte actuel de transformation du territoire et d'essor de la maison individuelle. En effet, si les préférences en matière d'espaces verts sont différentes pour les propriétaires d'une maison, cela aura des conséquences en termes d'aménagement du territoire.

La possibilité de mettre en œuvre la seconde étape de la méthode des prix hédonistes est largement débattue dans la littérature (cf. Travers, 2007). Certains auteurs déconseillent sa mise en œuvre mettant en avant l'argument qu'elle ne ferait que répliquer la première étape (Brown et Rosen, 1982). D'autres proposent une procédure alternative (Ekeland et *al.*, 2004) qui justifie que l'on continue à se pencher sur la question. De plus, il serait intéressant de déterminer la valeur que les non-résidents accordent aux espaces verts de la ville d'Angers. Le recours à la méthode d'évaluation contingente ou la méthode des choix multi-attributs peut être utile dans cette perspective. L'enjeu sous-jacent est que si des non-résidents accordent de la valeur à des biens

qu’ils ne financent pas, ils se comportent en passagers clandestins. Se pose alors la question des modes de régulation de ces biens.

Du point de vue de la fourniture publique, nos résultats ne permettent pas de trancher en faveur d’un modèle explicatif ou d’un autre, soit entre la concurrence fiscale et la concurrence politique par comparaison. Notre modèle empirique gagnerait à être étendu à d’autres biens publics locaux et à d’autres zones d’études. Une telle démarche est cependant contingentée par la disponibilité de données. Enfin, si la politique française en matière d’espaces verts est caractérisée par la fourniture publique, il serait intéressant d’étudier des pistes alternatives de financement de ces espaces. Aux Etats-Unis, certaines organisations non gouvernementales sont largement impliquées dans la fourniture des espaces verts (par exemple, *The Trust for Public Land*). D’autres pistes comme les partenariats public privé pourraient également être envisagées.

Bibliographie

Abecassis P. et Batifoulier P. (1995). *Rationalité économique et coopération intercommunale*. Communication au colloque annuel de l'Association des Sciences Régionales de Langue Française, Toulouse, 16 p.

Abercrombie L., Sallis J., Conway T., Frank L., Saelens B. et Chapman J. (2008). Income and racial disparities in access to public parks and private recreation facilities. *American Journal of Preventive Medicine*, 34(1):9-15.

Adelstein P. et Edelson N.M. (1976). Subdivision and congestion externalities. *Journal of Legal Studies*, 5(1):147-163.

Agence Régionale Pour l'Environnement Midi-Pyrénées (2004). *Offre en espaces verts entretenus*. Agence Régionale Pour l'Environnement Midi-Pyrénées, Toulouse, 24 p.

Aggeri G. (2004). *La nature sauvage et champêtre dans les villes. Origine et construction de la gestion différenciée des espaces verts publics et urbains : le cas de la Ville de Montpellier*. Thèse de doctorat, ENGREF, Paris, 328 p.

Ahamada I., Flachaire E. et Lubat M. (2008). Prix des logements et autocorrélation spatiale : une approche semi-paramétrique. *Economie Publique*, 20:131-145.

Ahmed S. et Greene K.V. (2000). Is the median voter a clear-cut winner ? Comparing the median voter theory and competing theories in explaining local government spending. *Public Choice*, 105(3-4):207-230.

Allers M. et Elhorst J. (2005). Tax mimicking and yardstick competition among local governments in the Netherlands. *International Tax and Public Finance*, 12(4):493-513.

Alonso C., Boutefeu E. et Wiplier N. (2002). *Pratiques et usages dans trois espaces verts publics de Lyon : étude comparative*. CERTU, Lyon, 40 p.

Alonso W. (1964). *Location and land use*. Harvard University Press, Cambridge, 205 p.

Anderson S.T. et West S.E. (2006). Open space, residential property values, and spatial context. *Regional Science and Urban Economics*, 36(6):773-789.

Andreoni J. (1990). Impure altruism and donations to public goods : a theory of warm-glow giving? *Economic Journal*, 100(401):464-477.

Angel M. (1998). *La nature a-t-elle un prix ? Critique de l'évaluation monétaire des biens environnementaux*. Les Presses de l'Ecole des Mines, Paris, 98 p.

Anselin L. (2001). Spatial effects in econometric practice in environmental and resource economics. *American Journal of Agricultural Economics*, 83(3):705-710.

Anselin L. et Lozano-Gracia N. (2008). Errors in variables and spatial effects in hedonic house price models of ambient air quality. *Empirical Economics*, 34(1):5-34.

Aronsson T. et Wikström M. (1996). Local public expenditure in Sweden: a model where the median voter is not necessarily decisive. *European Economic Review*, 40(9):1705-1716.

Arrif T. (2007). *Pratiques et représentations des usagers d'espaces verts : le cas du parc de Bercy*. Thèse de doctorat, Université Paris X Nanterre, 201 p.

Arrow K.J. et Fisher A.C. (1974). Environmental preservation, uncertainty and irreversibility. *Quarterly Journal of Economics*, 88(2):312-319.

AURA (2006). *Guide d'utilisation de la base de données Occupation du sol*. Angers, 4 p.

Baicker K. (2005). The spillover effects of state spending. *Journal of Public Economics*, 89(2-3):529-544.

Baranzini A., Schaerer C., Ramirez J.V. et Thalmann P. (2006). *Feel it or measure it - perceived vs. measured noise in hedonic models*. Cahier : N° HES-SO/HEG-GE/C--06/7/1--CH, Geneva School of Business Administration, 25 p.

Barbosa O., Tratalos J.A., Armsworth P.R., Davies R.G., Fuller R.A., Johnson P. et Gaston K.J. (2007). Who benefits from access to green space ? A case study from Sheffield, UK. *Landscape and Urban Planning*, 83(2-3):187-195.

Bartik T.J. (1987). Estimating hedonic demand parameters with single market data : the Problems caused by unobserved tastes. *Review of Economics and Statistics*, 69(1):178-180.

Bastian C.T., McLeod D.M., Germino M.J., Reiners W.A. et Blasko B.J. (2002). Environmental amenities and agricultural land values: a hedonic model using geographic information systems data. *Ecological Economics*, 40(3):337-349.

Bateman I.J., Jones A.P., Lovett A.A., Lake I.R. et Day B.H. (2002). Applying Geographical Information Systems (GIS) to environmental and resource economics. *Environmental and Resource Economics*, 22(1):219-269.

Bator F.M. (1958). The anatomy of market failure. *Quarterly Journal of Economics*, 72(3):351-379.

Baudry M., Leprince M. et Moreau C. (2002). Préférences révélées, bien public local et électeur médian : tests sur données françaises. *Economie et Prévision*, 156(5):125-146.

Baudry M. (2005). Les impôts locaux sont-ils gaspillés? *Recherches Economiques de Louvain*, 71(2):143-173.

Baumol W.J. et Oates W.E. (1988). *The theory of environmental policy*. Cambridge University Press, Cambridge, 312 p.

Beckerich C. (2000). *Biens publics et valorisation immobilière*. Thèse de doctorat, Université Lumière Lyon 2, 237 p.

Becker G.S. (1983). A theory of competition among pressure groups for political influence. *Quarterly Journal of Economics*, 98(3):371-400.

Becker G.S. (1985). Public policies, pressure groups, and dead weight costs. *Journal of Public Economics*, 28(3):329-347.

Becker G.S. (1991). A note on restaurant pricing and other examples of social influences on price. *Journal of Political Economy*, 99(5):1109-1116.

Been V. et Voicu I. (2007). The effect of community gardens on neighboring property values. *Real Estate Economics*, 36(2):214-283.

Béguin H. et Thisse J.-F. (1979). An Axiomatic approach to geographical space. *Geographical Analysis*, 2(4):325-341.

Béguin M. et Pumain D. (2003). *La représentation des données géographiques - Statistique et cartographie*. Editions Armand Colin, Paris, 192 p.

Bénard J. (1985). *Economie publique*. Economica, Paris, 429 p.

Bender B. et Lott J.R. (1996). Legislator voting and shirking: a critical review of the literature. *Public Choice*, 87(1-2):67-100.

Bergstrom T.C. et Goodman R.P. (1973). Private demands for public goods. *American Economic Review*, 63(3):280-296.

Bergstrom T., Blume L. et Varian H. (1986). On the private provision of public goods. *Journal of Public Economics*, 29(1):25-49.

Besley T. et Case A. (1995). Incumbent behavior : vote-seeking, tax-setting and yardstick competition. *American Economic Review*, 85(1):25-45.

Bisault L. (2009). La maison individuelle grignote les espaces naturels. *Agreste Primeur*, 219:4 p.

Bishop I.D., Lange E. et Mahbubul A.M. (2004). Estimation of the influence of view components on high-rise apartment pricing using a public survey and GIS modelling. *Environment and Planning B : Planning and Design*, 31(3):439-452.

Black D. (1948). On the rationale of group decision-making. *Journal of Political Economy*, 56(1):23-34.

Black D. (1958). *The theory of committees and elections*. Cambridge University Press, Cambridge, 242 p.

Bloch F. et Zenginobuz U. (2007). The effect of spillovers on the provision of local public goods. *Review of Economic Design*, 11(3):199-216.

Bolund P. et Hunhammar S. (1999). Ecosystem services in urban areas. *Ecological Economics*, 29(2):293-301.

Bonnieux F. et Desaigues B. (1998). *Economie et politiques de l'environnement*. Dalloz, Paris, 328 p.

Bono P.-H., Gravel N. et Trannoy A. (2007). L'importance de la localisation dans la valorisation des quartiers marseillais. *Economie Publique*, 20(1):169-204.

Bontems P. et Rotillon G. (2007). *L'économie de l'environnement*. La Découverte, collection Repères n°252, Paris, 128 p.

Borcherding T.E. et Deacon R.T. (1972). Demand for services of non-federal governments. *American Economic Review*, 62(5):891-901.

Bordignon M., Cerniglia F. et Revelli F. (2003). In search of yardstick competition: a spatial analysis of Italian municipality property tax setting. *Journal of Urban Economics*, 54(2):199-217.

Bourbonnais R. (2005). *Econométrie*. Dunod, Paris, 344 p.

Bowen H.R. (1943). The interpretation of voting in the allocation of economic resources. *Quarterly Journal of Economics*, 58(1):27-48.

Brasington D.M. et Hite D. (2005). Demand for environmental quality : a spatial hedonic analysis. *Regional Science and Urban Economics*, 35(1):57-82.

Brasington D.M. et Haurin D.R. (2006). Educational outcomes and house values : a test of the value added approach. *Journal of Regional Science*, 46(2):245-268.

Brennan G. et Buchanan J.M. (1977). Towards a tax constitution for Leviathan. *Journal of Public Economics*, 8(3):255-273.

Breton A. (1974). *The economic theory of representative government*. Aldine, Chicago, 244 p.

Brett C. et Pinkse J. (2000). The determinants of municipal tax rates in British Columbia. *Canadian Journal of Economics*, 33(3):695-714.

Brossard T., Joly D., Tourneux F.-P., Cavailhès J., Hilal M., Wavresky P., Le Gallo J., Géniaux G., Napoleone C., Jayet H., Ovtracht N. et Péguy P.-Y. (2007). La valeur économique des paysages des villes périurbanisées. *Economie Publique*, 20(1):11-35.

Brown J.N. et Rosen H.S. (1982). On the estimation of structural hedonic price models. *Econometrica*, 50(3):765-768.

Breunig R. et Rocaboy Y. (2008). Per-capita public expenditures and population size : a non-parametric analysis using French data. *Public Choice*, 136(3):429-445.

Brueckner J.K. (1979). Property values, local public expenditure and economic efficiency. *Journal of Public Economics*, 11(2):223-245.

Brueckner J.K. (1982). A test for allocative efficiency in the local public sector. *Journal of Public Economics*, 19(3):311-331.

Brueckner J.K. (1983). The economics of urban yard space : an « implicit-market » model for housing attributes. *Journal of Urban Economics*, 13(2):216-234.

Brueckner J.K. (2003). Strategic interaction among governments: an overview of empirical studies. *International Regional Science Review*, 26(2):175-188.

Buchanan J.M. (1965). An economic theory of clubs. *Economica*, 32(125):1-14.

Buchanan J.M et Tullock G. (1962). *The calculus of consent: Logical foundations of constitutional democracy*. University of Michigan Press, Ann Arbor, 361 p.

Buettner T. (2003). Tax base effects and fiscal externalities of local capital taxation: evidence from a panel of German jurisdictions. *Journal of Urban Economics*, 54(1):110-128.

Bullock C.H. (2007). Using choice experiments to value urban green space. *In: Valuing the Environment in Developed Countries*, D.W. Pearce Ed., Edward Elgar, Cheltenham, pp. 240-251.

Bullock C.H. (2008). Valuing urban green space: hypothetical alternatives and the status quo. *Journal of Environmental Planning and Management*, 51(1):15-35.

Burel F. et Baudry J. (1999). *Ecologie du paysage. Concepts, méthodes et applications*. TEC & DOC, Paris, 362 p.

Burrows P. (1995). Nonconvexities and the theory of external costs. *In: The Handbook of Enviornmental Economics*, D.W. Bromley (ed), Wiley-Blackwell, pp. 243-271.

CABE (2006). *Urban parks : Do you know what you're getting for your money ?* Commission for Architecture and the Built Environment, London, 24p.

Calvert R.L. (1985). Robustness of the multidimensional voting model, candidate motivation, uncertainty and convergence. *American Journal of Political Science*, 39(1):69-95.

Camagni R. (1996). *Principes et modèles de l'économie urbaine*. Economica, Paris, 382 p.

Carson R.T., Flores N.E. et Mitchell R.C. (1999). The theory and measurement of passive use value. *In : Valuing Environmental Preferences: Theory and Practice of the Contingent Valuation Method in the US, EC, and Developing Countries,* I.J. Bateman and K.G. Willis, eds., Oxford University Press, Oxford, 19 p.

Carson R.T., Flores N.E. et Meade N.F. (2001). Contingent valuation: controversies and evidence. *Environmental and Resource Economics*, 19(2):173-210.

Caruso G., Peeters D., Cavailhès J. et Rounsevell M. (2007). Spatial configurations in a periurban city. A cellular automata-based microeconomic model. *Regional Science and Urban Economics*, 37(5):542-567.

Caruso G. et Cavailhès J. (2009). Formes paysagères dans les modèles théoriques d'économie et de géographie urbaine. *In : Oueslati W. (Ed.),* Economie du Paysage. A paraître.

Case A.C., Rosen H.S. et Hines J.R. (1993). Budget spillovers and fiscal policy interdependence: Evidence from the states. *Journal of Public Economics*, 52(3):285-307.

Cassette A et Paty S. (2006). La concurrence fiscale entre communes est-elle plus intense en milieu urbain ou en milieu rural ? *Cahiers d'Economie et de Sociologie Rurales*, 78:5-30.

Castéran B. et Ricroch L. (2008). Les logements en 2006. Le confort s'améliore, mais pas pour tous. *Insee Première,* 1202:4 p.

Caula S., Hvenegaard G.T. et Marty P. (2009). The influence of bird information, attitudes, and demographics on public preferences toward urban green spaces: The case of Montpellier, France. *Urban Forestry & Urban Greening*, 8(2):117-128.

Cavailhès J. (2004). L'extension des villes et la périurbanisation. *In : Villes et Economie*, Institut des Villes, La Documentation Française, Paris, pp. 157-184.

Cavailhès J. (2005). Le prix des attributs du logement. *Economie et Statistique*, 381-382:91-123.

Cavailhès J. (2009). Analyse économique de la périurbanisation des villes. *Innovations Agronomiques*, 5:1-12.

Cavailhès J., Peeters D., Sekeris E. et Thisse J.-F. (2003). La ville périurbaine. *Revue Economique,* 54(1):5-23.

Cavailhès J., Peeters D., Sekeris E. et Thisse J.-F. (2004). The periurbain city. Why to live between the suburbs and the countryside? *Regional Science and Urban Economics*, 34(6):681-703.

Cavailhès J., Brossard T., Foltête J.-C., Hilal M., Joly D., Tourneux F.-P., Tritz C. et Wavresky P. (2007). *Valeur des paysages ruraux et localisation résidentielles*. Document de travail Césaire Théma, 21 p.

Charlot S. et Paty S. (2009). The French local tax setting : Do interactions and agglomeration forces matter?, *Urban Studies*, à paraître.

Chen W.Y. et Jim C.Y. (2008). Cost–benefit analysis of the leisure value of urban greening in the new Chinese city of Zhuhai. *Cities*, 25(5):298-309.

Cheshire P. et Sheppard S. (1995). On the price of land and the value of amenities. *Economica*, 62(246):247-267.

Chiroleu-Assouline M. (2007). Efficacité comparée des instruments de régulation environnementale. *Notes de synthèse du SESP*, 2(167):7-17.

Cho S.-H., Bowker J.M. et Park W.M. (2006). Measuring the contribution of water and green space amenities to housing values: an application and comparison of spatially weighted hedonic models. *Journal of Agricultural and Resource Economics*, 31(3):485-507.

Cho S.-H., Poudyal N.C. et Roberts R.K. (2008). Spatial analysis of the amenity value of green open space. *Ecological Economics*, 66(2-3):403-416.

Clawson M. et Knetsch J.-L. (1966). *Economics of outdoor recreation*. The John Hopkins Press, Baltimore, 328 p.

CNFPT (2001). *Dossier sectoriel Espaces Verts*. Éditions du CNFPT, Paris, 97 p.

Conley J. et Dix M. (1999). Optimal and equilibrium membership in clubs in the presence of spillovers. *Journal of Urban Economics*, 46(2):215-229.

Coase R.H. (1960). The problem of social cost. *Journal of Law and Economics*, 3:1-44.

Coase R. (1988). *The firm, the market and the law*. University Of Chicago Press, Chicago, 217 p.

Comber A., Brunsdon C. et Green E. (2008). Using a GIS-based network analysis to determine urban greenspace accessibility for different ethnic and religious groups. *Landscape and Urban Planning*, 86(1):103-114.

Consalès G. (2008). En 2007, la consommation des ménages demeure solide. *Insee Première*, 1192:4 p.

Cornes R.C. et Sandler, T. (1996). *The theory of externalities, public goods and club goods*. Cambridge University Press, Cambridge, 616 p.

Court A. (1939). Hedonic price indexes with automotive examples. *In : The dynamics of automobile demand*, General Motors Corporation, pp. 99-117.

Crocker T.D. (1999). A short history of environmental and resource economics. *In: Handbook of Environmental and Resource Economics*, van den Bergh J.C.J.M. (Ed.), Edward Elgar, Cheltenham, pp. 32-45.

Crompton J.L. (2000). *The impact of parks and open space on property values and the property tax base*. National Recreation and Park Association, Ashburn, Virginia, 114 p.

Crompton J.L. (2004). *The proximate principle: the impact of parks, open space and water features on residential property values and the property tax base.* National Recreation and Park Association, Ashburn, Virginia, 187 p.

Crompton J.L., Love L.L. et More T.A. (1997). An empirical study of the role of recreation, parks and open space in companies' (re) location decisions. *Journal of Park and Recreation Administration*, 15(1):37-58.

Cropper M.L., Deck L.B. et McConnell K.E. (1988). On the choice of functional form for hedonic price functions. *Review of Economics and Statistics*,70(4):668-675.

Damigos D. et Kaliampakos D. (2003). Assessing the benefits of reclaiming urban quarries : a CVM analysis. *Landscape and Urban Planning*, 64(4):249-258.

De Condorcet N. (1785). *Essai sur l'application de l'analyse à la probabilité des décisions rendues à la pluralité des voix*. L'imprimerie royale, Paris, 191 p.

De la Fuente de Val G., Atauri J.A. et de Lucio J.V. (2005). Relationship between landscape visual attributes and spatial pattern indices: a test study in Mediterranean-climate landscapes. *Landscape and Urban Planning*, 77(4):393-407.

De Vilmorin C. (1978). *La politique d'espaces verts*. Centre de Recherche d'Urbanisme, Paris, 439 p.

De Vries S., Verheij R.A., Groenewegen P.P. et Spreeuwenberg P. (2003). Natural environments - healthy environments? An exploratory analysis of the relationship between greenspace and health. *Environment and Planning A*, 35(10):1717-1731.

Deacon R.T. (1977). Private choice and collective outcomes: evidence from public sector demand analysis. *National Tax Journal*, 30(4):371-386.

Dehring C. et Dunse, N. (2006). Housing density and the effect of proximity to public open space in Aberdeen, Scotland. *Real Estate Economics*, 34(4):553-566.

Del Saz Salazar S. et García Menéndez L. (2007). Estimating the non-market benefits of an urban park: Does proximity matter? *Land Use Policy*, 24(1):296-305.

Del Saz-Salazar S. et Rausell-Köster P. (2008). A double-hurdle model of urban green areas valuation: Dealing with zero responses. *Landscape and Urban Planning*, 84(3-4):241-251.

Derycke P.H et Gilbert G. (1988). *Economie publique locale*. Economica, Paris, 308 p.

Des Rosiers F. (2001). *La modélisation statistique en analyse et évaluation immobilières : guide méthodologique*. Université Laval, 79 p.

DGCP-Ifen (2004). *Les dépenses des communes et de leurs groupements pour l'environnement en 2002*. Direction générale de la comptabilité publique - Ministère de l'économie, des finances et de l'industrie, Paris, 12 p.

Desaigues B. et Bonnieux F. (1998). *Economie et politiques de l'environnement.* Dalloz, Paris, 336 p.

Diamond P.A. et Hausman J.A. (1994). Contingent valuation: is some number better than no number? *Journal of Economic Perspectives*, 8(4):45-64.

Donadieu P. (1997). Comment évolue le rôle du végétal dans la cité ? *In : La plante dans la ville,* Angers (France), 5-7 novembre 1996, Editions INRA, Les colloques n°84, Paris, pp. 21-28.

Dorfman R. (1968). *Generation equilibrium with public goods*. Communication au Colloque d'Economie Publique de Biarritz, Editions du CNRS, pp. 49-80.

Downs A. (1957). *An economic theory of democracy*. Harper & Row, New York, 310 p.

Dudley L. et Montmarquette C. (1981). The demand for military expenditures: an international comparison. *Public Choice*, 37(1):5-31.

Dumont G.-F. (1993). *Economie urbaine : villes et territoires en compétition*. Litec économie, 295 p.

Dwyer J.F., Peterson G.L. et Darragh A.J. (1983). Estimating the value of urban forests using the travel cost method. *Journal of Arboriculture*, 9(7):182-185.

Edel M. et Sclar E. (1974). Taxes, spending, and property values : supply adjustment in a Tiebout-Oates model. *Journal of Political Economy*, 82(5):941-954.

Edwards J.H.Y. (1986). A note on the publicness of local goods: Evidence from New York State municipalities. *Canadian Journal of Economics*, 19(3):568-573.

Edwards J. H. Y. (1990). Congestion function specification and the "publicness" of local public goods. *Journal of Urban Economics*, 27(1):80-96.

Ekeland I., Heckman J. et Nesheim L. (2004). Identification and estimation of hedonic models. *Journal of Political Economy*, 112(1):60-119.

Epple D. (1987). Hedonic prices and implicit markets: estimating demand and supply functions for differentiated products. *Journal of Political Economy*, 95(1):59-80.

Escofier B. et Pagès J. (1998). *Analyse factorielles simples et multiples : objectifs, méthodes et interprétation.* Dunod, Paris, 284 p.

European Environment Agency (2005). *The European environment - State and outlook 2005*. Copenhagen, 584 p.

Fausold C.J. et Lilieholm R.J. (1999). The economic value of open space: a review and synthesis. *Environmental Management*, 23(3):307-320.

Favardin P. (1996). Modèles de compétition fiscale. *Revue Economique*, 2:365-381.

Feld L., Josselin J.M. et Rocaboy Y. (2002). Le mimétisme fiscal : une application aux régions françaises. *Economie et Prévision*, 156:43-49.

