

Les relations transports et environnement ont considérablement évolué ces dernières années. Les manifestations les plus visibles à ce jour relèvent tant de la taxe carbone, du bonus/malus écologique... que des concertations territoriales pour les projets d'équipement. Le calcul socio-économique fut logiquement mobilisé pour évaluer les nuisances environnementales, mais ces évaluations n'ont que peu irrigué la prise de décision, elle-même soumise à des évolutions de fond : territorialisation, institutionnalisation du débat public et quête de compromis par le développement durable.

Cet ouvrage confronte les réflexions de chercheurs de champs différents et d'acteurs de secteurs et institutions multiples sur l'appropriation des méthodes d'évaluation socio-économique de l'environnement. Partant d'un inventaire actualisé des méthodes et données disponibles sur les coûts environnementaux des transports, il offre ensuite des clés pour comprendre les enjeux, limites et perspectives de telles évaluations. Elles pourraient s'avérer, sous conditions, le vecteur de négociations et de compromis entre acteurs, en vue de politiques de transport plus durables.

\*  
\*\*

**Olivier Chanel** est chercheur CNRS au Groupement de Recherche en Économie Quantitative d'Aix-Marseille (GREQAM), et membre de l'IDEP. Ses recherches portent essentiellement sur l'économie de l'environnement, la santé et les méthodes de préférences révélées. Depuis 1996, il a dirigé plusieurs rapports sur la valorisation des effets de la pollution atmosphérique, a été expert pour l'OMS et membre du Conseil Scientifique de l'AFSSET.

**Guillaume Faburel** est maître de conférences à l'Institut d'Urbanisme de Paris et chercheur au Lab'Urba (Université Paris Est - Créteil - Val de Marne). Ses travaux portent sur les effets urbains des politiques d'environnement et de développement durable, sur les vécus et inégalités environnementales et sur les conflits d'aménagement. Il a dirigé des travaux sur l'évaluation des effets environnementaux des transports, et sur leur « acceptabilité » sociale, et a été expert pour l'OMS et pour le PREDIT.

Ont également contribué à cet ouvrage : P. Ayoun, L. Baumstark, J. Cambou, J. Chappon, Y. Crozet, J.-M. Fourniau, B. Galtier, O. Godard, C. Gressier, F. Héran, R. Heux, J.-C. Hourcade, P. Mignerey, A. Morcheoine, J.-P. Orfeuill, E. Quinet, M. Rousselot, J.-M. Salles, S. Vincent Lyk-Jensen.



9 782717 857863

ISBN 978-2-7178-5786-3

39 €

Sous la direction de  
Olivier CHANEL  
Guillaume FABUREL

L'ENVIRONNEMENT DANS LA DÉCISION PUBLIQUE

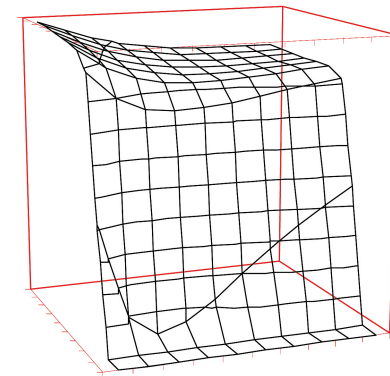


Collection « Méthodes et Approches »  
dirigée par Gérard Brun

# L'ENVIRONNEMENT DANS LA DÉCISION PUBLIQUE

Refonder l'évaluation socio-économique  
pour des politiques de transport plus durables

Sous la direction de  
Olivier CHANEL et Guillaume FABUREL



ECONOMICA



# L'ENVIRONNEMENT DANS LA DÉCISION PUBLIQUE





Collection “Méthodes et Approches”  
*dirigée par Gérard BRUN*

Cette collection axée sur la recherche en transport et en urbanisme a pour ambition de publier des ouvrages contribuant à un renouveau conceptuel dans le domaine des sciences humaines, par le recours à des méthodes nouvelles et à des approches transversales.

Ouvrage déjà paru :

*Le calcul économique dans le processus de choix collectif des investissements de transport*, Maurice Joël et Crozet Yves (sous la direction de), 2007





Collection « Méthodes et Approches »  
dirigée par Gérard Brun

# L'ENVIRONNEMENT DANS LA DÉCISION PUBLIQUE

Refonder l'évaluation socio-économique  
pour des politiques de transport plus durables

Sous la direction de  
Olivier CHANEL et Guillaume FABUREL

*Ouvrage publié avec le soutien de la Direction de la recherche et de l'innovation  
du Commissariat général au développement durable (ministère de l'Écologie, de  
l'Énergie, du Développement durable et de la Mer), dans le cadre du Programme  
de recherche et d'innovation dans les transports terrestres – PREDIT 4*

 **ECONOMICA**

49, rue Héricart, 75015 Paris





© Ed. ECONOMICA, 2010  
Tous droits de reproduction, de traduction, d'adaptation et d'exécution  
réservés pour tous les pays.



## REMERCIEMENTS

Nous remercions l'ADEME et le PREDIT pour le soutien apporté à l'organisation du séminaire organisé en juin 2007 au Ministère de l'Équipement et des Transports, et dont cet ouvrage est largement tiré.

Nous tenons aussi à remercier l'ensemble des contributeurs à cet ouvrage, la plupart intervenant lors de cette journée de débat qui a réuni 160 personnes : universitaires, chercheurs et ingénieurs des champs de l'économie, de la géographie, de la sociologie et des sciences politiques, ainsi que des acteurs du domaine des transports, de l'aménagement du territoire et de l'environnement (ministères, agences d'objectifs, opérateurs, collectivités territoriales, fédérations associatives...).

Enfin, ce texte n'aurait pas vu le jour sans l'aide essentielle de Sarah Charre (organisation, retranscription des débats, participation à l'analyse et à la rédaction), qui, après une spécialisation « Environnement, paysages et territoires » à l'Institut d'Urbanisme de Paris, fut chargée d'études/recherches en 2006 et 2007 au Centre de Recherche sur l'Espace, les Transports, l'Environnement et les Institutions Locales (Lab'Urba – Université Paris Est - Créteil - Val de Marne).

┌

┌

└

└

## PRÉFACE

Les maîtres d'œuvre du présent ouvrage ayant prévu une introduction et des textes de liaison substantiels, une longue préface apparaîtrait superflue. Il importe tout de même de souligner à quel point cet ouvrage est opportun, alors que l'idée de développement durable est de plus en plus au cœur de la décision publique, singulièrement sa composante environnementale et participative. Le « Grenelle de l'environnement » et ses suites en ont été récemment l'illustration la plus marquante.

Un tel ouvrage constitue à cet égard un apport de premier plan, un véritable outil d'aide à la décision, un livre de chevet pour les responsables publics ou privés, à tous les niveaux. De par la variété et la complémentarité de ses points de vue, émanant de chercheurs comme de praticiens, ce panorama quasi exhaustif est susceptible de contribuer efficacement à la conduite de politiques de transport menées ainsi en toute connaissance de cause et adaptées autant qu'il est possible à la nouvelle donne, dans les temps incertains que nous connaissons.

Cette publication répond ainsi à la mission de la collection « Méthodes et approches » puisque celle-ci a pour ambition, grâce aux apports de la recherche, de participer au renouvellement conceptuel si nécessaire actuellement et particulièrement dans ce domaine où les urgences climatiques rendent lourde de conséquences toute décision publique.

Il était donc naturel qu'en liaison avec le programme national de recherche dans les transports terrestres Predit, le ministère de l'écologie encourageât la publication de ce livre qui, en retour, pourra nourrir sa réflexion et son action.

Gérard Brun

*Commissariat général au développement durable  
(direction de la recherche) du ministère de l'Écologie, de l'Énergie,  
du Développement durable et de la Mer*



┌

┌

└

└

## INTRODUCTION GÉNÉRALE<sup>1</sup>

L'action dans les domaines de l'aménagement, des transports et de l'environnement a connu ces dernières décennies des changements majeurs :

- une territorialisation croissante (Ascher, 2004), notamment caractérisée par l'extension des domaines de compétences des collectivités territoriales, l'apparition de nouvelles structures (intercommunalités, observatoires...), la multiplication de partenariats financiers entre acteurs publics et privés... ;
- l'institutionnalisation progressive d'une démocratie participative, dont la figure de proue en France est la procédure dite de débat public (Revel *et al.*, 2007), institutionnalisation souhaitant répondre d'une demande croissante de la société civile et plus largement de la multiplicité des acteurs dorénavant mobilisés dans les espaces de dialogue (Sintomer et Bacqué, 2007 ; Blondiaux, 2008) ;
- l'avènement sur la scène politique du développement durable comme ambition et posture programmatiques (Godard, 1996), qui marque aussi de son empreinte le modèle de gouvernance. Ce dernier devient beaucoup plus négocié et contractuel qu'auparavant, avec pour nouveau principe justificateur de l'action, la recherche de compromis entre objectifs économiques, sociaux et environnementaux (Theys et Wachter, 2003).

La prise de décision dans les domaines de l'aménagement en général et des transports en particulier est alors devenue plus débattue, traversée de conflits potentiels croissants, pour beaucoup portés par des revendications environnementales (Mélé, Larrue et Rosemberg, 2003 ; Lolive et Soubeyran, 2007). En fait, ces changements incarnent autant qu'ils aident à entrevoir un fait reconnu : la légitimité de l'État est remise en cause, ce dernier n'étant plus considéré comme le seul détenteur de l'intérêt général (Gaudin, 2004).

Dans ce contexte, la nécessité de fonder les actions sur de nouvelles évaluations se fait pressante, notamment du fait de l'insuffisance des

---

1. Guillaume Faburel (Lab'Urba – Université Paris Est - Créteil - Val de Marne) et Olivier Chanel (CNRS – GREQAM – IDEP).

outils technico-normatifs utilisés pour répondre aux problèmes environnementaux soulevés par l'équipement des territoires en transports. Face aux conflits cristallisés autour de la qualité de l'environnement, l'action publique a longtemps été fondée sur une objectivation technique et sectorielle des phénomènes. Et, cette rationalisation des débats a corseté l'évaluation des effets environnementaux des transports ; elle a, par exemple, limité la prise en compte du vécu des individus affectés, pourtant ferment de revendications locales en matière de nuisances et autres ressentis<sup>2</sup>.

Plus largement, la crise de légitimité que connaît à ce jour l'expertise technique, particulièrement abondante dans ce champ, explique pour partie l'inadaptation encore parfois persistante des politiques de transports à la logique non plus de production, mais de construction de l'action publique (Duran & Thoenig, 1996). Les outils classiques d'évaluation technique, d'une part segmentent fortement les champs d'analyse, d'autre part dépendent largement de l'outillage statistique... et finalement produisent des diagnostics sectoriels. Aussi, ces outils apparaissent-ils de plus en plus inadaptés à des contextes décisionnels devenus plus instables et complexes où interviennent notamment interrelations sociales (ex. : demande participative des citoyens) et dépendances environnementales (ex. : rétroactions écologiques). Par exemple, les méthodes fondées sur une culture ingénieriale ne permettent plus de représenter le nombre croissant d'acteurs dans les arènes de débat (Kaufmann et Barbey, 2004).

Il apparaît donc nécessaire de penser des modalités d'évaluation porteuses de nouvelles légitimités, donc de tisser des liens nouveaux entre évaluation et décision, entre production de rationalité et exercice de la démocratie (Stengers, 1997), afin « *de rechercher des évaluations plus justes et des décisions plus légitimes au profit de politiques plus cohérentes* » (Offner, 1998, p. 4). Dans cette perspective, il s'agit de concevoir de nouvelles formes d'évaluation capables de modifier l'angle d'approche, de parvenir à une démocratisation... et non de se contenter d'une adaptation au nom d'une quelconque modernité : en un mot, de faire du débat un processus d'élaboration commun de l'évaluation et de la décision (Fourniau, 1998). « *L'évaluation doit donc être vue comme un instrument du dialogue favorisant l'éclairage du débat public, plus que comme le processus de calcul dont le résultat dicte la solution à adopter* » (Quinet, 1998, p. 30).

---

2. Nous renvoyons ici à l'abondante littérature, sur la pollution atmosphérique en ville ou encore sur le bruit : Charles, Ebner, Roussel, Weill (2006) ; Faburel, Polack et Beaumont (2007).

Historiquement, pour répondre à la demande sociale d'une meilleure prise en compte des dimensions environnementales dans les décisions, la discipline économie propose des méthodes et outils susceptibles d'affecter une valeur monétaire aux phénomènes non marchands que sont les externalités environnementales (pollution de l'air, émissions de gaz à effet de serre, bruit, dégradations paysagères...). Au cours des dix dernières années, la recherche sur l'évaluation socio-économique de l'environnement a même permis d'améliorer les méthodes et de consolider les chiffrages (de coûts environnementaux des projets, de mesures, de programmes d'action) afin d'aider la prise de décision en matière de transport, d'aménagement ou encore d'environnement. Cependant, malgré le potentiel de ces outils d'aide à la décision, ils ne semblent pas faire l'objet d'une véritable appropriation par les acteurs de la décision.

Il est vrai que, comme Cohen de Lara et Dron (1998) le soulignent, la plupart des politiques publiques ne sont en général pas suffisamment fondées sur l'évaluation : les décisions sont prises dans le but d'avantages attendus qui ne sont pourtant pas évalués. Ce constat concerne particulièrement les politiques de transport au sein desquelles une réticence à l'évaluation des politiques passées, et une tendance à la surévaluation de détails portant sur les projets futurs, priment sur l'évaluation. Dans ce domaine en particulier, cette approche est coûteuse pour la société : coût institutionnel d'une perte de crédibilité de l'action publique suite à des décisions inefficaces, voire génératrices de dommages ; coût de l'absence de stratégie préventive dû à la résolution tardive de situations évoluant en crises ; coûts directs d'une mauvaise décision et coûts d'opportunité de la meilleure alternative non réalisée ; sans négliger les coûts engendrés par les conflits générés.

Les causes de cette réticence coûteuse des décideurs à l'évaluation en général et à celle des externalités environnementales en particulier sont à la fois propres à la culture politique de la décision et à la nature de l'évaluation. Concernant cette dernière, les résultats produits par la monétarisation de biens non marchands (qualité de l'environnement, du paysage, bien être des populations...) diffèrent encore souvent de façon non négligeable. Cette variabilité – liée aux différentes méthodes utilisées ainsi qu'aux spécificités des contextes territoriaux dans lesquels elles sont appliquées – et les incertitudes dont elles peuvent encore témoigner favorisent les réticences du champ politique à évaluer voire internaliser des coûts (ex : application du principe pollueur-payeur), dont le calcul n'est pas jugé scientifiquement fiable ni politiquement recevable.

Donc, envisager un usage plus pertinent des démarches, méthodes et résultats des évaluations socio-économiques suppose de resituer précisément leur potentiel ainsi que leurs limites dans le contexte actuel de la construction de l'action (territorialisation, démocratisation, développement durable...), en rapide évolution. « *Le développement durable impose de lever les blocages conventionnels entre évaluation économique et environnement, non seulement dans le calcul lui-même, mais aussi dans la façon dont il est sollicité pour construire une décision publique* » (Cohen de Lara et Dron, 1998, p. 16).

L'évaluation socio-économique de l'environnement ne permettrait-elle pas de rendre différemment lisibles les enjeux des conflits d'environnement à la fois pour les décideurs et les contestataires ? Ne pourrait-elle pas alors, si elle se renouvelle, devenir vecteur de négociations inter-acteurs (dans le cadre des évolutions que connaissent les processus décisionnels démocratiques) et de compromis (au nom du développement durable) ? Sous quelles conditions pourrait-elle aider à composer, voire marier, avantageusement le référentiel technico-normatif historique et le référentiel territorial plus récent ?...

L'objectif de cet ouvrage est de montrer que les méthodes et résultats de l'évaluation socio-économique de l'environnement offrent un potentiel pour répondre à cette évolution des processus décisionnels. Cela se fait notamment par le langage qu'elles utilisent, par l'intégration des enjeux environnementaux qu'elles permettent, et surtout par les débats contradictoires que peuvent susciter leurs démarches et procédures... par-delà les procès d'intention qui leur sont encore parfois faits (ex. : une incapacité à livrer la totalité de la valeur de l'environnement lui interdirait toute contribution aux débats). Il devient dorénavant essentiel de porter à connaissance et à discussion ce qui était auparavant indiscutable (Offner, 1998).

L'ouvrage est structuré autour de deux grandes parties. La première propose un exposé des connaissances et débats scientifiques en matière d'évaluation des coûts environnementaux des transports (chapitres 1.1 à 1.5), et livre les portées et limites des usages qui en sont faits dans le domaine de l'action publique transport (et plus indirectement d'aménagement) en France et à l'étranger (chapitres 1.6 à 1.8). La seconde considère les contradictions véhiculées par l'évaluation socio-économique de l'environnement face à des valeurs et principes de l'action, des cadres et processus décisionnels en pleine évolution (chapitres 2.1 à 2.4) et entrevoit l'évaluation socio-économique de l'environnement non plus comme pourvoyeuse du « vrai » (scientifique) mais comme une modalité particulière de coordination des mon-

des communs, des justifications voire de projets d'évaluation dans les débats publics et plus largement dans la décision (chapitres 2.5 à 2.7).

La conclusion de l'ouvrage envisage une ouverture double et croisée de l'évaluation socio-économique de l'environnement appliquée dans le champ des transports, l'une impliquant la nature même du raisonnement économique, l'autre les réflexions politiques sur les échelles stratégiques d'une intervention publique intersectorielle (transport, urbanisme et environnement). Pour cette ouverture double, le propos s'achève sur la nécessaire territorialisation de l'évaluation et, ce faisant, la mise en contradiction des savoirs et savoir-faire proposés par ce type d'évaluations, pour peut-être en faire une épreuve de coordination d'enjeux plus nombreux et complexes (ex. : environnement), d'acteurs plus divers (gouvernance)...

Le contenu de cet ouvrage est, en grande partie, tiré d'un séminaire qui s'est tenu en juin 2007 au Ministère de l'Équipement et des Transports. Ce séminaire a été organisé par le Centre de Recherche sur l'Espace, les Transports, l'Environnement et les Institutions Locales (Lab'Urba – Université Paris Est - Créteil - Val de Marne) et le Groupement de Recherche en Économie Quantitative d'Aix-Marseille (CNRS – Universités d'Aix-Marseille – IDEP) pour le compte du PREDIT et de l'ADEME. Il a réuni différents universitaires, chercheurs et ingénieurs des champs de l'économie, de la géographie, de la sociologie et des sciences politiques, ainsi que des acteurs du domaine des transports, de l'aménagement et de l'environnement (ministères, agence d'objectifs, opérateurs, fédérations associatives...), en présence de 160 personnes. La diversité des participants et des types d'interventions (présentations, tables rondes et débat avec le public) explique la multiplicité des formes de contributions à cet ouvrage : présentations orientées vers la description (ex. : état des connaissances scientifiques), analyses plus réflexives (ex. : pratiques des acteurs), retours d'expériences (parfois personnelles), ou encore des examens critiques des débats publics et des cadres cognitifs qui s'y déploient. Les références bibliographiques de chaque contribution sont à chaque fois rassemblées en fin de partie.

### **Références bibliographiques introductives**

- Ascher F., 2004, *Les nouveaux principes de l'urbanisme*, L'Aube, 103 p.
- Blondiaux L., 2008, *Le nouvel esprit de la démocratie*, Seuil, La République des Idées, mars, 109 p.
- Baqué M.H., Rey H., Sintomer Y., 2007, *Gestion de proximité et démocratie participative*, Paris, La Découverte.

- Charles L., Ebner P., Roussel I., Weill A., 2006, *Évaluation et perception de l'exposition à la pollution atmosphérique*, La Documentation française, coll. Primequal-Predit, 161 p.
- Cohen de Lara M. et Dron D., 1998, *Évaluation économique et environnement dans les décisions publiques*, La Documentation française, 415 p.
- Duran P. & Thoenig J.C., 1996, « L'État et la gestion publique territoriale », *Revue française de sciences politiques*, Vol. 46, n° 4, p. 580-623.
- Faburel G., Polack J.-D., Beaumont J., 2007, *Le bruit des transports : état et perspectives scientifiques*, La Documentation française, coll. Predit, 112 p.
- Fourniau J.-M., 1998, « Les décisions d'infrastructures soumises au débat public », *Métropolis*, n° 106-107, p. 71-76.
- Gaudin J.-P., 2004, *L'Action publique. Sociologie et politique*, Presses de Sciences Po et Dalloz, 197 p.
- Godard O., 1996, « Le développement durable et le devenir des villes. Bonnes intentions et fausses bonnes idées », *Futuribles*, n° 209, p. 29-35.
- Kaufmann V., et Barbey J., 2004, *Politiques des transports : un état des lieux de la recherche, Synthèse des principaux résultats*, DRAST-PREDIT
- Lolive J., Soubeyran O., 2007, *L'émergence des cosmopolitiques*, La Découverte, coll. « Recherches », 383 p.
- Melé P., Larrue C., Rosemberg M. (coord.), 2003, *Conflits et territoires*, Tours, Presses Universitaires François Rabelais, 224 p.
- Offner J.-M., 1998, « Évaluer et décider dans les transports », Éditorial, *Métropolis*, n° 106-107, p. 4-5.
- Quinet E., 1998, « Des progrès dans l'évaluation des projets de transports urbains », *Métropolis*, 106-107, 29-30.
- Revel M., Blatrix C., Blondiaux L., Fourniau J.-M., Hérard Dubreuil B. et Lefebvre R. (dir.), 2007, *Le débat public : une expérience française de démocratie participative*, La Découverte, coll. « Recherches », 412 p.
- Stengers I., 1997, *Sciences et pouvoirs. La démocratie face à la technoscience*, Paris, La Découverte, coll. Sciences Sociétés, 116 p.

Première partie

**L'évaluation  
socio-économique des effets  
environnementaux  
des transports**

*Entre connaissances scientifiques  
et usages politiques  
(en France et à l'étranger)*



┌

┌

└

└

## **INTRODUCTION**

### **DES MÉTHODES QUI EN THÉORIE PERMETTENT D'INTÉGRER LES EXTERNALITÉS DANS L'ÉVALUATION DES PROJETS DE TRANSPORT<sup>1</sup>**

Dès l'Antiquité, les moyens de transport ont joué un rôle primordial dans le développement économique des nations et de leurs populations. Leurs progrès (navigation à voile, puis motorisée, développement du train, des transports terrestres motorisés puis de l'avion) conditionnèrent la richesse de leurs bénéficiaires. De nos jours, ils conservent un poids économique primordial et représentent un facteur de liberté individuelle. Toutefois, la généralisation des transports individuels s'accompagne de préoccupations croissantes des populations envers les effets associés : congestion, accidents, pollution atmosphérique locale et planétaire (effet de serre), bruit / nuisances sonores, effets de coupure / consommation d'espace ou impacts sur la biodiversité et les paysages.

Ces quatre derniers effets relèvent du champ des externalités environnementales puisqu'en décidant de voyager, un individu ne tient pas compte des désagréments qu'il impose directement ou indirectement à autrui. Ne considérant que les coûts privés et négligeant les coûts externes, ses décisions ne peuvent donc conduire à un optimum économique puisqu'elles ne répondent pas aux principes de base de la théorie micro-économique.

L'intérêt de l'évaluation socio-économique de l'environnement et de la mesure des externalités est de lui donner une valeur, monétaire, dans un contexte où la prise en compte de l'environnement est délicate car soumise à controverse et aux incertitudes scientifiques. La monétarisation de ces externalités permet de se saisir des interactions et des transferts implicites et négligés par une vision économique classique. En outre, ce calcul socio-économique présente l'avantage de permettre une meilleure prise en compte des préférences et comportements monétaires relatifs à l'environnement, en vue notamment de leur intégration dans les évaluations de projet. Il est vrai que, par convention académique, l'évaluation des coûts environnementaux supportés par

---

1. Olivier Chanel (CNRS – GREQAM – IDEP).

les populations et les territoires consiste à se fonder sur les comportements économiques des ménages pour en déduire des préférences environnementales révélées sur des marchés ou déclarées lors d'enquêtes adéquates, selon un étalon monétaire.

L'évaluation socio-économique de l'environnement trouve aussi sa justification dans les usages politiques multiples qui peuvent en découler. D'abord, elle permet au décideur public centralisé d'évaluer l'ordre de grandeur des enjeux monétaires. L'étalon monétaire commun offre par exemple la possibilité théorique d'un arbitrage cohérent entre les différents modes de transport de voyageurs et de marchandises sur un territoire (rail/route, privé/public), et favorise la comparaison de technologies concurrentes, selon leurs impacts environnementaux. Il contribue à déterminer des seuils d'investissements publics légitimes pour la collectivité, et propose des perspectives visant à les internaliser, c'est-à-dire à les incorporer – partiellement ou totalement – dans les coûts associés aux activités qui les génèrent, par la mise en place d'instruments incitatifs au travers par exemple d'une fiscalité des transports.

Ensuite, la construction méthodique de l'évaluation socio-économique ainsi que les outils statistiques (recueil de données, comptabilité, traitement statistique, modélisation) offrent, non moins théoriquement, la possibilité d'apprécier économiquement l'environnement et de le placer sur le même plan que d'autres préoccupations. Cohen de Lara et Dron (1998) soulignent à ce titre que le propre de l'économie est de permettre de prévenir l'arbitraire dans les décisions d'intérêt collectif. L'évaluation des externalités permet alors de resituer un projet dans un contexte plus large comprenant d'autres types d'actions, d'autres avantages, d'autres risques, et de mettre en scène les risques environnementaux, offrant à la préservation de l'environnement une opportunité de faire partie du champ des possibles dans l'action publique. Elle aidera donc le décideur dans la hiérarchisation des problématiques sanitaires et environnementales.

Enfin, dans le prolongement, l'évaluation contribue à clarifier la notion de propriété de l'environnement en considérant la société – et non les pollueurs – comme propriétaire, ce qui permet une réparation des dommages par l'application du principe de pollueur-payeur. Il est vrai que le développement durable fait émerger une nouvelle éthique de la responsabilité politique et de la justice environnementale, et promeut une transversalité des approches, notamment des politiques et de leurs processus décisionnels.

L'ensemble des concepts pertinents en matière d'évaluation économique de l'environnement ainsi que les implications associées en ter-

mes de politiques publiques, sont clairement exposés dans plusieurs ouvrages de référence en langue française, parmi lesquels Bonnieux et Desaignes (1998), Bontems et Rotillon (2007) ou Desaignes et Point (1993). Ils soulignent en particulier que l'évaluation va requérir la connaissance de prix ou de valeurs dans un domaine où la dimension non marchande occupe une place prépondérante : services rendus par un écosystème, valeurs d'option, de legs ou d'existence d'un actif naturel, nuisances esthétiques, sensorielles ou psychologiques, atteintes à la vie humaine... Lorsque les valeurs résultent d'un échange marchand, les prix sont utilisés puisque observables directement. Dans les autres cas, deux méthodes sont mobilisées et recherchent les valeurs sur le lieu privilégié de révélation des préférences individuelles : le marché économique.

Ainsi, en exploitant l'information de marchés existants – marché du travail, du logement ou des biens de protection – sur lesquels, d'une façon ou d'une autre, les préférences se trouvent reflétées, des Consentements à Payer (CAP) observés ou révélés pourront être obtenus. Il s'agit de la méthode des prix hédoniques (ou hédonistiques) (MPH), qui trouve ses fondements dans la représentation de tout bien comme un panier de caractéristiques (Lancaster, 1966). On observe alors les fonctions de demande (et d'offre) implicites en chaque caractéristique, en déduisant statistiquement les prix (implicites) correspondants (la formalisation théorique est due à Rosen, 1974). La méthode des biens de protection opère plus simplement en liant directement le prix de ces biens à la diminution de la nuisance (gêne sonore, maladies, décès...) résultant de leur usage.

Enfin, en dernier recours et pour les valeurs de non-usage notamment, un marché fictif (ou contingent) est créé, sur lequel les individus sont amenés à se positionner comme consommateur. On obtiendra alors des CAP directs déclarés, qui mesurent la variation individuelle du bien-être obtenue dans un questionnaire hypothétique adapté (méthode d'évaluation contingente (MEC) et d'analyse conjointe). L'ouvrage de Mitchell et Carson (1989) constitue encore la référence incontournable pour la mise en œuvre de ces méthodes, complété de travaux plus récents (Carson, 1999), alors que l'ouvrage de Hausman (1993) en propose une analyse critique.

Cette première partie propose tout d'abord un état de l'art des données et chiffres produits par les évaluations socio-économiques appliquées en France aux impacts environnementaux des différents modes de transport. Elle aborde tour à tour la pollution atmosphérique locale (O. Chanel, CNRS – GREQAM – IDEP), les enjeux et visions politiques induits par les objectifs de réduction des émissions

de gaz à effet de serre (J.-C. Hourcade, CNRS – CIRED), le bruit et les nuisances sonores (G. Faburel – Lab'Urba – Université Paris Est - Créteil - Val de Marne), les effets de coupure et de consommation d'espace (F. Héran, CLERSE-MESHS-CNRS), ainsi que la biodiversité (J.-M. Salles, CNRS – LAMETA). Les externalités des transports qui ne possèdent pas d'effets environnementaux directs – telles les accidents ou la congestion – ne sont pas abordées ici, mais le sont toutefois dans les chapitres suivants, traitant des pratiques en France et à l'étranger, puis de la construction de l'action publique.

Se positionnant ensuite en aval des processus de monétarisation des effets externes, cette première partie aborde alors la façon dont des acteurs clés du secteur des transports et de l'environnement utilisent l'évaluation dans leurs métiers, en France et à l'étranger. Sont tout d'abord présentés des exemples d'usages actuels en France de données et méthodes à partir de l'expérience des acteurs institutionnels par mode de transport – routier (R. Heux, ex. DRN – DIT – MEEDDM), réseau de transport urbain (J. Chappond, RATP), ferroviaire et aérien (P. Ayoun, Direction Générale de l'Aviation Civile – MEEDDM) – et plus transversalement, à travers la vision d'un acteur institutionnel de l'environnement (A. Morcheoine, ADEME). L'expérience des pays scandinaves (Danemark, Finlande, Norvège et Suède), historiquement très impliqués dans la valorisation des effets externes, est présentée (S. Vincent Lyk-Jensen, The Danish National Centre for Social Research), en insistant en particulier sur les techniques retenues pour prendre en compte les impacts non monétarisés en Norvège (patrimoine, ressources naturelles, impacts paysagers). Enfin, après une vision définitivement élargie à l'international des pratiques évaluatives mettant en exergue les externalités environnementales les plus valorisées dans la décision et celles négligées (C. Gressier, Conseil de coordination interportuaire de la Seine, ex CGPC), cette partie s'achève sur des réflexions plus méthodologiques au travers desquelles la nécessité se fait jour de territorialiser les évaluations, et, dès lors, de les ouvrir à l'axiologie et à la démocratisation de l'action, pour entrevoir leur rôle de négociation entre acteurs lors des débats (seconde partie).

## CHAPITRE 1.1

# POLLUTION ATMOSPHERIQUE ET QUALITÉ DE L'AIR

Olivier Chanel (CNRS-GREQAM-IDEP)

Après avoir abordé les différents effets à prendre en compte et les méthodes disponibles, nous présenterons quelques ordres de grandeur ainsi que des pistes de réflexion consacrées à la monétarisation des effets de la pollution atmosphérique liée aux transports.

### 1.1.1. QUE VALORISER ET COMMENT VALORISER ?

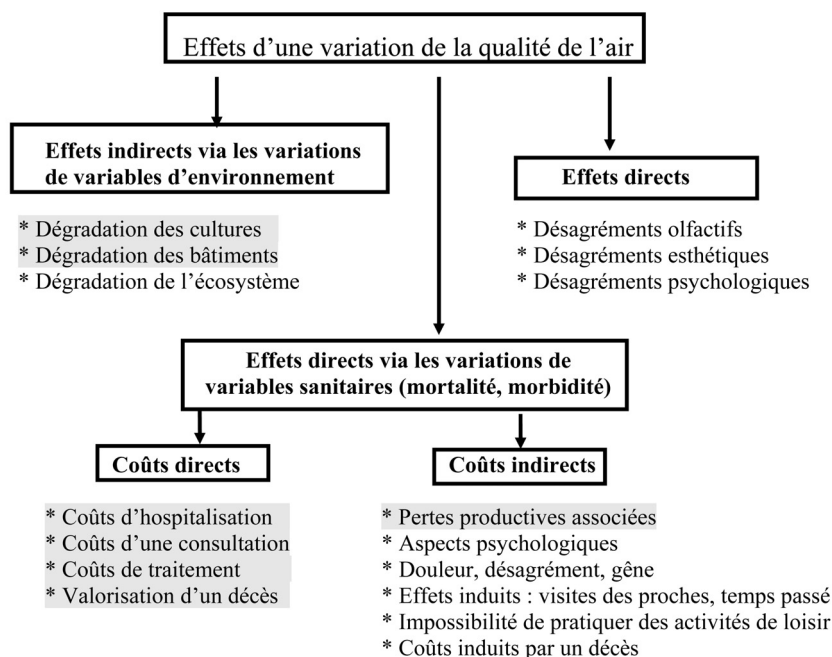
#### *Que valoriser*

Une variation du niveau de pollution atmosphérique affecte le niveau de bien-être d'une population selon trois canaux (voir la figure 1) : les effets indirects non sanitaires (altération de la flore, de la faune, des cultures, des bâtiments ou de l'écosystème en général), les effets directs non sanitaires (dégradation des perceptions sensorielles, parmi lesquelles les désagréments d'ordre psychologique, olfactif, visuel ou esthétique), et les effets directs sanitaires (mortalité et morbidité). Ceux-ci génèrent une composante directe (les coûts médicaux associés à la morbidité ambulatoire, hospitalière et à la mortalité) et une composante indirecte : les pertes productives (arrêts de travail, jours d'activité réduite), les journées avec douleur ou désagréments (toux, gêne respiratoire), les aspects psychologiques associés à un événement morbide ainsi que ses conséquences (temps perdu en visite par les proches, déplacements occasionnés, impossibilité de poursuivre des activités récréatives ou domestiques), et les coûts induits par un décès.

Les économistes s'accordent sur une délimitation minimum des effets à comptabiliser, représentés en grisé sur la figure 1. Il s'agit des dégradations des cultures et des bâtiments, des effets sanitaires directs et des pertes productives associées à la morbidité. En effet, l'épidémiologie peut déterminer à partir des données du système de santé, un

Figure 1

**Représentation des différentes composantes monétaires  
d'une variation de bien-être**



nombre de cas attribuables, pour lesquels des valeurs monétaires sont généralement disponibles dans le secteur marchand de la médecine de ville ou hospitalière. A titre indicatif, IWW-Infras (2000) estimait que les coûts sanitaires représentaient 81 % du total, les dégradations des bâtiments 18 % et les pertes de récoltes 1 %.

Les autres effets, non grisés, ne possèdent ni marché physique sur lesquels une offre et une demande seraient confrontées pour établir un prix d'équilibre, ni tarifs fixés par l'autorité publique. De plus, leur valorisation est plus difficile puisque les données sous-jacentes n'apparaissent pas dans les statistiques sanitaires nationales. Ceci explique que la prise en compte de ces effets soit moins fréquente dans la littérature, souvent conditionnée par des choix idéologiques et méthodologiques.

*Comment valoriser ?*

Les méthodes utilisées pour valoriser les bénéfices sanitaires d'une réduction du risque de morbidité ou de mortalité consécutive à une réduction de la pollution peuvent se classer en trois catégories. La

première s'appuie sur des valeurs économiques observées et ne permet de prendre en compte que les coûts directs. Les deux autres trouvent leurs racines dans la théorie micro-économique de l'utilité, et parce qu'elles se fondent sur les préférences des individus, prennent également en compte les coûts indirects qui ne possèdent pas de prix *per se* (visibilité, peine, souffrance, temps...). Elles soulèvent par ailleurs des difficultés d'ordre technique et méthodologique puisqu'elles reposent sur des modèles statistiques.

– Observation de valeurs économiques

La méthode des coûts marchands utilise le prix de la composante considérée, qu'il résulte d'un marché à l'équilibre, ou plus généralement dans le domaine de la santé, de tarifs réglementés. Cette méthode ne prend en compte que les bénéfices directs relatifs aux soins (morbidité ambulatoire et hospitalière) et indirects relatifs au marché du travail (jours d'arrêts de travail ou d'activité réduite), si bien que les variations de bien-être social sont sous-estimées. De plus, puisqu'elle repose sur la structure du système de santé (et du marché du travail) sous-jacent, elle est spécifique à un pays, voire parfois à une région. Toutefois, en mobilisant des coûts réels quantifiables, cette méthode peut servir d'évaluation minimum des coûts sociaux attribuables à la pollution atmosphérique.

Pour valoriser la mortalité, la méthode des pertes de production adopte une vision strictement productiviste de l'individu en ramenant la valeur d'un décès à la somme actualisée des revenus futurs que l'individu aurait gagnés sur sa durée de vie espérée. Elle suppose donc que la valeur d'un être humain est représentée uniquement par ce qu'il produit, et que cette productivité est correctement et uniquement mesurée par les revenus de son travail. La production non-marchande est ainsi totalement négligée, ce qui soulève des difficultés pour la valorisation des non-actifs. Elle est de moins en moins employée dans la pratique.

– Observation des Consentements à Payer (CAP) pour une réduction de l'exposition

Cette méthode estime de façon indirecte des valeurs monétaires *ex post*, en observant le comportement des individus sur différents marchés impliquant des arbitrages entre une variation de risque d'exposition et une somme monétaire : marché du travail, des unités d'habitation, des biens de protection, des transports. La méthode des prix hédoni(sti)ques est généralement utilisée, fondée sur l'idée que les biens sont caractérisés par un ensemble d'attributs, et que le bien-être



découle de leurs montants respectifs. Les décisions des individus sont alors prises en fonction de la différence entre le bénéfice marginal et le coût marginal de chaque attribut. Ainsi, lorsque les risques de décès ou de morbidité entrent parmi les attributs d'un bien, il devient possible d'attribuer une valeur monétaire à ces risques.

– Révélation des CAP pour une réduction de l'exposition

Cette méthode repose sur des enquêtes directes auprès des individus (évaluation contingente, analyse conjointe...) et permet de déterminer *ex ante* l'équivalent monétaire de la variation de leur bien-être suite à une variation de leur exposition à la pollution atmosphérique. Il peut s'agir d'un consentement à payer (CAP) pour bénéficier d'une amélioration de la qualité de l'air en général, de CAP spécifiques à différentes composantes de leur santé (pour éviter une hospitalisation par exemple) ou de CAP propres à un bien ne possédant pas de prix *per se* (visibilité, peine, souffrance, temps perdu...). Ses résultats sont sensibles à la perception subjective du risque et à la capacité de traitement de l'information communiquée.

*Sources d'incertitudes et de variabilité dans la monétarisation*

Les incertitudes des disciplines en amont (sur la mesure des émissions, des concentrations, de l'exposition de la population, du nombre de cas attribuables) se cumulent à celles propres à la monétarisation et expliquent la dispersion des valeurs monétaires. Evoquons brièvement quelques sources d'incertitudes relevant de choix méthodologiques lors de l'étape de monétarisation :

- la méthode de valorisation : on trouve généralement que la méthode des coûts marchands conduit à des valeurs inférieures à celles obtenues par la méthode de révélation des préférences,
- l'étendue des effets pris en compte : elle oppose effets à court terme et à long terme, effets directs et indirects, effets marchands et non-marchands,
- sur la valeur du taux d'actualisation : il intervient au niveau agrégé lorsque des effets sont étalés dans le temps, mais également pour valoriser les composantes individuelles, comme la vie humaine ou la morbidité de long terme (bronchite chronique par exemple),
- le transfert de valeurs monétaires ; lorsqu'elles portent sur des risques qui diffèrent par leurs caractéristiques (caractère volontaire, contrôlable, responsable, familial, certain, catastrophique,...), voir par exemple Fischhoff (1989),

- la prise en compte de l'âge et l'état de santé de la population concernée, ou du degré de prématurité du décès.

Pour prendre un exemple spécifique au transport routier, deux réductions équivalentes du risque de décès, l'une résultant d'une amélioration des infrastructures routières et l'autre d'une réduction des émissions polluantes, relèvent pourtant de risques de nature différente, touchant des populations d'âge et d'état de santé différents, et entraînent des CAP différents. Ceci explique que le rapport Boiteux (2001) ne valorise pas de la même façon un décès résultant d'un accident de la route et un décès résultant d'une exposition de long terme à la pollution atmosphérique. Il convient donc de privilégier l'utilisation de valeurs contextuelles lorsqu'elles existent, plutôt que de transférer de façon hasardeuse les valeurs existant dans d'autres domaines.

### **1.1.2. ORDRES DE GRANDEUR**

Les évaluations socio-économiques des effets de la pollution atmosphérique ne font pas toujours l'objet du consensus scientifique large qui permettrait d'asseoir la légitimité des politiques qu'elles suggèrent. Cela peut être en partie attribué à deux phénomènes opposés : l'amélioration des connaissances scientifiques qui amène à considérer un plus grand nombre d'effets sanitaires, et la tendance à la diminution des émissions des transports routiers (hors celles de CO<sub>2</sub> qui augmentent et de NO<sub>2</sub> qui sont constantes). Nous nous contentons de donner ci-dessous quelques illustrations chiffrées des effets associés à la pollution atmosphérique des transports.

La figure 2 présente la part des modes de transport dans le coût associé à la pollution de l'air hors changement climatique. On constate que les transports routiers représentent près de 95 % du coût total, répartis aux deux tiers pour le transport du fret et pour un tiers dans le transport des voyageurs. L'ensemble des autres modes se partage les 5 % restants, ce qui conforte l'attention portée ci-dessous au transport routier.

La figure 3 s'attache à une évaluation des coûts sanitaires annuels associés aux émissions de PM<sub>10</sub> (particules en suspension d'un diamètre aérodynamique inférieur à 10 micromètres) liées au transport routier en France, selon deux méthodes : les valeurs économiques observées et les CAP révélés. Elle est représentative de la sensibilité des résultats puisque ces derniers varient d'un facteur 9 selon la méthode de valorisation. La mortalité liée à une exposition de long terme repré-

Figure 2

**Part des modes de transport dans les coûts associés à la pollution atmosphérique (moyenne de 17 pays européens, source IWW-Infras, 2004)**

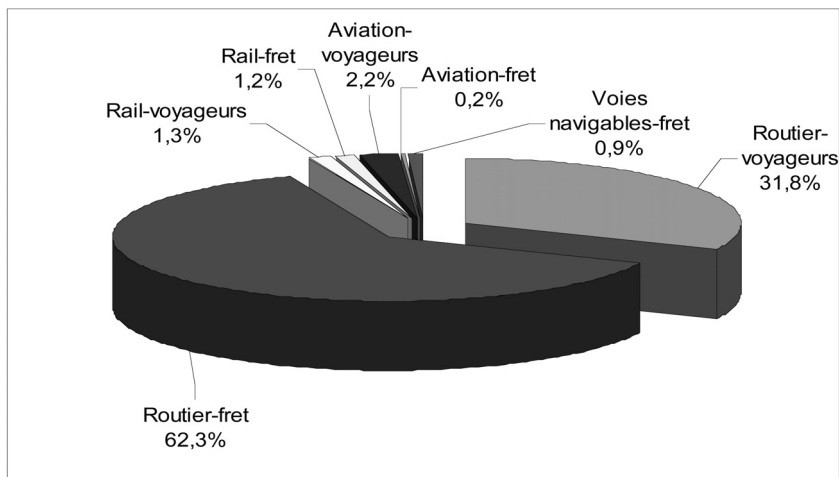
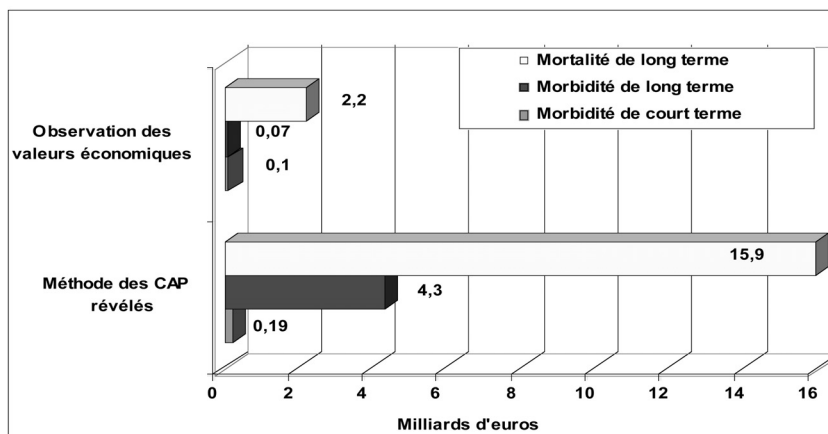


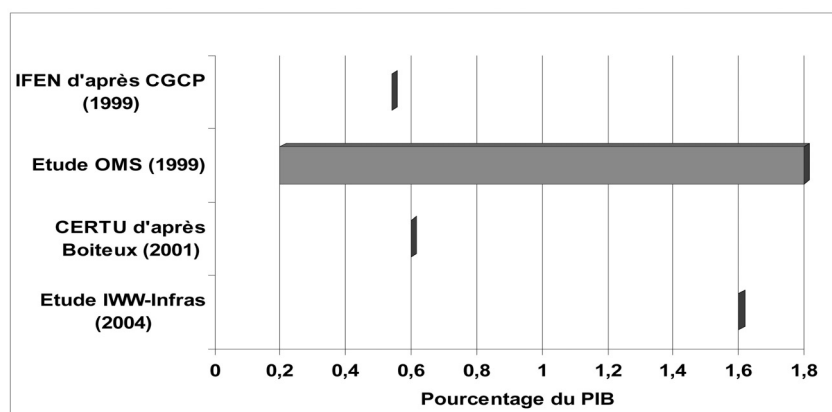
Figure 3

**Évaluation des coûts sanitaires annuels associés à la part des PM10 attribuée aux transports routiers**



Source : OMS, 1999.

Figure 4

**Coût sanitaire de la pollution atmosphérique associée au transport routier**

sente l'essentiel des coûts sanitaires : de 78 % pour la méthode des CAP révélés à 93 % pour la méthode des valeurs observées. La morbidité (qui ne prend pas en compte les pertes de production liées aux arrêts de travail) n'est significative que pour sa fraction à long terme valorisée par les CAP. Ceci tient à la valeur unitaire importante associée à l'évitement d'une bronchite chronique, une affection longue et dont l'issue peut être fatale.

La figure 4 exprime, pour quatre études, le coût sanitaire de la pollution atmosphérique associée au transport routier en France en pourcentage du PIB. L'intervalle de l'étude OMS (1999) correspond aux deux méthodes présentées dans la figure 3.

### 1.1.3. QUELQUES ÉLÉMENTS DE RÉFLEXION

#### *Aspects dynamiques relatifs aux délais entre l'émission des polluants et la réduction des effets sanitaires à long terme*

La réflexion sous-jacente est issue des travaux épidémiologiques en matière de mortalité associée à la pollution atmosphérique. En effet, d'un point de vue médical, les effets à court terme sont connus depuis plus de 60 ans sur la base de séries temporelles mettant en relation les variations journalières de la pollution et celle des décès, une fois les facteurs confondants pris en compte. Ils attribuent cette part de la mortalité à une aggravation de l'état de santé suite à un épisode de pollution élevée. Les effets à long terme ne sont connus et quantifiés que depuis une quinzaine d'années grâce à l'étude de cohortes de

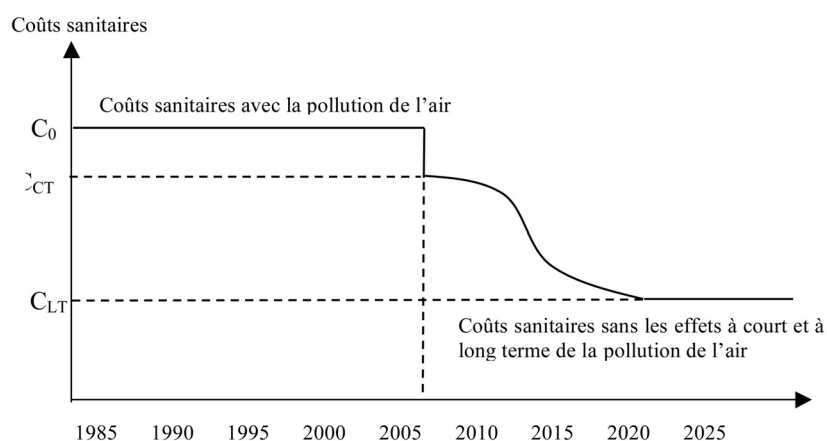
populations exposées à des niveaux de pollution différents. L'observation sur une longue période de la mortalité permet de déterminer la part associée au niveau d'exposition différencié, une fois les autres différences corrigées. Ils correspondent à une dégradation de l'état de santé d'une population suite à son exposition prolongée à des niveaux de pollution élevés, qui se traduit par une mortalité plus élevée.

L'importance relative de ces deux effets sur la mortalité est d'environ 20 % pour les effets à court terme et 80 % pour les effets à long terme (voir par exemple Künzli *et al.*, 2000). La question qui se pose est de déterminer comment une réduction actuelle des niveaux de pollution va influencer ces deux composantes de la mortalité future, et d'en tirer les conséquences en terme de décision publique.

La différence essentielle entre ces deux types de mortalité repose sur le délai existant avant que l'intégralité des effets à long terme ne soit obtenue, alors que les coûts de mise en œuvre de la réduction sont immédiats. Ainsi, on peut admettre que les coûts sanitaires à court terme associés à une politique de réduction immédiate des niveaux de pollution (une restriction de circulation par exemple) diminuent immédiatement. Il n'en est pas de même pour les coûts sanitaires à long terme du fait même que les effets sanitaires sous-jacents sont de type cumulatif.

La figure 5 illustre la diminution attendue de ces coûts sanitaires, en distinguant les effets à court et à long terme suite à une politique de réduction prise en 2006. Les coûts à court terme diminuent instantané-

Figure 5  
**Représentation correcte d'une suppression des coûts sanitaires de court et de long terme**



ment de  $C_0$  à  $C_{CT}$ , alors que les coûts à long terme ne vont diminuer que progressivement de  $C_{CT}$  à  $C_{LT}$  du fait du délai entre réduction et obtention des bénéfices sanitaires à long terme. Les enseignements majeurs sont d'une part que l'intégralité des coûts sanitaires associés n'est pas obtenue dès la réduction, et d'autre part, que lorsque pris en compte dans une analyse coût-bénéfice, les bénéfices associés à la réduction de ces coûts s'étaleront dans le temps, et doivent donc être actualisés (donc valorisés plus faiblement lorsque exprimés en euros constants).

Il serait donc incorrect d'inclure immédiatement l'intégralité des bénéfices de long terme et l'actualisation des bénéfices futurs devient une variable essentielle. Chanel *et al.* (2006) estiment que les bénéfices engendrés par la diminution des effets sanitaires à long terme doivent être divisés par un facteur compris entre 1,3 et 2,5 afin d'être correctement intégrés dans une analyse coût-bénéfice. Leurs résultats sont sensibles à la valeur retenue pour le taux d'actualisation : le passage d'un taux annuel de 1 % à 8 % conduit à donner un poids moins élevé aux bénéfices sanitaires futurs, et donc entraîne leur division par 2 environ.

#### *Manque d'évaluation de la morbidité à long terme*

Une exposition de long terme à une pollution atmosphérique élevée entraîne des effets mortels, manifestation ultime d'une dégradation préalable de l'état de santé qui s'est traduite par des effets morbides. Cette morbidité à long terme est mal prise en compte du fait de difficultés d'ordre méthodologique alors même que ce sont des pathologies graves (tumeurs malignes de la trachée, des bronches et du poumon, maladies de l'appareil respiratoire et maladies de l'appareil circulatoire) entraînant les coûts sanitaires les plus élevés. Il apparaît donc intéressant d'obtenir malgré tout une estimation de leur importance.

Supposons que les décès prématurés attribués à une exposition à long terme à la pollution de l'air sont précédés par une hospitalisation, et que leur proportion dans la mortalité totale s'applique également à la morbidité à long terme pour les affections précitées. Grâce aux données du service des Statistiques, des Études et des Systèmes d'Information (SESI) sur les soins hospitaliers en France, on estime le nombre d'hospitalisations associées, que l'on valorise par un coût unitaire par motif d'hospitalisation obtenu au moyen des données du Projet de Médicalisation des Systèmes d'Information (PMSI).

La méthode du coût de la maladie conduit alors à une évaluation autour de 0,55 milliard d'euros de la morbidité à long terme due aux

transports routiers, soit environ 8 fois plus élevés que la part qui leur était attribuée dans l'étude OMS (1999) (voir la figure 2). Rapportée au coût sanitaire total, elle en représente alors un cinquième, le reste (2,2 milliards d'euros) étant quasi exclusivement associé aux coûts de mortalité à long terme.

#### *Causalité dans le caractère chronique d'une affection*

Si la probabilité de développer une affection chronique est liée à l'exposition à la pollution automobile, l'évaluation monétaire s'en trouve affectée. En effet, il ne s'agit plus de comptabiliser le coût associé à (ou le CAP pour éviter) un épisode supplémentaire (crise d'asthme, épisode allergique, affections respiratoires...) mais plutôt le coût associé à (ou le CAP pour ne pas développer) cette affection sur l'ensemble de la durée de vie de l'individu. Là encore, la prise en compte correcte, tant sur le plan épidémiologique que sur le plan de la monétarisation, conduit à une augmentation de la part relative de la morbidité dans l'évaluation des effets associés à la pollution atmosphérique.

#### *Valorisation des effets monétaires concernant les enfants*

Au-delà des principes éthiques usuels qui requièrent que toute l'attention soit portée aux composantes les plus fragiles de la société (au même titre que les personnes âgées ou les femmes enceintes), les enfants présentent un certain nombre de spécificités demandant des précautions particulières lors de la valorisation.

Alors qu'ils sont plus vulnérables parce que leur appareil respiratoire et leurs défenses immunitaires sont en développement, les données épidémiologiques sont très rares.

La période de latence entre l'exposition et la survenue d'effets sanitaires liés à une exposition de long terme est longue, ce qui implique que l'actualisation revêt là encore, une importance primordiale. Le danger vient d'une application sans discernement des techniques usuelles de valorisation qui conduirait à valoriser trop faiblement ces effets.

Enfin, lors de l'utilisation de méthodes de révélation *ex ante*, se pose la question suivante : qui doit valoriser à leur place ? Les enfants eux-mêmes s'ils sont en âge d'effectuer des arbitrages ? Les sociologues et les économistes savent pourtant bien que leurs comportements en matière sanitaire sont plus risqués que ceux de la population générale. Leurs parents ? On bascule alors vers un modèle d'allocation intrafamilial des ressources, dans lequel l'altruisme jouera une place centrale. La société ?

### *Choix de politiques de transport optimales dans un cadre incertain*

Les émissions de GES (Gaz à Effet de Serre) et de polluants locaux, et de façon plus générale l'ensemble des externalités liées aux transports, sont systématiquement analysées de manière indépendante alors même qu'il s'agit d'externalités jointes issues d'une même source. Elles sont caractérisées par :

- des incertitudes économiques, déjà évoquées précédemment, et scientifiques tant sur les GES (ampleur et conséquences du réchauffement climatique ou mesures à prendre pour le réduire) que sur les polluants locaux (incertitudes sur la source, le transfert des résultats, la causalité, l'ampleur),
- d'irréversibilités d'ordre économique (les normes ou règlements) ou environnementale pour les GES (en tout cas, à l'échelle humaine),
- d'arrivée continue bien que lente et aléatoire d'informations affectant ces incertitudes.

Ce cadre devrait imposer une analyse globale des externalités jointes afin de garantir que les décisions optimales en termes de transport sont prises aujourd'hui, intégrant les incertitudes et l'arrivée possible d'informations. Pour appréhender les limites et le danger d'un traitement indépendant, imaginons deux types de mesures cherchant à réduire les émissions polluantes des véhicules :

- un ensemble de mesures structurelles (développer le covoiturage, réguler l'accès au centre ville, améliorer l'attractivité des transports publics) qui agit sur les kilomètres parcourus selon chaque mode de transport, et diminue donc simultanément l'ensemble des polluants émis (y compris les GES) et les autres externalités liées au transport routier,
- un ensemble de mesures technologiques, qui agit de manière ciblée sur les émissions de certains polluants (technologie moteur, filtre à particules, agrocarburants, hybride, normes réglementaires...).

Cabantous *et al.* (2009) s'intéressent à l'impact de l'arrivée d'information et de la (non) flexibilité des politiques mises en œuvre sur la décision optimale. Un des résultats du modèle de décision séquentielle intégrant l'incertitude est que la prise en compte conjointe des GES limite l'intérêt de politiques technologiques et renforce celui de politiques structurelles visant à limiter le transport routier dans son ensemble. Si les mesures technologiques peuvent être les plus performantes ou les plus coût-efficaces dans la réduction des émissions d'un polluant,



les mesures structurelles sont les plus désirables du point de vue du bien-être collectif.

#### 1.1.4. CONCLUSION

La vision idéale de l'économiste est celle d'un décideur public bienveillant se servant du calcul économique pour assurer la rationalité de l'allocation des fonds publics. Ce calcul économique enseigne justement qu'un traitement indépendant des divers polluants ou des diverses externalités revient à considérer chacune des autres comme nulles et ne permet pas d'atteindre un optimum collectif. Pour ce qui concerne les émissions anthropiques de polluants atmosphériques, l'évidence consiste à favoriser la réduction globale des émissions dans l'environnement (politiques structurelles) plutôt que de chercher à gérer de façon optimale leurs effets *ex post* ou de se centrer sur l'émission d'un seul polluant (politiques technologiques).

Deux exemples d'actualité illustrent cette tendance à la myopie.

D'une part, favoriser le Super éthanol E85 en se référant à la lutte contre l'effet de serre alors que les scientifiques s'interrogent sur la contribution nette au réchauffement climatique de la nécessaire reconversion des terres, sur les rejets de N<sub>2</sub>O (gaz contribuant 296 fois plus à l'effet de serre que le CO<sub>2</sub>) associés à leur culture ou sur son effet sur le prix des denrées alimentaires.

D'autre part, asseoir une politique fiscale « environnementale » telle que le bonus / malus automobile sur les seules émissions de CO<sub>2</sub> en favorisant les véhicules les moins émetteurs (comme les diesels) alors que leurs rejets en NOx ou particules ultrafines nocives à la santé et leurs bilan du puits à la roue en termes de rejets de GES sont par ailleurs très défavorables.

## CHAPITRE 1.2

# **EFFET DE SERRE ET LE CHANGEMENT CLIMATIQUE**

Jean-Charles Hourcade (CNRS – EHESS – CIRED)<sup>1</sup>

Au milieu des années 90, le discours en termes de réduction des gaz à effets de serre était simple. Il ne fallait pas demander d'efforts à l'industrie lourde pour éviter d'affecter sa compétitivité, ni au secteur des transports, qui ne représentait alors qu'une faible part des émissions. De plus, les effets bénéfiques ne pouvant être obtenus que sur le long terme pour ce secteur, l'actualisation (à 4 %, 5 % ou 6 %) ramenait à pratiquement 0 la valeur de la tonne de carbone économisée. Il restait donc le bâtiment et les industries légères, auxquels on demandait de façon déraisonnable, l'immense majorité des efforts.

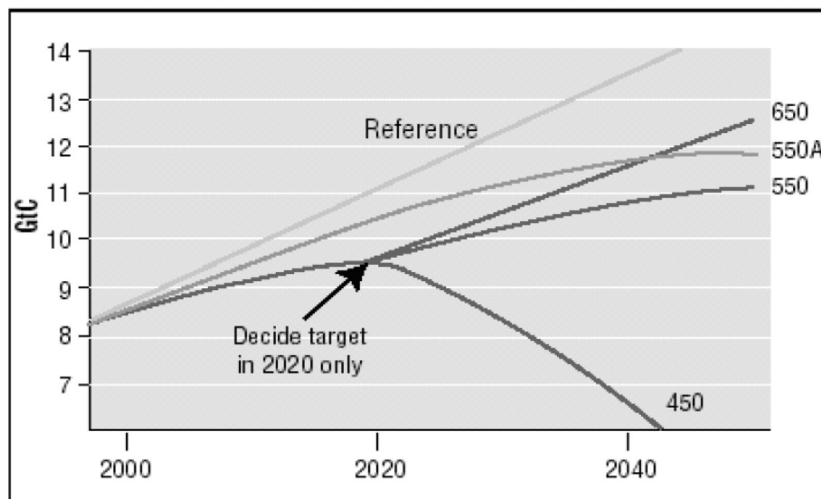
Depuis, un changement s'est opéré et l'on considère maintenant une division par quatre des émissions de gaz à effet de serre en France à l'horizon 2050 (évoquée sous l'expression « facteur 4 »). Cet objectif apparaît comme quelque peu inconsideré et ne suscite pas une adhésion de tous. En effet, son seul avantage réside dans son énoncé simple, mais il élude le problème des coûts (quelle somme devra être consacrée à la réalisation de cet objectif) et évite de considérer le futur proche (ces positions volontaristes visent 2050).

Dès lors, les interrogations se portent maintenant sur la valeur carbone. Le problème peut se résumer à un double impératif : éviter d'agir trop tôt et trop violemment, avec des effets importants de court terme sur les équipements existants et la population, et éviter l'écueil inverse, c'est-à-dire agir trop tard pour être en mesure de respecter des

---

1. Ce chapitre est tiré de la communication de Jean-Charles Hourcade, directeur du Centre international de recherche sur l'environnement et le développement (CIRED), lors du séminaire de juin 2007. Il a participé à la Délégation française officielle aux négociations dans la Convention climat (COP 4 à 8 de 1995 à 2002), a co-coordonné le groupe de rédaction en charge des questions d'économie au sein des deuxième et troisième rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC.) et fut l'auteur principal du quatrième rapport.

Figure 1

Stratégie optimale d'émissions de CO<sub>2</sub> selon l'approche coût-efficacité

Source : IPCC.

objectifs raisonnables. Le cadre de raisonnement et la problématique seront évoqués ci-dessous à l'aide de graphiques plutôt que de chiffres précis.

Considérons sur la figure 1, le scénario de référence qui correspond à une absence d'actions. Si la France (ou l'Union européenne) décide, sans forcément le justifier de façon précise, qu'il convient de ne pas dépasser 550 parties par million (ppm), une solution consiste à choisir d'adopter dès à présent la trajectoire représentée par la courbe 550A, qui permet de ne pas dépasser ce niveau et de ne pas imposer d'actions trop rapidement.

Toutefois certains peuvent penser (par exemple quelques grandes fédérations associatives environnementales) que 550 ppm est un seuil trop élevé, se fondant sur la réévaluation périodique par le GIEC de la sensibilité climatique, c'est-à-dire le fait que le changement climatique puisse être plus rapide pour un même niveau de concentration des émissions. Ils suggèrent alors de fixer comme objectif à ne pas dépasser 450 ppm afin de limiter la hausse des températures moyennes en dessous de 2 °C. D'autres peuvent tout au contraire penser (comme d'anciens ministres par exemple), que le futur proche va nous enseigner que le problème du changement climatique est moins grave qu'on ne le pensait jusqu'alors, et qu'on peut donc aller au-delà du seuil de 550 ppm et accepter une concentration jusqu'à 650 ppm.

La question qu'il convient alors de se poser devient la suivante : que peut-on faire aujourd'hui pour que, si l'avenir donne raison à l'ancien ministre, les efforts faits dans le passé ne soient pas trop coûteux et que la contrainte puisse être relâchée, mais que si la fédération associative a finalement raison, il soit possible de limiter les émissions pour respecter 450 ppm ?

La réponse peut être fournie par des modèles. Considérons la trajectoire de la figure 1 qui n'impose qu'une limitation raisonnable des émissions jusqu'en 2020. C'est à cette date que l'on va décider de l'objectif à suivre selon l'évolution de la connaissance. Si la fédération associative avait raison, la trajectoire s'infléchit encore pour atteindre l'objectif plus ambitieux de 450 ppm, ce qui coûtera cher, mais pas autant que si la trajectoire 550A initiale avait été suivie dès le départ. Si par contre on se rend compte en 2020 que l'ancien ministre avait raison, il convient alors de relâcher les efforts et suivre la courbe supérieure (650 ppm). Si finalement, l'objectif de 550 se confirme, on adopte alors le scénario représenté par la courbe intermédiaire (550 ppm).

