



ifen

n° 14

**Les coûts environnementaux
de l'automobile**
**Une mise en perspective
de l'évaluation**

LES COÛTS ENVIRONNEMENTAUX DE L'AUTOMOBILE UNE MISE EN PERSPECTIVE DE L'ÉVALUATION

Avertissement

Cette publication est le résultat d'une mise à jour et d'un approfondissement d'un mémoire de DEA d'économie de l'environnement et des ressources naturelles (Université de Nanterre – Paris X) réalisé par Michel Hubert qui, compte tenu de l'intérêt du sujet traité, trouve sa place dans la série des « notes de méthode » de l'Ifen. Les estimations chiffrées et les opinions émises par l'auteur, habituelles dans un travail de cette nature, n'engagent pas la responsabilité de l'Ifen.

Directeur de la publication

Bruno Trégouët, Directeur de l'Ifen

**Responsable scientifique
de la collection « Notes de méthode »**

Jacques Theys, Directeur scientifique de l'Ifen

Auteur

Michel Hubert

Ouvrage réalisé sous la direction de Thierry Lavoux,
Chef du département des synthèses,
et Jacques Theys, Directeur scientifique,
et avec le concours de Denise Juin et Francis Trocherie

Documentation et bibliographie

Christelle Larrieu

Secrétariat de rédaction et maquette

Michèle Belin

Coordination éditoriale

Marie-Paule Maillet, Michèle Belin

Couverture – impression

BL Communication

Remerciements

Nous remercions les différents partenaires pour les échanges fructueux au cours de la démarche. La lecture et les remarques d'Odile Blanchard (LEPII - Université Pierre Mendès-France de Grenoble), d'Olivier Chanel (Greqam - Université d'Aix-Marseille), de Xavier Delache (Service économique et statistique de la DAEI, ministère de l'Équipement, des Transports et du Logement), de Jean-Pierre Nicolas (Laboratoire d'économie des transports et CNRS) et d'Émile Quinet (École Nationale des Ponts et Chaussées) ont été particulièrement précieuses.

SOMMAIRE

La note a été construite de manière à ce que les cinq parties puissent se lire indépendamment. Chacune est donc précédée d'une table détaillée des matières et suivie d'une liste des références bibliographiques.

RESUME	7
INTRODUCTION	9
1. DES ELEMENTS DE CADRAGE AUX CHIFFRAGES ET AUX DEBATS.....	13
2. LES ENJEUX ENVIRONNEMENTAUX DE L'AUTOMOBILE	27
3. L'ÉVALUATION DES COÛTS ENVIRONNEMENTAUX : OBJETS , OBJECTIFS ET CONTOURS	57
4. DES POINTS DE REPÈRES CHIFFRÉS AUX CONSIDÉRATIONS D'EFFICACITÉ ET D'ÉQUITÉ	81
5. INCERTITUDES ET CONTROVERSE DANS L'ÉVALUATION DES COÛTS	109
Liste des abréviations.....	157
Liste des annexes	159

TABLE DES ILLUSTRATIONS

Graphique 1 : Évolution du parc statique des véhicules à la disposition des ménages (hors GPL).....	14
Graphique 2 : Évolution de kilométrages moyens annuels pour les parcs essence et diesel des ménages.....	16
Graphique 3 : Évolution de la consommation de carburants des VP.....	32
Graphique 4 : Le poids de la route en France dans les émissions de particules (émissions en kT).....	47
Graphique 5 : Le coût externe comme élément du coût social et l'internalisation totale du coût externe	58
Graphique 6 : Niveau optimal de nuisance évitée.....	59
Graphique 7 : Coût total des dommages (perception subjective).....	62
Graphique 8 : Coût total de l'évitement.....	63
Graphique 9 : Coût total des dommages (description objective).....	63
Graphique 10 : Enveloppe de coût minimum.....	64
Graphique 11 : Coût total et valeurs marginales.....	65
Graphique 12 : Les composants du coût social.....	66
Graphique 13 : Comparaison entre mode des coûts totaux 1995 dans 17 pays européens.....	83
Graphique 14 : Comparaison entre modes de transport de voyageurs des coûts externes moyens 1995 dans EUR17.....	84
Graphique 15 : Répartition des coûts moyens 1995 de l'automobile dans 17 pays européens.....	85
Graphique 16 : Comparaison des coûts externes moyens 1995 de l'automobile : France/Europe (17 pays).....	86
Graphique 17 : Coûts moyens au voyageur-kilomètre selon IWW/Infras (1995) et valeurs tutélaires Boiteux 2001 (1998) en euros courants.....	88
Graphique 18 : Évolution tendancielle des coûts moyens (au voyageur-kilomètre) de la pollution de l'air et de l'effet de serre (1995-2010).....	89
Graphique 19 : Comparaison des coûts de la pollution de l'air et de l'effet de serre (valeurs médianes) en transport urbain dans la ville de Stuttgart (1995).....	96
Graphique 20 : Coût de l'émission d'une tonne de PM _{2,5} suivant la localisation (base 100 = Paris) d'après Joule III.....	99
Graphique 21 : Coûts moyens environnementaux par kilomètre lors de l'utilisation du véhicule suivant le milieu et le type de motorisation (1998).....	103
Graphique 22 : Coûts unitaires de déplacement par voiture particulière et par les transports en commun (parcours domicile-travail de 7,5 km, grandes aires urbaines)	105
Graphique 23 : Relation entre l'âge et le CAP pour une réduction de la mortalité.....	147

Tableau 1 : Répartition des kilométrages par réseau des parcs essence et diesel.....	17
Tableau 2 : Répartition par zone géographique du trafic routier et autoroutier en milliards de véhicules-kilomètres pour l'année 1998 des VP à immatriculation nationale.....	17
Tableau 3 : Décomposition du trafic routier des VP en 1996.....	18
Tableau 4 : Dépenses des ménages pour l'automobile en 1998.....	19
Tableau 5 : Dépenses routières (des autorités publiques et des sociétés autoroutières) en milliards d'euros courants.....	20
Tableau 6 : Ventilation pour l'année 1998 des dépenses et des recettes publiques de l'automobile selon le milieu et le type de véhicule (en milliards d'euros).....	21
Tableau 7 : consommation moyenne en litre pour 100 km selon la voirie d'après les calculs de l'Ademe pour l'année 1997.....	33
Tableau 8 : Répartition de la contribution à l'émission de CO ₂ du trafic total de VP...	34
Tableau 9 : Efficacité énergétique exprimée en voyageurs-kilomètres/kep	34
Tableau 10 : liste non exhaustive de différents polluants et de leurs effets.....	37
Tableau 11 : Exposition de la population française (en millions) au bruit des transports terrestres, au milieu des années quatre-vingt.....	43
Tableau 12 : Parc analytique du dispositif de surveillance (Ademe – fin 1998).....	43
Tableau 13 : Seuils horaires utilisés en Île-de-France, en 2000, pour le déclenchement de mesures de prévention et d'alerte à l'échelle locale, en microgrammes/m ³ en moyenne horaire.....	44
Tableau 14 : Parts de la circulation routière (2001) et des différents modes dans les émissions (2002) en France métropolitaine.....	46
Tableau 15 : Ventilation de l'impact sanitaire de la pollution de l'air selon trois hypothèses de pondération des impacts automobiles des émissions de NO _x /aux émissions de particules.....	49
Tableau 16 : Ventilation de l'impact du bruit émis par l'automobile en 1998.....	50
Tableau 17 : Réglementation en vigueur ou prévue en Europe pour les voitures particulières (émissions en g/km au cours d'un cycle normalisé).....	51
Tableau 18 : Systèmes d'évaluation utilisés et impacts environnementaux évalués en Europe.....	76
Tableau 19 : Les coûts externes du transport de voyageurs en 1998, selon les recommandations du rapport Boiteux de 2001.....	87
Tableau 20 : Répartition des coûts environnementaux du transport routier (marchandises et voyageurs) en 1998 selon les recommandations du rapport Boiteux de 2001 et les calculs du Certu.....	90
Tableau 21 : Les coûts externes régionaux en 1994 du transport routier (voyageurs et marchandises).....	92
Tableau 22 : Coût marginal de la congestion en fonction des conditions de trafic.....	94
Tableau 23 : Comparaison des coûts moyens et des coûts marginaux dans les conditions les plus courantes de circulation.....	95
Tableau 24 : Coûts marginaux de la pollution de l'air des voitures particulières selon le type de motorisation (euros/1 000 véhicules-km) selon ExterneE	95
Tableau 25 : Coût unitaire de la pollution de l'air d'une VP préconisé par le rapport Boiteux 2000 selon le type de milieu.....	97
Tableau 26 : Coût des dommages liés à l'émission des différents polluants lors de l'utilisation d'un véhicule (1996-1997).....	98

Tableau 27 : Bilan coûts-avantages de l'automobile et de la circulation routière suivant la base de référence retenue pour l'évaluation des coûts externes pour l'année 1998.	101
Tableau 28 : Bilan coûts-avantages suivant le milieu et le type de motorisation pour l'année 1998 en centimes d'euro par véhicule-kilomètre.....	103
Tableau 29 : Coûts des externalités non monétaires aux USA (1990-1991) de l'utilisation des véhicules routiers à moteur en % du PIB.....	110
Tableau 30 : Dispersion des résultats des estimations pour la France à partir des dernières évaluations européennes des coûts environnementaux de la circulation routière (cf. annexe 5) en % du PIB.....	112
Tableau 31 : coût moyen en 1995 pour 1 000 véhicules km parcourus en Euro 95, d'après l'étude IWW/Infras 2000	114
Tableau 32 : Occurrences de court terme évitables en Île-de-France (6,14 millions d'habitants en 1990), si le niveau annuel de chaque indicateur de pollution était ramené à sa valeur P5.....	117
Tableau 33 : résultats de l'étude tripartite (OMS) : cas de mortalité et de morbidité attribuables à la pollution de l'air en France en 1996 (58 260 000 habitants).....	125
Tableau 34 : changement de la contribution à l'effet de serre lors du passage du véhicule à essence au véhicule électrique.....	135
Tableau 35 : Les valeurs « officielles » de la vie humaine routière en 1994.....	145
Figure 1 : Les deux approches « Bottom up » et « Top-down ».....	41
Figure 2 : Modèle conceptuel des signaux de prix dans le système de transport.....	69
Figure 3 : Bilan coûts-moyens – avantages-moyens suivant la base de référence retenue pour l'évaluation des coûts externes (recettes publiques – dépenses publiques pour un véhicule-kilomètre en 1998).....	102
Figure 4 : synthèse des différentes méthodes d'évaluation économique des dommages.....	139

RÉSUMÉ

La première partie de la note fixe le contexte de référence : la circulation automobile sur le territoire français en 1998.

L'augmentation de l'équipement des ménages en voitures particulières et du trafic intérieur, l'évolution du parc au cours des années quatre-vingt-dix révèlent des tendances qui déterminent l'impact de l'automobile sur l'environnement.

La description de l'importance économique et sociale de l'automobile laisse apparaître en filigrane les enjeux de l'évaluation monétaire des nuisances. Un regard sur les dépenses des automobilistes ainsi que sur les recettes et les dépenses publiques qu'ils induisent, introduit à des considérations d'équité. À cet égard, des distinctions entre les circulations urbaines et rurales ainsi qu'entre les véhicules « diesel » et « essence » permettent de tenir grossièrement compte des diversités des situations.

Les intérêts économiques en jeu et l'ambivalence de la mobilité automobile contribuent à faire des coûts environnementaux un sujet controversé.

En deuxième partie, les efforts pour caractériser les impacts environnementaux, en amont de leur valorisation monétaire, aboutissent à des imprécisions et laissent des questions en suspens.

Un inventaire permet de déployer la diversité des nuisances produites par l'automobile, mais l'attention particulière portée sur le bruit, la pollution de l'air et l'effet de serre conduit à négliger certains impacts comme, par exemple, la pollution des eaux et des sols ou l'occupation de l'espace urbain. Que l'on cherche d'abord à mesurer l'exposition des individus ou que l'on étudie les émissions et les dispersions, les impacts locaux s'avèrent difficiles à caractériser par des indicateurs. Les évolutions du bruit et de la pollution de l'air de ces dernières années sont en conséquence mal connues.

Les normes technologiques ont permis et laissent envisager, avec le renouvellement du parc, des réductions importantes des émissions de polluants locaux réglementés. La réduction des émissions de particules a atténué, par exemple, le désavantage des véhicules « diesel » en matière de pollution urbaine. Qu'en est-il des polluants non réglementés ? Les émissions de dioxyde de carbone continuent d'augmenter, la nécessité de les maîtriser soulève des questions à la fois vis-à-vis de la mobilité automobile et des orientations technologiques.

Après avoir clarifié les concepts théoriques, la troisième partie montre pourquoi l'évaluation des coûts externes des transports permet à la fois de mieux informer et d'éclairer les décisions publiques.

La valorisation monétaire d'une nuisance est déterminée par l'objectif : la recherche d'un niveau optimum de pollution au moyen, par exemple, d'un péage urbain privilégié en théorie l'évaluation des coûts externes marginaux ; le choix des investissements d'infrastructure repose quant à lui sur des valeurs « tutélaires » qui reflètent davantage des coûts externes moyens.

La quatrième partie donne des points de repère chiffrés à l'importance des nuisances de l'automobile et aux considérations d'équité et d'efficacité.

Elle illustre ainsi, à partir de l'étude IWW/Infras et du dernier rapport Boiteux, comment d'une part, l'évaluation des coûts externes est un outil efficace pour informer et communiquer et à quel point d'autre part, deux évaluations peuvent aboutir à des chiffrages qui sont loin d'être équivalents.

Ces divergences de chiffrage invitent le lecteur à exercer son jugement au fur et à mesure que sont exposées dans la cinquième partie les controverses scientifiques, politiques et éthiques sous-jacentes.

La valorisation monétaire de la pollution de l'air illustre, à travers la quantification physique des dommages sanitaires, la nature scientifique des controverses. Partagées entre l'évaluation des effets de court terme des pics de pollution et les effets cumulatifs des expositions au long cours, les études épidémiologiques mettent aujourd'hui l'accent sur l'importance des effets de long terme. Les controverses portent essentiellement sur l'évaluation du risque associé de décéder : la transposition des valeurs de risque américaines au contexte français, la stabilité dans le temps de la nocivité des particules, le niveau d'exposition de référence sont autant de sujets de discussions...

L'évaluation du coût de l'effet de serre se heurte également à l'incertitude scientifique quand elle repose, comme aux États-Unis, sur l'estimation du coût des dommages de l'émission d'une tonne de carbone. En Europe, l'évaluation s'appuie sur le coût des actions à entreprendre pour ne pas émettre une tonne de carbone, elle est donc d'abord déterminée par un objectif politique de réduction des émissions à un horizon donné. Les regards portés sur le changement climatique, la mobilité et le progrès technologique semblent alors orienter les pratiques d'évaluation et *in fine* la valeur de la tonne de carbone.

La monétarisation des dommages n'est pas seulement une affaire de technique et de méthode. Le choix du taux d'actualisation, la primauté donnée à la mortalité par rapport à la perte de qualité de vie ou l'estimation du consentement à payer expriment en effet des jugements de valeur qui méritent d'être débattus.

INTRODUCTION

Chargé de faire des propositions sur l'évolution des comptes de l'environnement, le Conseil Scientifique de l'Ifen avait en 1997 suggéré de passer à une nouvelle phase de la comptabilité de l'environnement en ajoutant aux travaux déjà engagés sur les coûts un volet sur l'évaluation des dommages¹ [4].

C'est dans cette perspective que se situe cette note de méthode dont l'objectif est de faire un « état des lieux » des évaluations de dommages existantes dans un domaine spécifique : la pollution automobile.

Il n'est ici question ni de proposer une nouvelle estimation, ni de réaliser une revue de littérature des évaluations et des méthodes qui se sont multipliées depuis le début des années 1990. L'ambition est simplement de dresser un inventaire des questions qui apparaissent au moment de l'évaluation et de l'interprétation des coûts environnementaux du transport. Le sujet est vaste. Il est alimenté par des débats où se confrontent des arguments scientifiques et économiques, mais aussi les points de vue des différents acteurs concernés. Avec cet éclairage multiple, il est facile de comprendre la place laissée à l'interprétation. La description de l'importance économique et sociale du thème (chapitre 1), d'une part, et les difficultés à définir une typologie claire des impacts de l'automobile (chapitre 2) laissent apparaître en filigrane les enjeux, pas toujours explicités, de l'évaluation monétaire des nuisances.

La première justification de l'évaluation des coûts externes est l'élaboration **d'outils de régulation**. Dans une telle logique pragmatique, la volonté de mettre l'accent sur les divergences (chapitre 5) qu'elles soient scientifiques, politiques, éthiques ou économiques peut apparaître contre-productive alors qu'on s'efforce d'harmoniser les évaluations pour pouvoir prendre des décisions concrètes. La volonté de mise en perspective adoptée ici s'inscrit dans une autre optique : il s'agit d'utiliser les coûts environnementaux comme un **outil de connaissance et de communication**.

Outil de connaissance, car l'exploration de l'évaluation des coûts externes permet à la fois de dégager des indicateurs d'impacts (effets sanitaires de la pollution de l'air par exemple) plus pertinents que les indicateurs de pressions (les émissions par exemple), d'élargir les cadres d'observation en intégrant les cycles de vie des véhicules, des carburants et des infrastructures et de mieux comparer les technologies. L'intérêt de cet outil de connaissance ne doit pas cependant laisser une impression d'objectivité incontestable. L'observateur ne doit pas en effet oublier de soupeser les incertitudes et penser à décoder les points de vue et les présupposés. Si, à l'avenir, le coût des dommages est présenté à un public élargi comme indicateur de développement durable, le citoyen informé saura qu'il intègre des éléments autant subjectifs qu'objectifs, parmi lesquels la préférence pour le présent ou le futur ou les besoins sociaux et psychologiques...

Quant à **l'outil de communication**, il reste à construire et à légitimer. En dressant l'état des lieux des controverses, ce document s'attache à ne pas prendre parti en faveur d'une approche en particulier, à dégager les divergences et à éclairer les points de vue des différentes évaluations. Conçue comme on l'a dit dans la perspective d'une modernisation des comptes

¹ Une proposition déjà faite en 1966 par Bertrand de Jouvenel à la Commission des comptes de la Nation.

de l'environnement, cette note constitue une mise à plat avant d'entreprendre une démarche plus conceptuelle qui consisterait à développer systématiquement la comptabilisation des dommages physiques et à intégrer progressivement l'évaluation économique dans les comptes.

Un autre objectif de ce travail, au-delà des comptes, est de contribuer à l'élaboration d'indicateurs environnementaux.

À la demande de la Commission européenne, l'Agence européenne pour l'environnement (AEE) développe depuis 1999 un système d'indicateurs TERM (*Transport and Environment Reporting Mechanism*) destiné à l'Union européenne et aux États membres pour surveiller et juger les progrès vers plus d'intégration de l'environnement dans les politiques de transport. Dès la publication, en 1995, du Livre vert « *vers une tarification équitable et efficace dans les transports* », la Commission avait placé les « coûts externes des transports » au cœur des préoccupations de l'AEE. Elle souhaiterait en effet répondre à cette question clairement énoncée : « allons-nous vers un système de prix plus juste et efficace, qui assure la couverture des coûts externes ? ».

Au niveau français, la question des coûts externes a été soulevée par la volonté de l'administration de bâtir des modes homogènes d'évaluation des grands projets d'infrastructures et des grands choix technologiques. En 1992, le Commissariat général du Plan avait chargé Marcel Boiteux, ancien président d'EDF, d'animer un groupe de travail interministériel qui, à force de concertations et de discussions a produit des valeurs de référence (dites « valeurs tutélaires ») permettant d'intégrer les coûts environnementaux dans l'évaluation socio-économique des projets. Au-delà de leur portée pratique², les deux rapports successifs (1994 [3] et 2001 [2]) offrent non seulement une synthèse de l'état des connaissances à propos des impacts et des méthodes de monétarisation mais aussi mettent l'accent sur les différentes prises de position et les arbitrages le plus souvent à la faveur des valeurs médianes.

Privilegiée dans les réflexions européennes au sujet des prix du transport, l'approche par les coûts marginaux invite à mettre en avant des considérations d'efficacité économique : l'internalisation sur le marché de ces coûts vise en effet la maximisation du bien-être social. Utilisée pour choisir les investissements, l'approche par les coûts moyens, quant à elle, fait davantage écho à des préoccupations d'équité et de justice sociale. Si les recettes publiques perçues sur la circulation routière couvrent les dépenses publiques qu'elle implique, pouvons-nous affirmer que les usagers de la route paient la totalité des coûts sociaux qu'ils engendrent et qu'ils ne subissent qu'en partie ? Efficacité et équité ne vont pas spontanément de pair mais une stratégie basée sur une tarification au coût marginal social aboutit probablement, selon la Commission européenne, à un recouvrement de l'ensemble des coûts externes (environnementaux ou autres) du transport.

² La portée pratique est restée limitée : au cours des années 1990, les valeurs monétaires des coûts environnementaux n'ont pas, en comparaison de la valeur du temps gagné, pesé lourd dans les bilan coûts-avantages des projets d'infrastructures. Comme il semble que l'hypothèse de Zahavi se vérifie souvent (le temps passé dans le transport reste constant), les investissements auraient favorisé l'augmentation du volume de transport et de l'étalement urbain [1].

Cette publication cherche à mettre en perspective les deux estimations - européenne et française - en clarifiant les concepts (chapitre 3) et en confrontant les chiffrages (chapitre 4). Dans la mesure où les objectifs sont dirigés vers des instruments de régulation différents (prix et choix des investissements), il est apparu utile de rappeler des distinctions élémentaires (coûts marginaux-approche *bottom-up* et coûts moyens-approche *top-down*).