Fenneteau H. (2002). Enquête : entretien et questionnaire. Dunod, Paris, 128 p.

Fleury A. (1997). Espaces verts et agriculture périurbaine. *In : La plante dans la ville*, Angers (France), 5-7 novembre 1996, Editions INRA, Les colloques n°84, Paris, pp. 45-56.

Foucault M. et François A. (2005). La politique influence-t-elle les décisions publiques locales ? *Revue Politiques et Management Public*, 23(4):79-100.

Foucault M., Madiès T. et Paty S. (2008). Public spending interactions and local politics. Empirical evidence from French municipalities. *Public Choice*, 137(1-2):57-80.

Fredriksson P.G. et Millimet D.L. (2002). Is there a 'California effect' in US environmental policymaking? *Regional Science and Urban Economics*, 32(6):737-764.

Freeman A.M. (1979). Hedonic prices, property values and measuring environmental benefits: a survey of the issues. *Scandinavian Journal of Economics*, 81(2):154-173.

Freeman A.M. (2003). *The measurement of environmental and resource values: theory and methods*. Resources for the Future, Washington D.C., 538 p.

Fréret S. (2007). Comportement mimétique départements français sur les dépenses publiques d'aide sociale. *Revue d'Economie Régionale et Urbaine*, 5:881-895.

Fréret S. (2008). *Essais empiriques sur l'existence d'interactions horizontales en termes de dépenses publiques*. Thèse de doctorat, Université de Rennes 1, 241 p.

Fujita M. (1986). Optimal location of public facilities : area dominance approach. *Regional Science and Urban Economics*, 16(2):241-268.

Fujita M. (1989). *Urban economic theory, land use and city size*. Cambridge University Press, 366 p.

Fujita M. et Ogawa H. (1982). Multiple equilibria and structural transition of nonmonocentric urban configurations. *Regional Science and Urban Economics*, 12(2):161-196.

Fujita M. et Thisse J.-F. (2003). *Economie des villes et de la localisation*. De Boeck, Bruxelles, 560 p.

Garreau J. (1992). *Edge city : life on the new frontier*. Anchor books, New York, 576 p.

Garrod G.D. et Willis K.G. (1992). Valuing goods' characteristics: an application of the hedonic price method to environmental attributes. *Journal of Environmental Management*, 34(1):59-76.

Géniaux G. (1999). Evaluation et régulation des impacts environnementaux. Thèse de doctorat, Université de la Méditerranée, Aix-Marseille, 307 p.

Geoghegan J., Wainger L.A. et Bockstael N.E. (1997). Spatial landscape indices in a hedonic framework: an ecological economics analysis using GIS. *Ecological Economics*, 23(3):251-264.

George H. (1879). *Progress and poverty*.

Gilbert G. (1996). Le fédéralisme financier : perspectives de microéconomie spatiale. *Revue économique*, 47(2):311-363.

Gilbert G. et Guengant A. (2002). L'économie publique locale quinze ans après : entre espace et territoire. *Revue d'Économie Régionale et Urbaine*, 1:157-182.

Godard O. (2004). *La pensée économique face à la question de l'environnement*. Cahiers n° 2004-025, Laboratoire d'Econométrie, CNRS et Ecole Polytechnique, 27 p.

Goffette-Nagot F. (2009). Prix fonciers et demande de sol à usage résidentiel en France (1975-2000). *Revue Economique*, 60(3):853-862.

Gonzales R.A., Means T.S. et Mehay S.L. (1993). Empirical tests of the Samuelsonian publicness parameter: Has the right hypothesis been tested? *Public Choice*, 77(3):523-534.

Gravel N., Michelangeli A. et Trannoy A. (2006). Measuring the social value of local public goods : an empirical analysis within Paris metropolitan area. *Applied Economics*, 38(16):1945-1961.

Greene W.H. (2005). *Econometric analysis*. Macmillan Publishing Company, 2nd edition, New York, 1216 p.

Griliches Z. (1961). Hedonic price indexes for automobiles : an econometric analysis of quality change. *In : The Price Statistics of the Federal Government*, NBER Staff Report no. 3, General Series, no. 73, New York, pp. 173-196.

Grossman G.M. et Helpman E. (1994). Protection for sale. *American Economic Review*, 84(4):833-850.

Grossman G.M. et Helpman E. (1996). Electoral competition and special interest politics. *Review of Economic Studies*, 63(2):265-86.

Grossman G.M. et Krueger A.B. (1993). Environmental impacts of a North American Free Trade Agreement. *In: P.Garber*, *The Mexico US Free Trade Agreement*, MIT Press, Cambridge, Massachusetts, pp. 165-177.

Guengant A. (2001). Economie spatiale et économie publique. *Cahiers d'Economie et de Sociologie Rurales*, 58-59:60-79.

Guengant A., Josselin J.-M. et Rocaboy Y. (1995). L'influence des résidents et des actifs sur la congestion des biens publics locaux : un test sur données françaises. *Revue d'Économie Régionale et Urbaine*, 5:791-801.

Guengant A. et Tavéra C. (2000). Taux d'imposition locaux optimaux et processus d'ajustement progressif : existe-t-il des clubs communaux en France ? Economie et Prévision, 146: 113-126.

Guengant A., Josselin J.-M. et Rocaboy Y. (2002). Effects of club size in the provision of public goods. Network and congestion effects in the case of the French municipalities. *Papers in Regional Science*, 81(4):443-460.

Guengant A. et Leprince M. (2006). Evaluation des effets des régimes de coopération intercommunale sur les dépenses publiques locales. Economie et Prévision, 175(4-5):79-99.

Gueymard S. (2006). Facteurs environnementaux de proximité et choix résidentiels. *Développement durable et territoires*, Dossier 7 : Proximité et environnement, 16 p.

Guttinger P. (2007). Approche du paysage en droit français. *Cahiers d'Economie et Sociologie Rurales*, 84-85:11-60.

Hanemann W.M. (1991). Willingness to pay and willingness to accept : how much can they differ ? *American Economic Review*, 81(3):635-647.

Hanes N. (2002). Spatial spillover effects in the Swedish local rescue service. *Regional Studies*, 36(5):531-539.

Hanley N., Wright R. et Adamowicz V. (1998). Using choice experiments to value the environment. *Environmental and Resource Economics*, 11(3):413-428.

Hanley N., Mourato S. et Wright R.E. (2001). Choice modelling approaches: A superior alternative for environmental valuation? *Journal of Economic Surveys*, 15(3):435-462.

Hanley N. et Roberts C. (2002). *Issues in environmental economics*. Wiley-Blackwell, 224 p.

Hanoteau J. (2004a). Lobbying pour les permis négociables et non-neutralité du mode d'allocation. *Revue Economique*, 55(3):517-526.

Hanoteau J. (2004b). *L'économie politique des marchés de permis d'émission négociables*. Thèse de doctorat, Institut d'Etudes Politiques de Paris, 208 p.

Hayes K.J. (1989). A specification test for choosing the 'right' public-good price. *Journal of Business and Economic Statistics*, 7(2):267-273.

Heisler G.M. (1986). Energy savings with trees. *Journal of Arboriculture*, 12(5):113-125.

Heisler G.M. (1990). Mean windspeed below building height in residential neighborhoods with different tree densities. *ASHRAE transactions*, 96(1):1389-1386.

Herbst H., Förster M. et Kleinschmit B.. (2009). Contribution of landscape metrics to the assessment of scenic quality –the example of the landscape structure plan Havelland/Germany. *Landscape Online*, 10:1-17.

Hidano N. (2002). *The economic valuation of the environment and public policy : a hedonic approach*. Edward Elgar, Cheltenham, UK, 192 p.

Hilal M. (2005). *Modélisation du réseau routier et calcul des distances routières*. Centre d'Economie et de sociologie appliquées à l'agriculture et aux espaces ruraux, INRA-CESAER, Dijon, 4 p.

Hotelling H. (1929). Stability in Competition. *Economic Journal*, 39(153):41-57.

Huriot J.-M. et Perreur J. (1990). Distance, espaces et représentations. *Revue d'Economie Régionale et Urbaine*, 2 :197-237.

Huriot J.-M. et Derycke P.-H (1996). Microéconomie et espace : quelle intégration ? *Revue Economique*, 47(2):187-192.

Ifen (1995). L'espace vert, reflet des inégalités urbaines. *Le 4 pages de l'Ifen*, 13:4 p.

Inman R.P. (1979). The fiscal performance of local governments: an interpretative review. *In: Current issues in Urban Economics*, Mieiszkowski, P., Straszhein, M. (Eds), Johns Hopkins, Baltimore, pp. 270-321.

INSEE (1995). *Les équipements urbains 1994. Pays de la Loire*. 85 p.

Inspection Générale de l'Environnement (2005). *Les inégalités écologiques en milieu urbain.* Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, Paris, 71p.

Jackson J.E. et Kingdon J.W. (1992). Ideology, interest group scores, and legislative votes. *American Journal of Political Science*, 36(3):805-823.

Jacquot A. (2003). De plus en plus de maisons individuelles. *Insee Première*, 885:4 p.

Jancel R. (1997). Typologie des espaces verts. *In : La plante dans la ville,* Angers (France), 5-7 novembre 1996, Editions INRA, Les colloques n°84, Paris, pp. 69-80.

Jayet H. (2001). Econométrie et données spatiales : une introduction à la pratique. *Cahiers d'économie et sociologies rurales*, 58-59:105-129.

Jayet H., Paty S. et Pentel A. (2002). Existe-t-il des interactions fiscales stratégiques entre les collectivités locales ? *Economie et Prévision*, 154:95-105.

Jeanneaux P. (2006). Economie de la décision publique et conflits d'usage pour un cadre de vie dans les espaces ruraux et périurbains. *Développement Durable et Territoires*, 7:18 p.

Jim C.Y. (2004). Green-space preservation and allocation for sustainable greening of compact cities. *Cities*, 21(4):311-320.

Jim C.Y. et Chen S. (2003). Comprehensive greenspace planning based on landscape ecology principles in compact Nanjing city, China. *Landscape and Urban Planning*, 65(3):95-116.

Jim C.Y. et Chen W.Y. (2006a). Recreation–amenity use and contingent valuation of urban greenspaces in Guangzhou, China. *Landscape and Urban Planning*, 75(1-2):81-96.

Jim C.Y. et Chen W.Y. (2006b). Impacts of urban environmental elements on residential housing prices in Guangzhou (China). *Landscape and Urban Planning*, 78(4):422-434.

Jim C.Y et Chen W.Y. (2007). Consumption preferences and environmental externalities : a hedonic analysis of the housing market in Guangzhou (China). *Geoforum*, 38:414-431.

Jim C.Y. et Chen W.Y. (2008). Assessing the ecosystem service of air pollution removal by urban vegetation in Guangzhou (China). *Journal of Environmental Management*, 88(4):665-676.

Jo H.-K. et McPherson. E.G. (1995). Carbon storage and flux in urban residential greenspace. *Journal of Environmental Management*, 45(2):109-133.

Josselin J.-M., Rocaboy Y. et Tavéra C. (2005). *Local public expenditure behavior : the influence of municipality size on the relevance of demand or supply models*. Document de travail, Université de Rennes I, 13 p.

Jourmard I. et Kongsrud P.M. (2003). *Fiscal relations across government levels*. OECD Economics Department Working Papers n° 375, Paris, 64 p.

Julien P. (2000). Mesurer un univers urbain en expansion. *Economie et Statistique*, 336:3-33.

Kaplan S. et Kaplan R. (1989). The visual environment: public participation in design and planning. *Journal of Social Issues*, 45(1):59-86.

King T.A. (1977). Estimating property tax capitalization : a critical comment. *Journal of Political Economy*, 85(2):425-31.

Konijnendijk C.C., Ricard R.M., Kenny A. et Randrup T.B. (2006). Defining urban forestry - A comparative perspective of North America and Europe. *Urban Forestry and Urban Greening*, 4(3-4):93-103.

Kolstad C.D. (2000). *Environmental economics*. Oxford University Press, Oxford, 416 p.

Kong F., Yin H. et Nakagoshi N. (2007). Using GIS and landscape metrics in the hedonic price modeling of the amenity value of urban green space: A case study in Jinan City, China. *Landscape and Urban Planning*, 79(3-4):240-252.

Kopits E., McConnell V. et Walls M. (2008). Big yards or green space? *Regulation*, 31(3):34-37.

Kotchen M.J. et Powers S.M. (2006). Explaining the appearance and success of voter referenda for open-space conservation. *Journal of Environmental Economics and Management*, 52(1):373-390.

Kumbhakar S.C. et Parmeter C.F. (2009). Estimation of hedonic price functions with incomplete information. *Empirical Economics*, à paraître, 25 p.

Krutilla J. (1967). Conservation reconsidered. *American Economic Review*, 57(4):777-786.

Kuo F.E. et Sullivan W.C. (2001). Aggression and violence in the inner city: impacts of environment and mental fatigue. *Environment and Behavior*, 33(4):543-571.

Ladd H.F. (1992). Mimicking of local tax burdens among neighboring counties. *Public Finance Quarterly*, 20(4):450-467.

Lafay J.-D. (2003). *Economie publique normative. Calcul économique public*. 78 p.

Laffont J.-J. (1988). *Cours de Microéconomie, vol 1. Fondements de l'économie publique*. Economica, Paris, 281 p.

Laffont J.-J. et Martimort D (2001). *The theory of incentives : the principal-agent model*. Princeton University Press, 421 p.

Lake I.R., Lovett A.A., Bateman I.J. et Langford I.H. (1998). Modelling environmental influences on property prices in an urban environment. *Computers, Environment and Urban Systems*, 22(2):121-136.

Lancaster K.J. (1966). A new approach to consumer theory. *Journal of Political Economy*, 74(1):132-157.

Lange E., Hehl-Lange S. et Brewer M.J. (2008). Scenario-visualization for the assessment of perceived green space qualities at the urban-rural fringe. *Journal of Environmental Management*, 89(3):245-256.

Lea A.C. (1981). Public facility location models and the theory of impure public goods. *Sistemi Urbani*, 3:345-390.

Le Gallo J. (2002). Econométrie spatiale : l'autocorrélation spatiale dans les modèles de régression linéaire. *Economie et Prévision*, 155:139-158.

Le Gallo J. (2004). Hétérogénéité spatiale, principes et méthodes. *Economie et Prévision*, 162:151-172.

Le Goffe P. (1996). La méthode des prix hédonistes : principes et application à l'évaluation des biens environnementaux. *Cahiers d'Economie et Sociologie Rurales*, 39-40:179-198.

Le Jeannic T. (2007). On pardonne tout à son quartier sauf... l'insécurité, les dégradations, le bruit. *Insee Première*, 1133:4 p.

Le Jeannic T. et Ribera J. (2006). Hausse des départs en vacances, mais 21 millions de Français ne partent pas. *Insee Première*, 1093:4 p.

Le Maux B. (2006). *Local public choice in representative democracy: which theory best explains the data?* Thèse de doctorat, Université Rennes 1, 333 p.

Le Maux B. (2007). L'électeur médian est-il vraiment décisif ? Un examen des communes françaises. *Revue d'Economie Régionale et Urbaine*, 5:921-944.

Lecat G. (2006). *Analyse économique de la planification urbaine*. Thèse de doctorat, Université de Bourgogne, 435 p.

Lee C. et Fujita M. (1997). Efficient configuration of a greenbelt : theoretical modelling of greenbelt amenity. *Environment and Planning A*, 29(11):1999-2017.

Lee A. et Slak M.-F. (2007). Les paysages français changent entre 1992 et 2002 : artificialisation et fermeture des paysages aux dépens du mitage ou de la déprise des zones agricoles. *Agreste - Les Cahiers*, 3:22 p.

Leibenstien H. (1966). Allocative efficiency vs. 'X-efficiency'. *American Economic Review*, 56(3):392-415.

Leprince M. et Guengant A. (2002). Interactions fiscales verticales et réaction des communes à la coopération intercommunale. *Revue Economique*, 53(3):525-535.

Leprince M., Madiès T. et Paty S. (2003). Business tax interactions among local governments : an empirical analysis of the French case. *Journal of Regional Science*, 47(3):603-621.

Leprince M., Paty S. et Reulier E. (2005). Choix d'imposition et interactions spatiales entre collectivités locales : un test sur les départements français. *Recherches économiques de Louvain*, 71(1):67-93.

Lévêque F. (2004). *Economie de la réglementation*. Editions La Découverte, Paris, 128 p.

Lifran R. et Oueslati W. (2007). Eléments d'économie du paysage. *Economie Rurale*, 297-298:85-98.

Lindahl E. (1919). Just taxation-A positive solution. Traduction anglaise de Die Gerechtigkeit der Besteuerung, *in Classics in the Theory of Public Finance*, R. Musgrave and A. Peacock, MacMillan, New York, pp.168-176.

Lindblom C.E. (1959). The science of muddling through. *Public Administration Review*, 19(2):79-88.

Liotard V. (2000). *Le jardin pas cher : mythe ou réalité ?* Mémoire de fin d'études, Institut des Techniques de l'Ingénieur en Aménagement Paysager de l'Espace, Lille, 142 p.

Longuépée J. (2003). *Analyse économique des aménités : une application au domaine des inondations*. Séminaire interdisciplinaire sur le développement durable, Lille, 18 décembre 2003.

Lundberg J. (2006). Spatial interaction model of spillovers from locally provided public services. *Regional Studies*, 40(6):631-644.

Lundberg J. et Lundberg S. (2004). *Join the Club - On the Attractiveness of Golf Club Membership*. ERSA conference papers ersa04p242, European Regional Science Association, 16 p.

Luginbühl Y. (1997). La plante a-t-elle absorbé la nature humaine ? *In : La plante dans la ville*, Angers (France), 5-7 novembre 1996, Editions INRA, Les colloques n°84, Paris, pp. 35-44.

Luttik J. (2000). The value of trees, water and open space as reflected by house prices in the Netherlands. *Landscape and Urban Planning*, 48(3-4), 161-167.

Lutzenhiser P.H. et Netusil N.R. (2001). The effect of open spaces on a home's sale price. *Contemporary Economic Policy*, 19(3):291-298.

Maas J., Verheij R.A, Groenewegen P.P, de Vries S. et Spreeuwenberg P. (2006). Green space, urbanity, and health: how strong is the relation? *Journal of Epidemiology and Community Health*, 60(7):587-592.

Maas J., van Dillen S.M.E., Verheij R.A. et Groenewegen P.P. (2009). Social contacts as a possible mechanism behind the relation between green space and health. *Health & Place*, 15(2):586-595.

Madariaga B. et McConnell K.E. (1987). Exploring existence value. *Water Resources Research*, 23(5):936-942.

Madiès T., Paty S. et Rocaboy Y. (2004). Horizontal and vertical externalities: an overview of the theoretical and empirical studies. *Urban Public Economics Review*, 2:63-93.

Madiès T., Paty S. et Rocaboy Y. (2005). Externalités fiscales horizontales et verticales : où en est la théorie du fédéralisme financier ? *Revue d'Economie Politique*, 115(1):17-63.

Mäler K.-G. (1974). *Environmental economics : a theoretical inquiry*. Resources for the Future, Baltimore, 278 p.

Mansfield C., Pattanayak S.K., McDow W., McDonald R. et Halpin P. (2005). Shades of green: Measuring the value of urban forests in the housing market. *Journal of Forest Economics*, 11(3):177-199.

Margolis J. (1955). A comment on the pure theory of public expenditure. *Review of Economics and Statistics*, 37(4):347-349.

Marshall A. (1890). *Principles of economics: an introductory volume*. Macmillan, Londres.

Marshall E. (2004). Open-space amenities, interacting agents, and equilibrium landscape structure. *Land Economics*, 80(2):272-293.

Maruyama A., Sugimoto Y. et Kikuchi M. (1995). Evaluation of urban amenities in Chiba City: a hedonic approach with mesh data. *The Technical Bulletin of Faculty of Horticulture*, 49:207-212.

Mathis E.J. et Zech C.E (1986). An Examination into the relevance of the median voter model: empirical evidence offers support for the model and certain uses. *American Journal of Economics and Sociology*, 45(4):403-412.

McConnell V. et Wells M. (2005). *The value of open space: evidence from studies of nonmarket behavior*. Resources for the Future, Washington, D.C., 82 p.

McGreer E. et McMillan M.L. (1993). Public demands from alternative congestion functions. *Journal of Urban Economics*, 33(1):95-114.

McGuire T.J. (1999). Proposition 13 and its offspring: For good or for evil. *National Tax Journal*, 52(1):129-138.

McMillan M.L., Wilson R.W. et Arthur L.M. (1981). The publicness of local public goods: Evidence from Ontario municipalities. *Canadian Journal of Economics*, 14(4):596-608.

McPherson E.G. (1994). Using urban forests for energy efficiency and carbon storage. *Journal of Forestry*, 92(10):36-41.

McPherson E.G. (2001). Sacramento's parking lot shading ordinance: environmental and economic costs of compliance. *Landscape and Urban Planning*, 57(2):105-123.

McPherson E.G. et Simpson J.R. (2003). Potential energy savings in buildings by an urban tree planting programme in California. *Urban Forestry and Urban Greening*, 2(2):73-86.

McPherson E.G., Nowak D., Heisler G., Grimmond S., Souch C., Grant R. et Rowntree R. (1997). Quantifying urban forest structure, function, and value: the Chicago urban forest climate project. *Urban Ecosystems*, 1(1):49-61.

Meade J.E. (1952). External economies and diseconomies in a competitive situation. *Economic Journal*, 62(245):54-67.

Mendelsohn R. (1985). Identifying structural equations with single market data. *Review of Economics and Statistics*, 67(3):525-529.

Merillot J.-M. (1997). Espaces urbains végétalisés et gestion des déchets. *In : La plante dans la ville*, Angers (France), 5-7 novembre 1996, Editions INRA, Les colloques n°84, Paris, pp. 91-98.

Michelangeli A. (2005). *Modélisation hédonique pour l'évaluation des politiques publiques.* Thèse de doctorat, Université de Cergy-Pontoise, 227 p.

Milgrom P. (1993). Is sympathy an Economic value? *In: Contingent valuation: A critical Assessment*, Hausman, J.A., Editor, North Holland Press, Amsterdam, pp. 417-442.

Mills E.S. (1972). *Urban Economics*. Scott Foresman Glenview, Illinois.

Mishan E.J. (1965). Reflections on recent developments in the concept of external effects. *Canadian Journal of Economics and Political Science*, 31(1):3-34.

Mitchell R.C et Carson R.T. (1989). *Using surveys to value public goods: the contingent valuation method*. Resources for the Future, Washington, D.C., 488 p.

Morancho A.B. (2003). A hedonic valuation of urban green areas. *Landscape and Urban Planning*, 66(1):35-41.

More T.A., Stevens T. et Allen P.G. (1988). Valuation of urban parks. *Landscape and Urban Planning*, 15(1-2):139-152.

Morer M. (2004). *Coût marginal des fonds publics et inefficacité de la concurrence fiscale entre collectivités locales : une analyse de la littérature*. Document de travail n°2000-40, Thema, 18 p.

Morey E. (2004). *Ax murdering and wash your hands after using the toilet: a contrite/confused economist*. University of Colorado, 8 p.

Mougeot M. (1990). Economie publique locale et théorie économique. *Revue Economique*, 41(1):153-158.

Mueller D. (2003). *Public choice III*. Cambridge University Press, Cambridge, 788 p.

Murdoch J.C., Rahmatian M. et Thayer M.A. (1993). A spatially autoregressive median voter model of recreation expenditures. *Public Finance Quarterly*, 21(3):334-350.

Murdoch J.C., Sandler T. et Sargent K. (1997). A tale of two collectives: sulphur versus nitrogen oxides emission reduction in Europe. *Economica*, 64(254):281-301.

Musgrave R.A. (1959). *The theory of public finance*. McGraw Hill, New York, 628 p.

Muth R.F. (1969). *Cities and Housing*. University of Chicago Press, 355 p.

Napoléone C. (2005). *Prix fonciers et immobiliers, et localisation des ménages au sein d'une agglomération urbaine*. Thèse de doctorat, EHESS, GREQAM, Marseille, 297 p.