Evidemment, cette figure repose sur des courbes d'émissions, et implicitement des prix sociaux du carbone qui déterminent le pourcentage affecté de la croissance et les coûts associés. Les publications internationales et les différents modèles donnent un ordre de grandeur compris 10 et 90 \$ la tonne en 2030 et le dernier rapport du GIEC fournit même une fourchette plus large avec -5\$ à 400 \$. La figure 2 donne à titre indicatif l'estimation du coût du changement climatique

Figure 2

#### Coût du changement climatique associé au transport routier

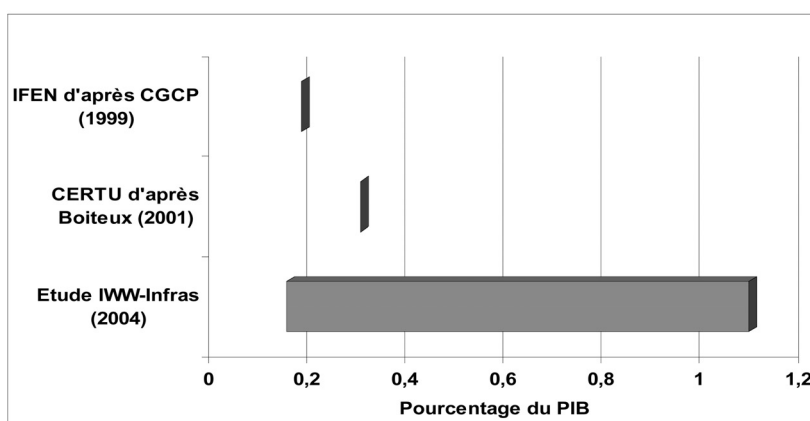
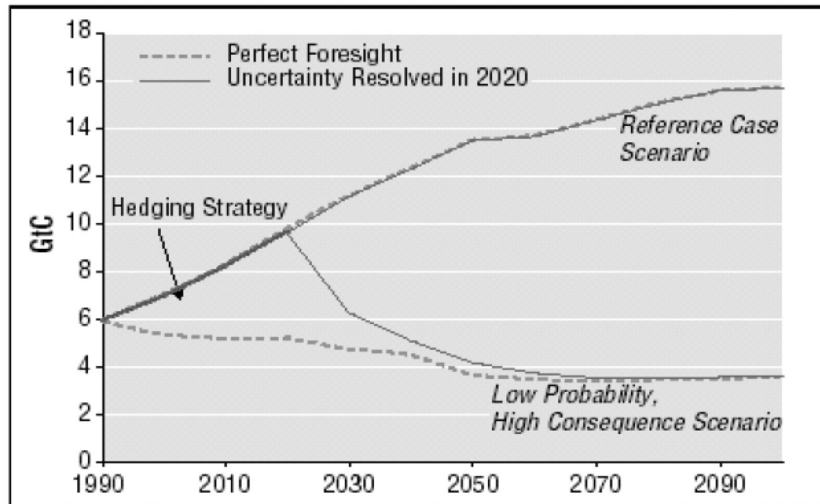


Figure 3

**Stratégie optimale de couverture pour un scénario à faible probabilité d'occurrence mais aux conséquences élevées selon une approche coût-bénéfice**



Source : IPCC.

pour trois études : entre 0,16 % et 1,1 % du PIB. L'intervalle de l'étude IWW-Infras (2004) correspond aux hypothèses haute (prix implicite de la tonne de CO<sub>2</sub> à 140 €/t) et basse (20 €/t). Notons que le changement climatique fait l'objet de très fortes incertitudes sur son ampleur et ses conséquences, et que l'actualisation joue un rôle fondamental dans l'analyse (voir sur ce sujet Gollier et Rochet, 2002, ou Rabl, 1996).

Considérons maintenant une deuxième façon de poser le problème, qui chercherait à justifier pourquoi le niveau de 450 ppm devrait être visé plutôt que celui de 550 ppm ou 650 ppm, en fonction d'un arbitrage entre les coûts de réduction d'émissions et les bénéfices de cette réduction, exprimés en termes monétaires. Cela semble n'être qu'une simple nuance par rapport au raisonnement précédent mais il s'agit en fait d'une approche très différente.

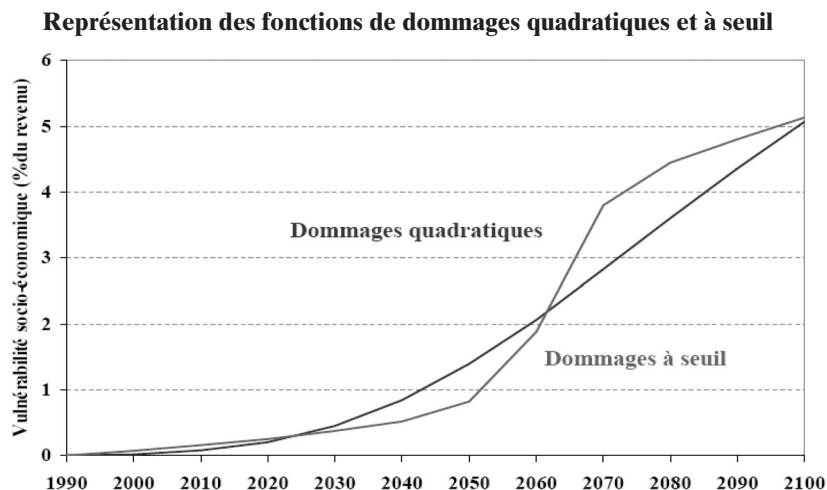
En effet, dans le premier cas, il existe un plafond absolu à ne pas dépasser même si on ne sait pas lequel : avant le plafond, les dommages sont considérés comme nuls ou socialement acceptables, après le plafond ils sont considérés comme infinis. Dans le second cas, un arbitrage coût-bénéfice est en jeu. La figure 3 éclaire la différence entre les deux approches. Si les dommages *ex ante* sont connus, et on sait qu'ils seront importants, on choisit la stratégie représentée par la

ligne inférieure en pointillés sur la figure 3. Toutefois, comme on ne peut savoir lequel des points de vue l'emportera, on va comme précédemment rechercher la stratégie optimale en situation d'incertitude. Si l'on apprend en 2020 que les conséquences seront effectivement importantes, on infléchit la trajectoire pour rejoindre le scénario 450 ppm, en rejoignant la trajectoire inférieure. Ce dernier est, jusqu'en 2020, très proche de celui que l'on aurait si l'on avait su *ex ante* que les dommages allaient être plus faibles. Là, le prix du carbone est de 4 \$.

On peut se demander pourquoi la stratégie optimale de couverture est, dans ce cas, si proche de celle que l'on suivrait si les dommages étaient connus *ex ante*. La réponse vient de ce que ce résultat repose sur une courbe de dommages qui croît de façon régulière (quadratique par exemple), même si elle peut être très élevée sur le long terme. Il faut donc attendre longtemps pour que les conséquences économiques soient vraiment importantes, et l'influence du taux d'actualisation (qui exprime en valeur actuelle les flux monétaires futurs) implique alors que les dommages survenant en 2070 par exemple, ne seront comptés que pour  $1/10^e$  ou  $1/20^e$  de leur valeur. Comme le fait remarquer W. Nordhaus, créateur du modèle DICE qui conduit à ce type de calcul, ce raisonnement qui conduit à un sentier optimal avec une augmentation de 6 degrés dans 500 ans, devrait intriguer (voire inquiéter) les économistes. En fait, ce résultat est largement dû aux formes fonctionnelles retenues pour décrire les dommages.

En effet, considérons maintenant des fonctions de dommages moins régulières, avec des effets de seuils, des aspérités, des accidents (voir la figure 4). Si l'on couple ces non linéarités avec les sensibilités climatiques plus fortes, que publie le groupe I du GIEC au fil de la séquence de ses rapports d'évaluation en 1990, 1995, 2001 et 2007, on constate sur la partie supérieure de la figure 5 que la zone de danger, causé par le réchauffement climatique, se rapproche dans le temps. Quand aux différences en termes de dommages économiques exprimés en pourcentage du Produit Mondial Brut sur la partie inférieure de la figure, elles sont encore plus brutales et contrastées. Si l'on est très optimiste sur la sensibilité climatique (augmentation de 2.5 °C de la température découlant d'un doublement de la concentration en carbone de l'atmosphère par rapport à l'ère préindustrielle), le danger ne devient pas important avant la fin du siècle. Si l'on est moyennement optimiste (sensibilité à 3.5 °C) la situation est préoccupante dès 2050 ; enfin et l'on est pessimiste (sensibilité à 4.5 °C), la zone de danger commence vers 2040. Or, si on considère le délai de construction et la durée de vie des infrastructures, 2040 est une date très proche.

Figure 4



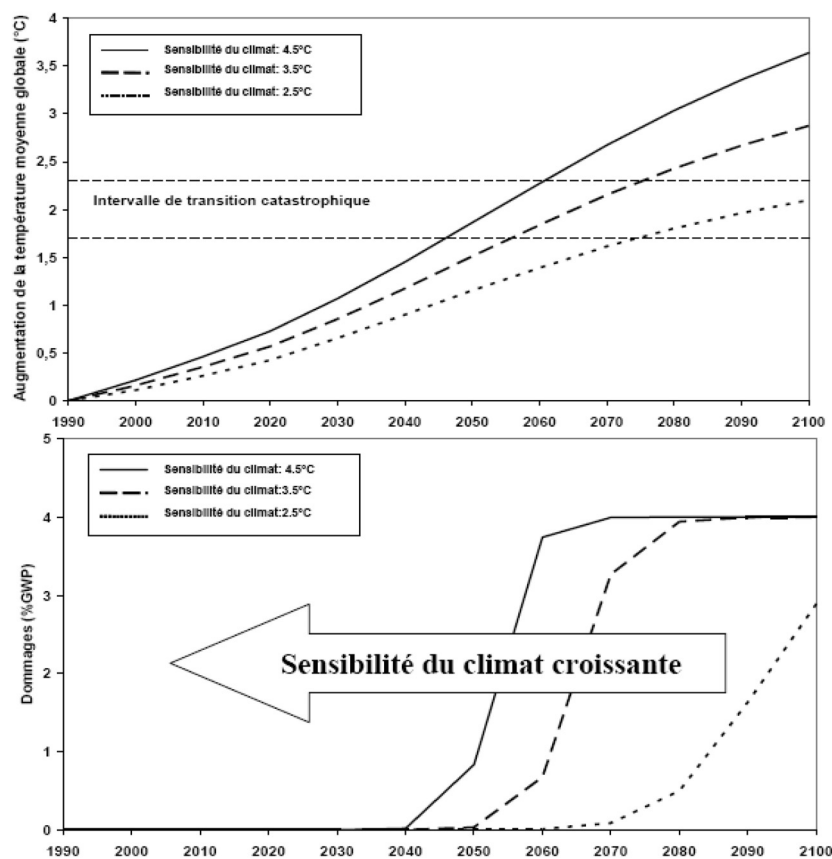
Il est intéressant de reprendre les mêmes calculs que ceux ayant conduit à la figure 3, pour étudier les conséquences en termes de dommages d'une part, du moment auquel on va disposer de l'information sur le niveau à viser (donc le moment où la trajectoire initiale sera abandonnée) et d'autre part, de différentes pondérations entre les optimistes (qui ont raison à 80 %, 50 % 30 %) et les pessimistes (qui ont raison à 80 %, 50 % 30 %), qui représentent les préférences.

L'intérêt d'un tel raisonnement est de permettre de définir des niveaux autorisés d'émissions à l'horizon de 30/40 ans en fonction de croyances révisables et d'un minimum de sagesse dans les comportements pour tenir compte, à la fois de la possibilité de se tromper et de l'hypothèse d'arrivée d'informations nouvelles. Il repose implicitement sur un soubassement politique particulier : l'existence d'un dictateur bienveillant chargé d'optimiser une fonction d'utilité sociale en utilisant au mieux l'information dont il dispose.

Venons-en aux implications de ce raisonnement concernant la valeur sociale du carbone. Tous les décisionnaires sont conscients du problème : du fait de son inertie, les tonnes abattues par le secteur transport ne le seront que dans 20, 30 ou 40 ans, ce qui, comme nous l'avons vu, pèse sur l'intérêt d'une telle réduction du fait de l'actualisation. En réalité, dans le cadre du raisonnement précédent, il faut tenir compte du fait que toute tonne supplémentaire émise en 2030, 2040, 2050 recèle un pouvoir nocif potentiel. Cela est exprimé avec valeur de l'information EVPI (*Expected Value of Perfect Information*) qui indi-

Figure 5

**Impact de la sensibilité du climat sur l'augmentation de la température et sur les dommages en pourcentage du Produit Mondial Brut**



que l'ordre de grandeur que nous économiserions aujourd'hui si l'on connaissait la réalité des dangers.

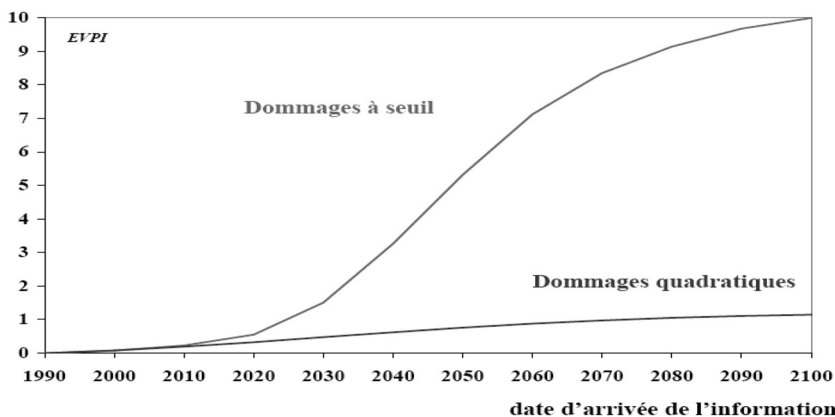
La figure 6 représente l'EVPI, c'est-à-dire la valeur d'assurance, de précaution impliquée par un effort que l'on fait aujourd'hui pour une tonne qui ne sera abattue qu'en 2040. On constate que cette valeur croît avec la date d'arrivée de l'information, et doit par exemple être multipliée par 5 dans l'hypothèse d'un effet de seuil sur les dommages par rapport à l'hypothèse de dommages quadratiques (ces chiffres n'étant bien entendu valides que dans le cadre d'un scénario donné d'émissions et de concentrations).

Cela signifie que la valeur du carbone à retenir dans le calcul des choix d'investissement dans les transports doit tenir compte du fait qu'on se rapproche d'un seuil de danger, mais aussi de la valeur de



Figure 6

**Valeur espérée de l'information parfaite en fonction de sa date d'arrivée et du type de dommages**



l'information, dont on remarque qu'elle augmente très rapidement après 2030. Cette valeur de l'information traduit simplement le fait que si l'on attend trop pour agir, on va se rapprocher d'un seuil de danger. Il faut donc intégrer parmi les critères de décision, la valeur de l'information, qui évolue en sens inverse de celle du taux d'actualisation. Ainsi, bien que le secteur des transports soit extrêmement rigide à court / moyen terme, il rapporte une tonne à haute valeur ajoutée d'information en 2040-2050, période à laquelle nous serons dans une zone de danger.

Terminons en évoquant le piège intellectuel qui consiste à passer trop rapidement de la valeur sociale du carbone au prix du carbone. On vient de définir la valeur sociale, mais les prix recouvrent autre chose : à quel niveau doivent-ils être fixés pour inciter les gens à modifier leurs comportements ? Les comportements dans les transports ne vont pas changer uniquement pour une question de prix du carbone, mais de prix du foncier, des logements, des normes de qualité...

On pourrait par exemple fort bien imaginer un monde dans lequel tout le monde aimerait se déplacer à vélo, où les limites de vitesse seraient à 90 km/h, les taxes très élevées, la police très efficace et les villes très concentrées. Ce monde pourrait tout à fait avoir un prix du carbone très faible. On ne peut donc faire le saut entre la valeur sociale du carbone en 2030-2040 (les chiffres les plus courants tournent autour de 50 à 100-110 \$/tonne) et la taxe optimale, qui va dépendre d'éléments comme le prix du mètre carré ou le prix implicite des normes techniques, ou de toute autre mesure pesant sur les comportements

individuels. Cela signifie que, s'agissant du domaine des transports, la valeur sociale à retenir est une valeur sociale qui croît fortement dans le temps, ce qui revalorise l'intérêt d'investir dès aujourd'hui dans ce secteur, mais en même temps, signifie que le prix du carbone n'est qu'un des paramètres à travers lequel on peut transmettre aux acteurs la réalité de cette valeur sociale.

## CHAPITRE 1.3

# **BRUIT ET NUISANCES SONORES**

Guillaume Faburel

(Lab'Urba – Université Paris Est - Créteil - Val de Marne)

Le domaine du bruit des transports et de ses effets en termes de nuisances ressenties, de décotes immobilières... s'est indéniablement affirmé sur les 40 dernières années comme un domaine de prédilection pour l'application des méthodes de monétarisation, particulièrement en Amérique du Nord. Il s'agit au premier chef de l'application de celles reposant sur les préférences révélées (coûts de protection, méthode des prix hédoniques – MPH...), et, bien plus récemment, de celles fondées sur des préférences déclarées sur des marchés fictifs (ex. : méthode d'évaluation contingente – MEC). C'est notamment ce qui ressort d'un état de l'art sur la monétarisation du bruit et des nuisances sonores liés aux transports, achevé en 2002 pour la DG Environnement de la Commission Européenne (Navrud, 2002).

Ce rapport insiste aussi sur quelques fragilités persistantes en la matière, et notamment la nécessité de consolider les relations doses de bruit – effets (sur les populations, sur l'immobilier, sur les espaces : *Impact Pathway Approach-IPA*), pour privilégier la mise en œuvre non pas d'une méthode dédiée mais de démarches méthodologiques plus amples, notamment sur la base d'enquêtes complémentaires pour mesurer la gêne, les effets sanitaires, les comportements résidentiels des ménages... ou alors de méthodes plus ouvertes à ce type d'informations. Il est vrai que, pour rappel, donner une valeur monétaire au bruit et surtout, comme nous le verrons, aux nuisances sonores revient à monétariser des dommages imputables à des charges sonores.

D'autres rapports pour la Commission européenne (UNITE – UNification of accounts and marginal costs for Transport Efficiency, 2003 ; HEATCO – Harmonised European Approaches for Transport Costing and Project Assessment, 2005<sup>1</sup>), sont aussi venus rappeler le

---

1. <http://heatco.ier.uni-stuttgart.de/>

besoin de productions empiriques, au plus près des phénomènes en cause et des contextes territoriaux.

Compte tenu de ces acquis et recommandations, nous développerons le propos en trois temps : de quels dommages parlons-nous ? Quels sont les résultats produits par les méthodes de monétarisation ? Quelles grandeurs monétaires actualisées pouvons-nous en tirer pour la France ?

### **1.3.1. LES TYPES DE DOMMAGES IMPUTABLES AU BRUIT DES TRANSPORTS**

Commençons dans ce registre des dommages par un simple rappel, qui nous semble toutefois essentiel, compte tenu des amalgames souvent remarqués dans le discours des acteurs, mais aussi parfois des experts. Un bruit est un « *ensemble de sons ressentis comme désagréables* », ce qui signifie que le bruit ne se limite pas, loin s'en faut, aux doses (acoustiques) de bruit, mais intègre aussi les effets de telles pressions sonores. Cela signifie aussi que, par définition, le bruit est une nuisance, malgré l'habitude prise de distinguer les termes.

Ce sont donc les réactions (ex. : ressentis) et effets (ex. : santé) qui médiatisent et ainsi rendent visibles le bruit. Ils le médiatisent d'autant plus que la sensibilité sociale aux enjeux et questions sonores, particulièrement celles liées aux transports, n'a cessé de croître en France comme dans plusieurs autres pays européens, depuis maintenant 30 ans (cf. par exemple les résultats des Enquêtes de nuisances sonores de l'Institut de Recherche sur les Transports et leur Sécurité – INRETS : 1976, 1988, 2008). Quels sont dès lors ces réactions et effets intégrés dans la définition même du bruit ?

En nombre assez important, nous nous limiterons à ceux, peut-être les plus importants, que l'économie de l'environnement a considérablement entrepris de monétariser sur les 40 dernières années :

- gênes, dégradation du bien-être, désagréments divers... qui impliquent pour beaucoup les ressentis (cf. enquêtes susmentionnées) ;
- dommages sanitaires, au premier chef les effets physiologiques et psychiques, avec ici des travaux conséquents sur les troubles du sommeil, ou encore sur des cibles particulières de population : les enfants (Agence Française de Sécurité Sanitaire Environnementale et du Travail, 2004) ;
- des impacts sur les valeurs immobilières (ex. : décotes), donc sur les comportements résidentiels des ménages (sur la base desquel-

les repose la valeur tutélaire du bruit fixée par le Commissariat Général du Plan en 2001 cf. *infra*).

Voici les trois grands types d'effets que l'on retrouve dans la littérature relative à l'évaluation des coûts du bruit des transports. Ils n'ont certes pas été appréciés avec la même intensité (ex : les effets sanitaires sont bien plus en retrait, surtout en France). Mais cette diversité des effets, qui plus est tangibles sur les populations et les territoires, représente un « atout » pour la monétarisation, d'où l'ancienneté des efforts de recherche sur la question (dès les années 70 aux États-Unis et Canada), mais aussi leur ample distribution géographique (au-delà de l'Amérique du Nord, en Angleterre, au Japon, en Australie, en Norvège, en Espagne... et en France dès la fin des années 70 avec les travaux de la SEDES autour de l'Autoroute A3 et Aéroport d'Orly en banlieue parisienne).

Nous retiendrons aussi de ce qui précède que les variables psychosociologiques ou encore économiques pèsent à ce jour au moins autant que les caractéristiques physiques des sons, pour la compréhension, et donc l'évaluation monétaire des gênes déclarées, des plaintes enregistrées, des choix résidentiels des ménages... De fait, on sait d'assez longue date par exemple que la gêne sonore déclarée par voie d'enquête ne s'explique que à 30-35 % par les caractéristiques physiques des sons (travaux de Guski, Job, Miedema, Fields...), même si des efforts de recherche restent à produire dans le strict domaine de l'acoustique (ex. : indicateurs de fréquence d'exposition par exemple). D'ailleurs, l'influence de ces variables explique aussi une problématique émergente sur cette question du bruit (donc des nuisances sonores) : le thème de la sélection sociale spatialisée et donc de la justice environnementale aux abords des infrastructures émettrices de pressions sonores (les pauvres seraient proportionnellement plus nombreux à subir de telles expositions).

Du fait de la diversité et de la tangibilité des effets, au moins trois méthodes de monétarisation ont focalisé l'attention des chercheurs travaillant sur le thème du bruit : deux de préférences dites révélées (MPH et Méthode des Coûts de Protection) et une, la principale, dite de préférences déclarées (MEC). Toutefois, toutes ne présentent pas les mêmes aptitudes pour répondre, même partiellement, aux recommandations relatées plus haut. C'est le cas notamment de la Méthode des Coûts de Protection, appliquée à plusieurs reprises, en particulier aux États-Unis. Révélant les consentements à payer (CAP) à partir de l'analyse des dépenses effectuées par les agents pour améliorer les infrastructures (pouvoirs publics), les logements (ménages et pouvoirs

publics) ou encore les véhicules (entreprises), elle requiert des compléments méthodologiques (notamment d'enquête) pour estimer finement les effets de ces actions de protection (ex. : gêne sonore). C'est notamment ce qui ressort du travail de Dulau (1999) qui a comparé en France les coûts différenciés de murs anti-bruit, d'insonorisations de logements et de couvertures des voies (bruit routier).

Précisons aussi que la méthode dite du coût des dommages, méthode dite aussi de préférences révélées, et qui inclut le coût des ressources (coûts médicaux individuels, les services de santé ou les systèmes d'assurance), d'opportunité (coûts de la perte de productivité et d'opportunité des loisirs)... (Hunt, 2001), n'a produit que très peu de chiffres stabilisés, par exemple en termes de coûts des dommages sanitaires (quelques travaux néerlandais sur la question). Elle demeure fortement dépendante de la connaissance des effets, épidémiologiques par exemple, qui n'ont, en France et concernant le bruit des transports, que peu encore fait l'objet d'études. Toutefois, en matière de bruit des avions, la multiplication de recherches, qu'elles soient centrées sur les effets épidémiologiques (étude RANCH sur trois aéroports européens, études en Ile-de-France), ou encore les 17 enquêtes de gêne sonore réalisées à travers l'Europe (Amsterdam Schiphol, Francfort Rhin-Main, Roissy CDG, Orly...) pourraient rapidement aider à lever cette hypothèque.

### **1.3.2. LES DÉCOTES IMMOBILIÈRES ET LES CONSENTEMENTS À PAYER RÉVÉLÉS PAR LA MÉTHODE DES PRIX HÉDONIQUES (MPH)**

La méthode des prix hédoniques (MPH) consiste en l'évaluation des impacts immobiliers. Elle cherche à identifier statistiquement la part du bruit dans les différences de prix entre les logements (souvent valeurs de propriété) ; et en déduire la somme que les individus sont ainsi prêts à payer (CAP) pour une certaine dotation de calme. Cette méthode comporte donc deux étapes (Rosen, 1974 ; Maleyre, 1997) : la décomposition du prix du bien immobilier qui conduit à la détermination des prix marginaux de chacune de ses caractéristiques (fonction de prix), et l'identification des comportements des ménages que ces chiffres reflètent. Le résultat des études de prix hédoniques appliquées au bruit des transports sont souvent synthétisés sous la forme d'un *Noise Depreciation Index* (NDI), fruit de la première étape de méthode, qui livre la corrélation statistique entre une variation marginale de la pression sonore (le plus souvent 1 dB(A), passé un niveau moyen de

60-65) et la variation marginale en pourcentage du prix du logement (Walters, 1975).

Cette méthode a fait l'objet d'un grand nombre d'applications, particulièrement dans le domaine du bruit des avions (tableau 1), depuis la fin des années 60, et dans une moindre mesure du bruit routier (tableau 2). Seules trois applications ont, d'après les recensions menées, concerné le bruit ferroviaire. Plus largement, le bruit ferroviaire semble avoir très peu fait l'objet de monétarisations empiriques sur les 30 dernières années, toutes méthodes confondues.

Tableau 1

**Résultats d'études et de recherche sur les dépréciations immobilières liées au bruit des avions (1960-2001)**

Auteur	Année d'observation	Aéroport	NDI*
Paik	1960	Dallas	2.3
Paik	1960	Los Angeles	1.8
Paik	1960	New York (JFK)	1.9
Emerson	1967	Minneapolis	0.58
Gautrin	1968-69	Londres (Heathrow)	0.62
Blaylock	1970	Dallas	0.99
Nelson	1970	Buffalo	0.52
Nelson	1970	Cleveland	0.29
Nelson	1970	Nouvelle Orléans	0.4
Nelson	1970	San Diego	0.74
Nelson	1970	San Francisco	0.58
Nelson	1970	St Louis	0.51
Nelson	1970	Washington (National)	1.06
Price	1970	Boston (Logan)	0.81
Maser <i>et al.</i>	1971	New York (Rochester)	0.75
Mieskowski et Saper	1971	Toronto (Mississauga)	0.87
Mieskowski et Saper	1971	Toronto (Etobicoke)	0.95
Abelson	1972	Sydney (KSA) 1 – Marrickville	0.4
Abelson	1972	Sydney (KSA) 2 – Rockdale	0.5
Dygert	1973	San Francisco	0.5
Dygert	1973	San José (États-Unis)	0.7
De Vany	1974	Dallas	0.8
MacMillan <i>et al.</i>	1975-76	Edmonton	0.51
Fromme	1977	Washington (National)	1.49
Hoffmann	1977-1981	Bodø (Norvège)	0.89
SEDES	1978	Orly	0.5
Mark	1979	St Louis	0.56
O'Byrne <i>et al.</i>	1980	Atlanta	0.67
Pennington <i>et al.</i>	1985-86	Manchester	0.47
Opschoor	1986	Amsterdam	0.45
Pommerehne	1986	Bâle	0.22
Uyeno <i>et al.</i>	1987-88	Vancouver 1	0.65
Uyeno <i>et al.</i>	1987-88	Vancouver 2**	0.9
Tarassoff	1990	Montréal	0.65
Gillen et Levesque	1990	Toronto	0.48
Collins et Evans	1993	Manchester	0.87

Auteur	Année d'observation	Aéroport	NDI*
Kaufman	1993	Reno (États-Unis)	0.28
BAH-FAA	1993	Baltimore	1.07
BAH-FAA	1993	Los Angeles	1.26
BAH-FAA	1993	New York (JFK)	1.20
BAH-FAA	1993	New York (La Guardia)	0.67
Levesque	1994	Winnipeg	1.3
Myles	1995	Reno	0.37
Yamagushi	1996	Londres (Heathrow)	1.51
Yamagushi	1996	Londres (Gatwick)	2.30
Tomkins <i>et al.</i>	1997	Manchester	0.78
Salvi	2001	Zurich (Suisse)	0.74

\* Noise Depreciation Index

\*\* Évaluation prenant en compte des données plus récentes (valeurs immobilières, informations acoustiques, caractéristiques des logements et de leur environnement social, urbain...), ou analyse secondaire selon d'autres modalités de traitement.

Source : CRETEIL et ERUDITE/GRATICE, Université Paris Est (2005), adapté de Nelson (1980) ; Pearce (1993) ; Levesque (1994) ; Schipper (1997) ; Schipper, Nijkamp, Rietveld (1998) ; Van Praag, Baarsma (2000) ; Navrud (2002) ; Nelson (2004)

Tableau 2

**Résultats d'études et de recherche sur les dépréciations immobilières liées au bruit routier (1970-1996)**

Auteur	Année d'observation	Indice de bruit	NDI
Gamble <i>et al.</i>	1969-71	Leq	0,26
Anderson et Wise	1969-71	Leq	0,31
Nelson	1970	LDN	0,88
Diffey	1971	L10 (18h)	0
Vaughan-Huckins	1971-72	Leq	0,65
Hammar	1972	Leq	1,18
Hall <i>et al.</i>	1975	Leq	1,05
Langley	1976	Leq	0,22
Bailey	1977	Distance	0,38
Abelson	1977	L10 (18h)	0,5
Allen	1978	L10 (18h)	0,15
SEDES	1980	-	0,5
Palmquist	1980	L10 (18h)	0,28
Taylor <i>and al.</i>	1982	Leq	0,5
Pommerehne	1986	Leq (6h-22h)	1,26
Heinonen	1986	Leq (7h-22h)	1,22
Iten et Maggi	1989	Leq (6h-22h)	0,9
Soguel	1990	Leq (6h-22h)	0,91
Hidano <i>et al.</i>	1990	-	0,7
Vainio	1991	Leq (7h-22h)	0,36
CSERGER/EFTEC	1994	-	0,67
Grue <i>et al.</i>	1995	Leq	0,54
Renew	1996	Leq 24 / L10 (jour)	1 / 1,1

Source : CRETEIL et ERUDITE/GRATICE, Université Paris Est (2005), adapté de CADAS (1999) et Navrud (2002)



Tableau 3

**Valeurs tutélaires appliquées en France en matière de bruit des transports**

<b>Leq* de jour en façade en dB(A)</b>	<b>55 à 60</b>	<b>60 à 65</b>	<b>65 à 70</b>	<b>70 à 75</b>	<b>Au-delà de 75</b>
% dépréciation par décibel suppl.	0,4 %	0,8 %	0,9 %	1 %	1,1 %

\* *Leq* ou *Level equivalent* : indicateur de mesure des niveaux sonores moyens sur la période d'intégration considérée (ex : jour / nuit).

Source : CGP (2001).

Les résultats de la quarantaine d'études menées à travers le monde depuis plus de trente ans sur le bruit des avions, et de la vingtaine sur le bruit routier, convergent pour montrer l'existence de dépréciations (cf. Navrud, 2002 ; Bateman *et al.*, 2000). Les conclusions des différentes méta-analyses menées (Shipper *et al.*, 1998 ; Button, 2003 ; Nelson, 2004 pour le bruit des avions ; Bertrand, 1997 pour le bruit routier), ou simplement recensions réalisées (Bateman *et al.*, *op. cit.* ; Navrud, *op. cit.* ; MacMillen, 2004) font apparaître :

- une décote moyenne située entre 0,5 et 0,7 % par dB(A) supplémentaire pour cause de bruit routier (près de 40 % des résultats se situent dans cette fourchette)<sup>2</sup> et de 0,6 % à 0,8 % pour le bruit des avions ;
- ce taux moyen de décote tend à augmenter sur la période, puisque depuis le milieu des années 1980, il est passé en moyenne à 0,85 % pour le bruit routier et à 1 % pour le bruit des avions.

D'ailleurs, dans son rapport de 2001, le Commissariat Général du Plan s'inscrit dans cette tendance, en retenant des valeurs désagrégées dont la moyenne est fixée à 0,8 % par dB(A) supplémentaire (tableau 3).

Bien que longtemps moins renseigné, le cas de la France n'échappe pas à ces constats. Remarquons toutefois une première évaluation hédonique autour d'Orly réalisé par SEDES en 1978 et près de l'A3 en 1980, qui ont offert les premiers enseignements convergents en la matière (cf. tableaux 1 et 2). Puis, bien plus récemment, concernant d'abord pour le PREDIT les bruits routiers et ferroviaires (Faburel, Maleyre et Peixoto, 2005), sur la base de mesures normées de bruit<sup>3</sup>, et

2. Concernant le bruit routier, Bertrand (1997) indique par exemple, à partir d'une recension de 16 études (États-Unis, Canada, Suisse et Finlande), que la moyenne est à 0,64 %.

3. NF S 31 085 pour le bruit routier et NF S 31 088 pour le bruit ferroviaire, effectuées par l'INRETS en 2000.

1738 valeurs de propriété (Cd Bien de la Chambre des Notaires de Paris) réparties 26 communes du Val-de-Marne :

Tableau 4  
**NDI calculés – Bruit routier et bruit ferroviaire (année 2004)**

Variable	Leq 6h-22h	Leq 22h- 6h	Leq 24h	Ldn*
Bruit routier	- 2,22	- 1,64	- 2,24	- 2,16
Amplitude niveaux sonores (dB(A))	62,2 → 73,9	53,9 → 67,1	61,2 → 70,9	63,5 → 74,6
Bruit ferroviaire	- 0,89	- 1,07	- 0,91	- 0,99
Amplitude niveaux sonores (dB(A))	52,6 → 78	47,4 → 71,4	52,7 → 76,7	55,1 → 79,4

\* Ldn ou Level day night : indicateur de mesure des niveaux sonores moyens, incluant une pénalité pour les bruits nocturnes.

Source : CRETEIL – ERUDITE/GRATICE, Université Paris Est (2005).

Nous constatons des taux de dépréciation immobilière de l'ordre de :

- – 2,16 du prix du logement par dB (A) supplémentaire passé Ldn 63,5 dB(A) pour le bruit routier ;
- et – 1 %, passé Ldn 55 dB(A) pour le bruit ferroviaire.

Ces résultats sont :

- pour le bruit ferroviaire, dans la moyenne des résultats existants (Navrud, 2002), mais comparaison malaisée du fait du manque d'autres données empiriques ;
- pour le bruit routier, dans le haut de la fourchette [0,08 % – 2,22 %] établie par Bateman *et al.* (2000) et reprise par Navrud (2002) ;
- du fait notamment d'une amplitude plus restreinte des niveaux sonores pour le bruit routier, et d'environnements plus exposés.

Concernant maintenant le bruit des avions, une étude de 2004 (Faburel et Maleyre, 2007) menée dans 8 communes à proximité de l'aéroport d'Orly rappelle que les dépréciations immobilières pourraient n'être que partiellement reliées aux phénomènes sonores, exprimés par les indices officiels. Cette analyse stipule, après neutralisation de la hausse conjoncturelle des prix de l'immobilier, que le NDI a augmenté entre 1995 et 2003 dans les pourtours de cet aéroport ; il est passé durant la période de 0,86 % à 1,48 % du prix du logement par décibel, alors même que les charges sonores sont demeurées, selon les informations officielles en Leq et dans les périmètres sonores définis par ces informations, stables du fait du plafonnement des créneaux sur

Tableau 5

**Consentements à payer moyens pour une réduction d'1 dB(A) – Ldn**

	Bruit routier	Bruit ferroviaire
Valeur moyenne des logements	734 721 F 112 000 €	754 883 F 115 074 €
CAP moyen (ménage)	17 234 F 2 627 €	13 150 F 2 004 €
CAP moyen annuel (ménage)	79 €	60 €
En % de la valeur moyenne	2,3	1,7
Ldn moyen	70,3	65,3
Elasticité	3,70	0,62
Taille moyenne des ménages	2,5	3
CAP annuel moyen par personne	31,6 €	20 €

Source : CRETEIL et ERUDITE/GRATICE, Université Paris Est (2005).

cette plate-forme (1994). À ce sujet, mais concernant l'aéroport de Chicago O'Hare : "*Reductions in airport noise do not yet appear to be capitalized into property values. Homes that were in severe-noise areas in 1997 sold for the same discount in 2001 as in earlier years*" (McMillen, 2004, p. 639).

Comme le stipule le tableau 5, les consentements à payer annuels pour une réduction d'1 dB(A) de l'exposition sonore exprimée en Ldn, issus de l'application de la Méthode des prix hédoniques, se montent à :

- 79 € par ménage dans le cas du bruit routier, soit 31,6 € par personne (une fois le montant divisé par la taille moyenne des ménages de l'échantillon) ;
- 60 € par ménage dans le cas du bruit ferroviaire, soit 20 € par personne (*idem*).

Ces résultats sont convergents avec les résultats internationaux (tableau 6), même s'ils se situent dans une fourchette basse, en raison de la population relativement modeste considérée (Val-de-Marne), habitant dans des logements de valeur moindre en moyenne, comparativement à l'ensemble de l'Ile-de-France.

Sur la question des décotes immobilières imputables aux charges sonores liées aux transports et plus largement sur celle des impacts immobiliers des trafics, deux éléments traversent à ce jour beaucoup les débats.

En premier lieu, même si ces résultats scientifiques sont, d'assez longue date, convergents, au premier chef concernant le bruit des

Tableau 6

**Méthode des prix hédoniques – recension des résultats existants**

Auteur	Objet	CAP par personne / an
Soguel (1994)	Réduction d'1 dB(A) du bruit routier	40 €
UK Department of Environment (1999)	Réduction d'1 dB(A) tous types de bruit	24 à 48 €
Suède (Ministère des Transports)	Réduction d'1 dB(A) par personne exposée à un bruit routier supérieur à 75 dB	44 €

Source : tiré de Navrud (2002).

avons, quelques divergences interrogent. Les différents travaux en la matière indiquent quelques raisons :

- les contextes spatiaux et temporels, donc notamment la localisation géographique, avec alors d'autres sources de pollution et de dévalorisation territoriale (Deaton et Hoehn, 2004),
- les types de marchés immobiliers observés, leur degré de segmentation... (Baranzini et Ramirez 2002),
- l'indice acoustique retenu pour, partiellement, exprimer le bruit, la spécification des fonctions explicatives des modèles...,
- et la nature scientifique des travaux (résultats moins élevés pour des travaux publiés comparativement à des rapports de recherche ou d'études cf. Schipper, 1997).

Concernant la première cause évoquée, il s'agit par exemple à ce jour d'identifier les phénomènes d'auto-corrélation spatiale (Salvi, 2004), notamment par la prise en compte grâce à des Systèmes d'Informations Géographiques de la distribution géographique des aménités dans la mesure des CAP (Lake *et al.*, 1998 ; Bateman *et al.*, 2000).

Autre élément qui traverse beaucoup les débats, cette fois-ci plus opérationnels (gestionnaires d'équipements, ministères de tutelle, entreprises de transports...) : combien la présence des infrastructures et l'irrigation des espaces par de tels flux de transport rapporte aussi aux territoires (offre d'emploi, accessibilité transport, fiscalité locale...) ? Quelle part de cette manne est capitalisée cette fois-ci positivement dans les logements ? Sont-ce dès lors les mêmes populations qui en bénéficient (problématiques des inégalités sociales et environnementales) ? Cela ne dépasserait-il pas les montants de dépréciation pour cause de bruit ?... Et, cette question trouve de plus en plus trace dans les questionnements scientifiques (cf. Button, 2003).

Quoiqu'il en soit, il y a besoin de travailler à des échelles de maille territoriale plus fine (recommandations des rapports Navrud et UNITE), et, comme le rapport HEATCO le rappelle, il y a aussi nécessité d'apporter un soin particulier à la définition du protocole méthodologique, aux indicateurs descriptifs de ces contextes...

### **1.3.3. LES CONSENTEMENTS À PAYER DÉCLARÉS DANS LE CADRE DE LA MÉTHODE D'ÉVALUATION CONTINGENTE (MEC)**

La MEC consiste, par voie d'enquête le plus souvent en face à face, à confronter un échantillon représentatif d'une population soumise à une altération de son environnement (bruit lié aux transports, par exemple) à un scénario hypothétique d'échange, à l'issue duquel chaque personne, souvent aidée par un processus d'enchères montantes ou descendantes, précise le prix auquel elle se porterait acquéreuse (CAP) d'une variation de son niveau de bien-être.

Au regard de ce qui précède, cette méthode offre quelques avantages et présente certaines limites. Elle est par exemple autonome dans la production de données sur certains effets, notamment sur la gêne, mais s'appuie sur des comportements hypothétiques, avec dès lors des biais méthodologiques que les techniques cognitives, interactives... et règles édictées, abondantes, cherchent à maîtriser. Le scénario doit par exemple donner les traits d'un marché complet, clair et plausible (cf. Carson, 1999).

À ce jour, 17 applications de la MEC ont été recensées à travers le monde, dont 4 en France :

- 2 sur le bruit routier (Lambert, Poisson, Champelovier, 2001 ; Faburel, Lambert et Maleyre, 2001 in Faburel, Maleyre et Peixoto, 2005),
- 1 sur le bruit ferroviaire (Faburel, Lambert et Maleyre, 2001 in Faburel, Maleyre et Peixoto, 2005),
- et 1 sur le bruit des avions (Faburel, 2001<sup>4</sup>).

Nous livrons ici quelques-uns des résultats des travaux ayant reposé sur le même protocole d'enquête, donc se prêtant à la comparaison

---

4. En collaboration avec S. Luchini (CNRS-GREQAM-IDEP).

Tableau 7  
**Méthode d'évaluation contingente –  
recension des CAP en matière de bruit routier**

Auteur	Objet du scénario d'échanges	CAP par ménage / an
Pommerehne (1987)	Réduction de moitié du bruit routier (- 10 dB(A)), Bâle	600 €
Soguel (1994)	Réduction de moitié du bruit routier (- 10 dB(A)), Neuchâtel	600 €
Thune Larsen (1995)	Réduction de moitié du bruit routier (- 8 dB(A)), Oslo	120 €
Wibe (1997)	Elimination du bruit, toutes origines, Suède	260 €
Navrud (2000)	Elimination de la gêne bruit routier ou bruit avion (- 10 dB(A)), Oslo	Entre 165 et 275 €
Lambert <i>et alii</i> (2001)	Elimination du bruit autoroutier, Lyon	gêne moyenne : 73 € gêne extrême : 130 €

Source : tiré de Navrud (2002)

entre modes de transport<sup>5</sup>. Il ressort notamment que les consentements à payer annuels déclarés pour une suppression de la gêne due au bruit routier étaient en 2000 de :

- 109,5 € pour une gêne moyenne, sur l'ensemble de la distribution,
- 187,5 € pour toute personne se déclarant au minimum « beaucoup gênée » par le bruit routier (niveau d'intensité de gêne supérieur à 8, sur l'échelle numérique de 0 à 10).

Une fois les CAP de la littérature internationale ramenés à la personne (et non pas au ménage), et en considérant que la suppression de la gêne peut équivaloir à une baisse de 10 dB(A) (suivant les acquis de la psycho-acoustique), les données empiriques produites sont pleinement convergentes avec les autres informations recensées (tableau 7). Elles se situent dans la fourchette de 100 à 300 €.

Pour le bruit des avions cette fois-ci (Faburel, 2001 et 2002), les ménages (et non plus les seules personnes) se disant les plus gênés se déclarent prêts à payer 197 € par an pour une suppression de ce

5. Pour les bruits routiers et ferroviaires (Faburel, Lambert et Maleyre, 2001), 874 personnes enquêtées dans 26 communes du Val-de-Marne, et pour le bruit des avions, sur la base de 607 personnes enquêtées dans 6 communes du même département (proche d'Orly). Ces travaux ont été tous deux réalisés sur la base de questionnaires long (45 minutes) en porte à porte, avec alternance de questions ouvertes et fermées, mesure de la gêne sonore (même indicateur, même échelle de mesure...), 2 enchères montantes ou descendantes, traitement par analyse factorielle puis économétrique (Box-Cox)...

désagrément. La modicité de ce montant, lorsque rapporté à la personne, s'explique par la composition sociale des populations situées à proximité immédiate de l'aéroport d'Orly, et ce malgré la plus forte sensibilité, en général, au bruit des avions comparativement aux autres bruits de transport. Mais, pour comparaison, ce montant est confirmé par la valeur déduite de la perte de capital immobilier (MPH) à proximité d'Orly (*supra*). Pour la commune accueillant le plus grand nombre de personnes fortement gênées (i.e. Villeneuve-le-Roi), elle est de 209 € par ménage et par an.

En outre, la gêne sonore, c'est-à-dire un ressenti négatif (pour rappel, définition même du bruit), joue un rôle déterminant, au moins autant que les contraintes budgétaires des ménages et, quoiqu'il en soit, bien plus que la seule exposition sonore.

Voici une nouvelle preuve de la nécessité de compléter toute monétarisation par une mesure directe des effets et dommages, en l'occurrence ici les ressentis de gêne, pour comprendre le caractère situé des attitudes monétaires. Et, comme d'autres ont pu aussi l'indiquer et/ou le montrer concernant les impacts environnementaux des transports (Morello-Frosch, Pastor et Sadd, 2001 ; Feitelson, 2002), la MEC s'avère être un outil intéressant et efficace pour intégrer l'*Impact Pathway Approach* à une monétarisation. À condition peut-être de rendre les dispositifs méthodologiques plus ouverts à des approches qualitatives, centrées sur les ressentis sonores, leurs déterminants (ancienneté résidentielle dans le lieu, satisfaction par rapport au cadre de vie...), leur rôle dans les critères de choix résidentiels... Van Praag et Baarsma ont pu l'expérimenter sur le bruit des avions à Amsterdam, sur la base de questionnaires de bien-être (2005).

#### **1.3.4. COÛTS SOCIAUX DU BRUIT DES TRANSPORTS : GRANDEURS MONÉTAIRES POUR LA FRANCE**

Disposant à ce jour de matériaux empiriques compatibles (issus de protocoles communs d'étude), sur les modes routier, ferroviaire et aérien, nous avons tout d'abord pu produire le coût social de la gêne due aux bruits des transports. Ce calcul intègre les CAP (2004) révélés pour les bruits routiers et ferroviaires, rapportés à la gêne (200 euros par an et par personne gênée par le bruit ferroviaire, 315 euros pour le bruit routier), et le CAP déclaré (2001 actualisé 2004) pour le bruit des avions (96 euros par personne gênée et par an). Ces données monétaires sont rapportées aux résultats de l'Enquête nationale sur les Nuisances environnementales des transports, réalisée en 2005 et publiée en

Tableau 8  
**Coût social du bruit des transports – France (2008)**

Périmètre et méthode	Coût social de la gêne (milliards d'euros)
France entière (MEC pour bruit avion et MPH pour bruit routier et ferroviaire), 2004, avec données de gêne sonore de 2005  <i>Source</i> : auteur	Tous modes : 2,75 (2005) ou <b>2,9 (2008)</b> ≤ coût social ≤ 6,619 (2005) ou <b>6,9 (2008)</b> soit 0,15 % du PIB soit 0,35 % du PIB  dont, pour 2005 : bruit routier : 2,475 ≤ coût social ≤ 5,944 bruit avion : 0,170 ≤ coût social ≤ 0,400 bruit ferroviaire : 0,100 ≤ coût social ≤ 0,275
Rappel : Rapport CGP 2001, France entière, tous modes	Tous modes : <b>3,430 (2001) et 3,934 (2008)</b>

*Source* : auteur.

2009 (INRETS). Tous les montants ont alors été actualisés pour l'année 2008.

Le coût social de la gêne due au bruit des transports représenterait pour la France en 2005, entre 2,75 et 6,6 milliards d'euros, soit entre 2,9 et 6,9 milliards en 2008 (de 0,15 à 0,35 du PIB).

L'ampleur de la fourchette provient du choix opéré quant au nombre de français se disant gênés par le bruit des transports. La dernière enquête susmentionnée indique que 38,8 % des français se déclareraient gênés par le bruit des transports, dont 30 % par le bruit routier, 6,6 % par le bruit des avions et 2,2 % par le bruit ferroviaire. Ces chiffres sont plus de trois fois supérieurs à ceux de la précédente, qui remontait à 1986 (publiée 1988) : 12,3 % de la population française s'y disaient gênés par le bruit des transports.

Certes, les trafics n'ont cessé de croître, en moyenne. De plus, la sensibilité environnementale des populations s'est accrue, et ce dans l'ensemble des pays d'Europe (cf. Eurobamètres). Toutefois, dans le même temps, les émissions sonores des véhicules mis en circulation sont bien moins importantes qu'il y a 20 ans, sous l'effet des normes européennes et de certifications acoustiques internationales. En outre, la psychologie montre que la déclaration de gêne est aussi parfois le réceptacle, donc l'exutoire, à d'autres maux (environnementaux et sociaux). Dès lors, nous estimons le dénombrement des personnes se disant beaucoup gênées incontestablement le plus fiable et proche de la réalité de l'inconfort sonore dû aux transports en France. Nous avons alors décidé de les retenir pour base de calcul, et ce d'autant plus que nos propres CAP étaient appliqués à une gêne moyenne supérieure ou importante (à partir de 6 sur une échelle numérique de 0 à 10). Les personnes se déclarant au minimum beaucoup gênées par le



bruit des transports représentent 16,1 % de la population française : 12,5 % par le bruit routier, 2,8 % par le bruit des avions, et 0,8 % par le bruit ferroviaire.

Sur cette base, le coût social de la gêne due au bruit des transports représenterait pour la France 2,75 milliards d'euros en 2005 et 2,9 en 2008. Nous y appliquons alors le pourcentage de majoration pouvant intégrer les effets présumés sur la santé (30 %, in CADAS 1999). Cela donne : 3,575 milliards d'euros en 2005 (date de production des dernières données nationales de gêne), donc 3,770 milliards d'euros 2008. Enfin, du fait, pour rappel, des caractéristiques socio-économiques des populations mères de nos évaluations monétaires (banlieues est et sud-est de Paris), le coût social du bruit des transports pour la France devrait selon nous se situer en hypothèse basse autour de 4 milliards d'Euros en 2008 (0,26 % du PIB).

Cette estimation minimale est très voisine des grandeurs monétaires proposées par le CGP en 2001 et actualisées pour la comparaison (cf. Tableau 8), et s'inscrit dans la fourchette des différents chiffreages déjà publiés : entre 762 millions et 7,6 milliards d'euros. Sa distribution par mode est cohérente avec l'état des mobilités, en véhicules-kilomètres. Force est toutefois d'admettre, de nouveau, que des efforts de mesure des effets et dommages imputables aux charges sonores demeurent encore à fournir ou à affiner (voire à intégrer parfois directement dans toute monétarisation), pour garantir l'usage (localisé ou national) des données monétaires livrées ici. Il s'agit ainsi de produire plus abondamment des données empiriques pertinentes à l'échelle des périmètres dessinés par les effets (ex. : phénomènes vécus par les populations) et de leurs contextes territoriaux. Ceci, afin de nourrir l'aide à une décision de plus en plus territorialisée. Il en va certainement de l'usage des méthodes d'évaluation de coûts sociaux ainsi que des données qu'elles produisent... pour aider à la mise en œuvre non moins territorialisée des directives européennes sur le bruit (2002/49 sur l'Évaluation et la gestion du bruit dans l'environnement) ou sur l'évaluation stratégique des impacts sur l'environnement des plans et programmes (Directive européenne 2001/42).

## CHAPITRE 1.4

# CONSOMMATION D'ESPACE ET EFFET DE COUPURE

Frédéric Héran (CLERSE-MESHS-CNRS)<sup>1</sup>

### 1.4.1. CONSOMMATION D'ESPACE DES TRANSPORTS

Dans le milieu urbain où l'espace est pourtant rare et très convoité, les modes de déplacement ont des consommations d'espace fort différentes. Il convient d'en rendre compte avant d'explorer les évaluations monétaires disponibles.

#### *Impacts réels*

Une voiture en stationnement sur voirie occupe une dizaine de m<sup>2</sup>. Mais dans un parking hors voirie, elle occupe 25 m<sup>2</sup> dégagements compris, comme dans un garage privé de maison individuelle où elle utilise en moyenne 14 m<sup>2</sup> auquel il faut ajouter un accès d'une surface presque équivalente. Or une voiture stationne hors voirie dans 87 % des cas quand elle est à domicile et dans 65 % des cas quand elle est parquée ailleurs (Orfeuill, 2000) où elle ne passe qu'environ 40 % de son temps. À un instant donné, elle occupe donc en moyenne 22 m<sup>2</sup>. Mais au cours d'une semaine, elle a besoin successivement de places différentes et souvent dédiées à un seul usage : au domicile, au travail, à des lieux d'achat, de loisir, etc. Si bien qu'une voiture consomme en permanence une surface moyenne encore bien supérieure.

Sur ce point, le calcul vient d'être réalisé pour l'Ile-de-France et révèle cependant une valeur d'environ 40 m<sup>2</sup>, bien moins élevée qu'imaginée au départ. Trois raisons l'expliquent. 1/ Les « voitures immobiles » (celles qui n'ont pas été utilisées dans la journée) sont plus

---

1. Frédéric Héran est chercheur au Centre Lillois d'Etudes et de Recherches Sociologiques et Économiques, enseignant à l'Université de Lille et membre du Comité de pilotage du groupe 6 du PREDIT 4 (2008-2012). Ses travaux portent essentiellement sur l'évaluation des effets externes des transports en milieu urbain, particulièrement la consommation d'espace et les effets de coupure, ainsi que sur la dépendance automobile et les modes non motorisés.

nombreuses que l'on croit (49 % à Paris, 22 % en Grande couronne) et le taux d'occupation de leur place est, par définition, de 100 %. 2/ Les places à fort taux d'occupation (le long de la voirie, au domicile ou dans une moindre mesure au travail) sont beaucoup plus nombreuses que les places moins occupées (près des centres commerciaux ou des centres de loisir...). 3/ Une certaine mixité des fonctions urbaines existe malgré tout en Ile-de-France, ce qui favorise le foisonnement des places de stationnement le long de la voirie et dans les parcs publics : c'est manifeste à Paris, mais aussi dans une certaine mesure en périphérie, ou par exemple de nombreux multiplexes se sont installés à proximité d'un centre commercial pour pouvoir partager le parc de stationnement. (Héran et Ravalet, 2008).

Pour les logements neufs, la surface du garage ou du parking représente entre un quart et la moitié de ce qu'est la surface habitable. Les immeubles modernes de bureau prévoient environ 20 m<sup>2</sup> de locaux par employé et autant pour le stationnement, sans compter celui des visiteurs ou fournisseurs éventuels. Et les grandes surfaces alimentaires non insérées dans un centre commercial ont besoin de 3 m<sup>2</sup> de parking clients pour un seul m<sup>2</sup> de surface commerciale (*ibid.*).

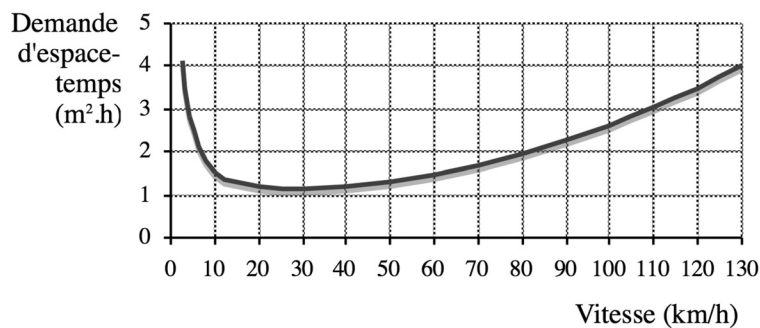
En comparaison, un vélo consomme environ 10 fois moins d'espace de stationnement que la voiture. Et, faut-il le rappeler, par voyageur, un transport public en consomme très peu, tout comme le piéton.

Pour circuler, les véhicules non guidés ont besoin d'une certaine largeur de chaussée comprenant des distances latérales de sécurité. Pour les véhicules particuliers, des files de circulation de 2,50 m de large suffisent en zone 30, 3 m en zone 50 et 3,50 m au-delà de 70 km/h. En fait, à plus de 50 km/h, divers dispositifs deviennent nécessaires pour préserver les automobilistes comme les riverains des risques d'accidents générés par des vitesses élevées : un terre-plein central et des accotements comportant en général une bande d'arrêt d'urgence, un fossé pour faciliter l'écoulement des eaux, une partie engazonnée pour dégager la vue, avec parfois des talus ou un mur de soutènement. Ainsi, la largeur d'emprise des grandes voiries dépasse largement celle de leur plate-forme. En outre, pour les voies rapides et autoroutes urbaines, les carrefours dénivelés imposent de fréquents échangeurs très consommateurs d'espace qui augmentent encore la largeur moyenne d'emprise d'environ 50 %. En définitive, pour que circulent à grande vitesse des véhicules de moins de 2 m de large, l'emprise moyenne d'une file doit être d'au moins 9 m de large. Un véhicule guidé comme un train n'a besoin à cette vitesse que de la moitié de cette largeur.

Au total, un véhicule exige un espace de circulation – égal à la largeur de l'emprise moyenne d'une file multipliée par la distance intervéhiculaire – qui croît très fortement avec la vitesse. Mais plus un véhicule va vite, moins il occupe longtemps l'espace. Il est donc préférable de mesurer la consommation d'espace-temps de circulation qui reste malgré tout fortement croissante aux grandes vitesses : de 20 à 40 km/h une automobile ne consomme qu'1,2 m<sup>2</sup>.h/km alors qu'à 130 km/h, elle consomme 4 m<sup>2</sup>.h/km.

Figure 1

**La demande d'espace-temps de circulation par km parcouru selon la vitesse**



Source : Héran et Ravalet, 2008

Le débit d'une voirie est pourtant maximal autour de 60-90 km/h, et non à grande vitesse, à cause de la distance intervéhiculaire qui augmente plus que proportionnellement avec la vitesse. Sur autoroute, la capacité d'une file de circulation peut atteindre les 2 400 unités de véhicules particuliers par heure et moitié moins sur une artère urbaine, à cause de la fréquence des carrefours à feux. Des chiffres à multiplier par le taux d'occupation des véhicules très faibles le matin en semaine (1,1), mais bien supérieur le samedi après-midi (aux alentours de 2), pour obtenir la capacité en personnes par heure.

En comparaison, un couloir de bus peut écouler 1 000 à 5 000 passagers par heure (plus s'il est ouvert aux taxis et cyclistes) et un tramway 4 à 12 000.

Le tableau suivant résume et révèle les écarts considérables dans la consommation d'espace-temps de stationnement et de circulation des divers modes. Ainsi, selon les hypothèses retenues, un employé qui vient au travail en voiture consomme 15 fois plus d'espace que s'il venait à vélo ou en bus sur voie réservée.

Compte tenu de ces énormes écarts, l'adaptation de la ville à l'automobile depuis un siècle a nécessité de profondes transformations :

Tableau 1  
**Consommation d'espace-temps en m<sup>2</sup>.h pour un déplacement de 10 km aller-retour réalisé sur une infrastructure utilisée à sa capacité optimale**

	Stationnement	Circulation	Consommation totale
Piéton	0	2	2
Vélo			
– motif travail (durée 9 h)	6	7	13
– motif achats-loisirs (durée 3 h)	2	7	9
Automobile (1,25 pers./véh.)			
– motif travail (durée 9 h)	180	18	198
– motif achats-loisirs (durée 3 h)	60	18	72
Autobus (50 pers./bus)			
– voirie banale	0	3	3
– voie réservée (30 bus/sens/h)	0	12	12
Métro	0	1	1

*Source* : inspiré de Marchand (1984) Les résultats pour les deux-roues, à l'époque surtout motorisés, ont été remplacés par ceux du vélo aujourd'hui dominant. Le stationnement des automobiles sur voirie, qui était majoritaire à l'époque, a été remplacé par du stationnement en parking, aujourd'hui plus courant (Héran, 2000). La consommation d'espace de circulation de l'automobile ne tient pas compte ici des variations selon la vitesse.

d'abord le confinement des piétons sur les trottoirs et leur interdiction de traverser n'importe où<sup>2</sup>, la suppression des tramways qui bloquaient le trafic à chaque arrêt ou incident, puis l'élargissement des chaussées au détriment des trottoirs ou d'îlots bâtis trop avancés, l'envahissement des terre-pleins et des contre-allées par le stationnement automobile (sans même parler du stationnement illicite), et la création de voiries nouvelles et de parcs de stationnement. Alors que sur les boulevards haussmanniens les trottoirs devaient constituer plus de 50 % de l'espace viaire, ils représentent désormais, sur les artères actuelles, moins de 30 % et plus souvent environ 10 %.

De même, la part de la voirie et des parkings dans la surface urbanisée ne cesse de croître depuis plus d'un siècle. Dans les centres moyenâgeux, la voirie représente moins de 10 % de cet espace (7 % dans l'hyper centre de Montpellier), moins de 20 % dans les villes piétonnes ou cyclables les plus denses d'Europe (par exemple, Delft), moins de 30 % dans les zones centrales des grandes villes d'Europe, telles que Paris. Mais les 30 % sont souvent dépassés en périphérie des villes françaises ou dans les villes américaines (38 % à Denver et à peu

<sup>2</sup>. À Paris, l'usage des passages cloutés a été rendu obligatoire par l'ordonnance de police du 5 janvier 1931.

Tableau 2  
**Consommation d'espace des différents modes à Paris en km<sup>2</sup> x heure**

	Stationnement	Circulation	Total	%
Piétons	-	2,2	2,2	1,6
Deux-roues	0,4	0,8	1,2	0,9
Voitures particulières	81,6	51,6	133,2	94,6
Taxis	-	1,3	1,3	0,9
Autobus	0,3	2,6	2,9	2,0
Total	82,3	58,5	140,8	100,0
%	58,0	42,0	100,0	

Source : RATP, 1998, *Partage de la voirie*, note pour la préparation du PDU de l'Ile-de-France, 4 p.

près autant à Los Angeles) (Apel, 2000). En Ile de France, la mesure du mode d'occupation des sols (MOS) réalisée par l'IAURIF, montre qu'entre 1982 et 2003 la surface consacrée au transport (hors voiries secondaires) a progressé 1,5 fois plus vite que celle de l'habitat. La congestion croissante des villes n'est pas seulement due au report vers des modes motorisés qui parcourent des distances accrues, mais aussi au plus grand espace occupé par ces modes.

#### *Evaluations monétaires*

L'utilisation de la voirie par un véhicule, qu'il stationne ou circule, correspond à une appropriation privée d'un espace public. Et à ce titre, il apparaît normal que cette consommation d'espace soit rationnée ou tarifée. Pourtant, en France, toutes destinations confondues (y compris le domicile), moins de 4 % des stationnements étaient payants en 1994, date de la dernière enquête nationale transport (Orfeuil, 2000, *op. cit.*), et les voiries urbaines payantes restent rares.

Pour parvenir à une évaluation monétaire de la consommation d'espace en milieu urbain, il convient d'abord de disposer d'une valeur moyenne de la consommation d'espace de circulation pour chaque mode. Prolongeant les travaux de L. Marchand, J. Vivier (RATP, 1997) a ainsi proposé pour l'automobile la valeur de 6 m<sup>2</sup>.h par véh.km, ce qui correspond à une surface d'1 km de voie, soit 3 000 m<sup>2</sup>, divisée par un débit horaire de 500 véh./h. Il s'agit d'une valeur moyenne pour l'ensemble de la journée (hors soirée et nuit), qui majore la consommation d'espace à l'heure de pointe sans congestion, mais qui la minore en cas de congestion ou sur des voiries secondaires.

Grâce à de telles valeurs, la RATP a pu proposer pour la première fois une évaluation des consommations d'espace et de leur répartition pour tout Paris.

Ainsi, près de 60 % de l'espace utilisé par les modes de déplacement est consommé par le stationnement et près de 95 % de l'espace utilisé par l'ensemble des modes de déplacements l'est par les seules voitures particulières.

Pour évaluer finalement le coût de cette consommation d'espace-temps, seuls sont connus le coût moyen horaire de la consommation d'espace de stationnement et le coût de la consommation d'espaces nouveaux de circulation, mais il est impossible d'estimer le coût de la consommation d'espaces anciens dont certains peuvent avoir plus de 2 000 ans. L. Marchand (*op. cit.*) remarque que les deux premiers de ces coûts ont des valeurs proches et suppose donc que le troisième est du même ordre : il n'existerait dès lors qu' « un seul marché de l'espace viaire » qu'il s'agisse de voiries anciennes ou nouvelles, d'espaces de circulation ou de stationnement.

En utilisant une valeur moyenne minorée (pour réduire les contestations) du coût de ces espaces, J. Vivier (*op. cit.*) propose des coûts du m<sup>2</sup>.h selon la localisation en Ile-de-France actualisés ensuite par le STP (Syndicat des transports parisiens).