La présente note de méthode ne prétend surtout pas apporter des réponses à toutes les interrogations qu'elle soulève. Elle permet de leur donner plus de corps - avant d'être exprimés en unités monétaires, les coûts externes de l'automobile se manifestent par une dégradation de l'environnement, des décès, des blessés, des souffrances - et d'ouvrir le débat.

Michel Hubert et Jacques Theys

Bibliographie

1. Certu, Inrets, Laboratoire d'économie des transports, 2002. *10 ans de monétarisation des effets locaux de la pollution atmosphérique* (Tome 1). Ouvrage coordonné par Nicolas J-P. pour le compte du PREDIT 1996-2001.
2. Commissariat général du Plan, 2001. *Transports : choix des investissements et coûts des nuisances (groupe présidé par Boiteux M.)*, rédigé par Baumstark L., Paris, La Documentation Française. 325 p.
3. Commissariat général du Plan, 1994. *Transports : pour un meilleur choix des investissements (groupe présidé par Boiteux M.)*, Paris, La Documentation Française.
4. Conseil scientifique de l'Ifen, Comptes économiques de l'environnement, 1997. *Rapport du groupe de travail présidé par Vanoli A. et animé par Theys J.*

1. DES ÉLÉMENTS DE CADRAGE AUX CHIFFRAGES ET AUX DÉBATS	14
<i>1. 1. Le parc automobile français.....</i>	<i>14</i>
1. 1. 1. Une définition de l'automobile : la voiture particulière	14
1. 1. 2. L'accroissement du parc statique	14
1. 1. 3. La modification de la composition du parc	15
<i>1. 2. Toujours plus de circulation automobile.....</i>	<i>15</i>
1. 2. 1. L'accroissement encore plus rapide du parc roulant	15
1. 2. 2. La répartition de la circulation	17
<i>1. 3. Le poids économique de l'automobile</i>	<i>18</i>
1. 3. 1. La place de l'automobile dans l'économie nationale	18
1. 3. 2. Les dépenses des ménages liées à l'automobile.....	18
1. 3. 3. Les dépenses de voiries et les dépenses publiques pour l'automobile	19
1. 3. 4. Les recettes publiques de l'automobile	20
<i>1. 4. Le poids social et symbolique de l'automobile.....</i>	<i>21</i>
1. 4. 1. L'accès aux territoires	21
1. 4. 2. Liberté individuelle et autonomie	22
<i>1. 5. Impact sur les territoires et dépendance à l'automobile</i>	<i>22</i>
<i>Bibliographie</i>	<i>24</i>

1. DES ÉLÉMENTS DE CADRAGE AUX CHIFFRAGES ET AUX DÉBATS

1. 1. Le parc automobile français

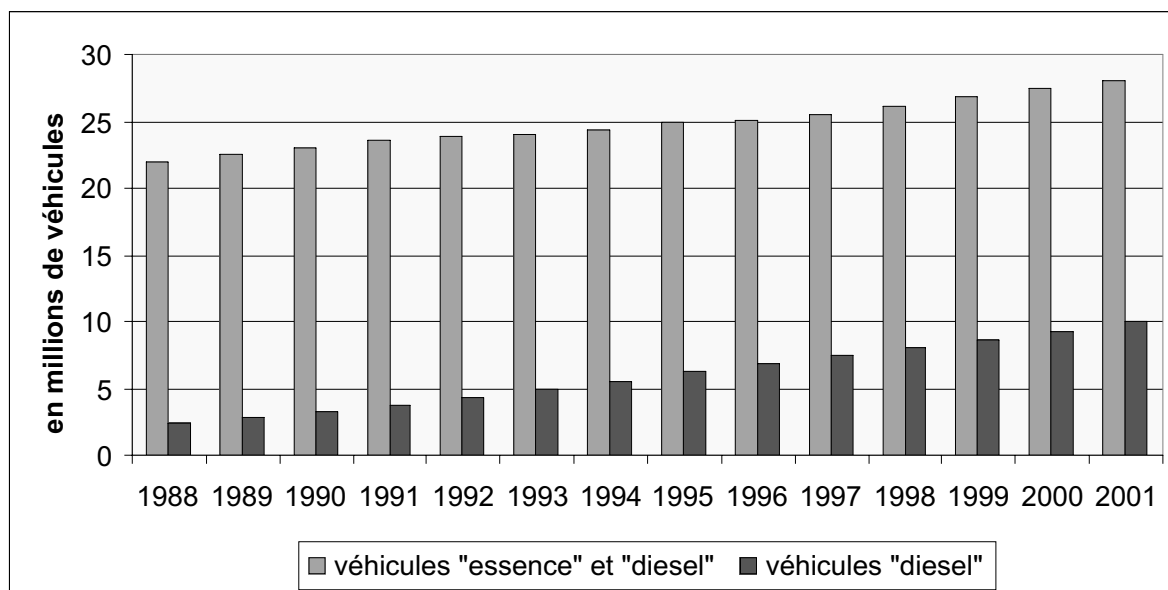
1. 1. 1. Une définition de l'automobile : la voiture particulière

Les voitures particulières (VP)¹ sont destinées à transporter des personnes. Ce sont essentiellement des voitures de tourisme auxquelles s'ajoutent quelques utilitaires légers² aménagés en voiture familiale. Les VP peuvent donc être : des véhicules possédés par les ménages (94 %), des taxis, des voitures de société ou de l'administration.

1. 1. 2. L'accroissement du parc statique

On distingue deux types de parc : le parc statique, qui correspond simplement au nombre de véhicules en service sur le territoire, et le parc roulant, qui prend en compte l'importance de chacun d'eux en fonction des kilométrages annuels parcourus.

Graphique 1 : Évolution du parc statique des véhicules à la disposition des ménages (hors GPL³)



Source : Comité des constructeurs français d'automobiles (CCFA).

¹ Les VP sont des véhicules que l'on peut conduire avec le permis B.

² En 1998, les utilitaires légers (<3,5 tonnes) représentent 4,5 % du parc fixe total et 4,8 % du parc roulant total des VP, mais leur part tend à augmenter d'après [16].

³ Malgré les efforts à partir de 1997 pour développer la filière, il n'y a en France, à la fin de l'année 2000 que 120 000 automobiles GPL (gaz de pétrole liquéfié) [6].

Le taux d'équipement des ménages est passé de 75 % en 1988 à 80 % en 1998 et semble presque avoir atteint un plafond. Néanmoins, le nombre de VP a augmenté régulièrement (+23 % sur ces dix années) à un rythme supérieur à celui du nombre de ménages qui s'est accru avec la croissance démographique et la décohabitation [13, p. 26]. En juin 1998, le Comité des constructeurs français d'automobiles (CCFA) comptait 26,45 millions de VP à la disposition des ménages, en janvier 2000, le cap des 28 millions était franchi ! Les ménages sont de plus en plus bi ou tri-équipés : sur huit ménages équipés, trois (bientôt quatre) sont multimotorisés. La voiture familiale laisse la place à la voiture individuelle. Ainsi on compte en France 2,1 habitants par automobile (contre 1,7 aux États-Unis), cette densité place la France au 3^e rang de l'Union européenne (UE).

1. 1. 3. La modification de la composition du parc

La diésélisation continue, une voiture neuve sur deux et plus d'un tiers du parc sont équipés d'un moteur diesel. Seule la Belgique connaît une évolution comparable.

Le parc vieillit sensiblement : en 1988, l'âge moyen du parc était de 5,96 ans, en 1998, il est de 6,91 ans [16]. La cylindrée des voitures tend à s'homogénéiser : les moins de 4 CV ont quasiment disparu et les plus de 8 CV diminuent régulièrement malgré le développement des monospaces, des 4x4 et des utilitaires légers.

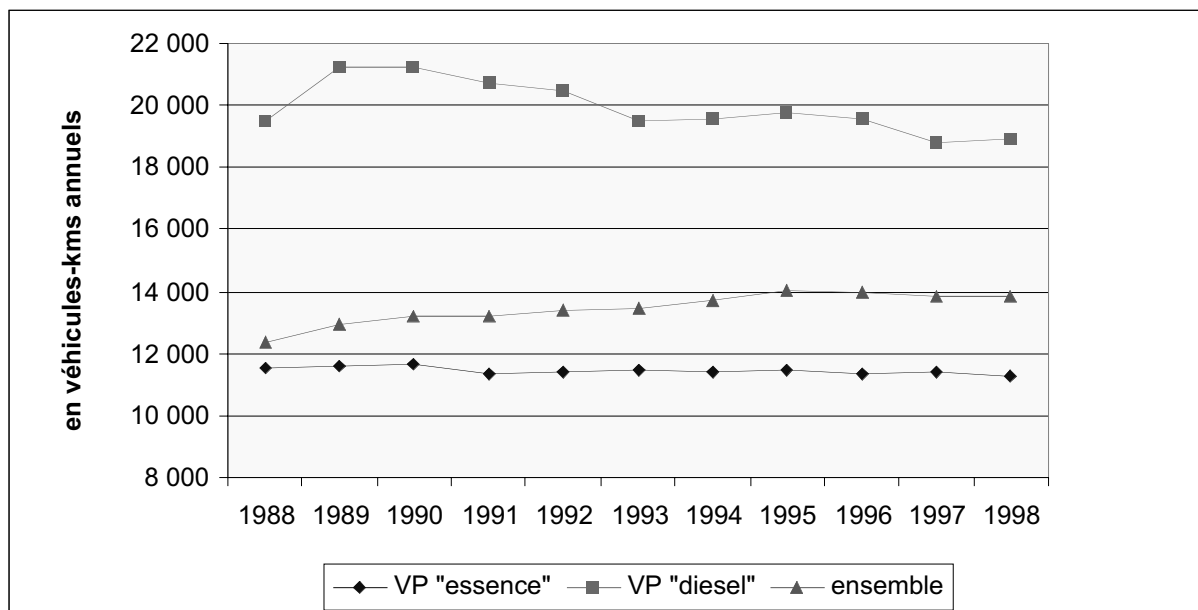
1. 2. Toujours plus de circulation automobile...

1. 2. 1. L'accroissement encore plus rapide du parc roulant

Si les statistiques concernant le parc des véhicules sont incertaines, celles qui concernent l'usage de l'automobile le sont plus encore [19]. Elles résultent de la confrontation d'enquêtes et de l'analyse de la consommation de carburant. L'enquête Sofres « parc auto » [13] permet de révéler l'évolution sur la période 1988-1998 (graphique 2).

Malgré la baisse des distances annuelles moyennes par véhicule du parc « essence » et du parc « diesel », le kilométrage annuel moyen par véhicule de l'ensemble du parc des ménages s'est accru de 12 % par l'effet structure (cause ou effet ?) de la diésélisation. Bien que les diésélistes ne soient plus nécessairement des gros rouleurs, un véhicule diesel roule en effet davantage qu'un véhicule essence (18 900 km contre 11 300 km).

Graphique 2 : Évolution de kilométrages moyens annuels pour les parcs essence et diesel des ménages



Source : Série Inrets [13, p.80].

Depuis 1995, le kilométrage moyen annuel de l'ensemble du parc des ménages semble se stabiliser autour de 13 800 km (contre environ 19 000 km aux États-Unis). Le dispositif fiscal, en favorisant le gazole par rapport à l'essence plombée a permis aux ménages, avec la diésélisation, de rouler davantage sans augmenter leur budget de consommation de carburant.

Le temps d'usage de l'automobile est resté également inchangé (en moyenne une heure par jour) car la vitesse de déplacement s'est accrue avec notamment la périphérisation de l'habitat et de l'emploi, ainsi que la construction d'autoroutes. En comptabilisant le trafic métropolitain des véhicules de société et le trafic des véhicules étrangers, le trafic intérieur des VP a augmenté environ de 39 % entre 1988 et 1998 [d'après série circulation 16] et s'élève en 1998, selon la Commission des comptes des transports de la Nation (CCTN), à 404 milliards de véhicules X km/an [2, p. 136].

1. 2. 2. La répartition de la circulation

Selon les réponses des panélistes et suivant les enquêtes, la répartition géographique du kilométrage varie.

Tableau 1 : Répartition⁴ des kilométrages par réseau des parcs essence et diesel

	<i>Total</i>	<i>Diesel</i>	<i>Essence</i>	<i>Part du diesel</i>
<i>Tout lieu</i>	100 %	45 %	55 %	45 %
<i>Ville</i>	31,60 %	12,00 %	19,60 %	38 %
<i>Route</i>	48,30 %	23,30 %	25,00 %	48 %
<i>Autoroute</i>	20,10 %	9,70 %	10,40 %	48 %

Source : Sofres, enquête « parc auto 1998 » [13, p. 81].

Alors que le « diesel » pénètre le marché des petites cylindrées, on peut penser que la surreprésentation du kilométrage réalisé en ville par les parcs « essence » (tableau 1) pourrait s'atténuer.

Une partie de la circulation sur route et autoroute (respectivement 12 % et 15 % selon l'Ademe [1]) se réalise en agglomération. Une réaffectation arbitraire (cf. annexe 7, temps n° 1) sur cette base permet d'aboutir au tableau ci-après.

Tableau 2 : Répartition par zone géographique du trafic routier et autoroutier en milliards de véhicules-kilomètres pour l'année 1998 des VP à immatriculation nationale

	<i>Total</i>	<i>Diesel</i>	<i>Essence</i>	<i>% diesel</i>
<i>Tout lieu</i>	383,1	172,4	210,7	45 %
<i>Urbain</i> <i>(40,4 %)</i>	154,8	62,3	92,6	40 %
<i>Interurbain</i> <i>(59,6 %)</i>	228,3	110,1	118,1	48 %

Source : d'après données CCTN et Ademe.

La part du trafic urbain par rapport au trafic total, a longtemps été fixée à 38 % sur des bases imprécises [19, p. 169]. Elle varie⁵ suivant le chiffrage des déplacements, mais cette imprécision reflète également le flou qui entoure la définition de « trafic urbain » compte tenu du phénomène de suburbanisation. Alors que selon Orfeuil [20, p. 40], le trafic vers les

⁴ D'après les réponses à la question « à combien estimez-vous le pourcentage de kilomètres effectués en ville, sur route, sur autoroute ? ».

⁵ Orfeuil répartit les coûts externes du transport routier sur une base d'une part de circulation urbaine de 39 %, donc sur une base voisine de celle de l'auteur, alors que l'ONISR étudie l'insécurité routière par milieu sur une base de 36 % affectée à l'urbain ; quant au CNTV, il attribue 49 % de la circulation à l'urbain.

centres villes augmente peu, la mobilité entre banlieues ainsi que celle entre milieu rural et milieu urbain explosent.

La part de l'urbain dense tendrait donc à diminuer au profit de l'urbain diffus d'où le nouveau découpage (tableau 3) proposé par le second rapport Boiteux et utilisé par le compte national du transport des voyageurs (CNTV).

Tableau 3 : Décomposition du trafic routier des VP en 1996 [utilisé par 3]

	<i>Total</i>	<i>Urbain dense</i>	<i>Urbain diffus</i>	<i>Rase campagne</i>
<i>Voit Part + VUL. Part.</i>	100 %	18,29 %	31,09 %	50,62 %

Source : SES [21] et Insee, traitement CNTV.

Le milieu urbain dense correspond dans ce tableau aux aires urbaines de plus de 700 000 habitants et le milieu urbain diffus aux aires urbaines de moins de 700 000 habitants (soit une densité moyenne de 489 habitants/km² pour les premières et de 228 habitants/km² pour les secondes). La moitié de la circulation automobile s'effectue donc dans le reste du territoire, la rase campagne, caractérisée par une densité moyenne de 37 habitants/km².

1. 3. Le poids économique de l'automobile

1. 3. 1. La place de l'automobile dans l'économie nationale

Comme le souligne Guillaume [10], l'automobile est un moteur particulièrement puissant du développement économique national. À la différence du Royaume-Uni, si la France est restée une grande puissance industrielle du début à la fin du siècle, c'est à son industrie automobile qu'elle le doit⁶. Néanmoins, elle n'emploie plus, en 1996, que 313 000 personnes dont seulement 186 000 [12] chez les seuls constructeurs. Mais l'ensemble du « système économique de la circulation routière » représente environ 2,6 millions d'emplois [20, p. 17] (dont 450 000 dans les industries en amont, 600 000 dans les services liés à l'usage, 1 million dans les transports routiers de marchandises et de voyageurs).

Depuis 1992, la CCTN (Commission des comptes des transports de la Nation) réalise un « compte satellite » des transports et, pour l'année 1998, le Certu et le bureau d'études Systra ont complété l'étude par un compte national du transport des voyageurs (CNTV), qui étudie plus particulièrement le coût réel des différents modes de transport. Ainsi, il se dégage une image de plus en plus précise de l'importance de l'automobile dans l'économie nationale.

1. 3. 2. Les dépenses des ménages liées à l'automobile

Qu'elles soient ressenties (carburant, entretien...) ou non (amortissement de l'acquisition, assurance, taxes...), les dépenses des ménages, pour l'utilisation de leur VP, s'élèvent en 1998 à 110 milliards d'euros soit 15,5 % de la consommation finale des ménages.

⁶ D'après les comptes de la Nation, le montant total de la branche automobile (véhicules légers et poids lourds) représente 10,5 % des exportations françaises en 1998.

Tableau 4 : Dépenses des ménages pour l'automobile en 1998

<i>Poste de dépenses</i>	<i>Montant en milliards d'euros courants</i>	<i>Part relative</i>
<i>Dépenses totales d'acquisition</i>	38,0	34,6 %
<i>Dépenses de carburant</i>	23,3	21,2 %
<i>Autres dépenses d'utilisation (péages exclus)</i>	42,1	38,3 %
<i>Péages (VP et VUL voy.)</i>	1,9	1,8 %
<i>Dépenses de stationnement régulier</i>	4,5	4,1 %

Source : CNTV [2].

Le poids des dépenses de motorisation dans les dépenses totales est très variable selon le niveau de vie : l'augmentation du pouvoir d'achat implique une hausse du pourcentage des ménages motorisés mais pour les ménages motorisés une baisse marquée de la part des dépenses liées à l'automobile dans le budget⁷.

1. 3. 3. Les dépenses de voiries et les dépenses publiques pour l'automobile

La détermination du montant des dépenses publiques destinées aux automobiles est plus délicate. Peut-on imputer aux usagers les dépenses routières alors que les routes contribueraient à un aménagement du territoire plus efficace et serviraient l'intérêt général [11] ?

Le caractère discutable (voir p. 77) des externalités positives publiques du développement du réseau routier autorise le CNTV à proposer une imputation.

Les dépenses routières [2] imputables⁸ aux VP et aux VUL utilisés en transport de voyageurs s'élèvent en 1998 à 10,5 milliards d'euros. Leur répartition apparaît dans le tableau 5.

⁷ Le cinquième des ménages les plus modestes était caractérisé en 1995 par un taux d'équipement de 38 % (contre 95 % pour le cinquième des ménages les plus riches) et, pour les ménages équipés, une part des dépenses de motorisation de 23 % (contre 11 % pour le cinquième des ménages les plus riches) [9].

⁸ En utilisant les règles du rapport Brossier actualisé pour l'année 1997, par exemple pour les dépenses d'investissement, sur voie rapide urbaine 1 PL = 12 VP sur les routes à chaussée simple, 1 PL = 5 VL sur les routes à chaussée séparée.

Tableau 5 : Dépenses routières (des autorités publiques et des sociétés autoroutières) en milliards d'euros courants

	en milliards d'euros		clé de répartition urbain/interurbain
	circulation routière ¹	VP et VUL voy	
Investissement HTVA déductible :	7,4	4,0	44 % / 56 %
Fonctionnement TTC	10,5	6,0	39 % / 61 %
Police de circulation et de sécurité HT	1,1	0,5	38 % / 62 %
Total	18,9	10,5	41 % / 59 %

Source : d'après CNTV et Orfeuil [15, p. 44].

D'après la CCTN, en 1998, les seules autorités publiques (État et collectivités locales) dépensent pour les voiries publiques (police comprise) 16,5 milliards d'euros (hors taxe). Sur les bases du rapport Brossier⁹ [5], les dépenses publiques pour les routes imputables aux automobiles peuvent proportionnellement être estimées à 8,4 milliards d'euros, soit 3,4 milliards d'euros pour le milieu urbain et 5 milliards d'euros pour le milieu interurbain.

À ces dépenses, s'ajoutent les dépenses d'accidents dont les victimes ne sont pas couvertes par des assurances prises en charge par la sécurité sociale¹⁰. Les dépenses publiques liées à l'usage de l'automobile sont ainsi évaluées à 9,1 milliards d'euros¹¹.

1. 3. 4. Les recettes publiques de l'automobile

L'automobile génère également des revenus publics, la TVA¹² perçue sur les achats d'automobile, les pièces détachées, l'entretien, les services, n'a pas un caractère spécifique et ne peut pas être affectée aux coûts sociaux de l'automobile. Alors que la Commission des comptes transports exclut la TVA sur la TIPP (taxe intérieure sur les produits pétroliers), soit 3,05 milliards d'euros de recettes spécifiques, l'URF (l'Union routière de France) l'intègre dans ses calculs. L'auteur adopte le point de vue de URF [22, p. 71] dans la mesure où la TVA de droit commun s'applique aux prix hors taxes.

Il existe trois types de revenus spécifiques : les taxes à l'acquisition (carte grise), les taxes à la possession (vignette, taxe sur les voitures de société...) et enfin les taxes à l'utilisation des véhicules (le stationnement payant, les péages autoroutiers, les amendes et évidemment les

⁹ En 1997, le rapport Brossier impute 51 % des dépenses routières aux automobiles.