Nelson E., Michinori U. et Polasky S. (2007). Voting on open space: what explains the appearance and support of municipal-level open space conservation referenda in the United States? *Ecological Economics*, 62(3-4):580-593.

Niskasen W.A. (1971). *Bureaucracy and representative government*. Aldine-Atherton Press, Chicago, 251 p.

Oates W.E. (1969). The effects of property taxes and local public spending on property values : an empirical study of tax capitalization and the Tiebout hypothesis. Journal of Political Economy, 77(6):957-971.

Oates W.E. (1988). On the measurement of congestion in the provision of local public goods. *Journal of Urban Economics*, 24(1):85-94.

OCDE (2001). *Multifunctionality: Toward an analytical framework*. OCDE, Paris, 160 p.

Oh K. et Jeong S. (2007). Assessing the spatial distribution of urban parks using GIS. *Landscape and Urban Planning*, 82(1-2):25-32.

Olson M. (1971). *The logic of collective action*. Harvard University Press, Cambridge, 186 p.

Organisation des Nations Unies (2009). *World urbanization prospects : the 2007 revision*. Document ESA/P/WP/205, Population Division of the Department of Economic and Social Affairs, New York, 244 p.

Oueslati W., Salanié J. et Choumert J. (2006). *Modes d'approvisionnement en végétaux: Enseignement de la modélisation économique*. Actes des 11ème Assises du CNVVF, 30 novembre et 1er décembre 2006, Vichy, 11 p.

Oueslati W., Madariaga N. et Salanié J. (2008). Évaluation contingente d'aménités paysagères liées à un espace vert urbain. *Revue d'Etudes en Agriculture et Environnement*, 87(2):77-99.

Pack H. et Pack J.R. (1978). Metropolitan fragmentation and local public expenditures. *National Tax Journal*, 31(4):349-362.

Paterson R.W. et Boyle K.J. (2002). Out of sight, out of mind? Using GIS to incorporate visibility in hedonic property value models. *Land Economics*, 78(3):417-425.

Paty S., Jayet H. et Pentel A. (2002). Existe-t-il des interactions fiscales stratégiques entre les collectivités locales ? *Economie et Prévision*, 154(3):95-106.

Pearce D.W. et Turner. R.K. (1990). *Economics of natural resources and the environment*. Harvester Wheatsheaf, London, 378 p.

Peltzman S. (1976). Toward a more general theory of regulation. *Journal of Law and Economics*, 19(2):211-240.

Peterson G.L. et F. Sorg C.G. (1987). *Toward the measurement of total economic value*. U.S. Dept. of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, 44 p.

Picard P. (1987). *Eléments de microéconomie. Théorie et applications*. Domat-Montchrestien, Paris, 587 p.

Pigou A.C. (1920). *The economics of welfare*. Macmillan and Co., London.

Pionnier P.-A. et Bournay J. (2007). L'économie française : ruptures et continuités de 1959 à 2006. *Insee Première*, 1136:4 p.

Plateau C. et Rakotomalala J. (2005). L'attrait des maisons individuelles en milieu rural mais proches des villes. *SESP en bref*, 1:4 p.

Pollakowski H.O (1973). The effects of property taxes and local public spending on property values : a comment and further results. *Journal of Political Economy*, 81(4):994-1003.

Pommerehne W. (1978). Institutional approaches to estimating public expenditures: Empirical evidence from Swiss municipalities. *Journal of Public Economics*, 9(2):255-280.

Pommerehne W. et Frey B. (1976). Two approaches to estimating public expenditures. *Public Finance Review*, 4(4):395-407.

Pornon H. (1992). *Les SIG : mise en oeuvre et applications*. Editions HERMES, Paris, 156 p.

Poudyal N.C, Hodges D.G. et Merrett C.D. (2009a). A hedonic analysis of the demand for and benefits of urban recreation parks. *Land Use Policy*, 26(4):975-983.

Poudyal N.C., Hodges D.G., Tonn B. et Cho S.-H. (2009b) Valuing diversity and spatial pattern of open space plots in urban neighborhoods. Forest Policy and Economics, 11(3):194-201.

Powe N.A. et Willis K.G. (2004). Mortality and morbidity benefits of air pollution (SO2 and PM10) absorption attributable to woodland in Britain. *Journal of Environmental Management*, 70(2):119-128.

Price C. (1978). *Landscape economics*. The Mac Millan Press, London, 168 p.

Prow T. (1999). The power of trees. *The Illinois Steward Magazine*, 7(4).

Qadeer M.A. (1981). The nature of urban land. *American Journal of Economics and Sociology*, 40(2):165-182.

Rambonilaza M. (2004). Evaluation économique de la demande de paysages : états des lieux et réflexions sur le transfert des valeurs disponibles. *Cahiers d'Economie et Sociologie Rurales*, 70:77-101.

Reiter M. et Weichenrieder A.J. (1999). Public goods, club goods, and the measurement of crowding. *Journal of Urban Economics*, 46(1):69-79.

Reiter M. et Weichenrieder A.J. (2003). Are public goods public? A critical survey of the demand estimates for local public services. *Finanzarchiv*, 54(3):374-408.

Revelli F. (2001). Spatial patterns in local taxation: tax mimicking or error mimicking? *Applied Economics*, 33(9):1101-1107.

Reygrobellet B. (2008). *La nature dans la ville: biodiversité et urbanisme*. Conseil Economique et Social, Paris, 182 p.

Ridker R et Henning J. (1967). The determinants of residential property with special reference to air pollution. *Review of Economics and Statistics*, 49:246-257.

Robbins L. (1935). *An essay on the nature and significance of economic science*. Macmillan, London, 175 p.

Rocaboy Y. et Tavéra C. (2006). *Local public expenditure behavior : the influence of municipality size on the relevance of demand or supply models*. mimeo, 13 p.

Romer T. et Rosenthal H. (1979). The elusive median voter. *Journal of Public Economics*, 12(2):143-170.

Rosen H.S. (1974). Hedonic prices and implicit markets: product differentiation in pure competition. *Journal of Political Economy*, 82(1):34-55.

Rosen H.S. et Fullerton D.J. (1977). A note on local tax rates, public benefit levels, and property values. *Journal of Political Economy*, 85(2):433-440.

Rosenthal D.H. et Nelson R.H. (1992). Why existence value should not be used in cost benefits analysis. *Journal of Policy Analysis and Management*, 11(1):116-122.

Rozet P.-J. (2005). *Communes, intercommunalités, quels devenirs ?* Conseil Economique et Social, Paris, 172 p.

Salanié B. (2000). *Microeconomics of market failures*. The MIT Press, Cambridge, 238 p.

Salmon P. (1987). Decentralisation as an incentive scheme. *Oxford Review of Economic Policy*, 3(2):24-43.

Samuelson P.A. (1954). The pure theory of public expenditure. *Review of Economics and Statistics*, 36(4):387-389.

Samuelson P.A. (1962). *L'économique : techniques modernes de l'analyse économique*. Armand Colin, Paris, 903 p.

Sander H.A. et Polasky S. (2009). The value of views and open space: Estimates from a hedonic pricing model for Ramsey County, Minnesota, USA. *Land Use Policy*, 26(3):837-845.

Santerre R.E. (1985). Spatial differences in the demands for local public goods. *Land Economics*, 61(2):119-128.

Schläpfer F. (2007). Demand for public landscape management services: collective choice-based evidence from Swiss cantons. *Land Use Policy*, 24(2):425-433.

Schläpfer F. et Hanley N. (2003). Do local landscape patterns affect the demand for landscape amenities protection? *Journal of Agricultural Economics*, 54(1):21-34.

Schultz S.D. et King D.A (2001). The use of census data for hedonic price estimates of open-space amenities and land use. *Journal of Real Estate Finance & Economics*, 22(2-3):239-252.

Scitovsky T. (1954). Two concepts of external economies. *Journal of Political Economy*, 62(2):143-151.

Scotchmer S. (2002). Local Public Goods and Clubs. *In: Handbook of Public Economics*, Alan Auerbach and Martin Feldstein, eds., vol IV, ch. 29, North-Holland Press, Amsterdam, pp. 1997-2042.

Scotchmer S. et Thisse J.-F. (1993). Les implications de l'espace pour la concurrence. *Revue Economique*, 44(4):653-670.

Sénat (2007). *La mesure des prix immobiliers : de nombreuses sources, diversement exploitées*. Service des Etudes Economiques et de la Prospective, 8 p.

Sheppard S.C. (1997). *Hedonic analysis of housing markets*. Department of Economics, Oberlin College, mimeo.

Slak M.-F. et Lee A. (2001). L'agriculture s'intensifie, l'urbain s'étend… et l'occupation du territoire enregistre les transformations à l'œuvre. *Agreste - Les Cahiers*, 1:10 p.

Slak M.-F., Lee A. et Michel P. (2001). L'évolution des structures d'occupation du sol vue par Teruti. *Agreste - Les Cahiers*, 1:13 p.

Small K.A. et Steimetz S. (2007). *Spatial hedonics and the willingness to pay for residential amenities*. Working Papers n°050631, University of California-Irvine, 17 p.

Solé-Ollé A. (2003). Electoral accountability and tax mimicking: the effects of electoral margins, coalition government, and ideology. *European Journal of Political Economy*, 19(4):685-713.

Solé-Ollé A. (2006). Expenditure spillovers and fiscal interactions: empirical evidence from local governments in Spain. *Journal of Urban Economics*, 59(1):32-53.

Starrett D.A. (1981). Land value capitalization in local public finance. *Journal of Political Economy*, 89(2):306-327.

Stigler G.J. (1971). The theory of economic regulation. *Bell Journal of Economics*, 2(1):3-21.

Stiglitz J.E. (2000). *Economics of the public sector*. W.W. Norton & Co, New York, 848 p.

Sullivan W. et Kuo F. (1996). Do trees strengthen urban communities, reduce domestic violence? *Arborist News*, 5(3):33-34.

Tajibaeva L., Haight R.G. et Polasky S. (2008). A discrete-space urban model with environmental amenities. *Resource and Energy Economics*, 30(2):170-196.

Tajima K. (2003). New estimates of the demand for urban green space : implications for valuing the environmental benefits of Boston's big dig project. *Journal of Urban Affairs*, 25(5):641-655.

Terra S. (2001). *Guide de bonnes pratiques pour la mise en oeuvre de la méthode des prix hédonistes*. Document de travail n°05 – M01, Direction des études économiques et de l'évaluation environnementale, Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, Paris, 35 p.

Tiebout C.M. (1956). A pure theory of local expenditures. *Journal of Political Economy*, 64(5):416-424.

Travers M. (2007). *Méthode des prix hédoniques et évaluation des actifs environnementaux : application au cas du littoral*. Thèse de doctorat, Université de Bretagne Occidentale, Brest, 452 p.

Troy A. et Grove J.M. (2008). Property values, parks, and crime: A hedonic analysis in Baltimore, MD. *Landscape and Urban Planning*, 87(3):233-245.

Tulkens H. (1995). L'environnement peut-il être appréhendé comme un bien économique? *In : C. Stoffaes and M. Richard (eds), Environnement et choix économiques de l'entreprise*, Cahiers de Prospective, InterEditions, Paris, pp. 22-31.

Tullock G., Brady G. et Seldon A. (2002). *Government failure: a primer in public choice*. Cato Institute, Washington D.C, 185 p.

Turnbull G.K. (1988). Residential development in an open city. *Regional Science and Urban Economics*, 18(2): 307-320.

Turnbull G. K. et Djoundourian S.S. (1993). Overlapping jurisdictions: substitutes or complements. *Public Choice*, 75(3):231-245.

Turnbull G. K. et Djoundourian S.S. (1994). The median voter hypothesis: evidence from general purpose local governments. *Public Choice*, 81(3-4):223-240.

Turnbull G. et Mitias P. (1995). Which median voter? *Southern Economic Journal*, 62(1):183-191.

Turner M.A. (2005). Landscape preferences and patterns of residential development. *Journal of Urban Economics*, 57(1): 19-54.

Tyrväinen L. (1997). The amenity value of the urban forest: An application of the hedonic pricing method. *Landscape and Urban Planning*, 37(3-4):211-222.

Tyrväinen L. (2001). Economic valuation of urban forest benefits in Finland. *Journal of Environmental Management*, 62(1):75-92.

Tyrväinen L. et Miettinen A. (2000). Property prices and urban forest amenities. *Journal of Environmental Economics and Management*, 39(2):205-223.

Tzoulas K., Korpela K., Venn S., Yli-Pelkonen V., Kazmierczak A., Niemela J. et James P. (2007). Promoting ecosystem and human health in urban areas using green infrastructure : A literature review. *Landscape and Urban Planning*, 81(3):167-178.

Udehn L. (1995). *The limits of public choice*. Routledge, New York, 464 p.

Ulrich R.S. (1984). View through a window may influence recovery from surgery. *Science*, 224(4647):420-421.

UNEP (2007). *Les chiffres clés du paysage*. UNEP, Paris, 24 p.

UNEP-IPSOS (2008). *Les espaces verts de demain. Usages et attentes des Français*. UNEP, Paris, 20 p.

Uuemaa E., Antrop M., Roosaare J., Marja R. et Mander Ü. (2009). Landscape metrics and indices : an overview of their use in landscape research. *Living Reviews in Landscape Research*, 3:28p.

Van Herzele A. et Wiedemann T. (2003). A monitoring tool for the provision of accessible and attractive urban green spaces. *Landscape and Urban Planning*, 63(2):109-126.

Van Renterghem T. et Botteldooren D. (2009). Reducing the acoustical facade load from road traffic with green roofs. *Building and Environment*, 44(5):1081-1087.

Vanslembrouck I. et Van Huylenbroeck G. (2005). *Landscape amenities: economic assessment of agricultural landscapes*. Springer-Verlag, New York, 202 p.

Varian H.R. (1995). *Analyse microéconomique*. De Boeck, Bruxelles, Paris, 509 p.

Viguier M. (2006). *Les perspectives économiques des secteurs de l'horticulture*. Journal officiel de la République française, avis et rapports du Conseil Economique et Social, Paris, 184 p.

Von Thünen J. H. (1826). *Der isolierte Staat in Beziehung auf Landwirtschaft und Nationalökonomie*. 678 p.

Ward M.D. et Gleditsch K.S. (2008). *Spatial regression models*. SAGE Publications, 112 p.

Waugh F.V. (1929). Quality factors influencing vegetable prices. *Journal of Farm Economics*, 10:185-196.

Weisbrod B.A. (1964). Collective-consumption services of individual-consumption goods. *Quarterly Journal of Economics*, 78(3):471-477.

Wheaton W.C. (1982). Urban residential growth under perfect foresight. *Journal of Urban Economics*, 12(1): 1-21.

Wicksell K. (1896). *Finanztheoretische Untersuchungen debst Darstellung und Kritik des Steuersystems Schwedens*. Jena: Gustav Fischer.

Wildasin D.E. (1987). Theorical analysis of local public economics. *In : Handbook of Regional and Urban Economics*, E. S. Mills (ed.), volume 2, Chap. 29, pp. 1131- 1178.

Wildasin D.E. (1988). Nash equilibria in models of fiscal competition. *Journal of Public Economics*, 35(2):229-240.

Wildasin D.E. (1991). Some rudimetary ‘duopolity’ theory. *Regional Science and Urban Economics*, 21(3):393-421.

Wildasin D.E. et Wilson J.D. (1991). Theoretical issues in local public economics : an overview. *Regional Science and Urban Economics*, 21(3):317-331.

Wildavsky A.D. (1964). *Politics of the budgetary process*. Little Brown, Boston, 216 p.

Wildavsky A.D. (1975). *Budgeting: a comparative theory of the budgetary process*. Little Brown, Boston, 432 p.

Willig R.D. (1976). Consumer's surplus without apology. *American Economic Review*, 66(4):589-597.

Willis K.G. (2003). Pricing Public Parks. *Journal of Environmental Planning and Management*, 46(1):3-17.

Willis P.K. et Osman D.L. (2005). *Economic benefits of accessible green spaces for physical and mental health : scoping study*. Forestry Commission, CJC Consulting, Oxford, 67 p.

Wilson J.D. (1986). A theory of interregional tax competition. *Journal of Urban Economics*, 19(3):296-315.

Wilson J.D. (1999). Theories of tax competition. *National Tax Journal*, 52(2):269-304.

Witt P.A. et Crompton J.L. (1996). The at-risk youth recreation project. *Journal of Park and Recreation Administration*, 14(3):1-9.

Wittman D. (1973). Parties as utility maximizers. *American Political Science Review*, 67(2):490-498.

Wittman D. (1983). Candidate motivation: a synthesis of alternative theories. *American Political Science Review*, 77(1):142-157.

Wittman D. (1995). *The myth of democratic failure: why political institutions are efficient.* University of Chicago Press, Chicago, 240 p.

Wyckoff P.G. (1988). A bureaucratic theory of flypaper effects. *Journal of Urban Economics*, 23(1):115-129.

Wu J. (2001). Environmental amenities and the spatial pattern of urban sprawl. *American Journal of Agricultural Economics*, 83(3):691-697

Wu J. (2006). Environmental amenities, urban sprawl, and community characteristics. *Journal of Environmental Economics and Management*, 52(2):527-547.

Wu J. et Plantinga A.J. (2003). The influence of public open space on urban spatial structure. *Journal of Environmental Economics and Management*, 46(2):288-309.

Yinger J. (1982). Capitalization and the theory of local public finance. *Journal of Political Economy*, 90(5):917-943.

Zhang L., Liu Q., Hall N.W. et Fu Z. (2007). An environmental accounting framework applied to green space ecosystem planning for small towns in China as a case study. *Ecological Economics*, 60(3):533-542.

Zodrow G.R. et Mieszkowski P. (1986). Pigou, Tiebout, property taxation and the underprovision of local public goods. *Journal of Urban Economics*, 19(3):356-370.

Annexes

Annexe 1. Historique des espaces verts

Epoque	Fonction	Symbolique	Style et composition
Gallo-romaine (Ier s. av. J.-C. – Ve s. apr. J.-C.)	Nourricier	Clairière originelle Protecteur Opposition à la forêt sauvage	Potager
Romaine	Agrément/privé Rencontre/ réflexion philosophique et poétique Prolongement de la demeure	Opposition à la ville Valeurs philosophiques de l'antiquité	Jardins architecturés : symétrie, topiaires (tonte des arbres et arbustes selon des formes variées)
Haut Moyen-Âge	Potager/médicinal	Reconquête de la forêt barbare	Utilitaire
Moyen-Âge gothique	Jardins de monastère : méditatif/savant Jardins princiers Agrément/prestige	Jardin secret/religieux Emblématique Jardin courtois	Plan raisonné, carrés de potagères et médicinales, plates bandes, vergers, prés fleuris
Renaissance	Jardins royaux Agrément/prestige Prolongement de la demeure	Retour aux valeurs antiques	Jardin tableau, statuaire Broderies, carrés, plates bandes, Symétrie et début de la perspective
XVIIe siècle	Jardins royaux Agrément/prestige/fête/représentation Embellissement de la ville Prolongement et mise en valeur de la demeure Ouverture progressive au public de « bonne apparence » Educatif	Pouvoir Raison/intelligence Maîtrise de la nature sauvage Jardin de représentation sociale	Jardin tableau Jardin à la française Symétrie, régulier, perspective, sculptures, végétaux taillés
XVIIIe siècle	Jardins privés Agrément	Romantisme Mise en valeur des paysages ruraux	Jardin tableau Jardin paysager à l'anglaise, irrégulier
Révolution Premier Empire	Jardins ouverts au public Activités ludiques et festives Parade militaire	Prestige, magnificence	Parc d'attraction
Restauration Monarchie de Juillet	Premier square de quartier ouvert au public Santé publique, promenade, repos	Prestige Paradis social	Square parisien Irrégulier, paysager, décoratif
Second Empire	Jardin public : agrément/hygiéniste Repos, détente, promenade/sécurité	Prestige Paradis social	Jardin tableau Paysage à l'anglaise, irrégulier,

	Représentation sociale Organisation urbaine, embellissement et fonctionnalité		décoratif, horticole, exotique
Début du XXe siècle	Jardins publics Organisation urbaine Agrément/santé publique : espace d'activités, lieu social (jeu, détente, promenade)	Social et moral	Moderne Décoratif et fonctionnel Architecturé, maçonné, style à la française et à l'anglaise mélangé Grandes aires de jeux
1950-1970	Equipement d'accompagnement des logements collectifs Comblement des vides urbains	Fonctionnel	« Espace vert » réduit à sa plus simple expression
1970-2000	Jardins publics Organisation et prestige de la ville Equipements de proximité Lieu d'agrément social, jeu pour les enfants en bas âge, détente, promenade, rencontre, animation éducative	Espace de campagne Refuge Espace de compensation face aux nuisances urbaines	Jardins paysagers Grand terre-plein central ceinturé de végétation dense Aires de jeux, espaces d'intimité, pelouses, massifs

Source : Liotard (2000)

Annexe 2. Les fonctions des espaces verts

Types d'espaces verts	Fonctions						
	Récréative	**Sociale**	**Aménités paysagères**	**Régulation de l'espace**	**Economique**	**Sanitaire**	**Ecologique**
Parcs, jardins publics, squares	X	X	X	X	X	X	X
Accompagnements de voies			X	X			X
Accompagnements de bâtiments publics (pelouses universitaires…)	X	X	X	X		X	X
Accompagnements d'habitations	X	X	X	X	X	X	X
Accompagnements de bâtiments industriels et commerciaux		X	X	X	X	X	X
Espaces verts d'établissements sociaux et éducatifs	X	X	X			X	X
Equipements sportifs	X	X			X	X	
Cimetières		X					
Forêts urbaines	X	X	X	X	X	X	X
Ceintures vertes, coulées vertes	X	X	X	X	X	X	X
Friches							
Espaces verts à vocation pédagogique	X	X					X
Toitures végétales, murs végétalisés			X				X
Jardins familiaux	X	X			X		
Jardins privés	X		X		X	X	X

Source : conception de l'auteur

Annexe 3. Résultats des travaux utilisant la méthode d'évaluation contingente

Auteurs	Zone d'étude, année, (taille de l'échantillon)	Attributs évalués	Véhicule de paiement	CAP moyen	Bénéfices sociaux	Effet revenu
Caula et *al.* (2009)	Montpellier (France), 2006 (100)	Attributs paysagers des espaces verts (aménagement naturel ou ornemental)	Fiscalité locale	0,18-0,28 % du revenu mensuel moyen du ménage 0,08-0,12 % du revenu mensuel moyen du ménage	ND	> 0
Chen et Jim (2008)	Zhuhai (Chine), 2006 (598)	Valeur liée aux bénéfices récréatifs d'un nouveau projet d'espace vert	Choix entre taxe spéciale pour les espaces verts, don et frais d'admission	RMB 161,84 par ménage et par an *(17 €)*	RMB 12,3 millions par an (*1.25 million €)*	> 0
Damigos et Kaliampakos (2003)	Athènes (Grèce), 1998-1999 (200)	Création d'un espace vert à la place d'une carrière	Paiement unique	30,75 € par personne	248 245 €	> 0
Del Saz Salazar et Garcia Menéndez (2007)	Valence (Espagne), 2001 (900)	Nouveau site pour un parc urbain	Taxe spéciale étalée sur 5 ans	7830 - 11 238 Pesetas *(47 € - 66 €)*	9 804 934 514 – 10 509 489 474 Pesetas *(58 928 843 €-63 163 304 €)*	> 0
Del Saz-Salazar et Rausell-Köster (2008)	Valence (Espagne), 2005 (1 455)	Valeur d'usage d'un parc urbain	Taxes locales	7,60 € par personne et par an	2 191 498 €/an (toutes les familles) 2 803 032 €/an (toutes les maisons)	> 0
Jim et Chen (2006a)	Guangzhou (Chine), 2003 (340)	Bénéfices récréatifs des parcs urbains	Frais d'admission	RMB 17,40 par personne et par mois *(2 €)*	RMB 547 millions/ mois *(56 millions €)*	>0

Oueslati et *al.* (2008)	Angers (France), 2005 (118)	Attributs paysagers d'un parc urbain	Taxes locales	1,38 € - 1,42 € par personne et par an	ND	NS
Tyrväinen (2001)	Joensuu et Salo (Finlande), 1995-1996 (500)	Valeur d'usage récréatif des forêts urbaines Valeur d'existence des forêts urbaines	Frais d'admission mensuels / Frais d'admission par visite Taxes locales	42-53 FIM par personne et par mois *(7-9 €)* 31-76 FIM par personne et par mois *(5-13 €)* 126-220 FIM par ménage et par an *(21-35 €)* 74-169FIM par ménage et par an *(12-28 €)*	4,04-8,58 million FIM/an *(0,7-1,4 million €)* 6,14 million FIM/an *(1.03 million €)* 1,79 million FIM/an *(0,3 million €)* 0,65 million FIM/an *(0.1 million €)*	ND

Note : (1) Les taux de change sont les taux moyens du marché au 15/08/2009 avec 1 RMB (Renminbi) = 0.10 €, $ 1 = 0,69 € et 1 Yen = 0.007 € (2) ND : non disponible (3) NS : non significatif.