Tableau 3  
Coût du m<sup>2</sup> x heure selon la localisation

Localisation	Coût du m <sup>2</sup> .h	
Paris	0,232 F	(0,035 €)
Première couronne	0,116 F	(0,018 €)
Deuxième couronne	0,046 F	(0,007 €)

Source : STIF.

En suivant les indications fournies dans l'annexe du compte transport de voyageurs 1996 et au prix de quelques hypothèses supplémentaires très simples, on s'aperçoit que le coût de la consommation d'espace de circulation en Ile-de-France serait d'au moins 30 milliards de francs 1996, soit l'équivalent d'1,4 % du PIB régional, ou 15 % de la dépense régionale totale liée aux déplacements de personnes.

Reste pour finir à interpréter ces résultats. La consommation d'espace des transports est bien une nuisance quand elle devient excessive, tout comme pour le bruit ou les effets de coupure, car elle contribue à l'étalement urbain et donc à la croissance tout à la fois de l'usage de l'automobile et des distances parcourues. La question délicate est de déterminer le seuil de gêne au-delà duquel cette consommation d'espace peut être jugée abusive.

Deux manières classiques permettent d'y parvenir. La première que l'on peut appeler le rationnement des espaces viaires consiste à

attribuer ces espaces selon une répartition modale visant à favoriser les modes alternatifs à l'automobile en fonction d'objectifs de réduction des nuisances (consommation énergétiques, pollution, bruit, accidents...), en lien avec des politiques de densification et de mixité des fonctions urbaines, de façon à maintenir l'accessibilité. La seconde vise bien sûr à tarifier la consommation d'espace de stationnement et de circulation (péages) selon des objectifs similaires. Cette solution, souvent préférée par les économistes, engendre des coûts d'investissement puis de gestion non négligeables et suppose des modulations horaires difficiles à mettre en œuvre. Elle pose aussi, comme la première, des problèmes d'acceptation sociale et de filtrage des usagers : il convient en effet de ne pas pénaliser ceux qui ont vraiment besoin d'un véhicule pour leurs activités.

Le filtre du péage n'est pas forcément meilleur que celui du rationnement, car il serait regrettable que la voirie soit occupée essentiellement par des oisifs fortunés. Et le rationnement n'est pas qu'une restriction de liberté de se mouvoir en voiture, car de toute façon l'espace urbain sera toujours rare en zone dense.

#### **1.4.2. LES EFFETS DE COUPURE DES TRANSPORTS EN MILIEU URBAIN**

L'effet de coupure est une externalité négative encore mal cernée qui réclame quelques précisions avant de rappeler les quelques évaluations monétaires actuellement disponibles.

##### *Impacts réels*

D'une façon générale, une emprise (infrastructure de transport, îlot bâti, obstacle naturel...) ou ce qu'elle accueille (trafic, immeubles, fleuve...) provoque un effet de coupure quand elle empêche (complique ou rend dangereux) au-delà du raisonnable (existence d'un seuil de gêne) les relations (les déplacements de proximité et les interactions) entre les populations alentour (habitants, salariés, visiteurs). Cette définition recouvre une grande variété de coupures que quelques distinctions permettent de mieux appréhender (Héran, 2000) : coupures artificielles (autoroutes, voies ferrées...) ou naturelles (fleuves, collines, vallées...), coupures linéaires (voies routières, ferrées ou d'eau) ou surfaciques (zone d'activités, parc, cimetière...), coupures physiques (rivières, autoroutes...) ou dangereuses (« barrières de trafic » sur des boulevards très circulés...), voiries infranchissables (difficiles à traverser) ou impraticables (difficiles à emprunter faute de trottoirs ou d'aménagements cyclables), coupures exogènes (arrivant



dans un tissu urbain existant) ou endogènes (préexistantes à l'urbanisation), coupures récentes (très mal vécues) ou anciennes (plus acceptées), coupures permanentes ou temporaires (parc fermé la nuit, zone d'activités fermée le week-end...).

À noter que la vitesse est à l'origine de nombreuses coupures dans la ville. Elle impose la construction séparée ou dénivelée des autoroutes, voies rapides et voies ferrées, entraînant des problèmes de franchissement. Elle engendre aussi de l'insécurité sur les artères créant des barrières de trafic ou rendant ces voiries impraticables. C'est pourquoi, si le débit de la voirie est un critère important, il n'est pas décisif, et la présence de contre-allées, d'une ligne de métro desservant l'artère ou d'une urbanisation dense et mixte peut fortement atténuer l'effet de coupure en préservant la vie locale (Héran, 2009).

Les coupures provoquent divers impacts (de Boer, 1991). À court terme, ce sont des temps d'attente pour traverser les grandes artères, un allongement des parcours pour contourner les obstacles, de l'insécurité pour emprunter certaines voies et finalement une diminution des relations de voisinage. Dans une étude remarquable, D. Appleyard (1981) a montré, à l'aide d'enquêtes réalisées auprès des riverains, que ces relations sont fortement réduites dans les rues très circulées, non seulement d'une rive à l'autre mais également sur la même rive. À plus long terme, c'est tout le fonctionnement urbain qui est modifié, avec un report des modes non motorisés vers l'automobile et une fonctionnalisation de l'espace (spécialisation des quartiers) (Enel, 1998). Si bien que l'augmentation de l'accessibilité éloignée se fait au détriment de l'accessibilité rapprochée. Il devient plus difficile et dangereux de traverser la rue que la ville. « Au-delà d'une vitesse critique, personne ne « gagne » du temps sans en faire « perdre » à quelqu'un d'autre », affirmait déjà I. Illich en 1973, puis bien d'autres auteurs.

Les principaux publics concernés par les coupures sont les modes non motorisés très pénalisés par les détours et le danger. Les piétons vulnérables – enfants, personnes âgées, personnes à mobilité réduite... – qui constituent au moins le tiers de la population, sont particulièrement pénalisés. Ils doivent renoncer à certains déplacements ou des adultes se retrouvent contraints de les accompagner. Les cyclistes sont en fait encore plus concernés, car non seulement ils se retrouvent confrontés à de nombreuses voiries impraticables (c'est-à-dire supportant un trafic dense et rapide et pourtant sans aménagements cyclables), mais, à cause de leur rayon d'action bien supérieur à celui des piétons, ils butent en outre sur les infrastructures infranchissables entourant les quartiers. Si bien que l'on peut

affirmer que les coupures expliquent en bonne partie la quasi-disparition des cyclistes. Enfin, les transports publics sont moins accessibles aux 95 % d'usagers au moins qui se rabattent à pied ou à vélo sur les stations. Il n'est en effet pas rare que des coupures amputent de moitié la zone accessible dans un temps donné autour des stations, comme l'a montré la mission PDU de Lille métropole communauté urbaine (Pouillaude, 2004).

Les coupures sont souvent concentrées de multiples façons : en faisceau de coupures linéaires (autoroute + voie ferrée...), en coupure surfacique composite (usine + cimetière...), en voirie impraticable traversant une coupure linéaire (artère franchissant un fleuve...) ou des coupures surfaciques (hôpital + boulevard + grand espace vert...). Si bien que de nombreux quartiers sont aujourd'hui enclavés : accessibles en voiture par un seul côté, desservis par une unique ligne de bus, et inaccessibles à pied et plus encore à vélo dans des conditions de sécurité et de confort acceptables. Ces situations se rencontrent surtout en périphérie et concernent presque toujours les « quartiers sensibles » dont l'enclavement constitue une de leurs principales caractéristiques, ces difficultés d'accès accentuant, à n'en pas douter, le sentiment de relégation des populations concernées.

Les coupures déterminent aussi la forme du réseau viaire et le caractère plus ou moins perméable de la ville. Car si la distance n'est plus le critère pertinent pour les modes motorisés, comme beaucoup d'auteurs le soulignent, elle reste néanmoins fondamentale pour les piétons et les cyclistes. Ce problème peut être appréhendé par la notion de détour, défini comme la distance parcourue sur la distance à vol d'oiseau. Dans un réseau irrégulier mais bien maillé, de type moyenâgeux ou haussmannien, le détour moyen est de 15 à 25 %, ce qui est parfaitement normal, compte tenu de la présence du bâti. Dans un réseau régulier en damier, comme dans les villes romaines, les bastides, les villes américaines ou certains quartiers, le détour moyen est de 30 %, ce qui reste acceptable. Mais dans un réseau irrégulier et peu maillé, comme c'est souvent le cas en périphérie urbaine, le détour moyen est couramment de 35 à 50 % et parfois plus, ce qui devient dissuasif. À signaler que la généralisation des sens uniques allonge d'environ 20 % les déplacements des cyclistes. (Héran, 2009b).

Enfin, il découle du constat précédent qu'il n'est pas légitime de comparer, comme il est fait d'ordinaire, les flux de piétons et de cyclistes aux flux de véhicules motorisés en un point du réseau. Car les premiers sont en général diffus puisqu'ils obéissent à la règle du plus court chemin, alors que les seconds sont souvent concentrés sur des

voies rapides ou des artères pour réduire les temps de parcours. Concrètement, quelques centaines de piétons et cyclistes par jour ne font jamais le poids vis-à-vis de dizaines de milliers de véhicules et invoquer l'intérêt général pour renoncer à ménager une traversée piétonne et cyclable constitue une erreur méthodologique manifeste.

Le traitement correct des coupures repose donc sur le maintien d'une perméabilité du réseau viaire pour les usagers non motorisés (c'est-à-dire qui garantisse un détour moyen normal), grâce à des franchissements sécurisés fréquents : idéalement tous les 100 m en zone urbaine dense comme en périphérie. Et la limitation des vitesses facilite grandement le traitement des barrières de trafic et des voiries impraticables.

### *Évaluations monétaires*

Trois évaluations seulement sont aujourd'hui disponibles à notre connaissance.

La première se limite à une évaluation de la perte de temps des piétons. Elle a été réalisée par le bureau d'études allemand Planco Consulting GmbH qui a élaboré au cours des années 80 une méthode assez sophistiquée pour évaluer la valeur des pertes de temps des piétons lors des traversées d'agglomération. Il s'agit à l'origine (1986 puis actualisation en 1993<sup>3</sup>) d'évaluer les investissements dans les infrastructures de transport et notamment la diminution de l'effet de coupure d'une traversée d'agglomération qui résulte de la construction d'une déviation et du report de trafic (Ministère fédéral des transports, 1992).

L'étude repose sur de très nombreuses hypothèses : elle retient une valeur du temps des piétons de 2,60 €/h, distingue trois types de traversée d'agglomération (2x1 voie, 2x2 voies ou + et voies rapides urbaines), considère des temps d'attente différents pour chaque type de voirie, évalue le nombre d'habitants concernés par la coupure selon neuf types d'urbanisation, établit la fréquence des franchissements par habitant et par jour dans les deux sens et estime le trafic horaire moyen selon le type de routes... Les résultats donnent, pour l'Allemagne en 1990, un montant global équivalent à 0,02 % du PIB dont 16 % attribuables au trafic routier de marchandises.

Cette évaluation apparaît pour le moins prudente. Les coupures de type voirie à 2x2 voies ou + et VRU ont finalement été écartées, la valeur du temps du piéton retenue est faible et il manque les pertes de

3. NB : le titre allemand est mal traduit : il ne s'agit pas d'une « évaluation macro-économique », mais d'une évaluation globale (gesamtwirtschaftliche Bewertung).

temps des accompagnateurs d'usagers vulnérables et celles des cyclistes, sans même parler des impacts indirects.

La deuxième est une « évaluation contingente de la rupture spatiale ». Réalisée, en 1993, par Nils Soguel, alors chercheur à l'IRER (l'Institut de Recherches Économiques et Régionales) à Neuchâtel (Suisse), l'étude porte sur la coupure engendrée par deux axes routiers supportant un trafic de 30 000 et 20 000 véhicules par jour entre le centre historique et commercial de Neuchâtel d'une part, et son accès au lac et à son principal jardin public d'autre part. Les résultats révèlent une disposition à payer médiane de 11 € par mois et par ménage sensible au problème. L'extrapolation à la ville donne un coût annuel des coupures de 1,5 M€ et à la Suisse un montant équivalent à 0,06 % du PIB.

L'étude est d'une grande cohérence interne et ne cache pas un « risque d'erreur de  $\pm 50$  % ». Mais sa cohérence externe laisse à désirer, car elle repose sur l'hypothèse forte que les personnes interrogées sont bien conscientes de tous les impacts des coupures. Comme l'auteur a très peu étudié la question, il est fort probable, là encore, que l'effet de coupure soit sous-estimé.

La troisième est une « évaluation de la perte de temps des piétons et de la rareté des aménagements cyclables ». Elle a été conduite en 2000 par le bureau d'études suisse Infrac allié à un laboratoire allemand IWW, bien connus pour leurs estimations des nuisances des transports (Maibach, 2000).

L'évaluation de la perte de temps est une amélioration de l'étude Planco. Elle repose sur quatre exemples de ville étudiés visant à déterminer pour chaque agglomération le kilométrage de chaque type de voirie A (rues), B (artères) et C (VRU) et la population affectée. La valeur du temps des piétons retenue est de 5 €/h. Les résultats donnent, pour l'Allemagne en 1995, un montant équivalent à 0,1 % du PIB. L'évaluation de la rareté des aménagements cyclables repose quant à elle sur le coût à réaliser pour de tels aménagements, soit, pour l'Allemagne en 1995, un montant équivalent à 0,02 % du PIB. Total : 0,12 % du PIB.

L'étude souffre encore de quelques défauts, mais constitue un net progrès. Pour l'évaluation de la perte de temps des piétons, les études de cas sont trop peu nombreuses, les agglomérations de moins de 50 000 habitants sont écartées et les effets indirects non abordés, mais la valeur du temps est plus réaliste et les populations affectées par les voiries de type B et C et par les voies ferrées urbaines sont prises en compte. Pour l'évaluation de la rareté des aménagements cyclables, la méthode du coût de réparation est assez critiquable. De plus les dépla-

cements d'accompagnement des usagers vulnérables sont toujours oubliés.

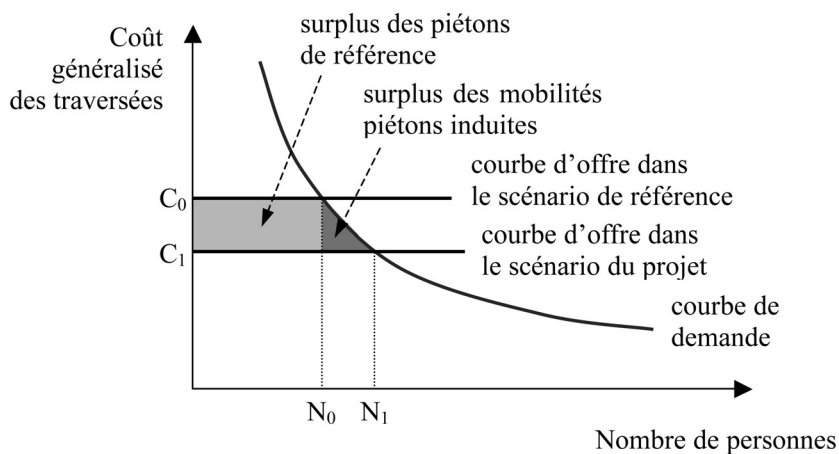
Ces trois évaluations montrent de réels progrès dans l'évaluation monétaire des effets de coupure, sans pour autant que le sujet paraisse épuisé. D'importants efforts restent à faire pour évaluer les effets indirects et théoriser les impacts.

Tableau 4  
Les trois évaluations monétaires de l'effet de coupure

Auteurs	Date	Méthode	% du PIB
Planco	1991	Coût des pertes de temps des piétons	0,02 %
Soguel	1993	Évaluation contingente du coût de la rupture spatiale	0,06 %
Infras / IWW	2000	Coût des pertes de temps des piétons + coût des aménagements cyclables le long des voiries à fort trafic	0,12 %

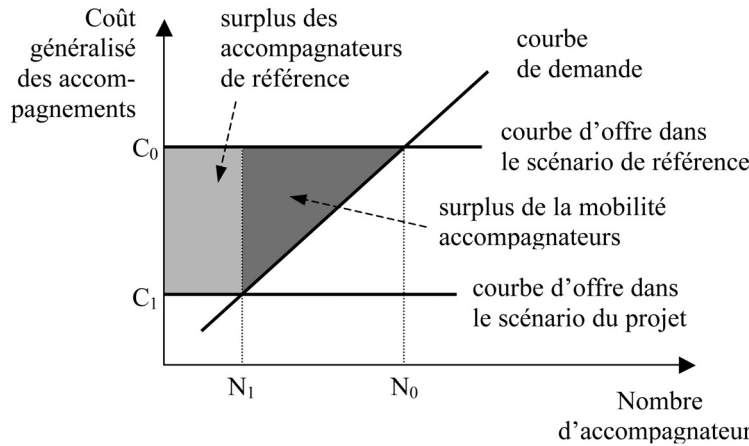
Sur ce dernier point, un récent travail de R. Darbéra, F. Héran et G. Zembri (2006) a permis d'établir une méthode de calcul du surplus des usagers lié à la réduction d'un effet de coupure.

Figure 2  
Représentation graphique du surplus des piétons



L'étude a porté sur l'effet de coupure de la RN 13 dans sa traversée de Neuilly-sur-Seine. Cette nationale supporte un trafic énorme de 160 000 véhicules par jour qui génère un effet de coupure cependant fortement atténué par de nombreux franchissements et par la présence de contre-allées très actives permettant le maintien de nombreux

Figure 3  
**Représentation graphique du surplus des accompagnateurs**



emplois et commerces. Avec le projet de dénivellation / couverture de la RN 13, le surplus des piétons dû aux pertes de temps liées au délai d'attente aux feux et au désagrément lié à l'insécurité routière serait d'environ 720 000 € 2000/an et le surplus des accompagnateurs de personnes vulnérables incapables de traverser seules la coupure serait d'environ 140 000 € 2000/an, soit un total de 860 000 € 2000/an, un montant assez dérisoire au regard du coût du projet.

En conclusion, les évaluations monétaires de la consommation d'espace et de l'effet de coupure sont encore peu nombreuses et assez discutables, pour une raison finalement commune : une compréhension insuffisante de ce que sont ces nuisances. Dans le premier cas, il reste à déterminer à partir de quel seuil la consommation d'espace par l'automobile peut être jugée excessive, quand elle accroît outre mesure les conflits d'usage pour le partage de la voirie et pour l'usage des sols. Dans le second cas, les conséquences des coupures urbaines sont encore loin d'avoir été pleinement appréciées, car elles ne se limitent pas à de simples pertes de temps, mais remettent en cause les relations de voisinage, l'accès aux services de proximité et l'usage même des modes actifs, contribuant à modifier en profondeur le fonctionnement urbain. Il est temps d'explorer plus à fond les aspects réels de ses nuisances pour mieux les monétariser.

## CHAPITRE 1.5

# ECOSYSTÈMES ET BIODIVERSITÉ

Jean-Michel Salles (CNRS – LAMETA)<sup>1</sup>

La notion de biodiversité est ambiguë. La Convention sur la Diversité Biologique souligne l'existence de trois niveaux de diversité distincts mais interdépendants : génétique, spécifique et écosystémique alors que R. Barbault la définit plus largement comme le « tissu du vivant ». Il sera prudemment question ici de la prise en compte des écosystèmes et de la biodiversité.

Depuis 1976, la Loi sur la protection de la nature impose aux maîtres d'ouvrage une démarche en trois temps : d'abord d'éviter les impacts de leurs projets, puis de réduire les impacts non évités, et enfin de compenser les impacts résiduels, en conduisant des actions positives pour la biodiversité générant des avantages écologiques au moins égaux à la perte non évitée, ou insuffisamment réduite. Toutefois, cette compensation reste peu mise en œuvre ; ce qui a conduit la Caisse des Dépôts et Consignation à créer en 2008 une filiale spécialisée dans la facilitation de ces compensations en nature : la *CDC Biodiversité*.

La prise en compte de la nature et de la biodiversité dans le calcul économique apparaît elle aussi problématique (Nunes et van der Bergh, 2001). La question a jusqu'ici été marginalisée dans les pratiques : elle est notamment absente du rapport Boiteux sur les coûts environnementaux des transports (CGP, 2001). Deux initiatives récentes ont cependant renforcé sa crédibilité : *The Economics of Ecosystems and Biodiversity* » (TEEB), confié à l'économiste Pavan Sukhdev par les Ministres de l'environnement du G8+5 à Postdam en mars 2007, et, en France, les processus liés au « Grenelle de l'environnement » qui ont notamment conduit au rapport du Centre d'Analyse

---

1. Jean-Michel Salles est chercheur au Laboratoire Montpellierain d'Économie Théorique et Appliquée (LAMETA). Ses travaux portent sur l'analyse économique de problèmes d'environnement et de ressources naturelles et aux questions posées par la conservation de la biodiversité. En 2008-2009, il fut vice-président, avec B. Chevassus-au-Louis, du groupe créé par le Centre d'Analyse Stratégique sur l'approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes.

Stratégique (CAS) : *L'approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes* (Chevassus-au-Louis *et al.*, 2009).

Cet enthousiasme ne suffit évidemment pas à régler un ensemble de problèmes que nous allons analyser en soulignant plus particulièrement les éléments susceptibles de contribuer à une meilleure intégration dans l'évaluation des projets liés aux transports (MEEDD AT – D4E, 2008).

### 1.5.1. CADRES THÉORIQUES

#### *Évaluer écosystèmes et biodiversité : pour quoi faire ?*

Notre préoccupation est ici le calcul économique *ex ante* qui vise à éclairer les choix, notamment publics en matière de transport, plutôt que les évaluations de dommages en vue d'indemnisation. Dans cette perspective, de quelles évaluations a-t-on besoin ? La question n'est pas anodine car deux logiques au moins peuvent être invoquées :

- la rationalisation de l'effort de conservation, il s'agit alors de procéder à une analyse coûts-avantages des enjeux de conservation et, *in fine*, de voir ainsi quel est le gain de bien-être social qui peut être attendu d'un euro investi dans la conservation, relativement au résultat qui serait obtenu en le dépensant ailleurs ;
- la rationalisation de la stratégie de conservation, il s'agit ici de mesurer l'efficacité relative en termes de conservation d'un euro dépensé dans les différentes formes que peuvent revêtir les formes de conservation (en limitant l'emprise au sol des infrastructures, en limitant les émissions de polluants ou de gaz à effet de serre, en préservant les corridors écologiques, etc.).

La différence fondamentale est que, dans le second cas, l'efficacité est mesurée relativement à la réalisation d'un objectif qui n'est pas soumis à évaluation. On est passé du coûts-avantages au coût-efficacité et, ce faisant, la question de l'évaluation a basculé de la recherche d'un optimum social de conservation dans lequel les services écosystémiques seraient soumis à la règle commune, à la recherche des moyens les moins coûteux de réaliser un objectif donné de conservation fixé sans référence aux avantages économiques qu'il procure.

Cette dualité est classique en matière d'évaluation, mais dans le cas de la biodiversité, les deux démarches apparaissent également irréalistes au vu de l'hétérogénéité des actions à comparer. La position adoptée par les travaux existants et, notamment, le rapport du CAS est de



contribuer à de meilleures décisions en intégrant dans l'évaluation des projets le coût des services perdus du fait de la dégradation des écosystèmes.

S'agissant de limiter des dommages, d'autres approches sont possibles et, en particulier, pour comparer les différentes options possibles pour un objectif donné, les méthodes multicritères dont les modalités ont sensiblement progressé, notamment dans les services de l'Équipement. Les analyses multicritères permettent d'éviter de ramener les différentes dimensions d'un choix à une mesure unique en comparant les différentes options de choix (voir également son utilisation dans les pays scandinaves dans la section 1.7).

Dans une perspective d'évaluation, nous allons développer ici l'idée consistant à donner un équivalent-prix aux services liés aux écosystèmes pour permettre l'élargissement de l'analyse socioéconomique des projets. Cette démarche soulève la question de l'échelle spatiale : doit-on chercher une évaluation localisée ou globale ? La biodiversité est un bien complexe, parfois qualifié de bien public mixte multicouches car certains services sont privatisables, alors que d'autres ne peuvent l'être et renvoient à des échelles territoriales multiples. Bien que la question doive être traitée succinctement, il faut donc garder à l'esprit que les fondements de la valeur des écosystèmes soulèvent le problème des bénéficiaires.

#### *Pourquoi les écosystèmes et la biodiversité ont-ils de la valeur ?*

Les valeurs associées aux écosystèmes et à la biodiversité sont relatives soit aux services qui leur sont liés et dont nous allons préciser un peu la... diversité, soit à une relation patrimoniale, comme dans le cas des espèces emblématiques ou des milieux remarquables. Cependant, les naturalistes et certains philosophes s'interrogent sur la légitimité de valeurs qui mesurent la richesse du vivant à l'aune de son intérêt pour les humains. Il en résulte un débat éthique qui oppose des approches bio-centrées et éco-centrées, pour lesquelles les êtres vivants et les milieux naturels ont une valeur intrinsèque, indépendante de leur intérêt pour les humains, aux approches anthropocentrées, parmi lesquelles doit être classée l'évaluation économique, qui considère qu'il ne peut y avoir d'évaluation sans évaluateur et qu'*in fine*, toute valeur est anthropogène, c'est à dire définie par les humains.

Même dans ce cadre potentiellement réducteur, les sources de la valeur des écosystèmes sont multiples. L'analyse économique les a structurées dans un ensemble de rubriques qui peuvent être présentées sous trois catégories.

Les valeurs d'usages certains correspondent à une offre de biens et services qui distinguent :

- les usages directs, comme la consommation alimentaire, la biomasse-énergie, les plantes médicinales, les ressources productives, mais aussi les usages récréatifs ou esthétiques, le tourisme, les sciences et l'éducation ;

- les usages indirects liés au maintien d'écosystèmes qui fournissent des services n'impliquant pas d'interactions directes, comme la productivité des agro-systèmes, la régulation locale des climats, le contrôle du ruissellement et des flux hydriques, l'épuration des eaux ou de l'atmosphère, la fixation ou le stockage du carbone, etc.

Les valeurs d'usages incertains correspondent à une fonction assurantielle de la biodiversité au sein de laquelle on peut distinguer :

- l'intérêt de maintenir des options futures de choix (mesuré par les valeurs d'options) dès lors que certains choix engendrent des conséquences jugées irréversibles, comme l'extinction d'une espèce, d'une population ou d'un habitat particulier ;

- l'existence d'une fonction fondamentale de support de la vie, notamment humaine, telle que nous la connaissons, mais dont le niveau de résilience est difficile à apprécier et qui constitue un potentiel d'adaptation à la survenance de menaces nouvelles comme le changement climatique ou l'apparition de nouvelles maladies.

Les valeurs de non-usage, enfin, font l'objet d'un large débat : s'agit-il simplement de prendre en compte les Consentements A Payer (CAP) mis en évidence pour le maintien de l'existence de certains actifs naturels, sans souci d'un usage présent, futur ou potentiel (d'où l'appellation d'usage passif) ou d'un positionnement éthique au sein duquel il devient délicat de distinguer les préférences altruistes et les engagements citoyens dégagés d'une perspective utilitariste. La question reste ouverte et les évaluations pratiques distinguent trois formes d'intérêt pour les autres :

- l'altruisme envers nos contemporains qui fait que nous valorisons la préservation d'écosystèmes au motif que d'autres en tirent un bénéfice, c'est la notion de valeur d'usage par procuration (« *vicarious use value* ») ;

- l'altruisme envers nos descendants ou, plus généralement, les générations futures à qui nous souhaitons laisser en héritage des écosystèmes fonctionnels et utilisables, c'est la valeur de legs (« *bequest value* ») ;

- l'altruisme envers les espèces non humaines auxquelles nous pouvons reconnaître une certaine forme de droit à exister (« *existence value* » au sens strict).

Les valeurs de non-usages apparaissent cependant comme une composante essentielle et parfois majoritaire de la « valeur économique totale », des écosystèmes (Stevens *et al.*, 1991 ; Perrings et Gadgil, 2003 ; McConnell, 1997, etc.) dont une mesure, même limitée, peut améliorer sensiblement la pertinence de l'analyse.

#### *Deux questions de fond*

Le cadre utilitariste fournit une information commensurable avec les coûts de remplacement ou de restauration des écosystèmes. Mais son application à la biodiversité et aux écosystèmes soulève au moins deux questions de fond : les services écosystémiques peuvent-ils être mis en équivalence sans précaution avec les autres sources de bien-être ? La dynamique propre des écosystèmes influe-t-elle sur la façon de prendre en compte le temps et l'incertitude ?

#### *– La biodiversité est-elle substituable ?*

Evaluer la biodiversité ou les services écosystémiques, c'est finalement les mettre en équivalence avec des biens et services ayant un prix, c'est à dire tester leur caractère compensable ou substituable. En fait, c'est la question de la durabilité qui est ainsi posée : la question de la substituabilité entre les actifs naturels, artificiels et le capital humain est au cœur de l'opposition entre les conceptions faibles et fortes de la durabilité, et on sait que la réponse réside dans la notion de « capital naturel critique » ; c'est-à-dire le niveau de capital naturel en dessous duquel les actifs ne sont plus substituables, mais deviennent des biens complémentaires. En d'autres termes, au delà de quel niveau de dégradation des écosystèmes nos systèmes socio-écosystémiques perdent-ils leur résilience, c'est à dire leur capacité à maintenir leur fonctionnement et leurs régulations.

#### *– Comment prendre en compte le temps et l'incertitude ?*

La question du temps est évidemment essentielle dans l'évaluation de systèmes dynamiques associant des raisons aussi diverses dans les fondements de leur valeur. Le calcul économique public a sensiblement abaissé ses préconisations en matière d'actualisation, en particulier pour des projets qui affectent le long terme. En France, le rapport du Commissariat Général du Plan (2005) préconise un taux annuel de 4 % diminuant progressivement vers 2 % au-delà de la 30<sup>e</sup> année. Le rapport du CAS propose d'intégrer, parallèlement à cette baisse du taux, une évolution des prix relatifs favorables aux services écosystémiques de l'ordre de 1% par an qui renforce sensiblement leur poids dans le long terme. Cette recommandation est à décliner selon les

situations et elle devrait être accentuée pour les cas d'actifs irremplaçables et contribuant à des fonctions ou services jugés essentiels.

Mais la question centrale est en fait celle de l'information, comme le chapitre 1.2 sur le changement climatique le montre également, car l'évaluation de l'impact des activités humaines sur les écosystèmes et la biodiversité est sensible non seulement à l'évolution de la demande pour ces services, mais également à « l'offre », c'est-à-dire à la situation globale des écosystèmes qui influencera la possibilité de trouver des substituts aux services qui seraient dégradés localement. La rareté de la nature pourrait bien, au-delà de sa dimension relative (la demande de nature croît plus vite au regard d'une offre limitée que pour des biens manufacturés), devoir être considérée comme une « rareté absolue » (Baumgärtner *et al.*, 2006) ; ce qui lui confère une place particulière dans l'évaluation.

Comment situer un état des écosystèmes par rapport aux seuils à partir desquels les destructions supplémentaires ont un impact amplifié sur leur fonctionnement et leur capacité à rester la source de services dont certains sont vitaux ? Pearce (2007) soulignait l'extrême difficulté de l'exercice. Sagoff (2008) remarque que dans bien des cas, les services écosystémiques mettent en jeu des indivisibilités qui s'accroissent mal d'une analyse « à la marge » : les valeurs économiques attribuées aux unités de certains services pourraient être très faibles, avec raison, aussi longtemps que l'on est loin d'un basculement qu'on ne sait malheureusement pas situer avec précision.

Les notions de seuil et de non-linéarités (voir par exemple Brock et Xepapadeas, 2003) sont donc essentielles pour évaluer les conséquences des perturbations introduites par des projets d'infrastructures de transport qui affectent la structure et le fonctionnement d'écosystèmes et dont les conséquences sont déterminées par la capacité d'adaptation des populations concernées.

### **1.5.2. MÉTHODES ET DIFFICULTÉS PRATIQUES**

La question de l'évaluation des écosystèmes n'a pas encore de cadre conceptuel vraiment opérationnel et pourtant des évaluations ont été réalisées depuis longtemps. Comme souvent, la pratique, pilotée par la demande d'éléments de référence, a du devancer les éclaircissements théoriques.

#### *Quelles méthodes pour quelles valeurs*

Les méthodes d'évaluation des actifs naturels non-marchands ont considérablement progressé depuis les années 1970, en clarifiant un

ensemble de questions. On distingue classiquement trois types d'approches dont on peut présenter succinctement l'intérêt et les limites :

– Les méthodes basées sur des coûts directement observables : coûts de restauration, de remplacement, effets de productivité. Ces approches ont l'avantage d'une plus grande robustesse et de possibilités d'observation qui facilitent l'appropriation par les parties. Leur faiblesse tient à la signification des résultats qui ne traduisent *a priori* que partiellement la valeur des écosystèmes concernés : les effets de productivités ne sont mesurés que sur la partie des services liés à ces écosystèmes qui est effectivement impliquée dans les productions observées, les actifs restaurés en « remplacement » peuvent ne rendre qu'une partie des services liés aux surfaces dégradées, ne serait-ce que du fait de leur localisation, etc. Les coûts de remplacement ou de restauration ne constituent cependant une mesure pertinente de la valeur économique que dans la mesure où ils sont inférieurs à la valeur sociale des écosystèmes dégradés... ce qui peut être délicat à discuter s'il n'existe pas de mesure alternative.

– Les méthodes reposant sur des préférences révélées. L'idée est ici que la valeur des écosystèmes peut être inférée de l'observation des comportements des agents sur des marchés liés à ces actifs, s'il en existe. Il peut s'agir de dépenses consenties par des ménages ou des associations pour la protection d'espèces ou de milieux, d'un différentiel de prix sur des actifs immobiliers en fonction de leur localisation et, donc, des aménités dont ils permettent de bénéficier (prix hédoniques), des coûts supportés (dépenses effectives, temps) par les visiteurs de certains sites pour y accéder (coûts de déplacement). Ces approches permettent d'estimer une large part des valeurs d'usage, mais elles sont par construction incapables de capturer les valeurs de non-usage et en général des valeurs d'option.

– Les méthodes basées sur des préférences déclarées sont donc les seules qui peuvent approcher la valeur économique totale. Elles restent cependant suspectes de ne pas mesurer des valeurs réellement économiques et donc pleinement commensurables avec les autres éléments entrant dans l'évaluation d'un projet. La faible robustesse de ces évaluations est mise en évidence dans certaines méta-analyses qui montrent l'éclatement des résultats obtenus, même ramenés à des unités spatiales d'écosystèmes de même nature (Brander *et al.*, 2006) pouvant se traduire par des valeurs variant d'un facteur 100 ou 1000, en fonction d'éléments subjectifs... ou du design des enquêtes.

L'évaluateur des écosystèmes apparaît ainsi confronté à un dilemme : soit il utilise des approches robustes et il sait qu'il ne mesure qu'une partie de la valeur des écosystèmes, soit il mobilise des métho-

des plus sophistiquées, ayant la capacité de capturer des notions élargies de valeur, mais il perd en fiabilité. Dans les dernières années, les différentes approches fondées sur des préférences déclarées ont cependant réalisé de réels progrès en intégrant des démarches de type délibératif, permettant aux sujets de construire des préférences plus robustes à partir d'interactions, entre eux et avec des experts, et d'implications dans la définition des objets pertinents à évaluer. Dans une perspective finalisée, on doit cependant constater qu'il n'y a pas encore beaucoup de résultats.

Par ailleurs, toutes les méthodes fondées sur les préférences, et pas sur des coûts, sont confrontées à la nécessité de définir quelles sont les populations de référence. À quoi bon sophistication le traitement économétrique des données recueillies pour éviter des biais modifiant ainsi de 10 % le CAP moyen par ménage, si l'estimation du nombre de ménages concernés varie d'un facteur 10.

#### *Les transferts de valeurs*

Afin d'éviter de multiplier les enquêtes lourdes pour chaque situation, cette méthode utilise les résultats obtenus sur un site étudié en profondeur, vers un autre site concerné par les enjeux d'une décision et pour lequel on ne dispose que d'informations générales. Il existe un débat (Wilson et Hoehn, 2006 ; Nelson et Kennedy, 2009) sur les conditions à respecter pour obtenir des résultats robustes, qui peuvent être résumées par quelques points hiérarchisés du nécessaire au souhaitable :

- il est préférable transférer une équation de demande, paramétrée par des variables observables qu'un résultat numérique ;
- les résultats issus d'une méta analyse sont *a priori* plus robustes que ceux issus d'un seul site d'étude ;
- les résultats d'une méta-analyse sont d'autant plus utilisables que les analyses de base ont été réalisées pour des finalités et selon des protocoles comparables ;
- l'idéal serait de disposer d'une batterie d'études de base réalisées expressément pour constituer une base de données pour la réalisation de transfert de valeurs.

On comprend aisément pourquoi cette approche est bien adaptée aux objets écosystèmes et biodiversité : on ne peut ici définir de valeurs de portée générale (comme pour la valeur tutélaire du carbone pour la rationalisation des politiques climatiques) et il est donc indispensable de pouvoir estimer des valeurs site par site, voire sur l'ensemble d'un trajet et les transferts de valeurs rendent ceci possible dans un délai et à un coût limités.

*Quels objets peut-on évaluer ?*

Les écosystèmes et la biodiversité sont des objets complexes dont la définition renvoie à un cadre conceptuel (elle ne s'observe pas aisément dans la nature) ; ce qui soulève la question des objets de l'évaluation. Il existe de très nombreuses évaluations pour des espèces sauvages, notamment aux Etats-Unis du fait des conditions d'application de l'*Endangered Species Act*. Ces études montrent bien sûr une grande variabilité et quelques difficultés, analysées notamment par Richardson et Loomis (2009), car les montants obtenus apparaissent parfois incompatibles avec la contrainte budgétaire dans un contexte de multiplication des cas. Les travaux relatifs à des habitats évitent partiellement ce problème, mais leur hétérogénéité est plus grande encore et ils font également apparaître des CAP supérieurs pour les visiteurs extérieurs à la zone que pour les résidents (ce qui n'est pas nécessairement illogique mais rend plus délicate encore la question de la population de référence).

L'évaluation de la diversité est un enjeu important qui n'a reçu que des réponses très partielles. Un ensemble de travaux théoriques a essayé de faire le lien entre les mesures de diversité qui sont déjà une question délicate (Aulong *et al.*, 2005), et l'évaluation économique. Les travaux de Weitzman (1993), proposant de construire des indices de hiérarchisation des choix de conservation par la somme de l'utilité subjective des citoyens et d'une mesure objective de diversité fournie par les experts, buttent sur la question de l'unité de mesure<sup>2</sup>.

En pratique, les écologues soulignent l'importance d'une évaluation des fonctions écologiques qui correspondent mieux à la conception actuelle de l'importance de la diversité, mais cette approche butte sur la difficulté de traiter les redondances fonctionnelles (en termes économiques, la substituabilité des éléments par rapport au bon fonctionnement des écosystèmes). Il paraît plus accessible d'évaluer les services (Ansink *et al.*, 2008) qui sont finalement ce que les agents perçoivent le moins mal (le manque de familiarité est un obstacle central dans l'évaluation de la biodiversité).

Depuis l'étude controversée de Costanza *et al.* (1997), la question de l'énumération des services et de leur valorisation a été largement débattue. Le *Millenium Ecosystem Assessment* (MEA, 2005) a permis une clarification assez consensuelle qui évoluera sans doute encore (Costanza, 2008 ; Fisher *et al.*, 2009), et distingue les services d'appro-

2. Il s'agit malheureusement d'un problème récurrent dès lors que l'on prend en compte la dimension « tutélaire » d'un bien, c'est-à-dire l'intérêt de le gérer indépendamment des préférences des agents

visionnement, de protection et culturels, ainsi que des services d'auto-entretien qui ne peuvent être valorisés qu'à partir de leur contribution à la fourniture des trois premières catégories.

### **1.5.3. QUELLE UTILISATION POUR UNE POLITIQUE DES TRANSPORTS DURABLES : LE CAS DES FORÊTS ET DES PRAIRIES NATURELLES**

L'évaluation de la biodiversité et des services écosystémiques est mobilisée pour le secteur des transports dans deux types de situations : des évaluations visant à éclairer des décisions publiques et la justification des indemnisations en cas de destruction accidentelle comme les « marées noires ». Ces deux contextes renvoient sans doute à des pratiques différentes. L'évaluation *ex post* de dommages accidentels implique la réalisation d'évaluations spécifiques et peut être même, d'une expertise contradictoire. L'évaluation *ex ante* doit permettre d'envisager un ensemble de possibilités, par exemple pour le choix d'infrastructures alternatives ou la définition du tracé d'une voie de communication ; ce qui rend intéressant, au moins dans les premières étapes, la possibilité de disposer de « valeurs de référence ». L'estimation de ces valeurs était l'une des questions auxquelles le rapport CAS s'est efforcé d'apporter des éléments de réponse. En dehors des forêts et des prairies, que nous présentons ci-dessous, seuls les récifs coralliens ont fait l'objet d'une évaluation.

#### *Biodiversité remarquable et biodiversité ordinaire*

La question de la substituabilité est au cœur de l'évaluation. Cependant pour certains éléments de la biodiversité, la substitution paraît techniquement impossible (une sous-espèce ou une population qui disparaît n'a pas nécessairement d'équivalent sur l'ensemble des intérêts qui lui sont attachés ; on ne peut pas fabriquer une tourbière qui n'atteint un fonctionnement stable qu'après des décennies, voire des siècles, etc.) ou hautement aléatoire (notamment pour le calcul de valeurs d'option qui implique des simplifications drastiques, etc.). Par ailleurs, de nombreux services liés aux écosystèmes peuvent être à la fois socialement très importants, mais économiquement substituables. Il paraît donc pertinent de définir des valeurs de références pour ces services, mais d'éviter de réduire à ces services la valeur sociale de certains actifs extra-ordinaires.

Une position pratique était de distinguer, avec un risque évident d'arbitraire, une biodiversité « ordinaire » qui, bien que sous-tendant des services parfois essentiels, pouvait être évaluée avec une bonne



vraisemblance et acceptabilité sociale, et une biodiversité « extraordinaire » pour laquelle des valeurs de références paraissaient d'un intérêt limité car les fondements de leur valeur sociale étaient multiples, porteurs de valeurs éthiques ou symboliques (un lien pédagogique pouvait être établi avec les Monuments Historiques).

*In fine*, les options de méthodes retenues montrent à la fois le caractère inévitablement réducteur de l'évaluation, mais aussi la volonté de limiter cette mesure à des éléments bien définis. Les valeurs proposées se limitent à la biodiversité « ordinaire » (qui n'est pas nécessairement la moins importante pour notre bien-être, voire notre survie) et reposent sur l'évaluation des services liés, dans la mesure où ils étaient quantifiables et où des valeurs d'usages avaient pu faire l'objet d'une mesure monétarisée.

#### *Le cas des forêts*

Imaginons une forêt qui viendrait à être partiellement détruite par un projet d'infrastructure routière, ferroviaire ou aéroportuaire. Une revue systématique des travaux existants a permis de donner une estimation de la valeur sociale d'une série de services liés pour un hectare moyen de forêt raisonnablement bio-diverse. La valeur de la diversité avait été écartée et supposée se refléter dans une relation linéaire avec le niveau des services. Il s'agit là d'une hypothèse forte, mais qui n'est pas invalidée par la littérature et permettait d'éviter à la fois les incertitudes de mesure et de faire apparaître la diversité comme une composante séparée de la valeur des services. Les résultats sont reportés dans le tableau suivant.

Des calculs simplifiés ont conduit à une valeur minimale de l'ordre de 600 euros pour une prairie naturelle en bon état. Dans les deux cas, les seules fonctions de fixation et stockage du carbone, calculées en suivant les préconisations du rapport CAS sur la valeur tutélaire du carbone, représentent plus de la moitié de la valeur de l'ensemble des services pris en compte.

Si l'évaluation porte sur des valeurs totales actualisées, en suivant les règles définies précédemment, on obtient une valeur centrale d'environ 35 000 euros, pour une forêt moyenne (en fait distribuée dans un intervalle 20 000-70 000) et de 20 à 30 000 euros pour une prairie naturelle en bon état. Ces valeurs sont compatibles avec les coûts de restauration de milieux « ordinaires » et très supérieures aux prix de marché de ce type de parcelles qui ne reflètent évidemment pas la plupart de (sa thèse n'y consacre ces services. Il ne s'agit donc en aucun cas d'une base d'indemnisation ou de marchandisation de services qui, pour partie, ne sont pas appropriables.

Tableau 1

**Valeurs de référence proposées pour les différents services écosystémiques de la forêt française (en euros par hectare et par an)**

Services	Valeur proposée	Remarques
<b>Services de prélèvement</b> – bois – autres produits forestiers (hors gibier)	75 € (75 à 160 €) 10 à 15 €	Selon méthode d'estimation (bois sur pied ou après exploitation)
<b>Services de régulation</b> – fixation carbone – stockage carbone – autres gaz atmosphériques – eau (quantité annuelle) – eau (régulation des débits) – eau (qualité) – protection (érosion, crues) – biodiversité – autres services de régulation (santé, etc.)	115 € 414 € (207 à 414 €) Non évaluée 0 € Non évaluée 90 € Non évaluée Non évaluée Non évaluée Non évaluée	360 € en 2030 650 à 1 300 € en 2030 Manque de bilans quantitatifs fiables Hypothèse d'absence d'effet majeur des forêts sur le bilan hydrologique annuel Manque d'études pertinentes Manque d'études pertinentes Évaluée via les autres services Manque d'études pertinentes
<b>Services culturels</b> – promenades (hors cueillette et chasse) – chasse – autres services culturels	200 € (0 à 1 000 €) 55-69 € Non évaluée	Selon fréquentation Externalités négatives à déduire Manque d'études pertinentes
<b>TOTAL (min.-max.)**</b>	<b>env. 970 €</b> 500 à plus de 2 000 €	Valeur indiquée ou moyenne Simple somme les valeurs min. et max.

Source : Chevassus-au-Louis *et al.* (2009)

#### 1.5.4. CONCLUSION : POUR UN USAGE PRUDENT DES ÉVALUATIONS

Malgré la prudence avec laquelle de telles évaluations sont présentées, on ne peut écarter le risque qu'elles ne soient interprétées comme le prix d'un droit de détruire. Il ne s'agit cependant que de valeurs de références – sans doute minimales car plusieurs services n'ont pu être évalués en termes monétaires et les valeurs de non-usages ont été largement écartées – visant à enrichir les évaluations économiques *ex ante* susceptibles d'éclairer les choix en matières d'infrastructures et de transport. Elles s'appliquent *a priori* à la biodiversité qui a été qualifiée d'ordinaire. Pour la biodiversité remarquable (et *a fortiori* remarquable, si elle bénéficie par exemple d'un classement comme espace protégé), il ne peut être question d'opposer le seul calcul économique à des décisions publiques qui traduisent un arbitrage entre des enjeux multi-

dimensionnels. Le calcul doit cependant jouer un rôle si ce statut de protection devait être remis en cause ; mais il faudrait alors l'enrichir par des éléments reflétant l'ensemble des enjeux écologiques et sociaux liés à ces sites. Dans un contexte de raréfaction accélérée, il est sans doute inévitable que la biodiversité et les services des écosystèmes fassent l'objet d'arbitrages et l'évaluation économique est un outil puissant de mise en équivalence.

Faut-il envisager, pour respecter par exemple l'engagement européen de stopper toute perte nette de biodiversité au delà de 2010, que toutes les futures infrastructures de transports soient aériennes ou souterraines, comme on l'entend parfois ? Ce serait peut être un coût excessif et c'est précisément pour limiter ce coût que CDC biodiversité propose de créer une banque de compensation qui permettrait de restaurer ailleurs les hectares que les projets ne peuvent éviter de détruire. La question posée est liée ici à la notion d'équivalence écologique qui est elle-même porteuse de multiples débats.

Pour l'évaluation *ex post* des dommages accidentels (ou négligents, voire délictueux), les tribunaux semblent aujourd'hui prêts, malgré les interprétations contradictoires données au calcul des dommages dans le procès de l'*Erika*, à reconnaître le dommage écologique dont il faudra décider à qui il sera attribué. Ces évaluations seront de natures assez différentes, mais on peut penser que l'anticipation de conséquences juridiques plus lourdes pourrait favoriser une approche plus prudente de l'ensemble des risques que les transports constituent pour la biodiversité.

## CHAPITRE 1.6

# **LES USAGES ET MANQUES ACTUELS DES DONNÉES ET MÉTHODES DE MONÉTARISATION EN FRANCE**

Contributions de Philippe Ayoun, Jacques Chappond,  
Roger Heux et Alain Morcheoine

Sans véritable surprise, ces utilisations demeurent grandement guidées en France par les évaluations coût-avantages de projets, et, à cette fin, par l'application des valeurs tutélaires fixées dans le cadre des rapports du Commissariat Général du Plan (rapports dits Boiteux I et II, déjà mentionnés aux chapitres 1.1 et 1.3).

### **1.6.1. LE CAS DES PROJETS ROUTIERS ET TARIFICATION DE L'USAGE DES INFRASTRUCTURES<sup>1</sup>**

#### *Évaluation socio-économique des projets routiers (évaluation du flux)*

Les effets des investissements routiers ont de multiples cibles : ils peuvent avoir des répercussions sur les usagers et gestionnaires des itinéraires routiers concernés, l'environnement naturel et humain, le développement des territoires desservis, les usagers et gestionnaires des autres modes de transport. La DGR (Direction Générale des Routes) préconise alors une approche mixte (monétaire et non monétaire), considérant qu'une grande prudence s'impose lors des monétarisations.

Dans les évaluations de projets routiers, les effets du bruit, de la pollution atmosphérique et l'effet de serre sont pris en compte (en dehors des effets traditionnels sur la valeur du temps, la congestion, la vie humaine). Ces calculs souffrent de plusieurs manques et peuvent

---

1. Roger Heux est chargé de mission pour l'évaluation à la sous-direction du développement du réseau routier national (DRN) – direction des infrastructures de transport (DIT) – MEEDDM.

devenir très incertains. Pour l'intégration du bruit dans les évaluations des projets, la difficile mise en œuvre des approches définies (ex. : dépréciation des valeurs immobilières, cf. chapitre 1.3) semble être un frein à leur utilisation. La pollution atmosphérique, si elle est plus simple à prendre en compte puisque l'on dispose de valeurs en centimes d'euros par véhicule-km par type de véhicule et par type de trajet, manque tout de même d'instructions. En revanche, l'intégration des coûts de l'effet de serre est relativement aisée puisqu'ils sont calculés sur le litre de carburant utilisé (environ 7 centimes d'euro par litre pour un coût de la tonne de carbone à 100 euros).

Ces constats incitent donc à la précaution dans la prise en compte des coûts sociaux et environnementaux, au premier chef parce que l'expression monétaire n'est pas leur expression naturelle (les dommages sont d'abord physico-chimiques). Ces questions nécessitent en fait un consensus, et à défaut un arbitrage. En outre, les méthodes de monétarisation conduisent à des pondérations implicites qui dépendent de la méthode employée. La mise en œuvre de ces méthodes appelle alors aussi quelques précautions, notamment afin de veiller à ne pas sous-estimer ces coûts par rapport aux effets traditionnellement pris en compte (notamment les gains de temps qui représentent généralement entre 80 et 90 % des avantages associés aux infrastructures). Pour ce faire, il semble nécessaire de d'abord mieux qualifier les coûts socio-environnementaux, en prenant soin de ne pas minimiser dans un bilan global des effets ponctuels comme le bruit, qui risquent de ne pas traduire le ressenti de la population. Il est également important de les expliquer, notamment en identifiant les gagnants et les perdants.

#### *Tarification de l'usage des infrastructures routières (évaluation des stocks)*

Le rapport CGPC-D4E (2004) *L'analyse par réseau et par section types du réseau routier national*, préconise une tarification fondée sur :

- des prix reflétant mieux les coûts, de manière à rééquilibrer la « politique transport »,
- des prix différenciés le plus finement possible dans le temps et l'espace, dans un souci d'efficacité et d'équité. Ceci implique une tarification au coût marginal social, mais pose aussi la question de l'interrelation avec le recouvrement des coûts d'infrastructures sachant que la législation communautaire permet de tarifier uniquement à hauteur des coûts d'infrastructure.

Dans cette étude, deux types d'approche ont été mises en œuvre. La première est une approche globale, couvrant tous les types de

réseaux routiers français et tous les types de trafics, mise en œuvre en termes de Coûts Marginaux Sociaux (CMS) et de coûts complets « sociaux », c'est à dire en tenant compte de l'équilibre budgétaire et des coûts environnementaux et sociaux. Cette méthode, qui cherche à rapprocher les recettes des coûts, a mis en avant que la couverture des CMS était inégale selon le statut du réseau (voir tableau 1) : couverture au niveau des autoroutes concédées (2.74), mais dégradation lorsque l'on descend dans la hiérarchie des réseaux (entre 0.71 et 0.86). La tendance est la même pour les coûts complets sociaux, avec une couverture néanmoins beaucoup plus faible (entre 0.69 et 1.63) du fait de la prise en compte du coût complet (coût d'investissement, fixe et variable).

Tableau 1  
**Couverture des coûts des infrastructures routières par réseaux  
et par type de véhicules**

Réseaux / type de véhicules	Taux de couverture (recettes/coûts) des CMS				Taux de couverture des coûts complets « sociaux »			
	PL	VL	VUL	Tous Véh.	PL	VL	VUL	Tous Véh.
Autoroutes Concédées	1.83	3.46	3.88	2.74	1.09	2.04	2.40	1.63
Réseau National	0.59	0.79	0.70	0.71	0.66	0.95	1.09	0.84
Réseau Départemental	0.39	0.79	1.09	0.75	0.23	0.68	0.89	0.58
Réseau communal	0.37	0.91	1.02	0.86	0.25	0.76	0.84	0.69
Total	0.75	1.02	1.16	0.97	0.56	0.90	1.09	0.82

PL = poids lourds, VL= véhicules légers, VUL= véhicules utilitaires légers, Tous véh comprend les trois catégories précédentes plus les cars et bus.

Source : CGPC-D4E (2004)

La seconde méthode d'évaluation est une approche analytique, plus proche du terrain, appliquée à des sections types du réseau routier national, en termes de CMS seulement. Cette méthode s'appuie sur les valeurs préconisées dans le rapport Boiteux (CGP, 2001) (valeurs unitaires des externalités et des coûts sociaux), dans des travaux antérieurs du Conseil Général des Ponts et Chaussées et de la DGR (Coût marginal d'usage de l'infrastructure, coût d'insécurité des poids lourds) et dans l'étude SETRA-CETE (2006) sur la vallée du Rhône (coût de la congestion). Les CMS sont calculés par type d'usager et par type de route, et comparés avec les recettes (Taxe Intérieure sur les Produits Pétroliers, péages, taxe à l'essieu). Les coûts de la pollution de l'air sont par exemple apparus extrêmement importants au niveau de l'urbain dense.

Ainsi, cette étude permet-elle de suggérer des pistes en termes d'orientations tarifaires :

- les poids lourds ne couvrent pas leurs coûts, excepté sur le réseau concédé,
- la voirie rapide urbaine est particulièrement déficitaire (poids lourds et véhicules légers), compte tenu des coûts sociaux et environnementaux induits,
- les véhicules légers gazole couvrent moins leurs coûts que ceux à essence, compte tenu d'une fiscalité subventionnée et d'une consommation plus basse,
- les CMS excèdent les recettes aux périodes les plus chargées sur certaines sections des grands corridors interurbains concédés, c'est-à-dire qu'en cas de charge importante du trafic, des modulations tarifaires seraient nécessaires.

#### **1.6.2. ILLUSTRATION DE LA DIFFICULTÉ D'INTÉGRER LE CALCUL SOCIO ÉCONOMIQUE DANS LA PRISE DE DÉCISION : LE CAS DES INFRASTRUCTURES DE TRANSPORT EN RÉGION ILE-DE-FRANCE<sup>2</sup>**

##### *Une utilisation réductrice du calcul socio-économique*

Dans le processus d'élaboration des contrats de projet de la région Ile-de-France, la manière avec laquelle on applique le filtre de la rationalité du calcul socio-économique est peut être un peu réductrice, alors que certains points pourtant fondamentaux, comme l'aménagement urbain, mériteraient d'être pris en compte. Le calcul socio-économique, qui est utilisé dans la phase d'évaluation de l'ensemble des opérations prévues dans le contrat de projet, ne l'est qu'au titre d'un élément permettant de vérifier que la future infrastructure de transport est socio-économiquement dans la norme. Ce calcul ne sert donc pas à hiérarchiser diverses infrastructures – ces choix ont été faits auparavant. Il permet simplement de vérifier que le projet envisagé a un sens.

Par ailleurs, il est regrettable que cette phase d'évaluation ne soit souvent qu'un dialogue entre la technostructure et les entreprises de transport. L'ouverture à de nouveaux acteurs semble nécessaire, et il faut espérer que la décentralisation ira dans ce sens. D'autre part, dans

---

2. Jacques Chappond est responsable d'unité au département du développement et de l'action territoriale à la Régie Autonome des Transports Parisiens (RATP).

les rares cas où le calcul socio-économique intervient dans le débat public, il se heurte à un déséquilibre : comme évoqué précédemment, les avantages de gain de temps priment sur les avantages environnementaux. On peut s'interroger sur la primauté accordée aux gains de temps, critère qui favorise les modes rapides et donc l'automobile, alors que l'objectif de la plupart des politiques est de réduire son usage.

#### *La nécessité de faire évoluer les méthodes*

La méthodologie et les principes justificateurs du calcul socio-économique méritent d'être interrogés. L'excessive normativité de la méthodologie et la mise à mal du principe de précaution par des objectifs de rentabilité économique (essentiellement par des acteurs chargés de veiller à la bonne affectation des dépenses publiques) invite à regarder la manière dont la norme est produite et celle dont nous construisons nos calculs socio-économiques avec l'objectif de faire évoluer les méthodes. La comparaison des situations de référence compte parmi les éléments fondamentaux qui devraient être mieux appliqués dans les choix entre différents scénarios.

La justification d'un certain nombre d'investissements doit être discutée. Si les aménagements réalisés se sont traduits par des gains de temps, ont rendu certains territoires plus accessibles, ils ont aussi favorisé la périurbanisation. Si le calcul socio-économique n'intègre pas toutes les dimensions d'un projet ou d'une politique, il peut conduire à des décisions regrettables. À ce titre, il conviendrait de décloisonner et d'élargir le champ du calcul socio-économique, ce qui soulève des problèmes redoutables. Un certain nombre d'hypothèses devront en effet être intégrées au calcul (notamment en ce qui concerne la ville dense et la périurbanisation), ce qui implique une intégration de l'expertise des chercheurs plutôt que des décideurs et des entreprises sur le choix des valeurs et la définition des référentiels.

### **1.6.3. CONNAISSANCE DES COÛTS SOCIAUX ET DÉCISION PUBLIQUE : LE CAS DES TRANSPORTS AÉRIENS ET FERROVIAIRES<sup>3</sup>**

La connaissance des coûts sociaux est nécessaire pour un certain nombre de décisions publiques, comme celle de lancer des investisse-

---

3. Philippe Ayoun est Sous-Directeur des Études, des Statistiques et de la Prospective à la Direction Générale de l'Aviation Civile (DGAC).



ments lourds (calcul de la rentabilité collective). Pourtant, dans la pratique, cette connaissance est loin d'être primordiale au regard de celle relative aux surplus des consommateurs (gains de temps) ou des producteurs (recettes et coûts). Le poids des coûts sociaux dans les évaluations socio-économiques des projets ferroviaires est par exemple faible : dans un projet comme le LGV Poitiers-Limoges par exemple, les coûts externes ne représentent que 2 % des coûts d'investissement. Ce qui se joue dans le calcul de rentabilité « standard » des projets n'est pas les coûts externes mais bien la bonne évaluation des gains de temps et des coûts d'exploitation.

Un effort de mise à disposition de l'information est néanmoins à fournir : le détail des bilans par acteurs, c'est-à-dire les détails des coûts externes, est par exemple difficilement consultable pour le grand public. Les données divulguées dans les documents de synthèse et lors des débats publics ne sont que des synthèses dans lesquelles ne figurent pas de tels bilans.

Le sujet des coûts externes pèse d'avantage dans les projets aériens comme le montre l'évaluation socio-économique du nouvel aéroport de Grand Ouest, à Notre-Dame-des-Landes (NDDL). Dans cette approche originale, des aspects intéressants ont été pris en compte comme une évaluation du bruit (selon la méthode « Boiteux »), une interprétation économique de la disparition d'une contrainte de capacité environnementale (disparition du bruit dû au déplacement de l'aéroport) ou une approche de la valeur « rendue » au tissu urbain nantais par la disparition du Plan d'Exposition au Bruit (PEB), document d'urbanisme établissant les conditions de développement des communes autour d'un aéroport pour limiter l'exposition au bruit de nouvelles populations.

Cette approche apporte plusieurs enseignements :

- D'une part la valeur bruit telle que calculée par la méthode coûts-avantages (ici vingt mille euros) est bien moindre que la perception locale et le consensus politique. Le bruit est tout de même le motif officiel du transfert de l'aéroport de Nantes à NDDL, ce qui peut conduire à penser que la valeur ressentie du bruit est supérieure à la valeur Boiteux.
- Ce qui apparaît important dans l'évaluation sont les effets de seuil et pas uniquement les valeurs unitaires. Dans le projet de NDDL, la capacité environnementale a été considérée, sans démonstration économique, mais simplement parce que cela correspondait au vécu local à partir duquel a été défini un seuil à ne pas dépasser, seuil correspondant à une capacité environnementale.

- Enfin, et c'est ce qui contribue à son originalité, l'évaluation socio-économique de Notre Dame des Landes a cherché à monétariser la valeur socio-économique de la cohésion du tissu urbain par la valeur de l'urbain de Nantes, sans contrainte de PEB.

Cet exemple permet d'envisager une ouverture des évaluations de coûts sociaux, qui ne sont jusqu'à présent pas assez exhaustives : les effets de coupures, le paysage, les impacts sociaux sont encore des effets non pris en compte. Il est d'autre part crucial de disposer de données de qualité sur les dommages sur la santé des infrastructures de transport, la valeur des biens, ou la qualité de vie.

Les recommandations sont qu'il est d'une part utile et pédagogique de lister et évaluer les coûts sociaux dans les évaluations de projet pour situer (et éventuellement relativiser) les enjeux, et d'autre part qu'il est plus intéressant de disposer d'encadrements des valeurs unitaires réalistes que de rechercher une précision illusoire. Les comparaisons modales méritent d'être dépassionnées avec des approches réellement symétriques (bilan énergétique du puits à la roue, bilan bruit à faire dans tous les cas...), et, surtout, la dimension sociale et urbaine devrait être une des priorités de recherches dans ce domaine.

*Quelques réflexions tirées d'expériences d'un acteur du champ institutionnel de l'environnement<sup>4</sup>*

Je fais part ici d'un certain nombre de réflexions issues d'une histoire assez longue sur les problèmes d'énergie et d'environnement, qui m'a fait passer d'une étape où j'étais extrêmement attiré par le calcul socio-économique à une étape où j'en suis (pas complètement) revenu. On connaît le hiatus existant entre le monde des experts, et des économistes en particulier, et le monde politique. Je vais essayer de prendre de la distance en me mettant à la place d'un décideur politique confronté à la prise de décision.

Tout d'abord, faisons un petit détour socioculturel. Travailler sur des projets communs avec d'autres pays européens, m'a permis de m'apercevoir que la manière de percevoir les problèmes et de les traiter n'est pas du tout la même. En un raccourci très caricatural, on pourrait dire que les gens du Sud, de culture du droit écrit, savent faire des pactes pour résoudre leurs problèmes en mettant de côté une partie de leurs diffé-

4. Alain Morcheoine est Directeur de l'Air, du Bruit et de l'Efficacité énergétique, Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie (ADEME).

rends. Les gens du Nord, tenants du droit coutumier (le « common right ») sont pragmatiques et la résolution du problème est la priorité. Au milieu, se trouve un Hexagone de culture de droit écrit, qui a eu le bonheur – ou le malheur – de voir naître Descartes, ce qui l'amène à des raisonnements où parfois la théorie l'emporte un peu sur la pratique, et où l'on débouche sur la manie de l'évaluation chiffrée.