¹⁰ D'après la CCNT, les taxes payées par les assurances à la sécurité sociale s'élèvent à 0,79 milliard d'euros en 1998. Elles couvrent à peu près ces dépenses. L'allocation entre espace urbain et espace interurbain s'établit à partir de la répartition des victimes (fournie par l'ONISR, 35 % des blessés et 70 % des tués en rase campagne) et des valeurs tutélaires associées CGP 2000 (cf. annexe 7 temps n° 3).

¹¹ 3,8 milliards d'euros en milieu urbain et 5,3 milliards d'euros en milieu interurbain, (cf. annexe 7 temps n° 2, tableau f)

¹² L'URF évalue les recettes fiscales (spécifiques ou pas) générées par la circulation routière à 320 milliards de francs en 1999.

taxes sur les carburants routiers). En 1998, selon nos calculs¹³, la TIPP associée à la TVA sur la TIPP fournit 82 % des 23,3 milliards d'euros de recettes publiques spécifiques de l'automobile.

Sans considération des effets externes, la balance - recettes publiques moins dépenses publiques - est légèrement déficitaire pour l'ensemble des poids lourds alors qu'elle est largement excédentaire pour l'automobile (VP et VUL voyageurs).

Par ailleurs, le dispositif fiscal favorable au diéséliste, (celui-ci paie en 1998 un tiers moins cher le litre de carburant), qui se justifiait dans un contexte de forte contrainte énergétique, a produit des inégalités très marquées.

Tableau 6 : Ventilation pour l'année 1998 des dépenses et des recettes publiques de l'automobile selon le milieu et le type de véhicule (en milliards d'euros)

	<i>Diesel</i>		<i>Essence</i>	
	<i>urbain</i>	<i>rural</i>	<i>urbain</i>	<i>rural</i>
<i>Recettes publiques</i>	3,08	4,30	8,02	8,08
<i>Dépenses publiques</i>	1,52	2,59	2,26	2,77
<i>Recettes publiques - dépenses publiques</i>	1,56	1,71	5,76	5,31
<i>Recettes publiques - dépenses publiques</i>	3,26		11,07	

Source : estimation de l'annexe 7.

Alors que la part des voitures « essence » dans la circulation automobile n'est plus que de 55 % (cf. annexe 7, temps n° 2, tableaux e et f) leurs propriétaires contribuent pour 78 % à l'excédent public automobile de 14,3 milliards d'euros.

La surconsommation et la surreprésentation du parc « essence » en milieu urbain, expliquent qu'avec 60 % des distances parcourues, la circulation rurale n'apporte que 49 % de l'excédent.

1. 4. Le poids social et symbolique de l'automobile

1. 4. 1. L'accès aux territoires

L'augmentation de la circulation des véhicules a engendré une augmentation, amortie par la réduction des taux d'occupation¹⁴, des distances parcourues par les personnes en automobile. Elle a permis d'abord d'augmenter la mobilité des vacances, mais surtout la mobilité quotidienne constituée par les déplacements domicile-travail et les déplacements d'achats et de loisirs. L'automobile, par la desserte fine du territoire de la voirie, la rapidité et l'absence

¹³ Voir annexe 7, temps n° 2 tableaux a, b et c, à ces recettes publiques s'ajoutent les recettes nettes des assurances et des concessions autoroutières.

¹⁴ Les taux d'occupations par VP ont été estimés par le SES en 1993-1994 à 1,1 voyageur par véhicule dans le cadre des déplacements domicile-travail, 1,5 pour les autres motifs, 2,15 pour les longues distances [4].

de contraintes horaires permet de mieux s'adapter aux circonstances et de mieux profiter d'une offre territoriale diversifiée. Ses atouts permettent de mieux comprendre sa position presque hégémonique dans la mobilité (72 % [19] des déplacements de voyageurs).

1. 4. 2. Liberté individuelle et autonomie

Longtemps symbole de la chaîne de production, puis de la société de consommation et de sa critique, l'automobile est aussi un symbole de liberté individuelle. Elle a, il est vrai, participé à l'essor du travail féminin et à l'accession à la propriété de la maison individuelle en zone périurbaine. Pour l'adolescent, par exemple, l'obtention du permis de conduire marque encore son passage à l'état adulte. L'« automobilité » serait même selon le philosophe américain Lomasky [18], l'instrument essentiel de l'autonomie de l'homme moderne.

Le formidable développement de l'automobile, malgré les prévisions pessimistes des années soixante-dix, s'explique aussi par le fait qu'elle nous permet de garder la maîtrise de nos espaces de vie pourtant de plus en plus complexes et généralisés. Cette capacité, que Dupuy qualifie d'« adaptateur territorial universel » [7], confère à l'automobile un rôle essentiel dans la forte mobilité des relations et dans l'extension des territoires qu'ils soient rurbains ou touristiques.

1. 5. Impact sur les territoires et dépendance à l'automobile

En étendant les territoires du quotidien, l'automobile a remodelé les espaces. Elle a contribué à la déconcentration des villes (résidences, puis activités industrielles et tertiaires), à la dissolution de leurs limites (périurbanisation), à leur décentralisation : elle a transformé l'identité urbaine.

Le choix d'un habitat éloigné de l'emploi, sous contrainte d'un budget temps de transport acceptable, n'est pas le résultat de l'exercice de la liberté individuelle vis-à-vis d'une peur de la ville. Il découle également des mécanismes de précaution relatifs à la dépense logement. En Île-de-France [14], comme autour des autres grandes métropoles, l'accès des familles modestes à un logement confortable passe par une croissance incontrôlée de leurs dépenses de transport. Ce choix de la mobilité automobile est alors un pis-aller.

Par son effet sur le territoire, la mobilité librement choisie génère une mobilité subie. Les faibles coûts (monétaires et temporels) de déplacements orientent les pratiques de consommation vers les lieux offrant une grande variété de produits, possible grâce à l'étendue de leur aire d'attraction, mais dans le même temps dévalorisent progressivement les commerces de proximité dont certains sont condamnés à disparaître, ce qui induit une obligation de mobilité. Avec la spécialisation des espaces, l'obligation de disposer d'une automobile en zone rurale¹⁵ s'étend ainsi à de nombreuses zones urbaines. En cas de crise pétrolière ou environnementale, le mouvement inverse de l'extension périurbaine nécessiterait beaucoup de temps, et il serait difficile de revenir à des options d'urbanisation moins génératrices de déplacements.

¹⁵ Un sondage Sofres réalisé en janvier 2000 révèle que le taux d'équipement des ménages est de 45 % à Paris, 78 % dans les agglomérations de plus de 100 000 habitants et 92 % dans les zones rurales.

La société française, comme de nombreux individus qui la composent, est donc elle aussi caractérisée par une dépendance¹⁶ à l'automobile. En réaction, l'automobile est devenue un être politiquement incorrect [10], certains rêveraient de passer du « *no smoking* » au « *no driving* ». Le procès de l'automobile n'est pas nouveau, Illitch a par exemple fustigé « la cabine vitrée mobile » pour le temps illusoire qu'elle permet de gagner.

Il est loin le temps où Ford [8] rêvait de désengorger les villes empestées par le crottin de cheval. Le débat idéologique à propos de l'automobile tourne aujourd'hui autour de l'importance des nuisances qu'elle provoque. En attendant, l'étalement urbain et la rurbanisation continuent à accroître la mobilité automobile et donc l'ensemble de ses impacts environnementaux et sanitaires.

¹⁶ Tod Litman [17].définit la dépendance à l'automobile par un taux d'équipement des ménages élevé, un pourcentage important des déplacements en automobile, un manque de choix alternatif et un avantage certain des automobilistes par rapport aux autres.

Bibliographie

1. Ademe, 2001. *Commentaires et propositions au CNTV, répartition des consommations entre milieu urbain et interurbain.*
2. Certu, Systra, 2001. "Les dépenses directes du transport de voyageurs" in *Compte national du transport de voyageurs* (tome 1), pour le compte du ministère de l'Équipement, des Transports et du Logement.
3. Certu, Systra, 2001. "Les coûts externes des transports" in *Compte national du transport de voyageurs* (tome 2), pour le compte du ministère de l'Équipement, des Transports et du Logement.
4. Certu, Systra, 2001. "Exemples de coûts unitaires de déplacement" in *Compte national du transport de voyageurs* (tome 3), pour le compte du ministère de l'Équipement, des Transports et du Logement.
5. Comité des directeurs transport, 1999. *Imputation des charges d'infrastructures routières pour l'année 1997*, pour le compte du ministère de l'Équipement, des Transports et du Logement.
6. Deshayes S., 2001. "GPL, le carburant mal aimé", *60 millions de consommateurs*, pp. 24-26.
7. Dupuy G., 1995. *Les territoires de l'automobile*. Paris, Anthropos, 216 p.
8. Freund P., Martin G., 1993. *The ecology of the automobile*. New York, Black Rose Books.
9. Froud J., 2001. "Le poids de l'automobile dans les budgets modestes : comparaison France, Grande-Bretagne, États-Unis" in *L'automobile en questions, Problèmes politiques et sociaux*, n°851-852. Paris, La Documentation Française.
10. Guillaume M., 2000. "L'automobile, moteur du développement économique", *Forum Automobile et société organisé par le CCFA*.
11. Henry C., 1997. *Concurrence et services publics dans l'Union européenne*. Paris, Presses Universitaires de France. (coll. *Économie*).
12. Ifen, 1998. *L'environnement en France*. Paris, La Découverte, 480 p.
13. Inrets, 2000. *Le parc automobile des ménages*. Arcueil, Inrets, 159 p.
14. Inrets, 1998. *Budget Logement et Budget Transports en Île-de-France*, pour le compte de la Direction régionale de l'équipement d'Île-de-France.
15. Inrets, 1997. *Les coûts externes de la circulation routière : essai d'évaluation et étude de stratégie de minimisation, rédigé par Orfeuil J.P.*, pour le compte de l' OCDE. Arcueil, Inrets, 103 p. (n°216).
16. Inrets, Sofres, 2001. *Série générale du parc automobile*, pour le compte d'une Convention Inrets-Ademe.
17. Litman T., 2001. *Victoria Transport Institute*.
www.vtppi.org.

18. Lomasky L., 1997. "Autonomy and Automobility", *The independent review*.
19. Merlin P., 1991. *Géographie, économie et planification des transports*. Paris, Presses Universitaires de France, 472 p.
20. Orfeuil J.P., 1994. *Je suis l'automobile*. Paris, Éditions de l'Aube, 95 p.
21. Ministère de l'Équipement, du Transport et du Logement, 1997. *Les transports routiers dans les aires urbaines et les zones rurales*. (coll. *Note de synthèse*) .
22. URF, 1999. *Faits & chiffres 1998 - Statistiques du transport en France*.

2. LES ENJEUX ENVIRONNEMENTAUX DE L'AUTOMOBILE	28
2. 1. La multiplicité des impacts	28
2. 1. 1. La première des nuisances : l'insécurité routière	28
2. 1. 2. Les impacts sur l'espace et le milieu urbain	28
2. 1. 3. Les impacts paysagers	29
2. 1. 4. Les impacts sur le milieu naturel.....	29
2. 1. 5. Les impacts amont et aval.....	29
2. 2. Une focalisation de l'attention sur le bruit, la pollution et l'effet de serre	29
2. 2. 1. L'attention d'abord sur les effets locaux et instantanés	29
2. 2. 2. Une responsabilisation nouvelle vis-à-vis des générations futures.....	30
2. 3. Les indicateurs de nuisances.....	31
2. 3. 1. La consommation de carburant : le reflet direct d'une contribution à l'effet de serre.....	31
2. 3. 2. Les indicateurs du bruit : le choix délicat d'une mesure corrélée aux effets.....	35
2. 3. 3. Les indicateurs de la pollution : des indicateurs d'effet spécifique ou des indicateurs de cocktail.....	36
2. 4. Les difficultés de caractériser la part de l'impact automobile sur le bruit et la pollution de l'air.....	40
2. 4. 1. La référence aux émissions ou la référence aux expositions	40
2. 4. 2. Les avantages et les limites de l'approche « <i>bottom-up</i> »	40
2. 4. 3. La quantification physique des impacts globaux du bruit et de la pollution de l'air	42
2. 4. 4. L'impact automobile du bruit et de la pollution de l'air.....	46
2. 4. 5. La ventilation de l'impact automobile selon les milieux et les véhicules	48
2. 5. Les normes d'émission et le progrès technologique	50
2. 5. 1. Peu de progrès au niveau des émissions sonores	50
2. 5. 2. Des progrès spectaculaires au niveau des émissions de polluants	50
2. 5. 3. À propos de la comparaison essence/diesel... ..	51
2. 5. 4. Des projections optimistes	51
2. 5. 5. Stratégies industrielles et définition des normes.....	52
Bibliographie	54

2. LES ENJEUX ENVIRONNEMENTAUX DE L'AUTOMOBILE

2. 1. La multiplicité des impacts

2. 1. 1. La première des nuisances : l'insécurité routière

Bien que l'insécurité routière ne relève pas directement de la sphère de l'environnement, l'impact de l'automobile ne peut pas être abordé sans évoquer les victimes de la route. Le CNTV dénombre pour l'année 1998 ([8], p. 21) 7 150 tués à 30 jours, 29 182 blessés graves (hospitalisation d'au moins 6 jours) et 121 806 blessés légers imputables aux VP et aux camionnettes.

Ce risque a longtemps été consenti en France avec complaisance comme le révèle « le prix du mort » qui, jusqu'en 2001 (voir p. 143), était cinq à dix fois plus élevé dans l'industrie privée ([27], p. 21). Malgré la baisse régulière de l'insécurité routière, le sondage Sofres « Automobile et société (2000) » révèle que 90 % des Français estiment qu'on n'a pas su ramener les accidents de la circulation à un niveau acceptable.

Associée à ce sentiment d'insécurité, la conduite automobile est indissociable du stress et avec le manque d'exercice physique qu'elle induit, elle participe aux causes des maladies cardiovasculaires.

Alors que ces nuisances sont supportées en grande partie par les automobilistes (mais ils ne sont pas les seules victimes des accidents qu'ils produisent), les nuisances environnementales concernent principalement les tiers.

Avant de s'attacher à la pollution atmosphérique, au bruit et à l'effet de serre, il est utile de rappeler la diversité des nuisances environnementales de l'automobile.

2. 1. 2. Les impacts sur l'espace et le milieu urbain

Les effets de coupure des infrastructures routières par l'intensité du trafic altèrent le cadre de vie des piétons et des cyclistes. En milieu urbain, ils allongent les parcours, accroissent l'insécurité et nuisent plus particulièrement à la mobilité des personnes âgées et des handicapés. La perte d'autonomie des enfants, la séparation des communautés (community severance) diminuent les relations de voisinage. Les voies rapides contribuent à l'enclavement et la sensibilité d'unités urbaines.

Lorsque les habitants ne peuvent plus accéder facilement aux écoles et aux commerces de proximité, ils se retrouvent contraints de se déplacer en voiture. Selon l'Ifresi ([17], p. 22), on peut attribuer aux effets de coupure au sens large « les deux tiers de l'effondrement du trafic cycliste en France au cours des décennies soixante et soixante-dix » et ils expliquent le recours généralisé à l'automobile pour le moindre déplacement.

En milieu rural, les infrastructures peuvent sectionner des sentiers récréatifs, voire de grande randonnée et priver les habitants d'une connaissance et d'une perception de leur territoire, par ailleurs, elles compliquent l'accès des agriculteurs à leurs champs.

En ville, l'automobile à l'arrêt ou en mouvement consomme l'espace en grande quantité : en heure de pointe l'automobiliste consomme jusqu'à trois cents fois plus d'espace que l'utilisateur du bus ([17], p. 45). La circulation automobile contrarie l'efficacité des transports collectifs routiers, raréfie l'espace disponible pour la circulation non motorisée, et, avec l'accroissement

de l'espace immobilisé par les transports, elle implique un étalement des villes et engendre un besoin accru de voitures particulières.

2. 1. 3. Les impacts paysagers

Le paysage urbain est également dégradé par les infrastructures routières et le trafic motorisé. Les entrées de ville subissent une urbanisation anarchique, la signalisation routière, les panneaux publicitaires foisonnent jusqu'à saturation, la multiplication des sources lumineuses interdit l'observation du ciel et la pollution atmosphérique dégrade les façades des bâtiments.

En rase campagne, l'impact des projets autoroutiers reste important malgré les efforts d'insertion paysagère (1 % paysage).

2. 1. 4. Les impacts sur le milieu naturel

Les pressions de l'automobile s'exercent également sur le milieu naturel. Les effets de coupure fragmentent les milieux, interrompent les migrations animales et modifient la répartition des espèces végétales. Les remembrements liés aux constructions d'infrastructures ont accéléré la disparition des zones bocagères et des zones humides.

Les constructions routières, en modifiant l'écoulement et les possibilités d'expansion des crues, ont des impacts sur le cycle de l'eau.

Le bruit et les lumières nocturnes de la circulation perturbent les comportements reproducteurs d'un certain nombre d'animaux. Les émissions gazeuses et liquides des véhicules, contribuent à la pollution de l'eau et des sols, à la dégradation de la végétation locale et à la baisse de la productivité des cultures...

2. 1. 5. Les impacts amont et aval

En intégrant les processus amont et aval du cycle de vie des carburants, de l'automobile et des routes, il apparaît de nombreuses autres pressions sur l'environnement.

Il convient d'examiner les pollutions pétrolières maritimes (« dégazage » ou « marées noires ») ainsi que la précombustion du carburant lors du raffinage.

La réalisation des infrastructures implique des mouvements de terre (carrière, lieux de dépôt) et une consommation d'énergie à considérer ([26], p. 14).

Les voitures produisent de nombreux déchets : des carcasses valorisées et retraitées avec une part croissante de plastiques difficiles à recycler, des carcasses abandonnées dans le milieu agricole ou forestier, des pneumatiques usagés dont la combustion est très polluante, des batteries et des huiles usagées...

2. 2. Une focalisation de l'attention sur le bruit, la pollution et l'effet de serre

2. 2. 1. l'attention d'abord sur les effets locaux et instantanés

La sensibilité des Français à l'environnement s'est considérablement accrue, mais l'opinion publique est particulièrement attentive aux effets locaux et instantanés : bruit et pollution ponctuelle.

Le bruit de la circulation automobile est la nuisance la plus directement perceptible par la population. La part attribuée explicitement aux transports dans l'ensemble des plaintes reçues

par la mission bruit du ministère chargé de l'Environnement est passée de 1,2 % en 1987 à plus de 20 % en 1994 et une enquête publiée par l'Insee en 1996 a fait apparaître que 40 % des Français ressentent une gêne due au bruit en général ([5], p. 3). Les riverains tolèrent de moins en moins le bruit et depuis les premières plaintes des années soixante auprès du tribunal administratif, on assiste à une reconnaissance d'« un droit au silence » comme en témoigne la loi sur le bruit de 1992.

Le sondage Sofres « Automobile et société (2000) » révèle que la principale préoccupation environnementale des Français au sujet de l'automobile est la pollution de l'air qui, pour 60 % d'entre eux, est jugée à un niveau inacceptable. Même si l'opinion n'est pas seulement enregistrée mais aussi « fabriquée » lors d'un sondage reposant sur des questions fermées, ce pourcentage reflète l'augmentation du niveau des connaissances liée à la mise en place des réseaux de mesures de la qualité de l'air, et les inquiétudes par rapport à l'impact de la pollution atmosphérique sur la santé. Néanmoins, il existe un décalage important entre les représentations scientifiques et les représentations populaires de la pollution atmosphérique ; si elle n'est pas forcément perceptible par le sens, pour la majorité des personnes interrogées [15, p. 228], elle est perceptible par la vue, l'odorat ou la respiration. Une sensibilisation à la pollution régionale entourant les grandes agglomérations, caractérisée par des échelles de temps beaucoup plus longues, nécessite une meilleure connaissance des phénomènes en jeu.

2. 2. 2. Une responsabilisation nouvelle vis-à-vis des générations futures

L'effet de serre est évidemment une nuisance d'une tout autre nature. Son caractère cumulatif reporte les impacts potentiels aux générations futures. L'incertitude autour de l'ampleur des changements climatiques et des conséquences induites, l'échelle planétaire du phénomène, la responsabilité multisectorielle des émissions ont longtemps maintenu jusqu'aux récents accidents climatiques, l'effet de serre à l'état « d'abstraction » [31, p. 18].

Le thème est devenu un terrain privilégié des réflexions et des propositions concernant l'action collective. Le protocole de Kyoto (décembre 1997) a retenu l'accord de principe sur les permis négociables et place les industries devant leur responsabilité.

Si en matière de bruit et pollution locale l'automobile occupe une place prépondérante, elle contribue de manière non négligeable aux émissions des gaz à effet de serre (GES), quoique derrière l'agriculture (émissions de CH₄ et de N₂O) et le chauffage des habitations

Les transports constituent le seul secteur de l'économie française dans lesquelles ces émissions croissent plus vite que le PIB (+ 2,8 % par an entre 1990 et 1995) [16, p. 14]. Des engagements quantitatifs de réduction d'émissions de GES impliquent, compte tenu des prolongations tendanciennes, une politique particulièrement ciblée sur l'usage de l'automobile.

2. 3. Les indicateurs de nuisances

2. 3. 1. La consommation de carburant : le reflet direct d'une contribution à l'effet de serre

De l'enjeu énergétique...

Suite à la crise pétrolière de 1973, la consommation de carburant des automobiles est devenue un enjeu énergétique central. L'efficacité énergétique de l'automobile (exprimée en tonne-km par kilo équivalent pétrole (kep)) est deux à trois fois inférieure à celle des autres modes de transports publics terrestres [26, p. 13]. La contrainte de rareté des ressources pétrolières pèse toujours : si avec le progrès technique et les découvertes, le stock augmente plus vite que les prélèvements, la croissance de la consommation se heurtera néanmoins à une limite.