Annexe 4. Champs de la base PERVAL

lib_champ	theme	Taux de renseignement 2005	valeurs	Commentaire
date mutation	notaire	100,00%		Date de la mutation (aaaa/mm/jj)
Nature de la mutation	notaire	99,00%	7 modalités	Nature de la mutation
Type de négociation	notaire	47,00%	3 modalités	Détermine si un intermédiaire a mis les parties en relation ou si le vendeur et l'acquéreur ont négocié sans l'aide d'une tierce personne
Qualité du vendeur	vendeur	96,00%	7 modalités	Qualité du vendeur
Profession du vendeur	vendeur	70,00%	26 modalités	Il s'agit d'indiquer la catégorie socioprofessionnelle (nomenclature INSEE) la plus proche de l'activité du vendeur (cette information ne concerne que les particuliers).Si plusieurs personnes vendent, on reporte la profession du plus âgé d'entre eux. Pour un couple marié, on reporte la profession du vendeur masculin
Statut matrimonial du vendeur (m,d,v,c,..)	vendeur	73,00%	6 modalités	Statut matrimonial du vendeur (Cette information ne concerne que les particuliers)
Type d'indivision du vendeur (f,i,m,n)	vendeur	99,00%	4 modalités	Détermine s'il y a un seul ou plusieurs propriétaires vendeurs
Commune du vendeur - code Insee	vendeur	95,00%		Code INSEE de la commune du dernier domicile du vendeur. Si plusieurs personnes vendent ensemble, on reporte le numéro de commune du dernier domicile du plus âgé. Pour un couple marié, on reporte le domicile du vendeur masculin . Les codes commençant par "99" correspondent à des acquéreurs domiciliés à l'étrangers. Les

				lettres suivant ce code permettent de dérterminer le pays (voir nomenclature v_nat)
Année de naissance du vendeur	vendeur	73,00%		Année de naissance du vendeur (Cette information ne concerne que les particuliers).Lorsque plusieurs personnes vendent, on reporte l'année de naissance du vendeur le plus âgé. Pour un couple marié, on reporte l'année de naissance du vendeur masculin
Sexe du vendeur (f,m)	vendeur	73,00%	2 modalités	Sexe du vendeur (Cette information ne concerne que les particuliers)
Nationalité du vendeur	vendeur	99,00%		Nationalité du vendeur. Si plusieurs personnes vendent ensemble, on reporte celle du plus âgé. Pour un couple marié, on reporte celle du vendeur masculin. Pour les entreprises (EN, SC…) on indique le pays du siège social.
Qualité de l'acquéreur	acheteur	96,00%	7 modalités	Qualité de l'acquéreur
Profession de l'acheteur	acheteur	81,00%	26 modalités	Il s'agit d'indiquer la catégorie socioprofessionnelle (nomenclature INSEE) la plus proche de l'activité de l'acquéreur (cette information ne concerne que les particuliers).Si plusieurs personnes achètent, on reporte la profession du plus âgé d'entre eux.Pour un couple marié, on reporte la profession de l'acquéreur masculin
Statut matrimonial de l'acheteur (m,d,v,c,..)	acheteur	84,00%	6 modalités	Statut matrimonial de l'acquéreur (Cette information ne concerne que les particuliers)
Type d'indivision de l'acheteur (f,i,m,n)	acheteur	99,00%	4 modalités	Détermine s'il y a un ou plusieurs propriétaires acquéreurs
Commune de l'acheteur - code insee	acheteur	95,00%		Code INSEE de la commune du dernier domicile de l'acquéreur. Si plusieurs personnes sont acquéreurs on reporte le numéro de commune du dernier domicile du plus âgé. Pour un couple marié, on reporte le

				domicile de l’acquéreur masculin Les codes commençant par "99" correspondent à des acquéreurs domiciliés à l'étrangers. Les lettres suivant ce code permettent de dérterminer le pays (voir nomenclature a_nat)
Année de naissance de l'acheteur	acheteur	84,00%		Année de naissance de l'acquéreur (Cette information ne concerne que les particuliers).Lorsque plusieurs personnes achètent, on reporte l’année de naissance de l'acquéreur le plus âgé. Pour un couple marié, on reporte l’année de naissance de l'acquéreur masculin
Sexe de l'acheteur (f,m)	acheteur	84,00%	2 modalités	Sexe de l'acquéreur (Cette information ne concerne que les particuliers)
Nationalité de l'acheteur	acheteur	99,00%		Nationalité de l’acquéreur. Si plusieurs personnes sont acquéreurs on reporte celle du plus âgé. Pour un couple marié, on reporte celle de l’acquéreur masculin. Dans le cas de société, on se réfère au siège social.
Commune du bien	localisation	99,00%		code INSEE de la commune du bien
Section cadastrale	localisation	99,00%		section cadastrale du bien
Numéro de plan cadastral - appartements	localisation	99,00%		parcelle cadastrale
Montant HT de la transaction en francs	prix	98,00%		Le prix net vendeur est le montant perçu par le vendeur. Il s’entend : hors droits de mutation, TVA, frais de règlement de copropriété, privation de jouissance, meubles, honoraires de négociation, commission d’agence, frais d’acte, frais de SAFER, frais d’adjudication notariale, réserve d’usufruit, droit d’usage et d’habitation. Le prix peut être nul lorsqu'il ne s'agit pas d'une vente de gré à gré ou lorsqu'on a pas su codifier le prix (écart dans l'acte de vente entre le prix de vente et la base des droits).

Taux de TVA	prix	100,00%	Le prix sera obligatoirement soumis au régime de la TVA, en partie ou en totalité (code J) si : • La vente est en Etat Futur d'Achèvement ou de Rénovation Lourde, • Une fraction ou l'immeuble entier n'a pas encore fait l'objet d'une première mutation dans les cinq ans suivant la date de son achèvement à une personne autre qu'un marchand de biens dans le cadre de son activité professionnelle, • La vente concerne un terrain à bâtir à usage autre que la construction d'une maison individuelle par des particuliers, • La déclaration fiscale fait mention de l'article 257-7 du CGI, Le prix ne sera pas soumis à la TVA (code A) si : • Le bien est achevé depuis plus de cinq ans et se trouve soumis à l'article 1594 D, • La qualité du vendeur ou de l'acquéreur entraîne une exonération (les terrains acquis par des particuliers à usage d'habitation sont exonérés de TVA), • Il s'agit d'un terrain sans engagement de bâtir dans les 4 ans, • L'immeuble a moins de cinq ans, mais qu'il a déjà fait l'objet d'une première mutation à une personne autre qu'un marchand de biens dans le cadre de son activité professionnelle.
Base TVA	prix	100,00%	C'est le montant de l'assiette de la TVA. Comme le prix net vendeur, la base s'entend : hors droits de mutation, TVA, frais de règlement de copropriété, montant de la privation de jouissance, montant des meubles, honoraires de négociation, commission d'agence, frais d'acte en mains, frais de SAFER, frais d'adjudication notariale. Y compris le montant de la réserve de droit

				d’usage et d’habitation, les indemnités de remploi. La base TVA peut être égale au prix HT dès lors que le bien vendu est neuf (au sens fiscale de la définition). La base de TVA sera différente du prix HT dès lors qu'une partie du bien vendu n'est pas neuve.
Montant TTC de la transaction en francs	prix	98,00%		Prix TTC de la mutation : montant hors taxes plus le montant de la TVA (base_tva*taux_tva/10000)
Valeur des meubles	prix	18,00%		Valeur des biens meubles vendus à l'occasion de la vente (exprimé en francs). La valeur des meubles n'est pas intégrée au prix du bien.
Valeur privation de jouissance	prix	1,00%		Montant de l'estimation de la privation de jouissance liée au fait que le bien reste occupé au-delà de la date de mutation. C'est une sorte de dédommagement financier car le bien est toujours occupé par l'ancien propriétaire après la vente.
Commission d'agence	prix	7,00%		Commission de l'intermédiaire ayant mis en relation le vendeur et l'acquéreur. Le montant de la commission d'agence n'est pas intégré au prix de l'immeuble.
Type mutation precedente	mutation précédente	89,00%	9 modalités	Type de mutation précédente (comment le vendeur est-il devenu propriétaire de l’immeuble) :
Date mutation précédente	mutation précédente	96,00%		Date de la dernière mutation constatée par un acte notarié : il s’agit de celle du jour de la signature de l’acte et non de la date de sa publication ou retranscription aux hypothèques.
Montant mutation précédente en francs	mutation précédente	44,00%		Valeur précédente du bien vendu. On ne reporte la valeur que lorsque le bien vendu précédemment correspond au bien de la mutation en cours. (contre exemple : un bien recueilli avec d'autres par succession puis vendu isolément). Il s’agit de la valeur déclarée ou du prix acquitté lorsque le vendeur est devenu propriétaire, quel que soit le type

				de mutation précédente.
Code occupation	occupation	99,00%	3 modalités	Détermine si, au jour de la vente, le bien est vendu libre, occupé ou partiellement occupé.
Occupé par le vendeur	occupation	98,00%	oui/non	Détermine si le bien était occupé par le vendeur (avant la vente)
Occupé par l'acquéreur	occupation	98,00%	oui/non	détermine si le bien était occupé par l'acquéreur (avant la vente) Exemples : on_occup_a=’O’ et cod_occup=’O’ : le bien est acheté par l’ancien locataire qui continue de l’occuper. on_occup_v=’O’ et cod_occup=’L’ : le bien vendu était la résidence principale du vendeur. Il libère le bien au moment de la vente.
Type de bail	occupation	8,00%	12 modalités	Détermine le type de bail / type d'exploitation éventuel du bien vendu (n'a de sens que si le bien est occupé)
Date de début du bail	occupation	3,00%		Date de début du bail. On prend la date la plus ancienne en cas de renouvellement indiqué dans l'acte
Durée du bail	occupation	2,00%		Durée définie dans le contrat de bail (exprimée en années)
Montant du loyer en francs	occupation	3,00%		Montant du loyer annuel (en cas de bail) ou valeur locative annuelle de la totalité du bien. C'est le montant du loyer TTC en cas de location professionnelle. Dans le cadre d'immeuble entier, c'est le cumul des loyers.
Bail restant à courir	occupation	2,00%		durée du bail restant à courir (exprimée en année)
Viager (O/N)	viager	99,00%	oui/non	Indique si le bien est vendu ou non en viager. Il peut être vendu libre ou occupé (Viager : vente qui permet au bénéficiaire du viager, généralement le vendeur, d’occuper le bien vendu ou de percevoir les fruits sa vie durant).
Type de propriété	divers	99,00%	12 modalités	Détermine si le bien est vendu dans son entier, si la vente porte sur la pleine propriété de l’immeuble ou non. Le droit de propriété peut être démembré en deux droits distincts :

				- d'une part, la nue-propriété qui est le droit de disposer de son bien à sa guise, et éventuellement de le modifier ou de le détruire ; - d'autre part " l'usufruit " qui est le droit de se servir de ce bien ou d'en recevoir les revenus, par exemple encaisser des loyers, des intérêts ou des dividendes.
Parts Sociale (O/N)	divers	99,00%	oui/non	Indique si l'immeuble est vendu sous la forme de cession de parts de société qui donnent lieu à l'attribution d'un logement. Certains biens (les appartements et les vignes) peuvent être représentés par des parts de société, dont la propriété donne droit à l'attribution et la jouissance du bien. On ne vend donc pas le bien immobilier en lui même mais les parts de société correspondantes. Dans certains cas, il n'y a pas vente de parts de société mais retrait partiel de l'associé et annulation de ses parts dans le capital social. Il échange la propriété de ses parts contre la propriété du bien dont il n'avait jusqu'alors que la jouissance.
Montant TTC de la transaction en euro	prix	98,00%		Prix TTC de la mutation en euros
Montant HT de la transaction en euro	prix	98,00%		Prix HT de la mutation en euros

lib_champ	**Type**	**Taux de renseignement 2005**	**valeurs**	**Commentaire**
Type de bien	caractère	94,00%	11 modalités	
Nbre pièces principales	numérique	94,00%		Nombre de pièces principales, y compris les pièces en sous-sol. • Dès lors que le type d'appartement indiqué est ST

			(studio), le nombre de pièces est automatiquement renseigné en 1 • Dès lors que le type d'appartement indiqué est CH (chambre de service), le nombre de pièces est automatiquement renseigné en 0 • Dans les autres cas (hors CH), les chambres de service ne sont pas incluses dans nbr_pièces, mais indiquées dans le champ nbr_chambres_service • Sont prises en compte les pièces à vivre, en excluant la cuisine et ses annexes (cellier, buanderie…), salle de bains, aires de circulation (entrée, couloir, dégagement…) • Les pièces doubles comptent pour 2 : double living, séjour double, salon salle à manger…sauf studio
Nbre chambres de service	numérique	1,00%	Nombre de chambres de service, chambres de bonne, mansardes de 1 à 6 peuvent être considérés également loges de gardiens ou studio vendus en annexe d'un appartement principal d'au moins 4 pièces (cette variable ne correspond pas au nombre de chambres de l'appartement)
nbre salles de bain	numérique	90,00%	Nombre de salles de bain, salles d'eau, salles de douche y compris celles situées au sous-sol (Un cabinet de toilette n'est pas une salle de bain) Cette valeur peut être inconnue, dans ce cas nbr_sdb prend la valeur conventionnelle 99 (inconnu)
nbre parkings	numérique	57,00%	Nombre de places de parking (box, garage couvert, places en extérieur). On prend en considération le nombre de places, par exemple : 1 pour un box simple et 2 pour un parking double.
Numéro de lot 1	caractère	95,00%	Numéros de lot. Le 1er lot saisi correspond au local principal (appartement) puis les autres aux annexes. En matière de copropriété, un lot est constitué d'une partie privative (logement, cave, parking) et d'une quote-part des parties communes et équipements collectifs. Chaque lot est identifier par un numéro. Par exemple un appartement et une cave : num_lot1 correspond au numéro de lot de l'appartement et num_lot2 correspond au numéro de lot de la cave.

Numéro de lot 2	caractère	76,00%		
Numéro de lot 3	caractère	35,00%		
Numéro de lot 4	caractère	7,00%		
Numéro de lot 5	caractère	2,00%		
Nbre de millièmes total	numérique	14,00%		Tantièmes de copropriété de l'ensemble de la copropriété
Frais de copropriéte	numérique	3,00%		Montant HT des frais de règlement de copropriété. Ces frais concernent les lots tels que les appartements, garages, locaux d'activité en état futur d'achèvement dont le règlement de copropriété est sur le point d'être établi ou achevé. Le coût de sa conception est répercuté sur l'ensemble des nouveaux propriétaires au prorata du nombre de millièmes privatifs qu'ils détiennent.
Surface habitable en m²	numérique	84,00%		Surface habitable carrez en m², saisie dans l'acte. Si le champ est nul alors c'est que l'information n'était pas renseignée.
Métré par géomètre (O/N)	caractère	79,00%		Indique si le métrage de la surface a été réalisé par un professionnel de l'immobilier
prix au m² en francs	numérique	84,00%		prix au m² HT en francs
Etage	numérique	91,00%		Quand il s'agit d'un duplex (DU) ou d'un triplex (TR), le numéro d'étage indiqué est celui du niveau le plus bas, correspondant à l'entrée de l'appartement. Pour un appartement situé en rez de chaussée la valeur saisie est 0 (zéro), à l'entresol : 1,5 et au sous-sol (résidence de montagne par exemple) : -1.
Usage de l'appartement	caractère	100,00%		Usage de l'appartement au jour de la vente.
Année construction	numérique	36,00%		
Epoque de construction	caractère	66,00%	7 modalités	

Code taux TVA	caractère	95,00%	13 modalités	
Etat futur d'achèvement O/N	caractère	95,00%		Les ventes en Etat Futur d'Achèvement correspondent à un type de contrat bien précis (ventes sur plans). L'acte de vente est réalisé avant que la construction ou les travaux ne soient achevés. Le vendeur est responsable des travaux et s'engage à livrer des biens achevés, neufs ou rénovés.
1ère mutation (O/N)	caractère	60,00%		Il s'agit de savoir si cette vente constitue la première mutation à titre onéreux de l'immeuble. La première mutation est celle qui a lieu après achèvement total (constaté administrativement par la déclaration d'achèvement des travaux). Attention, une acquisition faite par un marchand de biens n'est fiscalement pas considérée comme une première mutation car, en tant que professionnel (PR), il n'achète qu'en vue de revendre.
Moins de 5 ans (O/N)	caractère	95,00%		Il s'agit de savoir si l'immeuble objet de la vente a été achevé il y a plus ou moins de 5 ans. Le délai de cinq ans ne court qu'à compter de l'achèvement de l'immeuble. Pour une Vente en Etat Futur d'Achèvement, on saisira Oui dans ce champ même si l'immeuble n'est pas encore achevé.
Ascenseur (O/N)	caractère	42,00%		vrai' si présence d'un ascenseur
Etat de l'appartement b/m/v	caractère	57,00%	3 modalités	Etat de l'appartement, tel qu'il ressort des informations lues dans l'acte ou sur le post-it.
Code vue (v/d/n)		20,00%	3 modalités	Situation de l'appartement.
Présence de locaux annexes	numérique	93,00%		Sont considérés comme annexes les lots de cave, garage, cellier, grenier, dressing, buanderie, lingerie…..
Nombre de caves	numérique	44,00%		
Surface de la cave	numérique	3,00%		si plusieurs caves alors la surface est égale à la somme des surfaces des caves
Terrasse (O/N)	caractère	16,00%		vrai' si présence d'une terrasse
Surface de la terrasse	numérique	5,00%		

Balcon (O/N)	caractère	26,00%		vrai' si présence d'un balcon
Surface du balcon	numérique	4,00%		
Loggia (O/N)	caractère	12,00%		vrai' si présence d'une loggia
Surface de la loggia	numérique	2,00%		
Cellier (O/N)	caractère	11,00%		vrai' si présence d'un cellier
Surface du cellier	numérique	1,00%		
Jardin (O/N)	caractère	8,00%		vrai' si présence d'un jardin
Surface du jardin	numérique	3,00%		
Piscine (O/N)	caractère	0,00%		vrai' si présence d'une piscine dans l'immeuble ou dans la résidence
Surface de la piscine	numérique	0,00%		
Grenier (O/N)	caractère	4,00%		vrai' si présence d'un grenier
Surface du grenier	numérique	0,00%		
Surface du parking	numérique	6,00%		
Type neuf ou ancien pour appartement (A/N)	caractère	100,00%	2 modalités	typ_na= « N » à partir du moment où une partie du bien est soumis à la TVA.

Annexe 5. Champs de la base de données « Occupation du sol »

Périmètre	Aire urbaine et SCOT
Année	2005
Sources	Images satellitaires Orthophotographies*
Techniques	Photo-interprétation** assistée par ordinateur (PIAO) Orthorectification par la prise de points d'appuis sur l'orthophotoplan de 2002
Précision	Scène SPOT 4 du 01/04/2005 en mode multispectral à 20 mètres de résolution Scène SPOT 5 du 11/05/2005 en mode panchromatique à 5 mètres de résolution

Source : AURA (2006)

***** Une orthophotographie est une image aérienne ou satellitale qui a fait l'objet d'une rectification géométrique permettant de replacer chaque point sur une carte plante.

****** La photo-interprétation désigne l'interprétation de photographies aériennes ou d'images satellitaires afin de faire un inventaire de l'espace.