Dans ce contexte d'évaluation chiffrée obligatoire, il ne faut pas que les économistes deviennent des boucs émissaires, et il faut commencer par s'interroger sur la qualité du matériel avec lequel ils travaillent. Pour illustrer ce point, je vais vous décrire toutes les étapes qui, à ma connaissance, vont précéder l'évaluation des coûts liés à la pollution d'un trafic :

1. Combien doit-on compter de véhicules ? On ne sait pas même précisément combien il y a de véhicules particuliers dans le parc...
2. Quelle est la dynamique des trafics (ex. : rapport de trafic lourds/véhicules léger, vitesse pratiquée,...) afin de calibrer les émissions ? On n'a pas de connaissance précise de cette dynamique très variable d'un endroit à l'autre et d'un moment à l'autre. Je vous laisse deviner avec quelle marge d'erreur on entre dans l'étape suivante...
3. Ensuite on multiplie par des coefficients d'émissions mesurés en laboratoire (et quand la marge d'erreur est de 20 ou 30 %, on s'estime très heureux)...
4. Enfin, comment ces émissions se retrouvent en concentration ? On se sert de modélisations plus ou moins complexes des phénomènes aéro-thermo-chimique de transformation des émissions de polluants dans l'atmosphère englobant toutes les sources transports ou non, anthropiques ou naturelles. Et, surprise, on trouve un énorme écart entre le résultat du modèle et la mesure, et l'on s'aperçoit que cet écart dépend fortement de l'endroit où sont positionnés les capteurs. On ajoute donc une autre couche d'incertitude, très épaisse...

À ce stade, les pauvres économistes qui travaillent avec ce matériel (quand ils en ont, parce qu'il n'y en a pas partout) ne sont pas à la fête ! Si, après l'application de leurs méthodes de valorisation, les évaluations varient (sur les mêmes données) d'un facteur 10, il ne faut pas s'en étonner. Quand au décideur

qui, au final, doit prendre des décisions politiques sur ces bases, il n'est pas à la fête non plus !

Autres éléments importants, toujours en amont des coûts environnementaux, l'évaluation porte essentiellement sur des coûts sociaux (santé, productivité). On aborde alors un autre problème qui est l'évaluation des effets sur la santé en fonction du niveau de pollution. Si l'épidémiologie utilise des corrélations entre un indicateur de pollution et des effets sur la santé, on constate bien souvent une confusion entre ces indicateurs et des produits de pollution. Ainsi par exemple, toujours dans les transports, l'indicateur de pollution dont on se sert pour évaluer les effets sur la santé est la concentration de particules dans l'air ambiant. Or, si on élimine les particules du transport (et à l'horizon de 15, 20 ans, on sait que ce sera majoritairement le cas), on n'aura pas pour autant éliminé la pollution : elle aura simplement changé de nature. L'ensemble de la relation construite entre un indicateur et les effets éventuels sur la santé ne sera plus pertinent, et il faudra en trouver un autre. Quant on sait qu'il faut des séries d'observations longues (plus de 10 ans) pour avoir des corrélations un tant soit peu fiables... Tout ceci montre bien combien le décideur peut assez facilement devenir prisonnier du dire d'expert, surtout quand il s'agit de la santé de ses électeurs.

Un autre point qui fait question : on part de l'idée selon laquelle c'est l'air extérieur qui est mauvais pour la population, alors qu'on passe 80 % de notre temps à l'intérieur. On peut avancer deux raisons à cela : l'une scientifique – on n'avait jamais évalué l'état de la pollution à l'intérieur des locaux – l'autre plus sociologique – dans l'air extérieur c'est toujours l'autre qui pollue et pas moi. Maintenant que l'on connaît mieux le niveau de pollution de l'air dans les logements, on se dit « *Aïe !* ». Nous vendre que la pollution de l'air extérieur a des effets majeurs pour la santé sans avoir cherché à savoir ce qu'il y a dans l'air les 80 % du temps restant...

Il faut conserver tous ces éléments à l'esprit avant de parler du volet économique, parce qu'il faut savoir dans quelles conditions les économistes travaillent. Et pour avoir participé au groupe Boiteux, j'ai quand même pu constater qu'on était dans une infernale bataille de clôture, chacun pointant les erreurs dans les évaluations de l'autre plutôt que de se poser la question de la qualité des données qu'il fournit lui-même et de son impact sur le résultat final.

Il reste encore un certain nombre de difficultés, au niveau de la monétarisation cette fois-ci. Le calcul socio-économique est plus présent dans le secteur transport que dans les autres secteurs et est d'abord fondé sur l'évaluation du gain de temps, puis de la sécurité routière. Cela a déjà été dit. Il faut se poser la question de savoir pourquoi la valeur du temps possède autant d'importance. N'est-ce pas parce qu'on est sur un paradigme, qui est un paradigme transport : la vitesse c'est le progrès. Conclusion : « *le flux tendu y' a que ça de vrai* » et même si on n'a pas besoin de son maillot de bain en février on le commande à la Redoute en « *24 heures chrono* » !

Il serait donc bon que les experts et les chercheurs arrêtent de chercher sous les lampadaires et s'occupent de regarder ce qu'il y a dans les zones d'ombre. Autrement dit, raffiner du coût économique pour trouver une nième décimale m'intéresse assez peu, ce qui m'intéresse c'est l'ordre de grandeur, qui suffit à un politique pour prendre des décisions. Mais pour cela, un minimum de curiosité est nécessaire, ce qui demande de l'ouverture d'esprit, certes, mais aussi pas trop de paresse... et des moyens ! Sur ce point, la puissance publique a une responsabilité : elle doit faire l'effort de formuler les questions pour lesquelles elle a besoin de réponses de manière intelligible pour chercheurs, ce qu'elle ne fait pas, parce qu'elle aussi fait preuve de paresse intellectuelle.

J'ai finalement un peu l'impression que si la mise en œuvre du calcul socio-économique – avec toute la fragilité qu'il y a en amont – occupe beaucoup (au moins la technostucture, comme le disait Jacques Chappond), elle possède peut être un effet anesthésiant sur la prise de risque de décision politique. Je ne sais si c'est du confort intellectuel, une allergie à la prise de risque, etc. Si les frères Pereire avaient été dans l'état où nous sommes vis-à-vis de l'importance donnée au calcul économique, ils n'auraient peut-être jamais pris le risque de faire le Paris-Lyon-Méditerranée (PLM). Le calcul socio-économique est donc certes un élément important dans l'éventail de ce qui doit être considéré lors d'une décision politique, mais ce n'est pas le seul et il faut donc le ramener à sa juste place. Je pense qu'il ne faut pas être timide, et quand les limites du calcul socio-économique sont atteintes, que l'on essaie des méthodes un peu plus pragmatiques de type analyse multicritère (voir chapitre 1.7). Ce qui sera toujours mieux que de mettre des zéros dans le calcul parce qu'on ne sait pas faire.

Enfin, pour terminer, on s'aperçoit que face à la complexité de la prise de décision publique, les outils sont encore un peu simplistes. On ne sait pas bien gérer les coûts des irréversibilités, car si on a parlé de la gêne comme facteur de fragilisation de l'objectivation acoustique, on a tout le problème de l'évaluation des effets long terme. Quand on me dit par exemple « *l'objectif 2050, c'est une division par 4 des émissions de gaz à effet de serre* », j'ai envie d'interpeller les économistes. Pour moi qui suis marin, je traduis par « *je veux aller au port qui est là bas* », et tout ce que je vois comme instruments de navigation, ce sont des outils qui m'emmènent « *là où le vent me porte* ». Je ne risque pas d'arriver au port avec ce type d'outils. Il en faut d'autres mieux adaptés au problème. Alors, inversons le raisonnement et demandons aux économistes des outils d'évaluation des projets qui permettent de traiter ce type d'approche et d'avoir une chance d'atteindre le facteur 4. Beaux champs de recherche – avec des financements de la puissance publique bien entendu...

Cet aperçu des usages actuels des méthodes de monétarisation en France fait état de limites en matière de prise en compte des contextes territoriaux, et de faiblesses dans la prospective. Il s'avère donc judicieux d'étudier les pratiques étrangères, en particulier dans les pays scandinaves dont la population est traditionnellement sensibilisée à l'environnement, et dont les décideurs publics sont habitués à la fois à intégrer les études économique et à procéder à des consultations publiques avant de prendre une décision collective.

## CHAPITRE 1.7

# **DES RÉFÉRENCES ÉTRANGÈRES : USAGES MÉTHODOLOGIQUES ET INTERNALISATION DANS LES PAYS SCANDINAVES**

Stéphanie Vincent Lyk-Jensen  
(The Danish National Centre for Social Research)<sup>1</sup>

Cette contribution présente l'état de l'art dans le domaine des externalités environnementales dans les pays scandinaves (Danemark, Finlande, Norvège et Suède) en comparant les méthodes utilisées dans ces pays avec celles recommandées par l'UE dans le projet européen HEATCO (déjà évoqué dans le chapitre 1.3). Les méthodes d'évaluation socio-économique des principaux impacts environnementaux ont fait l'objet de recherches intensives au cours de ces dernières années. La plupart des recommandations ont pu être mises en œuvre et des valeurs tutélaires ou de références ont été établies afin d'évaluer les différents projets d'infrastructure de transport et afin de mettre en œuvre des analyses coûts-avantages (ACA) pour pouvoir analyser et déterminer si un projet est bénéfique ou pas pour la société.

La monétarisation des coûts environnementaux est relativement récente et certains pays continuent à ne donner qu'une description qualitative de certains impacts lorsqu'ils estiment que leur valeur monétaire est soumise à une trop large incertitude ou si aucune méthode scientifiquement fondée ne permet d'imputer ces valeurs. Ceci donne lieu à une évaluation multicritère ou multidimensionnelle. Cette contribution propose une première revue de l'ensemble des impacts inclus dans l'évaluation des projets de transport ainsi que des

---

1. Stéphanie Vincent Lyk-Jensen est chercheur au *Danish National Centre for Social Research* (SFI) et co-directrice du programme de recherche sur les méthodes d'évaluation des effets des politiques sociales, à Copenhague, Danemark. Elle a récemment contribué à l'établissement de la valeur du temps et des effets externes pour les projets de transport au Danemark, et a publié un rapport sur les différentes méthodes d'évaluation des projets de transport dans les pays nordiques.

méthodes mises en œuvre pour donner une valeur monétaire aux impacts environnementaux. Elle compare les approches utilisées pour estimer les impacts de la pollution atmosphérique, de l'effet de serre et des nuisances sonores. La prise en compte des effets non-monétarisés est également décrite. Finalement, la contribution conclut sur les avancées en matière d'évaluation des coûts environnementaux, malgré des difficultés persistantes.

### 1.7.1. LES MÉTHODES ET LES IMPACTS PRIS EN COMPTE DANS L'ÉVALUATION SOCIO-ÉCONOMIQUE DES PROJETS DE TRANSPORT

La figure 1 présente l'ensemble des impacts pris en compte dans l'évaluation socio-économique des projets pour les quatre pays scandinaves, ainsi que pour la France à des fins de comparaison. Elle a été

Figure 1

#### Les impacts pris en compte dans l'évaluation

	DNK	SWE	NOR	FIN	FRA
<b>Les impacts directs</b>					
Coûts de construction					
Les coûts d'interruption					
Coûts de fonctionnement et de maintenance					
Coûts de fonctionnement du véhicule					
Gains de temps					
Insécurité routière					
Confort et niveau de service / confort du conducteur					
Effets de distorsion					
<b>Les impacts environnementaux</b>					
Bruit					
Nuisances sonores, vibrations					
Pollution atmosphérique au niveau local					
Pollution atmosphérique au niveau global					
Effets de coupure; Effets de barrières					
Intrusion visuelle					
Perte de sites remarquables					
Consommation des ressources					
Pollution des sols et des nappes phréatiques					
<b>Les impacts socio-économiques</b>					
Utilisation des sols					
Impacts élargis ou indirects					
Trafic international (Impacts transfrontaliers)					
Effets redistributifs					
■ : Impacts monétarisés ■ : Autres (impact mesuré ou description qualitative)					

Source : interviews.



réalisée sur la base d'interviews conduites en 2002 pour la France et réactualisée en 2006-2007 pour les pays scandinaves<sup>2</sup>. Trois types d'impacts apparaissent : les impacts directs, environnementaux et socio-économiques. La figure permet de distinguer si les impacts sont évalués monétairement ou pris en compte dans le cadre d'une analyse multicritère. Elle indique que de nombreux impacts environnementaux ne sont toujours pas monétarisés, de même que de nombreux impacts socio-économiques<sup>3</sup>. Ceci souligne la prédominance de l'argument d'efficacité ou d'efficacités dans l'analyse économique alors que les arguments relatifs à l'équité ne font pas réellement partie intégrante des méthodes « coûts-avantages ». Le risque pour ces impacts dits non-monétarisés est d'être exclu du processus d'évaluation et de décision des projets. La section 1.7.3 illustrera la façon dont certains pays scandinaves ont toutefois développé des méthodes et des règles d'évaluation permettant de prendre en compte systématiquement ces impacts en suivant les directives émises par les autorités compétentes.

## 1.7.2. LA PRISE EN COMPTE DES EFFETS MONÉTARISÉS

L'objet de cette section est de comparer les méthodes et approches utilisées dans les pays scandinaves pour trois principaux impacts environnementaux : la pollution atmosphérique, l'effet de serre, et le bruit / nuisances sonores. Les méthodes d'évaluations de ces coûts environnementaux sont brièvement définies au début de la section.

### *Les méthodes d'évaluation : coûts des dommages vs. coûts d'évitement*

Deux méthodes sont généralement distinguées dans la littérature ; la méthode des coûts de dommages (« damage cost approach ») et celle des coûts d'évitement (« avoidance cost approach »).

La méthode des coûts de dommages estime les coûts marginaux sur la base d'une réduction physique des dommages de la réduction des gaz à effet de serre par exemple. Les valeurs monétaires obtenues avec cette approche sont généralement moins élevées qu'avec la méthode des coûts d'évitement, puisqu'elle n'inclut que les impacts raisonnablement connus. La méthode des coûts de dommages est cohérente avec la méthode en référence aux émissions ou méthode dite de l'« Impact

2. Voir Vincent Lyk-Jensen (2007) pour plus de détails.

3. Les impacts élargis ou indirects comprennent le développement économique, l'emploi, la cohésion économique et sociale, la politique régionale et la conformité aux plans des secteurs de transport.

Pathway ». Cette méthode a été utilisée par les projets européens suivants : ExternE<sup>4</sup>, PETS<sup>5</sup>, QUITTS<sup>6</sup>, HEATCO.

La méthode des coûts d'évitement est fondée sur des objectifs politiques. Les émissions polluantes sont alors exprimées en termes monétaires afin de déterminer le coût marginal de réduction pour atteindre un objectif fixé en termes d'émissions. Cette approche fournit des prix virtuels ou implicites (« shadow prices ») des émissions permettant de d'identifier les mesures ou technologies les plus efficaces pour atteindre l'objectif fixé. Les valeurs monétaires obtenues en utilisant cette méthode sont généralement plus élevées du fait du principe de précaution. Cette approche a été utilisée dans les projets européens suivants : RECORDIT<sup>7</sup>, INFRAS/IWW<sup>8</sup>. Cette approche des coûts d'évitement est généralement considérée comme « second best » mais est utilisée en raison de l'incertitude élevée des résultats obtenus par l'approche des coûts des dommages.

#### *La pollution atmosphérique*

Dans le cadre de l'évaluation de la pollution atmosphérique, HEATCO recommande une approche fondée sur les coûts des dommages et l'utilisation de la méthode en référence aux émissions. Le tableau ci-dessous présente les émissions pour lesquelles une valeur monétaire est calculée. En France, selon les interviews réalisées en 2002 (voir Lyk-Jensen, 2007 et Ministère des transports danois, 2002) seules les particules faisaient l'objet d'une valorisation monétaire et la méthode utilisée était celle des coûts de dommages.

En Norvège, les particules et l'oxyde d'azote (NO<sub>x</sub>) sont évalués sur la base du consentement à payer (CAP) en incluant la perte de bien être individuelle. Les émissions de dioxyde de soufre (SO<sub>2</sub>) ne sont plus évaluées car jugées négligeables. Une partie de la perte de production est incluse dans l'évaluation de la perte de bien être personnelle, mais ce n'est pas le cas pour les coûts liés aux traitements médicaux ou pour d'autres coûts pour la société. La perte de production agricole n'est pas incluse dans l'estimation de la pollution atmo-

4. Externalities of Energy, a research project of the European Commission. <http://www.externe.info/>.

5. Pricing European Transport Systems – Internalisation of Externalities <http://cordis.europa.eu/transport/src/pets.htm>.

6. Design and testing of an integrated methodology for the valuation of the quality of transport and systems and services in Europe, <http://cordis.europa.eu/transport/src/quits.htm>.

7. REal COst Reduction of Door-to-door Intermodal Transport, <http://www.recordit.org/>.

8. External costs of Transport : Accident, Environmental and Congestion costs in Western Europe, voir Maibach *et al.* (2000) et Schreyer *et al.* (2004).

Tableau 1  
**La pollution atmosphérique**

	<b>DNK</b>	<b>SWE</b>	<b>FIN</b>	<b>NOR</b>
Émissions	Particules NO <sub>x</sub> SO <sub>2</sub> , HC, COVs	Particules NO <sub>x</sub> SO <sub>2</sub> HC COVs	Particules NO <sub>x</sub> SO <sub>2</sub> CO HC	Particules NO <sub>x</sub> ,
Méthode d'évaluation	DC	DC	DC	SP, DC
Dernière évaluation	2004	2001	1996 /2005	2001
<b>Eléments pris en compte dans l'évaluation :</b>				
Perte de bien être liée au décès ou à la maladie	X	X	X	(X)
Perte de production et réhabilitation	X	X	X	(X)
Perte de production agricole			X	(X)
Corrosion des bâtiments	X (SO <sub>2</sub> )		X	
Autres		Dommages forestiers	Dommages forestiers	

**DC** : Coût des dommages ; **SP** : Préférences déclarées ; **SO<sub>2</sub>** : Dioxyde de soufre ; **NO<sub>x</sub>** : Oxydes d'azote ; **HC** : Hydroxyde de carbone ; **COVs** : Composés organiques volatils ; **CO** : Oxyde de carbone.

sphérique, mais son impact est calculé comme mesure compensatoire dans le calcul du coût d'investissement.

Jusqu'à récemment, la pollution atmosphérique locale était calculée en estimant le nombre de personnes affectées. Désormais un coût unitaire par kg de polluant est utilisé, qui se fonde sur la méthodologie de l'étude ExternE, c'est-à-dire la méthode des coûts de dommages. Ces coûts sont essentiellement utilisés lorsque le projet affecte le niveau du trafic, par exemple dans le cas de l'implémentation d'un droit d'usage des routes. Les autorités norvégiennes travaillent actuellement à l'harmonisation des évaluations faites pour le secteur routier et pour le secteur ferroviaire. Le signe (X) dans le tableau 1 signifie que ces coûts sont occasionnellement inclus en fonction de la spécificité du projet.

En *Finlande*, l'évaluation de la pollution atmosphérique locale se fonde sur la méthodologie développée par le projet européen ExternE. Tout comme la *Suède*, la *Finlande* inclut les dommages forestiers.

L'approche utilisée au *Danemark* est également fondée sur la méthode en référence aux émissions. Les coûts unitaires de la pollution atmosphérique due aux émissions issues du secteur des transports ont été estimés dans le cadre d'un projet de recherche : TRIP : Pollu-

tion atmosphérique dues aux émissions du secteur des transports (voir <http://www.akf.dk/trip/projekter/> pour plus d'information).

*L'effet de serre : dioxyde de carbone*

Tableau 2  
**Prix unitaire de la tonne de CO<sub>2</sub>**

	<b>DNK</b>	<b>SWE</b>	<b>FIN</b>	<b>NOR</b>	<b>HEATCO</b>
Prix du CO <sub>2</sub>	X	X	X	X	
Méthode d'évaluation	AC	AC	DC	AC	DC & AC
Prix unitaire par tonne CO <sub>2</sub> (EUR)	20 [7 ; 200]	166	32	26	22* [14 ; 51]
	Niveau de prix 2005	Niveau de prix 2005	Niveau de prix 2005	Niveau de prix 2005	Niveau de prix 2002

AC : Coût d'évitement ; DC : Coût des dommages ; \* HEATCO (2005), 26 country reports (prix des facteurs)

Les valeurs recommandées par HEATCO (2006) pour la monétarisation de la tonne de CO<sub>2</sub> sont exprimées en coût des facteurs (EUR 2002) et les valeurs des émissions annuelles sont dérivées à la fois des approches des coûts des dommages et des coûts d'évitement (voir Watkiss *et al.*, 2005 pour plus de détails).

En *Norvège*, les impacts de l'oxyde de diazote (N<sub>2</sub>O) et du dioxyde de carbone (CO<sub>2</sub>) sont pris en compte pour l'évaluation de l'effet de serre. Les émissions d'oxyde de diazote sont exprimées en équivalent-CO<sub>2</sub>. La valeur de la tonne de CO<sub>2</sub> est obtenue à partir d'une revue des différentes études et se fonde sur l'approche des coûts d'évitement pour la mise en œuvre de l'objectif formulé par le protocole de Kyoto (voir l'Agence Norvégienne pour le contrôle de la pollution, 2005).

En *Suède*, le prix de la tonne de CO<sub>2</sub> est estimé sur la base de la taxe du CO<sub>2</sub> déterminé par le gouvernement comme une estimation du coût économique et social résultant des émissions de CO<sub>2</sub>. Dans SIKA (2002 et 2004) le coût est estimé à 1.50 SEK/kg (166 EUR par tonne). De nouveaux résultats de SIKA (2005) estimerait ce prix à 2.70 SEK/kg (298 EUR par tonne).

Au *Danemark*, l'évaluation s'établit à partir d'un prix implicite, également utilisé dans l'octroi d'un statut de priorité des mesures permettant de réduire les émissions de CO<sub>2</sub>. La borne inférieure de l'intervalle danois et la valeur centrale proviennent du rapport Ministère des Finances Danois (2003) qui se fonde sur les résultats d'un groupe de travail. Les conclusions de ce groupe de travail sont d'utili-

ser une valeur commune pour tous les secteurs. Cette valeur se fonde sur la réduction des émissions de CO<sub>2</sub> au Danemark en accord avec le protocole de Kyoto. Ceci correspond à une réduction de 25 %-30 % des émissions – soit 20-25 millions tonnes CO<sub>2</sub> équivalent par an – à l'échéance 2008-2012. Le rapport évoque la possibilité de coûts moins élevés si la réduction peut se réaliser à l'aide de mécanismes/ technologies moins coûteux. La borne supérieure est issue de l'étude INFRAS/IWWW 135 EUR (niveau de prix 1995) par tonne de CO<sub>2</sub> calculé à partir du scénario de référence de l'IPCC<sup>9</sup> avec comme objectif une réduction de 50 % des émissions de CO<sub>2</sub>.

La valeur du CO<sub>2</sub> sera prochainement estimée sur les prix des quotas de CO<sub>2</sub> avec une valeur de marché aux environs de 24 EUR (voir l'Agence Nationale de l'Énergie Danoise, 2007).

En Finlande, les émissions de CO<sub>2</sub> sont évaluées selon le même principe que pour la pollution atmosphérique et se fondent sur le projet Externe.

Les valeurs présentées dans ce tableau peuvent être assimilées aux valeurs du rapport Boiteux (CGP, 2001). Ce sont des valeurs non scientifiques mais scientifiquement fondées afin d'obtenir un cadre référentiel partagé pour une meilleure comparaison des projets. Pour comparaison, le prix de la tonne de carbone en France pour la période 2000-2010 est de 100 EUR, soit 27 EUR la tonne de CO<sub>2</sub> (CGP, 2001).

### *Les nuisances sonores*

Tableau 3  
**L'évaluation du bruit**

	<b>DNK</b>	<b>SWE</b>	<b>NOR</b>	<b>FIN</b>
Méthode d'évaluation	HP + Effets sanitaires	HP	SP	
Dépréciation immobilière	X	X	X	X <sup>(1)</sup>
Nuisances pour les écoles et les hôpitaux		X		
Nuisances sur les lieux de travail				
Année de l'évaluation	2000	1999	2001	Années 1980
Dernière mise à jour	2003	2001	2005	2005

**AC** : Coûts d'évitement ; **DC** : Coûts des dommages ; **SP** : Préférences Déclarées ; **HP** : Méthode des prix hédoniques. (1) Valeurs provenant d'une étude Norvégienne (années 1980).

9. Intergovernmental Panel on Climate Change <http://www.ipcc.ch/>

Pour l'évaluation du bruit et des nuisances sonores, HEATCO recommande de calculer le nombre de personnes exposées à certains niveaux sonores. Sur cette base, les effets de gêne et de santé sont calculés monétairement pour différents niveaux sonores.

Au Danemark, les nuisances sonores sont mesurées par un indice de gêne sonore (SBT), qui représente la gêne sonore causé aux habitants et prend en compte leur perception du niveau sonore mesuré en décibel dB(A). C'est l'agence pour l'environnement qui établit l'évaluation monétaire du bruit. Le prix unitaire comprend deux éléments :

- le coût lié à la nuisance sonore (observé par les individus et reflété dans le prix immobilier) ;
- le coût lié aux dépenses de santé de long terme engendré par la nuisance sonore (coût médical, productivité réduite, etc.).

Ces deux éléments sont supposés être indépendants, *i.e.* la possibilité de risque sanitaire est supposée ne pas être prise en compte dans les prix de l'immobilier. Le coût lié à la gêne sonore est estimé à partir d'une régression hédonique. Même si les évidences épidémiologiques du coût pour la santé ne sont pas solidement fondées, cette nouvelle estimation est perçue comme une amélioration par rapport à l'ancienne méthode qui valorisait arbitrairement ce coût à environ 50 % du coût de la nuisance sonore. Cette nouvelle estimation évalue les coûts de l'accroissement du risque sanitaire et inclut les frais médicaux et les cas de décès prématurés sur la base de la valeur statistique de la vie.

Le risque accru de mort prématurée est estimé sur la base du CAP et est soumis à de larges incertitudes. Une étude fondée sur une méthode d'évaluation contingente, Bjørner *et al.* (2003), obtient des coûts unitaires beaucoup plus faibles et a soulevé un débat. Le secteur ferroviaire utilise une approche identique à celle du secteur routier.

La méthode utilisée en *Finlande* est très incertaine et les valeurs adoptées ne reposent sur aucune étude empirique. En *Norvège*, les coûts liés aux nuisances sonores se fondent sur le rapport ECON (2001), qui recommande l'utilisation d'un coût unitaire à partir de comparaisons de diverses estimations.

### 1.7.3. LA REPRÉSENTATION DES IMPACTS NON-MONÉTARISÉS

Même si on reconnaît le bien-fondé d'une approche unidimensionnelle dans laquelle tous les impacts sont exprimés de manière monétaire, il reste que certains impacts environnementaux, ne sont pas

monétarisés faute de méthode. Dans ce cas, il convient de les prendre en compte en les intégrant à une approche multidimensionnelle où à une analyse multicritère. Nous présentons ci-dessous les méthodes développées dans les pays nordiques pour intégrer de façon systématique ces impacts non-monétarisés et éviter de les ignorer lors du processus de décision.

L'évaluation des coûts et des avantages associés aux services livrés par le patrimoine naturel a longtemps été soit négligée totalement soit prise en compte de manière très arbitraire dans la plupart des pays européens. La Norvège est l'un des pays ayant le plus travaillé à la prise en compte des effets non-monétarisés en améliorant leur présentation pour systématiser leur prise en compte dans l'évaluation socio-économique globale. La méthode a été développée par l'administration norvégienne des Ponts et Chaussées et s'est imposée à l'administration des chemins de fer. Elle est relativement simple et permet d'intégrer les impacts non monétarisés à l'ACA. Les composantes environnementales sont regroupées en cinq thèmes :

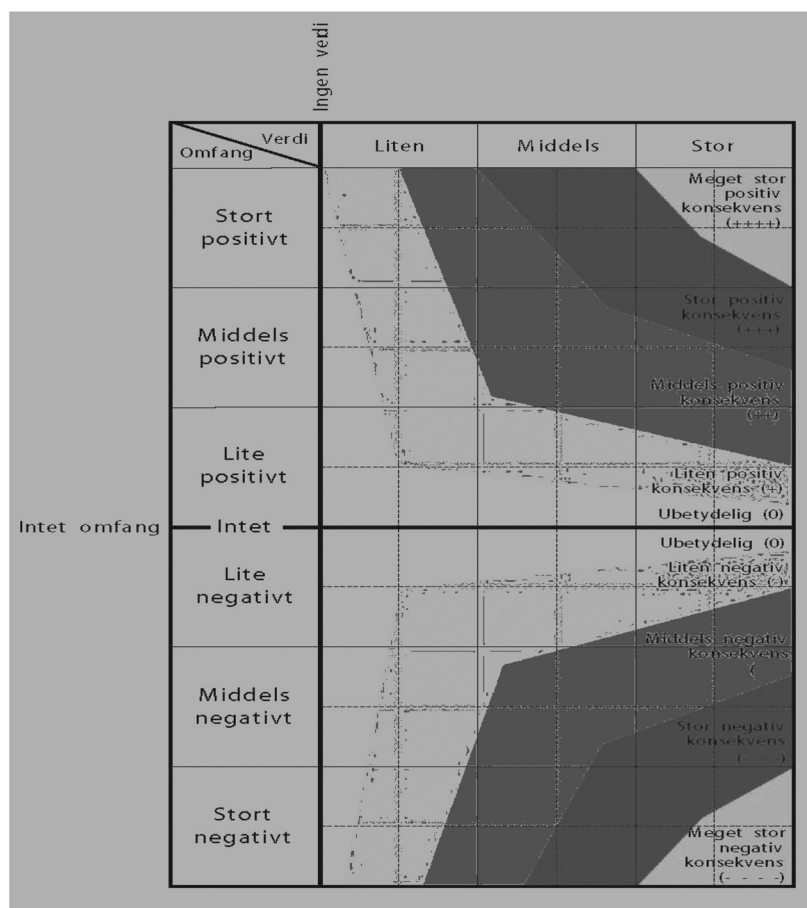
- Impacts Paysagers
- Effets sur la vie quotidienne et Loisirs de plein air
- Milieu Naturel
- Héritage culturel
- Ressources naturelles.

Pour chaque thème, une évaluation des différentes composantes environnementales est effectuée afin d'établir un classement des différentes alternatives considérées. On évalue si les conséquences sont plus ou moins positives par rapport au statu quo (alt. 0). Pour chaque thème, les conséquences sur chaque composante environnementale s'obtiennent en comparant leur valeur, qui peut être faible, moyenne ou grande, et l'amplitude de l'impact attendu du projet sur celle-ci, qui varie de très positif à très négatif. Les zones de couleurs indiquées sur la figure 2 permettent d'évaluer les conséquences. Ces conséquences peuvent alors être mesurées à partir d'une échelle à neuf paliers allant de très positif (+ + + +) à très négatif (- - - -). Il s'agit d'une échelle ordinale de telle sorte que quatre + n'équivalent pas à deux fois deux +. Au milieu de la figure se situe une zone pour laquelle les conséquences peuvent être considérées comme négligeables voire quasi nulles.

Bien entendu il est rare que l'on s'attende à des conséquences positives, toutefois une réduction du niveau de trafic sur une zone peut être interprétée comme une conséquence positive.

Figure 2

## Représentation des effets non-monétarisés, l'exemple de la Norvège



La présentation des impacts non monétarisés peut être visualisée dans le tableau 4.

Le principe de l'évaluation conjointe des effets monétarisés et non-monétarisés permet de prendre en compte de façon plus systématique les impacts non-monétarisés afin de minimiser la place laissée à l'arbitraire dans le processus de décision.

Le tableau 5 illustre comment l'impact socio-économique global est obtenu en comparant les effets monétarisés représentés par la valeur nette actualisée (VNA) du projet et le résultat de la méthode d'évaluation des effets non monétarisés. Dans le tableau 6, on constate ainsi qu'en appliquant cette méthode, le choix se porte sur l'alternative C.



Tableau 4  
Présentation des impacts non-monétarisés en Norvège

Alternatives	Alt. 0	Alt. A	Alt. B	Alt. C
Effets sur la vie quotidienne et Loisirs de plein air		+	++	0
Impacts Paysagers		-	--	--
Milieu Naturel		0	-	-
Héritage culturel		-----	--	--
Ressources naturelles		0	0	-
Évaluation globale des conséquences non-monétarisées		Négatif, en conflit avec la politique nationale	Négatif	Négatif
Rang	1	4	2	3

Tableau 5  
Évaluation conjointe des impacts monétarisés et non-monétarisés en Norvège

		Impact non-monétarisé	
		Positif	Négatif
Impact monétarisé	VNA > 0	Positif ; Gain	Incertain positif
	VNA < 0	Incertain négatif	Négatif ; Perte

Tableau 6  
Impact socio-économique global

	Alt. 0	Alt. A	Alt. B	Alt. C
VNA		10	-100	90
Impact non-monétarisé		Négatif, en conflit avec la politique nationale	Négatif	Négatif
Rang	1	4	2	3
Impact socio-économique -global		Incertain → Négatif	Négatif	Incertain → Positif

Toutefois comme le reconnaît l'administration norvégienne des Ponts et Chaussées, l'évaluation ne peut être totalement objective et dépend des opinions de la personne qui la réalise. Par conséquent la méthode développée pour la prise en compte des impacts non-monétarisés est plus utile lorsqu'il s'agit de comparer le tracé d'un projet que pour comparer différents types de projets.

En *Suède*, le développement d'un paradigme pour inclure les impacts non monétarisés n'a pas été aussi explicite qu'en *Norvège*. Toutefois, l'administration des Ponts et Chaussées a récemment travaillé au développement de profils d'impacts. Les objectifs de la politique des transports y sont représentés et leurs impacts positifs ou négatifs établis pour chaque alternative. Ces objectifs sont : l'accessibilité pour les différents modes de transport (pédestre, cyclable, automobile, fret), la sécurité, l'environnement et le développement régional. On peut toutefois noter que le bruit et les nuisances sonores et le CO<sub>2</sub> sont également inclus dans l'ACA.

En *Finlande* et au *Danemark*, aucune méthode systématique n'a été développée afin de prendre en compte ces effets non-monétarisés. Toutefois, tous les pays scandinaves soulignent l'importance de décrire systématiquement les impacts non-monétarisés de façon qualitative comme une contrainte minimale.

#### 1.7.4. CONCLUSION

Les progrès en matière de monétarisation des effets externes sont indéniables et l'on peut noter l'exemple du Royaume Uni qui, en 2002, n'évaluait aucun des impacts environnementaux de façon monétaire mais qui a récemment commencé à utiliser des valeurs monétaires pour les nuisances sonores fondées sur Bateman *et al.* (2004), et pour la pollution atmosphérique sur la base des travaux du Department for Transport. Le Royaume Uni utilise actuellement les valeurs du rapport ExternE pour le secteur routier.

Comme l'illustre la figure 1, l'ACA est toujours fondée sur le principe d'efficacité économique et l'émergence des concepts de justice sociale et environnementale n'ont pas encore été intégrés de façon systématique à l'analyse. Même si la majorité des pays s'accorde à louer les avantages d'une approche unidimensionnelle permettant de chiffrer l'impact d'un projet, on note que tous les impacts environnementaux ne sont pas monétarisés et lorsqu'ils le sont, leurs valeurs monétaires demeurent très incertaines et différentes méthodologies sont mises en œuvre dans plusieurs pays.

## CHAPITRE 1.8

# **TOUR D'HORIZON DES PRATIQUES ÉTRANGÈRES : VERS LA COMPOSITION DE BOUQUETS DE MÉTHODES**

Claude Gressier (Conseil de coordination interportuaire  
de la Seine (ex-CGPC))<sup>1</sup>

### **1.8.1. COMPARAISON INTERNATIONALE DES MÉTHODES D'ÉVALUATION**

La comparaison internationale des méthodes d'évaluation socio-économique fait émerger un certain nombre de convergences : d'une part, comme relayé ci-dessus, l'analyse coût-bénéfice joue un rôle central ; d'autre part des analyses qualitatives ou quantitatives sont souvent effectuées en complément, par le biais notamment d'analyses multicritères comme c'est le cas au Royaume-Uni et en Finlande.

Les indicateurs de rentabilité retenus sont relativement hétérogènes selon les différents pays, même si quelques lignes de forces existent (cf. tableau 1) notamment au niveau de l'utilisation du ratio avantages actualisés / coûts actualisés et, dans une moindre mesure, de la valeur nette actualisée et du taux de rentabilité interne.

En outre, les taux d'actualisation, les valeurs du temps, de la vie et du carbone retenues sont très différentes d'un pays à l'autre, ce qui produit des résultats très difficilement comparables. Les exemples de la valeur du temps retenue dans des pays dont le PIB est pourtant proche (35 euros/véhicule.heure en France contre 8 euros/véhicule.heure au Canada) et de l'écart significatif de la valeur de la vie humaine aux États-Unis par rapport au reste des pays, posent la question des méthodes évaluatives utilisées.

De même, les types d'effets environnementaux monétarisés sont loin d'être homogènes selon les pays (cf. tableau 2).

---

1. Claude Gressier, ancien président de la section Economie, Transports, Réseaux au Conseil général de l'environnement et du développement durable (CGEDD), est maintenant président du conseil de coordination interportuaire de la Seine.

Tableau 1  
**Comparaison internationale des indicateurs de rentabilité**

	France	Allemagne	Grande-Bretagne	Etats-Unis	Italie	Finlande	Banque mondiale
Bénéfice actualisé	X		X				
Coûts actualisés			X				
Valeur nette actualisée			X	X		X	X
Ratio avantages actualisés / coûts actualisés	X	X	X	X		X	X
Taux de rentabilité interne	X			X		X	
Taux de rentabilité immédiate	X		X				
Ratio avantages actualisés sur investissement initial				X			
Valeur annuelle uniforme équivalente				X			

Source : CGPC (2005)

Tableau 2  
**Comparaison internationale des effets environnementaux monétarisés**

	Afrique du sud	Allemagne	Australie	Canada	Danemark	Etats Unis	France	Grande Bretagne	Hongrie	Japon	Mexique	Norvège	Nouvelle Zélande	Pays-Bas	Portugal	République Tchèque	Suède	Suisse	Monétarisé	Non monétarisé
Bruit	N	O	N	O	O	N	O	N	N	O		O	O	N		O	O		9	6
Vibration			N			N			N			N	N	N		N			0	7
Pollution atm. locale	N	O		N	O	N	O		N	O	N	O	O	N		O	O		8	7
Pollution atm. régionale		O	N		O	N	O		N	O	N	O	N				O		6	5
Pollution atm. globale		O	O	N	O	N	O		N	O	N	O	O				O		8	5
Poussières		O	N			N	O		N			O	O				O		5	3
Pollution des eaux	N		N			N			N		N	N	N			N	N		0	10
Impacts écologiques	N	N	N			N	N		N	N	N	N	N			N	N		0	13
Impacts visuels	N	N	N			N	N		N			N	N			N	N		0	11

Légende : O : monétarisé ; N : non monétarisé

Source : d'après CGPC adapté du rapport AIPCR

La France fait partie des pays qui cherchent à monétariser au maximum les impacts environnementaux (effet de serre, pollution locale et bruit) à l'instar de la plupart des pays tels l'Allemagne, le Japon... Pourtant, de nombreux pays (scandinaves, anglo-saxons...)

mobilisent de façon croissante des bouquets de méthodes et techniques pour saisir, sous l'angle économique, la pluralité des impacts environnementaux des transports (cf. chapitre 1.6). C'est une tendance que la France, selon certains acteurs de l'intervention publique, serait bien inspirée de suivre, du fait notamment de la place revêtue par l'environnement sur les différentes scènes de concertation (en particulier les débats publics cf. deuxième partie).

### **1.8.2. UNE MONÉTARISATION NÉCESSAIRE MAIS QUI DOIT ÉVOLUER**

La monétarisation a vocation à devenir le noyau de l'estimation des projets et ne plus se cantonner à un simple critère de celle-ci, et ce pour plusieurs raisons. D'une part, la rareté de l'argent public impose de classer les projets concurrents sur des critères communs. D'autre part, l'application du principe pollueur-payeur passe par l'internalisation des coûts externes. Et enfin, l'Europe propose au travers de la directive Eurovignette, d'élaborer un système d'internalisation global des coûts externes. En juillet 2008, la Commission européenne a présenté un modèle général de calcul des coûts externes liés aux transports, qui devrait servir à intégrer les coûts externes résultants de l'usage de l'infrastructure routière par les poids lourds.

Les progrès à envisager sont de plusieurs ordres. Les bilans économiques et sociaux des grandes infrastructures imposées par la Loi d'orientation sur les transports intérieurs (LOTI) révèlent d'une manière générale que les études doivent d'avantage porter sur le lien entre trafic et mode de tarification et que l'effort de transparence doit être accru envers les méthodologies et paramètres utilisés afin de favoriser leur appropriation par les parties prenantes. Concernant la valeur du temps et du carbone, des efforts particuliers doivent être menés : l'évaluation de la valeur du temps nécessite par exemple de segmenter les utilisateurs. Pour la valorisation du carbone, c'est l'application du principe de précaution – qui nécessite d'intégrer une prime de risque – avec une valeur assez normative qui semble la meilleure option.

L'évaluation socio-économique des projets doit aussi progresser en s'attachant à analyser non plus les projets un à un, mais le programme qui les relie les uns aux autres. La façon de déterminer l'ordre optimal de réalisation des projets au sein d'un programme ne fait pas consensus et cette méthodologie doit être clarifiée. Par ailleurs, une analyse plus globale, à l'échelle du programme, permet de vérifier la pertinence de celui-ci d'un point de vue du développement durable.

La problématique plus générale de concertation préalable et de débat public dans laquelle s'inscrivent les évaluations socio-économiques invite par ailleurs à élargir le débat. La participation du public, si elle comporte des limites (les personnes de l'assemblée, de même que les associations actives dans les débats, sont majoritairement contre le projet car les bénéficiaires de l'infrastructure sont absents ; et les élus dont les projets de développement local s'appuient sur l'infrastructure sont en retrait), constitue une nette avancée car elle permet d'améliorer et d'enrichir le projet. L'intégration d'Internet dans ces démarches devrait favoriser l'ouverture du débat, notamment aux personnes non opposées.

Au final, citant M. Boiteux, l'intérêt de faire du bilan socio-économique le cœur de l'estimation de la valeur d'un projet est de montrer les différences qui existent entre les variantes d'un projet et la situation de référence en termes d'avantages et de coûts, ce qui en fait un outil d'une grande utilité.

**CONCLUSION**  
**ENTRE SIMPLE OUVERTURE – DIVERSIFICATION**  
**DES MÉTHODES, ET REFONDATION DE L'ÉVALUATION**  
**SOCIO-ÉCONOMIQUE DE L'ENVIRONNEMENT<sup>1</sup>**

Les états de l'art des connaissances et des débats scientifiques en matière de coûts environnementaux ont apporté un certain nombre d'enseignements synthétisés ci-dessous.

Il ressort schématiquement que plusieurs méthodes sont arrivées à maturité, et que les données produites, malgré quelques écarts parfois persistants, livrent des connaissances convergentes et utiles à l'éclairage de la décision, particulièrement sur les dix dernières années. Des bases de données compilant les résultats de centaines d'évaluations publiées ou non sur la valeur des services et, plus généralement, des actifs naturels ont même été constituées, dont la plus connue est sans doute l'*Environmental Valuation Reference Inventory* (EVRI). Elle se définit comme « un entrepôt d'études empiriques portant sur la valeur économique des avantages environnementaux et des effets sur la santé » et recense plus de 2 600 études classées suivant plusieurs catégories d'informations, facilitant les recherches et les transferts de valeurs. Développée par Environnement Canada, l'EVRI fait l'objet d'un accord avec l'Australie, les États-Unis, la France, la Nouvelle-Zélande et le Royaume-Uni qui permet une consultation gratuite pour les ressortissants de ces pays.

Les différents concepts économiques attribués à l'environnement ont ainsi le potentiel (et ont déjà permis) de mieux intégrer les préoccupations environnementales aux projets. Toutefois, ces méthodes n'ont toujours pas réussi, d'une part, à pleinement convaincre les décideurs de l'intérêt de ce type de démarches, et d'autre part, à traduire économiquement la complexité inhérente aux enjeux environnementaux, particulièrement dans leurs caractéristiques territoriales.

D'abord, des manques persistent puisque certaines valeurs demeurent difficilement monétarisables au sein de l'approche dite « *Impact Pathway* », qui va des émissions vers la monétarisation des effets. Il s'agit essentiellement de celles ne possédant pas une dimension

---

1. Olivier Chanel (CNRS – GREQAM – IDEP).

d'usage, telles les atteintes paysagères des infrastructures, les effets sur la biodiversité... Puisque seule la méthode des préférences déclarées par les individus (méthode d'évaluation contingente ou analyse conjointe) permet de les quantifier, elles demeurent fondées sur les déclarations de préférences de la population, et non des comportements réels sur un marché. On se heurte alors à une des limites de ces méthodes : sa dimension hypothétique. En outre, certains aspects de la monétarisation des coûts sociaux mériteraient d'être développés de façon à introduire et à tolérer des marges d'erreurs plus grandes, et d'asseoir la prospective sur des ordres de grandeurs partagés, loin des seules moyennes. Lorsque les effets environnementaux, énergétiques ou d'émissions de gaz à effets de serre (GES) d'un poids lourd peuvent par exemple varier de 1 à 5 dans la même catégorie, selon qu'ils soient en ville ou non... les valeurs moyennes sont insuffisantes. Enfin, comme plusieurs acteurs du champ des transports et de l'environnement l'ont rappelé avec force, il conviendrait de poursuivre les efforts de valorisation pour mieux intégrer des externalités encore souvent considérées comme nulles dans les évaluations de projet, telles la biodiversité, l'artificialisation des sols, ou encore les effets induits en termes de dynamiques socio-spatiales, et de développer le calcul socio-économique en matière d'effets sur la santé, sujet placé au cœur des manques par plusieurs acteurs.

Il ressort également de cette première partie que l'adaptation de l'évaluation des coûts environnementaux est loin d'être confinée aux questionnements propres aux sphères de l'expertise savante, loin d'être imperméable aux processus décisionnels, bien au contraire. L'évaluation socio-économique de l'environnement demeure bien, avant tout, grandement stimulée par l'aide à la décision. De nombreux intervenants s'en saisissent, particulièrement l'administration des transports. C'est ainsi par exemple que le calcul socio-économique pourrait aussi être étendu à des familles de mesures de natures variées, relatives à des politiques entières de transports. De fait, dans la pratique professionnelle, il n'existe pratiquement pas, sous l'angle de l'évaluation socio-économique de l'environnement, d'analyse d'alternative modale pour réaliser une liaison donnée (Cohen de Lara et Dron, 1998). Le choix est particulièrement limité et se résume à des variantes de tracés plutôt qu'à de réelles alternatives, loin des considérations globales sur les politiques entières de transport.

Surtout, l'utilité socio-politique de l'évaluation se voit aujourd'hui aussi questionnée, comme nous le pointions déjà en introduction générale. Les méthodes nécessitent alors également de s'ouvrir à des approches contradictoires, car s'il existe des conflits c'est qu'il existe des



alternatives, tout comme l'hésitation critique envers un projet traduit l'existence de choix possibles. Il conviendrait ainsi d'adapter la démarche évaluative à un contexte aux enjeux complexes, dont, par exemple, les tiers sont absents parce que n'intervenant qu'à travers des valeurs de non-usage (les générations futures, les écosystèmes...), contexte dans lequel les seuils d'irréversibilité existent et les savoirs scientifiques ne sont pas stabilisés.

D'ailleurs, l'exposé de l'état des usages à l'étranger a aussi permis de distinguer les habitudes en termes de méthodes de monétarisation – présentées lors des états de l'art – des techniques plus ou moins officielles d'évaluation de projets (coût-avantages, multicritère, qualitatives...). Il ressort que, face aux avancées mais aussi aux inconvénients perçus comme persistants de la monétarisation, notamment face aux contradictions croissantes dans les débats, nombre de pays (scandinaves, anglo-saxons...) mobilisent de plus en plus des bouquets de méthodes et techniques pour saisir, sous l'angle socio-économique, la pluralité des impacts environnementaux des transports. C'est aussi ce que de nombreux participants de l'intervention publique ont souligné comme nécessité croissante en France, du fait notamment de la place revêtue par l'environnement sur les différentes scènes de concertation (en particulier les débats publics).

Il est certes vrai que plusieurs impacts des transports demeurent largement sous-estimés voire ignorés par les évaluations pratiquées actuellement. Les méthodes d'évaluation de projet sous l'angle environnemental, encore grandement inspirées du génie de l'environnement (approches techniques et déductives), ne reflètent par exemple que très partiellement la réalité des phénomènes ressentis et vécus par les populations. En outre, agissant sur les dynamiques locales, les équipements lourds de transport transforment les territoires sans que les effets, voire le coût des dommages induits, territorialisés, ne soient vraiment estimés. Au niveau territorial, on assiste par exemple à la modification de l'évolution spatiale du fait d'impacts fonciers et immobiliers, aux contraintes des dynamiques locales par les servitudes environnementales, à la modification des fonctions territoriales par une orientation économique forte... Au niveau social, on peut constater une inclinaison de la mobilité résidentielle, une gêne psychologique et comportementale, une augmentation possible des inégalités environnementales ainsi qu'une probable polarisation sociale de l'espace soumis aux nuisances et pollutions.

Comme certaines évaluations officielles de projet ont récemment tenté de le faire (cf. notamment le Projet d'aéroport Notre Dame des Landes, 1.6.3), ces mécanismes mériteraient toute l'attention des déci-

deurs afin que leur prise en compte dans les pratiques d'évaluations rende à celles-ci l'une de leurs vocations premières : éclairer les débats et contribuer à l'apaisement des conflits. Car, force est de constater que les conflits ne s'apaisent pas, malgré la multiplication des outils réglementaires existant en France et dans le monde, et malgré l'usage assez fréquent fait des données relatives aux externalités environnementales dans les évaluations de projet, pour tenter de répondre aux situations de nuisances et pollutions dues aux transports.

Mais, ne serait-ce que le fruit d'un défaut d'ajustement technique entre d'une part l'offre scientifique méthodologique (et notamment les externalités à ce jour encore ignorées), et, de l'autre, la demande évaluative socio-politique ? Cette incapacité croissante de l'évaluation socio-économique de l'environnement à aider à l'apaisement des tensions entre acteurs renvoie en fait à des causes peut-être plus profondes. Il ressort également de manière transversale de cette première partie que le problème réside surtout dans la complexité inhérente à l'évaluation et aux enjeux environnementaux dont elle cherche à rendre compte. L'évolution tendancielle du contexte socio-politique (territorialisation de l'action, démocratisation, processualisation...) ne traduit-elle pas d'ailleurs aussi ce poids grandissant revêtu par les problèmes et enjeux d'environnement pour la prise de décision ? Ne participe-t-elle pas de ce décalage grandissant entre l'assise technico-normative des politiques publiques, reposant encore grandement sur des savoirs et savoir-faire historiques quantitativistes et ingénieriaux, et les sensibilités et attentes sociales que nourrissent de tels enjeux ?

Ceci incite donc en retour à mieux comprendre les relations entre les méthodes de calcul socio-économique de l'environnement et les techniques d'évaluation de projets, mais surtout de mettre de telles relations en lien avec ce qui, dans la décision, fait enjeux par et pour l'environnement ; par exemple sous l'angle de la diversité des effets, impacts et dommages environnementaux à prendre en compte dans les arbitrages, ou encore sous l'angle de la conflictualité environnementale, et des procédures institutionnalisées de démocratisation des débats préalables aux projets (ex. : débats publics). Ceci invite alors non plus à de simples ajustements techniques, mais peut-être à une révision, voire une refondation, des démarches et procédures d'évaluation socio-économique.

La seconde partie de cet ouvrage aborde cette problématique, par l'approfondissement de tels enjeux socio-politiques, et par l'exposé de quelques expériences singulières. Plus particulièrement, cette révision, voire refondation, devrait surtout intégrer les principes et valeurs (transversalité, équité, responsabilité, acceptabilité...), défendus par la

diversité des acteurs dorénavant amenés à prendre position dans les espaces croissants de dialogue et de coordination, au nom du développement durable et des gouvernances qu'il invite à réviser. Comment intégrer ces valeurs et principes dans l'évaluation socio-économique de l'environnement ? Comment adapter ses conventions académiques ? Pour quelles portées politiques et finalités d'action ? Et, alors, pour quelles révisions de l'utilité sociale et politique du calcul socio-économique ?...

### Références bibliographiques de la Première partie

- Agence Française de Sécurité Sanitaire Environnementale, 2004, *Impacts sanitaires du bruit – État des lieux – Indicateurs bruit-santé*, 304 p.
- Agence Nationale de l'Énergie danoise (Energistyrelsen), 2007, *Appendiks : Forudsætninger for samfundsøkonomiske analyser på energiområdet*, <http://www.ens.dk/sw15973.asp>.
- Agence Norvégienne pour le contrôle de la pollution (Statens Forurensningstilsyn : Sft), 2005, *Marginale miljøkostnader ved luftforurensning. Skadekostnader og tiltakskostnader*, Sft rapport TA-2100/2005, available at <http://www.sft.no/publikasjoner/luft/2100/ta2100.pdf>.
- Ansink E., L. Hein, K.P. Hasund, 2008, To value Functions or Services ? An Analysis of Ecosystem Valuation Approaches. *Environmental Values*, 17(4), 489-503.
- Apel D., 2000, « Traffic system, space demand and urban structure », *Vélo Mondial 2000*, Amsterdam, juin, 13 p.
- Appleyard D., 1981, *Livable Streets*, University of California Press, Berkeley, 364 p.
- Aulong S., K. Erdlenbruch et C. Figuières, 2005, « Un tour d'horizon des critères d'évaluation de la diversité biologique », *Économie Publique* 16(1), 3-46.
- Baranzini A. et Ramirez José V., 2002, *Paying for Quietness*, Université de Genève, Département d'Économie, Working Paper 02-01.
- Bateman I.J., Day B.-H., and Lake I., 2004, *The valuation of transport related noise in Birmingham*, Non technical report to DfT.
- Bateman I.J., Day B., Lake I. et Lovett A.A., 2000, *The Effect of Road Traffic on Residential Property Values : A Literature Review and Hedonic Pricing Study*, Report for The Scottish Office, Development Department, Edinburgh, School of Environmental Sciences, University of East Anglia, Norwich.

- Baumgärtner S., C. Becker, M. Faber, and R. Manstetten, 2006, Relative and Absolute Scarcity of Nature. Assessing the Roles of Ecology and Economics for Biodiversity Conservation, *Ecological Economics* 59 : 487-498.
- Bjørner T.B., Kronbak J., Lundhede T., 2003, *Valuation of Noise Reduction – Comparing results from hedonic pricing and contingent valuation*, AKF, November. <http://www.akf.dk/udgivelser/2003/pdf/som51.pdf/>. Bertrand N.F., 1997, *Meta-analysis of studies of willingness to pay to reduce traffic noise*, unpublished MSc dissertation, University College London.
- Boer E. de, 1991, « Severance : european Approaches of a negative Impact of Thoroughfares », *PTRC, European Transport, Highways and Planning, 19<sup>th</sup> summer annual Meeting*, 9-13 sept., p. 251-262.
- Bonnieux F. et Desaignes B., 1998, *Économie et politiques de l'environnement*, Précis Sciences Economiques, Dalloz, Paris.
- Bontems P. et Rotillon G., 2007, *L'économie de l'environnement*, La Découverte, Repères, numéro 252.
- Brander L.M., J.G. Raymond, M. Florax and J.E. Vermaat, 2006, « The Empirics of wetland valuation : A comprehensive summary and meta-analysis of the literature », *Environmental and Resources Economics* 33, 223-250.
- Brock W.A., A. Xepapadeas, 2003, « Valuing biodiversity from an economic perspective : A unified economic, ecological, and genetic approach », *American Economic Review* 93 (5), 1597-1614.
- Button K., 2003, « The potential of meta-analyse and value transfers as part of airport environmental appraisal », *Journal of Air Transport Management*, n° 9 : 167-176.
- Cabantous L., Chanel O. et Vergnaud J.-C., 2009, *Transports, santé et réchauffement climatique : à la recherche d'une politique optimale*, miméo, Eurequa-Greqam.
- Carson R.T., 1999, *Contingent Valuation : A User's Guide*, University of San Diego, Discussion paper 99-26, December, 24 p.
- Centre d'Études sur les Réseaux, les Transports, l'Urbanisme et les constructions publiques, systra, 2001, « Les coûts externes des transports », dans *Compte national du transport des voyageurs* (tome 2), Ministère de l'Équipement, des Transports et du Logement, Paris.
- CGPC-D4E, 2004, *Couverture des coûts des infrastructures routières. Analyse par réseaux et par sections types du réseau routier national*, Rapport du CGPC, septembre.

- Chanel O., Scapecchi P. et Vergnaud J.-C., 2006, « How to correctly assess mortality benefits in public policies », *Journal of Environmental Planning and Management*, 49 :5, 759-776.
- Chevassus-au-Louis B., J.-M. Salles, J.-L. Pujol (éd.), *Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes. Contribution à la décision publique*. Rapport au Premier ministre, Centre d'Analyse Stratégique (« Rapports et document »), Paris, avril 2009, 378 p.
- Cohen de Lara M. et Dron D., 1998, Évaluation économique et environnement dans les décisions publiques, La Documentation française, 415 p.
- Comité des Applications de l'Académie des Sciences – CADAS, 1999, *Évaluer les effets des transports sur l'environnement, le cas des nuisances sonores*, Paris, Rapport n° 16, Éd. Tec & Doc, 72 p.
- Commissariat Général du Plan, 2001, *Transports : choix des investissements et coûts des nuisances*, rapport du Groupe présidé par M. Boiteux, La Documentation française, Paris, coll. Rapports officiels, 441 p.
- Commissariat Général du Plan, 2005, *Le prix du temps et la décision publique*, Rapport du groupe présidé par D. Lebègue, La Documentation française, Paris, coll. Rapports officiels.
- Conseil Général des Ponts et Chaussées, 1999, *Imputations des charges d'infrastructures routières pour l'année 1997*, Brossier C. et Leuxe A., Ministère de l'Équipement, des Transports et du Logement, décembre.
- Costanza R., 2008, « Ecosystem services : Multiple classification systems are needed », *Biological Conservation* 141, 350-352.
- Costanza R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naem, R. O'Neil, J. Paruelo, R. Raskin, P. Sutton and M. van der Belt, 1997, « The value of the world ecosystems and natural capital », *Nature* 387 : 253-260.
- Darbéra R., Héran F., et Zembri-Mary G., 2006, *Évaluation a priori de la dénivellation / couverture de la RN 13 à Neuilly-sur-Seine. Effet de coupure et effet du bruit sur les valeurs foncières*, LATTIS-ENPC et CLERSE-IFRESI, contrat n° 8G774, DDE des Hauts-de-Seine, 118 p.
- Deaton J., et Hoehn J.P., 2004, « Hedonic analysis of hazardous waste sites in the presence of other urban disamenities », *Environmental Science and Policy*, 7 : 499-508
- Desaigues B. et Point P., 1993, *Économie du patrimoine naturel. La valorisation des bénéfices de protection de l'environnement*, Economica, Paris.

- Dulau B., 1999, Coût d'évitement du bruit routier, Côte de l'Est et LRPC.
- ECON Analyse AS, 2001, *Beregning av miljøkostnader ved transport*, ECON report 81/2001, Oslo.
- Enel F., 1998, *Les coupures routières en milieu urbain. Rapport de synthèse*, Véres consultants, recherche pour le Plan Urbain, Paris, 92 p.
- Faburel G., 2001, *Le bruit des avions : évaluation du coût social. Entre aéroport et territoires*, Paris, Presses de l'École Nationale des Ponts et Chaussées, septembre, 352 p.
- Faburel G., 2002, « Évaluation du coût social du bruit des avions. Application de la méthode d'évaluation contingente au cas d'Orly », *Cahiers Scientifiques du Transport*, 42 : 43-74.
- Faburel G., Maleyre I., et Peixoto F., 2005, *Nuisances sonores routières et ferroviaires en milieu urbain. Dépréciations immobilières, gêne sonore, consentements à payer et coût social*, Rapport CRETEIL et ERUDITE/GRATICE, Tome 2, pour l'ADEME dans le cadre du PREDIT, 150 p.
- Faburel G. et Maleyre I., 2007, « Dépréciations immobilières, polarisation sociale et inégalités environnementales pour cause de bruit des avions », *Revue Développement Durable et Territoires*, mai, 17 p. (<http://developpementdurable.revues.org/document2775.html>).
- Feitelson E., 2002, « Introducing environmental equity dimensions into sustainable transport discourse : issues and pitfalls », *Transportation Research Part D* 7, p. 99-118.
- Fischhoff B., 1989, « Risk : a guide to controversy », in *Improving Risk Communication*, National Research Council Committee, Washington DC, National Academy Press, 211-319.
- Fisher, B., R.K. Turner and P. Morling, 2009, « Defining and classifying ecosystem services for decision making », *Ecological Economics* 68 643-653.
- Gollier C. et Rochet J.-C., 2002, « Discounting an uncertain future », *Journal of Public Economics*, 85 :2, 149-166.
- Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Évolution du Climat, 1990, « Premier Rapport d'évaluation : Changements climatiques », rapport.
- Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Évolution du Climat, 1995, « Deuxième Rapport d'évaluation : Changements climatiques 1995 », rapport.
- Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Évolution du Climat, 2001, « Troisième Rapport d'évaluation : Bilan 2001 des changements climatiques », rapport.

- Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Evolution du Climat, 2007, « Quatrième Rapport d'évaluation : Bilan 2007 des changements climatiques », rapport.
- Hausman, J.A. (Ed.), 1993, *Contingent Valuation : A Critical Assessment, Contribution to Economic Analysis*, vol. 220, North Holland, Amsterdam.
- HEATCO – Harmonised European Approaches for Transport Costing and Project Assessment, 2005, « State-of-the-art in project assessment », *Deliverable 2*, 21th of december, 219 p. <http://heatco.ier.uni-stuttgart.de/>
- HEATCO (Developing Harmonised European Approaches for Transport Costing and Project Assessment), 2006, Proposal for harmonized guidelines, HEATCO Deliverable 5, Project funded by the European Commission, February.
- Héran F., 2000, *Transports en milieu urbain : les effets externes négligés. Monétarisation des effets de coupure, des effets sur l'affectation des espaces publics et des effets sur les paysages*, La Documentation française, 118 p.
- Héran F., 2009a, « L'effet de coupure de la RN 13 dans la traversée de Neuilly-sur-Seine », *Transports urbains*, n° 115.
- Héran F., 2009b, « Des distances à vol d'oiseau aux distances réelles ou de l'origine des détours », *Flux*, n° 76/77 à paraître.
- Héran F. (dir.), Ravalet E., 2008, *La consommation d'espace-temps des divers modes de déplacement en milieu urbain. Application au cas de l'Île de France*, recherche pour le PREDIT 3, lettre de commande 06 MT E012, 189 p.
- Hunt A., 2001, *Monetary valuation of noise effects*, UNITE, Metroeconomica, Rapport final, May, 27 p.
- Illich I., 1973, *Énergie et équité*, Paris, Seuil, 59 p.
- Infras-IWW, 2000, *External costs of transport. Accident, Environmental and Congestion costs in Western Europe*, Report, Zürich/Karlsruhe.
- Infras-IWW, 2004, *External costs of transport*, Update study, Report, Zürich / Karlsruhe.
- Institut Français de l'Environnement, 2004, *Les coûts environnementaux de l'automobile*, Notes de méthode n° 14, août.
- Künzli N., Kaiser R., Medina S., Studnicka M., Chanel O., Herry M., Horak F., Puybonnieux-Textier V., Quenel P., Schneider J., Seethaler R., Vergnaud J.-C. et Sommer H., 2000, « Public-health impact of outdoor and traffic-related air pollution : a European assessment », *Lancet*, 356 :795-801, Sept. 2nd.

- Lake I., 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.
- Lambert J., Poisson F. et Champelovier P., 2001, « Valuing benefits of a road traffic noise abatement program : a contingent valuation study », INRETS, Paper presented at the *17th International Congress on Acoustics*, Rome, September 2-7.
- Lancaster K., 1966, « A New Approach to Consumer Theory », *Journal of Political Economy*, 74, 132-57.
- Levesque T.J., 1994, « Modelling the effects of airport noise on residential housing markets - a case of Winnipeg International Airport », *Journal of Transport Economics and Policy*, 28 : 199-210.
- Maibach M. (dir.), 2000, *External Costs of Transports. Accident, Environmental and Congestion Costs in Western Europe*, Infras (bureau d'études) Zurich et IWW (Institut für Wirtschaftspolitik und Wirtschaftsforschung) Université de Karlsruhe, étude pour l'UICF (Union Internationale des Chemins de Fer), Paris, 305 p.
- Maleyre I., 1997, « L'approche hédonique des marchés immobiliers », *Études foncières*, n° 76, p. 22-29.
- Marchand L., 1984, « Un concept fécond, la consommation d'espace temps », *Les cahiers Scientifiques du Transport*, 2<sup>e</sup> semestre.
- McConnell K.E., 1997, « Does altruism undermine existence value ? » *Journal of environmental Economics and Management* 32, 22-37.
- McMillen D.P., 2004, « Airport expansions and property values : the case of Chicago O'Hare Airport », *Journal of Urban Economics*, 55, 627-640.
- MEEDDAT – D4E, 2008, « La prise en compte de la biodiversité dans les études d'impacts des grands projets d'infrastructures de transport », *La Lettre de la Direction des Études Économiques et de l'Évaluation Environnementale* n° 13, juillet.
- Millenium Ecosystem Assessment, 2005, *Ecosystems and Human Well-being : A Framework for Assessment*, Island Press Blurb, 201 p.
- Ministère des Finances Danois, 2003, *Oplæg til klimastrategi for Denmark*, www.fm.dk.
- Ministère des Transport Danois, 2002, *Brug af samfundsøkonomiske metoder i udvalgte lande*, téléchargeable sur www.trm.dk.
- Ministère fédéral des transports, 1992, *Évaluation macro-économique des investissements dans les infrastructures de transport. Méthode d'évaluation appliquée dans le cadre du plan des infrastructures fédérales de transport*, Bonn, 300 p.