Cet enjeu énergétique est couplé de tensions géopolitiques inévitables lorsqu'une ressource rare est située majoritairement en zone sensible et de plus en plus convoitée. À cet égard, la diffusion de l'exemple de la motorisation des pays développés dans le reste du monde, et en particulier en Chine, aura des conséquences difficiles à évaluer aujourd'hui.

...Aux émissions de CO₂

Dans le même temps que la consommation de carburant des VP appauvrit la réserve d'énergie fossile, elle remplit le réservoir atmosphérique de CO₂. La part importante¹ de l'émission du CO₂ dans le potentiel de réchauffement global (PRG) de l'ensemble des émissions de GES explique, qu'en première analyse, les autres gaz émis par les transports sont parfois négligés. Alors que l'ampleur des risques associés au réchauffement climatique n'est pas connue avec certitude, la mesure de la contribution de l'automobile aux émissions de CO₂ est directe. D'après l'Union routière de France [32], la combustion complète de 1 kg de carburant liquide (essence ou gazole) produit 3,14 kg de CO₂². De manière plus variable selon la composition du carburant, les procédés technologiques et la température de combustion, la consommation de carburant génère de la pollution atmosphérique. En France métropolitaine, la part de l'émission de CO₂ due à l'utilisation des VP (soit 60 % de l'émission de la circulation routière) est, en 2000, de 15,6 % de l'ensemble des activités humaines. Cette contribution relative est supérieure à celle des autres pays européens du fait du recours massif à l'énergie nucléaire pour la production d'électricité en France³.

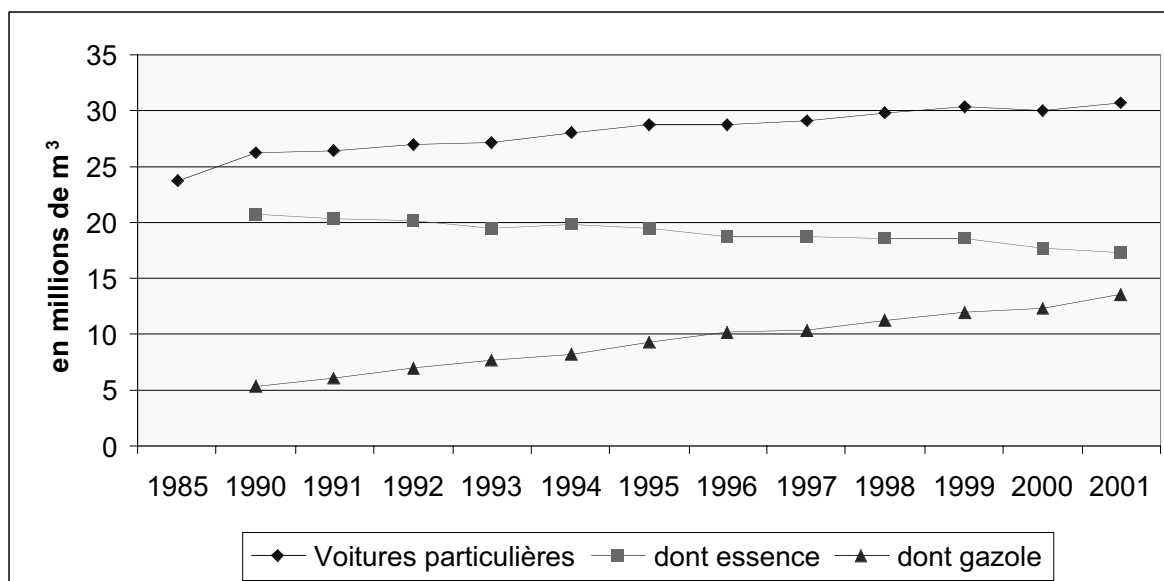
¹ Selon le Citepa [8] le CO₂ a contribué pour 69,4 % au PRG des GES émis en France en 1998.

² L'automobile produit également d'autres gaz à effet de serre : méthane (CH₄), et oxyde nitreux (N₂O).

³ La production d'électricité à partir de l'énergie nucléaire émet globalement très peu de CO₂, contrairement à la production thermique par combustion de combustibles fossiles.

La hausse de la consommation de carburant (hors GPL4)

Graphique 3 : Évolution de la consommation de carburants des VP



Source : CPDP.

La consommation de carburants des VP constitue un levier important pour améliorer l'efficacité énergétique du transport de voyageurs et satisfaire des engagements de réduction de CO₂ en France.

Après avoir augmenté de 18 % entre 1988 et 1998, la consommation globale de carburant atteint à la fin de cette période, selon le CPDP, 29,8 millions de m³ (dont 11,3 de gazole). Compte tenu de la différence de densité du gazole et du super et d'un facteur d'émission supérieure du gazole⁵, la part croissante du gazole aggrave le bilan : l'émission de CO₂ et la consommation énergétique en tep ont augmenté en réalité de 22 % et cette dernière serait, suivant le chiffrage du CPDP, de 23,4 Mtep en 1998⁶.

Les consommations unitaires par véhicule ne diminuent pas

La consommation unitaire en volume par VP n'a diminué que de 5 %. Cette baisse correspond précisément à l'effet de la diésélisation du parc, compte tenu des différences de consommation moyenne entre les parcs⁷ « essence » et « diesel » sur cette période⁸.

Les efforts technologiques⁹ pour réduire la consommation unitaire ont donc été exactement compensés par de nombreux facteurs.

⁴ La consommation totale de GPL était 0,3 million de m³ en 1998 (Source URF).

⁵ 1 litre de super = 750 gep ; 1 litre de gazole = 845 gep.

⁶ Le CTN évalue la consommation française à 23,2 Mtep.

⁷ Les consommations moyennes réelles calculées d'après le panel Secodip de 1997 sont de 6,72 l/100 km pour les véhicules diesel et 8,30 l/100 km pour les véhicules essence.

⁸ D'après les séries Inrets/Sofres [21].

⁹ À titre d'illustration, chez Citroën, dans la gamme M2 diesel à performances et équipement équivalents, la consommation moyenne d'une Xantia HDI de 1998 est à comparer avec celle d'une BX 1988 : 5,3 litres contre 6,3 litres aux 100 km, soit une baisse de 16 % [7].

Les progrès techniques d'autre nature ont entraîné une augmentation du poids des VP qui atténue les progrès obtenus sur la sobriété des moteurs¹⁰. Si l'augmentation de consommation unitaire induite se justifie en partie par l'effort de lutte contre la pollution de l'air (pot catalytique¹¹), le bruit (isolants acoustiques), l'insécurité (ABS), elle a été également motivée par un souci de confort de la conduite (climatisation et direction assistée).

La progression du système de climatisation (16 % du parc en 1998) a un impact énergétique certain. Celui-ci engendre une augmentation significative de la consommation de carburant¹². L'effet climatique peut être encore accentué par des pertes de fluides frigorigènes. L'impact sur la couche d'ozone et la pollution urbaine produite par la dégradation des performances du moteur lors des fortes chaleurs, n'est pas à négliger par ailleurs.

Le vieillissement du parc, particulièrement marqué chez les ménages périurbains, ralentit également les améliorations d'efficacité énergétique que peuvent apporter les véhicules neufs au sein du parc.

Quant au développement des infrastructures routières, en limitant la congestion mais en accélérant les vitesses de croisière et, par l'effet de coupure, en induisant des trajets urbains de courte distance, il produit lui aussi des effets antagonistes sur la consommation unitaire de carburant.

La répartition de l'émission de CO₂ selon les milieux et les types de véhicules

Se référant aux consommations unitaires moyennes réelles fournies par le panel Secodip, l'Ademe calcule avec son logiciel IMPACT [2] des consommations unitaires (en fonction d'hypothèses de vitesses moyennes, de part d'émissions à froid...) par voirie qui peut servir de base à une ventilation.

Tableau 7 : consommation moyenne en litre pour 100 km selon la voirie d'après les calculs de l'Ademe pour l'année 1997

	<i>Diesel</i>	<i>Essence</i>
<i>Ville</i>	9,3	10,4
<i>Autoroute</i>	6,9	7,5
<i>Route</i>	5,3	6,9

Source : Ademe et estimation de l'auteur.

En affectant ces consommations unitaires aux circulations par milieu (cf. annexe 7, temps n° 1, tableau b) et en intégrant la circulation des véhicules étrangers, on obtient la répartition des émissions de CO₂.

¹⁰ L'accroissement de la masse du véhicule de 100 kg, sans modification de la motorisation, se traduit par une augmentation moyenne de la consommation, suivant les usages, de 0,2 à 0,7 litres /100 km, un changement de motorisation permettant une augmentation de la vitesse maximale « potentielle » de 10 km/h se traduit par un surplus de consommation de 0,4 à 0,6 litres/100 km en usage urbain et de 0,2 à 0,3 litres/100 km en usage routier [12].

¹¹ Selon Dron [9], par l'introduction de la catalyse, la consommation moyenne augmente de 8 %.

¹² La surconsommation due à la climatisation en fonctionnement est de 10 à 35 % et la surémission d'équivalent CO₂, étalée sur l'année est d'environ 5 % [25].

Tableau 8 : Répartition de la contribution à l'émission de CO₂ du trafic total de VP (cf. annexe 7, temps n° 1, tableau e et méthode Ademe)

	<i>Total</i>	<i>Diesel</i>	<i>Essence</i>
<i>Tout lieu</i>	100 %	38 %	62 %
<i>Ville</i>	42 %	14 %	28 %
<i>Autoroute urbaine</i>	3 %	1 %	2 %
<i>Route urbaine</i>	4 %	2 %	3 %
<i>Urbain</i>	49 %	17 %	32 %
<i>Route interurbaine</i>	35 %	14 %	21 %
<i>Autoroute interurbaine</i>	16 %	7 %	9 %
<i>Interurbain</i>	51 %	21 %	30 %

Source : Ademe et estimation de l'auteur.

La part importante de l'émission de CO₂ en milieu urbain (49 %) ¹³ s'explique principalement par les conditions de circulation urbaine mais aussi par la part importante des véhicules essence dans les villes.

En intégrant les taux d'occupation, plus faible en ville, le calcul des efficacités énergétiques de transport de voyageurs révèle de manière plus accentuée la responsabilité de la circulation urbaine dans la contribution automobile à l'effet de serre.

Tableau 9 : Efficacité énergétique exprimée en voyageurs-kilomètres/kep (cf. annexe 7, tableau g et méthode Ademe)

	<i>Total</i>	<i>Diesel</i>	<i>Essence</i>
<i>Tout lieu</i>	29,82	36,38	25,85
<i>Ville</i>	15,69	17,92	14,58
<i>Urbain</i>	19,50	23,61	17,38
<i>Interurbain</i>	39,78	46,57	35,02

Source : Ademe et estimation de l'auteur.

¹³ Pour 40 % des distances parcourues.

2. 3. 2. Les indicateurs du bruit : le choix délicat d'une mesure corrélée aux effets

De nombreux effets...

Le bruit des automobiles, bien qu'il n'altère pas l'appareil auditif, produit une grande diversité d'effets [24].

Il génère une gêne psychologique qui correspond à une sensation perceptive et affective exprimée par les personnes soumises au bruit. Pour une même exposition, la variabilité interindividuelle de la gêne (qui s'explique en grande partie par des composantes psychosociologiques) est très élevée.

L'interférence avec la communication qui oblige par exemple les occupants d'un habitat à fermer les fenêtres, est particulièrement prononcée chez les personnes souffrant d'un déficit auditif.

Le bruit nocturne, surtout lorsqu'il est isolé et événementiel, perturbe la qualité du sommeil et induit une fatigue accrue le matin et des performances réduites le lendemain.

Le bruit auprès des écoles et des garderies diminue les performances cognitives des enfants.

Il est également un agent stressant qui active les systèmes endocrinien et sympathique. Chez les personnes vivant plusieurs années le long de rues bruyantes, les individus sensibles peuvent consommer des tranquillisants ou somnifères et développer des troubles permanents, tels que de l'hypertension.

Si le bruit de la circulation automobile n'a pas d'incidence directe sur la santé mentale, il pourrait développer des troubles mentaux latents.

La nuisance entraîne des réactions comportementales quand les individus décident par exemple d'améliorer l'insonorisation de leur habitation, de vivre seulement dans certaines pièces ou d'avoir recours aux tribunaux.

...Pour une seule mesure ?

Compte tenu de la multiplicité des effets, des bruits et des individus, aucun indice de bruit n'est pleinement satisfaisant [23, p. 34].

Le niveau d'un bruit s'exprime en décibel (db), mais il est nécessaire de filtrer¹⁴ les tonalités de la même manière que l'oreille humaine et de déterminer un niveau du bruit en décibels pondéré (dB(A)). Les niveaux sonores dans l'environnement extérieur varient de 25 dB(A) pour les nuits très calmes à la campagne à 100 dB(A) pour un scooter à échappement libre au ralenti. Les niveaux de bruit généralement rencontrés en zone urbaine sont situés, de jour, dans une plage de 50 (rue très calme) à 75 dB(A) (boulevard très bruyant).

Les bruits des automobiles sont très variés (passages de véhicule isolé, rumeur de fond permanente, trafic nocturne) et la valeur instantanée d'un bruit ne permet pas d'évaluer l'exposition sonore à laquelle l'individu est soumis.

L'indice niveau moyen L_{Aeq} , qui mesure un niveau de pression acoustique continu équivalent (indice moyenné sur le temps) est une grandeur utile mais qui s'appuie sur une pondération des fréquences qui correspond bien à celle des adultes mais mal à celle des personnes âgées.

La fréquence de phénomènes qui n'apparaissent que par période est un facteur de gêne insuffisamment pris en compte ; pour un niveau moyen identique, il est sans doute préférable

¹⁴ Dans les transports routiers, le filtre utilisé (filtre A) ajuste les bruits pour des niveaux n'excédant pas l'isophone 55.

d'être exposé à des bruits de forte intensité, mais peu fréquents, qu'à des bruits d'intensité plus faible mais répétés. La corrélation¹⁵ entre le niveau de bruit mesuré et la gêne ressentie par les individus est relativement faible.

Quand les événements sonores sont peu rapprochés, il est nécessaire de compléter le L_{Aeq} par d'autres indices. Mais le dispositif de suivi se heurte alors aux difficultés de calcul, de mesure et surtout à une faible compréhension et acceptabilité des riverains.

2. 3. 3. Les indicateurs de la pollution : des indicateurs d'effet spécifique ou des indicateurs de cocktail

La complexité de la pollution atmosphérique

La caractérisation de la pollution atmosphérique pose des problèmes encore plus ardues. On recense 70 000 substances chimiques, qu'il est impossible de toutes mesurer, qui peuvent interagir et former de nouvelles espèces, les polluants secondaires.

Parmi ces polluants, plusieurs dizaines peuvent présenter un caractère toxique pour la santé humaine et les végétaux ou provoquer la dégradation de certains biens (le noircissement des bâtiments en particulier).

¹⁵ au mieux $r^2 = 0,4$

Tableau 10 : liste non exhaustive de différents polluants et de leurs effets

	Polluants secondaires	Impacts sanitaires	Autres impacts
Particules		Mortalité, morbidité respiratoire et cardio-vasculaire (hospitalisations, visites chez le médecin, arrêts de travail, activité restreinte), cancers.	Salissure des bâtiments. Réduction de la visibilité.
SO ₂		Mortalité, morbidité respiratoire et cardio-vasculaire (hospitalisations, visites chez le médecin, arrêts de travail, activité restreinte).	
SO ₂	Sulfates	Est-ce que leurs impacts sont identiques à ceux des autres particules ? Rôle de l'acidité ?	Réduction de la visibilité. Pluies acides. Corrosion des matériaux.
NO _x		Morbidité respiratoire, irritation de l'œil.	Acidification.
NO _x	Nitrates	Est-ce que leurs impacts sont comme ceux des autres particules ? (manque d'études épidémiologiques)	Réduction de la visibilité. Eutrophisation.
NO _x + COV	Ozone	Mortalité, morbidité respiratoire, irritation de l'œil.	Écotoxicité.
COV (composé organique volatil)		Pour la plupart, peu d'effets directs à des concentrations ambiantes typiques (exceptés les HAP).	
HAP (hydrocarbure aromatique polycyclique)		Cancers.	Écotoxicité.
CO		Mortalité, morbidité cardio-vasculaire.	
Dioxines		Cancers.	
As, Cd, Cr, Ni		Cancers, autre morbidité.	Écotoxicité.
Hg, Pb		Morbidité (neurotoxique).	Écotoxicité.

Source : *Effets sur la santé*, A. Rabl et al [30] - *Autres effets*, Ineris et IFP [18].

La nécessité d'un choix d'espèces

Il n'est pas possible de mesurer en permanence l'intégralité de ces composés ; un choix est donc nécessaire. Les espèces retenues sont alors appelées, à tort, des indicateurs de pollution alors qu'elles ne résument pas l'ensemble des polluants [33]. Ainsi, la teneur élevée en ozone au sommet du mont Blanc, ne peut pas être comparée, lors des pics de pollution à celle de Paris où l'ozone est l'indicateur de la transformation photochimique d'un grand nombre de polluants émis par la circulation automobile. Dans deux villes distinctes, les différences entre les cocktails de polluants émis par les zones industrielles interdisent d'interpréter de manière identique une même concentration en dioxyde de soufre.

Un choix contraint

Avec le nouveau contexte de la loi sur l'air de 1996, le choix des indicateurs est de plus en plus guidé par la nécessité d'informer rapidement le public du niveau de la pollution et de sa prévision ; il est par ailleurs déterminé par leurs effets sanitaires. Les polluants primaires, c'est-à-dire directement émis par les sources de pollution, qu'elles soient fixes (usine) ou mobiles (voiture) peuvent, en théorie, à la fois refléter une pollution et des effets spécifiques mais ce n'est pas toujours le cas. Le choix entre les deux logiques n'est pas forcément raisonné car il est souvent contraint par les limites de la chimie analytique. Les indicateurs de pollution les plus couramment pris en compte sont ceux mesurés en routine par les réseaux de surveillance de la qualité de l'air (indicateurs particulaires, SO₂, NO₂, O₃) mais le CO et les PM_{2,5} sont de plus en plus étudiés.

PM10 ou PM2,5 : deux logiques opposées du choix d'un indicateur particules

À propos des particules en suspension, on parle de mesures de particules de diamètre aérodynamique inférieur à 13, 10 ou 2,5 microns (PM₁₃, PM₁₀, PM_{2,5}) ou de mesures de fumées noires. L'indicateur particules est donc hétérogène et il s'agit d'être explicite quant à son contenu [15, p.123]. En France, la mesure des PM₁₀ est en fort développement. L'absence de norme européenne spécifique aux PM_{2,5} dans la directive du 22 avril 1999 [1] et les difficultés techniques associées aux mesures de particules ultra-fines des moteurs à explosion expliquent le développement modeste de la mesure de la concentration des PM_{2,5}, pourtant de plus en plus incriminées pour leurs effets sanitaires à long terme. Il convient d'ajouter que les PM₁₀ mesurées en France ne traduisent pas la même composition en taille et granulométrie, par exemple, que ces mêmes PM₁₀ mesurées aux Etats-Unis. D'autre part, la variable obtenue, de nature composite, fait la somme des masses de particules de toxicité différentes et rend mal compte de l'impact relatif des particules les plus fines (notamment celles émises par la combustion du gazole) plus pénétrantes dans les systèmes respiratoires mais nécessairement moins lourdes. La variable poussière constitue donc un indicateur synthétique d'une pollution (mais laquelle ?) d'autant qu'une particule peut être issue de la conversion d'un gaz en été. Il est donc délicat de lui associer un effet sanitaire, car celui-ci peut être le résultat d'un autre polluant primaire émis auparavant ou en même temps que les particules.

Le SO₂ : un indicateur obsolète ?

Le choix d'un indicateur est également marqué par le contexte. La focalisation de l'attention, entretenue par une évolution favorable, sur le dioxyde de soufre (SO₂), autre polluant primaire est, avec la désindustrialisation, de moins en moins justifiée. Même si dans les grandes agglomérations comme l'agglomération parisienne, les automobiles contribuent de manière significative à la pollution soufrée, les efforts depuis trente ans des pouvoirs publics pour réduire les concentrations de SO₂ ont pu conduire à une négligence vis-à-vis de nouveaux polluants. Comme de nombreux polluants primaires, les niveaux observés au niveau des sources sont nettement supérieurs aux niveaux moyens de l'agglomération. Cependant, le SO₂ crée des sulfates qui voyagent (jusqu'à 1 500 km), de sorte que la seule mesure des émissions directes de SO₂ semble insuffisante [9, p. 276]. Les synergies de différents polluants compliquent l'interprétation des mesures : les sulfates ne semblent pas avoir d'impact propre mais quels sont leurs effets associés à d'autres particules ?

Le NO₂ plus stable que le NO

Parmi les oxydes d'azote (NO_x, c'est-à-dire NO₂ et NO) résultants de la combinaison¹⁶ à haute température de l'azote et de l'oxygène de l'air admis, le dioxyde d'azote (NO₂), polluant à la fois primaire et secondaire, a été retenu pour sa plus grande stabilité. En effet, le monoxyde d'azote (NO) se transforme assez rapidement par réaction photochimique en NO₂. Les effets des deux types d'oxyde d'azote sont distincts : la toxicité du NO [4] tient dans son affinité avec l'hémoglobine alors que celle du NO₂ pourrait expliquer, d'après des résultats toxicologiques, une fragilisation de la muqueuse pulmonaire face aux agressions infectieuses. Le rôle du NO₂ comme facteur de risque reste très incertain.