Nomenclature			
Niveau 0 :	Niveau 1 :	Niveau 2 :	Niveau 3 :
1-Espaces urbanisés	1- Zones urbanisées	1- Zones urbanisées	11- tissu urbain continu 12- grands ensembles collectifs 13- habitat pavillonnaire 14- habitat discontinu 15- habitat isolé 16- établissements de santé 17- cimetières 18- enceintes militaires 19- Universités, écoles
	21- Zones industrielles et/ou commerciales	2- Zones industrielles et/ou commerciales et réseaux de communication	21- zones d'activité économique et commerciale 22-Réseaux et infrastructures 22- infrastructures routières (>25m) 23- infrastructures ferroviaires (>25m, gares) 24- infrastructures aéroportuaires, aérodromes et hélistations 25- infrastructures et réseaux
	22-Réseaux et infrastructures		

	3- Extraction de matériaux, décharges et chantiers	3- Extraction de matériaux, décharges et chantiers	31- extraction de matériaux 32- décharges 33- chantiers 34- espaces libres urbains
	4- Espaces récréatifs	4- Espaces récréatifs	41- espaces verts (parcs et jardins) 42- installations sportives et équipements de loisirs
5-Espaces agricoles	5- Espaces agricoles	5- Espaces agricoles	51- friches agricoles 52- cultures annuelles 53- cultures légumières ou florales (serres, pépinières et horticulture) 54- surfaces en herbe 55- vignes 56- vergers 57- bâtiments agricoles
6-Espaces naturels	6-Espaces boisés et autres espaces naturels	6- Espaces boisés	61- forêts - bois 62- peupleraies 63- coupes
		7- Autres espaces naturels et semi-naturels	71- broussailles espaces naturels 7- Autres espaces naturels et semi-naturels 72- landes
	8- Surfaces en eau	8- Surfaces en eau	81- cours et voies d'eau (>25m) 82- plans d'eau

Source : AURA (2006)

Niveau 3	LIBELLE	CONTENU
11	Tissu urbain continu	Zones d'habitat dense de type centre ville où les surfaces artificielles sont très fortement majoritaires (On globalise habitat, bureaux, commerces, etc.)
12	Grands ensembles collectifs	Type grandes barres d'immeubles (On globalise bâtiments, espaces verts et parkings)
13	Habitat pavillonnaire	Zones d'habitat de type lotissements (On globalise habitations, jardins, voirie)
14	Habitat discontinu	Zones d'habitat urbain et périurbain peu dense. La proportion espaces artificialisés n'est plus majoritaire. (on globalise habitation, jardin, voirie)
15	Habitat isolé	Habitations isolées avec éventuellement prairies et boisements attenants, maisons forestières, châteaux, couvents, domaines…
16	Etablissements de santé	Toutes emprises hospitalières ou liées à la santé identifiables (maisons de retraite, casernes de pompiers) (on globalise bâtiments, parkings et espaces verts)
17	Cimetières	Tous les cimetières identifiables (on globalise le cimetière, les parkings et bâtiments éventuels)
18	Enceintes militaires	Emprises liées à l'armée : casernes, citadelles, bases aériennes, grandes gendarmeries,…
19	Universités, écoles	Toutes les emprises scolaires et /ou universitaires (On globalise bâtiments, préaux, parkings, espaces verts)
21	Zones d'activité économique et commerciale	Zones industrielles, zones commerciales, zones d'activité, zones artisanales … (surfaces commercialisées) (On globalise bâtiments, parkings, voirie, espaces verts)
22	Infrastructures routières	Infrastructures routières principales (autoroutes, rocades, voies rapides 2X2 voies) d'une largeur minimale d'environ 25 mètres, grands ronds-points, échangeurs, aire de repos…
23	Infrastructures ferroviaires	Infrastructures ferroviaires principales : voies TGV et voies d'une largeur minimale de 25 mètres environ, gares, nœuds ferroviaires
24	Infrastructures aéroportuaires, aérodromes et hélistations	Pistes et espaces associés : bâtiments, parkings…
25	Infrastructures et réseaux	Transformateurs, déchetteries, stations d'épuration, stations de pompage, de production d'eau, usine d'incinération…
31	Extraction de matériaux	Toutes les carrières en activité et à ciel ouvert identifiables
32	Décharges	Tous les dépôts et décharges identifiables
33	Chantiers	Zones en mutation, chantiers routiers ou de construction en cours
34	Espaces libres urbains	Terrains vagues, petites parcelles agricoles enclavées, friches. Toutes surfaces susceptibles d'être urbanisées à terme. Friches industrielles (ex : Carrières Trélazé), agricoles.
41	Espaces verts (parcs et jardins)	Espaces verts urbains et périurbains, zones artificialisées non agricoles, jardins familiaux
42	Installations sportives et équipements de loisirs	Toutes installations sportives et de loisir identifiables : stades, gymnases, golfs, moto cross, pistes, centres équestres, discothèques, campings …
51	Friches agricoles	Zones de déprises agricoles laissant apparaître un manque d'entretien évident mais non encore embroussaillées

52	Cultures annuelles	Terres arables hors périmètres d'irrigation
53	Cultures légumières ou florales (serres, pépinières et horticulture)	Zones agricoles spécifiques : serres, pépinières, maraîchages et horticulture. Parcelles généralement de petites tailles et très imbriquées, principalement en fond de vallée
54	Surfaces en herbe	Toutes les prairies identifiables quelles soient pâturées ou de fauche. Les prairies temporaires ne sont pas contenues dans ce poste (poste 52)
55	Vignes	Secteurs ou parcelles isolées de vignobles
56	Vergers	Tous les vergers identifiables. Généralement grandes parcelles de vergers basses tiges mais aussi éventuellement vergers de hautes tiges
57	Bâtiments agricoles	Installations agricoles : fermes, hangars, bâtiments et installations attenantes
61	Forêts - bois	Tous les types de boisements : feuillus, conifères et peuplements mixtes autres que les peupleraies. Contient aussi les jeunes plantations nouvelles ou après coupes
62	Peupleraies	Plantations de peupliers en peuplements monospécifiques. Généralement en fond de vallée ou dans les zones les plus humides
63	Coupes	Toutes les coupes forestières identifiables (coupes à blanc ou d'éclaircies). Certaines coupes anciennes non replantées où la végétation réapparaît de façon « naturelle » peuvent être classées en broussailles
71	Broussailles	Zones naturelles embroussaillées. Formations végétales ligneuses mais non forestières. Anciennes coupes, zones de déprises agricoles anciennes évoluant vers une fermeture du milieu et à terme vers la forêt
72	Landes	Formations végétales basses contenant des surfaces de broussailles basses alternant avec des pelouses
81	Cours et voies d'eau	Tous les cours d'eau naturels ou artificiels de largeur minimale d'environ 25 mètres.
82	Plans d'eau	Tous les plans d'eau naturels ou artificiels identifiables

Source : AURA (2006)

Annexe 6. Présentation des systèmes d'information géographique

« Un système d'information géographique est un système de gestion de base de données pour la saisie, le stockage, l'extraction, l'interrogation, l'analyse et l'affichage de données localisées » (Pornon, 1992, pp. 27).

Les Système d'Information Géographique[233] (SIG) disposent de quatre fonctionnalités : la saisie des données géographiques, leur gestion (création de classes d'objets, de thématiques…), leur exploitation (interrogation des SIG sur la valeur d'un attribut d'un objet, analyse spatiale par le calcul de distances…) et l'édition des données et des résultats (cartes, graphiques…) (Pornon, 1992).

Au sein des SIG, l'information est organisée sous deux formes (Béguin et Pumain, 2003). Dans le mode de représentation matriciel (« *raster* ») l'espace est découpé en un fin quadrillage régulier sous forme de cellules rectangulaires ou carrées (« *pixels* »). L'espace est discrétisé et la représentation des objets est continue. Ce mode est plus simple car, d'une part, les données sont plus faciles à manipuler et, d'autre part, il facilite le croisement de données. En revanche, il présente l'inconvénient du manque de précision du positionnement, des mesures de distances et des mesures de surfaces selon la résolution, c'est-à-dire la dimension des pixels. Dans le mode de représentation vectoriel (« *vector* »), les objets sont représentés par des points, des lignes et des polygones. Il permet de représenter les objets dans un espace continu par opposition à un espace discrétisé. Chaque objet et ses limites sont localisés avec précision. Le mode vectoriel présente l'avantage d'offrir une représentation plus conforme au monde réel. Les dimensions des objets et les distances sont calculées avec davantage de précision. Néanmoins, il est moins adapté pour les croisements de couches d'informations.

Dans ce travail, les calculs sont effectués en mode de représentation matriciel puisque nous disposons de plusieurs couches d'informations (occupation du sol et sections cadastrales).

[233] Le terme SIG désigne aussi bien les logiciels que les données.

Annexe 7. Indicateurs calculés

Indicateurs au niveau du paysage calculés dans un rayon de 100, 500 et 1000 m autour de chaque appartement				
Indicateurs	**nom de l'indice**	**unité**	**limites**	**Description**
SHDI	Indice de diversité de Shannon	–	SHDI ≥ 0	Augmente avec le nombre de types de classes différents et/ou avec l'équitabilité de la distribution de tous ces types.
DIVISION	Division	–	0 ≤ DIVISION < 1	Probabilité que 2 pixels pris au hasard ne soient pas dans le même patch.
IJI	Interspection et juxtaposition	%	0 < IJI ≤ 100	Plus IJI tend vers 100, plus chaque type de patch est entouré par tous les autres types de patch de façon égale.
AI	Agrégation	%	0 ≤ AI ≤ 100	Indique si les patchs sont agrégés entre eux ou répartis en mosaïque AI=0 : désagrégation maximale (aucun pixel de même type côte à côte) AI=100 : 1 seul patch.
AREA_MN	Aire moyenne des patchs	ha	AREA_MN > 0	Mesure la surface moyenne des patchs du paysage.
CONTAG	Contagion	%	0 < CONTAG ≤ 100	Mesure la dispersion et l'interspection (le fait qu'un patch soit entouré de types différents de patchs). Augmente avec l'agrégation des pixels de même type entre eux et avec l'agrégation des patchs de même type entre eux.
LPI	Indice du plus grand patch	%	0 < LPI ≤ 100	Surface du patch le plus grand (dominance d'une classe)
NP	Nombre de patch	–	NP ≥ 0	Nombre total de patchs
PAFRAC	Dimension fractale P/S	–	1 ≤ PAFRAC ≤ 2	Convolution général du paysage La dimension fractale augmente quand les patchs ont des formes complexes
PD	Densité de patch	nombre pour 100 ha	PD > 0	Fragmentation du paysage (morcellement du paysage)
PRD	Densité de richesse de patch	–	RPR > 0	Nombre de types différents de patchs

Indicateurs au niveau de la classe calculés dans un rayon de 1000 m autour de chaque appartement

Les classes d'occupation du sol concernées sont :
41-Espaces verts (parcs et jardins)
42-Installations sportives et équipements de loisirs
52-Cultures annuelles
53-Cultures légumières ou florales (serres, pépinières et horticulture)
54-Surfaces en herbe
55-Vignes
61-Forêts - Bois
62-Peupleraies
82-Plans d'eau

Indicateurs	Nom de l'indice	Unité	Limites	Description
AI	Agrégation	%	$0 \leq AI \leq 100$	Indique si les patchs du même type sont agrégés entre eux ou répartis en mosaïque AI=0 : désagrégation maximal AI=100 : 1 seul patch
CA	Aire totale de la classe	–	$CA > 0$	Surface totale de la classe
DIV	Division	–	$0 \leq DIVISION < 1$	La division augmente quand les patchs et la surface de la classe diminuent
NP	Nombre de patch	–	$NP \geq 0$	Nombre total de patchs de la classe
PD	Densité de patch	Nombre pour 100 ha	$PD > 0$	Fragmentation de la classe

Indicateurs de distance (en mètres) et de surface (en mètre carrés) de la tache de type x

Les classes d'occupation du sol concernées sont :
16-Etablissements de santé
17-Cimetières
19-Universités, Ecoles
21-Zones d'activité économique et commerciale
22-Infrastructures routières
23-Infrastructures ferroviaires
25-Infrastructures et réseaux
31-Extraction de matériaux
32-Décharges
34-Espaces libres urbains
41-Espaces verts (parcs et jardins)
42-Installations sportives et équipements de loisirs
51-Friches agricoles
52-Cultures annuelles
53-Cultures légumières ou florales (serres, pépinières et horticulture)
54-Surfaces en herbe
55-Vignes
56-Vergers
57-Bâtiments agricoles
61-Forêts – Bois
62-Peupleraies
63-Coupes
71-Broussailles
72-Landes
81-Cours et voies d'eau
82-Plans d'eau

Indicateurs d'écologie au niveau de chaque tache

Les classes d'occupation du sol concernées sont :
41-Espaces verts (parcs et jardins)*
42-Installations sportives et équipements de loisirs
52-Cultures annuelles
53-Cultures légumières ou florales (serres, pépinières et horticulture)
54-Surfaces en herbe
55-Vignes
61-Forêts - Bois
62-Peupleraies
82-Plans d'eau

Indicateurs	Nom de l'indice	Unité	Limites	Description
SHAPE_1	Indice de forme	–	SHAPE > 1	Compact si = 1 La forme devient de plus en plus irrégulière si > 1
FRACTAL	Indice de dimension fractale	–	1≤FRAC≤2	Mesure le degré de convolution
CIRCLE	Indice cercle circonscrit	–	0 ≤ CIRCLE < 1	Mesure l'étroitesse et l'élongation (long, droit et étroit)
CONTIG	Indice de contigüité	–	0 ≤ CONTIG ≤ 1	Indique le cloisonnement/la connectivité

* Pour la classe espaces verts, un numéro est assigné à chaque patch sur la carte d'occupation du sol.

Indicateurs de distance (en mètres) de chaque appartement au :

- centre ville d'Angers (Place du Ralliement)

Annexe 8. Applications du test de l'égalité des moyennes

- ttest prix, by(année) unequal

```
Two-sample t test with unequal variances
------------------------------------------------------------------------------
   Group |     Obs        Mean    Std. Err.   Std. Dev.   [95% Conf. Interval]
---------+--------------------------------------------------------------------
    2004 |     513    95780.71    2600.296     58895.4    90672.14    100889.3
    2005 |     747    104887.4    2255.723    61651.83    100459.1    109315.7
---------+--------------------------------------------------------------------
combined |    1260    101179.7    1709.644    60686.36    97825.62    104533.8
---------+--------------------------------------------------------------------
    diff |           -9106.713    3442.357               -15860.83   -2352.599
------------------------------------------------------------------------------
    diff = mean(2004) - mean(2005)                                    t =  -2.6455
Ho: diff = 0                     Satterthwaite's degrees of freedom =  1132.41

    Ha: diff < 0                 Ha: diff != 0                 Ha: diff > 0
 Pr(T < t) = 0.0041         Pr(|T| > |t|) = 0.0083          Pr(T > t) = 0.9959
```

- ttest pièces, by(année) unequal

```
Two-sample t test with unequal variances
------------------------------------------------------------------------------
   Group |     Obs        Mean    Std. Err.   Std. Dev.   [95% Conf. Interval]
---------+--------------------------------------------------------------------
    2004 |     513    2.746589    .0575215    1.302834    2.633581    2.859596
    2005 |     747    2.676037    .0445017    1.216289    2.588674    2.763401
---------+--------------------------------------------------------------------
combined |    1260    2.704762    .0352772    1.252217    2.635553    2.773971
---------+--------------------------------------------------------------------
    diff |            .0705512    .0727264               -.0721543    .2132567
------------------------------------------------------------------------------
    diff = mean(2004) - mean(2005)                                    t =   0.9701
Ho: diff = 0                     Satterthwaite's degrees of freedom =  1050.13

    Ha: diff < 0                 Ha: diff != 0                 Ha: diff > 0
 Pr(T < t) = 0.8339         Pr(|T| > |t|) = 0.3322          Pr(T > t) = 0.1661
```

- ttest sdb, by(année) unequal

```
Two-sample t test with unequal variances
------------------------------------------------------------------------------
   Group |     Obs        Mean    Std. Err.   Std. Dev.   [95% Conf. Interval]
---------+--------------------------------------------------------------------
    2004 |     513    1.050682    .0130429     .295415    1.025058    1.076306
    2005 |     747    1.025435    .0063566    .1737334    1.012956    1.037914
---------+--------------------------------------------------------------------
combined |    1260    1.035714    .0065179    .2313631    1.022927    1.048501
---------+--------------------------------------------------------------------
    diff |            .0252472    .0145094               -.0032364    .0537308
------------------------------------------------------------------------------
    diff = mean(2004) - mean(2005)                                    t =   1.7401
Ho: diff = 0                     Satterthwaite's degrees of freedom =  754.876

    Ha: diff < 0                 Ha: diff != 0                 Ha: diff > 0
 Pr(T < t) = 0.9589         Pr(|T| > |t|) = 0.0823          Pr(T > t) = 0.0411
```

➢ ttest annexe, by(année) unequal

```
Two-sample t test with unequal variances
------------------------------------------------------------------------------
   Group |     Obs        Mean    Std. Err.   Std. Dev.   [95% Conf. Interval]
---------+--------------------------------------------------------------------
    2004 |     513    1.087719    .0125019    .2831624    1.063158    1.112281
    2005 |     747    1.077644    .0097979    .2677897    1.058409    1.096879
---------+--------------------------------------------------------------------
combined |    1260    1.081746    .0077215    .2740862    1.066598    1.096894
---------+--------------------------------------------------------------------
    diff |            .0100754    .0158839               -.021092    .0412428
------------------------------------------------------------------------------
    diff = mean(2004) - mean(2005)                                    t =   0.6343
Ho: diff = 0                     Satterthwaite's degrees of freedom =  1059.72

    Ha: diff < 0                 Ha: diff != 0                 Ha: diff > 0
 Pr(T < t) = 0.7370         Pr(|T| > |t|) = 0.5260          Pr(T > t) = 0.2630
```

➢ ttest surhab, by(année) unequal

```
Two-sample t test with unequal variances
------------------------------------------------------------------------------
   Group |     Obs        Mean    Std. Err.   Std. Dev.   [95% Conf. Interval]
---------+--------------------------------------------------------------------
    2004 |     503    60.15109    1.239529    27.79974    57.71579     62.5864
    2005 |     681    61.09692    1.060423    27.67276    59.01482    63.17901
---------+--------------------------------------------------------------------
combined |    1184     60.6951    .8055667    27.71899     59.1146     62.2756
---------+--------------------------------------------------------------------
    diff |           -.9458229    1.631235               -4.146576     2.25493
------------------------------------------------------------------------------
    diff = mean(2004) - mean(2005)                                    t =  -0.5798
Ho: diff = 0                     Satterthwaite's degrees of freedom =  1079.02

    Ha: diff < 0                 Ha: diff != 0                 Ha: diff > 0
 Pr(T < t) = 0.2811         Pr(|T| > |t|) = 0.5622          Pr(T > t) = 0.7189
```

Annexe 9. Variables instrumentales

Tableau 9.1 : Descriptif des variables

Variables	Source	Précisions
A_PCS1	PERVAL	= 1 si l'acheteur est agriculteur exploitant, 0 sinon
A_PCS2	PERVAL	= 1 si l'acheteur est artisan, commerçant ou chef d'entreprise, 0 sinon
A_PCS3	PERVAL	= 1 si l'acheteur est cadre ou appartient aux professions intellectuelles supérieures, 0 sinon
A_PCS4	PERVAL	= 1 si l'acheteur appartient aux professions intermédiaires, 0 sinon
A_PCS5	PERVAL	= 1 si l'acheteur est employé, 0 sinon
A_PCS6	PERVAL	= 1 si l'acheteur est ouvrier, 0 sinon
A_PCS7	PERVAL	= 1 si l'acheteur est retraité, 0 sinon
A_PCS8	PERVAL	= 1 si l'acheteur est sans activité ou étudiant, 0 sinon
A_Seul	PERVAL	= 1 si l'acheteur ne vit pas en couple, 0 sinon
A_Age	PERVAL	Age de l'acheteur au moment de la vente
A_Angers	PERVAL	= 1 si l'acheteur était domicilié à Angers avant l'achat de l'appartement, 0 sinon

Tableau 9.2 : Statistiques descriptives des instruments

	Moyenne	Ecart-type	Minimum	Maximum
A_PCS1	0,009	0,093	0	1
A_PCS2	0,067	0,251	0	1
A_PCS3	0,237	0,426	0	1
A_PCS4	0,313	0,464	0	1
A_PCS5	0,124	0,330	0	1
A_PCS6	0,065	0,247	0	1
A_PCS7	0,163	0,370	0	1
A_PCS8	0,021	0,145	0	1
A_Seul	0,136	0,343	0	1
A_Age	45	15,5	18	89
A_Angers	0,475	0,500	0	1

Tableau 9.3 : Analyse des corrélations des instruments

	A_PCS1	A_PCS2	A_PCS3	A_PCS4	A_PCS5	A_PCS6	A_PCS7	A_PCS8	A_Seul	A_Age	A_Angers
A_PCS1	1,00										
A_PCS2	-0,03	1,00									
A_PCS3	-0,05	-0,15	1,00								
A_PCS4	-0,06	-0,18	-0,38	1,00							
A_PCS5	-0,04	-0,10	-0,21	-0,25	1,00						
A_PCS6	-0,02	-0,07	-0,15	-0,18	-0,10	1,00					
A_PCS7	-0,04	-0,12	-0,25	-0,30	-0,17	-0,12	1,00				
A_PCS8	-0,01	-0,04	-0,08	-0,10	-0,06	-0,04	-0,07	1,00			
A_Seul	-0,04	-0,01	-0,09	-0,08	0,02	-0,02	0,20	0,04	1,00		
A_Age	0,03	0,05	-0,08	-0,29	-0,10	-0,14	0,63	-0,04	0,31	1,00	
A_Angers	-0,09	-0,01	-0,08	0,09	0,05	-0,01	-0,03	0,00	0,08	-0,11	1,00

Annexe 10. Présentation de l'enquête

1. Définition de l'objet de l'enquête

L'objectif de l'enquête est d'obtenir plusieurs indicateurs de l'offre en espaces verts des communes pour les besoins de l'analyse économétrique.

La première étape a été est un entretien avec le directeur du Service Espaces Verts de la ville d'Angers (Maine et Loire) afin de confirmer la définition de l'objet d'étude et de discuter de la stratégie d'enquête. La finalité de l'enquête est d'obtenir des informations sur le fonctionnement des Services Espaces Verts, des données quantitatives sur les dépenses et les superficies, des précisions sur la proximité d'autres dotations naturelles et sur l'existence d'espaces verts gérés par d'autres niveaux de décision.

2. Population interrogée

L'appartenance d'une commune au champ de l'enquête est déterminée par des critères démographiques et géographiques.

L'enquête porte sur les communes de plus de 3 000 habitants (au recensement INSEE 1999) dans la Région des Pays de la Loire. Les unités enquêtées sont les Services Espaces Verts (ou Services Techniques). Nous n'avons pas interrogé les communes de moins de 3 000 habitants. Ce choix est motivé par le fait que les espaces verts sont un phénomène urbain et ne constituent pas un enjeu majeur pour les communes rurales. Les communes rurales n'ont souvent pas de Service Espaces Verts (ou Service Technique). Cette intuition est confirmée par les pré-tests effectués sur plusieurs communes révélant que les Services Espaces Verts des communes de moins de 3 000 habitants n'emploient qu'une ou deux personnes (qui sont parfois affectées à d'autres tâches, comme le voirie). De plus, ces communes présentent davantage de difficultés à être sondées en raison des faibles effectifs au sein des services municipaux.

3. Choix du mode de collecte : une enquête par questionnaire

A partir de la théorie existante sur les techniques d'enquêtes (Fenneteau, 2002), nous avons évalué les avantages et les limites de chaque mode de collecte de données. Le tableau 10.1 suivant en présente une synthèse.

Au regard des objectifs définis, la technique d'enquête par questionnaire s'avère être le procédé le plus adapté. Nous avons adopté un questionnaire auto-administré. Les individus répondent au questionnaire sans l'intervention d'un enquêteur. En effet, au vu des contraintes de temps et techniques, une enquête par voie directe (sur le terrain ou par téléphone) n'aurait pas été appropriée.

Nous avons opté aussi bien pour des questions fermées, ouvertes ou mixtes selon l'information recherchée. Pour les questions ouvertes, les personnes interrogées ne disposent pas de modalités de réponse. Etant donné que nos questions sont quantitatives, les contraintes inhérentes à ce mode de question sont limitées. De plus, la collecte et le traitement des réponses sont plus faciles, par opposition à des questions ouvertes textuelles. Pour les questions fermées, les répondants ont le choix entre différentes modalités. Chaque type de question présente ses avantages et ses limites. En fonction des informations recherchées, nous avons opté pour un type de question ou l'autre, les objectifs étant de faciliter la compréhension des questions pour les personnes enquêtées et de recueillir des faits objectifs facilitant l'analyse quantitative.

Au terme de cette étape, nous avons testé le questionnaire auprès d'un échantillon de dix communes de tailles différentes. Les tests ont été effectués par téléphone pour évaluer la compréhension des questions et le mode de collecte. Des ajustements ont été effectués dans le questionnaire. Enfin, ces tests ont révélé que les répondants nécessitaient un délai de réponse pour trouver les informations. L'enquête par voie postale a donc été choisie.

Tableau 10.1 : Les modes de collecte de données

Mode de collecte	Avantages	Limites
Recours à un enquêteur extérieur	- Gain de temps	- Coûts - Compétence de l'enquêteur par rapport au sujet - Influence de l'enquêteur sur les réponses
Face à face	- Stimulation la personne interrogée	- Coûts de déplacement - Chronophage - Biais de prestige - Les personnes interrogées ne disposent pas forcément de l'information au moment de l'entretien
Administration par téléphone	- Permet d'atteindre une population dispersée - Résultats obtenus rapidement - Adapté pour les questionnaires courts - Coûts modérés	- Chronophage - Les personnes interrogées ne disposent pas forcément de l'information au moment de l'entretien téléphonique
Questionnaire auto-administré	- Faibles coûts	- Taux de réponse global faible - Obtention de réponses partielles - Obtention d'informations inutilisables - On ne sait pas toujours qui a répondu
Envoi postal	- Octroie un délai de réflexion	- Collecte des réponses longue
Envoi par courriel	- Faibles coûts	- Réponse automatisé des sites des mairies - Taux de réponse global faible

Source : adaptation de l'auteur à partir de Fenneteau (2002)

4. Réalisation de l'enquête

Le questionnaire définitif est présenté sur une page (cf. encadré 10.1). Le premier groupe de questions porte sur le fonctionnement du service espaces verts (nombre d'employés, activités externalisées, autonomie du service). Une question porte sur la production de végétaux, en indiquant la part de ligneux[1] et de non-ligneux. Le second groupe de questions porte sur les dépenses du service espaces verts (dépenses de fonctionnement, dépenses d'investissement, dépenses par type d'espace vert, part du budget consacré aux espaces verts dans le budget communal). Le troisième groupe de questions porte sur les superficies d'espaces verts en distinguant chaque type. Enfin, le dernier concerne l'existence d'autres aménités vertes ou dotations naturelles (espaces verts fournis par un niveau de décision supérieur, proximité d'un parc régional, un lac ou une forêt). Le questionnaire cible de façon précise l'offre en espaces verts. Tous les services espaces verts n'adoptent pas la même typologie des espaces verts. Pour pallier cette difficulté, nous avons opté pour une typologie proche de celle proposée par *Association* des *ingénieurs des villes de France*[2].