- 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., 463 p.
- Morello-Frosch R., Pastor M., et Sadd J., 2001, « Environmental Justice and Southern California's 'Riskscape' : The Distribution of Air Toxics Exposures and Health Risks Among Diverse Communities », *Urban Affairs Review*.
- Navrud S., 2000, « Economic benefits of a program to reduce transportation and community noise – a contingent valuation survey », Nice, *Internoise*, août, 7 p.
- Navrud S., 2002, *The State-Of-The-Art on Economic Valuation of Noise*, Department of Economics and Social Sciences, Agricultural University of Norway, Final Report to European Commission DG Environment, April, 38 p.
- Nelson J.P., 1980, « Airports and property values : a survey of recent evidence », *Journal of Transport Economics and Policy*, 14 (1) : 37-52.
- Nelson J-P., 2004, « Meta-Analysis of Airport Noise and Hedonic Property Values », *Journal of Transport Economics and Policy*, 38(1) : 1-27. Ohm, 2001.
- Nelson J.P., P.E. Kennedy, 2009, « The use (and abuse) of meta-analysis in environmental and natural resource economics : An assessment », *Environmental and Resource Economics*, in press, DOI 10.1007/s10640-008-9253-5.
- Nunes P.A.L.D. and J.C.J.M. van den Bergh, 2001, « Economic valuation of biodiversity : sense or nonsense ? », *Ecological Economics* 39, 203-222.
- Orfeuil J.-P., 1997, *Les coûts externes de la circulation routière, essai d'évaluation et étude de stratégies de minimisation*, Rapport INRETS n° 216, 90 p.
- Orfeuil J.-P., 2000, *L'évolution de la mobilité quotidienne. Comprendre les dynamiques, éclairer les controverses*, synthèse INRETS n° 37, Arcueil, INRETS, 146 p.
- Organisation Mondiale de la Santé, 1999, *Health Costs due to Road Traffic-related Air Pollution : An impact assessment project of Austria, France and Switzerland*, Rapports OMS TEH04 à TEH07, disponibles à l'adresse suivante : <http://www.who.dk/london99/transport04.htm>
- Pearce D.W., 1993, *Economic values and the natural world*, Cambridge MA, MIT Press, 181 p.
- Pearce D.W., 2007, « Do we really care about biodiversity ? », *Environmental and Resource Economics* 37, 313-333.

- Perrings C. et M. Gadgil, 2003, « Conserving biodiversity : reconciling local and global public benefits », in Kaul I., ed., *Providing Global Public Good : Making Globalization Work for All*, Oxford University Press, Oxford, UK.
- Pommerehne WW., 1987, « L'évaluation des gains et des pertes d'aménités : le cas du bruit provenant du trafic », *Services publics locaux*, Paris, P. Burgat et C. Jeanrenaud, Economica, 187 p.
- Pouillaude L., 2004, *Zoom sur la ZAP. Premiers enseignements de l'étude des zones accessibles à pied autour des stations de transport en site propre*, Lille : LMCU, présentation PowerPoint, 21 p.
- Rabl A., 1996, « Discounting of long-term costs : What would future generations prefer us to do ? », *Ecological Economics* 17, 137-45.
- RATP, Département du développement, 1997, *Coûts des déplacements en Ile-de-France. Eléments pour une politique d'investissement et de tarification*, Paris, 191 p.
- Richardson L. and Loomis J., 2009, « The total economic value of threatened, endangered and rare species : An updated meta-analysis », *Ecological Economics* (in press).
- Rosen S., 1974, « Hedonic prices and implicit markets : product differentiation in pure competition », *Journal of Political Economy*, 82(1) : 34-55.
- Sagoff M., 2008, « On the economic value of ecosystem services », *Environmental Values* 17, 239-257.
- Salvi M., 2004, « Spatial estimation of the impact of airport noise on residential housing prices », 11<sup>e</sup> Conférence de l'European Real Estate Society, Milan, juin, 6 p.
- Schipper Y., 1997, *On the Valuation of Aircraft Noise-a Meta Analysis*, Tinbergen Institute PhD Research Bulletin, 9 (2), November, 1-18.
- Schipper Y., Nijkamp P. et Rietveld P., 1998, « Why do aircraft noise value estimates differ ? A meta- analysis », *Journal of Air Transport Management*, 4 : 117-124.
- Schreyer C., Schneider C., Maibach M., Rothengatter W., Doll C. et Schmedding D., 2004, *External costs of Transport : update study (INFRAS/IWW study)*. Zürich/Karlsruhe, INFRAS, Consulting group for policy analysis, and IWW, University of Karlsruhe, Printed by International Union of Railways (UIC).
- SEDES, 1978, *Effets du bruit sur le prix de l'immobilier dans la région d'Orly*, Haut Comité de l'Environnement, Comité Bruit et Vibrations, 38 p.
- SEDES, 1980, *Effets du bruit sur le prix de l'immobilier au voisinage de l'autoroute A3*, Haut Comité de l'Environnement, Comité Bruit et Vibrations, 36 p.

- Service d'Études Techniques des Routes et Autoroutes – CETE Méditerranée, 2006, *Les transports interurbains en Vallée du Rhône et dans le couloir languedocien, Perspectives d'évolution à 20 ans*, mars, 74 pages.
- SIKA, 2002, *Översyn av samhällsekonomiska metoder och kalkylvärden på transportområdet*, SIKA Rapport 2002 :4.
- SIKA, 2004, *Trafikens externa effekter : Uppföljning och utveckling 2003*, SIKA Rapport 2004 :4.
- SIKA, 2005, *Förslag till reviderade värderingar av trafikens utsläpp till luft*, SIKA PM 2005 :10.
- Soguel N., 1994, *Évaluation monétaire des atteintes à l'environnement : une étude hédoniste et contingente sur l'impact des transports*, Doctorat, IRER-Université de Neuchâtel, Éd. de l'Evoles, 134 p.
- Soguel N., 1996, « Contingent valuation of traffic noise reduction benefits », *Swiss Journal of Economics and Statistics*, 132 (1) : 109-123.
- Sommer H., Seethaler R., Chanel O., Herry M., Masson S. et Vergnaud J.-C., 1999, *Health costs due to road traffic-related air pollution*, Technical Report TEH07 on Economy prepared for the WHO Ministerial Conference on Environment and Health, London.
- Stevens T.H., J. Etchevarria, R.J. Glass, T. Hager and T.A. More, 1991, « Measuring the existence value of wildlife : what do CVM estimates really show ? », *Land Economics* 67, 390-400.
- UNITE – UNification of accounts and marginal costs for Transport Efficiency, 2003, Nash C. (coord.), ITS, University of Leeds, 117 p.
- Vainio M., 1995, *Traffic noise and air pollution. Valuation of externalities with hedonic price and contingent valuation methods*, doctoral dissertation, publication of the Helsinki School of Economics and Business Administration, Helsinki rapport A-102, 212 pages.
- Vainio M. et Paque G., 2001, *État de l'art de l'évaluation économique du bruit*, Atelier organisé par la Commission Européenne-DG Environnement, Bruxelles, décembre, 6 p. (Final Report, July, 2002), 5 p.
- Van Praag B. M. S. et Baarsma B. E., 2005, « Using happiness surveys to value intangibles : the case of airport noise », *The Economic Journal*, 115 : 224-246.
- Van Praag B.M.S, et Baarsma B.E., 2000, « The shadow price of aircraft noise nuisance : a new approach to the internalization of externalities », Tinbergen Institute Discussion Paper, TI 2001-010/3, 39 p.
- Vincent Lyk-Jensen S., 2007, *Appraisal methods in the Nordic countries – Transport infrastructure assessment*, DTF Report 3, disponible sur [www.dtf.dk](http://www.dtf.dk).

- 
- Walters A. A., 1975, *Noise and Prices*, Oxford University Press, London, 278 p.
- Watkiss P., Anthoff D., Downing T., Hepburn C., Hope Ch., Hunt A., Tol R., 2005, *The social cost of carbon (SCC) review – Methodological approaches for using SCC estimates in policy assessment*, Final Report November 2005, Research on behalf of UK Defra.
- Weitzman M.L., 1993, « What to preserve ? An application of the diversity theory to crane conservation » *Quarterly Journal of Economics* 108 (1), Feb., 157-183.
- Wilson M.A. et J. P. Hoehn, 2006. « Valuing environmental goods and services using benefit transfer : The state-of-the art and science », *Ecological Economics* 60 (2), 335-342.

┌

┌

└

└

**Deuxième partie**

**L'évaluation socio-économique  
de l'environnement  
dans les débats publics  
et dans les nouvelles  
coordinations de l'action**

*Entre valeurs monétaires, valeurs  
tutélaires et valeurs sociales*

┌

┌

└

└

## **INTRODUCTION**

### **LE NÉCESSAIRE DÉBAT AUTOUR DES VALEURS ET PRINCIPES JUSTIFICATEURS DE L'ACTION<sup>1</sup>**

Deux grands axes de réflexion traversent cette seconde partie. Le premier porte sur la nécessité de révéler les valeurs et principes qui guident l'action, puis d'en faire un moyen pertinent de révision, voire pour certains de refondation, de l'utilité politique de l'évaluation socio-économique de l'environnement, donc aussi de certaines de ses conventions académiques et orientations techniques. Le second, complémentaire, implique la démocratisation de la construction de l'action, et plus précisément le potentiel que pourraient offrir les arènes dites de concertation comme espaces de coordination de ces valeurs et principes, pour refonder cette utilité directement au contact des logiques et justifications des différents acteurs impliqués.

Concernant le premier axe, l'éthique de la responsabilité décisionnelle (ex : principe pollueur-payeur), la justice redistributive (qui perd ? qui gagne ?), ou encore la compensation face au cumul d'inégalités sociales et environnementales... traversent les interventions. La révélation des principes et valeurs défendus, et ce qu'elle implique pour l'acceptabilité dite sociale des projets et flux de transports, interpelle directement ou indirectement les protocoles et conduites des démarches et procédures d'évaluation socio-économique de l'environnement (Cohen de Lara et Dron, 1998). Par exemple :

- puisque les analyses coûts-avantages des projets, nourries des mesures d'externalités environnementales, aident à pointer les gagnants et les perdants d'une action, comment dès lors inscrire la justice redistributive dans les savoir-faire et habitudes évaluatives des acteurs ?
- puisque les actifs naturels de l'environnement, en raison de leurs fonctions multiples, ne sont pas substituables par d'autres biens, comment faire de l'évaluation socio-économique un moyen pertinent pour cheminer vers la compensation ?

---

1. Guillaume Faburel (C.R.E.T.E.I.L. – Lab'Urba – Université Paris Est - Créteil - Val de Marne).



- ou encore, puisque l'optique de développement durable doit s'étendre à des tiers absents – générations futures, écosystèmes... comment faire de l'évaluation un moyen d'inscription du principe de responsabilité dans l'horizon du long terme, par-delà le seul taux d'actualisation largement discuté ?

Comme précédemment évoqué (1.6.3), plusieurs évaluations socio-économiques de l'environnement, réalisées par exemple dans des projets autoroutiers ou aéroportuaires étrangers ou français, intègrent déjà quelques-uns de ces enjeux, notamment ceux portés par l'équité des redistributions (ex. : offre d'emplois), ou la compensation (ex. : écologique). Pour ce faire, elles s'ouvrent progressivement aux vécus environnementaux, aux spécificités des dynamiques locales, aux modes de gouvernance territoriale... (cf. bien-être in Van Praag et Baarsma, 2005 ; gêne et évolutions résidentielles in Faburel et Maleyre, 2002a et b ; ou encore compensation écologique in SETRA et Société des Autoroutes Paris Rhin Rhône, 2005).

Dans ce premier temps, ouvert aux effets antagoniques potentiels des évolutions des valeurs morales et éthiques de la décision sur l'évaluation (justification académique, construction technique, conduite et portée), quatre contributions se succèdent :

- depuis celles d'économistes, qui, à la suite des contributions de la Première partie, visent d'abord une re-légitimation, codifiée, de l'évaluation socio-économique, non seulement par des compléments scientifiques mais aussi par l'examen des choix et processus politiques ayant conduit aux valeurs directement (tutélaires) ou indirectement utilisées par les pouvoirs publics ;
- jusqu'à celles de « socio-économistes », dont les propos placent davantage encore au cœur du raisonnement la diversité des valeurs et principes des décideurs, leurs logiques d'intervention et référentiels cognitifs... et ainsi montrent encore plus l'encastrement socio-politique des savoir-faire techniques, donc peut-être aussi la nécessité d'une refondation épistémique plus qu'une simple révision technique de l'évaluation par des enrichissements scientifiques.

Tout d'abord, le texte de L. Baumstark (LET – CNRS – Université Lumière Lyon 2) défend l'idée selon laquelle il conviendrait dorénavant de privilégier la recherche d'un référentiel monétaire d'aide à la décision. A condition toutefois selon lui que ce référentiel, tel le travail mené par le CGP en 2001 dont il a été rapporteur et qui a conduit aux valeurs tutélaires évoquées dans la Première partie, soit aussi construit de manière partagée avec d'autres acteurs (donc potentiellement avec

d'autres valeurs et principes) que les seuls experts autorisés, que les seules administrations historiquement à la fois pourvoyeuses et utilisatrices de ces informations...

À ce vœu d'une construction plus partagée, Y. Crozet (LET – CNRS – Université Lumière Lyon 2) propose alors un calcul économique « à l'envers », c'est-à-dire un calcul qui fait de l'analyse des valeurs monétaires indirectement livrées par les arbitrages de politiques publiques déjà réalisés un moyen d'interroger la stabilité et la pertinence de ces valeurs tutélaires. L'insécurité routière et la lutte contre l'effet de serre sont ici prises pour cas d'études. Toujours dans ce dessein de révision, cette fois-ci non plus appuyé sur l'examen des valeurs tutélaires mais sur celui de quelques conventions académiques situées en amont, E. Quinet (Paris School of Economics – École Nationale des Ponts et Chaussées) propose de penser l'enrichissement du calcul socio-économique en l'ouvrant peut-être plus à l'économie de l'environnement, afin d'intégrer les questions d'éthique et de justice distributive dans les cadres usuels des évaluations scientifiques. Il invite aussi à considérer débats publics, conférences de citoyens, ateliers participatifs... comme des modalités opératoires de cet enrichissement.

Enfin, J.-P. Orfeuill (Lab'Urba – Université Paris Est - Créteil - Val de Marne) place valeurs, principes et référentiels de l'action davantage au cœur du propos. Partant des différentes conceptions de la responsabilité susceptibles d'être conviées par le principe pollueur-payeur, il analyse plusieurs des enjeux sous-tendus et des limites posées (notamment en termes d'accès libre et juste à la mobilité quotidienne) par des régulations qui ne seraient mues que par la seule évaluation socio-économique de l'environnement, donc par un certain type de conception de la responsabilité collective, et de ses facteurs agissants (droits de propriété, internalisation des externalités...).

Cette première séquence déroule donc différemment mais de manière complémentaire les fils reliant l'évaluation et la décision, proposant déjà des compromis entre le vrai (scientifique) et le juste (politique). La seconde séquence resitue, et même parfois met à l'épreuve, ces desseins différenciés de révision, voire refondation, de l'évaluation dans des processus devenus incontournables pour l'action aménagiste et transports, du fait même de l'évolution tendancielle déjà décrite des modes de gouvernement (territorialisation, démocratisation, processualisation...), et de ses causes aussi environnementales : les débats publics. Cette perspective de mise en situation invite de nouveau à l'expression des points de vue d'acteurs du transport ou de l'environnement (sur la base de retours d'expériences de débats

publics), mais aussi d'autres regards disciplinaires, telles la sociologie politique et l'analyse des politiques publiques.

Tout d'abord, à la suite des propos précédents évoquant l'encastrement socio-politique du calcul socio-économique et de ses savoir-faire techniques, l'évaluation est entrevue par O. Godard (CNRS et École polytechnique) comme une épreuve de coordination de la pluralité des justifications et des ressources mobilisées par les acteurs pour exprimer des mondes (ordres) différents. Ce sont ces mondes amenés à se côtoyer, voire, assez souvent, à s'opposer dans les dispositifs de débat, singulièrement dans les procédures de débat public, qui convient des valeurs et principes non moins différents. Il en découle alors que, dans les évaluations de projets, différents mondes et statuts distincts sont en concurrence, loin de la seule technique de mesure répondant à de strictes conventions académiques chargées de déployer, par la parole autorisée des experts, l'argument d'autorité.

Sur la base de cette lecture par mondes communs, ordres de justifications et projets d'évaluation, une expérience singulière de débat public est livrée et analysée. C'est la seule expérience menée à ce jour au stade de programmation d'infrastructures, voire à l'échelle d'une politique de transports (et non pas un projet ponctuel) : le VRAL (Vallée du Rhône et l'Arc Languedocien – du 27 mars au 26 juillet 2006).

Dans un tout premier temps, un acteur ministériel de l'environnement (B. Galtier, DIREN – MEEDDM) et une fédération associative (J. Cambou, France Nature Environnement) dressent tour à tour des constats fort différents du déroulement et de la portée du débat, singulièrement sous l'angle de l'évaluation. À partir des justifications différentes que ces lectures donnent à voir, J.-M. Fourniau (INRETS) opère un autre retour sur cette expérience, comme observateur scientifique dudit débat, mais aussi participant à l'organisation d'un « atelier citoyen » intégré au VRAL. Ce retour était d'autant plus nécessaire que ce débat ne trouve grâce, aux yeux de la fédération associative, que par la tenue et les discours émis dans le cadre de cet « atelier citoyen ».

Sur la base de ce retour d'expérience, complété d'autres écrits, il montre comment le calcul économique est tirillé entre différentes logiques (celles des procédures d'évaluation socio-économique, des procédures de concertation du public et des procédures d'évaluation environnementale) qui elles-mêmes donnent à voir des différences de représentations (psychosociales pour les populations concernées par le projet et technico-économiques pour les services administratifs et techniques porteurs du projet). Surtout, par-delà les termes d'utilité,

d'acceptabilité ou de redistribution, qui pourraient selon certains intervenants (ex. : Commission Nationale du débat Public – CNDP) faire nouvellement passerelle entre évaluations socio-économiques et débats publics, l'auteur montre la nécessité d'une institutionnalisation du pluralisme des expertises, qui passe alors surtout par la reconnaissance de celle des citoyens et de leurs expériences ordinaires.

P. Mignerey (DIACT – MEEDDM) évoque alors, sur la base de ses propres expériences de débats publics, quelques inadaptations du calcul socio-économique standard, mais surtout des progrès possibles. Selon lui, les méthodes complémentaires s'appuyant sur une approche pluraliste et une quantification d'éléments clés pourraient alors permettre de mieux partager le calcul socio-économique, méthodes et approches dans lesquelles la monétarisation trouve place, à condition toutefois d'après lui de les inscrire dans une logique de lisibilité et d'acceptabilité. Ainsi, la recherche de l'acceptabilité sociale est bien devenue dans nombre de discours officiels et paroles d'experts, le premier complément à l'évaluation socio-économique de l'utilité des projets (CNDP, MEEDDM...). Toutefois, pour faire suite à l'analyse développée par J.-M. Fourniau, plusieurs autres propos estiment que la coordination des mondes communs, ordres de justifications et projets d'évaluation, donc aussi celle des valeurs et principes de l'action pour la révision – refondation de l'évaluation socio-économique, ne saurait être accomplie par la quête de l'acceptabilité sociale telle qu'elle se fait actuellement dans la plupart des débats publics (qui continuent très souvent à privilégier l'argument d'autorité de la science économique).

En fait, comme O. Godard le développe, considérer la pratique de l'évaluation comme un outil de coordination entre l'ensemble des acteurs associés au processus de décision ne va pas sans reconnaître la pluralité des référents de justification. Ici, la question posée serait d'abord celle de la co-construction des langages de l'évaluation, du choix concilié des épreuves évaluatives et des règles partagées de dialogue pour mieux tenir compte des préoccupations portées par les différents acteurs, au premier rang desquels figurent la société civile et les organisations qui s'en prévalent. Au rang des propositions convergentes formulées par les contributeurs en matière d'évaluation, nous trouvons les bilans par acteur, les analyses multicritères, une quantification d'éléments clés comme l'accessibilité, le paysage, la compréhension des ressentis et vécus des populations... c'est-à-dire toute démarche pouvant aussi poser les jalons d'une pluralisation des expertises, et de son institutionnalisation (J.-M. Fourniau).

La dernière contribution s'ouvre ainsi à ce potentiel des ressentis et vécus, en l'occurrence ceux du bruit des avions (G. Faburel, Lab'Urba – Université Paris Est - Créteil - Val de Marne). Elle montre comment ils peuvent orienter l'« acceptabilité » sociale du calcul socio-économique, et plus largement participer des conditions (évaluatives, démocratiques...) d'appropriation et ainsi de (re)légitimation de l'évolution socio-économique de l'environnement. Sur la base notamment de groupes de discussions avec des riverains d'aéroport, il est vérifié que l'évaluation, pour devenir outil de coordination, implique directement la contextualité (ici territoriale) dans laquelle elle se déploie, donc aussi la négociabilité des valeurs et principes portés par les perspectives d'action qui ont justifié sa mise en œuvre.

## CHAPITRE 2.1

# **POUR UN CALCUL ÉCONOMIQUE COMME FERMENT D'UN RÉFÉRENTIEL PARTAGÉ : DE L'UTILITÉ SOCIALE DES « VALEURS TUTÉLAIRES »**

Luc Baumstark

(LET – CNRS – Université Lumière Lyon 2)<sup>1</sup>

« Au lieu de poursuivre dans le vide des débats sans issue, où le meilleur orateur risque de l'emporter dans le désordre, l'édiction d'une valeur ou d'une norme qui va être effectivement utilisée dans les processus décisionnels ne manquera pas de susciter de nouveaux débats, mais des débats qui seront alors informés et constructifs, et qui permettront d'étapes en étapes de converger vers un barème suscitant un consensus de plus en plus général », M. Boiteux (CGP, 2001)

Si une collectivité décide d'investir dans un ouvrage ou un service les ressources dont elle dispose, c'est parce que ceux-là produisent une certaine utilité sociale : un théâtre, un hôpital, une route, un commissariat de police, une université ont une utilité pour la collectivité. La difficulté c'est que cette utilité n'a pas forcément de traduction marchande immédiate à opposer aux financements de ces ouvrages ou services. L'utilité socio-économique est en général difficile à chiffrer et le processus de décision se contente bien souvent d'une évaluation « intuitive et politique ». Or, l'ambition du calcul économique, consiste justement à intégrer dans l'analyse de la rentabilité d'un investissement l'ensemble des avantages ou inconvénients que la collectivité en retire en donnant un prix à ce qui n'a pas de prix. Cette approche se heurte à des oppositions radicales : la pertinence de ces calculs, la légitimité de ceux qui les font et qui prétendent de ce fait dire l'intérêt général sont contestées, etc.

---

1. Luc Baumstark est chercheur au Laboratoire d'Économie des Transports, membre du Conseil Économique pour le développement durable (CEDD) et conseiller scientifique au Centre d'Analyse Stratégique. Il a été à ce titre rapporteur général des travaux relatifs à la valorisation de l'environnement dans les études socioéconomiques (Rapport Boiteux, 2001) à la révision du taux d'actualisation de l'État français (Rapport Lebègue, 2005) et à la construction de la valeur tutélaire du carbone (Rapport Quinet, 2008).

La réflexion qui suit souhaite initier (ré-initier) un dialogue avec ceux et celles qui sont convaincus que cette approche traditionnelle ne mérite pas les efforts qui lui sont consacrés. De nombreux points pourraient être discutés. Il semble utile de revenir sur la question de la pertinence des valeurs censées réintroduire dans les calculs économiques les éléments non marchands qui font débat dans le choix des infrastructures. La question est de savoir s'il est possible ou pas de penser un système de valeurs tutélaires, un référentiel partagé, permettant de construire l'intérêt général alors qu'on se trouve face à une « pluralité de justifications ». L'hypothèse qui est la notre, c'est que ceci n'est envisageable que si les acteurs ont confiance dans le référentiel établi et l'institution qui le porte. Il y a donc bien un enjeu de gouvernance mais qui se trouve moins dans l'utilisation que l'on fait de ces valeurs, cela mériterait un tout autre développement par ailleurs, que dans le processus même de production de ces valeurs.

Il nous semble en effet qu'une analyse menée en amont du calcul économique sur la production des référentiels ouvre de nouvelles perspectives susceptibles d'apporter des réponses aux principales critiques faites sur l'efficacité de cet outil. Son appropriation par les acteurs du processus de décision, y compris au stade du débat public, se joue déjà en partie dans la qualité du processus de production de ces normes.

Après avoir rappelé rapidement l'ambition du calcul économique et les critiques auxquelles il doit faire face, et présenté la procédure de production des valeurs (« valeurs tutélaires ») qui a permis de « normaliser » dans le secteur des transports les valeurs environnementales qui sont utilisées aujourd'hui dans les évaluations socio-économiques, nous analysons précisément les caractéristiques de ce processus de production permettant de passer d'une myriade de valeurs, de multiples ordres de préférences, à un référentiel partagé par les acteurs et donc susceptible d'être utilisé dans les processus collectifs de décision.

### **2.1.1. LA MESURE DE L'UTILITÉ SOCIALE DES INVESTISSEMENTS PUBLICS EN QUESTION**

Le calcul économique public est présenté dans la théorie économique comme un outil d'aide à la décision qui permet de rationaliser les dépenses publiques et de garantir une allocation optimale des ressources : dit autrement, et de manière un peu plus provocante, un tel exercice est censé dire l'intérêt général et défendre le « bien public » face au poids des intérêts particuliers et des groupes de pression. Au

cours des années 60, dans la mouvance d'une « planification régénérée », le calcul économique, dont les prémisses remontent à Jules Dupuit, un ingénieur des Ponts et Chaussées préoccupé par l'usage des fonds publics, fut considéré comme le symbole et le vecteur de l'effort de rationalisation de la dépense publique. Or, en pratique, on observe des écarts importants entre les résultats de l'évaluation des projets, lorsqu'elle est entreprise, et les attentes des décideurs publics et, plus généralement encore, les attentes de la société. Les spécialistes et promoteurs de cet outil (Walliser et Quinet, 1990) font lucidement ce constat sans appel qu'il ne s'est pas généralisé et que son influence a même été réduite.

En 2005, le dernier rapport de l'administration sur ce sujet qui réévalua le taux d'actualisation (CGP, 2005), fait ce même constat. Il rappelle à l'occasion de cette révision l'importance de l'ensemble de la démarche du calcul économique et fait toute une série de propositions incitant les pouvoirs publics à promouvoir la diffusion de cet outil pour qu'il soit mieux maîtrisé par les acteurs, à se donner les moyens (études, recherches) pour l'enrichir et le rendre plus en phase avec les préoccupations sociales, à étendre sa pratique à l'ensemble des politiques publiques, à favoriser son usage par les collectivités territoriales, à lui donner un rôle critique dans les évaluations *a posteriori* des projets, etc. L'absence de suites effectives montre que le signal n'a pas été entendu par les pouvoirs publics.

Le calcul économique suscite de fait, en dehors d'un cercle restreint d'initiés, peu d'intérêt, ou lorsqu'il est évoqué, il se trouve au contraire très fortement contesté (Roy, 2001 ; Godard, 2004) sur le fond, mais aussi, et souvent, dans les modalités pratiques de mise en œuvre. C'est ce qui a conduit les évaluations, dans le meilleur des cas, à s'orienter vers d'autres outils jugés plus efficaces.

Sans être exhaustif on peut rassembler les principales critiques autour de quatre points assez différents.

#### *Un calcul technocratique qui prétend dire l'intérêt général*

Le calcul économique est très souvent considéré par ces opposants, comme technocratique et pseudo-scientifique : les résultats ne sont guère compréhensibles que par des techniciens chevronnés ; les calculs agrégés et peu lisibles et finalement peu transparents reposent sur des conventions qui sont souvent arbitraires et discutables. On lui reproche dès lors de pouvoir être manipulé et finalement de confisquer le débat. Pour beaucoup enfin, ces valeurs sont des valeurs de convenance qui présentent une part d'arbitraire souvent importante. Il y aurait même une imposture à considérer qu'elles sont des



approximations de valeurs de référence qu'on chercherait alors à approcher.

Ces calculs sont critiqués en raison même de l'objectif que poursuivent ceux qui les font et qui entendent infléchir les politiques suivies dans le sens de ce qu'ils considèrent comme rationnel. La mesure de la rentabilité, *taux de rentabilité interne du projet*, qui résume l'analyse et les calculs, est alors souvent ressentie comme un couperet incontournable et déterministe prétendant se substituer à la décision politique.

*Un calcul qui réduit l'utilité sociale à la seule sphère marchande*

Cet outil paraît trop partiel, incapable de saisir les véritables enjeux des politiques publiques mises en œuvre, et notamment mal armé pour intégrer des considérations redistributives et d'équité ou les considérations d'aménagement du territoire qui constituent souvent les éléments clefs de la décision. La monétarisation systématique des avantages et des inconvénients, la réduction des problèmes aux seuls aspects économiques le condamnent à jouer un rôle très marginal dans le processus de décision. L'outil, bien adapté à la sphère marchande, semble ainsi incapable d'articuler des systèmes de références et des rationalités très éclatés et incommensurables, aussi bien politiques, éthiques et écologiques qu'économiques.

*Un calcul univoque qui fige le débat dans un processus de décision de plus en plus éclaté*

Ce réductionnisme, pourtant incontournable du double point de vue scientifique et opératoire, semble ensuite contradictoire avec le souci actuel d'établir de véritables dialogues entre les décideurs, de plus en plus nombreux, et les citoyens dans un cadre législatif qui prévoit des procédures de concertation et de débats (LOTI 1982, Circulaire Bianco 1992, Loi Barnier 1995, création de la CNDP – Commission National du Débat Public : autorité administrative indépendante depuis 2002, etc.). L'outil apparaît à ses détracteurs peu adapté à la réalité des processus de décision en vigueur dans lesquels la place de l'État central est contestée, contestation que la décentralisation des responsabilités et des financements d'une grande part des investissements publics accentue très fortement. Supposer en effet, comme c'est le cas dans ce cadre théorique, l'existence d'un décideur, – qualifié dans la théorie des choix publics de dictateur bienveillant et omniscient – placé au-dessus de la mêlée, agissant souverainement au mieux des intérêts bien compris de la collectivité, apparaît insoutenable dans la société actuelle dans laquelle les rapports d'autorité se

dissolvent et les niveaux de décision se multiplient et où la concertation devient le maître mot d'une action réussie. L'approche mono critère basée sur une monétarisation systématique des avantages et des inconvénients ne semble pas adaptée pour permettre un véritable dialogue entre les décideurs au moment des choix.

#### *Un calcul qui n'a pas les moyens de ses ambitions*

L'outil apparaît enfin trop décalé par rapport à l'expertise disponible et se trouve donc finalement impraticable. Les calculs, souvent coûteux et complexes à mettre en œuvre, posent un véritable problème de capacité d'expertise pour celui qui établit le calcul (données disponibles, formation nécessaire, coûts des études...). On conçoit que cet outil puisse être utilisé par les administrations centrales disposant de personnels nombreux et formés, les choses apparaissent plus délicates pour les collectivités territoriales dont le rôle dans les investissements publics s'accroît de plus en plus. Cette situation critique se renforce d'autant plus que l'on enrichit, que l'on complexifie, par ailleurs le calcul économique pour être davantage en phase avec les préoccupations de la société.

Malgré ces critiques très vives, le Commissariat Général du Plan (CGP, 2001 ; CGP, 2005), sollicité à de nombreuses reprises sur ce sujet, a toujours maintenu, sans aucune ambiguïté, la référence au calcul économique traditionnel alors que beaucoup abandonnait cette référence pour s'orienter vers d'autres outils d'évaluation, par exemple multicritères. Il rappelle que ce calcul n'est pas exclusif d'autres approches, notamment pour les éléments qu'il prend mal en compte, mais qu'il doit être entrepris.

Dans ce cadre, les valeurs susceptibles de prendre en compte l'utilité sociale dans les calculs apparaît essentielle. Ne pas chiffrer, c'est accepter dans les calculs, lorsqu'ils sont établis, de les compter pour zéro.

### **2.1.2. LE SENS POLITIQUE D'UNE ÉLABORATION CONCERTÉE DES VALEURS TUTÉLAIRES**

L'outil du calcul économique a profondément évolué avec les préoccupations de la collectivité. Dans les années 70, les effets externes pris de fait en compte dans les calculs sont essentiellement ceux relatifs au développement massif de la mobilité (gains de temps et de sécurité). Dans les années 80, les préoccupations environnementales apparaissent plus nettement, et les méthodes d'évaluation intègrent alors certains de ces éléments (bruit, pollution atmosphérique), les débats

des années 90 se focalisent plus particulièrement sur l'effet de serre, les impacts sur le climat ou la biodiversité.

L'administration française a engagé ces quinze dernières années des travaux importants pour préciser les méthodes et les valeurs à utiliser dans les évaluations socio-économiques des investissements de transport (CGP, 1994, 2001, 2005, 2007).

Sans entrer dans le détail de ce processus historique (Maurice et Crozet, 2007) on notera qu'il a été mis en œuvre dans le secteur des transports dans un contexte juridique et réglementaire (Instruction cadre du 3 octobre 1995) de plus en plus exigeant dans lequel les évaluations a priori comme a posteriori ont toute leur place. Ce processus s'est inscrit également dans des exercices de prospectives plus globales sur les politiques des transports avec la montée en puissance des préoccupations des enjeux environnementaux. Ce travail a été établi au sein du Commissariat général du Plan (depuis Centre d'Analyse Stratégique) dans le cadre de groupes restreints rassemblant experts, universitaires, administrations et principaux acteurs concernés par les investissements de transport avant d'être validé au sein du ministère des Transports.

La description du mécanisme qui a présidé à l'élaboration de ces références fait apparaître plusieurs éléments dont nous pensons qu'ils constituent les fondamentaux d'un calcul économique renouvelé.

#### *La construction d'un langage commun*

La production de ce système de prix relatif permet de traduire en langage commun des préoccupations très diverses, de confronter les discours tenus et les argumentaires aux raretés des ressources disponibles et obligent à s'interroger sur les arbitrages de la collectivité. C'est dans les processus longs et complexes qui mènent aux grandes décisions que le calcul économique s'insère comme un éducateur du jugement. Le calcul économique est ainsi présenté comme facilitant la discussion en groupe. Le calcul économique oblige à parler le même langage et contraint à présenter les arguments dans un cadre logique et normalisé. Dans ce processus, les valeurs tutélaires qui ont été construites sont objectives au sens où elles ne sont pas construites consciemment par les groupes de personnes concernés par le projet dont on évalue l'intérêt. Ces valeurs donnent un cadre reconnu par l'ensemble des parties pour les débats et les échanges.

Ces valeurs ne sont pas pour autant reconnues comme telles. Pour l'être, elles doivent passer par un processus de production très particulier qu'il convient d'analyser.

*Un processus de production en concertation*

Les travaux menés par les groupes de travail ont permis de passer sur chacun des points importants de l'évaluation d'une multiplicité de points de vue à un seul. C'est l'objectif fondamental qui est recherché par un travail dont la nature collective est décisive. Ce processus de convergence qui n'est pas simple à obtenir demande du temps : permettre à chaque membre du groupe de s'approprier la connaissance suffisante sur des sujets qu'il ne maîtrise pas forcément au départ et qui sont souvent polémiques pour pouvoir véritablement entrer par la suite dans un jeu de réflexion collective. Le processus de travail doit permettre de rassembler les informations souvent éparses, de focaliser l'attention et le débat sur les principaux enjeux en faisant la part des choses entre ce qui est essentiel et ce qui reste secondaire, entre ce qui fait l'objet d'un consensus et ce qui est moins robuste et plus discutable, puis, ce qui constitue l'objectif essentiel de la démarche, de trancher. Ce processus de discussion permet ainsi de passer de préoccupations souvent générales à une règle opératoire, ou à une valeur monétaire, directement utilisable dans les évaluations socio-économiques menées de manière totalement décentralisée. Plusieurs phases de maturation sont à distinguer :

Dans une première phase, les synthèses réalisées par les équipes de préparation ont permis d'avoir une réflexion plus générale sur les méthodologies réalisées en France et à l'étranger et sur leurs résultats. Elles ont également fait apparaître les inévitables limites de ces exercices qui tiennent aussi bien à la complexité des phénomènes observés, aux multiples composantes de la nuisance étudiée (économique, physiologique, psychologique, sanitaire) ; qu'à l'hétérogénéité des unités et des modalités de mesure, aux incertitudes des relations causales ; à la variabilité des impacts en fonction des situations géographiques ou topographiques ; à la dispersion des appréciations individuelles et collectives des nuisances en fonction des conditions de vie des intéressés, de leurs revenus, de leurs caractéristiques sociales ou individuelles.

Le travail de convergence passe alors à une deuxième phase de concertation et de négociations plus difficiles. Comment passer d'un état de l'art plus ou moins décisif selon les thèmes à des valeurs précises. Les méthodes qui permettent de produire des valeurs monétaires diffèrent d'une externalité à une autre en raison des spécificités de chacune d'entre elles : on conçoit qu'on ne monétarise pas de la même manière la tonne de carbone dans 20 ans, qu'un gain de temps ou l'impact sur la mortalité d'une augmentation de la concentration des particules dans l'atmosphère. Les méthodes diffè-

rent et chacune d'entre elles ont des inconvénients et des avantages (cf. Première partie). Certains protocoles d'enquêtes sont très développés, d'autres beaucoup moins. Bien évidemment les valeurs sont très variées et la synthèse paraît difficile. Là où les enjeux sont importants, les négociations deviennent difficiles, les uns et les autres étant tentés de refuser l'utilisation de telle ou telle étude jugée insuffisante, trop partielle.

La valeur retenue *in fine* est, par définition, un compromis entre des approches qui peuvent être très différentes (études particulières, dire d'experts, etc.). Ces valeurs mêlent tout à la fois des éléments scientifiques mais aussi d'autres considérations. La décision peut parfois être directement tirée d'une étude particulière, mais elle peut tout aussi bien, et c'est souvent le cas, résulter d'un simple calcul de moyenne entre les extrêmes d'une fourchette voire d'un vote entre plusieurs options.

*Un processus de production dynamique :  
des valeurs à titre conservatoire*

Dans ce processus de production, les membres de ces groupes ont dû à chaque fois se déterminer sur la base de données et d'études, qui restaient insuffisantes. Une fois les arguments présentés, les connaissances disponibles exposées, il fallait trancher. Ce processus de concertation a pu ainsi se terminer par un vote lorsque le consensus tardait à se faire ce qui a fait réagir assez violemment certains scientifiques qui ne comprenait pas qu'on puisse mettre leurs travaux aux enchères en modulant plus ou moins des résultats et en les simplifiant à l'extrême.

Décider, dans l'incertitude, dans le compromis... Il s'agit là d'un impératif. Si en raison de ces quelques incertitudes on renonce à ces calculs, certaines nuisances, la valeur de certains effets, continueront d'être écartées des bilans, et seront donc comptées pour zéro. Et là où certains groupes d'intérêts y trouveront avantage, rien ne les empêchera de continuer à introduire dans leurs calculs des valeurs très élevées alors qu'on se contentera ailleurs de valeurs beaucoup plus faibles. Cette situation a conduit à proposer des valeurs à titre conservatoire sous contrainte que les pouvoirs publics engagent dans des délais assez brefs un ensemble de travaux pour conforter ou, le cas échéant, modifier les premiers compromis de ce rapport.

Ce processus apparaît vertueux. Les membres du groupe ne prétendaient pas construire de nouvelles valeurs scientifiques, ni prétendre saisir une vérité qui reste insaisissable, mais afficher une valeur de référence la plus consensuelle possible au regard des connaissances

disponibles. Dans ce processus de négociation qui s'instaurait, chacun était invité à objectiver sa contestation.

La qualité de ce compromis, et donc son acceptabilité sociale, réside aussi dans la possibilité de le contester. Pour que cette contestation puisse être crédible il est nécessaire de prévoir de manière claire l'organisation de révisions régulières. Ceci suppose donc une permanence de l'institution qui les produit. Il est souvent rappelé dans les rapports du Plan que ces chiffrages n'ont pas vocation à s'éterniser. La construction de ces prix non marchands doit donc être appréciée, à l'image de la formation des prix sur les marchés, comme une étape d'un processus d'erreurs et de corrections successives. Chaque étape est franchie en fonction de l'état des connaissances et des prises de conscience de la collectivité. La qualité de ces valeurs tutélaires dépend donc de la dynamique dans laquelle s'inscrit leur production. Un premier prix a été fixé. Il doit s'imposer à tous. Mais la contestation reste ouverte. Il s'agit là d'un processus positif, fécond qui invite au débat.

#### *Une valorisation au plus près des préférences des individus*

On trouve dans ces différents rapports l'expression de « valeur tutélaire » terme qui renvoie à l'articulation à poser entre les préférences collectives et les préférences des individus. Les arguments de la fonction d'utilité de la collectivité s'appuient-ils sur les seules fonctions de satisfaction des individus où intègrent-ils des considérations qui transcendent les individus. La théorie économique légitime l'intervention des pouvoirs publics en matière d'effets externes ou de production des biens collectifs en raison de la myopie des agents économiques qui conduit à une situation sous optimale pour la collectivité. L'État introduit alors dans les politiques qu'il met en œuvre, une valeur fictive qui corrige l'appréciation erronée, ou insuffisante des agents privés. Mais cette valeur ne peut provenir totalement du néant et, dans les travaux cités précédemment, les groupes de travail se sont efforcés de les fixer au regard du comportement des acteurs (valeurs révélées) ou de leurs réponses à des enquêtes (valeurs déclarées) pour faire en sorte que les valeurs de référence de la collectivité ne soient pas en totale déconnexion avec ce que révèle les comportements des agents économiques.

Par ailleurs, ces études, qui ont joué un grand rôle pour la définition de certaines valeurs, conduisent à des ordres de grandeur ou à des fourchettes, mais pas à des valeurs précises. Les valeurs varient ensuite fortement d'un individu à un autre, d'un espace géographique à un autre, etc. L'État intervient alors pour en normaliser les résultats et pour faire en sorte que tous les intéressés utilisent dans les évaluations, jusqu'à nouvel ordre, la même valeur. Les raisons de cette normalisa-

tion sont techniques, mais aussi et surtout politiques et éthiques. De ce fait ces valeurs ne tirent pas leur légitimité du caractère scientifique qu'on peut leur donner, même si les résultats de nombreux travaux et recherches ont été nécessaires pour les produire, mais plutôt de la procédure de concertation à laquelle se sont associés les mondes académique et administratif. Ces valeurs font donc autorité mais ne sont pas arbitraires.

#### *L'institutionnalisation du consensus*

La reconnaissance de ces valeurs et finalement leur utilité dans le processus d'arbitrage dépend en grande partie de la légitimité de l'institution qui a porté ce travail, des personnalités qui se sont impliquées à des titres divers dans la réflexion collective, de la diversité des membres du groupe. Il paraît difficile d'imaginer réaliser un tel processus de concertation et de compromis à une échelle plus vaste ou dans des instances trop impliquées à un titre ou à un autre dans tel ou tel projet.

La production des valeurs monétaires s'est heurtée à la question de la légitimité de celui qui les produit. Certains voient dans cette instance un « camp retranché » de technocrates défendant une orthodoxie économique décalée par rapport aux enjeux de la société, d'autres au contraire un creuset dans lequel s'élabore de manière concertée, à échelle réduite, les valeurs qui seront intégrées par la suite dans les calculs publics.

Il est tout d'abord significatif d'observer la rapidité avec laquelle ces valeurs tutélaires ont fait référence à l'extérieur du cadre administratif (études, travaux académiques) et ce sans aucune obligation particulière. Les utilisateurs mais aussi les producteurs de telles valeurs se sentent dans l'obligation de se positionner par rapport à ce cadre de référence (cf. Première partie). Et cela constitue une avancée très significative dans l'objectivation de l'utilité sociale de telle ou telle décision.

On notera ensuite que ces valeurs restent dans un premier temps des propositions faites au gouvernement. Le passage entre ces valeurs et leur utilisation effective au sein de l'administration passe par une validation politique. Certains considèrent que, compte tenu des impacts que ces valeurs ont sur les résultats des évaluations, la seule validation au sein d'un ministère dans le cadre d'une circulaire reste insuffisante pour surmonter les critiques rappelées plus haut et estiment que la légitimité de ces travaux se trouverait renforcée s'ils faisaient l'objet d'une discussion au sein d'une commission parlementaire puis d'un vote au Parlement : cela apporterait une reconnaissance claire au compromis établi dans un groupe restreint.

### **2.1.3. PRINCIPES DE PRODUCTION ET ACCEPTABILITÉ DE L'OUTIL ÉCONOMIQUE**

La qualité du processus de production du cadre référentiel permettant ces calculs représente un enjeu important pour améliorer l'appropriation de l'outil du calcul économique par l'ensemble des acteurs. Plusieurs éléments doivent être réunis.

#### *Garantir la neutralité des valeurs de références*

La production des valeurs tutélaires et des méthodes doit pouvoir être déterminée de manière indépendante des préoccupations du moment, éloignée des lobbies qui se forment sur tel ou tel projet. Déjà, ces valeurs de références doivent dépasser le seul cadre d'un secteur particulier alors que jusqu'à maintenant les valeurs évoquées ici ont été conçues et discutées dans le cadre du seul secteur des transports. Ensuite, ces valeurs doivent être produites dans un lieu ouvert et reconnu associant des personnalités diverses garantissant et crédibilisant les normes proposées. Le processus de production lui-même doit être transparent pour pouvoir être contesté et pour ouvrir ainsi le jeu à des nouvelles négociations.

#### *Assurer la continuité du processus de co-production du système de valeurs*

Il est important également que le processus ne soit pas figé pour qu'il reste en phase avec la réalité des attentes sociales. Cela suppose la permanence dans le temps du cadre de production de ces valeurs. Ce cadre doit assurer le va-et-vient entre les utilisateurs de ces valeurs, les attentes et les préoccupations de la population comme des décideurs. Ce cadre doit être alimenté par la recherche théorique et appliquée. Il est notamment nécessaire d'élargir le spectre des valeurs en s'attachant à ce qui est le plus difficile à appréhender et qui touche par exemple à l'équité territoriale et sociale, ou encore à l'appréhension des effets de long terme.

#### *Diminuer le coût d'usage des outils : le rôle de la puissance publique*

Une des difficultés importante pour la diffusion de ces systèmes de prix relatifs est à trouver dans le coût de leur usage pour les utilisateurs. Ce coût d'usage (coûts de transaction) peut être diminué par le développement de guides des bonnes pratiques par exemple. Ce type de guide, issu des échanges des praticiens et des universitaires, pourrait permettre de dégager des recettes opératoires susceptibles d'aider et de faciliter la diffusion de ces pratiques d'évaluation. Il permettrait aussi de lister les points sur lesquels des études et des recherches



mériteraient d'être lancées. Cela passe ensuite par l'animation et la formation sur le long terme des personnes susceptibles de concevoir, de réaliser ou de piloter, d'auditer des travaux de ce type ; par la production et mise à disposition des données nécessaires pour établir les calculs, etc. Il est du rôle de la puissance publique que de favoriser la baisse de ce coût.

*Inscrire la production de ces valeurs dans un processus politique d'évaluation crédible*

Ces valeurs correspondent à un bien collectif que la collectivité doit décider de mettre à disposition des utilisateurs potentiels. On peut considérer qu'il existe des usagers potentiels intéressés à se référer à des valeurs non contestables pour alimenter leur argumentaire, demander des compensations ou des indemnités, défendre ou promouvoir un projet, etc. Mais cette demande ne s'exprime guère. Et l'investissement dans ce processus de production très coûteux ne peut sans doute être entrepris que s'il est porté par une volonté politique. Celle-là doit se traduire de manière claire, si l'on souhaite que des forces vives de l'administration et des universitaires consacrent du temps et de l'énergie pour produire de telles valeurs. Le développement effectif du calcul économique suppose que ce dernier ait un réel enjeu stratégique (processus d'indemnisations, élaboration de bilan des gagnants et des perdants, autorité reconnue des contre-expertises, etc.). La loi organique relative aux lois de finances du 1<sup>er</sup> août 2001 (LOLF) qui réforme en profondeur la gestion publique propose de nouvelles pratiques qui imposeront sans doute, dans les faits, la production et l'utilisation d'indicateurs complexes, de guides méthodologiques, permettant de mesurer l'utilité sociale des dépenses publiques (Loi 2001-692) engagées (efficacité socio-économique des programmes, qualité des services rendus aux usagers, efficacité de la gestion). Ce nouveau cadre de gouvernance dans lequel les acteurs sont tenus de motiver leur position apparaît plus favorable pour la diffusion de l'outil du calcul économique standard et la production de valeurs monétaires de référence.

#### **2.1.4. CONCLUSION**

L'intérêt commun impose de lutter contre l'appauvrissement et l'affaiblissement du calcul économique, car il s'agit de la seule alternative possible au calcul politique ou strictement financier pour saisir l'intérêt général dans le long terme. Renégocier, pour chaque projet, la manière dont on compare les différents inconvénients et avantages,

c'est prendre le risque d'introduire des incohérences majeures dans les décisions publiques, d'accepter des inégalités sur la manière dont se font les compromis d'un projet à l'autre, et surtout de voir la décision publique totalement prisonnière des rapports de force s'exprimant sur un projet particulier.

Un référentiel partagé et reconnu peut faciliter ce type d'approches et les rendre crédibles. Il apparaît en effet souhaitable pour l'intérêt général que les débats sur les valeurs susceptibles de prendre en compte les préférences sociales se portent plutôt en amont du calcul économique, là où le citoyen peut se prononcer indépendamment de son intérêt dans un projet particulier, plutôt que dans chaque projet où la capacité des acteurs à s'abstraire du projet en discussion est beaucoup plus difficile. L'enjeu de ces normes est moins de dire l'intérêt général que de forcer l'ensemble des acteurs à objectiver leurs préférences dans un cadre permettant le dialogue.

## CHAPITRE 2.2

# **POUR UN CALCUL ÉCONOMIQUE QUI PART DES CHOIX D' ACTIONS : LA POLITIQUE ROUTIÈRE RÉVÈLE-T-ELLE DES VALEURS IMPLICITES DIFFÉRENTES DES VALEURS OFFICIELLES ?**

Yves Crozet (LET – CNRS – Université Lumière Lyon 2)<sup>1</sup>

La lutte contre l'insécurité routière est devenue en France, en 2002, une priorité des politiques publiques, avec les résultats que l'on connaît : une réduction sensible du nombre de morts et de blessés sur les routes. Une tendance qui n'a pas été qu'un feu de paille puisque le mouvement se poursuit des années plus tard, même si des contre-tendances apparaissent ici ou là. Cette nette inflexion doit être reliée à un meilleur contrôle du respect des vitesses maximales autorisées, qui s'est traduit par une réduction de la vitesse moyenne des automobiles sur le réseau routier et autoroutier. Phénomène qui peut aussi être lié à une augmentation de la congestion routière et à une conduite plus économe, la hausse des prix des carburants ayant incité les conducteurs à lever le pied.

En se combinant, ces ajustements marginaux constituent une nouvelle donne. Depuis plusieurs décennies en effet, l'amélioration du réseau routier et autoroutier, et la baisse du prix des carburants par rapport au salaire moyen, avait plutôt conduit à accroître la vitesse moyenne des déplacements. Il en résultait des gains de temps dont le calcul économique nous disait qu'ils comptaient pour beaucoup dans la rentabilité socio-économique des infrastructures de transport. Dans le même temps, les projets de création ou d'élargissement de routes ou

---

1. Yves Crozet est chercheur au Laboratoire d'Économie des Transports et professeur à l'Université Lumière Lyon 2. Il préside un groupe opérationnel du PREDIT 4 (2008-2012) et est notamment président de l'Observatoire Énergie Environnement des Transports (OEEET) depuis décembre 2008. Il est spécialiste des transports, et en particulier de leur place dans l'aménagement du territoire et de leurs impacts économiques.

d'autoroutes sont moins nombreux. En outre, ils se heurtent à une hostilité croissante de riverains, d'élus et d'associations. Tout ceci mérite un examen critique. En multipliant les contraintes sur l'automobile, et notamment sur les vitesses maximales et moyennes de déplacement, la collectivité ne risque-t-elle pas de perdre le bénéfice que pourrait procurer la poursuite des tendances passées ? Une réponse positive à cette question serait un signe supplémentaire du fait que le calcul économique ne semble plus à même de guider les décideurs publics dans la définition de l'intérêt général. Ce dernier se référerait à un autre étalon, à d'autres grandeurs, ignorées ou sous-estimées par le calcul économique, lequel serait donc en mal de justification.

Depuis les travaux de L. Boltanski et L. Thévenot (1991), nous savons que toute justification s'inscrit dans une certaine vision du monde, généralement implicite (cf. chapitre 2.5). Ce constat s'applique au calcul économique qui, bien qu'il monétarise les coûts externes et les avantages non marchands comme les gains de temps, ou peut-être à cause de cela, est considéré comme une pratique technocratique : reflet d'un certain « monde » de pensée, ignorant d'autres dimensions, d'autres « mondes », réputés plus sensibles aux exigences de l'aménagement du territoire ou de la protection de l'environnement. Le calcul économique est donc aujourd'hui en partie déconsidéré (Crozet, 2004). Pour cette raison, suivant une demande du conseil général des Ponts et Chaussées, le PREDIT a lancé un travail de recherche sur les pistes qui pourraient non pas refonder, mais enrichir le calcul économique afin de le rendre plus adapté aux questions qui se posent aujourd'hui en matière de développement des infrastructures de transport (Maurice et Crozet, 2007).

Une partie de ces travaux peut être utilisée pour s'interroger sur les « justifications » des inflexions récentes de la politique routière. Quand la sécurité devient un objectif prioritaire, quand la Direction des Routes organise un colloque sur « la route apaisée », quand un débat public conduit un ministre à retarder, voire abandonner, les projets d'élargissement de l'autoroute dans la vallée du Rhône... est-ce le fruit de la déconsidération du calcul économique ? Nous ne le pensons pas. Nous y voyons plutôt un moyen de reconsidérer le calcul économique. Nous pouvons par exemple nous interroger sur la relation entre la politique routière et la forte réévaluation de la valeur de la vie humaine par le groupe Boiteux 2 (CGP, 2001). Nous pouvons aussi nous efforcer de rattacher cela à la volonté affichée de réduire les émissions de CO<sub>2</sub>. Nous essayerons donc de montrer que le calcul économique est tout sauf obsolète. Par la mise en place d'un

calcul économique « à l'envers » (1), il est à même de révéler des valeurs tutélaires implicites sur le montant desquelles il est ensuite utile de s'interroger (2).

### **2.2.1. LE CALCUL ÉCONOMIQUE « À L'ENVERS », UNE FAÇON DE RECONSIDÉRER LE CALCUL ÉCONOMIQUE**

Les mesures de réduction de la vitesse maximale ne datent pas de 2002. Si ces dernières années ont marqué les esprits par la mise en place de radars automatiques, des élus locaux avaient pris les devants, notamment dans les traversées d'agglomération. Ainsi, de nombreux investissements de sécurité réalisés sur des routes nationales traversant des villes ou villages ont consisté à ralentir les automobiles par la construction de ronds-points, le rétrécissement des voiries, etc. La plupart de ces investissements, au moment de leur réalisation, ne pouvaient être justifiés par le calcul économique. Compte tenu de ce qu'était la valeur du mort à l'époque, entre 1,8 million (fin des années 80) et 3 millions de francs (milieu des années 90), ils n'apportaient pas un gain suffisant à la collectivité. La valorisation des vies gagnées et des blessés évités donnait pour la majorité de ces investissements des avantages inférieurs au coût des travaux (Bagard, 2004).

Si nous comparons maintenant ces mêmes investissements avec la valeur du mort définie dans le rapport Boiteux 2 (un million d'euros soit 6,5 millions de francs), même en l'actualisant, on s'aperçoit que ces investissements étaient rentables du point de vue de la collectivité. Ce qui signifie que les élus locaux, qui sans doute ne connaissaient pas les subtilités du calcul de la valeur du mort, n'avaient fait qu'anticiper une évolution des préférences collectives, qui s'est aujourd'hui révélée dans les comportements<sup>2</sup> et dans les valeurs tutélaires. Ce premier exemple ne remet pas en cause le principe du calcul économique, mais il souligne la nécessité d'entrer dans une interprétation dynamique, tenant compte du fait que les valeurs tutélaires peuvent changer.

Un tel constat invite à systématiser la démarche. Au lieu de faire seulement du calcul économique « à l'endroit », en appliquant les valeurs officielles aux données physiques issues d'un projet routier ou autoroutier, ne pourrait-on pas faire du calcul économique « à l'envers » ? Nous entendons par là un calcul à rebours qui consiste à faire émerger les valeurs tutélaires implicites au choix de tel ou tel

---

2. 2 000 morts de moins sur les routes en 2003 par rapport à 2001 !

projet, de telle ou telle réglementation. Ainsi, dans une note interne au CGPC, Jean-Pierre Giblin s'est essayé à faire un calcul « politiquement incorrect » en comparant les gains de sécurité et les pertes de temps consécutives à la baisse des vitesses sur autoroute. Du point de vue du calcul économique, ces deux grandeurs sont commensurables puisqu'il existe une valeur officielle du temps et une valeur officielle de la vie humaine.

### ***Les calculs « politiquement incorrects » de J.P. Giblin***

Hypothèses de travail :

Un trajet de 1000 km (la vitesse moyenne est considérée comme inférieure à la vitesse maximale, les gains ou pertes de temps sont ajustés en tenant compte de cette contrainte).

Valeur du temps = 13 euros de l'heure

Taux de remplissage du véhicule = 1.4

Valeur de la tonne de carbone : 100 euros

Valeur de la vie humaine : 1 million d'euros

Valeur du blessé : 150 000 euros

Prix du carburant hors taxes = 0,29 euro (un raisonnement TTC ne serait pas correct car le gain pour l'utilisateur est une perte de recettes pour la collectivité).

### **Cas de figure n° 1 : Baisse de la vitesse maximale (110km/h) et perte d'une heure sur le trajet**

La perte de temps est évaluée à 18,2 euros alors que les gains en matière de sécurité routière se montent à 1,06 euro. Le bilan pour la collectivité est donc nettement négatif, même si on tient compte des économies de carburant (gain de 2,8 euros hors taxes) et des moindres émissions de CO<sub>2</sub> (gain de 0,5 euro). Au total, les pertes de temps sont presque cinq fois supérieures aux gains pour la sécurité et l'environnement.

#### **Détail du calcul**

Temps passé :  $1 \times 1,4 \times 13 = - 18,2 \text{ €}$

Economie de carburant (HT) :  $6,2 \text{ litres} \times 0,29 = + 2,8 \text{ €}$

Carbone économisé :  $0,005 \text{ tonne} \times 100 \text{ €} = + 0,5 \text{ €}$

Gains de sécurité :  $((0,75/10^9) \times 10^6) + ((2,1/10^9) \times 150 \times 10^3) \times 1000 = + 1,06 \text{ €}$

Ces gains correspondent à une réduction d'environ 20% du nombre de morts et de blessés fixés respectivement à 4,3 morts et 21 blessés par milliard de véhicules kilomètres avant la baisse des vitesses.

### **Cas de figure n° 2 : Augmentation de la vitesse maximale (150km/h) et gain de 45 minutes sur le trajet**

Le gain de temps est évalué à 13,65 euros alors que les pertes en matière de sécurité routière se montent à 2,8 euros. Le bilan pour la collectivité est donc nettement positif, même si on tient compte du surcoût de carburant (3,6 euros hors taxes) et des émissions additionnelles de CO<sub>2</sub> (1 euro). Au total, les gains de temps sont presque deux fois supérieurs aux coûts pour la sécurité et l'environnement.

Gain de temps de parcours :  $0,75 \times 1,4 \times 13 = + 13,65\text{€}$

Dépenses supplémentaires de carburant (hors taxes) :

$12,4 \times 0,29 = -3,6 \text{ €}$

Accroissement des émissions de CO<sub>2</sub> :  $0,01 \times 100 = - 1 \text{ €}$

Insécurité :  $((1,6/10^9) \times 10^6) + ((8 / 10^9) \times 150 \times 10^3)$   
 $\times 1000 = - 2,8 \text{ €}$

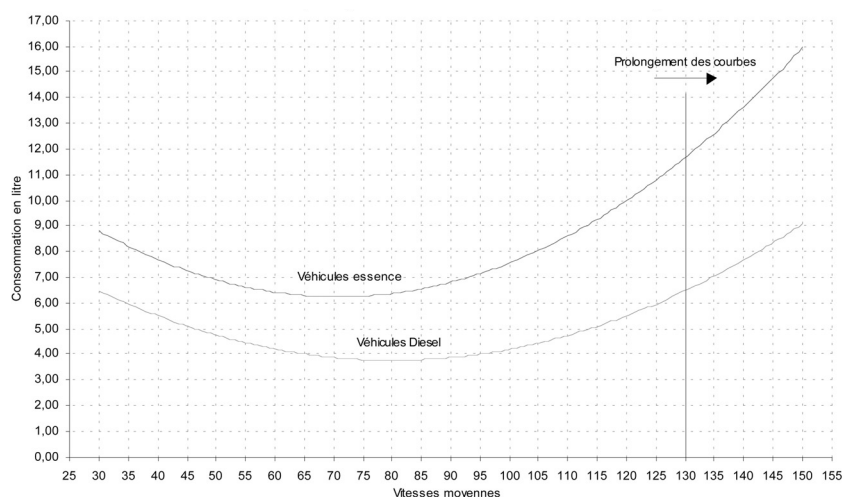
Les nombres de morts et blessés progressent respectivement de 37 et 38 % par rapport à la situation initiale.

Le résultat de ce petit exercice semble conforter le sens commun, tel qu'il s'est exprimé par la voix de nombreux automobilistes au début des années 2000. Les politiques de ralentissement des vitesses routières et autoroutières engendrent une perte sociale pour la collectivité. Sauf à considérer que les valeurs tutélaires sont plus élevées que celles proposées par le rapport Boiteux (CGP, 2001). Ce pourrait être le cas pour la valeur de la vie humaine, mais aussi pour la valeur de la tonne de CO<sub>2</sub>. Vu la place majeure qu'occupe cette question dans les débats contemporains, en France et à l'échelle européenne et mondiale, on pourrait parfois penser que nous sommes invités à réduire les émissions de CO<sub>2</sub> « à tout prix ».

Ainsi, comme le révèle la figure 1, en abaissant les vitesses maximales à 75-80 km/h pour les véhicules essence et 85-90 km/h pour les véhicules diesel, les émissions de CO<sub>2</sub>, les consommations énergétiques et la pollution diminueraient pour une même distance effectuée. Mais cela se ferait au prix de pertes de temps. Il est donc légitime de se demander si le jeu en vaut la chandelle. Sommes-nous prêts à réduire nos émissions de CO<sub>2</sub> « à tout prix » ? Ce n'est pas évident, pour le montrer, poursuivons notre construction du calcul économique à l'envers et mesurons les valeurs tutélaires implicites.

Figure 1

**Courbe de consommation automobile selon les vitesses moyennes**



**2.2.2. DES VALEURS TUTÉLAIRES À LA NOUVELLE DONNE DES PRÉFÉRENCES COLLECTIVES**

Les données de trafic montrent en France, depuis le début des années 2000, une réduction significative des vitesses moyennes, sur l'ensemble du réseau, sans que cela puisse s'expliquer par des phénomènes massifs de congestion. La collectivité a ainsi réalisé un arbitrage en faveur de la sécurité et des émissions de CO<sub>2</sub> et au détriment de la vitesse. Il s'en est suivi des pertes de temps, et des gains de sécurité et de carbone que l'on peut chiffrer. Si nous prenons le cas des autoroutes de liaison (130 km/h), la vitesse moyenne (VP+PL) est passée de 107,5 km/h en 2000 à 105,8 km/h en 2004, soit une baisse de 1,6 %.