L'ozone, indicateur de pollution photochimique

Les polluants secondaires, utilisés comme indicateurs de pollution, exigent encore davantage de précaution. L'ozone (O₃) n'est pas directement émis par les automobiles mais sa présence en basse altitude résulte le plus souvent en très grande partie de la transformation de polluants primaires automobiles¹⁷. Ces réactions de transformation étant conditionnées par la température et le rayonnement solaire, les pointes d'ozone se produisent le plus fréquemment l'été, par beau temps et avec un vent faible. Pendant le temps des transformations, les masses d'air se déplacent et les pollutions issues de polluants secondaires se distribuent sur des échelles géographiques plus importantes. L'ozone n'est sans doute pas le meilleur indicateur de la pollution automobile car il est facilement détruit par le NO émis par les véhicules. Les fortes concentrations sont donc plus fréquemment enregistrées dans la grande banlieue parisienne à faible trafic automobile. D'autres polluants issus de réactions photochimiques, des peroxydes nitrés, seraient peut-être mieux adaptés comme indicateurs de pollution photochimique liés à l'automobile, mais leurs effets sanitaires sont moins bien connus.

Un choix de plus en plus guidé par le principe de prévention

Il semble aujourd'hui que les polluants auxquels sont associés des effets toxiques propres reconnus soient privilégiés dans le choix de nouveaux indicateurs par rapport à ceux qui ont une meilleure signification d'indicateur de type de source émettant ou induisant des polluants non mesurés. Le choix porté sur le monoxyde de carbone (CO) se justifie par une logique de prévention car il est le polluant dont les effets sont les mieux décrits en termes qualitatifs et quantitatifs¹⁸. Produit par une combustion incomplète et rapide du carburant, ses teneurs sont de plus en plus limitées sauf dans les véhicules en situation d'embouteillage et les tunnels urbains. Les investissements pour mesurer les PM_{2,5} ont été motivés par l'accumulation d'études épidémiologiques qui attestent de leur nocivité. Si ce type de choix sert à l'élaboration des normes, il peut contrarier une logique de précaution qui, face à l'existence et l'ampleur d'un risque très incertain, impose une vigilance vis-à-vis des changements permanents de la pollution atmosphérique liés aux évolutions technologiques. De ce point de vue, l'enjeu de trouver des indicateurs dont la mesure soit représentative de la pollution, ne peut pas être sous-estimé [15, p. 8].

¹⁶ Il ressort également en très petite quantité du N₂O, mais la quasi-totalité (99,5 %) de l'azote admis ressort sous forme inchangée dans l'échappement.

¹⁷ Mais il semble, selon [33], qu'à Fos-Berre le niveau d'ozone soit dû à des émissions industrielles.

¹⁸ Lorsque le CO est présent dans l'air inspiré, il diffuse à travers la paroi alvéolaire, se dissout dans le sang, puis se fixe, en compétition avec l'oxygène, sur l'hémoglobine (Hb). Il est encore responsable de deux cents morts par an en France [15] mais beaucoup sont victimes de sources domestiques comme le chauffage au fioul ou le tabac.

2. 4. Les difficultés de caractériser la part de l'impact automobile sur le bruit et la pollution de l'air

2. 4. 1. La référence aux émissions ou la référence aux expositions

Suivant la nature de l'émission, le lieu de l'émission est plus ou moins déterminant sur l'importance de l'impact produit. L'impact d'une quantité de CO₂ émise n'est pas déterminé par le lieu d'émission car les gaz à effet de serre se répartissent uniformément autour de la terre. Il est à l'inverse évident que les impacts sur la santé de l'émission de particules ou de bruit ne seront pas les mêmes selon que l'émission a eu lieu au milieu de l'océan ou qu'elle s'est produite au sein d'une grande agglomération. La différence est triviale mais permet de comprendre toute la difficulté d'apprécier l'impact de l'automobile en matière de bruit et de pollution de l'air. L'examen des émissions des sources ne suffit pas ; seule l'exposition des récepteurs (individus s'il s'agit d'impact sanitaire) qu'elles induisent, permet ensuite de quantifier et/ou évaluer les nuisances produites par l'automobile.

Deux approches concurrentes

Une approche « *bottom-up* » nécessite de suivre le chemin causal allant des émissions aux effets sanitaires et d'adopter la méthodologie dite de l'« *impact pathway* ». L'évaluation des impacts physiques en matière de bruit ou de pollution de l'air repose le plus souvent sur une approche « *top-down* » qui prend comme point d'appui l'analyse de l'exposition de la population agrégée à un niveau régional ou national. La responsabilité de l'automobile vis-à-vis de l'impact global de l'automobile est ensuite estimée en fonction de sa part d'émission.

2. 4. 2. Les avantages et les limites de l'approche « *bottom-up* »

En 1995, le projet ExternE¹⁹ a permis de mettre en pratique l'approche « *bottom-up* » à des liaisons particulières, l'une urbaine et l'autre interurbaine : Orly-Roissy et Paris-Lyon. Les dommages ont été estimés selon les types de véhicules (cf. cadre ① de la figure 1) : voiture essence, voiture diesel avec ou sans catalyseur et selon les différents polluants : PM_{2,5}, CO, SO₂, polluants cancérigènes, ozone et CO₂ (②). La méthode permet de dégager l'impact de la décision de la personne qui désire effectuer un trajet. Elle révèle aussi la sensibilité de l'impact marginal (④) au type de carburant, au type de carburation, au système de filtration et à l'état du véhicule. La méthode de l'« *impact pathway* » est donc une voie d'avenir pour l'élaboration d'une réglementation et la définition de normes technologiques. Elle met également l'accent sur les conséquences des conditions de circulation et du comportement du conducteur (une conduite sportive multiplierait par cinquante l'émission de CO, [15, p. 66]).

Les limites de la méthode tiennent entre autres dans celles des modèles de dispersion (③). Il est par exemple très difficile de modéliser le rôle des NO_x dans la production d'ozone et pour le bruit, la modélisation de l'influence de l'absorption du sol et des barrières physiques est encore insuffisante. Quand l'exposition est simplement caractérisée par la densité de population, la faiblesse essentielle de la méthode réside dans les approximations concernant le milieu traversé.

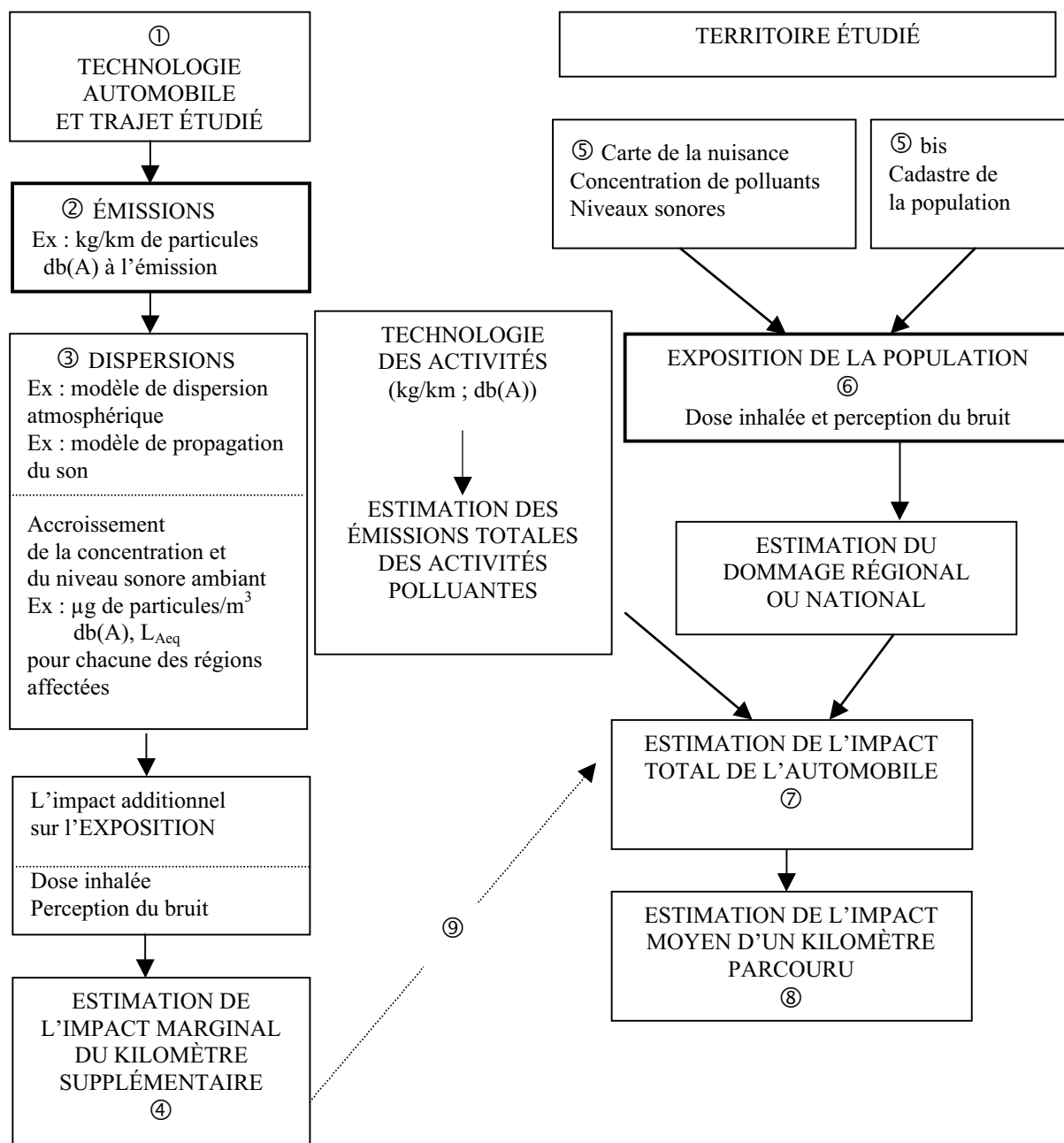
¹⁹ Lancé dans le cadre du programme Joule II de la Commission européenne, il visait à développer une méthode unifiée d'évaluation des externalités de production et d'utilisation des énergies.

Si l'approche permet de donner des ordres de grandeur de la différence d'impact entre milieu rural ou milieu urbain²⁰, elle reste imprécise quant à la mesure de l'impact (flèche ⑨ de la figure 1) dans un milieu donné : la méthode s'appuyant sur les émissions ne peut pas s'appliquer à plusieurs polluants nocifs car l'existence de confusion entre les polluants (voir p. 120) implique qu'il n'est pas correct d'additionner les coûts calculés pour les différents polluants.

Figure 1 : Les deux approches d'après [13] et [3]

APPROCHE « BOTTOM-UP »

APPROCHE « TOP-DOWN »



²⁰ Dans l'étude de Rabl [30], un modèle local concernant les particules fines permet ainsi de conclure que le coût d'1 kg émis est 10 fois plus élevé en zone urbaine et 140 fois plus élevé à Paris.

En outre, l'agrégation des impacts des différentes liaisons, avec leurs spécificités, exige de transférer les résultats d'une liaison à une autre en fonction des caractéristiques de la région et de la population pour estimer un impact global à l'échelle d'un territoire. Ces transferts nécessitent beaucoup de données et d'expertises.

Aussi, les évaluations de l'impact de la circulation routière en matière de bruit et de pollution de l'air reposent en très grande partie sur des approches « *top-down* » qui permettent d'estimer à partir de données agrégées un impact total puis un impact moyen unitaire.

2. 4. 3. La quantification physique des impacts globaux du bruit et de la pollution de l'air

L'approche « *top-down* » quantifie l'impact à partir de l'exposition. Elle nécessite donc une observation des nuisances dans le milieu (⊕) mise en regard de celle de la distribution et du comportement des individus (⊕bis).

Pour le bruit : une collecte de données insuffisante

L'exposition sonore est surtout appréhendée au niveau des bâtiments. En France, la pratique habituelle se réfère au niveau sonore à deux mètres en avant de la façade. Dans ces conditions, l'énergie sonore émise par la source parvient au point récepteur par deux trajets distincts, un trajet direct et un trajet réfléchi sur la façade. L'énergie reçue en ce point est ainsi le double de celle qui serait reçue si l'environnement du récepteur était ainsi dégagé sur une zone étendue. Le niveau sonore réel existant en ce point est supérieur de 3 dB(A) à ce qu'il serait si on supposait le récepteur « en champ libre ». En Europe du Nord, où les évaluations se font exclusivement par calcul, les indicateurs employés dans les études et la réglementation sont exprimés « en champ libre », c'est-à-dire qu'ils correspondent à ce que serait la situation en l'absence de façade²¹. Par ailleurs, un niveau sonore n'a aucun sens s'il n'est pas accompagné de la période d'enregistrement. Ainsi dans le rapport « La protection des riverains contre le bruit des transports terrestres », par le député Bernard Serrou (1994), sont recensés sept millions de personnes exposées à plus de 65 dB(A) en L_{Aeq} (6 h.-22 h.), seuil jugé inacceptable par la réglementation relative aux infrastructures nouvelles et près d'un million [8, p. 28] de logements exposés à plus de 70 dB(A) en L_{Aeq} (22 h.-6 h.), seuil au-delà duquel les effets sur la santé deviennent sensibles [22].

De manière plus détaillée, il existe peu d'enquêtes nationales concernant l'exposition au bruit, les plus récentes, notamment celles de l'Insee se référant à la perception du bruit. Les dernières données, avant 1998, sont celles fournies par l'Inrets pour les années 1986-1987 (tableau 11).

²¹ Il faut alors ajouter 3 dB(A) pour pouvoir les comparer aux indicateurs français.

Tableau 11 : Exposition de la population française (en millions) au bruit des transports terrestres, au milieu des années quatre-vingt

Niveau de bruit en Leq (8 h.-22 h.)	Part de la population nationale exposée	dont centre agglo	dont zone périphérique	dont zone rurale
L < 55	51,1 %	26 %	36 %	39 %
L (55 ; 60]	20,8 %	19 %	52 %	29 %
L (60 ; 65]	15,8 %	21 %	45 %	34 %
L (65 ; 70]	8,0 %	47 %	43 %	10 %
L > 70	4,3 %	76 %	16 %	7 %
	Population dont L > 65	57 %	33 %	9 %
	Population dont L > 60	37 %	40 %	23 %

Source : CNTV [8, d'après l'annexe 1 p. 44], d'après l'enquête bruit Inrets.

Si l'évolution des perceptions reflète une sensibilité accrue vis-à-vis du bruit et une demande sociale de calme, l'évolution de l'exposition est très mal connue. Les effets contradictoires de l'accroissement du trafic, de la réduction de l'émission de bruit par les véhicules, l'amélioration de l'insonorisation des façades et la périurbanisation de l'habitat ne permettent pas de conclure dans un sens ou dans l'autre.

Pour la pollution de l'air : une veille scientifique et administrative conçue pour le respect de la réglementation

À l'opposé, les connaissances de la pollution de l'air et de son évolution s'améliorent régulièrement. La loi sur l'air, en imposant à toutes les agglomérations de plus de 100 000 habitants d'être couvertes par un dispositif de surveillance, alors que la directive cadre du 27 septembre 1997 ne l'exigeait qu'au-delà de 250 000 habitants, a contribué fortement à l'augmentation du parc français d'appareils de mesure. À la fin de l'année 1998, ils se répartissent comme suit suivant les polluants :

Tableau 12 : Parc analytique du dispositif de surveillance (Ademe – fin 1998)

SO₂	NO_x	O₃	PM₁₀-FN	HCT²²	Pb	CO
560	471	353	400	61	22	120

Source : Cadas [6, p. 103].

Aujourd'hui Airparif, qui a la charge du réseau de mesure en Île-de-France, mesure en continu dans l'agglomération parisienne l'ensemble de ces composés. Le développement de nouvelles techniques (comme le recours croissant aux systèmes de télédétection), les efforts de normalisation des pratiques et d'amélioration de l'organisation des réseaux concourent à

²² HCT = Hydrocarbures totaux.

un échantillonnage plus précis dans le temps et dans l'espace. L'interpolation et l'extrapolation de ces données permettent d'affiner les lois de comportement chimiques et spatiales et de développer des modèles de prévision et de simulation. À cet égard, le programme Primequal²³ (programme de recherche pour une meilleure qualité de l'air au niveau local) vise, entre autres, à améliorer la prévision des pointes de pollution en milieu urbain et périurbain. Ce dispositif a pour fonction première l'acquisition des données utiles au respect des réglementations en matière de qualité de l'air ambiant, celles-ci découlant de relations cause/effet connues pour quelques polluants, issus de sources fixes et de la circulation automobile. Ainsi, ont été définis, par ordre de concentrations décroissantes :

- Des seuils d'alerte au-delà desquels une exposition de courte durée présente un risque pour la santé humaine ou de dégradation de l'environnement ;
- Des valeurs limites, niveaux maximaux fixés dans le but de prévenir ou de réduire les effets nocifs.

Sur l'Île-de-France par exemple, cette procédure s'articule autour de trois niveaux, correspondant au franchissement de seuils horaires (issus de données de l'OMS et des directives européennes) pour SO₂, NO₂, O₃ :

Niveau 1 : mise en éveil des services techniques ;

Niveau 2 : message d'information aux autorités et aux médias ;

Niveau 3 : alerte et restriction des activités industrielles et/ou de la circulation automobile (limitée aux véhicules portant la pastille verte).

Tableau 13 : Seuils horaires utilisés en Île-de-France, en 2000, pour le déclenchement de mesures de prévention et d'alerte à l'échelle locale, en microgrammes/m³ en moyenne horaire²⁴

	SO ₂	NO ₂	O ₃
2 ^e seuil	300	200	180
3 ^e seuil	600	400	360

Source : Airparif.

L'importance relative des équipements destinés à la mesure du SO₂ (tableau 12) s'explique par l'inertie produite par une logique réglementaire.

L'héritage d'un système de surveillance qui s'appuie sur le concept de seuil d'effets, (le respect des normes impliquant l'absence de risque), aujourd'hui très contesté, [6, p. 104] a sans doute biaisé les objectifs et les objets des études épidémiologiques qui, en retour, ont déterminé les systèmes de surveillance. Il a écarté l'attention portée sur la complexité des mélanges vers les trois indicateurs réglementés et en se concentrant sur les pointes de pollution comme dans la région parisienne, il a négligé les effets des niveaux moyens.

²³ Ce programme pluriannuel associe les ministères chargés de l'Environnement, de la Recherche, de la Santé, de l'Équipement et de l'Industrie, l'Ademe, le CNRS et l'Inserm.

²⁴ La directive sur l'ozone 2002/3/CE entrée en vigueur le 9 septembre 2003, a abaissé le seuil de déclenchement de la procédure d'alerte (240 microgrammes/m³ pendant 3 heures consécutives), entraînant la mise en place de mesures contraignantes pour réduire les émissions de précurseurs.

Heureusement, la caractérisation du niveau de pollution et de son impact évolue. La directive européenne du 27 septembre 1996 imposait avant l'an 2000 la fixation de limites pour les polluants additionnels dont certains d'entre eux sont caractéristiques de la circulation automobile (hydrocarbures aromatiques polycycliques, benzène, CO). Le début de réflexion autour de la faisabilité [33] d'un indice de la capacité de dispersion atmosphérique (ou de la transformation photochimique) qui permettrait de comparer des niveaux de pollution en mettant de côté les particularités météorologiques devrait aboutir à une meilleure prise en compte de la pollution de fond.

Globalement, une baisse des concentrations mesurées

En attendant, le système en place permet d'apprécier, de manière lacunaire mais objective, l'évolution récente de la pollution atmosphérique urbaine française.

À Paris, la pollution particulaire, en terme de concentration en PM₁₀ a été divisée par six environ en quarante ans. Toutefois, la taille et la composition chimique des particules ont changé et il est impossible d'associer à cette baisse, une réduction analogue de l'impact sanitaire. La division par dix de la concentration en SO₂ a permis de ne plus dépasser les seuils d'alerte lors des épisodes climatiques défavorables, mais qu'en est-il de l'évolution des polluants dont le SO₂ était l'indicateur et surtout des nouveaux polluants dont le SO₂ est un indicateur de moins en moins adapté ?

Pour le NO₂ et l'ozone, l'observation est plus récente (une quinzaine d'années) et moins déterminée par la désindustrialisation. Après la hausse à Paris des concentrations de NO₂ (dont le principal émetteur est le trafic automobile) au cours des années quatre-vingt, elles baissent très légèrement dans la plupart des agglomérations ces dernières années. Il est encore plus difficile d'établir une tendance de l'évolution des concentrations annuelles en ozone qui fluctuent avec les conditions météorologiques estivales [15, p. 18]. L'indice Atmo construit à partir de quatre polluants (SO₂, NO₂, O₃ et poussières²⁵) ne permet pas de constater une amélioration spectaculaire pour l'agglomération parisienne du nombre de jours dans l'année où cet indice a été bon ou très bon : 292 en 1999, 303 en 2002.

L'exposition au risque très mal évaluée

Le maillon le plus faible de la chaîne causale de l'émission à l'impact, parce que le moins connu, est le passage des concentrations et des niveaux sonores à l'exposition. À quoi bon connaître la variation du taux de pollution d'un point à l'autre, si on ne sait pas où sont les sujets exposés, combien de temps ils passent dans une zone urbaine plutôt que dans une autre, à l'intérieur de locaux plutôt qu'à l'extérieur ? [6, p. 89]. Les études s'intéressent depuis peu aux expositions réelles des personnes en déplacement mais celle réalisée dans le cadre Primequal/Predit a montré que l'exposition très élevée au benzène²⁶, au CO au NO et aux particules fines de l'automobiliste méritait une attention particulière.

L'impact du bruit est habituellement sous-estimé car il est évalué en milieu professionnel et dans l'habitat. La gêne du piéton urbain, à proximité d'une circulation automobile intense ainsi que celle du randonneur, à la recherche d'une ambiance sonore calme sont donc souvent négligées.

²⁵ L'indice Atmo intègre les poussières seulement depuis 1998.

²⁶ Le benzène à grande concentration augmente les risques de leucémie.

2. 4. 4. L'impact automobile du bruit et de la pollution de l'air

L'influence de l'automobile sur la pollution de l'air

Une première approche pour estimer ensuite la part de l'automobile dans la pollution de l'air est de constater les parts des différentes émissions qui lui sont imputables.