Le questionnaire ne comporte pas de questions sur les dépenses et les superficies passées. A l'issue du pré-test, il s'avère que les services espaces verts ne disposent généralement pas de ces informations.

Dans l'optique d'asseoir l'enquête dans un contexte officiel et recevoir le plus de réponses possibles, deux lettres d'accompagnement ont été adressées au maire de chaque commune : une lettre du directeur de thèse certifiant l'encadrement de la thèse et sollicitant la coopération de la commune et une lettre de l'enquêtrice précisant la démarche de l'enquête.

---

[1] Les plantes ligneuses ont une tige en bois.

[2] Parcs, jardins et squares, espaces verts d'accompagnement des voies, espaces verts d'accompagnement des bâtiments publics, espaces verts d'accompagnement des habitations, espaces verts d'accompagnement des établissements industriels et commerciaux, espaces verts des établissements sociaux ou éducatifs, espaces verts des stades et des centres de sports, cimetières, campings, jardins familiaux, établissements horticoles à vocation publique, espaces naturels aménagés et arbres d'alignement. Source : www.aitf.asso.fr (consulté le 11 juillet 2009).

Encadré 10.1 : Questionnaire envoyé aux communes

Questionnaire sur les espaces verts de votre commune

Nom de la commune

- Le nombre d'employés au sein du Service Espaces Verts : …

- Le Service Espaces Verts est-il identifiable ou rattaché à d'autres services ? …

- Quelle est la part d'externalisation du Service Espaces Verts ? …
    - Quelles sont les activités externalisées ? …

- Y a-t-il une production de végétaux ? …
    - Si oui, quel volume ? …
        - Ligneux :…
        - Non ligneux :…

- Les dépenses globales en espaces verts : …

    - Les dépenses de fonctionnement : …
        - Frais de personnel :…
        - Dépenses directes :…

    - Les dépenses d'investissement : …
        - Opérations nouvelles :…
        - Amortissement :…

- Les dépenses selon le type d'espaces verts :

    - Parcs et jardins hors espaces d'accompagnement de l'habitat: …
    - Espaces d'accompagnement de l'habitat :…
    - Bois et forêts :…
    - Equipements sportifs de plein air :…
    - Autres (arbres d'alignement, cimetières etc.) :…

- La part des dépenses en espaces verts dans le budget de votre commune :…

- La superficie totale d'espaces verts :…
    - Parcs et jardins hors espaces d'accompagnement de l'habitat: …
    - Espaces d'accompagnement de l'habitat : …
    - Bois et forêts : …
    - Equipements sportifs de plein air : …
    - Autres (arbres d'alignement, cimetières etc.) : …

- Au sein de votre commune, y a-t-il des espaces verts gérés par l'agglomération, la communauté de communes ou le département ?…
    - Si oui, lesquels ? …

- Y a-t-il un parc régional, un lac ou une forêt à proximité de votre commune ?…
    - Si oui, lesquels ?

5. Dépouillement des données

L'enquête a débuté en avril 2006 et a été arrêtée en juin 2007. A partir de septembre 2006, les communes ont été relancées par téléphone, courrier, télécopie et courriel. En février 2007, seules 120 communes sur les 181 avaient répondu. Un questionnaire est considéré comme valide si au moins les dépenses de fonctionnement et les superficies totales sont renseignées, même si les autres champs ne sont pas complétés (cf. tableau 10.2). Les non-réponses ou les réponses incomplètes n'ont pas été traitées et n'ont pas fait l'objet d'une extrapolation.

Le taux de réponse final est d'environ 89 %. La liste des communes est présentée dans le tableau 10.3). Malgré les relances effectuées, certaines communes n'ont pas répondu à l'enquête. Deux arguments majeurs sont à retenir pour expliquer les non-réponses : l'argument le plus cité est le manque de temps ou de volonté de répondre au questionnaire ; le second argument est la non disponibilité des informations demandées en particulier concernant les superficies d'espaces verts gérées.

Tableau 10.2 : Taux de réponse selon la question pour les questionnaires considérés comme valides

Question	Taux de réponse	Informations complémentaires
Nombre d'employés	51 %	
Service Espaces Verts identifiable	47 %	25 % oui 22 % non
Activités externalisées	46 %	37 % oui 9 % non
Part d'externalisation	43 % des services externalisent des activités	
Type d'activités externalisées	68 % des services qui externalisent des activités	Principalement : installations sportives, aires de jeux ; conception, création ; production de végétaux ; élagage, taille, tonte, fauchage, désherbage
Production de végétaux	51 %	25 % oui 26 % non
Volume de végétaux produits	85 % des services qui produisent des végétaux	
Ventilation complète des dépenses (fonctionnement et investissement)	34 %	
Ventilation complète des dépenses (selon le type d'espaces verts)	13 %	Données peu fiables à cause des différentes typologies adoptées
Ventilation complète des superficies (selon le type d'espaces verts)	36 %	Données peu fiables à cause des différentes typologies adoptées
Existence d'un espace vert géré par un autre niveau de décision	59 %	19 % oui 40 % non
Proximité de dotations naturelles	48 %	29 % oui 19 % non

Tableau 10.3 : Liste des communes enquêtées

LOIRE-ATLANTIQUE (44)	Nort-sur-Erdre	**MAINE ET LOIRE (49)**	**MAYENNE (53)**	**VENDEE (85)**
Ancenis	Nozay*	Angers	Bonchamp-lès-Laval	Aizenay
Basse-Goulaine	Orvault	Avrillé	Changé	Beauvoir-sur-Mer
Batz-sur-Mer	Plessé	Baugé	Château-Gontier	Benet
Blain	Pontchâteau	Beaucouzé	Craon	Challans
Bouaye	Pont-Saint-Martin*	Beaufort-en-Vallée	Ernée	Chantonnay
Bouguenais	Pornic	Beaupréau	Évron	Château-d'Olonne
Carquefou	Pornichet	Bouchemaine	Laval	Dompierre-sur-Yon
Châteaubriant	Rezé	Chalonnes-sur-Loire	L'Huisserie	Fontenay-le-Comte
Clisson	Saint-Aignan-Grandlieu*	Chemillé	Mayenne*	La Bruffière*
Couëron	Saint-André-des-Eaux	Cholet	Saint-Berthevin	La Ferrière
Donges	Saint-Brevin-les-Pins	Doué-la-Fontaine	Villaines-la-Juhel	La Garnache*
Gétigné	Sainte-Luce-sur-Loire	Durtal		La Roche-sur-Yon
Grandchamps-des-Fontaines	Sainte-Pazanne	Écouflant	**SARTHE (72)**	La Verrie
Guémené-Penfao	Saint-Étienne-de-Montluc	Jallais	Allonnes	Le Fenouiller*
Guérande	Saint-Gildas-des-Bois	La Pommeraye	Arnage	Le Poiré-sur-Vie*
Haute-Goulaine	Saint-Herblain	La Séguinière	Bonnétable	Les Essarts
Herbignac	Saint-Jean-de-Boiseau*	Le Lion-d'Angers	Champagné	Les Herbiers*
Héric	Saint-Joachim*	Le May-sur-Èvre	Changé*	Les Sables-d'Olonne
Indre	Saint-Julien-de-Concelles	Les Ponts-de-Cé	Château-du-Loir	L'Île-d'Yeu
La Baule-Escoublac	Saint-Lyphard	Longué-Jumelles	Coulaines	Luçon
La Chapelle-Basse-Mer	Saint-Malo-de-Guersac*	Mazé	Écommoy*	Montaigu
La Chapelle-sur-Erdre	Saint-Mars-du-Désert	Montreuil-Bellay	La Ferté-Bernard*	Mortagne-sur-Sèvre
La Chevrolière	Saint-Michel-Chef-Chef	Montreuil-Juigné	La Flèche	Mouilleron-le-Captif
La Haie-Fouassière	Saint-Nazaire	Mûrs-Erigné	La Suze-sur-Sarthe	Noirmoutier-en-l'Île
La Montagne	Saint-Père-en-Retz*	Pouancé	Le Lude	Olonne-sur-Mer
La Turballe*	Saint-Philbert-de-Grand-Lieu	Saint-Barthélemy-d'Anjou	Le Mans	Pouzauges
Le Cellier	Saint-Sébastien-sur-Loire	Sainte-Gemmes-sur-Loire	Mamers	Saint-Fulgent
Le Croisic	Sautron	Saint-Georges-sur-Loire	Mulsanne	Saint-Georges-de-Montaigu
Le Loroux-Bottereau	Savenay	Saint-Macaire-en-Mauges	Parigné-l'Évêque	Saint-Gilles-Croix-de-Vie
Le Pellerin*	Sucé-sur-Erdre	Saint-Pierre-Montlimart	Sablé-sur-Sarthe	Saint-Hilaire-de-Loulay
Le Pouliguen	Thouaré-sur-Loire	Saint-Sylvain-d'Anjou	Saint-Calais	Saint-Hilaire-de-Riez
Legé	Treillières	Saumur	Sargé-lès-le-Mans*	Saint-Jean-de-Monts
Les Sorinières	Trignac	Segré	Savigné-l'Évêque*	Saint-Laurent-sur-Sèvre
Machecoul	Vallet	Tiercé	Yvré-l'Évêque	Soullans*
Mésanger	Varades	Trélazé		Talmont-Saint-Hilaire
Missillac	Vertou	Vihiers		Venansault*
Montoir-de-Bretagne	Vieillevigne*			
Nantes	Vigneux-de-Bretagne			

Note : les étoiles indiquent les communes qui n’ont pas répondu.

6. Représentativité de l'échantillon

Le tableau 10.4 présente la composition démographique de l'échantillon par rapport aux communes enquêtées :

Tableau 10.4 : Représentativité de l'échantillon obtenu

	Toutes les communes		Communes de plus de 3 000 habitants				
Département	Nombre de communes	Population (1999)	Nombre de communes	% du nombre total de communes	Population (1999)	% de la population totale	% dans la population de la Région
44	221	1 134 266	77	46,09	914 724	80,64	42,54
49	363	732 942	36	20,89	414 504	56,55	19,89
53	261	285 338	11	5,89	116 799	40,93	6,08
72	375	529 851	21	13,58	269 533	50,87	11,6
85	282	539 664	36	13,55	268 907	49,83	19,89
Région	1 502	3 222 061	181	100	1 984 467	61,59	100
Composition de l'échantillon							
	Nombre de communes	Population (1999)	% du nombre de communes de plus de 3 000 habitants	% du nombre d'habitants des communes de plus de 3 000 habitants		% dans l'échantillon (nombre de communes)	% dans l'échantillon (nombre d'habitants)
44	69	883 953	89,61	96,64		42,86	46,94
49	36	414 572	100	100		22,36	22,01
53	10	103 074	90,91	88,25		6,21	5,47
72	16	243 534	76,19	90,35		9,94	12,93
85	30	238 133	83,33	88,56		18,63	12,64
Région	161	1 883 266	88,95	94,9		100	100

Source : conception de l'auteur à partir des données du recensement INSEE 1999

Le champ de l'enquête ne coïncide pas exactement avec la nomenclature de l'INSEE. En effet, selon l'INSEE les communes rurales sont les communes n'appartenant pas à une unité urbaine. La répartition de l'échantillon final est la suivante (cf. tableau 10.5):

Tableau 10.5 : Répartition géographique de l'échantillon obtenu

	Communes appartenant à un pôle urbain	**Communes monopolarisées)**	**Communes multipolarisées**	**Communes appartenant à un pôle d'emploi de l'espace rural**	**Autre communes de l'espace à dominante rurale**	**Total**
44	32	22	3	6	6	69
49	14	5		14	3	36
53	4	2		4		10
72	7	3		5	1	16
85	8	5		16	1	30
Total	65	37	3	45	11	161

7. Biais de l'enquête

L'enquête a présenté plusieurs difficultés dont certaines induisent de potentiels biais dans les réponses :

(i) Même si la base de données est originale, le nombre d'observations reste relativement faible.

(ii) Nous pouvons nous interroger sur la fiabilité des réponses obtenues. Il peut exister un biais de prestige incitant les enquêtés à fournir des réponses valorisantes pour leur commune. Ou encore, les réponses fournies peuvent être imprécises.

(iii) Nous avons également été confrontés à une défiance à l'égard des questionnaires soit par lassitude (certaines communes étant sollicitées par d'autres enquêteurs), soit par défiance à l'égard de la recherche.

(iv) Certains services espaces verts ne connaissent pas les superficies qu'ils doivent gérer, ni les dépenses affectées aux espaces verts. Pour de nombreuses communes, nous avons dû nous adresser au Service Comptable afin d'obtenir des informations sur les dépenses.

(v) Enfin, nous avons constaté que la typologie des espaces verts est très différente selon les communes. L'indicateur superficie totale d'espaces verts n'est donc pas uniforme entre les communes.

8. Enquête auprès des intercommunalités

Etant donné le rôle joué par l'intercommunalité dans la gestion des espaces verts nous avons jugé nécessaire de les prendre en compte. Parallèlement à l'enquête auprès des communes, les intercommunalités de la zone d'étude ont fait l'objet d'une enquête pour comprendre leurs compétences en matière d'espaces verts, les superficies gérées et les dépenses engagées. Les intercommunalités qui nous ont communiqué une réponse n'ont aucune compétence en matière d'espaces verts et nous ont invités à directement contacter les communes. Ceci reflète le fait que les communes engagent 95,7 % des dépenses pour les espaces verts (DGCP-IFEN, 2004).

Annexe 11. Analyse de données

Pour caractériser les communes et les hiérarchiser vis-à-vis de l'offre en espaces verts, nous avons effectué une analyse factorielle multiple (AFM) (cf. Escofier et Pagès, 1998). L'objectif de l'AFM est de mettre en évidence les communes qui se ressemblent, eu égard à l'ensemble des variables. Cette méthode permet d'identifier les principaux facteurs de variabilité de l'offre en espaces verts et de décrire les communes à l'aide de ces facteurs.

La base de données brute n'est pas homogène. Elle contient aussi bien des variables quantitatives que qualitatives. Les variables quantitatives sont transformées en classes homogènes (cf. tableau 11.1). Nous obtenons un tableau de modalités permettant l'utilisation d'une AFM. L'analyse de données est effectuée à l'aide du logiciel SPAD.

Tableau 11.1 : Variables de l'analyse de données

	Nom	Description	Effectif	% / Total	
Dépenses par m² d'espaces verts	DEP/M²(1)	[0,15 - 0,57[	26	16,15	Enquête
	DEP/M²(2)	[0,57 - 0,8[	39	24,22	
	DEP/M²(3)	[0,8 - 1,05[	25	15,53	
	DEP/M²(4)	[1,05 - 1,5[	36	22,36	
	DEP/M²(5)	> 1,5	35	21,74	
	Nom	**Description**	**Effectif**	**% / Total**	
Dépenses par habitant	DEP/HAB(1)	[11 - 31[	30	18,63	Enquête
	DEP/HAB(2)	[31 - 41[	33	20,50	
	DEP/HAB(3)	[41 - 52[	32	19,88	
	DEP/HAB(4)	[52 - 69[	38	23,60	
	DEP/HAB(5)	> 69	28	17,39	
	Nom	**Description**	**Effectif**	**% / Total**	
M² par habitant	M²/HAB(1)	[8 - 25[	24	14,91	Enquête
	M²/HAB(2)	[25 - 45[	43	26,71	
	M²/HAB(3)	[45 - 60[	30	18,63	
	M²/HAB(4)	[60 - 80[	30	18,63	
	M²/HAB(5)	> 80	34	21,12	
	Nom	**Description**	**Effectif**	**% / Total**	
Taux d'espaces verts	%EV/SUP(1)	[0,06 - 0,36[	32	19,88	Enquête
	%EV/SUP(2)	[0,36 - 0,7[	37	22,98	
	%EV/SUP(3)	[0,7 - 1,4[	27	16,77	
	%EV/SUP(4)	[1,4 - 4[	35	21,74	
	%EV/SUP(5)	> 4	30	18,63	
	Nom	**Description**	**Effectif**	**% / Total**	
Population en 1999	pop1	[3 000 – 3 500[	30	18,63	INSEE
	pop2	[3 500 – 5 000[	41	25,47	
	pop3	[5 000 – 6 500[	34	21,12	
	pop4	[6 500 – 13 000[	33	20,50	
	pop5	> 13000	23	14,29	
	Nom	**Description**	**Effectif**	**% / Total**	
Population ayant moins de 19 ans en 1999 (en %)	pop19ans(1)	[13 - 23[	28	17,39	INSEE
	pop19ans(2)	[23 - 25[	30	18,63	

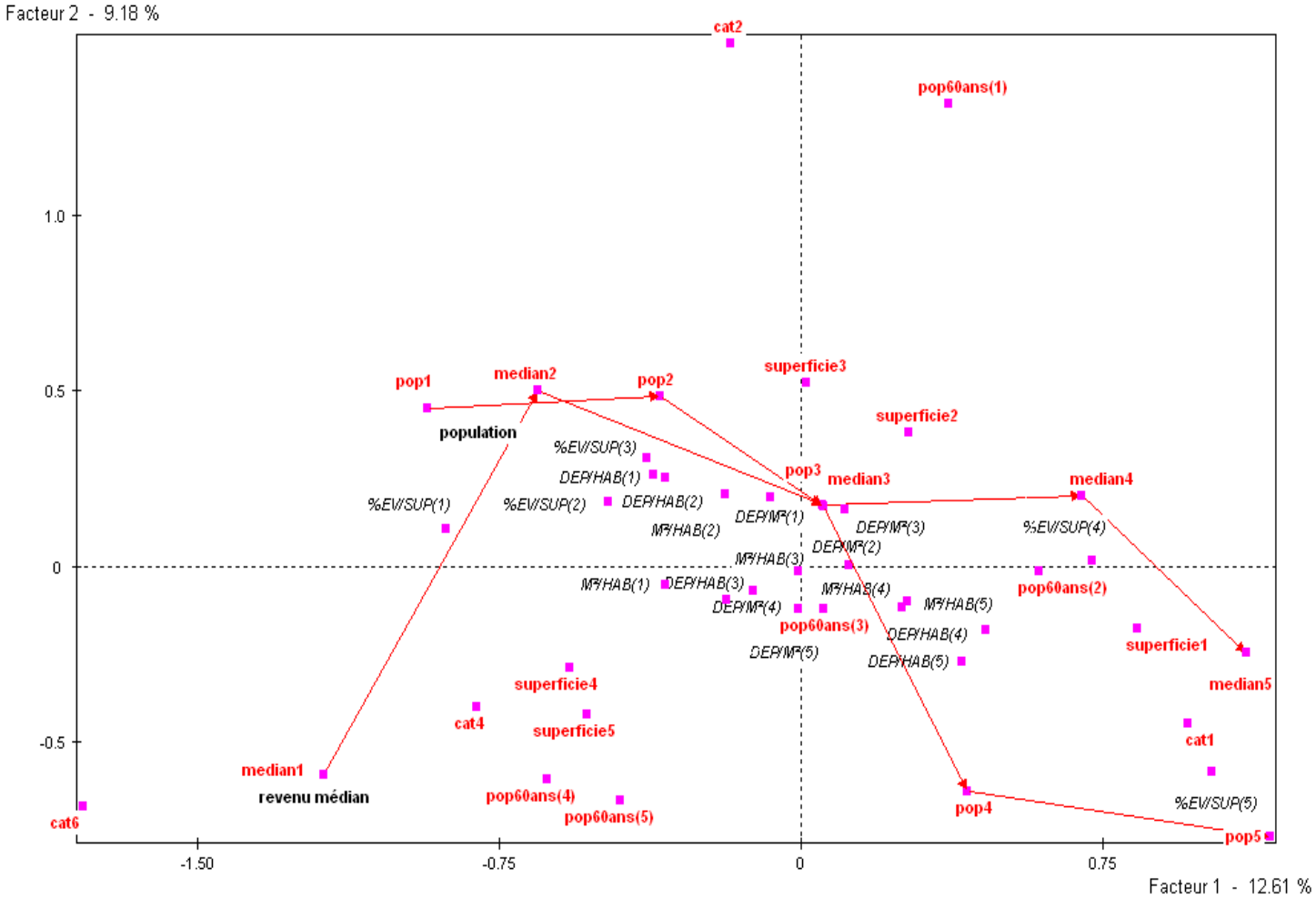
	pop19ans(3)	[25 - 28[	49	30,43	
	pop19ans(4)	[28 - 29[	24	14,91	
	pop19ans(5)	> 29	30	18,63	
Population ayant plus de 60 ans en 1999 (en %)	**Nom**	**Description**	**Effectif**	**% / Total**	INSEE
	pop60ans(1)	[8 - 16[	33	20,50	
	pop60ans(2)	[16 - 19,6[	30	18,63	
	pop60ans(3)	[19,6 - 23[	38	23,60	
	pop60ans(4)	[23 - 26[	27	16,77	
	pop60ans(5)	> 26	33	20,50	
Superficie communale (km²)	**Nom**	**Description**	**Effectif**	**% / Total**	INSEE
	superficie1	[3 - 15[	31	19,25	
	superficie2	[15 - 30[	36	22,36	
	superficie3	[30 - 36[	29	18,01	
	superficie4	[36 - 54[	31	19,25	
	superficie5	> 54	34	21,12	
Revenu médian par personne en 2002 (en €)	**Nom**	**Description**	**Effectif**	**% / Total**	INSEE-DGI
	median1	[7 900 – 8 800[	33	20,50	
	median2	[8 800 – 9 200[	31	19,25	
	median3	[9 200 – 9 800[	33	20,50	
	median4	[9 800 – 10 600[	32	19,88	
	median5	> 10 600	32	19,88	
Catégorie de commune dans l'espace urbain ou rural en 1999	**Nom**	**Description**			INSEE
	cat1	commune appartenant à un pôle urbain			
	cat2	commune monopolarisée (appartenant à une couronne périurbaine)			
	cat3	commune multipolarisée			
	cat4	commune appartenant à un pôle d'emploi de l'espace rural			
	cat5	commune appartenant à la couronne d'un pôle d'emploi de l'espace rural			
	cat6	autre commune de l'espace à dominante rurale			
Proximité d'un parc naturel régional (PNR)	**Nom**	**Description**			PNR Loire Anjou Touraine, PNR La Brière, PNR Normandie Maine
	pnr3	commune située sur le territoire d'un PNR			
	pnr2	commune limitrophe			
	pnr1	autre commune			
Proximité de la Loire	**Nom**	**Description**			
	Loire(1)	commune en bords de Loire			
	Loire(0)	autre commune			
Proximité du littoral	**Nom**	**Description**			Auteur

	Littoral(1) commune littorale Littoral(0) autre commune				
Ratio de la surface agricole utilisée dans le canton de la commune	**Nom**	**Description**	**Effectif**	**% / Total**	Recensement agricole 2000-AGRESTE
	sau1	[0 - 0,45[	38	23,60	
	sau2	[0,45 -0,6[	47	29,19	
	sau3	[0,6 - 0,72[	38	23,60	
	sau4	> 0,72	38	23,60	
Ratio de surface toujours en herbe dans le canton de la commune	**Nom**	**Description**	**Effectif**	**% / Total**	AGRESTE
	sth1	[0 - 0,07 [	35	21,74	
	sth2	[0,07 - 0,11[	44	27,33	
	sth3	[0,11 - 0,18[	46	28,57	
	sth4	> 0,18	36	22,36	
Ratio de superficie des prairies temporaires dans le canton de la commune	**Nom**	**Description**	**Effectif**	**% / Total**	AGRESTE
	prairie1	[0 - 0,004[	42	26,09	
	prairie2	[0,004 - 0,05[	38	23,60	
	prairie3	[0,05 - 0,18[	40	24,84	
	prairie4	> 0,18	41	25,47	
Ratio de superficie des vignes dans le canton de la commune	**Nom**	**Description**	**Effectif**	**% / Total**	AGRESTE
	vigne1	0	53	32,92	
	vigne2	[0,00003 - 0,003[	59	36,65	
	vigne3	> 0,003	49	30,43	
Superficie des jardins et vergers familiaux dans le canton de la commune	**Nom**	**Description**	**Effectif**	**% / Total**	AGRESTE
	jardinverger1	[0 - 0,0004[	44	27,33	
	jardinverger2	[0,0004 - 0,0006[	36	22,36	
	jardinverger3	[0,0006 - 0,0008[	37	22,98	
	jardinverger4	> 0,0008	44	27,33	

Une analyse des corrélations permet d'éliminer certaines variables : le densité, la superficie des prairies naturelles ou semées avant 1994 dans le canton de la commune et la population âgée de moins de 19 ans.