Tableau 1

**Vitesses moyennes constatées sur autoroutes de liaison entre 2000 et 2004**

	Mode	2000	2001	2002	2003	2004
Moyenne	Ensemble	107,5	107,0	107,9	105,8	105,8
Autoroutes de liaison	VP	124,0	124,0	123,5	119,0	118,5
	PL	91,0	90,0	92,3	92,7	93,0

Source : Observatoire National Interministériel de Sécurité Routière  
 VP : moyenne jour/nuit ; PL : moyenne 2,3,4 essieux



En se fondant sur un projet autoroutier type, G. Chevasson (2007) examine la relation qui existe entre une baisse des vitesses et les valeurs du temps. Pour arriver à ces résultats, il prend comme référence le bénéfice issu d'un scénario de base et il recherche les valeurs du temps qui entraînent la même variation à la baisse du bénéfice que celle engendrée par une baisse des vitesses.

Tableau 2

**Relation entre Vitesses sur autoroutes et Valeurs du temps**

Vitesses sur autoroute	Une baisse des vitesses de	Vitesses en km/h	est équivalente à une baisse des VDT de
Vitesses limites : VP : 130 km/h PL : 90 km/h	-5 %	VP : 123,5 – PL : 85,5	-4,9 %
	-10 %	VP : 117 – PL : 81	-10,5 %
	-15 %	VP : 110,5 – PL : 76,5	-18,3 %
	-20 %	VP : 104 – PL : 72	-27,3 %

Lecture du tableau : une baisse des vitesses sur autoroute de 10 % est équivalente à une baisse des valeurs du temps de 10,5 %.

Ce que nous disent ces résultats est que la baisse des vitesses observées depuis l'année 2000 peut s'apparenter à une baisse des valeurs du temps. Nous avons ici une relation qui, du point de vue du calcul économique, peut sembler paradoxale, puisque d'un côté la collectivité a augmenté les valeurs du temps entre le premier et le second rapport Boiteux, et d'un autre côté elle agit d'une manière qui sous-entend qu'elle les considère moins élevées, en tout cas sur la route. En d'autres termes, nous avons d'un côté une valorisation du temps qui constitue l'essentiel des avantages résultant d'un projet et qui détermine en grande partie sa rentabilité, et d'un autre côté nous assistons à des politiques de réduction de la vitesse qui vont à l'encontre de cette règle. Est-ce une aberration ? Ou peut-on rationaliser ces choix ?

En nous intéressant à la relation qui existe entre vitesses et valeurs du temps d'une part, valeur de la tonne de carbone d'autre part, nous pouvons trouver un début d'explication. Regardons l'effet d'une variation des valeurs du temps (ou des vitesses) sur le niveau implicite de la tonne de carbone. Prenons comme référence le bénéfice issu du scénario de base et recherchons la valeur de la tonne de carbone qui a le même impact sur le bénéfice qu'une baisse des valeurs du temps.

Tableau 3  
**Relation entre valeurs du temps et valeur de la tonne de carbone**

	Une baisse des VDT de :	est équivalente à une hausse de la valeur du carbone de	Valeur de la tonne de carbone en €	Impact sur le bénéfice
Valeurs du temps	-0,16 %	+10 %	110	-0,2 %
	-0,81 %	+50 %	150	-0,8 %
	-1,62 %	+100 %	200	-1,6 %
	-6,46 %	+400 %	500	-6,4 %
	-14,42 %	+900 %	1 000	-14,5 %
	-22,23 %	+1400 %	1 500	-22,5 %

Lecture du tableau : une baisse de 1,6 % des valeurs du temps est équivalente à une augmentation de 100 % de la valeur de la tonne de carbone.

De la même façon, regardons l'effet d'une variation des vitesses sur le niveau implicite de la tonne de carbone. Pour arriver à ces résultats, nous prenons comme référence le bénéfice issu du scénario de base et nous recherchons la valeur de la tonne de carbone qui a le même impact sur le bénéfice qu'une baisse des vitesses.

Tableau 4  
**Relation entre vitesses et valeur de la tonne de carbone**

	Une baisse de la vitesse sur autoroute de	Soit : vitesses en km/h VP / PL	est équivalente à une hausse de la valeur t/Cb de	Valeur de la tonne de carbone en €	Impact sur le bénéfice
Vitesse limites sur autoroute VP : 130 km/h PL : 90 km/h	-1,0 %	128,7 / 89,1	+65 %	165	-1,0 %
	<b>-1,6 %</b>	<b>127,9 / 88,6</b>	<b>+84 %</b>	<b>184</b>	<b>-1,4 %</b>
	-2,0 %	127,4 / 88,2	+132 %	232	-2,1 %
	-5,0 %	123,5 / 85,5	+301 %	401	-4,8 %
	-10,0 %	117,0 / 81,0	+654 %	754	-10,5 %
	<b>-11,5 %</b>	<b>115 / 79,6</b>	<b>+794 %</b>	<b>894</b>	<b>-12,8 %</b>
	-15,0 %	110,5 / 76,5	+1150 %	1 250	-18,5 %
-20,0 %	104,0 / 72,0	+1733 %	1 833	-27,9 %	

Lecture du tableau : une baisse de 5,0 % des vitesses sur autoroute (VP : 123,5 km/h et PL : 85,5 km/h) a le même impact sur le bénéfice qu'une hausse de 301 % de la valeur de la tonne de carbone.

Si nous essayons de rapprocher ces tableaux de la baisse des vitesses constatées sur autoroute, puis de la baisse des vitesses envisagées par certains, nous pouvons faire les constats suivants.

- En considérant que la baisse des vitesses observées entre 2000 et 2004 (-1,6 %) soit prise en compte par le calcul économique lors de l'évaluation du projet, il apparaît que celle-ci peut s'apparenter à une prise en compte de la valeur d'une tonne de carbone de l'ordre de 184 € valeur 2005<sup>3</sup>. Cette valeur correspondrait à un coût de 12,1 centimes d'euro par litre d'essence et de 13,4 centimes d'euro par litre de diesel.
- Qu'en est-il maintenant de la proposition, envisagée un temps, de baisser la vitesse réglementaire sur autoroute à 115 km/h au lieu de 130 km/h, ce qui correspondrait à une baisse de 11,5 % ?
  - Si la baisse concernait uniquement les voitures particulières, cela correspondrait à une prise en compte de la valeur de la tonne de carbone d'environ 575 € valeur 2005. Cette valeur correspondrait à un coût de 37,6 centimes d'euro par litre d'essence et de 41,8 centimes d'euro par litre de diesel.
  - Si la baisse concernait les voitures particulières et les poids lourds, c'est-à-dire que nous appliquons la même baisse aux vitesses réglementaires VP et PL, cela correspondrait à une prise en compte de la valeur de la tonne de carbone d'environ 894 € valeur 2005 (cf. tableau 3). Cette valeur correspondrait à un coût de 58,5 centimes d'euro par litre d'essence et de 65 centimes d'euro par litre de diesel.

Est-ce le niveau très élevé de ces dernières valeurs qui explique le faible succès de ceux qui souhaitent un abaissement de la vitesse maximale sur les autoroutes ? C'est possible, mais n'oublions pas que si nous nous en tenons aux valeurs implicites de la tonne de carbone liées à la baisse observée des vitesses depuis le début des années 2000, nous aboutissons à une valeur de 184 euros, plus proche de la valeur tutélaire de 100 euros la tonne.

### 2.2.3. CONCLUSION

Ces résultats doivent évidemment être considérés avec précaution, mais ils révèlent deux tendances significatives des politiques routières.

- Si l'amélioration de la sécurité routière et la réduction des émissions de CO<sub>2</sub> ne peuvent justifier séparément des politiques brutales de réduction des vitesses, elles peuvent par contre, en se combinant, fonder une réduction à la marge des vitesses moyen-

---

3. Année de la mise en service de l'autoroute, à partir de laquelle sont calculés les avantages.

nes, phénomène observé ces dernières années. Ceci confirme le bien-fondé d'un traitement joint de ces externalités

- Par ailleurs, n'oublions pas que derrière l'idée d'abaisser graduellement les vitesses, se profile une autre prise de conscience, celle des limites croissantes que rencontre le système automobile. Lorsque 90 % des ménages sont équipés et que le réseau routier et autoroutier ne peut plus guère être étendu, le signal à envoyer aux automobilistes est que la collectivité ne peut plus s'offrir le luxe d'une vitesse routière croissante. Les gains de vitesse doivent être recherchés avec le transport aérien ou la grande vitesse ferroviaire. Lesquels offrent des gains de temps significatifs et offrent ainsi un terrain d'étude privilégié pour le calcul économique ... « à l'endroit » !

## CHAPITRE 2.3

# POUR UN CALCUL ÉCONOMIQUE OUVERT À L'ÉTHIQUE : L'ÉVALUATION DE L'ÉVALUATION MONÉTAIRE

Emile Quinet (Paris School of Economics – ENPC)<sup>1</sup>

Les coûts environnementaux constituent un sujet d'attention relativement récent, mais qui a connu un développement important au cours des années passées. Partout dans le monde des programmes importants ont été entrepris pour mieux les évaluer et les prendre en compte dans les décisions. En France, le PREDIT travaille sur ce thème depuis une vingtaine d'années, et le délai qui s'est écoulé depuis son démarrage est suffisant pour prendre une vue d'ensemble des résultats qu'il a permis d'obtenir dans notre pays.

La présente contribution va analyser les avancées dans l'estimation des coûts et les évolutions dans leur utilisation pour la politique des transports. On y justifiera l'idée que les évaluations des coûts environnementaux, qui ont fait des progrès considérables et aboutissent à des estimations fiables, n'ont pas le rôle qu'on pourrait en attendre dans les processus d'aide à la décision ; on peut expliquer ce hiatus d'abord par les imperfections de ces processus, et ensuite surtout par les considérations d'ordre éthique que pose leur mise en œuvre.

### **2.3.1. DES ÉVALUATIONS DE PLUS EN PLUS SOLIDEMENT ÉTABLIES**

Des progrès considérables ont été faits dans les estimations de coûts d'environnement (cf. Première partie). Les méthodes d'évaluation ont

---

1. Emile Quinet est professeur émérite à l'École nationale des Ponts et Chaussées, membre de l'Académie des technologies et membre associé à la Paris School of Economics (Paris-Sciences Économiques). Ses recherches portent essentiellement sur les transports et l'économie des services publics : tarification, choix d'investissements, régulation, analyse des fonctionnements du marché... Il a coordonné plusieurs rapports officiels sur les externalités environnementales des transports.

été affinées et perfectionnées ; ainsi les études de préférences déclarées constituent un des rares cas d'expérimentation économique où l'on a pu élaborer un protocole d'expérience à l'instar de ce qui se fait dans les sciences physiques. On a appris à mieux cerner les limites et les difficultés de chaque méthode, comme par exemple les biais d'inclusion des évaluations contingentes ou les dissymétries entre consentement à payer et consentement à recevoir. On a multiplié les comparaisons entre les résultats issus de différentes méthodologies, on cerne de mieux en mieux les limites et les domaines de pertinence de chacune d'elles. On commence à intégrer dans les évaluations les avancées de la psychologie, et notamment l'importance de la position de départ du sujet et le sens de variation des stimuli dont on veut évaluer l'impact, dans la ligne des travaux de Kaneman et Tversky (1979).

Les postes estimés se sont diversifiés : à la congestion et l'insécurité, évaluées depuis très longtemps, se sont ajoutés le bruit et la pollution de l'air, puis le réchauffement planétaire et la biodiversité, puis les effets amont et aval, les effets de coupure, les conséquences esthétiques...

Le nombre des estimations s'est également considérablement accru. Il y a quelques décennies, on ne disposait que d'études éparses. On se trouve maintenant devant un stock considérable de résultats, au plan français et évidemment encore plus au plan européen (cf. Première partie).

Cette quasi-explosion du nombre d'estimations peut inquiéter lorsque, à la suite d'un examen sommaire, on prend une vue des écarts qu'elles font apparaître. Ainsi le tableau suivant met en évidence la dispersion élevée des évaluations de coûts environnementaux de l'automobile exprimés en Euro par passager\*km tels qu'on peut les recenser à partir d'études européennes récentes :

Tableau 1

**Dispersion des évaluations de coûts environnementaux de l'automobile**

Nombre d'estimations	55
Coût moyen en Euro/Passager*km	0,093
Ecart-type	0,099

Source : Quinet, 2004a

Peut-on se fier à des valeurs tirées d'un ensemble montrant une aussi forte dispersion ? La réponse à cette question fondamentale nécessite un examen approfondi à la fois du processus par lesquelles

elles ont été obtenues et de ces valeurs elles-mêmes. Cet examen est effectué dans Quinet 2004a et b, dans le cadre d'une méta-analyse dont on reprendra ici les points essentiels, en l'illustrant sur l'exemple des coûts externes de l'automobile<sup>2</sup>.

Il convient d'abord de recenser les motifs de différences entre les résultats des études, qui peuvent être multiples :

- La nature des situations étudiées. Les études recensées diffèrent par le type de véhicule (par exemple la taille de l'automobile ou son mode de propulsion), par la situation géographique (localisation de la zone sur laquelle est calculée un coût moyen, ou du corridor interurbain), éventuellement par l'heure du trajet.
- La nature des effets externes pris en compte. La plupart des évaluations prennent en compte le bruit, la pollution de l'air, le réchauffement planétaire, l'insécurité ; mais certaines ne prennent pas en compte la congestion, et un très petit nombre intègre d'autres effets tels que les atteintes urbaines ou les effets amont-aval.
- Le type de coût calculé. Certaines calculent des coûts moyens, d'autres des coûts marginaux. Les deux concepts ont leur intérêt pour l'analyse économique, mais les résultats dépendent de l'option choisie.
- Les lois physiques utilisées. Pour chacun des effets étudiés le calcul des coûts passe par l'utilisation de lois « physiques » qui relient la cause des dommages à l'expression en termes physiques des dommages créés (*Impact Pathway*, cf. Première partie). Or ces relations physiques sont parfois bien établies, comme par exemple l'effet du type de route sur les taux d'accidents, mais dans d'autres domaines, une incertitude subsiste ; ainsi en matière de pollution de l'air deux grandes études parmi d'autres, l'étude OMS et l'étude ExternE, aboutissent à des nocivités dans un rapport de un à deux environ.
- Les hypothèses secondaires des modèles. La mise en œuvre concrète des relations physiques précédentes s'effectue au moyen de modèles qui mettent en œuvre ces relations physiques, comme par exemple les modèles de diffusion des pollutions de l'air ou d'impacts du bruit ; la plupart de ces modèles, d'un grand niveau de complexité, comportent de nombreuses hypothèses secondai-

---

2. L'article cité étudie l'ensemble des modes de transport à la fois pour les passagers et pour le fret.

res, liées par exemple au traitement des données statistiques, qui peuvent avoir des incidences fortes sur les résultats.

- Les valeurs unitaires. Enfin on passe des données exprimées en termes physiques aux données monétaires par l'utilisation de valeurs unitaires, telles que la valeur du temps ou la valeur de la vie humaine ; ces valeurs diffèrent d'une étude à l'autre et constituent une dernière source d'écart.

Parmi ces six catégories de facteurs, les trois premiers ne nécessitent pas de commentaires particuliers : la nature des situations étudiées, la liste des effets externes pris en compte, et le type de coût calculé ne mettent pas en jeu la crédibilité scientifique des résultats, ils constituent simplement des caractéristiques à connaître pour leur bonne utilisation.

Les options prises concernant les hypothèses secondaires des modèles (5<sup>e</sup> point) ne sont pas précisées dans les compte-rendu d'études disponibles ; il faudrait pour les connaître avoir accès à toutes les bases de données ayant été utilisées pour faire l'étude.

Les choix faits en termes de relations physiques et de valeurs unitaires méritent davantage d'attention : ce sont ceux en effet qui, avec les conséquences des hypothèses secondaires, peuvent justifier la qualification d'incohérence des résultats.

L'importance relative de ces facteurs a été quantifiée par une régression qui vise à expliquer les estimations de coût au passager\*km en fonction de paramètres, en général sous forme de « dummies », représentatifs de chacune des catégories d'écart recensées :

- pour tenir compte des différences quant à la nature des abords, on a classé les estimations en trois catégories : rase campagne, zone urbaine, et métropoles ;
- les différences dans les lois techniques sont surtout marquées pour la pollution de l'air, et l'on a donc distingué entre les estimations utilisant les résultats de l'OMS et celles utilisant les résultats d'Externe ;
- des variables *dummy* ont été introduites pour distinguer les études calculant des coûts moyens de celles calculant des coûts marginaux ;
- enfin pour tenir compte des différences dans les valeurs unitaires, on a introduit une variable représentant le revenu par tête de la zone étudiée, qui apparaît comme le facteur le plus important de différenciation ;
- la seule valeur unitaire introduite explicitement dans l'ajustement est la valeur de la tonne de carbone prise pour estimer le



coût du réchauffement planétaire, valeur qui est une donnée indépendante du pays d'application, et qui peut varier fortement selon le choix de l'analyste.

Sur ces bases, l'ajustement donne les résultats suivants :

	D métro-pole	D zone urbaine	Valeur Carbone	D temps (coût marginal ou moyen)	D insécurité (coût marginal ou moyen)	D pollution (Externe ou WHO)	D bruit (coût marginal ou moyen)	Revenu par habitant	Constante
Coefficient	0,233	0,063	0,0003	0,176	0,053	0,063	-0,015	0,003	-0,361
Ecart-type	0,033	0,038	0,0004	0,033	0,037	0,030	0,028	0,001	0,107
R <sup>2</sup>	<b>0,797</b>								

On voit que l'ajustement linéaire explique une proportion très forte, près de 80 %, de la variance de l'ensemble initial. Dans cet ajustement, la plupart des variables sont relatives soit à la particularité de la situation (abords, revenu du pays), soit à la nature des coûts calculés (moyen ou marginal) ; seules deux variables de niveau d'explication faible traduisent une incertitude scientifique : la valeur du carbone et l'étude princeps utilisée pour estimer la pollution de l'air.

En ce qui le prix de la tonne de CO<sup>2</sup> d'ailleurs, le choix fait ne traduit pas vraiment une incertitude scientifique, mais plutôt une incertitude d'ordre politique ; il résulte des hypothèses avancées sur l'issue des négociations relatives à la mise en œuvre du protocole de Kyoto et de ses suites.

La seule véritable incertitude scientifique concerne les effets de la pollution de l'air. Même si les écarts résultant de cette incertitude sont limités par rapport au total du coût externe, il apparaît donc que c'est en ce domaine que les progrès sont les plus nécessaires, et on peut se réjouir que, depuis la date à laquelle l'étude présentée a été faite (2004), des analyses complémentaires aient été conduites (cf. Première partie).

Et au total la méta-analyse présentée montre que l'estimation des coûts externes a atteint maintenant un niveau de fiabilité satisfaisant, qui autorise leur utilisation dans les procédures d'aide à la décision.

### 2.3.2. UN FAIBLE RÔLE DANS LES PROCESSUS DÉCISIONNELS

Et pourtant, les coûts d'environnement tiennent une faible place dans les processus décisionnels. Certes, ils sont intégrés dans les éva-

luations socio-économiques. Les rapports de deux groupes de travail interministériels présidés par M. Boiteux ont proposé des valeurs et des procédures de calcul qui ont été traduites dans les circulaires sur la rentabilité des investissements. Maintenant, les coûts du bruit, de la pollution de l'air, du réchauffement planétaire sont pris en compte dans les taux de rentabilité au même titre que l'étaient déjà les temps de transport et l'insécurité.

Il apparaît alors de façon très régulière que les avantages liés à l'environnement pèsent peu dans les taux de rentabilité ou bénéfices actualisés, à peine plus de quelques pourcents. Il n'y a pas d'exemple où ils aient fait basculer l'ordre de priorité de deux projets mesuré par exemple par leur taux de rentabilité interne. On devrait donc s'attendre à ce que les décisions n'accordent qu'une faible place aux considérations environnementales.

Or c'est tout l'inverse qu'on constate : l'environnement pèse d'un poids très important dans la politique des transports, notamment en matière d'infrastructures. Ainsi, dans les débats publics, les arguments d'environnement prennent une place considérable ; on l'a vu par exemple à l'occasion du débat sur les choix stratégiques d'infrastructure dans la zone Vallée du Rhône-Arc Languedocien (VRAL – cf. chapitre 2.6). De manière similaire, au cours de la mise au point des projets individuels, on accepte couramment des modifications de projet améliorant l'environnement pour des suppléments de coûts dépassant de très loin la valorisation monétaire des avantages qui en résultent. Enfin au niveau des grands choix stratégiques, par exemple le partage modal entre transports individuels et collectifs, les arguments d'environnement mis en avant pour justifier les décisions tiennent une place majeure, bien supérieure à ce à quoi pourrait conduire un calcul économique mené à partir des monétarisations de coûts vues dans la section précédente.

Certes, dira-t-on, il est normal que les décisions ne suivent pas strictement les recommandations des calculs de rentabilité, et ce pour de multiples raisons tenant en particulier- mais pas uniquement- à ce que ces calculs n'intègrent pas tous les paramètres auxquels s'attachent les décideurs. Ainsi les calculs, dans leur format actuel, ne prennent pas en compte les effets distributifs, en particulier les conséquences en termes de développement régional ou, en ville, les effets sur l'urbanisme ; ils n'intègrent pas non plus les conséquences d'ordre qualitatif tels que les effets esthétiques ou les conséquences sur le développement régional. On comprend que pour ces motifs et pour d'autres analogues, les décisions divergent des recommandations du calcul économique.

Mais il est étonnant que pour des facteurs explicitement mesurés par l'analyse économique, il y ait un tel écart entre préconisations et décisions. Il est plus étonnant encore que dans les argumentaires accompagnant les décisions, on trouve si peu de références à la valorisation des dommages environnementaux. Ces derniers sont exprimés en termes qualitatifs ou quantitatifs, souvent abondamment comme on peut le voir à la lecture des dossiers de préparation des débats publics, mais pratiquement jamais en termes monétaires.

D'où vient un tel hiatus dans la place accordée à l'environnement selon les critères de la doctrine économique et selon les décisions concrètes ? On peut envisager l'explication dans deux directions de sens opposés, la première, cynique, fondée sur le jeu des intérêts particuliers, la seconde s'appuyant sur des considérations d'éthique.

### **2.3.3. LES CHOIX PUBLICS ET LE JEU DES INTÉRÊTS PARTICULIERS**

Cette explication se situe dans la ligne de ce que les économistes appellent la théorie des choix publics : selon cette dernière, les choix de la puissance publique ne sont pas dictés par le souci de l'intérêt général, mais par le jeu des intérêts particuliers des acteurs de la décision. Les limites de ce type d'analyse sautent aux yeux, mais on voit aussi également son pouvoir d'explication dans de nombreux cas particuliers.

Ainsi, en matière de réchauffement planétaire, les hésitations et timidités accompagnant les décisions de lutte sont compréhensibles quand on prend en compte les intérêts particuliers de chaque pays : les avantages qu'il retirera de ses efforts ne seront en moyenne qu'à l'échelle de son poids dans le monde : un pays représentant 1 % de la planète ne bénéficiera que de 1 % des efforts qu'il aura fait.

À l'autre bout de l'échelle géographique, lorsque par exemple un groupe de riverains se mobilise contre un projet, il dispose d'un pouvoir de négociation vis-à-vis des promoteurs, dans la mesure où il peut par son action retardatrice de la réalisation leur coûter extrêmement cher ; on comprend alors que, pour aboutir à un accord, ces promoteurs soient disposés à des dépenses élevées et sans commune mesure avec le coût économique réel de la nuisance objet du débat. Et bien souvent alors, si le conflit peut se résoudre à coup de dépenses publiques, c'est le contribuable, le grand absent de tous les débats sur les infrastructures, qui en fera les frais.

Dans ces situations, les intérêts particuliers peuvent jouer sur le défaut d'information, par exemple sur l'ignorance relative à la valori-

sation monétaire de la nuisance ou sur l'incertitude de sa détermination. Alors, toute valeur présentée par une des parties sera récusée par l'autre et la monétarisation ne jouera pas le rôle de pivot qui devrait être le sien dans le débat et dans la recherche d'un accord. Cette constatation ouvre la voie à plusieurs moyens pour rapprocher les positions et fonder l'accord sur des arguments rationnels.

La première est d'améliorer notre connaissance des valeurs monétaires de l'environnement, pour réduire l'incertitude qui s'y attache et pour mieux cerner les paramètres dont dépendent ces valeurs monétaires. Le PREDIT a largement œuvré en ce sens, et la 1<sup>ère</sup> partie de cet ouvrage en présente plusieurs résultats.

La seconde est d'ouvrir le débat public sur ces valeurs monétaires. Le but serait d'aboutir à un consensus entre les spécialistes et l'opinion publique sur des valeurs qui seraient acceptées par tous. On pourrait imaginer pour cela des conférences de citoyens au sein desquelles seraient présentés et débattus les résultats des évaluations monétaires et des études techniques qui les sous-tendent. On peut en attendre plusieurs sortes d'effets : d'abord une meilleure acceptation par l'opinion publique de la notion de valorisation de l'environnement ; ensuite une modification des croyances et des préférences des acteurs au vu de la connaissance accrue des phénomènes sous-jacents aux nuisances (par exemple la nocivité de la pollution de l'air) ; enfin un compromis sur la plage de valeurs monétaires admissibles.

On notera que les rapports Boiteux (CGP, 1994 et 2001) n'ont pas fait autre chose, dans le cadre des discussions entre les entités administratives séparées qu'étaient à l'époque le ministère de l'équipement et celui de l'environnement (cf. chapitre 2.1). Mais à ces discussions ne participaient ni les associations d'environnement ni des représentants de l'opinion publique. C'est certainement pour partie une des causes des difficultés actuelles à concilier les résultats du calcul économique et la décision publique.

#### **2.3.4. LES PRÉSUPPOSÉS ÉTHIQUES DU CALCUL ÉCONOMIQUE**

Une autre raison du peu d'impact des évaluations monétaires tient probablement aux présupposés éthiques du calcul économique dans sa forme actuelle. Il est fondé sur une éthique spécifique, dite *welfariste*, pour laquelle la règle de conduite collective est de maximiser une fonction ayant pour arguments les utilités des agents économiques ; c'est même, dans la pratique actuelle du calcul économique, une éthique utilitariste dans laquelle la fonction collective en cause est la somme des utilités des agents exprimées en termes monétaires.

La justification de ce choix est souvent présentée à partir du principe de compensation : si l'action est désirable du point de vue de ce critère, il est possible, en taxant les gagnants, de compenser les perdants, et de faire en sorte que chacun gagne finalement à l'opération. On parle alors en général de compensation, on devrait plutôt, en suivant S. C. Kolm (à travers ses travaux et notamment Kolm, 2007), parler de compensabilité car la compensation n'est pratiquement jamais mise en œuvre.

Ceci n'est peut-être pas fondamental lorsque les actions qu'on évalue sont nombreuses, touchent faiblement chaque agent et portent sur des biens marchands ; alors, en sollicitant un peu la loi des grands nombres, on peut espérer que chaque agent, tantôt bénéficiaire et tantôt perdant, sera globalement plus gagnant que perdant, et que si le jeu lui attribue des biens qu'il ne désire pas, il pourra les échanger sur le marché. Et alors la compensation se fait plus ou moins rigoureusement par le jeu du hasard.

Il n'en va pas de même si certaines des hypothèses présentées plus haut ne sont pas remplies, et d'abord si les biens en jeu sont des biens non marchands, comme c'est le cas de l'environnement ; alors la possibilité d'échange est, sinon annulée, au moins réduite : un agent dont le logement est soumis à un bruit insupportable pour lui peut en changer, mais c'est moins facile que de changer une machine à café défectueuse ; si l'air que vous respirez est mauvais, vous ne pouvez pas le revendre pour en acheter un autre. Par ailleurs, les effets externes peuvent ne pas être marginaux dans leurs conséquences pour un agent, même si leur coût total est modeste au niveau du pays ; la pollution peut provoquer des effets sanitaires qui changent de façon définitive la vie de ceux qui la subissent. On n'est plus alors dans le jeu de la loi des grands nombres où les compensations s'opèrent naturellement.

Enfin la conception *welfariste* implique la substituabilité des biens : elle suppose en effet que chaque agent puisse traduire en termes monétaires ce que représente pour lui la possession ou la dépossession de n'importe quel bien. Cette hypothèse est naturelle pour les biens courants marchands, mais on peut trouver des exemples où elle est davantage sujette à question, notamment pour certains biens de nature non marchande et dès que la solidarité et l'altruisme sont en jeu. Combien êtes-vous prêt à payer pour guérir un proche d'une maladie handicapante ? Quelle somme compenserait la perte de jouissance d'une maison qui est le berceau de votre famille, où vous avez grandi et qui est le moyen de maintenir les liens entre les membres d'une famille dispersée ? On conçoit que, pour certains, les réponses à ces questions

en termes monétaires soient impossibles à fournir. Ces situations sont celles des préférences lexicographiques, qui interdisent la substitution entre certains biens.

Plus généralement, il est facile de trouver des situations où la morale naturelle prime sur le calcul économique et où on s'interdirait de la transgresser, même au prix d'une réduction de l'utilité collective au sens traditionnel. Il faudrait des analyses plus fouillées que celles permises par la dimension de ce texte pour évaluer l'importance pratique de ces considérations et pour apprécier la place qu'elles peuvent avoir dans l'explication des hiatus constatés entre le calcul économique et les décisions publiques.

On peut toutefois considérer qu'elles jetteraient une lumière utile sur les processus de décisions, comme l'on fait apparaître les travaux de Raux et Souche (2004) qui ont analysé les avatars du projet de contournement routier TEO à Lyon, à la lumière de la théorie de la justice distributive de Rawls, et ont montré que des considérations d'éthique permettaient de mieux comprendre le déroulement des événements qui ont marqué la réalisation de cette autoroute.

Dans un autre domaine, on voit également de façon très claire que les débats sur l'urgence de la lutte contre le réchauffement planétaire, et notamment ceux suscités par le fameux rapport Stern, portent largement sur des sujets d'éthique. Retenons de ces débats les discussions, telles celles initiées par Dasgupta (2006), qui ont porté sur deux paramètres des calculs économiques par lesquels N. Stern justifie son estimation des dommages (ce dommage est évalué dans le rapport, à environ 15 % de la richesse totale) : ces deux paramètres sont le taux d'actualisation, qui mesure le poids accordé aux générations futures par rapport à la nôtre, et un autre paramètre qui mesure le degré d'inégalité acceptable entre les différents individus d'une même génération. Stern a pris des valeurs de ces paramètres très égalitaires, et en particulier un taux d'actualisation très faible (0,1 %), critiqué par ceux qui considèrent qu'il convient de prendre pour ce paramètre la valeur du taux d'intérêt bancaire courant, qui se situerait à environ 4 % (2007), et qui donne un poids beaucoup plus faible aux générations futures. Or quand le taux d'actualisation passe de 0,1 % à 4 %, l'estimation des dommages en pourcentage du revenu passe d'environ 15 %, le chiffre déjà cité, à quelques pourcents seulement ; et bien évidemment l'incitation à agir et la sévérité des mesures à envisager en diminuent d'autant. D'autres critiques, à l'inverse, ont récusé l'usage du calcul économique dans un domaine où les considérations de solidarité et d'altruisme tenaient une telle place.

Pour parcellaires qu'ils soient, ces exemples montrent ce que nous aurions à tirer des enseignements de l'éthique économique, discipline en plein développement.

Mais on peut déjà signaler une avancée possible par rapport aux pratiques actuelles, qui permettrait d'effectuer un premier pas de toute façon nécessaire quelle que soit l'option éthique : ce serait d'identifier les gagnants et les perdants de la décision envisagée. Cela permettrait de décomposer l'effet final global, seul calculé par les méthodes actuelles. Cet effet final, dont on ne connaît que le montant algébrique total, est en fait la résultante, en général positive si la décision est rentable, d'impacts positifs pour certains et négatifs pour d'autres. Mais pour isoler ces impacts individuels, il faut procéder à un changement important de méthode de calcul : on ne peut plus alors se contenter de l'analyse partielle habituelle, limitée aux effets initiaux, il faut mettre en œuvre des modèles d'équilibre général qui suivent la manière dont ces effets initiaux se diffusent dans l'économie jusqu'aux impacts finaux.

### **2.3.5. CONCLUSION**

Si l'on peut se réjouir des progrès effectués, notamment grâce à l'action du PREDIT, dans l'évaluation des coûts environnementaux, on est loin d'avoir terminé la tâche et fait le tour des problèmes posés par la prise en compte de l'environnement dans les décisions.

D'abord, même si l'estimation des coûts environnementaux a atteint un niveau de fiabilité qui permet de les utiliser dans les décisions, des recherches restent à faire pour les rendre encore plus fiables, et aussi pour lever les difficultés méthodologiques que les recherches, notamment à la lumière des nouvelles théories psychologiques, ont fait apparaître : distinction entre disposition à payer et à recevoir, variation de la valorisation selon le point de comparaison de départ, évaluation du degré selon lequel les préférences sont non substituables et de nature lexicographique.

Mais, la préoccupation la plus importante devrait être d'améliorer leur insertion dans les décisions qui est étonnamment limitée : organiser des débats publics autour de ces évaluations, élaborer des valeurs délibératives, analyser la manière dont les processus de décisions répondent au schéma de la théorie des choix publics.

Enfin, et en liaison avec le point précédent, il faudrait développer les réflexions sur l'éthique et la manière dont les considérations en ce domaine peuvent éclairer les décisions publiques, à la fois d'un point

de vue positif – rechercher quelle éthique implicite inspire les choix effectivement faits – et d'un point de vue normatif – chercher à mieux cerner les normes qui sont susceptibles de recueillir l'adhésion de nos concitoyens et représentent le mieux les aspirations de notre société.



## CHAPITRE 2.4

# **JUSTICE SOCIALE ET DROIT FONDAMENTAL À LA MOBILITÉ FACE À L'APPLICATION DU PRINCIPE POLLUEUR-PAYEUR**

Jean-Pierre Orfeuil

(Lab'Urba – Université Paris Est - Créteil - Val de Marne)<sup>1</sup>

L'homme interagit avec son environnement, et les activités de transport ont des effets sur l'environnement. Les émissions sonores et polluantes, les émissions de gaz à effet de serre, les effets de coupure, l'insécurité routière et la congestion constituent les effets négatifs les plus souvent cités. Longtemps négligés, à l'exception de la congestion en raison du poids revêtu par la valeur du temps dans la justification des projets, ils font l'objet aujourd'hui de travaux scientifiques importants. Une littérature économique abondante donne des valeurs aux effets négatifs (cf. Première partie) et des rapports d'experts, dont le plus connu en France est celui du CGP (2001), éclairent les pouvoirs publics sur les valeurs qu'il est souhaitable de prendre en compte dans l'évaluation des infrastructures.

Le propos ne portera que sur les coûts environnementaux des transports. On pourrait certes discuter du biais consistant à n'aborder que les coûts. Les voyages de Monsieur Hulot, comme les plus modestes découvertes d'espaces naturels de chacun de nous, ne se font pas qu'à pieds et contribuent pourtant à la montée de la prise de conscience environnementale. Les experts du Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Évolution du Climat (GIEC) sont de gros consommateurs

---

1. Jean-Pierre Orfeuil est chercheur au C.R.E.T.E.I.L. – Lab'Urba et professeur à l'Institut d'Urbanisme de Paris – Université Paris Est - Créteil - Val de Marne. Ancien président du groupe 7 du PREDIT 3 (2004-2008), ses recherches portent sur les déterminants et les effets territoriaux de la mobilité ainsi que sur les coûts externes et leurs dimensions territoriales. Plusieurs ont été réalisées avec l'Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie (Ademe) et l'Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE).

de transport aérien, mais on peut espérer qu'un jour leur activité modérera les émissions. Des plaisanciers, des alpinistes, des automobilistes doivent une vie sauve grâce à un hélicoptère de secours. Il faudra bien trouver une occasion pour rendre compte de ces effets positifs, mais la question des coûts environnementaux des transports invite à d'autres questionnements, particulièrement deux :

- les estimations de coûts n'irriguent-elles que faiblement la décision publique ?
- les estimations des effets sont-elles de plus en plus fiables ?

Sur le premier point, on peut être assez conclusif : l'environnement est aujourd'hui un déterminant majeur des politiques de transport et les évaluations socio-économiques y ont contribué. Elles devraient sans doute aujourd'hui étudier les divergences entre les valeurs implicites des décisions publiques et leurs propres estimations (cf. chapitre 2.2). Sur le deuxième point, on s'intéressera moins, ici, à la fiabilité des estimations produites par les scientifiques, qui a fait d'immenses progrès (cf. Première partie), qu'aux fondements des propos d'experts visant à passer à l'action, sous l'angle premier de l'internalisation des coûts. Nous nous limiterons en fait ici à une discussion de ces fondements, sans chercher à déboucher sur des propositions.

#### **2.4.1. LES ESTIMATIONS DE COÛT N'IRRIGENT-ELLES QUE FAIBLEMENT LA DÉCISION PUBLIQUE ?**

Dans l'imaginaire français, le terme de « décision publique » renvoie à un acteur important, le plus souvent l'État, et à un geste souverain, par exemple une décision concernant une infrastructure majeure, TGV, autoroute, canal ou aéroport important. C'est d'ailleurs pour les investissements d'un certain montant que la loi prescrit un bilan socio-économique mettant en balance les bénéfices et les coûts, y compris environnementaux.

Dans ces bilans, les coûts ou bénéfices environnementaux dépendent non seulement des valeurs unitaires reflétant des qualités environnementales (l'émission d'une tonne de polluant, ce sur quoi les économistes de l'environnement ont beaucoup travaillé cf. Première partie), mais aussi de la variation des quantités émises, ce qui suppose des hypothèses sur la croissance des trafics, les reports d'itinéraires ou de modes, les phénomènes d'induction. Ces éléments pèsent au moins autant dans le bilan que la valeur unitaire. Les hypothèses retenues

relèvent de choix marqués par des incertitudes structurelles, et sont de plus étrangères à la culture de l'économie de l'environnement, ce qui peut donner cette impression de faible irrigation. Cette impression peut être renforcée lorsqu'on observe qu'aucun investissement routier n'a été « recalé » sur la base de la valeur des coûts environnementaux qu'il est susceptible de produire. Cela a déjà été dit et décrit précédemment. Doit-on en conclure que l'environnement ne « pèse pas » dans la décision publique d'investissement ? La réponse est évidemment négative.

C'est bien parce que, dans les bilans, les pertes environnementales ne compensent pas les gains dans d'autres domaines, que ces investissements passent. En outre, il y a des effets de présélection par le cadre législatif ou le contexte politique : aucune infrastructure ne respectant pas, par exemple, les prescriptions de la loi Bruit de 1992 ne sera mise sur la table des débats. Il en va de même du contexte doctrinal et politique : le bouclage du financement du TGV Est avec des contributions significatives des régions et de l'Union européenne n'a été possible que parce que le train présente une bonne image environnementale par rapport aux transports routiers et aériens. L'absence d'investissements routiers significatifs en Île-de-France, malgré une primatie en matière de congestion que personne ne lui envie, ne repose que sur la mauvaise image environnementale de la route. À l'inverse, des investissements réputés vertueux, sauf pour les finances publiques, comme le canal Seine Nord ou la liaison ferroviaire Lyon-Turin, sont étudiés ou en voie de réalisation, malgré des bilans socio-économiques discutables, avec cette idée que s'ils ne sont pas rentables aujourd'hui, ils le seront demain ou après-demain, ou plus tard, quand le pétrole manquera ou que l'effet de serre dominera toute autre question. En bref, lorsque les valeurs environnementales estimées aujourd'hui auront significativement augmenté.

En fait, si les scènes de décision relatives aux infrastructures nouvelles sont celles qui mobilisent le plus la participation du public, elles sont loin d'être les scènes principales de décision en matière d'effets négatifs des transports. La sévèrisation constante des normes sur les carburants et sur les émissions des véhicules par l'Union européenne, qui s'est traduite par des divisions par des facteurs 10 à 100 des émissions a sans doute beaucoup plus contribué à la baisse des émissions polluantes que toutes les décisions sur les infrastructures en Europe. Partiellement guidées par des analyses économiques dans les débuts (notamment au moment du programme Auto Oil), elles semblent désormais plus guidées par une volonté systématique de continuer les progrès accomplis sans référence à des analyses coûts-bénéfices très

sérieuses. Les choix préalables des programmes d'infrastructures à envisager effectués par les gouvernements reposent sur une conception assez globale du développement durable et privilégient, sans recours excessif au calcul économique, le rail et la voie d'eau pour leurs vertus écologiques. À l'exception de l'épisode de 2000 où le gouvernement de l'époque a supprimé la « vignette », la fiscalité sur l'automobile et les carburants ne diminue pas, alors que la dépense routière publique décroît : l'idée est installée qu'un carburant cher est plutôt une bonne chose qu'une mauvaise chose.

De même, le soutien des collectivités territoriales aux transports publics ne se dément pas, malgré l'importance des sommes en jeu (de l'ordre de 15 milliards par an pour les transports urbains, départementaux et régionaux) et la faiblesse des transferts observables de la voiture vers ces modes. Enfin, et c'est loin d'être négligeable, les politiques de sécurité routière ont été constamment renforcées, avec des résultats sur le nombre de victimes tout à fait impressionnants. Le changement de paradigme impulsé par les associations (passage de l'insécurité routière à la violence routière), la sévérité croissante des tribunaux, la revalorisation constante des indemnités accordées aux victimes ou à leurs ayants droit, les revalorisations très importantes de la « valeur de sauvegarde de la vie humaine » pratiquées par le rapport et les commissions dites Boiteux (CGP, 2001) ont contribué à faire de la lutte contre l'insécurité routière une « grande cause » présidentielle, à l'origine des politiques fortes rappelées ci-dessus. Il serait tout aussi sot de penser que ces politiques et ces résultats sont dus à une estimation précise de la valeur de la vie sauvegardée, comme celles qui sont pratiquées dans Jones-Lee (1989) ou Iranguen et de Dios Ortuzar (2004), que de penser que les ordres de grandeur des valeurs annoncées n'ont pas joué, en synergie avec d'autres facteurs, et notamment le changement de paradigme des associations, un rôle important dans la mise en place des dispositifs.

Globalement, l'environnement et sa préservation jouent donc un rôle essentiel dans les décisions publiques relatives aux investissements et à l'exploitation des transports, comme celles qui sont relatives aux autorisations de mise sur le marché des véhicules. Les scientifiques qui ont étudié les effets de tel ou tel rejet sur la santé et l'environnement, les économistes qui ont cherché à valoriser ces effets, les experts qui ont transformé ces travaux en conseil au prince ont joué un rôle dans cette évolution, avec bien sûr des pertes en ligne dans cette longue chaîne de communication concernant les hypothèses de départ, les cadres conceptuels, les limites des exercices, etc.

Les décisions politiques mobilisent plus des images du bien et du mal, de l'acceptable et de l'inacceptable, de l'important et de l'accessoire, que les valorisations que produisent les économistes. Elles tendent souvent à surévaluer les bénéfices environnementaux de leurs projets ou de leurs actions (Lyon Turin, normes post Euro 5, etc.), au détriment de coûts économiques supportés par l'ensemble de la société, mais, à l'exception de Rémy Prud'homme (qui a notamment effectué des analyses coûts bénéfices pour les projets Seine-Nord et Lyon Turin), bien peu d'économistes se plaignent d'une approche plus religieuse que scientifique de l'environnement. Il serait peut-être temps que les économistes de l'environnement, qui ont accompli un gros travail pour appréhender et quantifier la valeur que les citoyens attribuent à l'environnement, fassent le travail dual qui consisterait à identifier les valeurs environnementales implicites sous jacentes à des projets décidés malgré des bilans économiques discutables, et à les confronter aux valeurs issues de leurs démarches scientifiques (cf. exercice proposé en 2.3).

#### **2.4.2. LES ESTIMATIONS DES EFFETS SONT DE PLUS EN PLUS FIABLES : OUI, MAIS ?**

Avant d'entrer dans cette discussion, il est juste et important de dire que les travaux des années quatre-vingt ne supportent plus la comparaison avec les travaux d'aujourd'hui, tant les progrès dans la qualité des données mobilisées, dans la qualité des cadres méthodologiques que dans les approches théoriques (notamment par les approches d'expression et de révélation des préférences) sont significatifs (cf. première partie).

On ne peut pour autant se départir d'une certaine réserve sur les apports de ces progrès dans le monde réel et sur l'usage que fait, ou que pourrait faire, le monde de l'action de ces résultats.

L'argument de la variabilité des résultats est souvent mis en avant. Nous l'avons vu précédemment dans le propos de plusieurs acteurs du champ des transports. C'est un problème réel, mais il n'est pas spécifique à ce champ particulier et concerne toutes les démarches économétriques. C'est indiscutablement un frein à l'usage, mais nous laisserons ce point de côté.

La question qui nous anime est celle de la légitimité du passage d'une estimation des coûts dits externes (dont les coûts environnementaux font partie) aux propositions d'internalisation, c'est-à-dire de faire supporter ces coûts aux usagers des transports. Notre cadre de réflexion implicite sera celui des déplacements de personnes dans leurs

cadres quotidiens, le transport aérien ou le transport de marchandises posant soit accessoirement, soit fondamentalement, des problèmes différents.

*Un détour par l'image fondatrice : l'usine polluante et les pêcheurs*

Une première question est celle des référentiels implicites. Revenons à l'image de base de la production d'externalité : une usine déverse ses rejets dans une rivière, les poissons disparaissent ou deviennent impropres à la consommation, au grand dam des pêcheurs : il y a externalité lorsque l'activité d'un agent A produit une désutilité sur un agent B différent de A et qu'elle est non compensée (ne se traduisant pas par des transferts monétaires vers B).

La proposition d'internalisation consiste à instaurer une taxe sur l'activité de A. Alors, ou bien A évitera la taxe en contrôlant les rejets par une meilleure technologie, ou bien la taxe perçue compensera la société (les pêcheurs et ceux pour qui la propreté du cours d'eau a une valeur) à hauteur de la perte subie du fait de la dégradation privée de cet actif potentiellement multifonctionnel qu'est la rivière. On connaît la critique de Coase sur cette approche (il n'y a de coût externe que parce que le droit de propriété de la rivière est mal défini) et l'on pourrait alimenter la réflexion en se demandant ce que serait la solution « optimale » si l'usine était la propriété d'une coopérative impliquant les pêcheurs, ou encore d'un gestionnaire de cours d'eau cherchant à tirer le meilleur profit de sa concession. On pourrait sans doute aller plus loin et s'intéresser à la nature de l'activité de A. Le jugement spontané (A est coupable et doit payer) sera sans doute différent selon que A est une multinationale du plomb ou que A est un ensemble de résidents de maisons individuelles protégeant leurs rosiers avec des pesticides. C'est d'ailleurs ce qui se passe dans le monde réel. N'a-t-on pas eu par le passé de grandes indulgences à l'égard des sites de maniement de l'atome, n'a-t-on pas aujourd'hui de grandes indulgences à l'égard de l'agriculture ?

Ce détour ne nous a éloigné qu'en apparence de notre sujet, car la représentation des coûts externes des transports emprunte nombre d'éléments à ce paradigme fondateur sans qu'ils soient tout à fait appropriés.

*L'hypothèse de non-compensation*

Passons rapidement sur l'hypothèse de non-compensation, dont l'intérêt théorique est faible, même si elle est de quelque intérêt politique. Pour l'ensemble des transports routiers (automobile, poids lourds, etc.), l'excédent des recettes spécifiques (hors TVA) sur les

dépenses routières est tout sauf négligeable, puisqu'il se situe de manière récurrente à hauteur de 15 milliards d'euros annuels. On peut débattre de l'utilisation de cet excédent dans le monde réel (sert-il à compenser des dégradations environnementales ?). On ne peut nier son existence, d'autant que les taxes spécifiques sur les transports représentent plus des trois quarts de la fiscalité dite « verte » en France (ADEME, 2007), une proportion qui devrait d'ailleurs inviter à une réflexion intersectorielle sur l'internalisation des coûts environnementaux.

*L'externalité : qui est « in » ? qui est « out » ?*

Abordons maintenant la question de l'externalité, c'est-à-dire de différences substantielles de statut entre A et B. Lorsque A, automobiliste, fait attendre le piéton B qui veut traverser (en lui transmettant au passage quelques grammes de polluants), il y a bien à ce niveau production d'une externalité négative, mais les rôles seront inversés à un autre moment, lorsque B sera en voiture et A à pieds. En bref, A et B passent de façon incessante du rôle de victime à celui de responsable. Certes, le bilan est loin d'être toujours équilibré (notamment pour des populations spécifiques, comme les cyclistes ou les motards), mais on est plus dans le domaine des normes d'usage d'un actif multifonctionnel, l'espace public, qui relève légitimement du jeu politique (et de la civilité), que dans celui des compensations monétaires entre individus.

Cette question (externe par rapport à quoi ?) avait été abordée de façon très pertinente par Alain Bonnafous dans un travail identifiant la multiplicité des sphères de référence et des formes d'internalisation (Bonnafous, 1992). Elle se pose en particulier pour tous les phénomènes où les mêmes personnes sont à la fois coupables et victimes. C'est pour partie le cas de la pollution, c'est bien sûr le cas pour la congestion, où la gêne est mutuelle. À partir d'une approche assez technocratique, les économistes montrent avec raison qu'un péage de décongestion augmente le bien être social<sup>2</sup>. Des travaux faisant plus appel à l'expression des valeurs des usagers suggèrent, dans le cas français (qui peut évoluer) une préférence pour les pertes de temps par rapport à l'acquiescement d'un péage. L'approche de la Mairie de Paris est encore différente : elle réserve de plus en plus le stationnement à ses propres résidents et agit ainsi directement sur la demande des autres usagers, au prix de coûts (reports sur des modes moins rapides ou abandon des

2. Les travaux de Rémy Prud'homme (avec Bocarejo en 2005 ; avec Kopp en 2007) pour le Predit sur Londres et Stockholm montrent toutefois qu'il faut que les coûts de perception soient très faibles, ce qui n'est pas le cas dans les exemples passés en revue.

déplacements) supportés essentiellement par les banlieusards. L'électeur est « in », le non-électeur « out ».

*Droits, référentiels, règles, responsabilités*

Admettons maintenant qu'un grand nombre de A, circulant au droit du logement B, produisent un bruit important. Les scientifiques, les économistes, ont mobilisé un grand nombre de méthodes et d'applications et ont établi rigoureusement les taux de dévalorisation immobilière en fonction du bruit ambiant (cf. Première partie). Ces résultats sont rigoureux et n'impliquent pas discussion. Ce qui est plus discutable, ce sont les traductions expertes de ces résultats, lorsqu'on affirme que le coût social du bruit dans telle ville est de x millions d'euros, en sommant les dévalorisations ou lorsqu'on propose d'appliquer le principe pollueur-payeur (faire payer aux personnes en circulation le coût de la nuisance, compenser les propriétaires...).

– Le droit de propriété est-il supérieur au droit d'aller et venir ?

Ces propositions supposent en effet d'abord une extension du droit de propriété d'un bien immobilier à la propriété de son environnement, analogue à celle contre laquelle on lutte lorsque les riverains du littoral interdisent le passage. Elles supposent aussi implicitement, pour un état donné des technologies véhicule, pneu, chaussée, une supériorité absolue du droit de propriété sur le droit d'emprunter l'espace public qui peut se discuter. Elle fait d'ailleurs l'objet d'internalisations radicales dans certaines configurations, comme les résidences sécurisées où l'espace de circulation est privatisé. Elle peut d'autant plus se discuter que nos sociétés ont non seulement fait du droit d'aller et venir un droit fondamental, mais de la mobilité un devoir, par exemple lorsque des plans sociaux proposent aux personnes licenciées des emplois dans des rayons pouvant aller jusque 50 km.

– Le référentiel

Ces propositions supposent enfin (mais on peut beaucoup plus facilement amender ce point) que la norme de prix immobilier est celle de la catégorie de logement la moins exposée (qui sera d'ailleurs souvent, mais pas toujours, celle qui sera la plus dépendante de l'automobile...), alors que le prix moyen de l'immobilier dans une ville dépend d'abord du revenu des résidents : des circulations rigoureusement silencieuses revaloriseraient les biens les plus exposés et dévaloriseraient les biens les moins exposés.



– L'imputation de responsabilité

Le sens de l'échange (de A vers B) suppose une imputation de responsabilité qu'on est sans doute prêt à accepter dans ce cas (A fait du bruit, c'est lui le coupable), même si la valeur du dommage pour le propriétaire dépend de l'histoire de son acquisition. Il ne perd en effet que si le bruit a augmenté depuis son acquisition, ou si la sensibilité au bruit a augmenté chez les acheteurs potentiels, la question étant alors de savoir si c'est à la collectivité de mutualiser les prises de risque des acquéreurs. On doit observer que cette prise en compte de la responsabilité n'est pas la règle, comme lorsque des propriétaires non ignorants se retournent vers la collectivité après avoir construit en zone inondable, sismique, exposée aux feux de forêt... On doit surtout l'observer, dans notre domaine, en matière d'insécurité routière. Il est tout à fait sain que les pouvoirs publics disposent d'une valeur de référence pour la préservation de la vie humaine, et il est bon que la valeur retenue ait été inspirée par des travaux économétriques de haut vol. Peut-on pour autant accepter le calcul du coût social de l'insécurité routière fondé sur la multiplication du nombre de morts de la route par cette valeur (à laquelle on ajoute les valeurs correspondantes pour les blessés) ? Non, pour au moins deux raisons.

La première est qu'un coût social est la somme de dépenses de protection et de dommages non évités. Nous interdisons à nos enfants de jouer dans la rue, nous les accompagnons à l'école et leur apprenons la rue, peut-être au détriment d'une heure de travail rémunératrice. Nous faisons parfois de longs détours pour traverser dans des conditions plus sûres, nous avons peut-être renoncé au vélo. Nous avons les yeux rivés dans le rétroviseur pour éviter tout incident avec un motard arrivant à toute allure. Le montant de la prime d'assurance que nous acquittons dépend pour partie des prises de risque des autres, et ce montant peut constituer une « barrière à l'entrée » dans le système automobile pour des personnes à faibles revenus. En outre, les pouvoirs publics imposent des normes de sécurité aux véhicules, des vitesses maximales aux circulations, ce qui n'est pas non plus sans coûts. En bref, la perception du risque a un coût, et ce coût est ignoré dans les calculs.

À l'inverse, supposer que tout décès sur la route représente un coût pour la société (il va sans dire que c'est une peine pour les proches) fait l'impasse sur la question de la responsabilité, pourtant centrale quand il s'agit de production de nuisances. Si l'on admet que ce qui a une valeur sociale est le risque subi (la protection contre la violence routière), alors le piéton fauché à un arrêt d'autobus relève bien de la logique de coût social, l'individu qui rate un virage après

une soirée bien arrosée en relève moins, sauf à accepter un contrôle total de la société sur les conduites des individus. La question n'est pas purement théorique dans la mesure où les écarts de comportement sont impliqués dans la grande majorité des accidents et qu'une part significative de la mortalité est produite par des accidents à un seul véhicule.

On pourra objecter très légitimement que, même lorsqu'une personne se tue suite à une prise de risque excessive, la société perd le capital productif qu'il représente, capital qui a peut-être été alimenté par de coûteuses études aux frais de la collectivité. C'est exact, mais cela peut être observé dans d'autres domaines : celui des conduites à risques d'abord, depuis les sports extrêmes jusqu'aux rapports sexuels, en passant par les accidents domestiques<sup>3</sup> ; celui de la gestion des talents ensuite, lorsque l'on refuse l'entrée du territoire à un immigré de talent, ou lorsque les conditions faites à la recherche incitent de jeunes docteurs à mettre leurs talents au service d'un autre pays. Cette digression nous conduit au dernier point, celui de l'intersectorialité.

#### *L'intersectorialité*

S'il y a un point sur lequel les économistes s'accordent, c'est sur l'intérêt que la fiscalité distorde le moins possible les conditions de la concurrence. C'est d'ailleurs une des raisons pour lesquelles les compagnies de chemin de fer par exemple souhaitent qu'on internalise au maximum les effets négatifs des transports routiers. Nous n'entrerons pas dans ce débat qui supposerait de prendre en considération les flux d'argent public vers ces compagnies et nous nous limiterons à un effet environnemental qui est partagé par les transports et d'autres secteurs économiques, la contribution à l'effet de serre additionnel.

C'est une externalité importante pour l'avenir de l'humanité, les transports y occupent une place notable (26 % en France), et nous partageons le souci de modérer les émissions de ces gaz, en France et dans le monde, même si la France est l'un des pays les moins émetteurs par unité de valeur ajoutée. On peut en revanche s'interroger sur la teneur des débats, qui mettent les transports au centre des problèmes et des politiques à mener. On se contentera de poser quelques questions. Pourquoi l'attention est-elle focalisée sur les transports, alors que le gaz, le charbon, le transport aérien, l'élevage sont des émetteurs significatifs, qui ne subissent par ailleurs aucune fiscalité spécifique

---

3. Au nom de quoi le décès sur la route de James Dean est-il un fardeau plus lourd pour la collectivité que celui de Claude François dans sa salle de bains ?

reflétant les dommages qu'ils causent, ce qui n'est pas le cas des transports routiers ? Pourquoi, lorsqu'on traite des transports et de leur impact sur les émissions de CO<sub>2</sub>, envisage-t-on prioritairement des approches en termes de transferts modaux, alors que l'importante variabilité des émissions d'un véhicule à l'autre permettrait d'envisager des solutions fiscales visant à orienter la demande vers les véhicules les moins émetteurs<sup>4</sup> ? L'effet de serre étant un problème planétaire, pourquoi ne s'intéresse-t-on pas aux conséquences qu'aurait hors de nos frontières l'exportation de véhicules très efficaces, alors même que l'industrie automobile européenne a déjà un avantage fort sur ce point ? Pourquoi, pour continuer sur l'exemple de l'élevage, n'évalue-t-on pas les émissions qui seraient supprimées dans les transports si l'élevage – ou toute autre activité émettrice – subissait une taxe proportionnée à son impact, qui réduirait la consommation ? Ne doit-on pas, à l'inverse, anticiper qu'une augmentation importante des coûts de transport pourrait conduire des secteurs industriels aujourd'hui concentrés à multiplier leurs implantations, peut être au prix d'une augmentation de leurs émissions à l'unité produite ?

Nous n'avons pas la réponse à ces questions, mais l'économie en a une : c'est d'entreprendre les actions de moindre coût à la tonne économisée, quel que soit le secteur. Nous croyons savoir pourquoi le transport est en première ligne dans les débats : c'est parce que ses émissions ont crû plus que celles des autres secteurs. Outre le fait que ce constat n'est plus vrai aujourd'hui (la progression a été forte jusqu'à la fin du siècle dernier, elle est stabilisée depuis), le raisonnement reposant sur les croissances relatives n'a pas de sens économique. S'il en avait, les économies d'électricité et de déchets dangereux rejetés dans l'environnement impliqueraient que nous déposions dans des décharges contrôlées les objets les plus multipliés depuis une quinzaine d'années, nos portables, et que nous revenions à la cabine téléphonique...

### 2.4.3. CONCLUSION

Nous vivons dans un monde de division croissante du travail, et il est sans doute inévitable que des économistes – économètres concentrent leurs efforts sur ce sur quoi ils sont irremplaçables et ce sur quoi ils sont jugés par leurs pairs. Le citoyen n'est-il pas cependant en droit

---

4. Le bonus malus mis en oeuvre début 2008 a produit des résultats qui ont dépassé les espérances, et dont les effets à moyen terme en matière d'émissions de gaz à effet de serre seront très supérieurs à ceux des transferts modaux envisageables.

d'attendre, de la part de personnes travaillant sur un bien public de première importance comme l'environnement, une meilleure intégration des démarches scientifiques légitimes aux réalités du monde, de meilleures prises en compte de l'ensemble des espaces d'action potentiels, des retours sur les pratiques effectives des décideurs ? Un service après vente, en quelque sorte.

## CHAPITRE 2.5

# **ÉVALUATION DE PROJETS ET PROJETS D'ÉVALUATION : COMPOSER AVEC LA PLURALITÉ DES JUSTIFICATIONS**

Olivier Godard (CNRS et École polytechnique)<sup>1</sup>

Pour débattre des processus d'évaluation, il convient de se demander quelles sont les finalités des démarches d'évaluation prises pour objet et dans quels contextes elles s'insèrent. Pourquoi donc évaluer ? À quoi cela doit-il servir ?

Dans l'arbre d'exploration de ces questions, une première bifurcation s'impose. D'un côté on peut vouloir parvenir à une représentation d'un phénomène ou d'une réalité, dans le seul but de les connaître. Il s'agit alors de rassembler un ensemble de données dans un cadre cohérent pour obtenir une vision synthétique, mais fidèle, d'une réalité donnée. De l'autre côté, on peut vouloir rassembler des éléments d'information afin de décider au mieux d'une action à entreprendre. Dans ce second cas, le cadrage propre à la décision et à l'action détermine l'évaluation à la fois pour la définition de son objet et pour le choix de la perspective dans laquelle ce dernier est abordé.

Pour le premier type (type 1), l'objectivité scientifique de l'évaluation s'impose comme repère central. Il en résulte des contraintes méthodologiques précises qui dépendent du type de savoir mobilisé par la démarche ou dans laquelle elle s'inscrit. En contrepartie, les produits de ce type d'évaluation sont normalement mobilisables par tout un chacun y trouvant un intérêt de connaissance suffisant et disposant des compétences requises pour trouver sens aux résultats proposés. À conditions objectives identiques, les produits de l'évalua-

---

1. Olivier Godard a travaillé au CIRED-EHESS avant de rejoindre le laboratoire d'économétrie de Polytechnique. L'essentiel de ses travaux concerne le champ de l'environnement et du développement durable, en particulier le principe de précaution et la décision en univers controversé, les instruments économiques pour contrôler la pollution atmosphérique, l'organisation de l'expertise scientifique, la contestabilité économique et sociale, les stratégies de développement durable, et la théorie de la justification.

tion ont une valeur universelle. Plusieurs exemples de cette posture ont été donnés lors du premier temps de la première partie.

Pour le second type (type 2), orienté par la perspective de la décision et de l'engagement dans l'action, une seconde bifurcation surgit. La première branche (type 2a) concerne la figure d'un décideur individuel, qu'il s'agisse de l'évaluateur lui-même ou de son mandant. L'évaluation fait alors partie du processus intellectuel et sensible par lequel un observateur-acteur construit son rapport au monde dans lequel il entend déployer son action. Les buts de l'action sont ici présents dans l'évaluation à travers son cadrage (cible de l'évaluation, catégories pertinentes d'organisation de l'information, indicateurs) et servent de filtre à la sélection des informations pertinentes. L'évaluation prend alors la forme d'un compromis entre une objectivité partageable et une subjectivité singulière faisant écho à la position et aux buts de l'acteur. En particulier, les autres acteurs sont intégrés à cette démarche d'objectivation orientée par les projets de l'acteur en leur attribuant des comportements, ne serait-ce que de façon conditionnelle. Plusieurs des contributions de la première séquence de cette seconde partie incarnent ce second type d'évaluation (par exemple chapitres 2.1 et 2.3).

La seconde branche (type 2b) correspond à des processus collectifs de décision nécessitant, d'une façon ou d'une autre, la coordination entre différents acteurs. Le décideur n'est plus unique. Chaque acteur participant doit se mettre en position de rechercher un accord avec les autres participants sur les actions à engager. Autrui n'est plus objectivé comme composante de la réalité sur laquelle l'action doit mordre ; autrui devient le partenaire d'une relation intersubjective et sociale visant la formation d'un accord, ce qui ne signifie pas que cette relation échappe à toute règle de distribution des rôles et de détermination des façons de faire admises. La perspective de la décision n'informe pas ici directement l'étape de l'évaluation comme pour le type 2a ; elle ne le fait qu'à travers la médiation d'un processus de coordination et en tenant compte des exigences de justification qui lui sont propres. L'évaluation résulte ici d'un composé entre trois éléments : une *objectivité partageable*, qui ne se limite plus au type d'objectivité construite par l'activité scientifique ; les *éléments de cadrage émanant des enjeux de décision* qui la convoque, avec leur charge de valeurs et de buts et leur délimitation empirique ; les *référénts de justification adéquats* à la situation et mobilisés par les acteurs qui sont activement associés au processus de décision. C'est davantage dans cette perspective que l'utilité de l'évaluation est comprise et révisée dans les chapitres 2.2 (« *objectivité partageable* ») et 2.3 (« *éléments de cadrage émanant des enjeux de décision* »).

L'acceptation de ces distinctions entre différents projets d'évaluation emporte différentes conséquences sur la manière d'aborder l'évaluation lorsque la situation requiert une coordination entre des acteurs qui recourent à des ressources de justification relevant d'ordres de justification différents. Elle permet de mieux situer le statut de l'évaluation économique publique, lorsqu'elle est mobilisée pour des choix de projets d'infrastructures. Intégrant effets externes et biens collectifs selon le modèle standard de l'analyse coûts-avantages, le calcul économique classique procède en rabattant l'évaluation de type 2b sur l'évaluation de type 1, en faisant de sa scientificité revendiquée un argument d'autorité pour jouer le rôle central dans la coordination multi-acteurs. Si l'on récuse ce coup de force, de plus en plus rejeté par les participants à des processus collectifs de décision, la contribution de ce type de calcul se trouve ramenée à de plus menues proportions, certes encore non négligeables.