Tableau 14 : Parts de la circulation routière (2001) et des différents modes dans les émissions (2002) en France métropolitaine

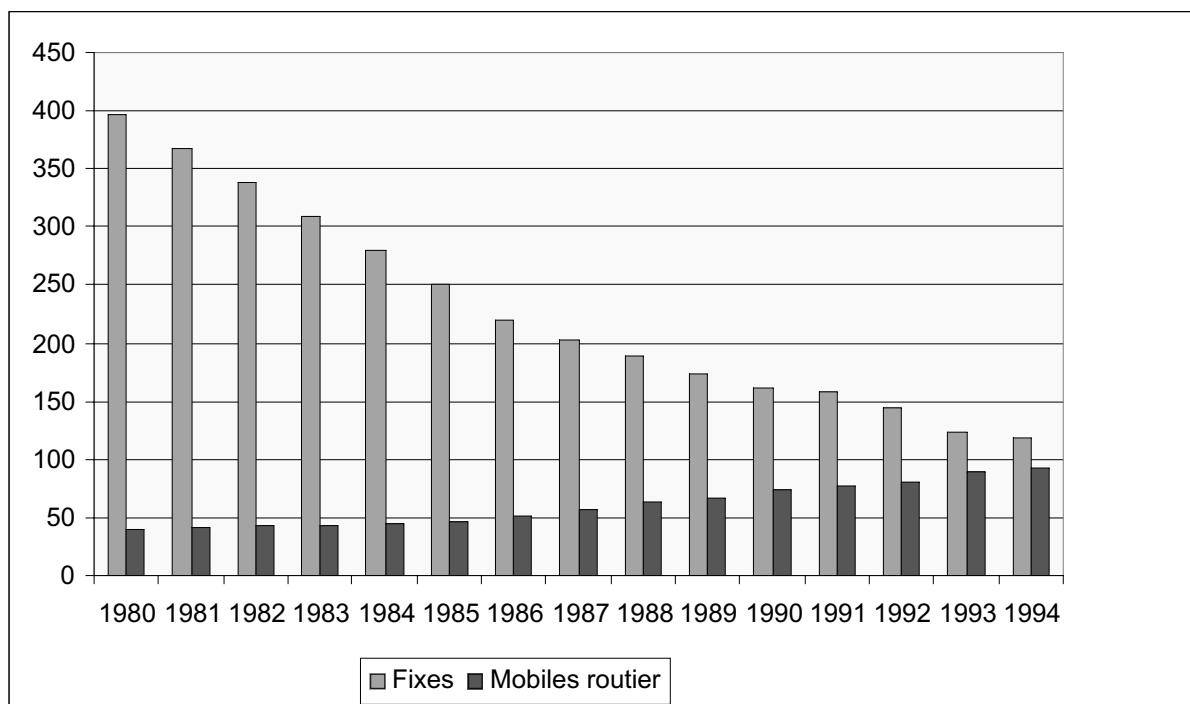
	<i>NO_x</i>	<i>CO</i>	<i>COVNM</i> ²⁷	<i>SO₂</i>
<i>Part de la route/total</i>	49 %	37 %	25 %	4 %
<i>Voitures particulières /total de la route</i>	50%	80 %	74 %	48 %
<i>Poids lourds/total de la route</i>	34 %	3 %	7 %	34 %
<i>Autres véhicules utilitaires/total de la route</i>	16%	11 %	9 %	18 %
<i>Deux roues/total de la route</i>	0 %	6%	10 %	0 %

Source : CCTN (DAEI) 2002 d'après CITEPA/Coralie/Secten.

Si l'on considère l'émission des particules, le graphique suivant montre le rôle croissant de la route (en 1995, 40 % de ces particules sont émises par les automobiles et 60 % sont émis par les poids lourds) [26].

²⁷ COVNM = Composés organiques volatils non méthaniques.

Graphique 4 : Le poids de la route en France dans les émissions de particules (émissions en kT)



Source : *compte des transports de la Nation pour 1999* (p. 209), données OCDE pour la France.

En l'absence d'un indicateur synthétique de la pollution de l'air, cette approche objective ne peut pas suffire à imputer la part de l'automobile dans la toxicité de la pollution de l'air.

Dans le cadre du programme Primequal/Predit et des activités de l'Organisation mondiale pour la santé, un programme de recherche trilatéral impliquant l'Autriche, la Suisse et la France a retenu comme indicateur global, l'ensemble des PM₁₀ qui refléterait la toxicité sanitaire (à court terme et à long terme) de la pollution de l'air (locale et régionale). Sur cette base, l'étude attribue de manière minimaliste et approximative²⁸ 55 % [3, p. 11] des effets sanitaires de la pollution de l'air en France à la circulation routière, et l'automobile contribuerait à 61 %²⁹ (d'après les masses de PM₁₀ émises [19, p. 204]) de l'impact total de la circulation routière.

L'influence de l'automobile sur la pollution sonore

Le déficit de veille scientifique et de données ne permet pas d'actualiser l'imputation de la gêne sonore à l'automobile. À partir de l'enquête Inrets de 1986-1987 sur le bruit des transports en France auprès de 2 000 personnes interrogées sur la gêne ressentie, le CNTV [8, p. 37] attribue à la circulation routière 84,2 % du bruit produit par les transports (et 91,3 %

²⁸ La France ne disposant pas d'un inventaire des émissions de PM₁₀, la part du transport a été estimée à partir d'un modèle suisse qui sous-estime l'impact de la diésélisation du parc français.

²⁹ Ce pourcentage de PM₁₀ émis par les automobiles par rapport au total de la circulation routière fournit une indication très contestable de la contribution des VP à la pollution de l'air. Elles circulent davantage en milieu urbain et même si les PL émettent davantage de particules fines, on peut penser qu'il ne s'agit pas d'une sous-estimation. Les valeurs de la commission Boiteux conduisent à une imputation de 53 % de la pollution de la circulation routière à l'automobile (voir note de bas de page p. 126).

par les transports terrestres). En se référant à la circulation urbaine et aux clefs d'équivalence acoustiques³⁰, le CNTV attribue à l'automobile 49,1 % du bruit du transport routier total.

Une tendance à une sous-évaluation de l'impact de l'automobile

Ces chiffrages concernant la part des impacts d'origine automobile par rapport aux autres activités reposent sur des indicateurs qui ne prennent pas en compte la nature spécifique de l'exposition correspondante. Les émissions des sources automobiles s'opèrent souvent à l'extrême proximité des voies respiratoires et des organes auditifs, notamment des personnes les plus fragiles. Les évaluations proposées (34 % de l'impact sanitaire de la pollution de l'air et 41 % du bruit du transport) doivent donc être interprétées comme les contributions minimales et croissantes de l'automobile et elles signifient à quel point la pollution urbaine est liée au sort de l'automobile.

2. 4. 5. La ventilation de l'impact automobile selon les milieux et les véhicules

La ventilation de la pollution de l'air

La ventilation de l'impact sanitaire de la pollution automobile selon les milieux et les types de véhicules est sujette à controverse. La méthode du CNTV [8, p. 58] qui ventile selon la somme des masses émises de NO_x, CO et COVNM en milieu urbain ne semble pas satisfaisante. D'une part, les émissions ne sont pas proportionnelles aux contributions et aux concentrations, ensuite il est nécessaire de pondérer les différentes espèces en fonction de leur toxicité et de tenir compte du milieu d'émission. La méthode du second rapport Boiteux qui fonde simplement la répartition par milieu sur la densité de population ne tient pas compte des modèles de dispersion des différents polluants.

S'inspirant de trois démarches décrites ci-dessous, il est proposé un calcul de ventilation selon les milieux et les voiries. La méthode est frustrée et les résultats obtenus sont à considérer avec prudence³¹.

- Les études qui reposent sur l'« *impact pathway* » fournissent des enseignements utiles aux études « *top-down* » pour l'affectation des coûts externes. Les résultats de Spadaro pour le projet ExternE mettent l'accent sur le poids prépondérant des particules et des nitrates dans la toxicité sur la santé humaine.
- Par ailleurs, la méthode permet de différencier la toxicité suivant les milieux, le modèle de Rabl propose une toxicité de l'émission d'un kilo de particules fines dix fois supérieure en milieu urbain, et les normes suédoises [20, p. 45] retiennent une toxicité des NO_x émis trois fois supérieure en milieu urbain par rapport au milieu rural.
- Pour l'allocation de l'impact sanitaire³² aux différents usages, l'étude de IWW-Infras de 2000 [19, p. 35] propose de ventiler en fonction d'une moyenne pondérée des impacts des émissions de particules et des émissions de NO_x.

L'auteur associe les émissions de NO_x, plus importante pour les véhicules essence (cf. annexe 7, temps n° 1, tableau h) et génératrices de pollution régionale, aux émissions de

³⁰ La circulaire des routes de 1998 indique qu'en milieu urbain, le coefficient PL/VL est compris entre 10 et 20, le CNTV retient la valeur moyenne 15.

³¹ L'utilisation de valeurs des dommages par tonne d'émission issues d'analyses de régressions obtenues à partir de résultats d'études américaines par le CTR [11] en fonction de concentrations de polluants et de population exposée et de BETA, la base de données européenne (cf. annexe 6) pourraient à cet égard être envisagées pour affiner les estimations.

³² Dans la même étude, l'allocation des impacts non sanitaires est basée seulement sur les émissions de NO_x.

particules fines, spécifiques du parc diesel et de la pollution locale. La différenciation spatiale des toxicités (cf. annexe 7, tableau i) est issue des études présentées ci-dessus.

La pondération de l'impact des NO_x et de celui des particules varie avec les études épidémiologiques respectives et compte tenu de l'incertitude entourant³³ l'allocation de l'impact sanitaire de la pollution de l'air. Il est souhaitable de réaliser une analyse de sensibilité suivant des hypothèses différentes de pondération.

Tableau 15 : Ventilation de l'impact sanitaire de la pollution de l'air selon trois hypothèses de pondération des impacts automobiles des émissions de NO_x/aux émissions de particules

	<i>impact des particules = 2 * impact des NO_x</i>		<i>impact des particules = impact des NO_x</i>		<i>impact des NO_x = 2 * impact des particules</i>	
	<i>Diesel</i>	<i>Essence</i>	<i>Diesel</i>	<i>Essence</i>	<i>Diesel</i>	<i>Essence</i>
<i>urbain</i>	63 %	16 %	50 %	24 %	37 %	32 %
<i>interurbain</i>	8 %	13 %	6 %	20 %	5 %	27 %

Source : hypothèses de l'auteur et données Ademe (cf. annexe 7).

Dans ces calculs, seules les particules fines émises par la combustion du gazole sont comptabilisées. Les particules en suspension issues de la combustion de l'essence et les particules³⁴ émises par l'abrasion des pneus, des disques d'embrayage ou de frein qui représentent 80 % (selon [19]) des PM10³⁵ émises par la circulation routière sont donc ici négligées.

La ventilation du bruit

La ventilation du bruit suivant les milieux et les types de véhicules repose traditionnellement sur la pratique de la Commission des comptes transports qui suppose que 80 % du bruit de la circulation routière est reçu en zone urbaine. Sur cette base, la part du bruit de l'automobile en zone urbaine est sans doute un peu plus faible³⁶. Compte tenu de l'enquête de 1985-1986 (voir tableau 11 p. 43) où environ 90 % de la population apparaissent exposés à un niveau supérieur à 65 dB(A), on peut s'autoriser à attribuer arbitrairement 80 % de la nuisance à l'espace urbain (la répartition entre les véhicules diesel et essence s'effectue au prorata des kilomètres parcourus).

³³ Les variations du rapport coût externe de la pollution de l'air selon les milieux sont significatives de cette incertitude : le rapport Boiteux de 1994 [10] proposait des coûts unitaires de l'automobile 2,1 fois supérieurs en milieu urbain, l'actualisation de 2000 estime ces coûts 10 fois supérieurs en milieu urbain diffus (et 29 fois en milieu urbain dense) !

³⁴ Ces particules sont considérées dans le mode d'allocation de l'étude IWW/Infra.

³⁵ La prise en compte de l'ensemble de ces particules gommerait l'avantage des véhicules essences sur les véhicules diesels.

³⁶ Orfeuil impute ainsi 72 % du bruit de l'automobile au milieu urbain.

Tableau 16 : Ventilation de l'impact du bruit émis par l'automobile en 1998

	Diesel Essence	
<i>Urbain</i>	32 %	48 %
<i>interurbain</i>	10 %	10 %

Source : CNTV et estimation de l'auteur.

2. 5. Les normes d'émission et le progrès technologique

Pour limiter la pollution automobile, on peut réduire les taux d'émissions au kilomètre parcouru ou le nombre de kilomètres parcourus. Le choix politique s'est résolument orienté vers des moyens *end of pipe*, en tête desquels figurent les normes technologiques.

2. 5. 1. Peu de progrès au niveau des émissions sonores

Au fil des directives européennes, l'exigence sur le bruit à l'émission des voitures particulières s'est sévèrement durcie : en 1970, la valeur maximale autorisée pour l'homologation était de 82 dB(A) (directive 70/157/CEE), en 1996, le maximum est de 74 dB(A) (directive 92/97/CEE). Le niveau sonore du moteur d'une voiture a ainsi été divisé par 6,3.

En pratique, du fait qu'en dehors des faibles vitesses, le bruit du roulement est prépondérant par rapport au bruit du moteur, l'Inrets estime que la réduction n'a été que d'environ 2 dB(A) soit une division seulement par 1,6³⁷.

Sauf passage au véhicule électrique, les possibilités en matière de mécanique semblent aujourd'hui limitées et les améliorations à venir concernent en priorité le contact pneumatique-chaussée qui est la source principale de bruit à vitesse élevée.

2. 5. 2. Des progrès spectaculaires au niveau des émissions de polluants

La succession des directives concernant l'émission de polluants montre un durcissement important de la réglementation qui a été autorisé par les possibilités technologiques des constructeurs automobiles. À titre de comparaison, un véhicule produit au début des années quatre-vingt émettait jusqu'à 50 g/km de CO (essence) et 0,8 g/km de particule (diesel) !

³⁷ $10^{8,2}/10^{7,4} = 6,3$ et $10^{0,2} = 1,6$

Tableau 17 : Réglementation en vigueur ou prévue en Europe pour les voitures particulières (émissions en g/km au cours d'un cycle normalisé³⁸)

Désignation et dates d'application	CO		HC		NO _x		Particules
	Essence	Diesel	Essence	Diesel	Essence	Diesel	Diesel
Euro 1 (1992-1994)	2,72	2,72	-	-	-	0,97	-
Euro 2 (1996-1998)	2,20	1	-	-	-	-	0,08
Euro 3 (2000-2002)	2,30	0,64	0,20	-	0,15	0,50	0,05
Euro 4 (2005-2006)	1	0,50	0,1	-	0,08	0,25	0,025

Source : Commission européenne.

2. 5. 3. À propos de la comparaison essence/diesel...

Les constructeurs automobiles devançant régulièrement ces normes. Depuis le 1^{er} janvier 1993, tous les véhicules à essence sont équipés d'un traitement catalytique qui oxyde le CO et les HC imbrûlés en CO₂ et réduisent les NO_x en N₂ avec un taux de conversion d'environ 95 % dès que la température d'entrée dépasse 50 °C. Le développement de la catalyse sur les véhicules diesels a d'abord permis l'oxydation du CO et des autres hydrocarbures sans agir sur les NO_x. Une réduction efficace des NO_x sans augmenter la masse d'émission de particules par la formation de sulfates nécessite au préalable une désulfuration du gazole qui, depuis 2000, permet d'améliorer la performance de la catalyse d'échappement diesel. Le développement des filtres à particules permettra de réduire leur émission³⁹. L'avantage des véhicules essence par rapport à la pollution locale devrait diminuer de plus en plus et il serait même très discutable si l'on considère d'une part les particules émises par les véhicules essences⁴⁰, et d'autre part la moindre surémission à froid et l'évaporation quasiment nulle de carburant (à froid ou à chaud) des véhicules diesels. Ces évolutions des technologies et des connaissances montrent à quel point la ventilation de la pollution de l'air selon les deux types de véhicules est appelée à controverses et à révisions fréquentes.

2. 5. 4. Des projections optimistes

La mise en application des normes devrait provoquer une baisse spectaculaire des émissions des polluants. Une étude du Citepa, complétée par le SES, prévoit entre 2000 et 2020, en tenant compte de l'évolution programmée des réglementations et d'une projection de la croissance de la circulation, une division par six des émissions routières de particules et une

³⁸ le cycle ECE + EUDC (*Economic Commission for Europe-Extra-Urban Driving Cycle*) se déroule sur 11 km à une vitesse moyenne de 32,5 km/h.

³⁹ La complexité de l'élaboration de filtres à particules tient dans la difficulté à assurer leur régénération, mais les filtres permettent de diviser par dix l'émission de particules (sans modifier leur granulométrie).

⁴⁰ Vingt à trente fois plus légères que les particules émises par les véhicules diesel, elles ne sont généralement pas mesurées et leur toxicité (davantage liée à leur nombre qu'à leur masse) n'a pas été étudiée [6].

division par trois de celles des NO_x (avec une diminution encore plus prononcée en milieu urbain et beaucoup plus faible sur autoroute).

Même si les normes édictées à partir de 2000 doivent être respectées non plus comme auparavant sur un véhicule neuf mais après un parcours réel ou simulé de 80 000 km⁴¹, l'efficacité des réglementations dépend évidemment de la vitesse du renouvellement du parc. En l'absence probable d'effet de seuil, quelle que soit l'évolution à venir des concentrations de polluants indicateurs dans les villes, la pollution automobile, (en attendant les véhicules zéro-émission...) aura un impact sanitaire. Par ailleurs, la focalisation des efforts des constructeurs sur les mesures de polluants cibles n'écarte pas l'apparition de nouveaux risques sanitaires⁴².

2. 5. 5. Stratégies industrielles et définition des normes

Les normes d'émissions (tout comme les concentrations limites de polluants) sont le résultat d'une négociation avec les constructeurs automobiles. Elles ont été appliquées dans un domaine qui n'engage pas de rupture stratégique de l'industrie. Celle-ci continue à alimenter et stimuler une demande conjointe (mais parfois contradictoire) de plus de confort, de puissance, de sécurité et oriente la production vers des véhicules lourds⁴³ et exagérément rapides compte tenu des limitations de vitesse. Une réglementation sur l'émission de CO₂ analogue à celle des polluants locaux nécessiterait une mutation des politiques commerciales et des systèmes de valeur des automobilistes. Les engagements de 1995 pour 2008 des constructeurs allemands et du constructeur suédois (Volvo) à réduire la consommation moyenne des véhicules neufs de 25 % sont-ils annonciateurs d'une réglementation révolutionnaire à venir ? Aux États-Unis, les normes de consommations moyennes unitaires imposées aux constructeurs par le CAFE⁴⁴ (*Corporate Average Fuel Economy*) n'ont pas engendré la réduction espérée de la consommation du parc.

L'impact environnemental devient une composante importante de la stratégie de l'industrie automobile. Les constructeurs allemands, par l'avancement de leurs recherches, ont orienté la réponse politique à la crise des pluies acides vers l'adoption du catalyseur plutôt que du moteur à faible consommation proposé par les constructeurs français. L'indétermination scientifique à propos de la comparaison gazole/essence, longtemps manipulée et amplifiée, a permis le développement du parc « diesel ». Le résultat du rapport de force a donc séparé voire opposé les objectifs de sobriété et de propreté qui auraient pu être associés.

Les effets environnementaux sont à étudier de manière élargie : l'amélioration de la qualité des carburants (en particulier la désulfuration) nécessite un accroissement d'émission de CO₂

⁴¹ On annonce une nouvelle génération de moteurs diesel à injection avec alimentation sous très haute pression et contrôle électronique qui serait caractérisés par une excellente stabilité des émissions dans le temps.

⁴² L'évolution de la taille et de la nature des particules émises doit en particulier faire l'objet d'une vigilance et d'une veille scientifique. Actuellement, selon les travaux du programme Primequal, les systèmes de filtration mis sur le marché ne modifient pas la médiane du spectre granulométrique.

⁴³ Quand deux véhicules de même poids se rencontrent, la protection n'augmente pas avec le poids [14].

⁴⁴ Depuis la création du CAFE en 1975, les véhicules neufs américains ont doublé en moyenne le nombre de km parcourus par litre de carburant consommé. Cette évolution s'explique en grande partie par la hausse du prix du carburant à la fin des années soixante-dix qui a orienté la demande vers des véhicules plus sobres. Depuis 1982, pour des raisons invoquées de sécurité, les normes du CAFE n'ont pratiquement pas évolué (autour de 26 miles par gallon). Même si les constructeurs ont diminué les prix des véhicules sobres, la demande pour des véhicules puissants s'est maintenue, une voiture qui circule aux États-Unis consomme en moyenne presque deux fois plus qu'un véhicule européen. Par ailleurs, les efforts pour améliorer l'efficacité énergétique auraient participé à l'augmentation du kilométrage parcouru [28].

lors du raffinage, et le renouvellement du parc induit plus de fabrication de matériaux et d'automobiles⁴⁵. Même si les automobilistes ne se rendent pas compte de l'impact des normes sur le prix des véhicules neufs, les effets redistributifs sont à considérer : à l'inverse des normes sur les polluants, les normes sur la consommation permettraient de compenser lors de l'utilisation le surcoût de l'acquisition ; actuellement le coût est supporté de manière indifférenciée, qu'ils roulent en ville ou pas, par les nouveaux acheteurs qui participent à l'effort de dépollution et non pas par les utilisateurs actuels.