La figure 11.1 montre les résultats de l'AFM reliant, en actif, les variables socio-économiques (en gras) et, en illustratif, les variables d'offre en espaces verts (en italique). Les 2 premiers axes expliquent 21,78 % de l'inertie totale du nuage des données.

Figure 11.1 : Projection de l'offre en espaces verts en fonction des caractéristiques socio-économiques des communes (premier plan factoriel)



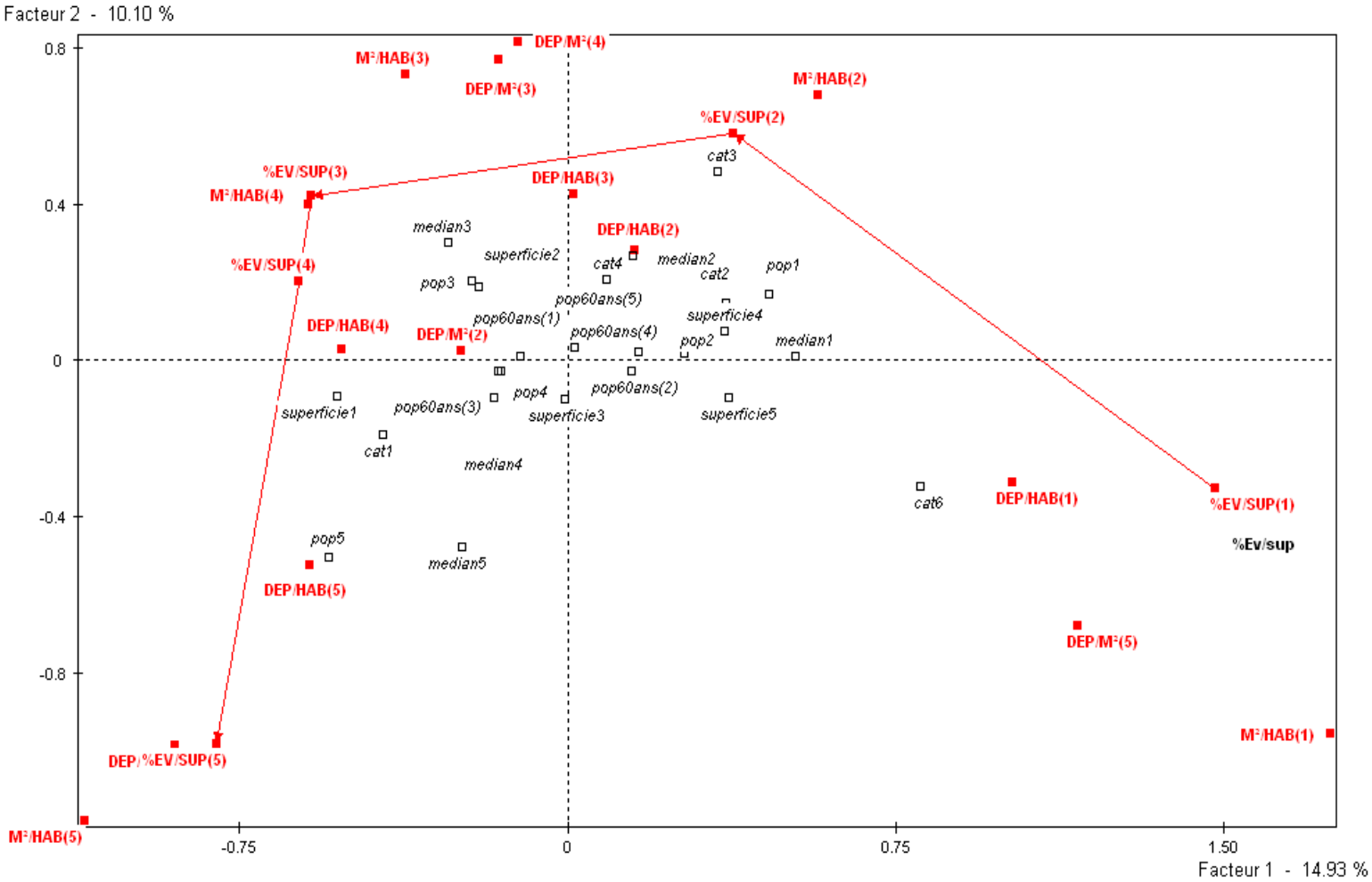
Légende : Variables actives en gras et variables illustratives en italique.

Le premier axe factoriel oppose les classes de forte population, de revenu médian élevé et de faible superficie aux classes de faible population, revenu médian faible et superficie élevée. L'évolution des variables nous permet de l'interpréter commune un axe d'urbanisation. D'un côté, on retrouve les communes à forte densité et revenu élevé, et de l'autre, les communes à faible densité et revenu moins élevé. Le second axe représente la structure d'âge de la population des communes. Il oppose nettement les communes ayant une population vieillissante aux communes ayant une population plus jeune. Les axes suivants sont moins bien caractérisés. Les variables qui contribuent le plus à l'explication de l'axe 1 sont, d'une part, la catégorie des communes et en particulier la catégorie des pôles urbains et, d'autre part, la classe la plus élevée de la variable revenu médian. La variable population de plus de 60 ans (classe 1) ainsi que la catégorie des communes monopolarisées contribuent davantage à l'explication de l'axe 2. Cela peut s'interpréter par le fait que l'on retrouve davantage de population jeune dans ces communes. Mis à part la variable *taux d'espaces verts*, les autres variables mesurant l'offre en espaces verts sont mal représentées sur ce plan factoriel. On constate également que les communes les plus urbanisées sont celles qui ont le taux d'espaces verts le plus élevé. Ce sont les plus peuplées et les plus riches en termes de revenu médian.

La figure 11.2 montre les résultats de l'AFM reliant, en actif, les variables d'offre en espaces verts (en gras) et, en illustratif, les variables socio-économiques (en italique). Les 2 premiers axes expliquent 25,04 % de l'inertie totale du nuage des données. Le premier axe factoriel est un axe d'offre. Il oppose les communes de grandes superficies, mais à faibles niveaux de dépenses par m² à celles qui dépensent davantage mais offrent moins de superficies. Le second axe est plus difficile à interpréter. Le nuage de points prend une forme parabolique. Cet effet Guttman (cf. Escofier et Pagès, 1998) indique que l'information est contenue dans le premier axe factoriel. Le

premier axe oppose les classes extrêmes et le second axe oppose les classes intermédiaires aux classes extrêmes.

Figure 11.2 : Projection des caractéristiques socio-économiques en fonction de l'offre en espaces verts des communes (premier plan factoriel)

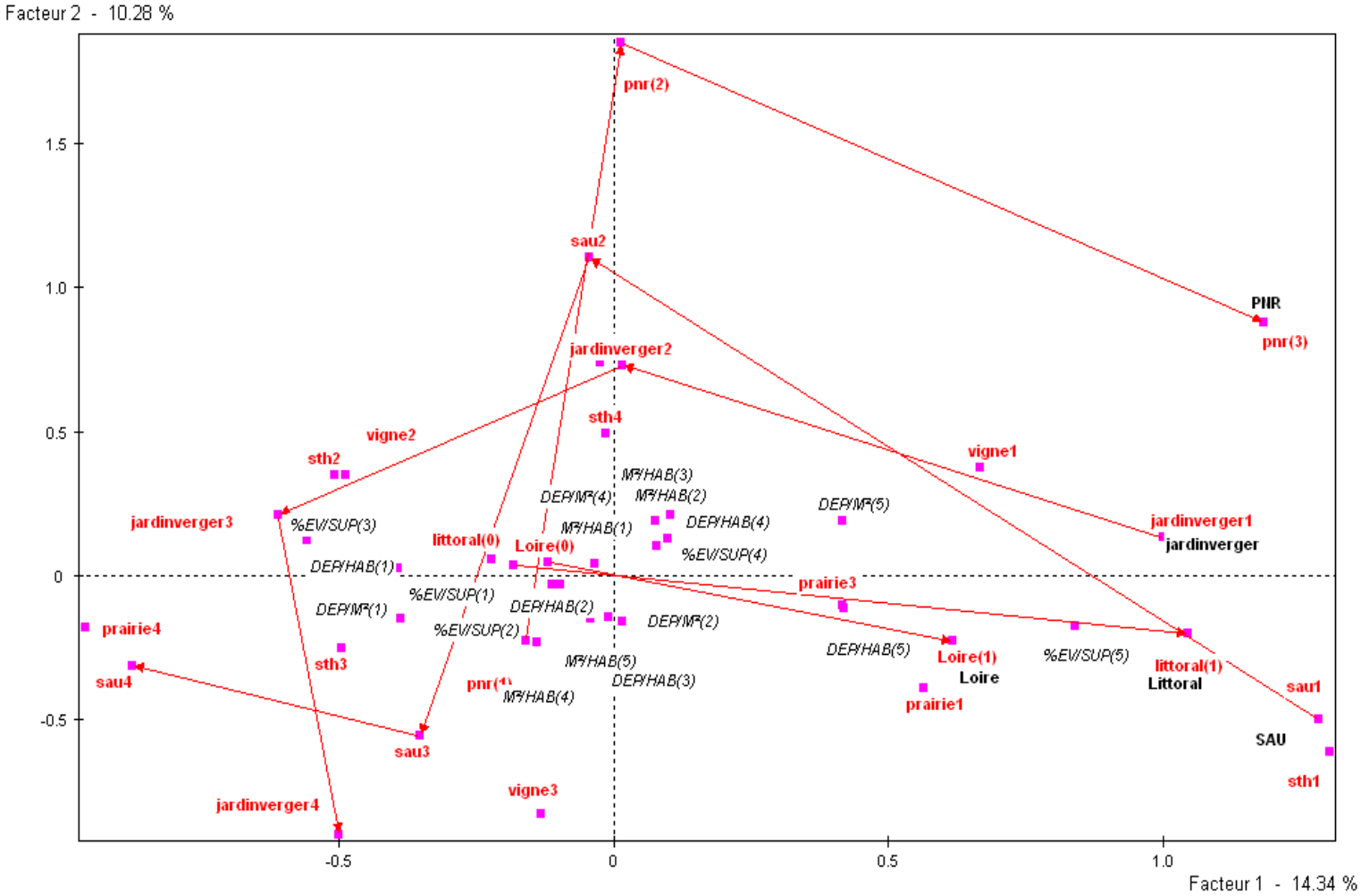


Légende : Variables actives en gras et variables illustratives en italique.

La figure 11.3 présente les résultats de l'AFM reliant, en actif, les variables paysagères (en gras) et, en illustratif, les variables d'offre en espaces verts (en italique). Les 2 premiers axes expliquent 24,62 % de l'inertie totale du nuage de points. Le premier facteur oppose les communes se situant dans un environnement rural à celles se situant dans un environnement urbanisé. Cet axe est un axe d'urbanisation. Le deuxième axe est plus difficilement interprétable en raison d'un effet Guttman.

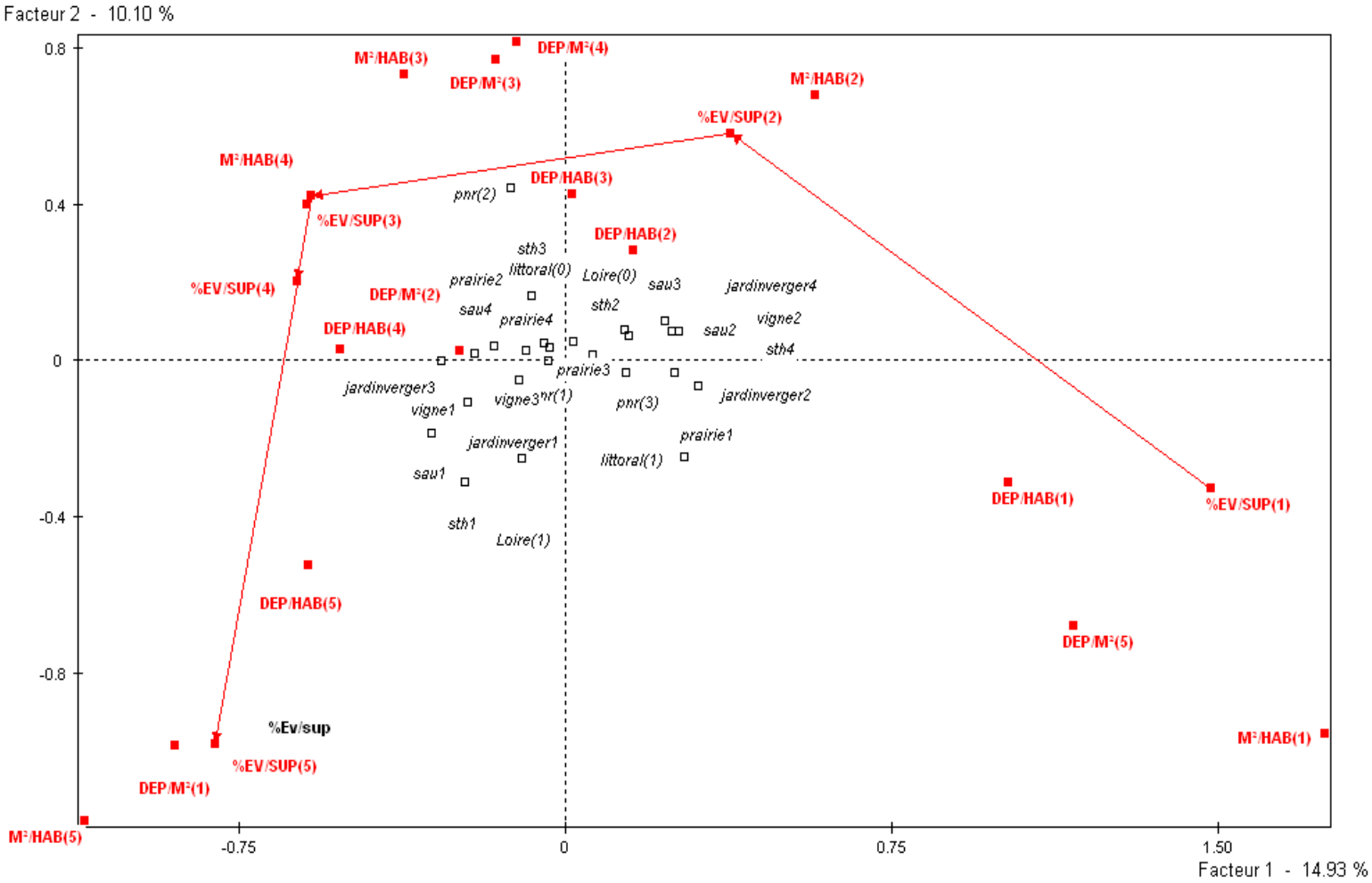
La figure 11.4 présente les résultats de l'AFM reliant, en actif, les variables d'offre en espaces verts (en gras) et, en illustratif, les variables paysagères (en italique). Les 2 premiers axes expliquent 25,04 % de l'inertie totale du nuage des données. Le premier axe est un axe d'offre en espaces verts. Il oppose les communes qui proposent un niveau d'espaces verts élevé et un niveau d'aménités rurales faible aux communes qui offrent moins d'espaces verts dans un environnement rural.

Figure 11.3 : Projection de l'offre en espaces verts en fonction des caractéristiques paysagères des communes (premier plan factoriel)



Légende : Variables actives en gras et variables illustratives en italique.

Figure 11.4 : Projection des caractéristiques paysagères en fonction de l'offre en espaces verts des communes (premier plan factoriel)



Légende : Variables actives en gras et variables illustratives en italique.

Annexe 12. Liste des communes appartenant à l'échantillon (Maine-et-Loire)

Les Alleuds	Écuillé	Rochefort-sur-Loire
Andard	Étriché	Saint-Augustin-des-Bois
Angers	Faye-d'Anjou	Saint-Barthélemy-d'Anjou
Avrillé	Feneu	Saint-Clément-de-la-Place
Baracé	Fontaine-Milon	Sainte-Gemmes-sur-Loire
Bauné	Grézillé	Saint-Georges-sur-Loire
Beaucouzé	Grez-Neuville	Saint-Germain-des-Prés
Beaulieu-sur-Layon	Huille	Saint-Jean-de-la-Croix
Beauvau	Jarzé	Saint-Jean-de-Linières
Bécon-les-Granits	Juigné-sur-Loire	Saint-Jean-des-Mauvrets
Béhuard	Juvardeil	Saint-Lambert-la-Potherie
Blaison-Gohier	Lézigné	Saint-Léger-des-Bois
La Bohalle	Lué-en-Baugeois	Saint-Martin-du-Fouilloux
Bouchemaine	Luigné	Saint-Mathurin-sur-Loire
Brain-sur-l'Authion	Marcé	Saint-Melaine-sur-Aubance
Brain-sur-Longuenée	Mazé	Saint-Rémy-la-Varenne
Briollay	La Meignanne	Saint-Saturnin-sur-Loire
Brissac-Quincé	La Membrolle-sur-Longuenée	Saint-Sulpice
Cantenay-Épinard	La Ménitré	Saint-Sylvain-d'Anjou
La Chapelle-Saint-Laud	Montreuil-Juigné	Saulgé-l'Hôpital
Charcé-Saint-Ellier-sur-Aubance	Montreuil-sur-Loir	Savennières
Chaumont-d'Anjou	Mozé-sur-Louet	Sceaux-d'Anjou
Cheffes	Mûrs-Erigné	Seiches-sur-le-Loir
Chemellier	Notre-Dame-d'Allençon	Sermaise
Corné	Pellouailles-les-Vignes	Soucelles
Cornillé-les-Caves	Le Plessis-Grammoire	Soulaines-sur-Aubance
Corzé	Le Plessis-Macé	Soulaire-et-Bourg
Coutures	Les Ponts-de-Cé	Tiercé
La Daguenière	La Possonnière	Trélazé
Denée	Pruillé	Vauchrétien
Écouflant	Rablay-sur-Layon	Villevêque

Annexe 13. Résultats des régressions pour les dépenses et la superficie par habitant

		Coefficient	t	Coefficient	t	Coefficient	t	Coefficient	t
	Constante	26,742	0,85	-4,467	-0,17	43,034	1,59	13,815	0,61
	Ymédian	0,004	1,64	0,006**	2,40				
	Ymoyen					0,002	1,30	0,004*	1,95
	T1	-62752,17	-1,65			-70513,23*	-1,89		
Sup/hab	T2			-5,219	-0,27			-0,671	-0,04
	N	-0,000**	-1,86	-0,000	-1,23	-0,000*	-1,84	-0,000	-1,08
	G	0,000	0,30	0,000	0,42	0,000	0,24	0,000	0,33
	R^2	0,057		0,041		0,051		0,029	
	R^2 aj.	0,033		0,016		0,027		0,004	
	Constante	1,076	1,53	1,151	2,00	1,122	1,86	1,216	2,45
	Ymédian	-4,99e-06	-0,08	4,34e-06	0,07				
	Ymoyen					-8,06e-06	-0,17	-2,40e-06	-0,05
	T1	331,753	0,39			309,709	0,37		
Dep/hab	T2			-0,432	-1,01			-0,418	-0,99
	N	3,87e-06	1,49	3,55e-06	1,53	3,86e-06	1,49	3,60e-06	1,56
	G	4,46e-06	0,59	4,94e-06	0,66	4,48e-06	0,60	4,92e-06	0,65
	R^2	0,016		0,021		0,016		0,021	
	R^2 aj.	-0,008		-0,003		-0,008		-0,003	
	Constante	33,334	1,58	1,618	0,09	48,227	2,64	18,019	1,16
	Ymédian	0,003*	1,71	0,005***	2,65				
	Ymoyen					0,001	1,14	0,002*	1,97
	T1	-67539,14***	-2,65			-74626,88***	-2,97		
Dep/m²	T2			3,952	0,30			7,955	0,61
	N	-0,000	-1,12	2,70e-06	0,04	-0,000	-1,10	0,000	0,24
	G	-0,000	-0,50	-0,000	-0,34	-0,000	-0,56	-0,000	-0,44
	R^2	0,094		0,054		0,085		0,035	
	R^2 aj.	0,071		0,029		0,061		0,010	

Lecture : ***, **, * : significatif au seuil de 1, 5 et 10 %.

Annexe 14. Tests robustes

Variable dépendante		Modèle A	Modèle B	Modèle C	Modèle D
Taux EV	Constante	-3,695 (0,162)	-9,374*** (0,001)	0,102 (0,963)	-5,392** (0,014)
	Ymédian	0,008*** (0,003)	0,001*** (0,000)		
	Ymoyen			0,000** (0,032)	0,000*** (0,003)
	T1	-11544,32*** (0,000)		-13351,87*** (0,000)	
	T2		-0,635 (0,633)		0,332 (0,809)
	N	0,000** (0,016)	0,000*** (0,003)	0,000** (0,014)	0,000*** (0,003)
	G	0,000 (0,294)	0,000 (0,206)	0,000 (0,439)	0,000 (0,394)
	R^2	0,357	0,300	0,328	0,249

Annexe 15. Test de *J* et test de *Cox* pour la variable *Taux EV*

	Modèle A	Modèle B	Modèle C	Modèle D
Modèle A				
Modèle B	test *J*[1] 3.526 (0.000) 1.001 (0.317) A>B test de Cox -1.11e+02 (0.000) 0.156 (0.437) A>B			
Modèle C	test *J*[2] 4.634 (0.000) -3.748 (0.000) A≈C test de Cox -5.850 (0.000) 3.032 (0.001) A≈C	test *J* 4.908 (0.000) 3.150 (0.001) B≈C test de Cox -4.382 (0.000) -3.254 (0.000) B≈C		
Modèle D	test *J* 5.459 (0.000) -3.994 (0.000) A≈D test de Cox -13.550 (0.000) 3.201 (0.000) A≈D	test *J* 5.521 (0.000) -4.225 (0.000) B≈D test de Cox -6.477 (0.000) 3.490 (0.000) B≈D	test *J* 4.320 (0.000) -0.598 (0.550) C>D test de Cox -2.44e+02 (0.000) 0.383 (0.350) C>D	

Lecture : Les valeurs entre parenthèses indiquent la probabilité *p* associée à la statistique de Student.

[1] Lecture : d'après le test de *J*, le modèle A est supérieur au modèle B. D'après le test de *Cox*, le modèle A est supérieur au modèle B.

[2] Lecture : d'après les tests de *J* et de Cox, on ne peut rejeter ni le modèle A, ni le modèle C.

Annexe 16. Econométrie spatiale

L'économétrie spatiale a pour objectif de prendre en compte les effets spatiaux, soit l'autocorrélation spatiale[1] (absence d'indépendance entre des observations géographiques), soit l'hétérogénéité spatiale[2] (différenciation des variables et des comportements dans l'espace).

Dans ce qui suit nous présentons les étapes nécessaires à l'estimation des modèles testés dans le chapitre 8. Etant donné que nous testons la dépendance spatiale entre les observations, nous ne présentons que l'autocorrélation spatiale.