En fait l'évaluation économique standard, celle des *welfare economics* (maximisation des surplus, évaluation monétaire des externalités en fonction des consentements à payer, taux d'actualisation déterminé en fonction des valeurs observées sur les marchés financiers, modulo les primes de risque, etc.), répond bien à un type de situation particulière où les seuls registres de justification mobilisés par les acteurs concernés sont les registres « industriel » et « marchand », au sens de la théorie de la justification (Boltanski et Thévenot, 1991), où un décideur unique, judicieusement conseillé par ses experts économiques, maîtrise le processus de décision au point de faire disparaître le caractère multi-acteurs du processus de décision et où, enfin, l'idée de bien commun se dissout au profit de celle du meilleur équilibre possible entre les préférences intéressées attribuées aux consommateurs.

Ayant introduit la notion « d'ordre de justification », il nous faut d'abord en préciser l'idée, avant de décrire à grands traits la pluralité des représentations des enjeux environnementaux qui en découlent. Les deux dernières sections situent rapidement l'évaluation économique dans ce contexte et esquissent ce que cela impliquerait de considérer l'évaluation comme un outil de coordination dans une situation marquée par la pluralité des justifications mobilisées par les participants à la décision.

### **2.5.1. ORDRES ET ÉPREUVES DE JUSTIFICATION**

Les situations de décision collective sont plurielles, non pas seulement parce qu'elles reflètent l'infinie variété des contingences empiriques, mais parce qu'elles s'inscrivent dans des champs sociaux d'acti-

vités différents et que les acteurs qui y prennent part mobilisent, dans des combinaisons différentes, divers principes de justification tenus par eux pour légitimes pour s'accorder avec autrui, identifier les qualités d'une action commune désirable et arbitrer les désaccords et différends sur les choix collectifs à exercer (Boltanski et Thévenot, *ibid.*, Godard, 1989, 1990).

La pluralité évoquée des ordres de justification n'est pas une pluralité atomisée, comme celle que propose de refléter l'évaluation économique avec sa référence aux préférences individuelles ; elle s'organise, dans les sociétés occidentales contemporaines, autour d'un nombre limité (six ou sept) d'ordres légitimes différents. Chacun d'eux a une manière propre de qualifier le monde des choses (Eymard-Duvernay, 1989) et celui des personnes, de faire surgir problèmes et conflits sur les hiérarchies de valeurs et de leur trouver une issue.

Chaque ordre de justification comporte ainsi des épreuves en phase avec la représentation idéale d'un bien commun qui forme la clé de voûte de cet ordre. À la façon des épreuves sportives, mais selon des modalités qui leur sont propres et qui ne bénéficient pas toujours du même degré de codification, ces épreuves engagent personnes et objets normalisés dans des procédures dont la finalité est d'établir une hiérarchie de valeur sur des objets, des actions ou des personnes : « (...) *l'engagement de choses dans la réalisation d'épreuves est nécessaire pour gérer les désaccords. Afin de réaliser de telles épreuves, la disposition de principes d'équivalence est insuffisante. Leur mise en œuvre suppose qu'à ces principes soient associés des objets avec lesquels les personnes puissent se mesurer. C'est en effet de leur plus ou moins grande capacité à mettre en valeur ces objets que résulte un ordre justifié* » (Boltanski et Thévenot, 1991, p. 58).

Ces épreuves permettent d'arbitrer entre des prétentions opposées ou de régler le choix d'une action commune dès lors que ces moments de remise en jeu du collectif demeurent à l'intérieur d'un ordre communément accepté. Ainsi, dans l'ordre marchand, l'épreuve décisive de la valeur est-elle celle de la mise en marché, qui suppose un détachement tant des personnes que des choses devenant marchandises vis-à-vis de toute attache, en particulier domestique et territoriale. Dans l'ordre civique, il s'agira de la promotion de l'égalité entre citoyens libres et de la soumission de tous à une loi, expression de la volonté générale. Le terme « général » ne renvoie pas ici à l'agrégation des intérêts particuliers, mais à l'intérêt de la communauté ou de la société en tant que telle, que le citoyen peut légitimement contribuer à déterminer s'il parvient à abstraire son jugement de ses intérêts propres et de ses attaches personnelles. Dans l'ordre industriel, c'est l'effi-



cacité productive, c'est-à-dire l'aptitude à mettre le monde et les hommes en forme de ressources matérielles et humaines disponibles pour une production répondant à des besoins et à tirer le meilleur rendement du processus de leur transformation productive qui est l'épreuve décisive. Cette logique valorise le caractère prévisible et calculable de la performance. Dans l'ordre de l'opinion ce sont les instruments de mesure du crédit et de la renommée d'une personne ou, par exemple, d'un monument qui sont les épreuves pertinentes de la valeur. Etc.

Pour les acteurs, se comporter avec justesse dans un tel contexte pluraliste suppose une faculté et des compétences de discernement leur permettant de mobiliser de façon opportune les registres de justification adéquats en fonction de la nature des situations sollicitant leur engagement (Thévenot, 1989). Les différents ordres repérés n'ont donc pas une signification identitaire monolithique ou intangible, ce qui n'exclut pas telle ou telle tendance à la rigidité de la part de certains acteurs marqués par les codes d'un champ social et enclins à transporter ces mêmes repères dans toute situation, provoquant l'échec de ces entreprises « extraterritoriales ». Les principes pertinents de valorisation dépendent ainsi de l'appréciation des situations et des registres de justification mobilisés à bon escient. Valeurs et hiérarchies changent d'un registre à l'autre. Ce qui est insignifiant ici peut prendre une grande importance là : par exemple tel objet de faible valeur marchande prendra une valeur importante dans un univers domestique de par son attache à une lignée d'appartenance.

Dans des situations bien formées, tel ou tel univers de justification apparaîtra collectivement comme le plus approprié à la situation et aux projets des acteurs qui ont à s'accorder. Conflits et différends seront arbitrés par des épreuves codifiées ou établies acceptées par tous. Il existe cependant, à l'opposé, des situations informelles, contingentes, qui mettent en présence de façon fortuite des objets et des personnes aux qualités hétérogènes. Les acteurs ne disposent alors pas de procédures de coordination préétablies aptes à résoudre les différends ou les problèmes qui surgissent des circonstances de leur mise en présence. C'est, par exemple, fréquemment le cas lorsque se déchaîne une catastrophe naturelle qui mêle dans le malheur des hommes de tous âges et de toutes conditions, du bétail et toutes sortes d'animaux en même temps que des voitures et des troncs d'arbres et d'autres choses encore emportées par les éléments. La catastrophe n'est pas seulement violence physique, elle est aussi marquée par le sentiment de perte de sens et de repères. Il y a aussi des situations intermédiaires qui connaissent des embryons de structuration au sein d'un ou de plusieurs ordres, mais qui comportent également des objets et sujets relevant d'autres

ordres ou demeurant ambigus. Ces situations sont la source d'une hésitation entre les différentes qualifications possibles et entre les épreuves associées à des ordres différents, d'où, de prime abord, une certaine indécidabilité. Il n'existe pas, en effet, de « méta-épreuve » surplombante pour régler la coordination entre ordres de justification et arbitrer les conflits qui surgissent entre eux<sup>2</sup>.

Si l'un des traits caractéristiques de ce qu'on appelle un « problème d'environnement » est d'établir des liens entre des pans de réalité physique et sociale habituellement séparés et disjoints, alors les problèmes d'environnement se rangeront en masse dans cette catégorie des situations intermédiaires, celles où sont directement confrontés des ordres de justification différents qui, habituellement, se distribuent sur des champs sociaux d'activité et de pratiques différents (Godard, 2003). Il y a là une raison structurelle au malaise résultant de l'emploi d'une méthode unique d'évaluation pour des problèmes d'environnement qui seront dits « complexes » non seulement du fait du nœud d'interactions biophysiques dont ils résultent, mais aussi parce qu'ils renvoient simultanément à différents principes de justification sans que l'un d'entre eux soit reconnu comme couvrant de façon suffisante l'ensemble des dimensions jugées pertinentes par les acteurs concernés.

### **2.5.2. LA PLURALITÉ DES REPRÉSENTATIONS LÉGITIMES DES ENJEUX ENVIRONNEMENTAUX**

La pluralité des ordres de justification débouche sur la mise en forme de différents mondes concrets, c'est-à-dire, des manières différentes de désigner, classer, regrouper et valoriser de façon cohérente le monde des choses, qu'elles soient naturelles ou qu'elles résultent de la main humaine. Il n'existe plus une manière unique, dépourvue d'ambiguïté, de qualifier et de valoriser les enjeux environnementaux (Godard, 1989, 1990).

#### *Dans le monde marchand*

La valorisation par et dans l'échange est la figure centrale de ce monde. Établissant le règne apparent des contingences individuelles, la mise en concurrence et la formation des marchés présupposent néanmoins une convergence suffisante des désirs d'appropriation sur

2. Il existe cependant divers modes relationnels entre ordres différents : la dénonciation, le réductionnisme, l'arrangement, le relativisme, la distribution des champs sociaux, le compromis, notamment (Godard, 1989).

des biens identifiés et exposés aux désirs du plus grand nombre de telle façon que la concurrence mette à jour une hiérarchie de valeurs communément établies. Là se situe l'élément commun propre à ce monde. L'environnement ne reçoit une valeur que s'il est source de marchandises, soit de façon directe (extraction de ressources pour une vente sur un marché), soit de façon indirecte en fixant une relation entre certains biens et services marchands et un certain état des territoires et des milieux naturels. L'opération décisive est la transformation des choses en biens, entités physiquement délimitées, dénombrables, rangées en classes d'équivalence, idéalement détachables de leurs conditions de production et transportables aussi bien que transférables.

#### *Dans le monde industriel*

La grandeur industrielle est appréciée à la mesure du caractère productif, calculable et mesurable des êtres et de leurs performances. L'existence de potentiels demeurant non utilisés représente un scandale. La coordination est assurée par l'organisation hiérarchique et la planification. L'environnement y est vu comme un gisement de ressources naturelles à exploiter et à incorporer à la production. C'est la transformation que leur apportent le travail et la technique qui les valorise. De ce fait la valeur revient aux éléments prévisibles, utiles et fonctionnels, à la nature maîtrisée et objectivée grâce au concours des scientifiques et des ingénieurs en vue de son usage. Au plus bas de l'échelle, on trouve la nature improductive, aléatoire, insoumise et de ce fait potentiellement dangereuse.

#### *Dans le monde civique*

Le monde civique s'organise autour de la figure de la volonté générale émanant de citoyens libres et égaux. L'environnement n'y occupe pas de place spécifique mais, du fait de son lien avec le territoire et de sa dimension collective, constitue un lieu privilégié d'application de sa logique : revendication citoyenne d'égalité d'accès et de participation à la gestion, lien privilégié avec l'idée de bien commun, importance de la régulation par la loi et ses avatars réglementaires. La valeur de l'environnement est ici affectée par son mode d'administration : elle est magnifiée par une administration publique lorsque cette dernière n'est pas soumise à des impératifs industriels ou marchands, par exemple lorsque des corps techniques de l'État en assurent la gestion en fonction de normes spécifiques visant le long terme (exemple emblématique des forêts domaniales), mais dévalorisée par une gestion privée (exemple emblématique de la forêt privée parcellisée et mal tenue).

*Dans le monde de l'opinion*

Dans ce monde où règne l'opinion d'autrui, est grand ce qui est célèbre. Il en va ainsi des hiérarchies de notoriété publiées par les médias où des sportifs de haut niveau, des responsables politiques et des scientifiques réputés partagent le voisinage de figures caritatives et de vedettes de la chanson. L'environnement n'y vaut que s'il se trouve identifié et mis en scène au travers des figures mobilisées par les médias : celle du monument ou du paysage grandiose dont la célébrité fait un *must*, mais aussi celle de la nature connotée par la catastrophe ou la menace. Indices de notoriété et de fréquentation, sondages d'opinion et taux de couverture médiatique sont les instruments d'une valorisation qui peut se révéler étonnamment injuste, aux yeux d'un écologue, lorsqu'elle se focalise sur quelques espèces symboliques comme l'ours, la baleine, le dauphin et le panda.

*Dans le monde inspiré*

Le monde inspiré a pour trait principal de se constituer en référence à une cité idéale « qui n'est pas de ce monde ». Règles de conduites et valeurs sont tirées du savoir que des hommes « inspirés » prétendent avoir sur cette cité idéale. Les épreuves étant ici difficiles à constituer, faute de repères tangibles, ces hommes doivent, par leur engagement personnel et par leurs sacrifices, attester dans leur personne même du bien commun dont ils se réclament et de la justesse de leur interprétation de ce qu'ils présentent comme des signes. D'où la caractérisation générale des épreuves de ce monde : l'application à la vie personnelle des préconisations faites dans un contexte collectif. Ainsi n'est-il pas recommandé aux défenseurs de la nature de rouler en Mercedes ou en 4X4 ou d'avoir un appartement luxueux exigeant une consommation importante d'énergie. Dans ce monde inspiré, c'est la preuve par l'exemple qui domine.

Caractérisée par sa séparation d'avec les intérêts humains « de ce bas monde », la nature sauvage, plus que l'environnement, apparaît ici comme le moyen d'accès symbolique à un au-delà de l'homme en même temps que le garant de limites posées à son action. Ce monde valorise, dans l'environnement, ce qui est porteur de singularité, d'intégrité et de gratuité, ce qui échappe à la mesure et à l'équivalence, ce qui est imprévisible et provoque le sentiment de dépassement. Obstacles à surmonter et limites à ne pas franchir trouvent sens dans des démarches d'initiation, impliquant une ascèse. Cette inspiration nourrit une forte réserve vis-à-vis de toute fascination envers la technique « prométhéenne ». Elle a fortement marqué le mouvement social de protection de la nature depuis la fin du XIX<sup>e</sup> siècle (Cadoret, 1985).

*Dans le monde domestique*

Généralisation du lien familial, le monde domestique désigne un ordre se référant à des relations de dépendance personnelle, d'appartenance à des corps, à des lignées dépassant la succession des individus, ainsi qu'aux sociétés locales inscrites dans des terroirs que familles, lignées et réseaux locaux composent. Les biens valorisés y sont des objets familiers faisant l'objet d'une transmission personnelle au sein d'un groupe défini et sont dotés par cette personnalisation d'une valeur d'unicité. L'environnement, et en particulier les animaux, y sont représentés selon le clivage « sauvage/domestique », avec des passerelles et des positions intermédiaires arrangées selon une hiérarchie de proximité à la « maison » comme l'illustre le statut des animaux domestiques et des animaux de ferme par rapport aux animaux sauvages. L'espace local est appréhendé en fonction des différentes activités et de leurs statuts (champs cultivés, réserves de chasse, etc.).

C'est la relation à la mémoire et à la transmission, par l'insertion dans une tradition ou une coutume, qui est ici la valeur centrale. La notion de patrimoine y est une notion clé puisqu'elle désigne une totalité constituée de biens appropriés et gérés en vue à la fois de leur usage et de leur transmission. Ces biens patrimoniaux constituent ce qu'on peut appeler des « ressources identitaires », à la fois garants matériels de la pérennité du groupe de référence à travers le temps et supports symboliques de son identité (Godard, 1990).

Si des rapprochements peuvent se faire entre tels ou tels traits émanant d'ordres différents, il est d'autres caractéristiques qui s'opposent frontalement, par exemple entre la propension du monde industriel à vouloir lever les obstacles et limites à la valorisation productive des ressources et la valorisation opposée des limites physiques, des détours et de la modération technique propre au monde inspiré. C'est en s'appuyant sur la géographie de ces rapprochements et de ces oppositions qu'on peut chercher à construire des démarches d'évaluation composant avec la pluralité des justifications.

**2.5.3. ÉVALUATION ÉCONOMIQUE ET JUSTIFICATION**

Vue par les économistes comme les tables de la loi de la décision publique rationnelle lorsque cette dernière engage des ressources financières importantes et vise à mettre en place de nouveaux services ou de nouveaux équipements devant profiter à la fois à la nation et aux usagers, l'évaluation économique des choix publics a connu depuis trois décennies des difficultés croissantes à assurer sa légitimité (cf.

Première partie), au grand dam des experts (Godard, 2004). En situation de conflit sur de grands projets ou de grands choix d'aménagement ou d'équipement (projets autoroutiers, implantation d'un nouvel aéroport, choix d'un tracé de ligne de TGV, plan d'équipement pour la production électrique), le calcul économique ne convainc plus tous les acteurs et en particulier pas ceux qui, par leur opposition, ont acquis le pouvoir d'accroître sensiblement les délais de mise en œuvre des projets, voire de bloquer leur réalisation. De ce fait, l'évaluation économique publique ne rend plus son office.

Quand bien même elle parviendrait à identifier de façon non ambiguë où se trouve l'intérêt général, ce qui peut être contesté dès lors que les choix touchent à autre chose qu'aux univers « marchands » et « industriels », elle ne permet de toute façon plus, du fait de son manque de crédit et de la défiance latente des populations locales envers les institutions publiques, la mise en œuvre efficace des projets qu'elle recommande. Les conditions dans lesquelles elle avait pu trouver à s'épanouir au sein de l'administration française se sont disloquées. La figure du dictateur éclairé et bienveillant qui lui sert de référence et qui a conduit nombre d'économistes à se vouloir conseillers du Prince, a vécu. Il n'est pas de nouveaux projets de quelque envergure qui ne provoquent la levée de différentes oppositions occupant tout le gradient depuis la stricte défense d'intérêts privés locaux jusqu'à la mise en cause globale de la société industrielle et de consommation ou du péril engendré par l'essor de la technologie moderne, qui forme l'arrière-plan de ces projets.

De par sa préoccupation centrale (efficacité et performance productive), de par les formes qu'elle privilégie (une coordination décentralisée par des prix), de par sa prétention à faire science en ramenant la décision collective à un exercice de calcul du bien-être économique, de par sa répartition hiérarchique des rôles entre experts, décideurs et exécutants, l'évaluation économique se présente comme une épreuve à peu près adaptée à un compromis « industrialo-marchand ». Seuls les projets n'ayant pas d'autres dimensions que celles-là peuvent encore être appréhendés avec succès pratique avec ce seul instrument, servant alors d'instrument de coordination. S'agissant des problèmes d'environnement, au-delà de possibles jeux d'alliances tactiques<sup>3</sup>, seuls ceux qui se ramènent à une question de mise à disposition d'une ressource

---

3. C. Henry (1984) misait par exemple sur des alliances entre protecteurs de la nature et ministères des finances pour utiliser le calcul économique comme moyen de faire échec à des projets jugés inconsidérés par les deux parties, les premiers pour atteinte à la nature et les seconds pour exubérance dans la dépense publique.

productive ou de valorisation marchande d'un actif naturel peuvent être traités de façon satisfaisante par un dispositif attribuant un rôle central à ce type d'évaluation.

Cela ne signifie pas que l'évaluation économique n'ait plus aucune place à tenir dans les procédures d'évaluation de projets aux dimensions et enjeux plus divers mais, dans ces derniers cas, elle ne représente qu'un point de vue partiel (la dimension productive) et non englobant de toutes les dimensions pertinentes. Elle peut donc trouver sa place dans une approche multicritère ou toute autre approche d'ensemble sur laquelle les participants s'accorderaient. Pour conclure sur ce point, convenons que l'évaluation économique occupe une niche particulière dans l'écologie générale de la coordination des choix collectifs sans disposer des qualités requises pour être la forme générale acceptée de l'instruction et de la coordination de ces choix, lorsque ces derniers touchent de façon significative des enjeux environnementaux.

#### **2.5.4. UNE ÉVALUATION ORIENTÉE PAR LES EXIGENCES DE LA COORDINATION COLLECTIVE**

Les décisions d'investissement dans des infrastructures de transports débordent, par leurs effets, des seuls référents « marchand » et « industriel ». Cela tient à la gamme diversifiée de leurs impacts : sur les usages du temps, à l'interface de l'activité économique, des activités personnelles et des modes de vie ; sur les processus d'urbanisation et notamment d'étalement ou de concentration ; sur les pollutions atmosphériques affectant, pour certaines, la santé humaine et pour d'autres le climat planétaire ; sur le niveau et la distribution des nuisances sonores ; sur les espaces naturels et la perturbation du fonctionnement des écosystèmes et des milieux (effets de barrières aux échanges écologiques, modification de l'écoulement des eaux). La diversité de ces effets provoque l'intérêt et la mobilisation de divers groupes et acteurs qui disposent de ressources sociales ou institutionnelles pour interférer avec le processus de décision et qui se réfèrent à des valeurs et principes de justification différents.

Si l'on veut prendre cette réalité pour ce qu'elle est, sans la forcer à entrer dans un cadre technocratique, il convient alors d'ajuster les méthodes d'évaluation pour contribuer au mieux à la coordination que demandent les processus de décision multi-acteurs et éviter ainsi leur enlisement. Considérer la pratique de l'évaluation comme un outil de coordination entre l'ensemble des acteurs concernés et associés au processus de décision ne va pas sans reconnaître la pluralité des référents de justification, ce qui est plus en phase avec une approche

multicritère qu'avec une resucée de l'analyse coûts-avantages, avec sa prétention englobante. Fondamentalement, la question posée est celle des langages, des valeurs et des épreuves qui pourront être acceptés d'un commun accord dans ce jeu multi-acteurs. Au minimum cela implique que les langages d'évaluation employés puissent être appropriés et acceptés par les acteurs parties prenantes et qu'une approche concertée du choix des « épreuves » d'évaluation soit mise en place, sans recourir à l'argument d'autorité de la science économique. Idéalement, une des manières de faire droit aux préoccupations portées par différents acteurs est de permettre la mise en place de boucles de rétroaction de l'évaluation sur la conception même des projets, en les situant par rapport à un spectre plus large d'objectifs. Cela suppose une dialectique plus réactive entre conception et évaluation tout au long du processus d'élaboration et d'adoption des projets.

Soulignons un dernier point. Dès lors que la valeur d'une évaluation est jugée à l'aune de sa contribution à la coordination, les épreuves et les chiffres retenus ont une validité qui est circonscrite au contexte de coordination et de décision dans lequel elles ont été élaborées et acceptées. Tout transport de valeurs doit faire l'objet d'une nouvelle validation-appropriation dans le contexte précis de la nouvelle situation de choix où on se propose de les utiliser. Il en va ainsi des valeurs de ressources environnementales ou de services écologiques ou de la valeur de la vie humaine statistique (VHS) : il n'y a aucune raison pour que les valeurs d'actifs naturels résultant d'une évaluation contingente dans le Michigan ou que la valeur de la VHS trouvée dans une étude allemande aient la moindre validité pour justifier le choix d'un tracé d'autoroute dans le sud de la France. Considérer l'évaluation comme un outil de coordination remet en jeu à nouveaux frais les processus de dé-contextualisation et re-contextualisation de valeurs trop vite embarquées dans une universalisation de facilité.



## CHAPITRE 2.6

# **LES EXPÉRIENCES DE DÉBATS PUBLICS : ENTRE UTILITÉ ET ACCEPTABILITÉ SOCIALES DE L'ÉVALUATION SOCIO-ÉCONOMIQUE DE L'ENVIRONNEMENT**

Contributions de José Cambou, Jean-Michel Fourniau,  
Bertrand Galtier et Pascal Mignerey

### **2.6.1. QUELQUES AVANCÉES ENCORE ORPHELINES DE LA QUESTION DE L'ÉVALUATION SOCIO-ÉCONOMIQUE DE L'ENVIRONNEMENT : DISCOURS D'ACTEURS**

*Le point de vue d'un acteur central de l'environnement : des avancées allant dans le sens d'un droit européen qui segmente moins évaluation et participation<sup>1</sup>*

Pour le représentant de la Direction de l'évaluation du Ministère de l'Écologie, de l'Énergie, du développement Durable et de l'Aménagement du Territoire de l'époque (MEEDDAT), le modèle à suivre pourrait être celui proposé par le droit européen en matière d'évaluation et de participation du public. En effet, le processus d'évaluation ne s'y limite pas à l'élaboration d'une étude d'impacts, mais comprend systématiquement :

- a) un rapport d'évaluation qui décrit les incidences environnementales ;
- b) des consultations du public ;
- c) la consultation d'une autorité environnementale, c'est-à-dire d'une instance réputée crédible et compétente en matière d'environnement ;
- d) et un dispositif de suivi.

---

1. Bertrand Galtier est directeur de la Direction régionale de l'environnement (DIREN) à La Réunion, anciennement à la Direction de l'évaluation du MEEDDM.

Donc, en droit européen, on ne peut dissocier la participation du public de l'évaluation. L'évaluation est vue comme un processus double, à la fois d'amélioration de la décision, basée sur une objectivisation des appréciations techniques, et d'organisation d'un jeu de rôle entre les parties prenantes. Plus concrètement, les points forts de cette logique sont :

- la responsabilité engagée du maître d'ouvrage qui établit le rapport d'évaluation environnementale ;
- l'existence d'un avis extérieur, indépendant de la décision, émanant d'une structure compétente et fiable ;
- la consultation du public, qui doit avoir accès aux pièces du dossier, gage de transparence et de fondement démocratique.

*Cependant, ce dispositif soulève plusieurs questions, inspirées notamment par l'expérience du débat VRAL*

Le Débat public VRAL (Vallée du Rhône et l'Arc Languedocien), qui s'est tenu du 27 mars au 26 juillet 2006, était le premier (et seul débat mené à ce jour) sur les aspects généraux d'une politique de transports et non sur un projet d'infrastructure plus ponctuel.

En premier lieu, le débat public est-il une co-construction de la décision ? L'expérience du VRAL montre que les séances ont été plus souvent des affirmations de positions tranchées que des constructions collectives de consensus. Pour autant, les enseignements n'en ont pas moins été extrêmement précieux pour les maîtres d'ouvrage. Le débat a été à l'évidence un éclairage complémentaire qui a révélé des préférences, ce qui est essentiel dans le processus de décision. Le débat apparaît ici comme une étape pour passer de la somme des préférences individuelles à la préférence collective : de ce point de vue, le calcul socio-économique nous dit que l'utilité collective est la somme des utilités individuelles ; le débat public nous dit que ce n'est pas si simple et il aide pour cela. La décision prise à la suite du VRAL par les deux ministres de l'époque est originale, non contestée, et n'aurait pu exister sans le débat.

En outre, les suspicions sur les prises de position de l'État, sur ses intentions réelles ou cachées, sur la crédibilité des données mises sur la table (trafics par exemple)... y ont été fréquentes. Cela pose notamment la question de l'expertise et de sa place. L'ensemble des expériences de débat public montre en fait que l'intervention de l'expertise est essentielle, mais il faudrait qu'elle soit crédible et organisée. Pour le public, les controverses ne doivent pas être cachées, mais il faut qu'elles soient explicitées.

Enfin, les débats publics montrent que le public remonte très souvent les questions posées au niveau de l'opportunité. Posons en passant la question du périmètre de ce public : pour une infrastructure, on s'adresse aux riverains, mais ne faut-il pas également inclure les usagers ? Il faut en tenir compte et accepter des approches très ouvertes, mais cela indique aussi que les débats publics de projets ont leurs limites. La question de l'opportunité est mieux vue lorsque l'on est en présence non pas de projets ponctuels, mais de programmations d'infrastructures, voire même de politiques de transports, comprenant, outre des combinaisons variées d'infrastructures, des mesures de maîtrise de la demande, de gestion des trafics etc. Le débat VRAL a montré que ce n'était pas impossible.

Ceci est d'ailleurs dans l'esprit de la directive européenne sur les plans et programmes, qui appelle à des évaluations environnementales stratégiques de documents de planification et programmation dans le domaine des transports. Or, la France ne soumet encore à ce jour aucun document de programmation de transports à évaluation environnementale.

*Le point de vue associatif : une opportunité manquée de mettre en débat l'évaluation socio-économique de l'environnement<sup>2</sup>*

Pour France Nature Environnement (FNE), le propos est quelque peu différent. Le VRAL a surtout, selon cette fédération associative, réaffirmé une réticence politique à débattre des questions de fond sur le devenir des transports et de la mobilité. La prise en compte des coûts sociaux dans les projets et politiques de transports souffrirait alors en fait d'abord de l'absence d'une réelle volonté politique et scientifique de se saisir de cette problématique. Les associations de protection de l'environnement estiment que la réflexion en cours sur l'intégration des coûts sociaux consiste en fait davantage à poser la question du transport en termes d'acceptabilité des projets plutôt qu'en termes de mobilité durable. Or, la problématique environnementale inviterait à se poser la question de la légitimité des investissements et efforts actuels (financiers, techniques, politiques...) vers plus de transports routiers. Elle questionnerait également la faiblesse des efforts scientifiques et politiques consacrés aux alternatives à la mobilité actuelle.

Plus précisément, l'intégration des coûts environnementaux dans le Débat public VRAL illustrerait bien cette réticence politique à ouvrir

---

2. José Cambou est secrétaire nationale de la fédération France Nature Environnement et pilote de son pôle Santé – Environnement. Certains éléments de cette section sont issus du rapport sur le VRAL du réseau FNE – Transport et Mobilité Durable (FNE, 2006)

le débat sur des questions de fond. D'une part le caractère anecdotique de l'unique réunion consacrée à cette question montre le faible poids qui lui a été réservé dans le débat. Les coûts externes du trafic routier de la Vallée du Rhône et l'Arc Languedocien ont donc fait l'objet d'une seule réunion thématique en quatre mois de débat, pour une durée symbolique d'une heure. D'autre part, la non inscription de cette « thématique » au calendrier du débat et son caractère non participatif est significatif d'une conception réductrice des procédures participatives dans lesquelles le contenu du débat se cantonnerait à des questions subalternes. L'« atelier pédagogique » – terme révélateur du faible crédit accordé aux savoirs des participants – dédié aux coûts environnementaux s'est en effet tenu en marge des procédures participatives, et n'était pas prévu par la Commission Particulière du Débat Public (CPDP) puisqu'il a été organisé sur demande de la coordination associative.

La controverse en faveur d'une meilleure prise en compte des coûts externes des nuisances et pollutions engendrées par les transports n'a donc pas, selon cette fédération associative, irrigué le débat et ne fait pas partie de la logique : elle n'est d'ailleurs pas soulignée dans le compte-rendu de la CPDP. Car la question que pose la prise en compte des coûts environnementaux des transports est effectivement celle de savoir si la société veut se diriger vers davantage de transports ou si elle s'oriente vers une modification de sa mobilité.

Les associations relayent d'autres éléments du déroulement et de l'organisation de ce débat public montrant selon elles comment les questions de fond ont été occultées. Pourtant, portant sur une problématique d'ordre générale (ce débat visait à discuter des options générales de la politique de transports dans la Vallée du Rhône et l'Arc Languedocien) plutôt que sur un projet d'infrastructure spécifique comme c'est le cas pour la plupart des débats publics, le débat VRAL avait le potentiel et présentait l'opportunité, comme dit plus haut, de co-construire la politique transport de ce territoire.

Ainsi, il n'a par exemple pas été présenté de « scénarios contrastés sur l'évolution des transports » dans le périmètre VRAL (1<sup>re</sup> saisine de la CNDP par le ministère des Transports et celui de l'Écologie), mais une série de « mesures envisageables » (2<sup>e</sup> saisine) très hétérogènes (tant par leur objet que leur caractère précis) dont il fallait évaluer « l'acceptabilité locale ». Ces mesures nombreuses, disparates, ne permettaient pas d'offrir une vision globale de la problématique des transports, et n'étaient pas propices à aider la définition d'une politique de transport. « Le débat s'est déroulé en quelque sorte à l'envers, en invitant à choisir parmi un catalogue de mesures sans se mettre d'accord au

*préalable sur une orientation politique réellement tranchée : d'un côté la lutte indispensable contre les gaz à effet de serre, de l'autre la suprématie de la route et l'anticipation de la congestion future, présentées comme inéluctables* » (FNE, 2006, p. 18).

Dans ces conditions, le débat a pris pour certains davantage l'allure d'un sondage déguisé que celle d'un véritable débat sur la politique de transport des voyageurs et des marchandises dans le périmètre VRAL. La remise en cause des projets routiers, souvent évoquée par les associations, et quelques élus, n'a pas du tout été prise en compte ni même entendue (il n'existe d'ailleurs pas de trace de cette revendication dans les compte rendus de la CPDP). Le rapport de FNE estime pointer le « *refus de l'État de remettre en cause la croissance routière et, à la base, ses méthodes et ses modèles de prévision des trafics* » (FNE, *op. cit.*, p. 15).

L'absence de mise en débat de la métrologie (ex : méthodes de prévision des trafics) et plus largement de la construction des faits serait alors gage non seulement de la difficulté, mais surtout d'un manque de volonté de l'État à s'extraire d'une conception encore cloisonnée et descendante du processus décisionnel. Plusieurs points sont à cet égard soulignés.

D'une part, il s'agit du manque d'informations livrées au débat. Ainsi, dans le débat VRAL, n'ont pas été fournis, selon les associations, des éléments clés concernant : les flux de transport des territoires et pays voisins, le report modal, les déplacements à l'échelle du bassin de vie, les mesures soumises au débat (coûts, financement, délais de réalisation), l'aménagement du territoire... Ces données avaient été demandées par les associations dès la présentation du dossier soumis au débat Public et n'ont jamais été fournies. Ces oublis sont pour les associations significatifs d'un manque d'engagement de l'État en faveur d'une co-construction des décisions : l'absence de données cruciales pour la compréhension et l'appréhension des enjeux du transport de personnes et de marchandises dans le périmètre VRAL limite considérablement la portée du débat car il diminue le jugement critique des participants. D'autres éléments n'auraient pas été retenus au titre de l'information « utile » dans les grands aménagements transport. Cette inégalité d'écoute concerne la parole des populations rurales traversées par les projets, les données relatives aux conséquences sur la biodiversité et les écosystèmes traversés... Il est à noter que le programme initial de réunions de la CPDP ne prévoyait aucune réunion dans des villes secondaires, pourtant potentiellement impactées par toute décision concernant les transports dans la Vallée du Rhône.

Ne pas tenir compte de ces éléments fondamentaux remet en cause selon FNE la légitimité et la conception de l'utilité des projets.

D'autre part, il s'agit du parti pris de l'expertise. Les demandes de contre-expertise sont par exemple quasiment systématiquement refusées dans les débats publics. Dans les arènes du débat VRAL, c'est une expertise indépendante sur les alternatives à la route qui a été refusée aux élus régionaux. Certains domaines sont par ailleurs oubliés des expertises « officielles » soumises au débat public, comme l'illustre l'absence d'expertise sur la pertinence des modèles utilisés dans les études soumises à débat dans les projets VRAL. La contestation des prévisions d'une hausse de 40 % du trafic sur 20 ans – données considérées pour acquises par l'État – par les associations et certains élus locaux n'a ainsi pas été entendue. Ces omissions enfermeraient le débat dans la mesure où les données et les options qui en découlent sont prévues et définies au préalable par une expertise « orientée ».

L'intégration, anecdotique, des coûts environnementaux dans les projets participe alors de la même logique : ils ne font ni l'objet de controverse scientifique, ni de discussion. Dans ces conditions, les citoyens, les associations et les élus locaux conviés dans les arènes de débats des projets d'aménagement liés aux transports considèreraient que leur environnement, leur cadre de vie et leur santé – en un mot, leur vécu – ne sont pas considérés comme des éléments devant être pris en compte dans la définition des projets d'infrastructure. Les projets sont alors vécus comme incontournables et les coûts environnementaux comme des dommages irréversibles, alors même que l'utilité de ces projets peut être discutée. Quelle est alors la pertinence des critères utilisés pour évaluer les projets et politiques de transport ? Si l'environnement doit être le véritable moteur de ces derniers, il devrait être primordial selon FNE de traiter de la question des modèles et de la métrologie plus en amont du débat, en collaboration avec les acteurs locaux.

Le point de vue associatif sur l'élaboration et le déroulement du débat public rejoindrait en fait celui des citoyens entendus dans le cadre de l'« atelier citoyen » organisé au cours du Débat public VRAL (ci-dessous) : il pose la question de la place accordée à la participation citoyenne dans le processus de décision et de l'influence de cette participation dans la construction de l'action. Cette expérience d'atelier présentée comme innovante par FNE a été appréciée des associations, qui proposent que ce dispositif soit renouvelé et participe à l'avenir à la construction du programme et à la présentation des enjeux des débats publics, afin notamment que « *la parole des citoyens puisse être réellement intégrée au débat et débattue publiquement* ». Les objec-

tifs de l'État pour le débat public doivent être clarifiés en ce sens, car actuellement le monde associatif dénonce une gouvernance inappropriée en matière de politique de mobilité. S'il y a eu des améliorations en termes de participation citoyenne (notamment avec l'avènement de la Commission Nationale du Débat Public – CNDP), elles ne suffisent pas à faire du débat public un lieu d'expression et d'intégration des aspirations de la population. Particulièrement par le déficit de mise en controverse de l'évaluation officielle, voire de l'évaluation socio-économique de l'environnement, lorsque celle-ci traverse, rarement selon FNE, les débats.

### **2.6.2. DÉBAT PUBLIC ET RAPPORT À L'ACTION AUTOUR DU VRAL : L'ÉVALUATION ENTRE UTILITÉ, ACCEPTABILITÉ ET FAISABILITÉ DES DÉCISIONS TRANSPORTS<sup>3</sup>**

*Constats dans les arènes de débat : des décalages de logique et de représentation source d'incompatibilité*

Sont à souligner deux décalages, récurrents, émanant des débats publics sur les transports et qui opposent la logique psychosociale des populations concernées par le projet à la logique technico-économique des services administratifs et techniques porteur du projet. Le premier décalage est un constat critique sur le poids accordé à la valeur du temps dans les évaluations socio-économiques et qui ne correspond pas aux approches psychosociales (ne peut-on pas évaluer les projets en termes d'accessibilité ?). Le deuxième concerne la remise en cause de la logique utilitariste qui, par la compensation, cherche à régler la question de l'acceptabilité des infrastructures (ne peut-on pas donner aux habitants le droit de refuser une infrastructure plutôt que d'obtenir de meilleures compensations ?). Comme exprimé théoriquement dans le chapitre 2.5, ces deux constats illustrent la nécessité de s'extraire du calcul utilitariste afin que les logiques divergentes puissent trouver un terrain d'entente. Il s'agit de prendre au sérieux les questionnements et remises en cause que le débat public adresse au calcul économique, en y reconnaissant l'expression d'intérêts universa-

3. Jean-Michel Fourniau est chercheur au Département économie et sociologie des transports de l'Institut national de recherche sur les transports et leur sécurité (INRETS-DEST). Il a présidé le Comité de pilotage de la conférence de citoyens (Atelier citoyen) commanditée par la Commission particulière du débat public sur la politique des transports dans la vallée du Rhône et l'arc languedocien (débat VRAL, mars-juillet 2006). Il préside depuis 2009 le Groupement d'Intérêt Scientifique (CNRS) sur la Démocratie participative.

lisables. À ce titre, G. Mercadal (ancien Vice-président de la Commission Nationale du Débat Public – CNDP) propose de distinguer acceptabilité et utilité pour ne plus les confondre mais les articuler : le débat permettant, en amont, de révéler l'acceptabilité de la décision envisagée, alors que l'évaluation économique permet de mesurer son utilité dans la concertation en aval.

Ces constats de décalages conduisent à examiner deux points : la place du calcul économique dans l'évolution des modes de conduite de projet, et la représentation de l'action publique mise en scène par ce même calcul économique.

Le calcul économique est aujourd'hui tiraillé entre différentes logiques : celle des procédures d'évaluation socio-économique, celle des procédures de concertation du public et celle des procédures d'évaluation environnementale. Sa place est mise en question parce que les processus de conduite des projets ont beaucoup évolué et se sont aujourd'hui largement complexifiés autour de ces différentes logiques (ex. : Audiences publiques québécoises qui ont davantage lieu autour de l'évaluation environnementale que le Débat public en France).

Deux représentations principales de l'action publique dans les transports sont mises en scène par le calcul économique, et plus globalement par les processus de conduite de projet. Une représentation technico-économique (mettant au centre des dispositifs la gestion technico-économique des réseaux, la question des flux et des trafics, la valeur du temps...) qui considère les questions environnementales comme des contraintes externes jouant sur les variables d'offre et de demande. Une représentation (plaçant le marché au centre et refusant la séparation entre offre et demande pour proposer une vision où la tarification est centrale) dans laquelle les contraintes environnementales restent également en marge ou ne sont médiées que par des monétarisations (cf. travaux du CGP, 1994 et 2001). Or, ces deux représentations, qui soutiennent les dossiers mis en débat public, sont assez loin de la représentation que les citoyens se font de l'action publique, ne serait-ce parce qu'elles conçoivent les coûts environnementaux uniquement comme des contraintes externes, qui ne seraient pas au cœur de la gestion du système de transport.

La question est alors de savoir comment dépasser ces représentations critiques. Comment trouver un cadre de raisonnement partagé pour la formulation et la prise en compte de ces intérêts et la hiérarchisation de l'ensemble des intérêts pris en compte ? Afin d'y répondre, nous cherchons d'abord à aborder les relations possibles entre débat public et évaluation socio-économique, pour se nourrir ensuite des pistes que laissent entrevoir les expériences délibératives.



*Les rapports entre évaluation socioéconomique et débat public :  
des passerelles possibles*

Il s'agit donc de réfléchir à la place du débat public dans le calcul économique. G. Mercadal, qui a initié cette réflexion, identifie trois passerelles. D'une part le rôle du débat est de révéler l'acceptabilité en dessinant le domaine des variantes commensurables, c'est-à-dire celui où mesurer avantages et inconvénients prend sens pour la société. D'autre part, les groupes et leurs enjeux révélés par le débat structurent les effets distributifs du projet, permettant d'identifier les gagnants et les perdants, ce qui fait de l'évaluation socio-économique une aide à la concertation entre chacun de ces groupes. Enfin, et réciproquement, l'évaluation socio-économique et les valeurs précises qu'elle établit fournit au débat une approche de l'utilité du projet.

Cette lecture des médiations possibles entre débat public et évaluation des coûts sociaux a un triple mérite. Elle permet à la fois de recentrer le débat sur les questions substantielles, c'est-à-dire les enjeux à prendre en compte dans la décision (plutôt que sur le seul processus de décision, c'est-à-dire le « bon » débat), de réintroduire les enjeux distributifs au cœur des discussions (cf. chapitre 2.4) alors que les représentations classiques ne permettent pas d'aborder cette question, et aussi de proposer une articulation entre processus (acceptabilité) et enjeux redistributifs (utilité).

Cependant, les passerelles identifiées produisent également des limites. Notamment, la question de la distinction du contenu des études d'acceptabilité (pour rendre commensurable différentes dimensions du débat public) de celui des études d'utilité se pose. La rationalité de la négociation sur les enjeux redistributifs reste immanquablement celle du calcul économique. Et, la distinction entre acceptabilité et utilité maintient un monopole sectoriel sur la définition de la rationalité alors que les conflits montrent la nécessité d'une institutionnalisation du pluralisme des expertises. Ici, les retours d'expériences de débat public peuvent apporter quelques pistes de réflexion.

*Identifier un nouveau rapport à l'action : éducation, incitation,  
concertation*

L'atelier citoyen organisée dans le cadre du débat public sur la politique des transports dans la Vallée du Rhône et l'Arc Languedocien, dit débat VRAL (27 mars-26 juillet 2006), apporte des enseignements particulièrement intéressants. Ce dispositif donne l'occasion à de « simples citoyens » d'avoir une formation pluraliste leur permettant d'approfondir leurs connaissances des problèmes, et de disposer d'un espace de délibération permettant de produire une réflexion

structurée et argumentée. Le déroulement de cet « atelier citoyen » au sein d'un débat public a été particulièrement innovant et enrichissant face à des procédures participatives au sein desquelles les enjeux sont souvent formatés et le débat accaparé par les experts et les acteurs déjà constitués.

Invités à émettre leur avis sur la perception du fonctionnement actuel et futur des transports dans le périmètre concernés, sur les problèmes à résoudre ainsi que sur les orientations acceptables pour y remédier, les 16 participants ont publié sous la forme d'un cahier d'acteur, une argumentation originale concernant le renouveau de la démocratie, des fondements de l'action et des processus de décision, identifiant par là une nouvelle place aux citoyens dans l'action.

Les citoyens ne partent pas du référentiel traditionnel des approches des problèmes de transports et proposent un référentiel centré sur des préoccupations de santé environnementale, tout en prenant en compte les enjeux énergétiques. Ce référentiel les conduit à penser les politiques de transport à partir des conséquences globales pour aller vers des mesures sectorielles (position qui se vérifie dans de nombreuses conférences de citoyens). Ils insistent ainsi sur la nécessité d'articuler les politiques de transport avec celle de l'aménagement du territoire. Ce souci d'articulation se trouve aussi affirmé dans les questions de gouvernance, que les citoyens veulent voir rehaussées : une meilleure articulation entre pouvoirs publics et échelles territoriales doit être trouvée. Ils inscrivent la nécessité de l'action dans une vision plus transversale et axiologique.

La « communauté débattante » constituée par l'atelier citoyen prône alors un changement conjoint des mentalités et du modèle de société qui incite à fonder les politiques publiques non plus sur la réglementation et le contrôle, mais sur l'éducation, l'incitation et la concertation (Fourniau et Tafere, 2007). Cela passe d'abord par un refus de la logique de l'acceptabilité (qui confirme les constats cités plus haut) en faveur de l'accessibilité et de la faisabilité des mesures, dans l'optique d'une transformation globale de la société et plus précisément du processus décisionnel : un « *changement de mentalité* », plutôt qu'un « *changement de comportement* ». C'est aussi le refus de l'opposition courante entre logique du consommateur et logique du citoyen qui sous-tend cette réflexion. Le changement des mentalités dépasse cette logique dichotomique et dépasse ainsi le changement de comportement prôné par de nombreux acteurs, qui cantonne les citoyens à un rôle d'individus-consommateurs placés devant des choix définis par des experts.

Le changement de mentalité vise plutôt une responsabilisation collective car il « *suppose un regard réflexif de la société sur elle-même, et invite chacun à reconsidérer ses niveaux d'exigences, ses valeurs pour mettre la solidarité au cœur de la coopération sociale* » (Fourniau et Tafere, 2007, p. 257). Dans cette question de terminologie, c'est la question de la place que peuvent trouver les citoyens dans le processus décisionnel qui se pose. Cette optique lie changement de comportement à l'appropriation de ce qui va mettre en mouvement ce changement, c'est-à-dire l'éducation, l'incitation et la concertation. L'idée d'opérer un changement dans le rapport à l'action où l'anticipation des problèmes et de leur solution est de la responsabilité de chacun.

Sur la question de l'évaluation socio-économique, cette optique amène à penser les problèmes de décision sous la forme de mutualisation plutôt que de compensation, avec une vision moins utilitariste (question qui avait déjà émergé lors des conflits liés aux projets d'infrastructure dans la vallée du Rhône en 1991). Sur les enjeux redistributifs, si le calcul économique peut éclairer les gagnants et les perdants, le problème est d'éclairer pourquoi on peut avoir intérêt à jouer, c'est-à-dire à rentrer dans l'action, dans le processus décisionnel. La mutualisation est alors une manière de régler dans le temps et dans la durée le fait d'être gagnant ou perdant car elle tend vers un certain équilibre dans la durée.

Le nouveau modèle de société souhaité doit alors être fondé sur un nouvel équilibre entre volonté politique et changement de mentalité. C'est dans ce cadre là qu'il est nécessaire selon l'atelier citoyen de définir une alternative au mode d'appréhension classique des problèmes de transports, d'une part en l'ouvrant à une réflexion entre les actions et leurs conséquences, et d'autre part en liant recherche de l'intérêt général, expériences sensibles du territoire et décision.

*Donner une place au citoyen dans l'action : vers une expertise citoyenne reconnue*

Les participants de l'atelier citoyen placent au cœur de leur réflexion la question de la compréhensibilité et du pluralisme de l'expertise. Face aux contradictions relevées entre expertises sur des sujets pour lesquels le « grand public » n'a pas de moyens de discernement, les citoyens entendus exigent l'explication des conditions de construction de l'information. Il est nécessaire d'éclairer en quoi la construction des faits engage des valeurs, des normes de comportement, et d'ouvrir ces normes au débat (cf. aussi chapitre 2.6). La pluralité des expertises est ici jugée primordiale afin de nourrir le débat et d'éclairer l'action, même si elle ne suffit pas.

Car la seule mise en débat des controverses expertes laisse les citoyens spectateurs passifs des politiques publiques : les controverses sur les modèles de prévision ne suffisent effectivement pas à appréhender les conséquences transversales des mesures préconisées. La clarification des expertises par d'autres expertises empêche les citoyens de s'appropriier les données qu'ils considèrent fondamentales pour la décision. Au niveau du calcul économique, l'accent devrait moins être mis sur la précision des données que sur le cadre de cohérence à construire. La norme doit pouvoir être discutée, la question de la métrologie doit être construite de manière pluraliste et posée en amont même du choix du calcul économique comme mode de coordination. Et les travaux sur le bruit des aéroports ont bien montré que la co-construction de la métrologie donne de réelles prises aux citoyens et à la société civile pour qualifier les problèmes, identifier les solutions et donc trouver leur place dans le processus de décision (Periañez, 2001 ; Leroux, Amphoux, 2002 ; Faburel et Barraqué, 2002 ; Barraqué, 2003 ; et ci-dessous chapitre 2.7).

Surtout, « *quand les problématiques restent établies par les experts et pour les experts, l'expérience sensible des simples citoyens, leurs raisonnements ordinaires sont peu convoqués – y compris par les associations conduites elles mêmes à travailler leur compétence en termes "d'expertise d'usage" – pour nourrir le débat, et les arguments d'autorité ne tardent pas à refermer l'échange* » (Fourniau et Tafere, 2007, p. 259-260). L'avis des citoyens et leurs expériences ordinaires doivent être reconnus comme une expertise à part entière. « *L'attention portée par les participants à l'atelier citoyen aux conditions d'appropriation de l'information pointe donc la question de l'espace public à construire pour que les simples citoyens soient partie prenante de la construction de l'intérêt général* » (Fourniau et Tafere, 2007, p. 259). Et pour que cette pensée citoyenne, innovante, s'exprime, il est nécessaire de ménager des dispositifs particuliers dans le débat, des dispositifs favorisant l'émergence d'une réflexion argumentée et sa prise en compte.

L'interpellation des politiques et des experts par les citoyens invite alors à débattre des choix à opérer en termes de politiques de transport (et pas seulement des impacts), dont la mise en œuvre se fait actuellement en fonction des prédictions des experts (économistes principalement) sur les conséquences de nos comportements. L'objectif étant d'éclairer la faisabilité de l'action, plutôt que son acceptabilité.

*Un point de vue de l'administration centrale des transports : comment réduire le décalage entre la logique économique de l'administration et une logique « passionnelle » des externalisés<sup>4</sup> ?*

### **Des logiques incompatibles**

Il existe un réel problème qui est celui d'injecter le calcul économique et sa logique dans le débat public. Ceci est dû à plusieurs biais internes aux démarches actuelles de calcul économique. Un de ces biais de compréhension relève essentiellement d'un manque de pédagogie : les documents de communication sur l'évaluation des coûts environnementaux et sociaux sont peu accessibles, encore moins compréhensibles, et arrivent trop tardivement dans les débats.

Si l'enjeu est aujourd'hui de réussir à conserver le calcul économique dans l'élaboration de la décision, les améliorations méthodologiques en vue de l'intégrer dans le débat public et en amont des projets constituent la pierre d'angle. Les deux logiques (économique et sociale) ne sont pas incompatibles si l'on considère que celle du calcul économique peut être rendue accessible par un travail de pédagogue plutôt que d'expert économiste. « *Il faut pouvoir décortiquer la logique du calcul économique, avec humilité (...) et en reprenant des aspects d'éthique.* »

D'autre part, un travail semble nécessaire sur le plan de la lisibilité, car l'intérêt socio économique est trop souvent confondu avec la rentabilité financière. La valorisation des effets socio-économiques est de fait souvent contestée, et soupçonnée de servir le maître d'ouvrage, qui par ailleurs se trouve souvent être celui qui réalise l'évaluation. Ainsi, la confiance de la population en cette notion de calcul économique – en tout cas telle qu'elle est actuellement pratiquée en France – est limitée.

La monétarisation des effets environnementaux, et plus particulièrement de la gêne sonore ou de la pollution atmosphérique, est « *considérée comme une réduction technocratique des choses et cela apparaît inacceptable pour ceux qui sont amenés à subir ces nuisances* ». Le bruit est notamment un des effets les plus passionnels pour lequel cette réduction n'est pas du tout acceptée par les externalisés. Le bruit et la santé, nouvel aspect émergent, « *correspondent à un ressenti, à des valeurs qui finale-*

---

4. Pascal Mignerey est conseiller du Délégué Interministériel à l'Aménagement et à la Compétitivité des Territoires (DIACT). Précédemment, il fut en charge des projets autoroutiers à la Direction des Routes, créateur d'une mission économique à la Direction des transports maritimes et des ports et a également assisté le Président de la Commission Nationale du Débat Public pour le débat sur un troisième aéroport dans le Bassin parisien.

*ment, sont importantes à livrer dans le Débat public, si on veut effectivement les faire accepter par le public ».*

### **Vers des approches plus acceptables**

L'acceptabilité du calcul économique au sein du débat public dépend donc des démarches d'évaluation dans lesquelles la monétarisation trouve place. L'approche du bilan par acteur semble plus intéressante en ce qu'elle permet de quantifier les intérêts d'un projet selon les différentes catégories d'acteurs en présence (cf. chapitre 1.6.3). Cette approche pluraliste qui consiste à dresser les avantages / inconvénients pour chaque acteur (collectivités, opérateurs, usagers et riverains – qui sont aussi des usagers) est plus à même d'être entendue par le public car elle offre une vision du projet fondée sur des intérêts pluralistes.

L'analyse multicritère permet elle aussi de sortir du calcul économique pur et dur, en ce qu'elle indique que certains aspects sont pris en compte même s'ils ne sont pas quantifiés ni monétarisés. Des notions comme l'accessibilité, l'aménagement du territoire – qu'on ne sait pas mettre en équation – le paysage, les effets de coupure, le ressenti des riverains ou des usagers peuvent être pris en compte dans ces méthodes. « *L'idée est d'aller vers une vision pluraliste des choses* ».

Une autre approche dont la lisibilité est intéressante, fondée sur une analyse multicritère classique, consiste à effectuer une pondération des critères en fonction des catégories d'acteurs, afin de définir les variantes du projet et aboutir à la préférence des variantes selon la logique de chaque acteur. Ces démarches de « *visualisation pluraliste des choses* » plus complètes – voire même un peu plus honnêtes bien qu'elles demeurent très théoriques et manipulables – doivent être développées si le calcul économique veut intégrer les débats publics.

Ainsi, les méthodes s'appuyant sur une approche pluraliste (bilan par acteur), une quantification d'éléments clés comme l'accessibilité, le paysage ou le ressenti des riverains (analyse multicritère)... peuvent permettre de mieux partager le calcul économique, à condition de les inscrire dans une logique de lisibilité et d'acceptabilité.

## CHAPITRE 2.7

# **L'ÉVALUATION SOCIO-ÉCONOMIQUE COMME COORDINATION DES VALEURS : VERS UNE TERRITORIALISATION DES MÉTHODES APPLIQUÉES À L'ENVIRONNEMENT**

Guillaume Faburel

(Lab'Urba – Université Paris Est - Créteil - Val de Marne)

### **2.7.1. DÉMARCHE D'ÉVALUATION DE LA MÉTHODE ÉVALUÉE**

À l'occasion de l'évaluation du coût social du bruit des avions à proximité de l'aéroport d'Orly, la méthode d'évaluation contingente (MEC) a été appliquée. Pour rappel (cf. chapitre 1.3), par voie d'enquête, un échantillon représentatif de la communauté exposée au bruit des avions (607 personnes domiciliées dans l'une des 6 communes les plus survolées) a été confronté à un scénario d'échange hypothétique à l'issue duquel chacune des personnes enquêtées avait à préciser le prix auquel elle se porterait acquéreuse (consentement à payer) d'une variation d'utilité : une modulation de la gêne sonore induite par les trafics aériens. Les traitements statistiques effectués ensuite sur l'ensemble des réponses apportées à l'enquête réalisée en porte à porte ont permis d'approcher les niveaux et déterminants sociospatiaux de la gêne, puis surtout, la valeur monétaire que l'échantillon octroie à la restauration de la qualité de l'environnement sonore lié aux trafics aériens, ainsi que ses paramètres explicatifs. Le coût social lié à sa dégradation en a alors été déduit.

Certes, de prime abord la méthode d'évaluation contingente, comme toute méthode d'évaluation socio-économique de l'environnement, semble ressortir des outils d'évaluation analytique utilisés de façon généralement linéaire à des fins gestionnaires : évaluer un coût social dans une perspective d'aide à la décision sectorielle. Mais,

l'objet d'analyse « bruit des avions » (donnant lieu à des percepts et vécus sonores multiples), nos objectifs scientifiques (ex : ouverture explicative de la valeur environnementale par l'exploration du vécu du bruit des avions) et ceux, plus opérationnels, fixés par les commanditaires de ce travail<sup>1</sup> (spatialisation des niveaux de gêne, coûts sociaux désagrégés par commune, par degré de gêne...) permettaient d'envisager s'écarter quelque peu de la seule fourniture d'un produit d'expertise technique confidentielle (Roqueplo, 1996).

Dès lors, dans le prolongement de cette application méthodologique, nous avons entrepris entre 2000 et 2002, grâce au soutien scientifique du PREDIT et l'appui financier de la Direction de la Recherche et des Affaires Scientifiques et Techniques (*ex* MELT), de préciser quelques-uns des mécanismes d'appropriation et de légitimation des évaluations socio-économiques, appliquées dans des contextes de conflits à forts enjeux d'environnement (pourtours d'Orly au moment même du « Débat public » sur le 3<sup>e</sup> aéroport dans le bassin parisien).

Afin d'apprécier les critères de légitimation dite politique, quinze entretiens exploratoires ont été menés avec cinq grandes polarités d'acteurs du domaine des transports et de l'environnement<sup>2</sup>. Pour les critères d'appropriation et de légitimation sociale, deux groupes de discussion (focus groups, cf. Callon, Lascoumes et Barthe, 2001) ont réuni, chacun selon les critères de segmentation et d'homogénéité sociales définis par Krueger et Casey (2000), des panels de la population riveraine de l'aéroport d'Orly, ayant préalablement participé à l'enquête d'évaluation contingente. Précisons que ces personnes ne devaient appartenir à aucune association de défense de l'environnement, quant à elles représentées parmi les acteurs interviewés.

Nous ne rendons ici que très synthétiquement les critères et registres de légitimation, pour alors discuter les perspectives de coordination des valeurs et des éventuels projets d'évaluation. Pour plus de détail sur la mise en problématique de la recherche, sur la démarche d'observation et sur les résultats produits (y compris les verbatim), nous renvoyons au rapport de recherche dont ce texte est issu (Faburel, coll. Leroux et Colbeau-Justin, 2000).

1. Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie – ADEME et Conseil général du Val-de-Marne.

2. Pour le pôle aérien : compagnies, ministère de l'équipement, aéroport ; services déconcentrés de l'État ; une agence d'objectif (ADEME) et l'Institut Français de l'Environnement ; des élus locaux et services techniques municipaux ; des associations locales et régionales de défense de l'environnement.



### **2.7.2. QUATRE CRITÈRES DE LÉGITIMATION SOCIALE ET POLITIQUE DE L'ÉVALUATION**

Logiquement, les points de vue et jugements émis sur la méthode d'évaluation socio-économique (ici, l'évaluation contingente) sont fédérés par des rationalités sectorielles (ex. : développement des transports vs préservation de l'environnement), des logiques catégorielles (ex. : monde des ingénieurs), des cultures professionnelles (ex. : services techniques de l'État / services techniques de collectivités territoriales), et des appartenances sociospatiales (pour les focus groups). Mais, par delà ces dispositions à penser et opinions distinctes, la majorité des acteurs interviewés et riverains réunis s'accorde à souligner l'utilité sociale et politique de cette méthode sur au moins 4 points. L'exposé de ces 4 critères de légitimation suit, volontairement, le propos des acteurs, afin de mieux entrevoir leur articulation logique.

En premier lieu, les données produites sont perçues comme opérationnelles (ex. : comparaisons entre communes) et accessibles : intensité de gêne sonore, coût de la personne se disant gênée, coût social localisé des nuisances sonores dues au bruit des avions... (cf. chapitre 1.3). Surtout, nombre d'acteurs et de riverains sont apparus sensibles à la nécessité de développer une approche interdisciplinaire pour mieux rendre compte de la réalité territoriale des vécus du bruit que représentent la gêne sonore : acoustique, économie, psychologie, géographie. Enfin, les facteurs explicatifs de ce vécu (ex. : rôle de l'ancienneté résidentielle, des réseaux de sociabilité... dans des attaches locales qui traversent les percepts sonores), les opinions sociales sur l'attitude des pouvoirs publics, les attentes qui en découlent au sein des populations enquêtées... sont certes révélées de manière comprise comme interdisciplinaire et opérationnelle, mais ce par le biais d'une enquête, perçue comme un instrument de consultation, d'abord par les riverains réunis.

Ainsi, les jugements émis sur cette méthode livrent, de manière transversale, un premier ensemble de trois conditions légitimantes pour l'évaluation utilisée à l'interface des transports et de l'environnement : formalisation chiffrée et opérationnelle de certains faits et processus sociospatiaux (1) grâce à une approche interdisciplinaire (2) et à une enquête auprès des habitants (3).

Pendant, bien que de prime abord globalement jugée prometteuse, cette méthode n'en suscite pas moins des questionnements et attentes d'éclairages complémentaires qui se différencient, là encore, selon les dispositions à penser propres à chaque polarité administrative, selon la compétence politique propre à chaque groupe social

réuni... Par exemple, le besoin d'éclaircissements sur le protocole d'enquête mis en place et les techniques de traitements statistiques utilisées est surtout le fait du pôle aérien (Air-France, Ministère des Transports, Aéroports de Paris). De même, l'explicitation des possibilités et des conditions d'usage de résultats scientifiques est essentiellement attendue par les riverains et les acteurs locaux (élus, services techniques municipaux, associations locales et régionales de défense de l'environnement).

Toutefois, puisqu'en définitive ce sont les conditions de production (interdisciplinaire et consultative) et les produits scientifiques (opérationnels et accessibles) qui ont été évalués au premier chef, la demande de mise en transparence de la problématisation de l'acte d'évaluation scientifique fait aussi chorus dans les discours, avec une question qui nous a été adressée à plusieurs reprises : « *où vous situez-vous ?* ». Si la méthode d'évaluation contingente peut constituer une aide à la décision, par les liens étroits qui unissent parfois la production scientifique de données monétaires et la prise de décision (Première partie), c'est la justification de l'articulation de l'application méthodologique avec les visées opérationnelles, débouchés sociaux et politiques qui fait l'objet d'attentes d'éclairage. C'est alors peut-être moins la preuve de la validité interne au champ scientifique de certains de ses fondements que leurs points de rencontre avec les desseins de l'action qui font l'objet de telles attentes, avec en arrière plan la question de la neutralité axiologique du scientifique (cf. aussi 2.6.2).

L'énoncé précis de la problématisation de l'acte de production scientifique apparaît donc comme un 4<sup>e</sup> vecteur, certainement le plus éclairant pour nous (*infra*), de légitimation de l'outil d'évaluation socio-économique de l'environnement utilisé à cette interface transports et environnement. Dans ce registre, par exemple, les riverains réunis ont certes, nous l'avons vu, trouvé nombre d'avantages à la méthode d'évaluation contingente. Mais, ils ont aussi, sous l'angle de ce 4<sup>e</sup> critère, émis des doutes importants sur deux des principaux ressorts de la méthode. Dans un contexte faisant de longue date l'objet de fortes demandes d'interventions, le scénario hypothétique d'action, au fondement de la MEC, est soit vecteur d'espoir de changements forcément déçus puisque artifice méthodologique (focus group « employés et ouvriers »), soit immédiatement perçu comme irréalisable (focus group « professions intermédiaires et professions intellectuelles supérieures »). La demande de consentement à payer (CAP) fait, quant à elle, redouter soit une application effective qui serait alors vécue comme une injustice sociale (« employés et ouvriers »), soit une fragilité des résultats en raison du symbolisme des réponses apportées par

la compréhension du caractère fictif du scénario (« professions intermédiaires et professions intellectuelles supérieures »).