La réduction des émissions unitaires ne permet pas de réduire toutes les autres nuisances, elle ne peut donc pas éviter une mise en question d'un choix de société du « tout automobile ». Le chiffrage des coûts environnementaux de l'automobile, malgré toutes les incertitudes et les controverses autour des impacts et de leur évaluation monétaire, peut-il, à ce sujet, alimenter le débat ?

⁴⁵ D'après Dessus [28], les émissions de CO₂ lors de la fabrication de matériaux et d'automobiles déduites de l'économie des émissions lors de la valorisation représentent 18 % des émissions liées à l'utilisation du véhicule.

Bibliographie

1. *Directive 1999/30/CE : Fixation de valeurs limites pour l'anhydride sulfureux, le dioxyde d'azote et les oxydes d'azote, les particules et le plomb dans l'air ambiant.*
2. Ademe, 2001. *Commentaires et propositions au CNTV - Répartition des consommations entre milieu urbain et interurbain.*
3. Ademe, 1999. *Coûts des effets de la pollution atmosphérique sur la santé de la population française* (étude tripartite), pour le compte d'une conférence ministérielle de l'OMS.
4. Ademe, Inrets, 1995. *La pollution automobile et ses effets sur la santé : état des connaissances, interrogations et propositions.* Paris, Ademe, 26 p. (coll. *Données et Références*).
5. Cadas, 1999. *Évaluer les effets des transports sur l'environnement, le cas des nuisances sonores*, rédigé par Kail M., Lambert J. et Quinet E. Paris, Lavoisier. (Rapport n° 16).
6. Cadas, 1999. *Pollution atmosphérique due aux transports et santé publique*, rédigé par Tissot B. Paris, Lavoisier, 196 p. (coll. *Rapport commun*, n°1 12).
7. CCFA, 2000. *L'automobile citoyenne, l'automobile et qualité de l'air.*
8. Certu, Systra, 2001. « Les coûts externes des transports » in *Compte national du transport de voyageurs* (tome 2 II), pour le compte du ministre de l'Équipement, des Transports et du Logement.
9. Cohen de Lara M., Dron D., 1997. *Évaluation économique et environnement dans les décisions publiques.* Paris, La Documentation Française, 416 p.
10. Commissariat général du Plan, 1994. *Transports : pour un meilleur choix des investissements.* Paris, La Documentation Française.
11. CTR, 1994. *Methods of valuing air pollution and estimated monetary values of air pollutants in various US regions*, pour le compte de United States Department of Energy.
12. Delsey J, 2003. « Tendances lourdes, conséquences et inflexions possible du trafic routier », *Réalités industrielles (Annale des mines)* novembre 2003, La civilisation automobile face au défi du développement durable, pp.27-30.
13. European Commission, 1995. *ExternE : Externalities of Energies.*
14. Fontaine H., Gourlet Y., 1994. *Sécurité des véhicules et de leurs conducteurs*, pour le compte de l' Inrets.

15. Greqam, Eurequa, 2001. *Monétarisation des effets de la pollution atmosphérique : un "état de l'art pluridisciplinaire"*, pour le compte de la Drast et Predit.
16. Ifen, 2000. *Contribution à l'étude des gaz à effet de serre*. Orléans, Ifen, 57 p. (coll. *Études et travaux*, n° 27).
17. Ifresi, 1999. *Recherche documentaire sur la monétarisation de certains effets externes des transports en milieu urbain : effets de coupure, effets sur l'affectation des espaces publics, effets sur les paysages*, pour le compte du Predit II.
18. Ineris, IFP, 1996. *L'évaluation des effets externes du transport sur l'environnement*, pour le compte du Projet ExternE.
19. Infras-ZurichIWW-Karlsruhe, 2000. *External costs of transport : accident, environmental and congestion costs of transport in Western Europe*, pour le compte de l'UIC.
20. Inrets, 1997. *Les coûts externes de la circulation routière : essai d'évaluation et étude de stratégie de minimisation*, rédigé par Orfeuil J-P., pour le compte de l'OCDE. Arcueil, Inrets, 103 p. (Rapport n° 216).
21. Inrets, Sofres, 2001. *Série générale du parc automobile*, pour le compte d'une Convention Inrets-Ademe.
22. Ising H., Babish W., Kruppa B., 1995. "Traffic noise and risk of myocardial infarction" in *18e Congrès international pour la réduction du bruit, Bologne*.
23. Kail M., Lambert J., Quinet E., 2000. « Rationalité économique et bruit des transports », *Futuribles* n° 256, pp.23-38.
24. Lambert J. 2001. « Le bruit de la circulation automobile : exposition de la population, risques pour la santé et coût pour la collectivité » in *La civilisation de l'automobile : technique, culture, éthique*. Université Jean Moulin.
25. Mies, 2003. *Plan climat 2003*. Paris, Premier ministre, ministère de l'Écologie et du Développement durable.
26. Ministère de l'Environnement, 1995. « Pour une politique soutenable des transports » (tome 2)., *rédigé par Cohen de Lara M. et Dron D.*
27. Orfeuil J.P., 1994. *Je suis l'automobile*. Paris, Éditions de l'Aube, 95 p.
28. Porter R.C., 1999. *Economics at the wheel, the costs of cars and drivers*. University of Michigan, Academic press, 258 p.
29. Programme-Ecodev, 1997. *Industrie automobile et développement durable : bilan matières premières, énergie, environnement de différentes filières automobiles à l'horizon 2000*.

30. Rabl A., Spadaro J.V., Mc-Gravan P., 1998. "Effets sur la santé de la pollution atmosphérique due aux incinérateurs de déchets", *Sciences et Techniques*.
31. Theys J., 1996. *L'environnement au XXI^e siècle, continuité ou rupture ? Réflexions sur la gouvernance - Actes du Colloque de Fontevraud*. Paris, Germes.
32. Union Routière de France : <http://www.urf.asso.fr>
33. Zacklad G., 1996. « Pollution de l'air : l'état des incertitudes », *Problèmes économiques* n° 2474.

3. L'ÉVALUATION DES COÛTS ENVIRONNEMENTAUX : OBJETS, OBJECTIFS ET CONTOURS	58
3. 1. Du concept théorique de coût externe au coût évalué.....	58
3. 1. 1. Le coût externe de la théorie économique et son internalisation	58
3. 1. 2. Les coûts environnementaux évalués	60
3. 1. 3. Vers une estimation exacte du coût total d'une nuisance... ..	62
3. 2. La diversité des objectifs de l'évaluation des coûts environnementaux de l'automobile.....	67
3. 2. 1. Réguler par les prix	67
3. 2. 2. Dégager des recettes pour couvrir les coûts globaux de la route, dédommager les victimes ou alléger le coût du travail... ..	70
3. 2. 3. Informer et alerter.....	71
3. 2. 4. Arbitrer le choix des modes de transport de voyageurs.....	72
3. 2. 5. Choisir les investissements d'infrastructure avec des critères d'évaluation homogènes.....	72
3. 2. 6. Comparer les technologies.....	73
3. 2. 7. Diversité d'objectifs, diversité d'expressions et de points de vue... ..	73
3. 3. La géométrie variable du champ de la monétarisation.....	73
3. 3. 1. Les impacts prioritairement monétarisés : bruit, pollution de l'air et effet de serre	74
3. 3. 2. Ce que peuvent signifier et induire les oublis	74
3. 3. 3. Quelle place réserver à la monétarisation dans l'évaluation des projets routiers ?	75
3. 3. 4. Et les avantages externes ?.....	77
Bibliographie	79

3. L'ÉVALUATION DES COÛTS ENVIRONNEMENTAUX : OBJETS, OBJECTIFS ET CONTOURS

3. 1. Du concept théorique de coût externe au coût évalué

3. 1. 1. Le coût externe de la théorie économique et son internalisation

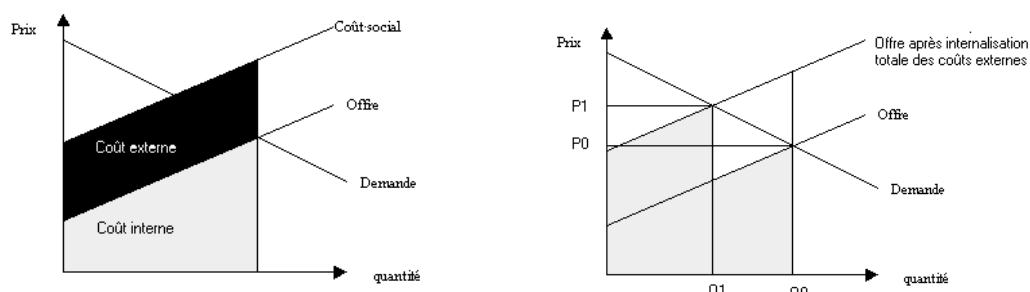
Effet externe et coût externe

Il y a présence d'« effets externes », au sens large, lorsqu'un acteur économique, par sa consommation ou sa production modifie la situation d'un autre acteur économique, par exemple en dégradant son environnement. Ainsi, l'automobiliste génère des effets externes négatifs supportés par les populations exposées à la pollution. Comme la relation entre l'émetteur de la nuisance et les récepteurs s'établit en dehors d'un marché, les victimes supportent la nuisance sans contrepartie, l'effet externe conduit alors à un coût externe.

La majorité des effets externes positifs des transports¹ permis par la réduction des coûts et les gains de temps est transformée par le marché, notamment en une expansion des débouchés ou l'afflux d'investissements étrangers. Seuls quelques effets externes, comme éventuellement la satisfaction provoquée par le spectacle de la circulation routière, s'établissent en dehors du marché et constituent de véritables avantages externes susceptibles d'être internalisés².

Dans la définition plus restrictive de Pigou, pour laquelle un effet externe existe lorsqu'il apparaît une différence entre coût privé et coût social, l'effet externe est nécessairement associé à un coût externe (colorié en noir dans le graphique 5), élément du coût social.

Graphique 5 : Le coût externe comme élément du coût social et l'internalisation totale du coût externe (0 → 1)



Source : d'après Crozet Y. [12].

Les constructeurs et les usagers ne tiennent compte que de leur coût privé, mais les piétons et les riverains respirent des gaz d'échappement et supportent donc les coûts externes. Dans une situation (graphique 5 bis) où les pollueurs dédommagent totalement les victimes ou mettent

¹ Parmi ces externalités positives dues à l'amélioration des transports, on compte des externalités de communication qui facilitent le transfert des progrès de productivité et des innovations ; des externalités d'agglomération qui améliorent l'adéquation de l'offre et de la demande et, en étendant les aires de marché, l'efficacité concurrentielle de l'économie.

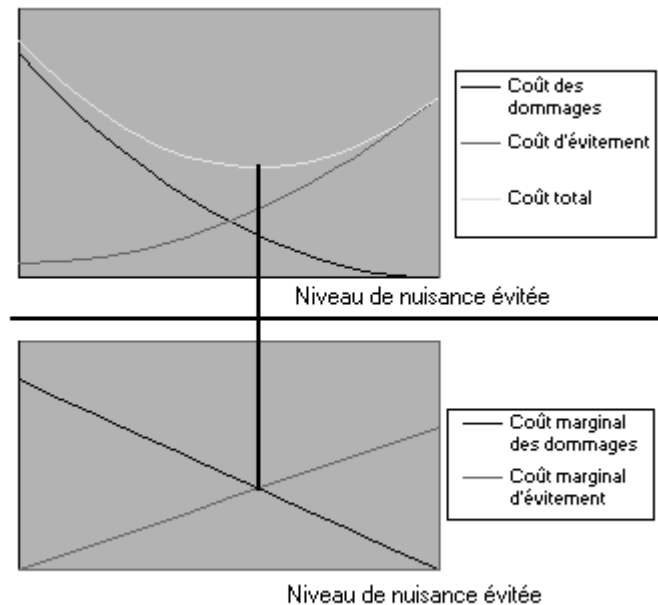
² Nous reprenons donc à notre compte, ici, la distinction de Jacob Viner qui sépare les avantages externes pécuniaires (avantages externes au système de transport mais pas au système de marché, donc internalisés) des avantages externes technologiques.

en place des procédés techniques qui suppriment les émissions, il y a déplacement du point d'équilibre Q0P0 vers Q1P1, ce qui signifie une réduction des quantités échangées et une augmentation des prix. Ce rationnement par les prix n'est pas celui visé par la théorie économique car la disparition de la totalité des coûts externes éprouvés par les pollués a impliqué l'accroissement des coûts internes des pollueurs et la situation du graphique 5 ne coïncide pas, *a priori*, avec l'émission optimale assurant le coût total (dommage et évitement) minimal de la pollution et le bien être collectif maximal.

La recherche de l'optimum

La courbe des dommages (graphique 6 ci-dessous, partie haute) est décroissante quand le niveau de pollution décroît et la courbe du coût d'évitement est au contraire croissante. La courbe du coût total, obtenue par sommation des deux courbes est ici une parabole dont le point bas indique le niveau optimal de nuisance évitée.

Graphique 6 : Niveau optimal de nuisance évitée



Source : d'après Crozet Y.[12].

La courbe de dommage marginal (partie basse), souvent représentée par une droite pour des raisons de commodité graphique, est décroissante car le bénéfice marginal retiré d'un programme de dépollution est supposé d'autant plus important que la situation initiale est grave. Au niveau de pollution optimale, le dommage marginal est égal au coût marginal d'évitement (partie basse).

La recherche du niveau optimal de pollution est l'objectif premier de la théorie économique. Une fois connue, une taxe pigouvienne fixée au coût d'évitement marginal à l'optimum (qui correspond à ce point au coût externe marginal) permet de maximiser le bien être collectif. La recette de la redevance peut éventuellement être destinée à l'internalisation des effets externes quand elle est affectée au dédommagement des victimes ou à la subvention de la dépollution.

Baumol (1972) postule que le réglementeur ne connaît pas la courbe du coût d'évitement³ et encore moins celle des dommages, difficiles à monétariser. Il invite donc le réglementeur à oublier la taxe optimale et à laisser le politique choisir un objectif social de dépollution. Une taxe⁴ égale au coût externe marginal correspondant à ce niveau de nuisance permet alors d'atteindre l'objectif fixé en minimisant les coûts de dépollution (optimum de second rang).

3. 1. 2. Les coûts environnementaux évalués

Un renoncement à l'optimum

Compte tenu des difficultés pratiques, l'évaluation des coûts externes de l'automobile ne vise pratiquement jamais l'identification de l'optimum.

L'évaluation économique ne peut donc qu'aider à déterminer le niveau de taxe qui donne un signal tarifaire aux agents pollueurs correspondant à leur émission polluante. Ce signal internalisé dans le coût de production, donc dans les prix des ventes des *outputs* (carburant, voire automobile) déplace alors l'équilibre vers un niveau de nuisance acceptable.

Une approche de type « impact pathway » nécessaire

Seule cette approche permet de comptabiliser les effets du pollueur avec une finesse suffisante en fonction du type de véhicule et du lieu d'émission. La monétarisation de l'impact marginal évalué permet d'obtenir un coût marginal externe du kilomètre supplémentaire (ou parfois du kilogramme émis de NO_x ou de CO supplémentaire). Cette démarche a permis en Suède de déterminer un avantage fiscal⁵ de 0,06 euro par litre en faveur du gazole très peu soufré [14, p. 23]. Malgré les travaux des projets ExternE et UNITE (voir p. 68), l'approche « *top-down* » (à l'exception de l'effet de serre qu'on évalue directement à partir des émissions) est encore souvent privilégiée. Le réglementeur ne dispose alors que d'un coût externe total et donc, en divisant par le nombre total de kilomètres parcourus, d'un coût externe moyen beaucoup moins adapté à la détermination d'une taxe.

En accord avec la théorie du bien-être, la Commission européenne prévoit d'internaliser les coûts externes avec une taxe optimale dont le taux est inférieur (graphique 7) à celui des coûts marginaux estimés dans le cadre d'une circulation réelle. Les effets sur l'usage automobile de l'introduction de la taxe sont actuellement évalués par modélisation pour réajuster le taux au coût marginal optimal.

Faute de coûts marginaux, des coûts moyens ?

Suivant les recommandations du Livre blanc, l'étude cofinancée par l'UIC de mars 2000 [15, p. 99] compare, pour chaque composante retenue, les coûts externes marginaux⁶ obtenus à partir du projet ExternE avec les coûts externes moyens estimés par IWW et Infrac.

Dans le cas du bruit, les coûts moyens dépassent largement les coûts marginaux, étant donné que les coûts additionnels diminuent à mesure que le trafic augmente. Le bruit important durant la nuit n'est toutefois pas pris en compte dans cette comparaison.

Dans le cas de la pollution atmosphérique, les coûts moyens sont en principe similaires aux coûts marginaux. En effet, les relations « dose-réponse » (relations entre le degré de pollution

³ Cette idée est aujourd'hui un peu dépassée.

⁴ Une norme, quant à elle, permet d'atteindre l'objectif social avec plus de sûreté mais à coût supérieur.

⁵ Cet avantage a été suffisant pour évincer le diesel plus soufré du parc automobile suédois.

⁶ Dans cette étude, les coûts marginaux incorporent dans cette comparaison les effets de court terme liés directement à la circulation et les effets de long terme liés à la nécessité induite d'étendre les infrastructures.

et la réaction) sont dans cette étude supposées constantes. Il y a cependant des différences considérables de coûts marginaux selon les types de véhicule. C'est ainsi qu'une voiture aux normes de la directive 2000 en zone urbaine occasionne des coûts environ quatre fois inférieurs à ceux occasionnés par la valeur moyenne actuelle.

En ce qui concerne le changement climatique, les coûts moyens sont égaux aux coûts marginaux. Les coûts marginaux des voitures à essence sont environ 30 % plus élevés en zone urbaine qu'en zone interurbaine.

Globalement⁷, les coûts moyens peuvent servir de valeurs approximatives des coûts marginaux pour des situations de trafic moyennes. Ils donnent alors un ordre de grandeur suffisant de l'écart entre les taxes courantes et les taxes optimales.

La part belle au coût total

Les économistes visent le plus souvent un objectif d'efficacité et ne cherchent donc pas à mesurer le coût total des nuisances mais le coût marginal afin de les internaliser de manière optimale.

Les décideurs sont davantage préoccupés d'acceptabilité et d'équité et les coûts marginaux présentent à cet égard des inconvénients : ainsi, les coûts de congestion impliquent par exemple, en heures de pointe, une tarification élevée des déplacements domicile-travail. Le chiffrage des coûts environnementaux totaux renvoie davantage à des considérations d'équité selon lesquelles les utilisateurs des transports devraient payer pour les dommages qu'ils font subir à la société. Lorsqu'il est exprimé en part du PIB, il donne par ailleurs un ordre de grandeur des enjeux. S'il ne faut cependant pas perdre de vue qu'une telle présentation des chiffres est dépourvue de précision théorique, elle offre cependant une information qui peut orienter les perceptions de l'opinion à l'égard des automobiles et éclairer les choix politiques. On peut donc comprendre pourquoi l'évaluation du coût total, qui permet d'évaluer des coûts moyens, puisse être le point d'ancrage d'une politique fiscale ou d'une évaluation, par l'établissement de valeurs tutélaires, des projets d'infrastructure. L'objectif idéal reste l'atteinte d'un niveau optimal de pollution compte tenu des considérations de justice. L'approche par le coût total n'a donc pas d'intérêt opérationnel direct et l'analyse économique reposant sur les coûts marginaux apporte des réponses plus précises aux questions d'efficacité et d'équité. Néanmoins, la tarification optimale est très difficile à mettre en œuvre pour certaines nuisances tant il faut différencier les taxes en fonction des conditions d'utilisation du véhicule (entretien, importance des petits trajets...). Une régulation par les prix s'écarte donc nécessairement de l'évaluation des coûts marginaux. D'autant qu'en pratique, le processus de fixation des taxes, comme celui des normes, résulte le plus souvent de la négociation à propos du concept de niveau acceptable de nuisance et donc des intérêts de compétitivité.

La facilité de calcul des coûts moyens comparée à la complexité du concept des coûts marginaux est un autre argument évoqué pour plaider en faveur du coût total. Certes, les coûts marginaux sont entachés d'incertitudes et les difficultés pour les évaluer peuvent prêter à une manipulation des groupes d'intérêts. Néanmoins le calcul du coût moyen n'est pas non plus dénué de sources d'incertitudes et de choix arbitraires. Du côté du dénominateur, la distribution du coût total aux différentes catégories de trafic est particulièrement incertaine et peut nécessiter un recours aux coûts externes marginaux [25, p. 12]. Du côté du numérateur, l'évaluation du coût total soulève des difficultés théoriques extrêmes⁸ et prête au débat.

⁷ Les effets de coupure, à l'inverse des effets amont/aval occasionnent des coûts marginaux supérieurs aux coûts moyens.

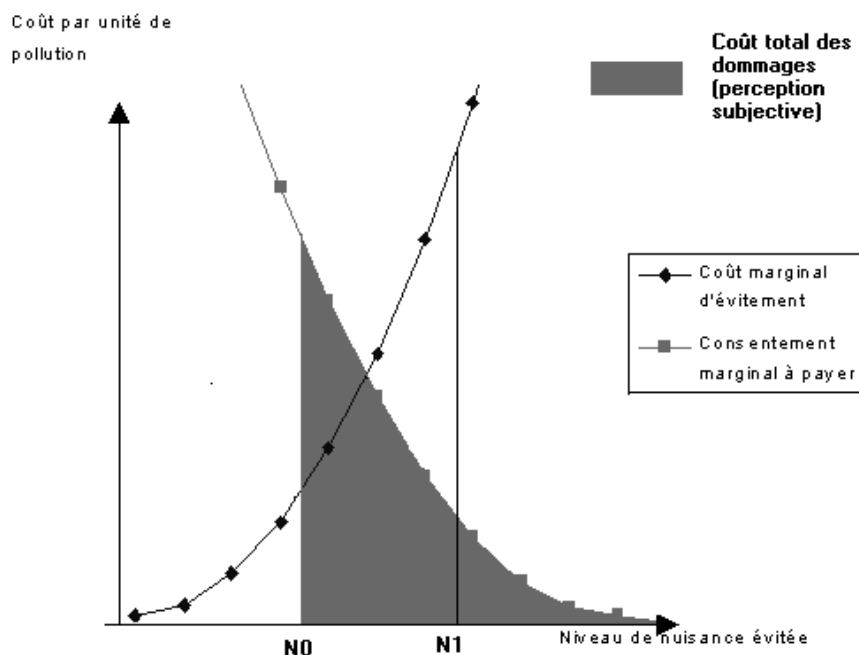
⁸ L'intégration des courbes de surplus est non fondée théoriquement. La théorie des surplus n'est bien établie que pour du calcul marginal [26]. Lorsque les transformations sont non marginales, il y a des changements dans les consommations des

3. 1. 3. Vers une estimation exacte du coût total d'une nuisance...