1. Définition de l'autocorrélation spatiale

Anselin et Bera (1988) définissent l'autocorrélation spatiale de la façon suivante: « *Spatial autocorrelation can be loosely defined as the coincidence of value similarity with localitional similarity*». Une autocorrélation spatiale positive révèle la concentration de valeurs faibles ou élevées d'une variable aléatoire. Une autocorrélation spatiale négative signifie qu'une observation tend à être entourée par des observations pour lesquelles la variable aléatoire prend des valeurs différentes. L'existence d'autocorrélation spatiale pour une variable entre des observations suggère qu'il existe une relation fonctionnelle entre ce qui se passe au sein d'une observation et dans son voisinage.

Quelles sont les sources de l'autocorrélation spatiale ?

(i) L'existence de phénomènes reliant des observations différentes et à l'origine d'une organisation spatiale particulière de certaines activités : cela traduit des processus d'interactions où un agent économique réagit aux actions des autres, du fait des mouvements de personnes, de biens ou des externalités spatiales.

[1] Cf. Anselin (1988), Jayet (2001) et Le Gallo (2002).

[2] Cf. Le Gallo (2004).

(ii) La mauvaise spécification du modèle : cela est lié à l'existence de variables omises spatialement autocorrélées, à une mauvaise spécification de la forme fonctionnelle ou à des erreurs de mesure.

2. La définition du voisinage

La matrice de poids (matrice de distance ou encore matrice d'interactions spatiales) est l'instrument permettant de représenter la proximité.

2.1 Les matrices de poids

Une matrice de poids est une matrice carrée composée d'autant de lignes et de colonnes qu'il y a d'observations N. Chaque terme w_{ij} représente la relation spatiale entre l'observation i et l'observation j.

2.2 Les différentes spécifications des matrices de poids

La spécification des matrices de poids découle de la définition du voisinage. Quelle est la définition pertinente de la distance en économie ? Etant donné que les matrices de poids sont spécifiées de manière exogène, il faut s'interroger sur la définition de la distance et sur la forme fonctionnelle des matrices. Les possibilités étant nombreuses, le choix dépend du phénomène étudié.

2.2.1 La définition de la distance

(i) *La contiguïté*. Deux observations sont contiguës si elles ont une frontière commune. On parlera alors de contiguïté d'ordre 1. Mais il est possible d'étendre la notion de contiguïté à l'ordre k. Par exemple, la contiguïté d'ordre 2 permet de considérer comme contiguës deux observations séparées par deux frontières. L'utilisation de la contiguïté comme définition de la distance impose une restriction de taille car elle suppose que toutes les observations ne peuvent pas interagir les unes avec les autres.

(ii) *La distance entre deux observations*. La distance peut être calculée entre centroïdes. Mais le centroïde peut ne pas correspondre au « centre » de l'observation. Par exemple pour une commune, le centre peut être la mairie ou le quartier d'affaires. En outre, il est possible de calculer la distance par plusieurs voies : la distance routière, la distance euclidienne (à vol d'oiseau), le temps de trajet moyen, etc.

(iii) *Les autres définitions*. Le chercheur peut spécifier toutes sortes de proximités basées sur la langue, les échanges commerciaux, les flux touristiques, les flux migratoires, etc.

Ainsi, il incombe au chercheur de choisir la définition de la distance pertinente selon sa problématique et les données disponibles.

2.2.2 Les formes des matrices de poids

La forme fonctionnelle d'une matrice de poids reflète la relation entre la distance et l'intensité de l'interaction. Les plus couramment utilisées dans la littérature sur les interactions horizontales sont la matrice de poids basée sur la contiguïté d'ordre 1 et la matrice de poids basée sur la distance.

Les éléments d'une matrice de poids basée sur la contiguïté sont représentée par :

$$w_{ij} = \begin{cases} 1 \text{ si les observations sont contiguës d'ordre } k \\ 0 \text{ sinon} \end{cases} \qquad (16.1)$$

les éléments de la diagonale étant zéros.

La forme générale d'une matrice de poids basée sur la distance est telle que:

$$w_{ij} = f(d_{ij}) \qquad (16.2)$$

avec f une fonction décroissante de la distance entre les observations. Les éléments de la diagonale sont nuls. Habituellement, la fonction prend différentes formes telles que :

$$w_{ij} = \frac{1}{d_{ij}^{\alpha}} \qquad (16.3)$$

α étant déterminé de façon exogène. Plus le paramètre α est élevé, plus le poids associé à la relation de voisinage entre deux observations est faible. Ainsi, un terme de la matrice w_{ij} est d'autant plus élevé que l'effet entre deux observations est important. Les fonctions les plus utilisées sont $w_{ij} = \frac{1}{d_{ij}^{\alpha}}$ avec $\alpha = 1$ ou $\alpha = 2$ et $w_{ij} = f(d_{ij})$ avec $f(d_{ij}) = \exp(-d_{ij})$.

Une autre alternative consiste à imposer des distances seuils.

$$w_{ij} = \begin{cases} \frac{1}{d_{ij}^{\alpha}} & \text{si } d < \bar{d} \\ 0 & \text{sinon} \end{cases} \qquad (16.4)$$

avec $\bar{d}$ une valeur seuil de voisinage. Au-delà de $\bar{d}$, les observations ne sont pas considérées comme voisines. Une forme fonctionnelle peut aussi être adaptée sous forme de matrice de contiguïté telle que :

$$w_{ij} = \begin{cases} 1 & \text{si } \frac{1}{d_{ij}^{\alpha}} \text{ avec } d < \bar{d} \\ 0 & \text{sinon} \end{cases} \qquad (16.5)$$

Ainsi les matrices de poids sont déterminées *a priori* et de façon exogène par le chercheur. Etant donné qu'elles représentent les relations de proximité entre les observations, elles nécessitent une

attention particulière dans leur construction et leur interprétation. Les travaux portant sur les externalités horizontales utilisent le plus souvent des matrices de poids basées sur la contiguïté ou la distance. Les formes usuelles sont l'inverse de la distance, l'inverse du carré de la distance ou encore une fonction exponentielle négative. Même si certaines matrices de poids sont relativement similaires, elles permettent de vérifier la robustesse des résultats. Le Gallo (2002) souligne que la mesure de l'autocorrélation spatiale dépend de la matrice de poids choisie. La définition du voisinage influence donc la présence ou l'absence d'autocorrélation spatiale. De ce fait, elle préconise de tester différentes matrices.

2.3 La standardisation des matrices de poids

Les matrices de poids peuvent être standardisées (soit normalisées) en divisant chaque ligne par la somme de ses éléments. La somme des termes de chaque ligne est égale à l'unité. Les poids étant compris entre 0 et 1, tous les voisins ont le même poids. Ainsi, le lien entre deux observations voisines dépend de la distance relative qui les séparent et non de la distance absolue. Dans la littérature, les matrices sont généralement standardisées. Ce choix est motivé par le fait que cela facilite la comparaison des résultats estimés avec différentes matrices de poids.

3. Le test global de Moran

La statistique de Moran permet de tester l'autocorrélation spatiale sur des variables quantitatives. Elle mesure la corrélation moyenne entre une observation et ses voisines. Elle s'écrit de la façon suivante :

$$I = \frac{\sum_i \sum_j w_{ij}(y_i - \bar{y})(y_j - \bar{y})}{S_0} \Bigg/ \frac{\sum_i (y_i - \bar{y})^2}{N} \qquad (16.6)$$

avec N le nombre d'observations, w_{ij} les éléments de la matrice de poids, y_i la valeur prise par la variable d'intérêt au sein de l'observation i, $\bar{y}$ la moyenne de la variable y telle que $\bar{y} = (1/N)\sum_i y_i$ et $S_0 = \sum_i \sum_j w_{ij}$.

Le numérateur est la covariance pondérée entre observations voisines. Elle est nulle en l'absence d'autocorrélation spatiale, positive en présence d'autocorrélation spatiale et négative en présence d'autocorrélation spatiale négative. Le dénominateur correspond à la variance totale observée de l'échantillon.

Sous l'hypothèse nulle d'absence d'autocorrélation spatiale, l'espérance de la statistique I est :

$$E(I) = -1/(N-1) \qquad (16.7)$$

Si I est supérieure à son espérance, alors la distribution de la variable y est caractérisée par une autocorrélation spatiale positive. En d'autres termes, la valeur prise par la variable y au sein de chaque observation i tend à être similaire aux valeurs prises par y au sein des observations voisines. Inversement, si I est inférieure à son espérance, alors la distribution de la variable y est caractérisée par une autocorrélation spatiale négative : la valeur prise par la variable y au sein de chaque observation i tend à être différente des valeurs prises par y au sein des observations voisines.

La significativité du test de Moran est basée sur un Score-Z :

$$z_I = \frac{I - E(I)}{sd(I)} \qquad (16.8)$$

L'écart-type $sd(I)$ suit une distribution normale (asymptotiquement).

Pour résumer, si le test de Moran est significativement positif (négatif), on conclut à l'existence d'une autocorrélation spatiale positive (négative) : ainsi, les valeurs prises par la variable d'intérêt ne sont pas disposées au hasard. Mais, d'une part ce test ne prend pas en compte les autres caractéristiques des observations et, d'autre part, il n'indique pas la source de l'autocorrélation spatiale.

4. Les formes de la dépendance spatiale

La littérature recense quatre formes de dépendance spatiale. Nous ne présentons que deux modèles : le modèle à variable endogène décalée et le modèle à erreurs autocorrélées. Le modèle à dépendance spatiale dans les variables exogènes ne permet pas de tester la présence d'interactions horizontales. Une autre possibilité est d'estimer un modèle spatial introduisant simultanément une variable endogène décalée et une autocorrélation des erreurs. La limite de ce modèle est qu'il n'existe pas d'argument permettant de choisir des matrices identiques pour les deux dépendances spatiales.

4.1 Modèle à variable endogène décalée (« *spatial lag model* »)

Dans le modèle à variable endogène décalée, l'interaction spatiale porte sur la variable dépendante. Les valeurs prises par la variable dépendante y au sein d'une observation i est directement influencée par les valeurs prises par y dans les voisines de i. Il s'écrit sous la forme matricielle suivante:

$$y = \rho W y + X\beta + \varepsilon \qquad (16.9)$$

où y est le vecteur de dimension $N \times 1$ de la variable dépendante, N est le nombre d'observations, ρ est le paramètre à estimer indiquant l'intensité des interactions spatiales, W est la matrice de dimension $N \times N$ représentant les relations de distance entre les observations, Wy est le vecteur de dimension $N \times 1$ des variables spatialement décalées, X est la matrice de dimension $N \times k$ des variables explicatives décrivant les caractéristiques des observations, k est le nombre de variables explicatives, β est le vecteur de dimension $k \times 1$ des coefficients à estimer, et ε un vecteur de dimension $N \times 1$ des erreurs avec $E(\varepsilon) = 0$ et $E(\varepsilon\varepsilon') = \sigma^2 I$.

Le paramètre ρ reflète la dépendance spatiale :

(i) Si $\rho = 0$, il n'y a pas d'autocorrélation spatiale et il n'existe pas de lien entre la proximité et le degré de ressemblance des observations.

(ii) Si $\rho > 0$, les observations voisines sont plus semblables que les observations éloignées.

(iii) Si $\rho < 0$, les observations voisines sont plus différentes que les observations éloignées.

Pour le modèle à variable endogène décalée, les estimateurs obtenus par les MCO ne sont pas convergents parce que la variable endogène décalée est corrélée avec le terme d'erreur.

4.2. Modèle à erreurs autocorrélées (« *spatial error model* »)

La variable dépendante y n'est pas directement influencée par les observations voisines. Mais, il existe un phénomène spatial qui influence les valeurs prises par y dans i et ses voisines et qui est omis du modèle.

Le modèle à erreurs autocorrélées s'écrit de la façon suivante :

$$y = XB + \varepsilon \qquad (16.10)$$

$$\varepsilon = \lambda W\varepsilon + u \qquad (16.11)$$

λ correspond à l'intensité de l'interdépendance entre les résidus et u reflète le terme d'erreur avec $u \sim iid(0, \sigma^2 I)$.

Pour le modèle à erreurs autocorrélées, les estimateurs obtenus par les MCO sont sans biais mais non convergents. L'interprétation de ce modèle est moins directe. Plusieurs phénomènes peuvent

expliquer la présence de dépendance spatiale : l'omission de variables spatialement corrélées ou l'existence de chocs spatialement corrélés.

5. Tests sur la forme prise par la dépendance spatiale

Le modèle de départ est un modèle linéaire classique :

$$y = X\beta + \varepsilon \qquad (16.12)$$

Il y a N observations. y est le vecteur de dimension $N \times 1$ de la variable dépendante, X est la matrice de dimension $N \times k$ des variables explicatives, β est le vecteur de dimension $k \times 1$ des coefficients à estimer, ε le un vecteur de dimension $N \times 1$ des erreurs avec $E(\varepsilon) = 0$ et $E(\varepsilon\varepsilon') = \sigma^2 I$.

Après une régression par les MCO, il est possible d'effectuer un diagnostic sur la nature de la dépendance spatiale à partir du test du multiplicateur de Lagrange « LM » et du test du multiplicateur de Lagrange robuste « RLM ». Ils permettent de tester l'hypothèse nulle d'indépendance spatiale. LMlag teste l'hypothèse $\rho = 0$; et LMerr teste l'hypothèse nulle $\lambda = 0$. RLMerr et RLMlag teste simultanément $\rho = 0$ et $\lambda = 0$ lorsqu'il n'est pas possible de choisir à partir des tests du multiplicateur de Lagrange.

Si aucun test n'est significatif, il faut estimer le modèle par les MCO. Si seul un test est significatif il faut estimer un modèle à variable endogène décalée lorsque LMlag est significatif ou un modèle à erreurs autocorrélées si LMerr est significatif. Si les deux tests LMlag et LMerr sont significatifs, alors il convient de choisir la forme de la dépendance spatiale à partir des tests du multiplicateur de Lagrange robuste RLMerr et RLMlag.

6. Méthode d’estimation et tests

Les modèles peuvent être estimés par la méthode du maximum de vraisemblance, la méthode des variables instrumentales et la méthode des moments généralisés. Nous utilisons la méthode du maximum de vraisemblance.

Afin de détecter la présence d’autocorrélation spatiale, trois tests sont utilisés : le test de Wald, le test du rapport de vraisemblance « LR » et le test du multiplicateur de Lagrange « LM ». Ces tests sont effectués sur un modèle contraint (on impose un ensemble de restrictions sur un vecteur de paramètres) et un modèle non-contraint.

Le test de Wald est effectué sur un modèle non-contraint, c’est-à-dire sous l’hypothèse alternative de la présence d’une dépendance spatiale.

Le test du ratio de vraisemblance LR est effectué sur un modèle contraint et un modèle non-contraint (modèle sous l’hypothèse nulle et modèle sous l’hypothèse alternative).

Enfin, le test du multiplicateur de Lagrange LM est appliqué à un modèle contraint. Il s’agit d’estimer le modèle sous l’hypothèse nulle d’absence de dépendance spatiale.

Liste des tableaux

Tableau 1. Répartition des dépenses des communes pour l'environnement (en millions d'€)..... 11
Tableau 2. La congestion des espaces verts 77
Tableau 3. Financement des espaces verts 82
Tableau 4. Financement des espaces verts avec perte d'utilité 83
Tableau 5. Préférences des électeurs 140
Tableau 6. Mesures du surplus selon la transformation 170
Tableau 7. Décomposition de la valeur économique totale des espaces verts..... 172
Tableau 8. Méthodes de révélation des préférences pour les espaces verts 177
Tableau 9. Résultats des travaux utilisant la méthode des prix hédonistes 198
Tableau 10. Structure de la population selon la catégorie socioprofessionnelle 213
Tableau 11. Les caractéristiques des variables espaces verts 220
Tableau 12. Statistiques descriptives de la distance à l'espace vert le plus proche 220
Tableau 13. Description des variables 226
Tableau 14. Statistiques descriptives des variables retenues dans le modèle (N = 1 260)..... 227
Tableau 15. Effets théoriques attendus 228
Tableau 16. Résultats des estimations (N = 1 260)..... 233
Tableau 17. Variables sur la période de construction des appartements..... 235
Tableau 18. Résultats des estimations (N = 1 016)..... 236
Tableau 19. Tests du modèle de l'électeur médian portant sur les dépenses pour les parcs et les loisirs . 248
Tableau 20. Présentation synthétique de l'enquête..... 267
Tableau 21. Répartition des résultats de l'enquête 270
Tableau 22. Indicateurs de l'offre en espaces verts 270
Tableau 23. Matrice des coefficients de corrélation entre les indicateurs de l'offre en espaces verts..... 271
Tableau 24. Statistiques descriptives 276
Tableau 25. Présentation des variables explicatives 281
Tableau 26. Statistiques descriptives des variables explicatives 281
Tableau 27. Modèles testés 282
Tableau 28. Résultats des estimations pour la variable *Taux EV* 284
Tableau 29. Présentation des variables dépendantes testées 292
Tableau 30. Statistiques descriptives des variables explicatives 294
Tableau 31. Présentation des matrices de poids 295
Tableau 32. Statistiques descriptives des distances 295
Tableau 33. Test global de Moran pour la fourniture d'espaces verts des communes 296
Tableau 34. Résultats des estimations en l'absence d'interactions horizontales 298
Tableau 35. Tests sur la forme de la dépendance spatiale pour *Taux EV* 299
Tableau 36. Tests sur la forme de la dépendance spatiale pour *Dep/hab* 300
Tableau 37. Résultats des estimations par la méthode du maximum de vraisemblance 304
Tableau 38. Statistiques descriptives 306
Tableau 39. Présentation des variables 308
Tableau 40. Statistiques descriptives 308
Tableau 41. Présentation des matrices de poids 309
Tableau 42. Statistiques descriptives des distances 309
Tableau 43. Test global de Moran pour la fourniture d'espaces verts des communes 309
Tableau 44. Estimation par la méthode des moindres carrés ordinaires 310
Tableau 45. Tests sur la nature de la dépendance spatiale 312
Tableau 46. Résultats des estimations par la méthode du maximum de vraisemblance 314

Liste des figures

Figure 1. Principaux facteurs de l'artificialisation des sols en France entre 1992 et 2004 40
Figure 2. Répartition fonctionnelle de l'espace en 2004..... 41
Figure 3. Habitants pensant que leur quartier manque d'espaces verts 42
Figure 4. Caractérisation des espaces verts sous le double critère de l'excluabilité et de la rivalité..... 59
Figure 6. Externalité négative de production 89
Figure 7. Externalité positive de production 90
Figure 8. Externalité positive de consommation 90
Figure 9. Externalité négative de consommation 91
Figure 10. Localisation des ceintures vertes 120
Figure 12. Représentation graphique des préférences unimodales..... 142
Figure 13. Budget espaces verts sur l'axe vertical et budgets de police sur l'axe horizontal..... 148
Figure 14. Fonction de prix hédonistes et consentement à payer marginal..... 187
Figure 15. Zone d'étude..... 206
Figure 16. Carte d'occupation du sol et localisation des espaces verts..... 215
Figure 17. Localisation des observations..... 216
Figure 18. Les échelles du paysage 218
Figure 20. Distance à l'espace vert le plus proche en mètres..... 221
Figure 21. Evolution mensuelle des prix..... 224
Figure 22. Méthodes de sélection des variables 225
Figure 23. Zone d'étude, la région des Pays de la Loire..... 269
Figure 24. Zone d'étude..... 274
Figure 25. Localisation des espaces verts dans la zone d'étude..... 275
Figure 26. Zone d'étude..... 291

Table des matières

REMERCIEMENTS **5**

SOMMAIRE **7**

INTRODUCTION GENERALE **8**

1. La place des espaces verts dans un environnement de plus en plus urbanisé 8
2. La gestion des espaces verts : un attribut de la politique locale d'aménagement 9
3. Quelle place accorder aux espaces verts du point de vue de l'analyse économique : problématique et objectifs de la thèse 12
4. Plan de thèse 14

PARTIE I. LE STATUT DES ESPACES VERTS DANS L'ANALYSE ECONOMIQUE **17**

Introduction 18

CHAPITRE 1. LES ESPACES VERTS, DES BIENS ECONOMIQUES 19

Introduction 20
Section 1. Qu'est-ce qu'un espace vert ? 21
Section 2. Les enjeux liés à l'artificialisation des sols 34
Conclusion du chapitre 48

CHAPITRE 2. LES CARACTERISTIQUES ECONOMIQUES DES ESPACES VERTS 49

Introduction 50
Section 1. Les sources de défaillances du marché 51
Section 2. Espaces verts et efficacité économique 61
Section 3. Les spécificités des biens publics locaux 69
Conclusion du chapitre 85

CHAPITRE 3. ANALYSE DE LA REGULATION DES ESPACES VERTS 86

Introduction 87
Section 1. La régulation des espaces verts : les apports de l'économie publique 88
Section 2. La capitalisation foncière des biens publics locaux 106
Section 3. Les apports de l'économie urbaine 116
Conclusion du chapitre 127

CHAPITRE 4. ANALYSE POSITIVE DES CHOIX PUBLICS 129

Introduction 130
Section 1. Justification du recours à une analyse positive des choix publics 131
Section 2. Le modèle de l'électeur médian 139
Section 3. Les modèles d'interactions stratégiques horizontales 151
Conclusion du chapitre 159
Conclusion de la partie 160

PARTIE II. REVELATION DE LA DEMANDE POUR LES ESPACES VERTS **161**

Introduction 162

CHAPITRE 5. LES MESURES DE LA VALEUR ECONOMIQUE DES ESPACES VERTS 163

Introduction 164
Section 1. La valeur économique totale des espaces verts 165
Section 2. Présentation de la méthode des prix hédonistes 178
Section 3. Revue de la littérature empirique sur la valeur des espaces verts 192
Conclusion du chapitre 201

CHAPITRE 6. ETUDE EMPIRIQUE DE LA CAPITALISATION IMMOBILIERE DES ESPACES VERTS 203

Introduction 205
Section 1. Les transactions immobilières de la ville d'Angers 206
Section 2. Création des caractéristiques de localisation et paysagères 213

Section 3. Méthodologie de la spécification du modèle hédoniste 223
Conclusion du chapitre 240
Conclusion de la partie 241

PARTIE III. LES DETERMINANTS DES CHOIX PUBLICS LOCAUX 242

Introduction 243
CHAPITRE 7. REVUE DE LA LITTERATURE EMPIRIQUE SUR LES CHOIX PUBLICS LOCAUX 244
Introduction 245
Section 1. Validité empirique du modèle de l'électeur médian 246
Section 2. Validité empirique des modèles d'interactions horizontales et verticales 253
Conclusion du chapitre 259
CHAPITRE 8. ANALYSE EMPIRIQUE DE L'OFFRE PUBLIQUE DES ESPACES VERTS 260
Introduction 261
Section 1. Comment mesurer la fourniture publique des espaces verts ? 262
Section 2. Analyse empirique du modèle de l'électeur médian : test sur les communes de la région des Pays de la Loire 277
Section 3. Tests de l'hypothèse d'externalités horizontales 286
Conclusion du chapitre 318
Conclusion de la partie 320

CONCLUSION GENERALE 321

BIBLIOGRAPHIE 327

ANNEXES 355

Annexe 1. Historique des espaces verts 356
Annexe 2. Les fonctions des espaces verts 358
Annexe 3. Résultats des travaux utilisant la méthode d'évaluation contingente 359
Annexe 4. Champs de la base PERVAL 361
Annexe 5. Champs de la base de données « Occupation du sol » 372
Annexe 7. Indicateurs calculés 377
Annexe 8. Applications du test de l'égalité des moyennes 381
Annexe 9. Variables instrumentales 383
Annexe 10. Présentation de l'enquête 385
Annexe 11. Analyse de données 396
Annexe 12. Liste des communes appartenant à l'échantillon (Maine-et-Loire) 408
Annexe 13. Résultats des régressions pour les dépenses et la superficie par habitant 409
Annexe 14. Tests robustes 410
Annexe 15. Test de *J* et test de *Cox* pour la variable *Taux EV* 411
Annexe 16. Econométrie spatiale 412

LISTE DES TABLEAUX 422

LISTE DES FIGURES 423

TABLE DES MATIERES 424