Ainsi, avec ces dernières limites à l'esprit, quatre mécanismes de légitimation de l'évaluation socio-économique sont mis en lumière de manière transversale :

- la formalisation chiffrée et opérationnelle, mais accessible à l'ensemble des acteurs, d'informations et de processus concernant les territoires et leurs vécus ;
- l'adoption à cette fin d'une posture interdisciplinaire, permise par la souplesse heuristique d'une méthode par questionnaires ;
- une procédure méthodologique fondée sur une enquête auprès des populations concernées ;
- l'exposé transparent des ressorts et visées politiques de l'acte scientifique.

### **2.7.3. MIEUX INTÉGRER L'ÉVALUATION ET LA DÉCISION : PERSPECTIVES DE COORDINATION DES VALEURS ET PROJETS D'ÉVALUATION**

D'après ces mécanismes, la méthode d'évaluation contingente semblait être acceptée tant par la plupart des acteurs (institutionnels et non institutionnels) que par les riverains. Elle se démarquerait ainsi grandement d'autres procédés de monétarisation applicables pour l'évaluation socio-économique des projets de transports. À titre de comparaison, l'OCDE recommandait dès 1996 le délaissement de la méthode des prix hédoniques – MPH (cf. Introduction de la Première partie) dans des contextes où l'acceptabilité des décisions d'aménagement, et alors des évaluations, est déterminante. Elle est jugée trop peu conviviale du fait de sa dépendance unique aux matériaux statistiques existants et aux modalités, complexes, de calcul économétrique. L'énoncé de procédures et données absconces produirait un effet « boîte noire » qui participerait à la radicalisation de certaines prises de position, donc serait source de rejets par les populations (OCDE, 1996).

L'intérêt de cette consigne concernant la MPH a depuis lors pu être vérifié et actualisé pour le cas de la France (Faburel, 2005). Toutefois, par-delà l'effet boîte noire, une nuance de taille est aussi apparue dans le cadre de cet autre travail :

- les élus privilégieraient l'intérêt consultatif de la méthode d'évaluation contingente (MEC), mais se sentiraient dépossédés de moyens d'actions par la méthode des prix hédoniques (MPH), lecture fondée sur l'analyse des prix de l'immobilier ;

- tandis que les associations de défense de l'environnement souhaiteraient autant voir la MPH que la MEC appliquées, considérant que ces méthodes sont différentes mais complémentaires pour montrer la diversité des effets que les populations subirait (gêne, décotes immobilières...), donc la nécessaire prise en compte de la pluralité des points de vue dans les débats.

Cette ligne de démarcation entre des points de vue locaux émis sur les deux principales méthodes d'évaluation des coûts environnementaux nous écartent des seuls paramètres de convivialité ou du caractère abscons des données livrées. Elle permet en fait d'entrevoir deux grands registres permettant de regrouper les 4 critères de légitimation sociale et politique de l'évaluation socio-économique de l'environnement :

- d'abord l'évaluation comme production de rationalité, avec, concernant la méthode soumise ici à jugement, une sensibilité particulière : à la visée exploratoire et à la posture interdisciplinaire permises par la souplesse heuristique de la méthode ; à la visée phénoménologique portée par la formalisation chiffrée et accessible à l'ensemble des acteurs, des vécus et ressentis territorialisés, donc des effets ancrés du bruit des avions (*supra*) ;

- l'évaluation comme épreuve du fonctionnement démocratique, avec une sensibilité particulière : à la visée consultative d'une méthode fondée sur une enquête auprès de populations intéressées à leur vécu ; et surtout à la visée de publicisation de la problématisation et des prolongements sociopolitiques opérationnels de l'acte scientifique.

Elus et associations de défense de l'environnement considèrent en fait différemment l'utilité des méthodes d'évaluation socio-économique de l'environnement ; notamment parce qu'ils apprécient d'abord différemment la légitimité sociopolitique de ces outils par rapport à leur représentation et à leur rôle dans le fonctionnement des espaces démocratiques ; les élus étant historiquement attachés à la démocratie représentative lorsque les associations locales de lutte contre le bruit ou de défense de l'environnement militent pour une ouverture des problématiques d'analyse, et alors pour une extension de la participation citoyenne.

Dès lors, envisager l'évaluation comme épreuve de coordination de la pluralité des justifications et des mondes sous-jacents (cf. chapitre 2.5), particulièrement ceux des acteurs locaux, implique selon nous d'être particulièrement vigilant à deux éléments.

En premier lieu à ce que ces interprétations rappellent l'encastrement sociopolitique des savoirs de l'évaluation et des savoir-faire techniques. Ici, l'état des relations et désaccords entre acteurs, et, plus

largement, le contexte d'émergence et d'extension du conflit aéroportuaire autour d'Orly, à forts enjeux environnementaux liés aux transports, les habitudes démocratiques plus ou moins directement conviées à s'exprimer... influent grandement sur le poids revêtu par ce registre de légitimation « démocratique ». L'évaluation, pour devenir outil de coordination, pose alors bien en premier lieu la question du degré de contextualité des valeurs et principes de l'action, donc de la contextualisation des décisions pouvant se nourrir de l'évaluation (cf. chapitre 2.5). D'ailleurs, les attentes de mise en transparence de la problématisation de l'acte d'évaluation (4<sup>e</sup> critère de légitimation inscrit dans une visée de publicisation), martelaient déjà sans doute le poids de cette contextualité dans les points de vue et surtout représentations qui ont été conviées à s'exprimer sur l'évaluation. Les prises de position des riverains réunis étaient grandement fédérées par les représentations, différenciées selon les groupes sociaux, de l'attitude des pouvoirs publics centraux. De même, ce degré de contextualité était sans doute aussi pour partie déjà à l'origine de la visée consultative défendue dans la lecture faite du dispositif d'enquête (3<sup>e</sup> critère).

Toutefois, comme outil de coordination, l'évaluation pose aussi en second lieu la question de la contextualité (territoriale) des objets d'analyse eux-mêmes. Les valeurs et principes défendus (par les acteurs locaux notamment) ne sauraient en fait se construire en surplomb des lieux de vie et des territoires de compétences. Si l'on en juge l'articulation cette fois-ci des autres critères, leurs visées (exploratoire et phénoménologique) et registre d'appartenance (évaluation comme production de rationalité), l'état des relations entre acteurs, les enjeux qu'elles dessinent, notamment dans l'attente de production de connaissances, puisent ici dans l'enclassement territorial des vécus quotidiens de nuisances sonores. L'encastrement socio-spatial des phénomènes en jeu, en l'occurrence pour nous les nuisances sonores et la diversité de leurs effets potentiels ou avérés, participent aussi grandement de la construction de certaines justifications et des mondes sous-jacents (cité *domestique*, voire cité *verte*, apparue depuis lors dans les débats scientifiques).

Dans la perspective d'une évaluation socio-économique de l'environnement ne délaissant pas le registre « évaluatif » (substantialiste) au profit du seul registre « démocratique » (processuel), l'une des caractéristiques de la méthode d'évaluation contingente, son dispositif d'enquête au potentiel heuristique et interdisciplinaire, représente dès lors un atout essentiel pour aussi considérer l'évaluation comme épreuve de coordination des mondes et des valeurs. Il y aurait ainsi d'autres ressources cognitives à mobiliser pour reconnaître et bâtir

d'autres projets d'évaluation. Et, vécus, ressentis... territorialisés, amenés à prendre place dans l'évaluation du coût environnemental, en seraient d'essentielles.

#### **2.7.4. CONCLUSION : SORTIR LE CALCUL SOCIO-ÉCONOMIQUE DE L'EXPERTISE TECHNIQUE POUR EN FAIRE UNE ÉVALUATION TERRITORIALE**

Certaines conditions seraient ainsi requises pour faire de l'évaluation socio-économique une épreuve de coordination de la pluralité des justifications et des ressources mobilisées par les acteurs afin d'exprimer des mondes (ordres) différents. Il conviendrait certes de libérer l'évaluation socio-économique de son corset d'expertise technique et de ses usages encore souvent confinés à l'argument d'autorité, à son universalisme surplombant les contextes. Pourquoi et comment ? Pour en faire une modalité singulière de production de connaissances pertinentes parce que territorialisées, ouvertes aux vécus, ancrages et valeurs attachés à des contextes d'intervention, donc non plus à des objets *chauves* mais *échevelés* (Latour, 1999), en l'occurrence des objets aux contours incertains, sans cesse à négocier entre parties prenantes. Donc, en prenant la mesure du poids revêtu socialement et territorialement par les objets d'évaluation eux-mêmes dans les contextes (souvent conflictuels) d'émergence des demandes participatives, évaluatives... Et alors en faisant en retour évoluer certaines des conventions académiques de l'économie pour se saisir et articuler de tels objets (percepts et ressentis sonores, connaissances expérientielles...), comme pourraient y aider quelques propositions tournées vers l'éthique environnementale (cf. chapitre 2.3).

Cette nécessité de faire de la prise en compte de la contextualité (territoriale) des objets d'observation une condition de la coordination, par l'évaluation, des mondes et valeurs se retrouve beaucoup :

- dans la multiplication des appels (cf. chapitres 1.6.1, 1.6.3 ou encore 2.6), concernant la prise en compte des ressentis et vécus des populations dans les évaluations de projet, et particulièrement à l'occasion des évaluations socio-économiques de l'environnement ;
- dans la recommandation (cf. chapitre 2.6) de pluralisation de l'expertise, en passant d'abord par la reconnaissance de celle des citoyens et de leurs expériences ordinaires ;
- ou encore, concernant notre propre travail, dans un dernier constat : la visée phénoménologique de la MEC a certes été vantée

par les riverains, les associations locales ou encore les élus rencontrés, mais aussi partagée par bien d'autres acteurs rencontrés (Institut Français de l'Environnement, Direction Régionale de l'Environnement...).

Ne serait-ce dès lors pas là le ferment nouveau d'une autre construction (voire d'une co-construction) des langages de l'évaluation ? Ne serait-ce pas là le moyen de faire des critiques émises sur certains traits méthodologiques de la MEC (caractère hypothétique, demande de consentements à payer...) une perspective de choix concilié des épreuves évaluatives (cf. chapitre 2.5) ?

### Références bibliographiques de la Deuxième partie

- Bagard V., 2004, « The Allocation of State Safety Funds to Public Roads in France: an Investigation of the Underlying Rationalities », *International Journal of Transport Economics*, Vol. XXXI, n° 3, p. 401-422.
- Barraqué B., 2003, « Bruit des aéronefs : formule mathématique ou forum hybride ? », *Espaces et Sociétés*, n° 115 : 79-97.
- Bernard A., 2004, « Repenser le calcul économique public », *Colloque AFSE*, Rennes.
- Boltanski L. et Thévenot L., 1991, *De la justification. Les économies de la grandeur*, Paris, Gallimard (coll. NRF – Les Essais).
- Bonnafous A., 1992, « Transports et environnement : comment valoriser les effets externes ? », *Économie et statistique*, n° 258-259.
- Cadoret A. (dir.), 1985. *Protection de la nature : histoire et idéologie – De la nature à l'environnement*, Paris, L'Harmattan.
- Chevasson G., 2007, *Le calcul économique à l'épreuve des contraintes du secteur des transports routiers : les cas de l'insécurité routière et de l'effet de serre*, Thèse pour le doctorat de sciences économiques, soutenue à l'Université de Lyon 2 le 11 juillet 2007, téléchargeable sur [www.univ-lyon2.fr](http://www.univ-lyon2.fr)
- Commissariat Général du Plan, 2005, *Le prix du temps et la décision publique*, Rapport du groupe présidé par D. Lebègue, La Documentation française, Paris, coll. Rapports officiels.
- Commissariat Général du Plan, 2001, *Transports : choix des investissements et coûts des nuisances*, Rapport du groupe de travail présidé par Marcel Boiteux, La Documentation française, Paris.
- Commissariat Général du Plan, 1994, *Transports : pour un meilleur choix des investissements*, Rapport du groupe de travail présidé par Marcel Boiteux, La Documentation française, Paris.

- Cohen de Lara M. et Dron D., 1998, *Évaluation économique et environnement dans les décisions publiques*, la Documentation française, 415 p.
- Crozet Y., 2004, « Calcul économique et démocratie : des certitudes technocratiques au tâtonnement politique », *Cahiers d'Économie Politique*, n° 47, p. 155-172.
- Crozet Y., Bagard V. et Chevasson G., 2003, « Valeur de la vie humaine et sécurité routière : de l'incubation à l'émergence de nouvelles préférences collectives », *Revue Transports* n° 421, novembre-décembre, p. 405-416
- Dasgupta P., 2006, « Comments on the Stern Review's Economics of Climate Change », Dec. 12, Working Paper, University of Cambridge, 9 p.
- Eymard-Duvernay F., 1989, « Conventions de qualité et formes de coordination », *Revue économique*, 'Économie des conventions', 40(2), mars, p. 329-359.
- Faburel G., 2005, « Le rôle de l'expertise et de la norme techniques dans les conflits aéroportuaires. Le cas de la non application du principe pollueur-payeur », *Cahiers Scientifiques du Transport*, 47 : 109-132.
- Faburel G., B. Barraqué, 2002, *Les impacts territoriaux du bruit des avions. Le cas de l'urbanisation à proximité de Roissy CDG. Ne pas évaluer pour pouvoir dire tout, et son contraire*. Rapport final du C.R.E.T.E.I.L. – Université Paris XII – pour l'ADEME et le Programme Concertation, Décision et Environnement, 43 p.
- Faburel G., Maleyre I., 2002a et b, « Les impacts territoriaux du bruit des avions » et « Méthode d'évaluation des impacts immobiliers. Le bruit des avions », *Études Foncières*, 98 (33 à 38) et 99 : 22-28.
- Faburel G. (coll. Leroux M. & Colbeau-Justin L.), 2000, *Observation de l'acceptabilité institutionnelle et sociale d'une modalité d'expertise appliquée aux transports : l'évaluation contingente*, Observatoire de l'Économie et des Institutions Locales, Rapport pour la DRAST dans la cadre de la Commission Evaluation-Décision du PREDIT, 113 p.
- Fourniau J.-M., Tafere I., 2007, « Délibération de simples citoyens et débat public. L'expérience de l'atelier citoyen dans le Débat public VRAL », in Revel M., Blatrix C., Blondiaux L., Fourniau J.-M., Heriard-Dubreuil B., Lefebvre R., 2007, *Le Débat public : une expérience française de démocratie participative*, La Découverte, Paris, p. 252-264.
- France Nature Environnement – réseau Transport et Mobilité Durables, 2006, *Les associations et le Débat public. Politique des trans-*



- ports en vallée du Rhône et arc Languedocien*, rapport de l'action de coordination associative menée par FNE dans le Débat public VRAL, 53 p.
- Godard O., 2006, « La pensée économique face à l'environnement », in A. Leroux et P. Livet (dir.), *Leçons de Philosophie économique – Tome II : Économie normative et philosophie morale*, Paris, Economica, p. 241-277.
- Godard O., 2004, « Autour des conflits à dimension environnementale – Évaluation économique et coordination dans un monde complexe », *Cahiers d'économie politique*, (47) numéro 'Les économistes et la démocratie. Qu'a-t-on appris depuis Schumpeter ?', p. 127-153.
- Godard O., 2003, « Développement durable et principes de légitimité », *Information sur les Sciences Sociales – Social Science Information*, 42(3), p. 375-402.
- Godard O., 1990, « Environnement, modes de coordination et systèmes de légitimité : analyse de la catégorie de patrimoine naturel », *Revue économique*, 41(2), mars, p. 215-241.
- Godard O., 1989, « Jeux de nature : quand le débat sur l'efficacité des politiques publiques contient la question de leur légitimité », in N. Mathieu et M. Jollivet (dir.), *Du rural à l'environnement – La question de la nature aujourd'hui*. Paris, ARF Éditions/ L'Harmattan, p. 303-342.
- Guesnerie R., 2004, « De l'utilité du calcul économique public », *La lettre de l'AFSE*, N° 59, 2004.
- Henry C., 1984, « La microéconomie comme langage et enjeu de négociations », *Revue économique*, 35(1), janvier, p. 177-197.
- Inspection Générale des Finances et Conseil Général des Ponts et Chaussées, 2003, *Rapport d'audit sur les grands projets d'infrastructures de transport* (N° 2002 M-026-01, N° 2002 0190-01), Administration française, Paris.
- Iraguen P. et de Dios Ortuzar, J., 2004, Willingness-to-pay for reducing fatal accident risk in urban areas : an Internet-based Web page stated preference survey, *Accident Analysis & Prevention*, 36(4), 513-24.
- Jones-Lee M.W., 1989, *The Economics of Safety and Physical Risk*, Basil Blackwell, Oxford.
- Kahneman D. and Tversky A., 1979, « Prospect Theory: An Analysis of Decision under Risk », *Econometrica*, Vol. 47, No. 2, p. 263-292.
- Kolm S.-Ch., 2007, « *Economic Justice* », February 3, *miméo*, disponible le 9 juin 2009 à l'adresse suivante : <http://www.ehess.fr/kolm/document.php?id=156>.

- Krueger R. A., Casey M. A., 2000, *Focus Groups: a Practical Guide for Applied Research*, Londres, Sage, 215 p.
- Latour B., 1999, *Politiques de la nature. Comment faire entrer les sciences en démocratie*, La Découverte, 380 p.
- Leroux M., Amphoux P., (coll. Bardyn J.-L.), 2002, *Vers une charte intersonique. Préfiguration d'un outil interactif de diagnostic et de gestion des représentations de la gêne dans un système d'acteurs*, Rapport CRESSON pour l'ADEME, Recherche menée dans le cadre du programme CDE du MATE, février, 104 p.
- Maurice J. et Crozet Y., 2007, *Le calcul économique dans le processus de choix collectif des investissements de transport*, Economica, Collections Méthodes et approches, 446 p. Version synthétique téléchargeable sur [www.let.fr](http://www.let.fr)
- Mercadal G., 2005, La Commission Nationale du Débat Public au service de la démocratie, *Urbanisme*, juin.
- OCDE, 1996, *Évaluer les dommages à l'environnement, un guide pratique*, Paris, Éd. OCDE, coll. Poche, n° 8, 193 p.
- Periáñez M., 2001, *Analyse secondaire de 84 entretiens qualitatifs issus de trois pré-enquêtes psychosociologiques de 1998 portant sur le vécu des situations sonores par les riverains des aéroports d'Orly et de Roissy-CdG*, Rapport IPSHA pour l'ADEME, Recherche menée dans le cadre du programme CDE du MATE, 88 p.
- Prud'homme R. & Bocarejo J. P., 2005, « The London Congestion Charge : A Tentative Economic Appraisal », *Transport Policy*, 12(3), 279-88.
- Prud'homme R. et Kopp P., 2007, « Le péage de Stockholm : évaluation et enseignement », *Transports*, n° 443, 175-189.
- Quinet E., 2004a, « A meta-analysis of Western European external costs estimates », *Transportation Research Part D*, 9, p. 465-476.
- Quinet E., 2004b, « Peut-on se fier aux calculs de coûts externes ? », *Revue Transports*, mars.
- Raux C. and M. Souche, 2004, « The Acceptability of Urban Road Pricing: A Theoretical Analysis Applied to Experience in Lyon », *Journal of Transport Economics and Policy*, Vol. 38, Part 2, May, p. 191-216.
- Roqueplo Ph., 1996, *Entre savoir et décision, l'expertise scientifique*, Paris, Ed. INRA, coll. Sciences en questions, 111 p.
- Roy B. et Damart S., 2001, « L'analyse Coûts Avantages, outil de concertation et de légitimation ? », *Métropolis*, n° 108/109, p.7-16.
- Société des Autoroutes Paris Rhin Rhône, 2005, *Les observatoires autoroutiers et d'infrastructures linéaires : incidences environnemen-*

*tales et socio-économiques à partir du cas de l'A 39*, Actes du colloque scientifique – Journées des 17 et 18 mars 2005, 145 p.

Thévenot L., 1989, « Équilibre et rationalité dans un univers complexe », *Revue économique*, 'Économie des conventions', 40(2), mars, p. 147-197.

Theys J., 2002, « L'approche territoriale du « développement durable », condition d'une prise en compte de sa dimension sociale », *Développement durable et territoire*, Dossier 1 : Approches territoriales du Développement Durable, <http://developpementdurable.revues.org/document1475.html>.

Walliser B. et Quinet E., 1990, « Splendeur et misère du calcul économique », *Le Monde*, 18 décembre.

## CONCLUSION GÉNÉRALE

# **VERS UN CALCUL SOCIO-ÉCONOMIQUE PLUS LÉGITIME (ET NON PAS SIMPLEMENT ACCEPTABLE)<sup>1</sup>**

*Synthèse : entre pluralisation, révision et refondation de l'évaluation socio-économique de l'environnement*

L'objectif premier de cet ouvrage, ainsi que du séminaire dont il est issu, était de faire débattre des chercheurs d'appartenances disciplinaires différentes (économistes, ingénieurs, géographes/aménageurs, sociologues et politistes) et divers acteurs du champ opérationnel (ministères, agences d'objectifs, opérateurs de transports, collectivités territoriales, société civile...) sur l'avenir de l'évaluation socio-économique de l'environnement dans le champ des transports et de l'aménagement du territoire. L'hypothèse principale était que le déficit d'usage des données socio-économiques de l'environnement et l'application strictement normative des informations établies par voie tutélaire (rapports du Commissariat Général au Plan et des Directives ministérielles), trouvent en grande partie origine dans les difficultés à repenser le rôle et la portée des évaluations monétaires face à :

- l'évolution des modes de gouvernement (territorialisation, démocratisation, processualisation...),
- et de nouveaux principes justificateurs qui les soutiennent : développement durable, acceptabilité sociale, équité territoriale, justice environnementale...

L'évaluation socio-économique de l'environnement ne pourrait-elle, sous conditions tant académiques que politiques, être le vecteur de négociations et de compromis entre acteurs, et ce malgré, ou plutôt grâce à quelques incertitudes persistantes sur les méthodes sous-jacentes (Faburel, 2007 ; Faburel et Levy, 2009) ? L'externalité, dans sa définition scientifique première, ne se saisit-elle pas des interactions et des transferts implicites, rendant visibles les porosités négligées par

---

1. Guillaume Faburel (Lab'Urba – Université Paris Est - Créteil - Val de Marne), Olivier Chanel (CNRS – GREQAM – IDEP) et Sarah Charre (ex C.R.E.T.E.I.L. – Université Paris Est - Créteil - Val de Marne).

le seul fonctionnement marchand ? L'internalisation des coûts sociaux que l'évaluation vise en théorie n'est-elle pas censée être un vecteur politique d'apaisement des conflits ?

Le premier temps de l'ouvrage retrace les efforts de recherche qui ont été fournis depuis dix ans en France et à l'étranger en vue d'améliorer les méthodes d'évaluation des coûts environnementaux. À cette occasion, il livre des états de l'art des données disponibles dans le champ des externalités environnementales des transports, qui actualisent de précédents écrits (Bonnafous *et al.*, 1999 sur les transports et l'environnement ; CADAS, 1999, sur le bruit ; ou Nicolas *et al.*, 2004, sur la pollution atmosphérique). Il en ressort que, à ce jour, plusieurs méthodes sont arrivées à maturité, et les connaissances produites, malgré quelques écarts parfois persistants, proposent des données *a priori* utiles à l'éclairage de la décision. Toutes les méthodes, présentées au début du propos, ont peu ou prou été appliquées et, à quelques exceptions, les principaux impacts environnementaux des transports ont fait l'objet de telles évaluations empiriques : pollution atmosphérique/qualité de l'air (travaux du GREQAM, GREMAQ, BETA...), bruit/nuisances sonores (travaux du Lab'Urba, l'ERUDITE, l'INRETS...), effets de coupure et consommation d'espace (travaux de l'IFRESI devenu MESHS)... voire même les impacts sur la biodiversité (LAMETA, LERNA). Le PREDIT a largement contribué à soutenir cet effort de recherche en France sur les dix dernières années.

Pourtant, dès cette première partie, l'exposé des différents usages opérationnels faits en France par les autorités (principalement ministères et opérateurs de transports) présente ces données et méthodes, sans véritable surprise, comme encore grandement guidées par les calculs de rentabilité de projet et d'internalisation préventive par les méthodes coûts-avantages, et, à cette fin, par l'application des valeurs tutélaires fixées (*supra*). Or, comme deux des propos le relayent aussi en fin de première partie, à l'étranger, des bouquets de méthodes sont de plus en plus requis, alternant supports quantitatifs et qualitatifs de mesure. En outre, les techniques d'évaluations de projets d'aménagement et de transport tendent à se diversifier, notamment en vue de mieux intégrer certains impacts environnementaux longtemps délaissés mais objets de demandes sociales de prise en compte (ex. : atteintes paysagères).

Ainsi, l'analyse multicritère permet de définir un ensemble d'impacts, évalués indépendamment, sur la base desquels une agrégation permettant la hiérarchisation des options possibles est effectuée. La différence avec une mesure unique tient principalement en deux points :

- les différents impacts peuvent être traités différemment, en intégrant des aspects qualitatifs ou en distinguant des critères substituables (ex. : une détérioration de l'un peut être compensée par une amélioration de l'autre) et des critères essentiels (ex. : un critère doit impérativement satisfaire une valeur minimale) ;
- la fonction de composition est explicite et le poids de chaque critère reste visible pendant un processus de concertation ou de négociation.

Notons en passant que cette fonction de composition peut donc être manipulée rétrospectivement en fonction des options alternatives qu'elle conduit à préconiser, ce qui peut être vu, selon les points de vue, tant comme un avantage qu'une faiblesse de la méthode.

Enfin, dans quelques projets en France, de telles ouvertures ont pu récemment se produire, au gré des cas et des demandes auxquelles ils donnent lieu. C'est ce que nombre de participants de l'intervention publique ont souligné comme une nécessité croissante en France, du fait notamment de la place revêtue par l'environnement et les évaluations afférentes sur les différentes scènes de concertation (en particulier les débats publics).

Le premier enseignement de cet ouvrage est donc une nécessité de pluraliser (sur la base des multiples méthodes de monétarisation rappelées en début de Première partie), voire de compléter, l'évaluation socio-économique de l'environnement.

La nécessité de pluralisation invitait alors à débattre de la révision-refondation de l'évaluation socioéconomique de l'environnement comme aide à la décision. Il est vrai que le calcul économique traditionnel est adapté aux situations « stabilisées » dans lesquelles les enjeux sont facilement qualifiables, les acteurs concernés peuvent être aisément identifiés puis consultés, les phénomènes en cause réversibles et les savoirs scientifiques établis de façon indiscutable. Appliquée aux situations « controversées » que constituent les problèmes d'environnement (horizon temporel long, arrivées possibles d'information, enjeux d'équité intergénérationnelle, multiplicité des représentations...), cette conception du calcul économique atteint rapidement ses limites. Sa légitimité quant à pouvoir rendre compte des enjeux liés à la qualité de l'environnement, aux risques environnementaux, à la santé publique... est alors largement discutée. Du fait d'incertitudes « radicales » concernant ces risques (Callon, Lascoumes et Barthe, 2001), des controverses apparaissent, portant sur la caractérisation des dangers (remise en cause de l'intérêt général) et sur la procédure à mettre

en place pour aboutir à une qualification qui soit considérée comme crédible et légitime.

Une fois la base informationnelle partagée (données de coûts environnementaux, méthodes disponibles et progrès réalisés) et les usages pratiqués livrés, de même que les manques pointés, ce débat sur la révision-refondation fut l'objet central de la seconde partie.

Il en ressort tout d'abord la confirmation que l'encastrement socio-politique du calcul économique et de ses savoir-faire techniques rend l'évaluation toujours plus poreuse à la construction de l'action (ex. : procédures de déclaration d'utilité publique), aux valeurs et principes défendus (ex. : égalité dans la desserte du territoire national), aux procédures institutionnalisées de projets (ex. : études d'impacts). Toutefois, la hiérarchisation des valeurs morales, éthiques... ainsi que les règles de fonctionnement de nos sociétés sont à ce jour grandement questionnées par les problèmes et enjeux environnementaux :

- la responsabilité des acteurs face à une régulation qui évolue de plus en plus en univers de connaissances incertaines (principes de précaution, pollueur-payeur...),
- la solidarité entre espaces face la concurrence croissante des territoires, et entre générations face à des irréversibilités grandissantes (principes d'équité, d'égalité...),
- la justice face aux segmentations voire à des ségrégations socio-spatiales de plus en plus marquées (principes de mixité sociale, de justice environnementale...).

Ainsi, c'est bien d'abord la complexité inhérente à l'objet environnement dont elle cherche à rendre compte qui justifie les différentes prises de position sur la pluralisation, puis, dans le prolongement, sur la révision voire refondation de l'évaluation socio-économique de l'environnement.

Ici toutefois une ligne de démarcation apparaît. Au contact de l'évolution des modes de gouvernement, évolution ayant pour beaucoup l'environnement comme cause première, la révision est d'abord développée par des économistes sous l'angle des liens qui unissent le calcul socio-économique et la construction des valeurs tutélaires, valeurs sociales... (1<sup>er</sup> temps de la seconde partie). La refondation, impliquant quant à elle plutôt le propos de sociologues ou politistes, est abordée sous l'angle de la démocratisation des processus décisionnels, singulièrement lors des procédures dites de débat public (nées également au contact d'enjeux environnementaux), avec les rapports de pouvoir, règles de l'entente, langages d'énoncés... en filigrane

(2<sup>e</sup> temps). La révision apparaît donc d'abord tournée vers le « vrai » alors que la refondation est d'abord tendue vers le « juste »

Si, dans les deux cas, ce sont bien les problèmes et risques socio-environnementaux potentiels, les irréversibilités écologiques de plus en plus avérées, les incertitudes scientifiques croissantes... qui justifient ces interrogations, il en découle deux grands types de perspectives concernant le devenir de l'évaluation socio-économique de l'environnement.

Qui perd/qui gagne ? Quels sont les effets redistributifs acceptables ? Quelles compensations / mutualisations locales envisager ? Quelles justifications politiques donner à de telles orientations de l'action, sur la base de quelles valeurs sociales partagées ? ... Autant d'interrogations et enjeux que les économistes de la première séquence de la seconde partie adressent aux pratiques évaluatives (dispositifs techniques, nature des données produites et usages technico-politiques). Avec en retour l'inclinaison des conventions académiques du calcul socio-économique et de leur validation scientifique : quid de l'additivité des préférences individuelles comme fondatrice de l'utilité collective ? Quelles perspectives proposées par l'éthique environnementale sur l'horizon temporel des évaluations ?...

Puis, sur la base de l'analyse de déroulements de débats publics, ou d'autres travaux de recherche empirique appuyés sur des méthodes qualitatives d'observation, sociologues, géographes et politistes réunis dans la deuxième séquence considèrent plus largement l'évaluation comme une opération visant en fait la coordination du pluralisme des visions du monde. Les opérateurs et acteurs relatant des retours d'expériences en matière de conflits d'aménagement et de débats publics partagent pour nombre cette vision, et tous en appellent à la nécessité d'approches plus concertées des « épreuves » imposées par l'évaluation, de langages appropriés et acceptés... et de nouvelles démarches et objets d'observation (tels les bilans par acteur, les analyses multicritères, les qualifications et quantifications d'éléments clés comme l'accessibilité, le paysage, la compréhension des ressentis et vécus des populations...).

Cependant, ces deux perspectives ne se sont pas toujours avérées compatibles, notamment du fait de leurs origines disciplinaires et de ce que ces savoirs scientifiques traduisent aussi des relations différentes à la prise de décision. Par exemple, l'équité des effets redistributifs, la nature et l'ampleur des compensations à envisager, l'ajustement de l'horizon temporel des estimations d'impacts... toutes ces adaptations potentielles, proposées majoritairement par les économistes et les ingénieurs, sont-elles en mesure de fonder des coordinations, de bâtir



des compromis, donc de redonner une légitimité à l'évaluation socio-économique de l'environnement, dans des univers dans lesquels les modes de pensée et d'action ont grandement évolué ? De même, les pratiques actuelles de débats publics, et leur dessein de plus en plus normatif de rendre des projets socialement acceptables (ex. : la recherche de l'acceptation par la compensation), n'exonèrent-elles pas, au contraire, de poser la question de l'évaluation socio-économique de l'environnement comme épreuve de coordination ? En effet, cette évaluation est, dans de telles arènes, encore fréquemment prise dans l'étau d'une expertise de plus en plus discutée, ce qui freine l'éventuelle productivité socio-politique de l'ouverture démocratique que les procédures de débats publics sont censées incarner.

Dès lors, comment mettre en œuvre l'une ou autre de ces perspectives défendues par les auteurs, pour adapter, pluraliser, compléter... les évaluations socio-économiques de l'environnement ?

*Une première grande orientation pour des politiques de transport plus durables : territorialiser l'évaluation socio-économique de l'environnement*

Sur la base de ces différents propos et perspectives, Michel Rousset (ancien président du groupe opérationnel 11 du PREDIT 3 et membre du nouveau groupe 6 du PREDIT 4) envisage une ouverture double, mais articulée, de l'évaluation des externalités environnementales des transports. La première renvoie directement aux deux perspectives de révision et de refondation rappelées ci-dessus. La seconde en ouvre une autre, de conciliation. Elle-même en laisse entrevoir une dernière, certainement la plus fondamentale, dont le développement ponctuera notre propos.

Les travaux effectués depuis plusieurs années, notamment dans le cadre des programmes PREDIT 2 et PREDIT 3, ont, selon M. Rousset, enrichi le calcul socio-économique par une meilleure évaluation des effets externes des projets étudiés. Si des progrès substantiels ont été réalisés (cf. Première partie), ils sont cependant décevants puisque les inflexions « environnementales » apportées aux calculs de rentabilité restent souvent modestes, alors même que la contestation des résultats s'est renforcée dans le cadre de processus décisionnels de plus en plus complexes (cf. Deuxième partie). Pour dépasser ces contradictions, au fondement de cet ouvrage, deux orientations de travail, auxquelles nous souscrivons pleinement, lui semblent devoir être développées.

La nature du raisonnement économique doit d'abord pouvoir s'adapter à l'évolution du processus décisionnel résultant notamment de l'ouverture et de la multiplication des débats publics, en ayant soin certes d'appliquer le principe d'équité, d'intégrer les questions de compensation, de mutualisation... mais aussi de prendre plus largement en considération les nouveaux ordres de justification... face à des enjeux qui ont considérablement changé. Il conviendrait donc d'analyser l'élargissement et l'approfondissement du débat public et d'en tirer toutes les conséquences techniques sur le contenu et les méthodes d'évaluation des projets et de leurs externalités. Les perspectives de révision/refondation rappelées ci-dessus nourrissent, différemment, cette orientation.

La seconde ouverture tend peut-être plus à trouver un compromis. Elle consiste à ouvrir la réflexion à d'autres scènes, à d'autres domaines de l'action publique que ceux des seuls transports. Il conviendrait, selon M. Rousselot, de lier les problèmes de transport à courte et moyenne distances avec les politiques d'urbanisme, de lier les problèmes de transports à longue distance avec les politiques d'aménagement du territoire. Plus que de projets, il conviendrait de parler de stratégies. Les questions de transports sont à traiter de plus en plus dans le cadre de l'élaboration des Schémas de Cohérence Territoriale, ou dans celui de la construction d'Agendas 21 locaux, de Plans Climat-Energie... La conception de stratégies territoriales transversales serait maintenant la variable déterminante pour la poursuite des travaux sur les évaluations socio-économiques de l'environnement.

Dès lors, une approche (différemment) territoriale apparaît ici être comme la mieux à même de répondre aux exigences de cette articulation, tout en offrant l'opportunité d'inventer peut-être de nouvelles procédures prenant en compte les lacunes du calcul socio-économique conventionnel (déficit de pluralisation, défaut de coordination...). En fait, le contexte et l'ancrage dans une réalité localisée et spécifique sont dorénavant une source fondamentale de réussite des démarches d'évaluation, dans le champ des transports comme dans bien d'autres. Ici, notamment, certaines expériences étrangères peuvent livrer des retours intéressants, par exemple la Suisse avec des standards d'évaluation distincts selon les acteurs en charge de la gestion des espaces.

L'intégration des spécificités du contexte dans lequel prend place une étude de projet suppose alors tout d'abord, au titre de la pluralisation et de la complémentarité recommandées, d'utiliser des modalités d'évaluation plus territorialisées, souvent multiples et emboîtées (ex. : multicritère), fondées sur des variables localement pertinentes, comme les attaches sociales (centrées sur l'habitat, les parcours résiden-

tiels...), économiques (ex. : centrées sur l'offre et l'accès à l'emploi en lien ou non à l'équipement), environnementales (ex. : centrées sur les vécus et ressentis) et politiques (ex. : centrées sur les rapports aux acteurs institutionnels). Ce sont ici l'ensemble des externalités du projet, positives comme négatives, qui seraient embrassées, avec toutefois pour focale complémentaire des objets (accessibilité, paysages, vécus...) et thèmes (ségrégations socio-spatiales, justice environnementale...) certes plus ou moins nouveaux dans les débats, mais aux effets socio-économiques avérés.

Pendant, l'évaluation fondée sur des données locales se heurte alors à bien des difficultés, à commencer par la définition d'un périmètre d'impact pertinent par rapport au projet, qui pose le problème de la disponibilité des données à cette échelle. La structuration des données disponibles, généralement dépendante des découpages institutionnels, est souvent incompatible avec la problématique d'évaluation. « *Aussi est-il important de s'affranchir le plus possible de ces découpages* » (Houée, 2002, p. 42)... en recourant notamment à des démarches dédiées à l'observation directe.

En outre, prendre en compte ces dimensions locales des projets nécessite certes de territorialiser les démarches d'évaluation, donc d'adapter les méthodes et les variables utilisées, ainsi que d'identifier de nouveaux objets, thèmes et périmètres pertinents pour l'observation, mais il n'exclut pas d'autres échelles. À moins de prendre le risque de reproduire certains errements du passé : la primauté des décisions centrales, facilitée par l'universalité affichée des conventions académiques de l'expertise économique standard (« *la prétention englobante de l'analyse coûts-avantages* », Godard, *supra*). Le calcul économique apparaît « *comme expression scientifique d'un intérêt général administrativement déterminé* » (Offner, 1998, p. 4).

Il s'agit alors de penser de telles démarches dans le cadre d'une autre articulation, particulièrement avec des politiques plus globales. Si le manque de coordination des microdécisions est coûteux (Cohen de Lara et Dron, 1998), il en va surtout de la légitimité et de la pertinence sociopolitique des valeurs et principes nouvellement défendus, ainsi que des visées poursuivies par l'évolution tendancielle des modes de gouvernement (territorialisation, démocratisation, processualisation...). Par exemple, quid de la portée pacificatrice des redistributions, compensations, mutualisations locales défendues dans la 1<sup>re</sup> perspective lorsque la recherche d'équité qui les justifie peut aussi renforcer des marquages sociaux, des ségrégations spatiales, voire des injustices environnementales ? Ici, inscrire l'évaluation dans le développement durable, c'est insérer au cœur des démarches « *l'obsession*

*constante de créer des passerelles – de « tisser des liens » – entre le local et le global, le sectoriel et le spatial »* (Theys, 2002, p 5.), notamment en réarticulant les instruments économiques de l'aménagement du territoire avec ceux de la planification physique, de la politique foncière ou encore des services de transport.

Néanmoins, chercher à garantir l'opérationnalité (quelles méthodes/ variables/ données), la pertinence (quels objets/ thèmes/ périmètres) et la légitimité (quelles articulations scalaires/ transversalités sectorielles) de l'évaluation socio-économique par la territorialisation de ses cadres, règles et techniques, ne peut faire l'impasse sur une dernière orientation, présente dans nombre de propos. Il s'agit de la confrontation des savoirs économiques et des sciences de l'ingénieur, à ce jour encore aux fondements de l'aide à la décision, par le jeu d'ouvertures :

- vers d'autres disciplines scientifiques, aussi légitimes à l'observation des manifestations marchandes et non marchandes des congruences territoriales liées aux projets structurants (Offner, 1993) : sociologie, géographie, psychologie...
- vers d'autres registres de connaissances (ex. : perceptuels et expérientiels des populations) et des modalités de production plus empiriques (enquêtes, groupes de discussion, récits, témoignages...), dans les contextes propres à des projets... situés, ancrés... bref localisés.

#### *Une seconde grande orientation : démocratiser l'évaluation dans le cadre de stratégies et projets de développement durable*

Cette dernière orientation, non moins fondamentale, propose une autre conciliation possible entre les deux perspectives dessinées précédemment (révision plutôt centrée sur le « vrai », refondation plutôt sur le « juste »), tout en donnant par la confrontation proposée, une première matière à la territorialisation requise pour l'évaluation.

Nous savons que les petits territoires de vie (habitations, lieux, milieux de vie, paysages, mondes singuliers...) permettent aux sujets « *de construire leur autonomie, c'est-à-dire de s'inscrire dans la totalité en préservant leur différence* » (Roux, 2002, p. 41). Et, les « *groupes s'instituent dans une relation particulière avec un espace actualisant localement ces valeurs. Il ne s'agit plus d'une simple performativité d'un collectif qui se crée en affichant ces objectifs, mais de la proclamation d'une attitude réflexive, instituant par l'action un mode de relation particulier avec un espace* » (Mélé, 2007, p. 5). Ainsi, cette confrontation et

mise en contradiction des registres et types de savoirs favorise non seulement la responsabilisation des différentes parties prenantes (Debrincat et Meyère, 1998), mais aussi l'adhésion sociale aux projets politiques défendus par les nouvelles valeurs et les nouveaux principes et plus seulement celle de projets techniquement établis. Par exemple, pour reprendre la 1<sup>re</sup> perspective, la portée pacificatrice des redistributions, compensations, mutualisations locales défendues est-elle collectivement et territorialement admise ? Ne serait-ce pas là une simple adaptation des référentiels historiques de l'action publique, comme plusieurs critiques adressées aux débats publics l'indiquent ? Compensations, mutualisations... n'engagent-elles pas une certaine conception de la responsabilité collective, et de ses facteurs agissants (droits de propriété, internalisation des externalités...) ?

Pour ce faire, la confrontation des savoirs et connaissances pourrait aussi aider à faire enfin admettre que toute évaluation, toute mesure, toute observation... est porteuse de valeurs et principes : choix des conventions retenues, conditions de mise en œuvre des épreuves et des tests, interprétation des résultats. Car, « *la distinction entre la voix experte du maître d'ouvrage et le regard profane du public apparaît être l'obstacle majeur à un partage du pouvoir dans la conduite des projets* » (Fourniau, 1998, p. 72), particulièrement dans le domaine des transports. Il en va de même des révisions académiques du calcul économique que la première perspective inclut ; que ces révisions portent sur les préférences individuelles dans l'arbitrage au nom d'intérêts généraux devenus pluriels parce que territorialisés, sur l'horizon temporel des évaluations face aux enjeux spatiaux de l'équité intergénérationnelle, ou encore sur la portée de transferts de données d'un contexte très singulier vers un autre, qui l'est non moins (*supra*). « *Entrer dans un processus participatif [...] c'est accepter que l'intérêt général ne soit pas calculé mathématiquement mais résulte de la composition des intérêts différents de groupes de population concernés* » (Rousselot, 2002, p. 20).

Plus largement, c'est par une contradiction régulée, voire une controverse organisée avec d'autres savoirs et connaissances, que le pluralisme des visions du monde pourra peut-être être reconnu et coordonné par l'évaluation. Celle-ci sera alors réellement conçue comme un espace de construction d'approches concertées, de langages appropriés, comme un moment clef de construction des nouveaux objets, thèmes, périmètres pour l'observation empirique, mais aussi peut-être pour l'intervention négociée. La dialectique entre conception et évaluation dans les processus d'élaboration et d'adoption des projets pourrait, comme mentionné par un des auteurs, ainsi être plus réactive.

Pour ces raisons au moins, il y a certes lieu de pluraliser et d'ouvrir les évaluations socio-économiques (enseignements de la Première partie), mais surtout de garantir par les savoirs cette ouverture à d'autres acteurs – au premier rang desquels figure la société civile, avec ses savoirs locaux, ses connaissances pragmatiques et ses expériences ordinaires (Fisher, 2000) – en vue de saisir la diversité des enjeux relatifs aux modes, qualité et cadre de vie impliqués par les projets territorialisés soumis à débat.

Or, s'il convient ainsi de libérer le calcul économique de son corset d'expertise technique et de ses usages encore souvent confinés à l'argument d'autorité... l'évaluation socio-économique de l'environnement présente dans cette voie des atouts heuristiques et empiriques certains. La première partie de l'ouvrage en livre un grand nombre par l'exposé de produits récents de recherches. Surtout, par delà les seuls débats publics très diversement jugés sous cet angle de l'ouverture au dialogue, la seconde partie propose de potentialiser ces atouts dans des démarches peut-être mieux adaptées. Il s'agit par exemple de l'adossement :

- de collectifs de parties prenantes à la construction officielle d'un référentiel monétaire d'aide à la décision (afin de s'écarter de quête de valeurs tutélaires intangibles),
- d'« ateliers citoyens » à des évaluations de projets ou programmes (ex. : Vallée du Rhône et l'Arc Languedocien – VRAL), et autres groupes de discussion organisés en amont des débats publics éventuels.

Ces démarches s'affirment, dans l'ensemble des propos tenus par les contributeurs à cet ouvrage, comme des modalités devenues essentielles pour rendre sa légitimité au calcul socio-économique ; pour les sociologues ou politistes mais aussi pour les économistes et ingénieurs ; pour les acteurs de l'environnement mais aussi de façon croissante pour les acteurs du champ des transports.

Il est vrai qu'il s'agit dorénavant de construire des mondes communs, peuplés de subjectivités ajustées les unes aux autres et qui en sont partie prenante (Lolive et Soubeyran dir., 2007). Or, la recherche d'un monde commun suppose que « *des retours en arrière soient ménagés* » (Callon, Lascoumes, Barthe, 2001, p. 264). Ici, « *dans des sociétés qui se complexifient, où les opérations sont de plus en plus problématiques, et les résultats approximatifs, les sciences sociales doivent être développées et les données qu'elles permettent d'établir, facilitent la communication* » (Dewey, trad. 2003, p. 37). Dans ce cadre, si « *l'idée du débat public suppose de reconnaître que le fait d'organiser la mise en*

*discussion publique d'un projet peut conduire à la constitution d'un public (ou de publics) en tant qu'acteur(s) de la décision de réalisation* » (Fourniau, 1998, p. 75), alors, parmi les sciences humaines et sociales convoquées, le langage économique pourrait grandement aider. « *Oui, l'économie discipline est autoréflexive mais elle ne désigne aucun phénomène autorégulé : elle permet seulement au « public » de se voir, de se penser, de se constituer comme public* » (Latour, 1999, p. 205 et 206). « *Plus remarquable encore est l'aptitude de l'économie à remplir l'exigence de pertinence de la consultation en découvrant pour chaque type d'attachement l'intéressement qui lui est propre (...)* » (Latour, 1999, p. 210). L'économie a en fait le potentiel de rendre le collectif descriptible « *par la circulation de ses traceurs* » et les intérêts articulables « *par toutes les médiations rendues possibles* » (Latour, 1999, p. 210). « *L'évaluation économique exacerbe ce qu'il y a de différences, de contingences et de singularité dans les préférences personnelles* » (Cohen de Lara et Dron, 1998, p. 139).

En œuvrant à la représentation – néanmoins partielle – des externalisés, et en aidant au façonnement d'un commun, l'évaluation socio-économique de l'environnement pourrait alors embrasser une carrière à laquelle elle est théoriquement destinée : bâtir des passerelles entre référents, entre logiques d'actions, entre situations territoriales... Par exemple, pourquoi ne pas envisager d'user de la temporalité de certaines procédures d'évaluation socio-économique pour expérimenter l'épreuve d'ouverture (Boltanski, Thevenot, 1991) que représentent l'apprentissage et la construction sociale des enjeux de la régulation multi-territoriale ?

Ici, la diversité des méthodes d'évaluation de coûts environnementaux pourrait offrir des prises différentes et complémentaires pour les débats, et alors peut-être pour la décision, avec par exemple une Méthode d'Évaluation Contingente potentiellement centrée aussi sur l'analyse de l'adhésion sociale et territoriale aux projets et démarches d'internalisation, et d'une Méthode des Prix Hédoni(sti)ques quant à elle aussi tournée vers la révélation de chiffrages de compensation locale<sup>2</sup>, ceci sur la base d'autres observations territoriales (les choix résidentiels des ménages). Nous entrevoyons alors une autre utilité au calcul économique, que la seule quête d'une régulation Pareto-optimale par la stricte évaluation coûts-avantages, puis l'internalisation définie par voie centrale. Cela permettrait de se prémunir des

2. Nous renvoyons notamment ici à l'une des propositions de l'Institut Montaigne (2008, p. 57), d'introduire dans le champ des transports un mécanisme de péréquation sur les plus-values foncières.

visions, parfois angéliques, d'apaisement des tensions par la seule compensation ou l'indemnisation des populations selon la quête d'optimalité économique, sujet qui n'est pas sans poser des questions essentielles aux aménageurs.

Cependant, hisser l'économie au rang de langage commun requiert trois étapes de la part du monde de la recherche et de l'expertise :

(1) Accepter que la manière de formuler scientifiquement le problème, d'élaborer le collectif de recherche puis de produire et diffuser les résultats, puisse aboutir à une autre forme d'organisation et d'intégration de la recherche scientifique dans le tissu social, admise comme véritable actrice de l'ajustement des biens (ce qui doit être) et mondes communs (ce qui est).

(2) Dépasser la séparation culturelle entre différents types de savoirs pour leur permettre de fonctionner de manière interdépendante et complémentaire. « *Il n'est pas question de hiérarchiser ces savoirs mais de les compliquer les uns par rapport aux autres, l'enjeu n'étant pas ici de faire « progresser » les sciences mais d'être à la hauteur de ce qu'exige un problème posé par la société* » (Stengers, 2002, p. 98). L'analyse multicritère (Vincke, 1989 ; Roy et Bouyssou, 1993) par exemple, accompagnée de sa fonction négociatrice (affectation des pondérations), notamment grâce à l'usage de Systèmes d'Information Géographique (Prévil, Thériault, Rouffignat, 2003), peuvent, comme rappelé par plusieurs acteurs, se compléter avantageusement car « *ce sont les questions soulevées par les débats contradictoires qui constituent la partie la plus fructueuse de l'évaluation économique, d'avantage que les chiffres obtenus, toujours manipulables à travers les hypothèses choisies* » (Cohen de Lara et Dron, 1998, p. 46).

(3) Compléter tout ceci de démarches participatives réellement créatives, engagées et dynamiques (Callon, Lascoumes, Barthe, 2001). Sortir l'évaluation de son « ghetto » de spécialistes dans lequel elle est enfermée et favoriser son appropriation par les citoyens, les élus, les décideurs, notamment en favorisant les contre-expertises (universitaires) dans les études préalables aux projets d'infrastructure (Institut Montaigne, 2008, p. 53). « *Aucun savoir digne de ce nom ne peut se construire à propos des humains... si sont absents les groupes réels dont ce savoir nécessiterait l'existence* » (Stengers, 2002, p. 97). Il s'agit de contredire le fait que certains savoirs analytiques et techniques ont pu, par la domination qu'ils exercent dans le champ scientifique et par la justification apportée aux logiques d'actions, conduire au détachement de la société par rapport à elle-même (Habermas, 1973), et d'inventer alors de nouveaux dispositifs d'évaluation « *qui suscitent, favorisent et nourrissent la possibilité pour les citoyens de s'intéresser aux savoirs qui*



*prétendent à guider et à construire leur avenir* » (Stengers, 2002, p. 108). Cela n'empêche pas d'ouvrir les procédures de débats existantes pour permettre de questionner, voire remettre en cause, de tels savoirs, invités « à s'exposer et à se mettre en risque dans leurs choix, leur pertinence, les questions qu'ils privilégient, celles qu'ils négligent » (Stengers, 2002, p. 108). Ici, les forums hybrides sont des dispositifs propices à l'évaluation de choix techniques qui engagent le collectif. Fondée sur l'organisation d'expérimentations et l'apprentissage collectif, cette forme de construction peut permettre d'identifier les incertitudes – les externalités – à travers l'exploration des mondes possibles et la constitution des collectifs qu'ils engagent.

Par ce préalable, territorialisation et démocratisation de l'évaluation permettraient certainement d'inscrire l'évaluation socio-économique de l'environnement dans des projets de développement durable, où les pertinences sociale, économique et environnementale rivalisent dans les solutions débattues, loin de la seule efficacité technique défendue dans les projets. Ne serait-ce pas le moyen de cheminer vers une évaluation socio-économique comme réelle pragmatique de l'action (Duran, 1999) qui, appliquée à l'environnement, potentialiserait aussi les attaches socio-environnementales et les nouveaux rapports au politique qu'elles incarnent (Latour, 1999) ? Et qui, comme projet de développement durable, permettrait de se saisir de l'un de ses enjeux premiers : faire évoluer collectivement les formes de l'action publique.

### Références bibliographiques conclusives

- Boltanski L. et Thévenot L., 1991, *De la justification. Les économies de la grandeur*, Paris, Gallimard (coll. NRF – Les Essais).
- Bonnafeux A., Brun G. et Nicolas J.-P., 1999, *Les transports et l'environnement Vers un nouvel équilibre*, Conseil national des transports, La Documentation française, 176 p.
- Callon M., Lascoumes P., Barthe Y., 2001, *Agir dans un monde incertain : essai sur la démocratie technique*, Paris, Seuil, coll. La couleur des idées, 360 p.
- Cohen de Lara M. et Dron D., 1998, *Évaluation économique et environnement dans les décisions publiques*, La Documentation française, 415 p.
- Conseil pour les Applications de l'Académie des Sciences, 1999, *Évaluer les effets des transports sur l'environnement, le cas des nuisances sonores*, Rapport n° 16, Novembre, Éditions Tec & Doc Lavoisier, 82 p.

- Debrincat L. et Meyère, A., 1998, « L'aide multicritère à la décision : des potentialités pour l'évaluation des projets de transport collectif en Île-de-France », *Metropolis*, n° 106-107, p. 57-63.
- Dewey J., 2003, *Le public et ses problèmes*, Œuvres Philosophiques, Tome 2, Cometti J.-P. (dir.), Publications de l'université de Pau, Farrago, 207 p.
- Duran P., 1999, *Penser l'action publique*, Paris, LGDJ, Coll. Droit et Société, 212 p.
- Faburel G., Lévy L., 2009, « Science, Expertise, and Local Knowledge in Airport Conflicts: Towards a Cosmopolitical Approach », in Saulo Cwerner, John Urry and Sven Kesselring (dir.) *Aeromobilities*, Routledge, p. 211-224.
- Faburel G., 2007, « Une autre représentation des publics dans les conflits. Un nouveau rôle pour l'évaluation économique ? », J. Lolive et O. Soubeyran (dir.), *L'émergence des cosmopolitiques*, La Découverte, coll. Recherches, p. 178-193.
- Fisher F., 2000, *Citizens, experts and the environment. The political of local knowledge*, Duke University Press, 328 p.
- Fourniau J.-M., 1998, « Les décisions d'infrastructures soumises au débat public », *Métropolis*, n° 106-107, p. 71-76.
- Habermas J., 1973, *La technique et la science comme « idéologie »*, Paris, Gallimard, 211 p.
- Houée M., 2002, « Systèmes d'information et évaluation », *Métropolis*, dossier Projets et politiques de transport : expertise en débat, n° 108-109, p. 41-45.
- Institut Montaigne, 2008, *Infrastructures de transport : lesquelles bâtir, comment les choisir ?*, Rapport, juillet, 84 p.
- Latour B., 1999, *Politiques de la nature : comment faire entrer les sciences en démocratie*, Paris, La Découverte, 382 p.
- Lolive J., Soubeyran O. (coord.), 2007, *L'émergence des cosmopolitiques*, La Découverte, 383 p.
- Mélé P., 2007, « Identifier un régime de territorialité réflexive », Colloque *Territoires, territorialité, territorialisation : et après ?*, UMR Pacte Territoire, CNRS, Université Joseph Fourier, Grenoble, 7-8 juin, 13 p.
- Nicolas J.P., Duprez F., Durand S., Poisson F., Aubert P.L., Chiron M., Crozet Y., Lambert J., 2004, *La monétarisation des effets locaux de la pollution atmosphérique : des évaluations scientifiques aux décisions politiques*, Les Collections de l'INRETS, Synthèse INRETS (46), Arcueil, INRETS, 255 p.

- Offner J.-M., 1993, « Les effets structurants du transport : mythe politique, mystification scientifique », *L'espace géographique*, Doin, n° 3, p. 233-242.
- Offner J.-M., 1998, « Évaluer et décider dans les transports », Éditorial, *Métropolis*, n° 106-107, p. 4-5.
- Prévil C., Thériault M., Rouffignat J., 2003, « Analyse multicritère et SIG pour faciliter la concertation en aménagement du territoire : vers une amélioration du processus décisionnel ? », *Cahiers de géographie du Québec*, Volume 47, numéro 130, avril, p. 35-61 <http://id.erudit.org/iderudit/007968ar>
- Stengers I., 2002, *Sciences et pouvoirs. La démocratie face à la technoscience*, La Découverte, 116 p.
- Rousselot M., 2002, « La monétarisation des effets externes des transports », *Metropolis*, n° 106-107, p. 17-20
- Roux M., 2002, *Inventer un nouvel art d'habiter. Le ré-enchantement de l'espace*, L'Harmattan, Paris, 206 p.
- Roy B. et Bouyssou D., 1993, *Aide multicritère à la décision : méthodes et cas*, Paris, Economica, coll. « Gestion », Série « Production et techniques quantitatives appliquées à la gestion », 227 p.
- Theys J., 2002, « L'approche territoriale du « développement durable », condition d'une prise en compte de sa dimension sociale », Développement durable et territoire, Dossier 1 : Approches territoriales du Développement Durable, <http://developpementdurable.revues.org/document1475.html>.
- Vincke P., 1989, *L'aide multicritère à la décision*, Éditions de l'Université de Bruxelles – Éditions Ellipses, Bruxelles, 178 p.

## TABLE DES MATIÈRES

Remerciements .....	V
Préface .....	VII
Introduction générale.....	1

### **Première partie**

#### **L'évaluation socio-économique des effets environnementaux des transports**

*Entre connaissances scientifiques et usages politiques  
(en France et à l'étranger)*

Introduction : Des méthodes qui en théorie permettent d'intégrer les externalités dans l'évaluation des projets de transport.....	9
1.1 Pollution atmosphérique et qualité de l'air .....	13
1.1.1. Que valoriser et comment valoriser ? .....	13
1.1.2. Ordre de grandeur.....	17
1.1.3. Quelques éléments de réflexion.....	19
1.1.4. Conclusion .....	24
1.2 Effet de serre et le changement climatique .....	25
1.3 Bruit et nuisances sonores .....	34
1.3.1. Les types de dommages imputables au bruit des transports .....	35
1.3.2. Les décotes immobilières et les consentements à payer révélés par la méthode des prix hédoniques (MPH).....	37
1.3.3. Les consentements à payer déclarés dans le cadre de la méthode d'évaluation contingente (MEC).....	44
1.3.4. Coûts sociaux du bruit des transports : tentative d'inférence à la France .....	46
1.4 Consommation d'espace et effet de coupure .....	49
1.4.1. Consommation d'espace des transports.....	49
1.4.2. Les effets de coupure des transports en milieu urbain .....	55
1.5 Ecosystèmes et biodiversité.....	62
1.5.1. Cadres théoriques.....	63
<i>Deux questions de fond</i> .....	66

1.5.2.	Méthodes et difficultés pratiques.....	67
1.5.3.	Quelle utilisation pour une politique des transports durables : le cas des forêts et des prairies naturelles.....	71
	<i>Biodiversité remarquable et biodiversité ordinaire</i> .....	71
	<i>Le cas des forêts</i> .....	72
1.5.4.	Conclusion : pour un usage prudent des évaluations.....	73
1.6	Les usages et manques actuels des données et méthodes de monétarisation en France.....	75
1.6.1.	Le cas des projets routiers et tarification de l'usage des infrastructures.....	75
1.6.2.	Illustration de la mauvaise intégration du calcul socio-économique dans la prise de décision : le cas des infrastructures de transport en région Ile de France.....	78
1.6.3.	Connaissance des coûts sociaux et décision publique : le cas des transports aériens et ferroviaires.....	79
	<i>Quelques réflexions tirées d'expériences d'un acteur du champ institutionnel de l'environnement</i> .....	81
1.7	Des références étrangères : usages méthodologiques et internalisation dans les pays scandinaves.....	86
1.7.1.	Les méthodes et les impacts pris en compte dans l'évaluation socio-économique des projets de transport.....	87
1.7.2.	La prise en compte des effets monétarisés.....	88
1.7.3.	La représentation des impacts non-monétarisés.....	93
1.7.4.	Conclusion.....	97
1.8	Tour d'horizon des pratiques étrangères : vers la composition de bouquets de méthodes.....	98
1.8.1.	Comparaison internationale des méthodes d'évaluation.....	98
1.8.2.	Une monétarisation nécessaire mais qui doit évoluer.....	100
	Conclusion : Entre simple ouverture – diversification des méthodes, et refondation de l'évaluation socio-économique de l'environnement.....	102

## **Deuxième partie**

### **L'évaluation socio-économique de l'environnement dans les Débats publics**

#### **et dans les nouvelles coordinations de l'action**

*Entre valeurs monétaires, valeurs tutélaires et valeurs sociales*

Introduction : Le nécessaire débat autour des valeurs et principes justificateurs de l'action.....	119
--	-----

2.1	Pour un calcul économique comme ferment d'un référentiel partagé : de l'utilité sociale des « valeurs tutélaires ».....	125
2.1.1.	La mesure de l'utilité sociale des investissements publics en question .....	126
2.1.2.	Le sens politique d'une élaboration concertée des valeurs tutélaires .....	129
2.1.3.	Principes de production et acceptabilité de l'outil économique .....	135
2.1.4.	Conclusion .....	136
2.2	Pour un calcul économique qui part des choix d'actions : la politique routière révèle-t-elle des valeurs implicites différentes des valeurs officielles ? .....	138
2.2.1.	Le calcul économique « à l'envers », une façon de reconsidérer le calcul économique .....	140
2.2.2.	Des valeurs tutélaires à la nouvelle donne des préférences collectives .....	143
2.2.3.	Conclusion .....	146
2.3	Pour un calcul économique ouvert à l'éthique : l'évaluation de l'évaluation monétaire.....	148
2.3.1.	Des évaluations de plus en plus solidement établies.....	148
2.3.2.	Un faible rôle dans les processus décisionnels.....	152
2.3.3.	Les choix publics et le jeu des intérêts particuliers .....	154
2.3.4.	Les présupposés éthiques du calcul économique .....	155
2.3.5.	Conclusion .....	158
2.4	Justice sociale et droit fondamental à la mobilité face à l'application du principe pollueur-payeur .....	160
2.4.1.	Les estimations de coût n'irriguent-elles que faiblement la décision publique ?.....	161
2.4.2.	Les estimations des effets sont de plus en plus fiables : oui, mais ? .....	164
2.4.3.	Conclusion .....	170
2.5	Évaluation de projets et projets d'évaluation : composer avec la pluralité des justifications.....	172
2.5.1.	Ordres et épreuves de justification .....	174
2.5.2.	La pluralité des représentations légitimes des enjeux environnementaux .....	177
2.5.3.	Évaluation économique et justification .....	180
2.5.4.	Une évaluation orientée par les exigences de la coordination collective .....	182
2.6	Les expériences de Débats publics : entre utilité et acceptabilité sociales de l'évaluation socio-économique de l'environnement.....	184
2.6.1.	Quelques avancées encore orphelines de la question de l'évaluation socio-économique de l'environnement : discours d'acteurs .....	184

2.6.2. Débat public et rapport à l'action autour du VRAL : l'évaluation entre utilité, acceptabilité et faisabilité des décisions transports .....	190
<i>Un point de vue de l'administration centrale des transports : comment réduire le décalage entre la logique économique de l'administration et une logique « passionnelle » des externalisés ?</i> ... ..	196
2.7 L'évaluation socio-économique comme coordination des valeurs : vers une territorialisation des méthodes appliquées à l'environnement .....	198
2.7.1. Démarche d'évaluation de la méthode évaluée.....	198
2.7.2. Quatre critères de légitimation sociale et politique de l'évaluation.....	200
2.7.3. Mieux intégrer l'évaluation et la décision : perspectives de coordination des valeurs et projets d'évaluation .....	202
2.7.4. Conclusion : sortir le calcul socio-économique de l'expertise technique pour en faire une évaluation territoriale.....	205
Conclusion générale : Vers un calcul socio-économique plus légitime (et non pas simplement acceptable).....	211
<i>Synthèse : entre pluralisation, révision et refondation de l'évaluation socio-économique de l'environnement</i> .....	211
<i>Une première grande orientation pour des politiques de transport plus durables : territorialiser l'évaluation socio-économique de l'environ- nement</i> .....	216
<i>Une seconde grande orientation : démocratiser l'évaluation dans le cadre de stratégies et projets de développement durable</i> .....	219