Diversité des approches d'évaluation

La méthode la plus orthodoxe en regard de la théorie du bien-être évalue le dommage marginal à partir de la perte des utilités individuelles (et donc de surplus) produit par la nuisance. L'économiste évalue cette perte au consentement à payer (CAP) des individus pour éviter une unité de nuisance (déplacement vers la droite sur le graphique 7 ci-dessous).

Graphique 7 : Coût total des dommages (perception subjective)



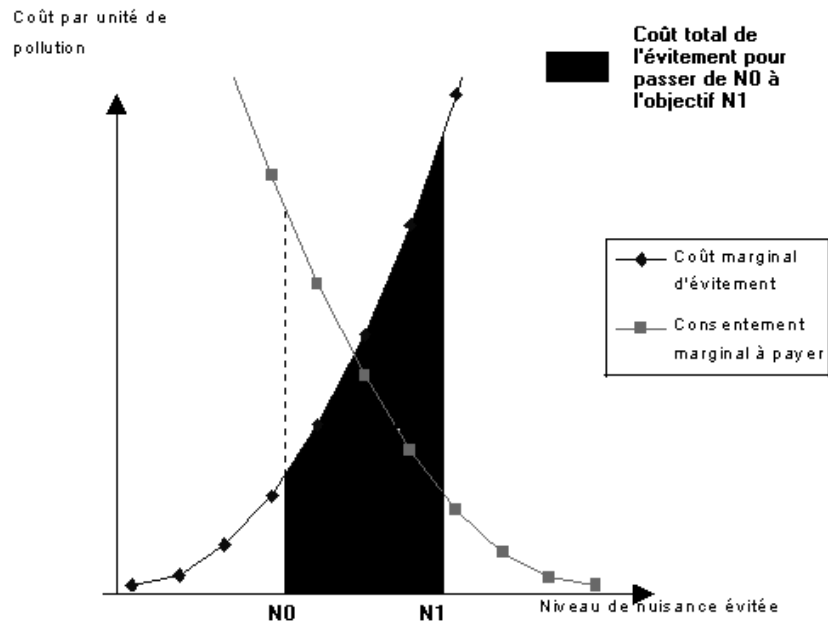
Source : d'après Crozet Y. [12].

La somme des CAP marginaux (aire colorée) évalue donc la perte de surplus des individus et constitue une évaluation des dommages en référence aux préférences des individus.

D'autres méthodes font appel au rôle tutélaire de l'État et à la responsabilité politique dans la définition des choix de valorisation. L'État peut alors ouvrir un dialogue entre l'économie et les autres disciplines. Deux valorisations sont alors possibles. Dans un premier cas, la confrontation d'experts conduit à définir des objectifs de réduction de pollution (N0 vers N1 sur le graphique 8 ci-après) et évalue ensuite le coût des mesures à prendre. Cette évaluation du coût de la nuisance repose donc sur la méthode du coût d'évitement.

autres biens, donc des modifications de surplus sur les autres marchés. Celles-ci ne sont pas prises en compte dans les estimations du coût total présentées en 3.1.3.

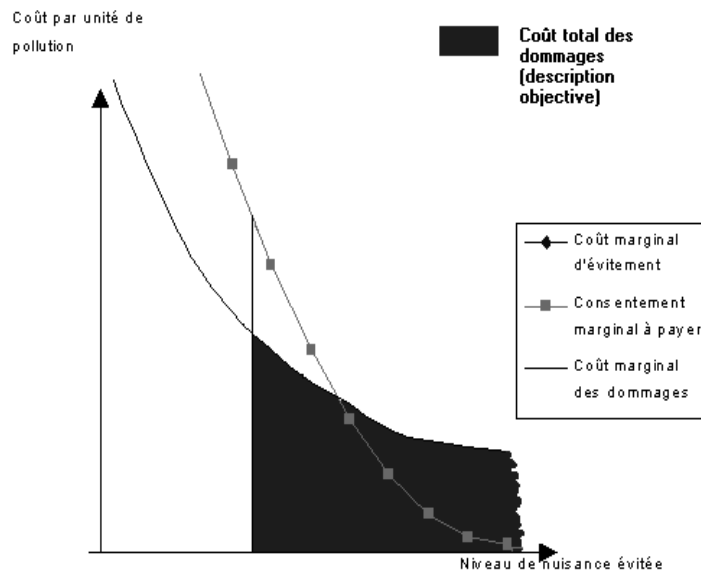
Graphique 8 : Coût total de l'évitement



Source : d'après Crozet Y. [12].

Dans un deuxième cas, un recensement le plus complet et le plus objectif possible des dommages est effectué par divers spécialistes avant que « l'économiste » n'intervienne pour établir leurs coûts (graphique 9 ci-dessous).

Graphique 9 : Coût total des dommages (description objective)



Source : d'après Crozet Y. [12].

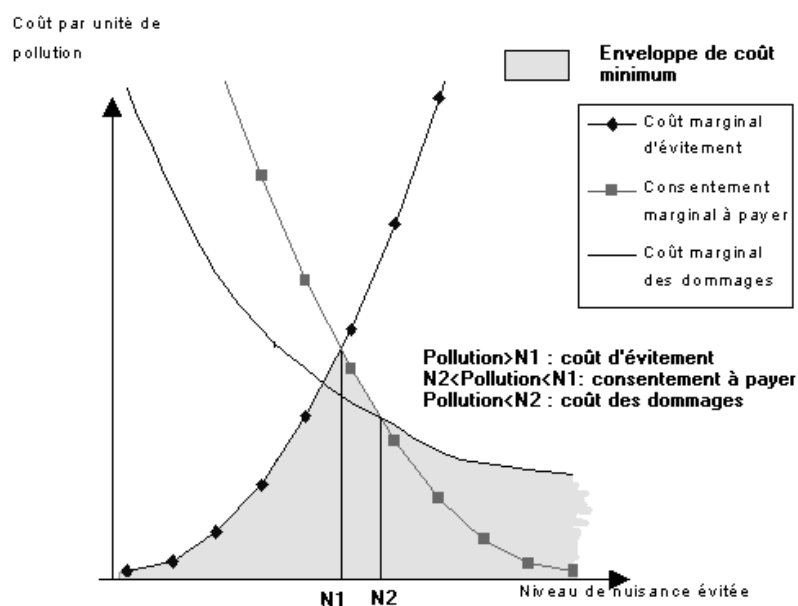
Ces deux dernières représentations du coût de nuisance reflètent des préférences collectives issues d'un consensus large entre différentes disciplines scientifiques et les exigences sociales des hommes politiques et des groupes d'intérêt [22, p. 6].

Existe-t-il un objet unique de la monétarisation ?

Suivant la référence au marché ou à la société, suivant une stratégie d'évitement ou de dédommagement, l'objet à évaluer diffère. Entre une description à volonté objective du phénomène de la pollution de l'air et une perception subjective des nuisances qu'elle entraîne, l'espace est suffisamment large pour que les transcriptions monétaires varient de 1 à 10 [22, p. 13]. Si la croyance en un chiffre unique est naïve, il est légitime de se demander s'il existe un objet unique à évaluer indépendant des points de vue.

Une étude UIC (présentée dans [22, p. 6]), propose de se référer à une « enveloppe de coût minimal » économiquement pertinente qui « privilégierait la méthode d'évaluation dont les résultats sont les plus faibles pour un niveau de pollution donnée ». Les auteurs précisent cependant que tant que la courbe de l'évitement n'est pas atteinte, il est plus juste de se référer à la courbe du consentement à payer si elle est supérieure à celle des dommages pour respecter la souveraineté des individus. Dans le cas contraire c'est la courbe des dommages qu'il faut utiliser, car cela signifie que la population est mal informée de toutes les conséquences de la pollution incriminée. L'enveloppe de coût minimum pertinente correspond dès lors à l'aire colorée du graphique 10 ci-après.

Graphique 10 : Enveloppe de coût minimum



Source : d'après Nicolas J-P. [22].

Sur un plan théorique, cette approche unificatrice est séduisante mais son application pratique est très exigeante car elle suppose que l'on connaisse des valeurs marginales données par des méthodes concurrentes. Par ailleurs elle n'est pas absente de point de vue, le passage en N1 du coût marginal de l'évitement au consentement marginal à payer correspond à un transfert du droit de propriété vers le pollueur.

Le coût d'une nuisance ne peut donc être réductible à une grandeur objective à mesurer et son chiffre est nécessairement déterminé par la méthode et le point de vue de l'évaluateur.

Les approximations du chiffrage

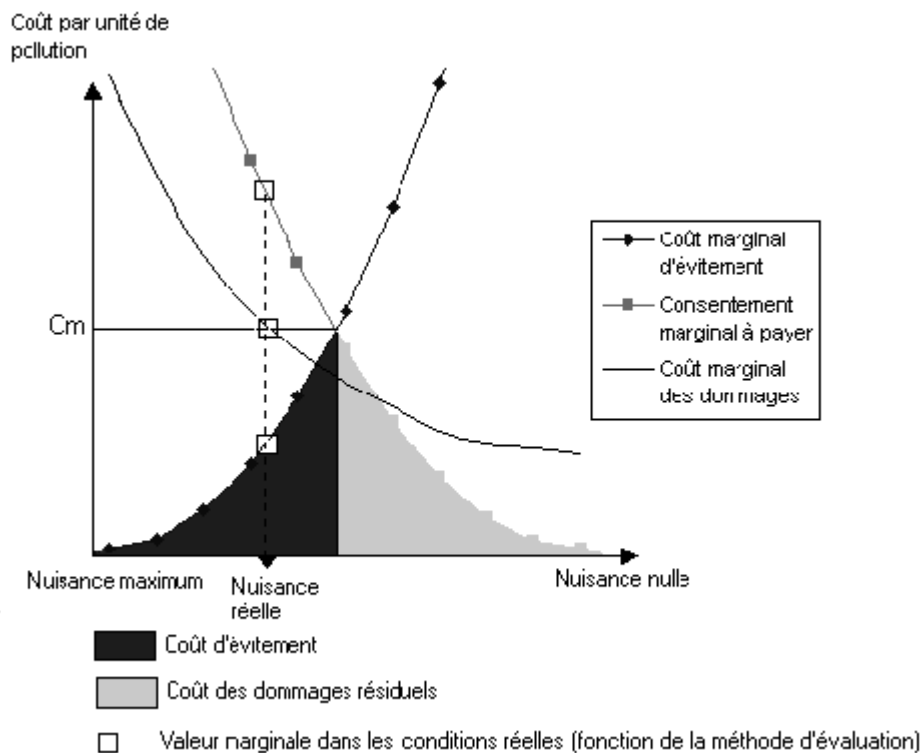
En se situant à l'optimum⁹ où le consentement marginal à payer est égal au coût marginal d'évitement (Cm), le coût total de la nuisance comporte deux éléments, le coût total d'évitement (coloré en foncé) et le coût résiduel (coloré en clair). C'est ce coût total qui est généralement calculé lorsqu'on indique le coût de telle ou telle nuisance en % du PIB [12, p. 385].

Comme habituellement on ne connaît pas les courbes de valeurs marginales, le coût total de la nuisance est généralement évalué de manière approximative par le produit du coût marginal estimé par les quantités résiduelles.

Dans une situation réelle, la valeur marginale estimée est d'autant plus éloignée de Cm que le niveau de pollution est loin de la pollution optimale¹⁰.

Suivant les méthodes d'évaluation, l'estimation du coût total diffère et les divergences s'accroissent lorsque le niveau de pollution s'aggrave et s'éloigne du niveau optimum. Il faut accepter la nature très incertaine du chiffrage et le débat doit davantage porter sur la manière d'obtenir la valeur marginale, la méthode, les hypothèses, les conventions et le point de vue de l'évaluateur.

Graphique 11 : Coût total et valeurs marginales



Source : d'après Crozet Y. [12].

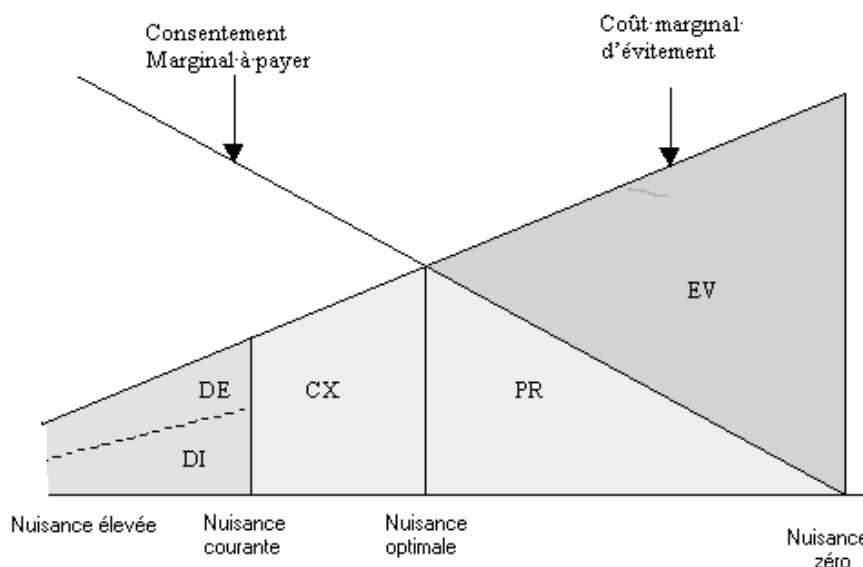
⁹ D'après Coase, en présence de coûts de transaction importants, la répartition des droits de propriété détermine le niveau de pollution, avec des coûts nuls la négociation aboutirait spontanément à l'optimum.

¹⁰ En l'absence de marché qui ajuste l'offre et la demande, il n'y a aucune raison que l'on soit au niveau optimal de pollution, et malgré les efforts de régulation la pollution reste supérieure au niveau optimal.

Que comprend le coût total évalué ?

Malgré les imprécisions du coût des nuisances (en 1995, la CCTN évalue cette imprécision à 50 %) et les incertitudes sur le niveau optimum (la CCTN s'appuie sur un concept d'optimum normé, c'est-à-dire de respect des normes usuelles) le compte satellite des transports a incorporé le coût des externalités des transports [3] dans ses évaluations en 1994. Sans rentrer dans le détail chiffré de la composition du coût des nuisances proposé par la CCTN le graphique 12 ci-après permet de distinguer les différents éléments du coût.

Graphique 12 : Les composants du coût social



Source : d'après CCTN et Orfeuil [16, p. 29].

Le coût total estimé de la nuisance correspond au coût social : $DE + DI + CX + PR$. L'estimation du coût total de la nuisance couvre les dépenses internalisées¹¹ (DI) de prévention, de protection ou de réparation prises en charge par les constructeurs de VP et d'infrastructures (réduction des émissions, murs antibruit, revêtement des voies...)

Les dépenses externes des ménages de protection (DE) sont estimées par la CCTN à partir des dépenses de ravalement induites (0,76 milliard d'euros) et les dépenses d'isolation phonique (ou 0,46 milliard d'euros). Il existe une partie de CX (écart à l'optimum) et de PR (préjudice résiduel) qui ne sont pas des coûts externes car l'automobiliste¹² souffre particulièrement de la pollution atmosphérique. Cette partie, ajoutée à DE, constitue la totalité des coûts externes de la nuisance. Le coût total estimé est une surestimation des coûts externes associés, on le qualifiera donc simplement de coût environnemental. Il est *a priori* inférieur au coût d'évitement total $CX + PR + EV$ (surcoût d'évitement total).

¹¹ Les dépenses de protection de l'environnement (DPE) sont évaluées par la Commission des comptes, de l'économie et de l'environnement (CCEE).

¹² Le coût est alors interne au club des automobilistes, mais le financement des soins par la sécurité sociale est externe...

3. 2. La diversité des objectifs de l'évaluation des coûts environnementaux de l'automobile

L'évaluation des coûts externes des transports est de plus en plus destinée au niveau de l'Union européenne à une régulation du système de transports avec des signaux de prix qui permettent de se rapprocher d'un optimum (de premier ou de deuxième rang).

Cependant, si on élargit l'examen des différentes évaluations de coûts externes aux premières réalisations des années soixante¹³ jusqu'aux dernières réalisations outre-Atlantique ou aux pratiques françaises, on note une grande diversité des objectifs de monétarisation des impacts environnementaux du transport.

3. 2. 1. Réguler par les prix

La question de la couverture de la totalité des coûts des infrastructures routières a été particulièrement discutée suite à la parution en décembre 1995 du Livre vert européen *Vers une tarification équitable et efficace dans les transports* [13]. L'objectif d'efficacité retenu par la Commission européenne vise à « diminuer les coûts réels des transports (c'est-à-dire les coûts internes qui sont actuellement payés par les utilisateurs, plus les autres coûts qui sont payés par d'autres ou par la société dans son ensemble) en réduisant les effets secondaires négatifs du transport et les coûts parfois cachés qu'ils représentent ». En 1994, l'IWW et Infras [19] ont montré que le produit actuel de la fiscalité routière de l'Union européenne était loin de couvrir tous les coûts¹⁴ d'encombrement, d'accidents, de pollution de l'air et du bruit que l'usage de la route engendre. L'évaluation des coûts externes a ainsi attiré l'attention de la Commission européenne sur la nécessité d'introduire des instruments incitatifs (comme les taxes sur les carburants et sur les véhicules) en fonction des coûts externes environnementaux. (cf. ① figure 2).

L'emploi des revenus issus de ces instruments incitatifs peut être un objectif important de la fiscalité des transports et les signaux de prix ne sont pas donc pas nécessairement alignés sur les coûts externes : comme le niveau des recettes devient alors une priorité suivant les cas pour subventionner le transport collectif (③) ou par exemple alléger les charges salariales (double dividende, voir p. 70) (②), la préoccupation portée sur la structure des charges peut devenir secondaire. La modulation des charges en fonction des coûts sociaux (externes et internes) exige à l'inverse une forte différenciation suivant le type de véhicule, la localisation et même la période de circulation. Indépendamment de l'emploi des recettes fiscales, l'Agence européenne de l'environnement a décidé depuis 2001 d'introduire, pour apprécier l'intégration de l'environnement dans les politiques de transport, un indicateur¹⁵ qui reflète la nature du lien entre fiscalité et coûts externes.

¹³ Aux États-Unis, le coût pour la collectivité de la pollution de l'air a été évalué en 1967 pour définir des mesures de protection. À Londres, les travaux de la commission Roskill ont évalué en 1970 le coût du bruit pour choisir l'emplacement d'un 3^e aéroport.

¹⁴ Selon le Livre vert, chaque année, les encombrements coûtent à l'Union européenne environ 2 % du PIB, les accidents 1,5 % et la pollution de l'air et le bruit au moins 0,6 %. Cela représente au total environ 250 milliards d'euros par an pour l'Union européenne, 90 % de ces coûts étant imputables aux transports routiers.

¹⁵ Il s'agit de l'indicateur 26 de TERM (Transport and Environment Reporting Mechanism) « internalisation des coûts externes ».

Plus le lien est étroit, plus la spécificité des véhicules est prise en compte et le progrès technologique encouragée (⑤) en taxant davantage les véhicules les plus polluants. À l'opposé, un raisonnement centré sur le niveau des recettes conduit uniquement à une maîtrise de la demande ou un transfert vers des modes moins polluants (④). Les normes sont dans ce dernier cas essentielles pour accélérer l'innovation mais, aux yeux de la théorie économique, s'avèrent moins efficaces que la régulation par les prix.

La différenciation des instruments incitatifs, nécessaire pour plus d'efficacité et d'équité incite les évaluateurs à désagréger les coûts. Ainsi le rapport d'Orfeuill (1997) [16, p.82], destiné à l'analyse de l'OCDE des soutiens au secteur énergétique, différencie les coûts des déplacements urbains des coûts des déplacements de rase campagne et les coûts des véhicules à motorisation essence des coûts des véhicules à motorisation diesel. Idéalement, les charges associées à chaque déplacement devraient couvrir les coûts externes marginaux c'est-à-dire ceux générés par ce dernier déplacement supplémentaire du véhicule. Les travaux de recherche-développement financés par la DG énergie et transport de la Commission européenne ont ainsi accordé une place importante à l'évaluation des coûts externes marginaux sur des corridors particuliers (4^e programme cadre 1996-1998 : ExternE puis QUITs). Le 5^e programme cadre a depuis proposé des recommandations pour calculer les coûts marginaux suivant les conditions de trafic et de contexte local (UNITE) et exploré les conditions d'acceptabilité (AFFORD) et de combinaison des instruments de tarification (Trenen) et a enfin analysé les conséquences pratiques (MC-ICAM) d'une tarification dite efficace [28].

Seuls les péages de régulation (essentiellement urbains) peuvent imposer aux usagers des infrastructures de supporter les coûts qu'ils imposent au point d'utilisation ou aussi près que possible de celui-ci. Le paiement électronique¹⁶, permet de différencier finement, en fonction de l'heure, de la distance parcourue et du type de véhicule.

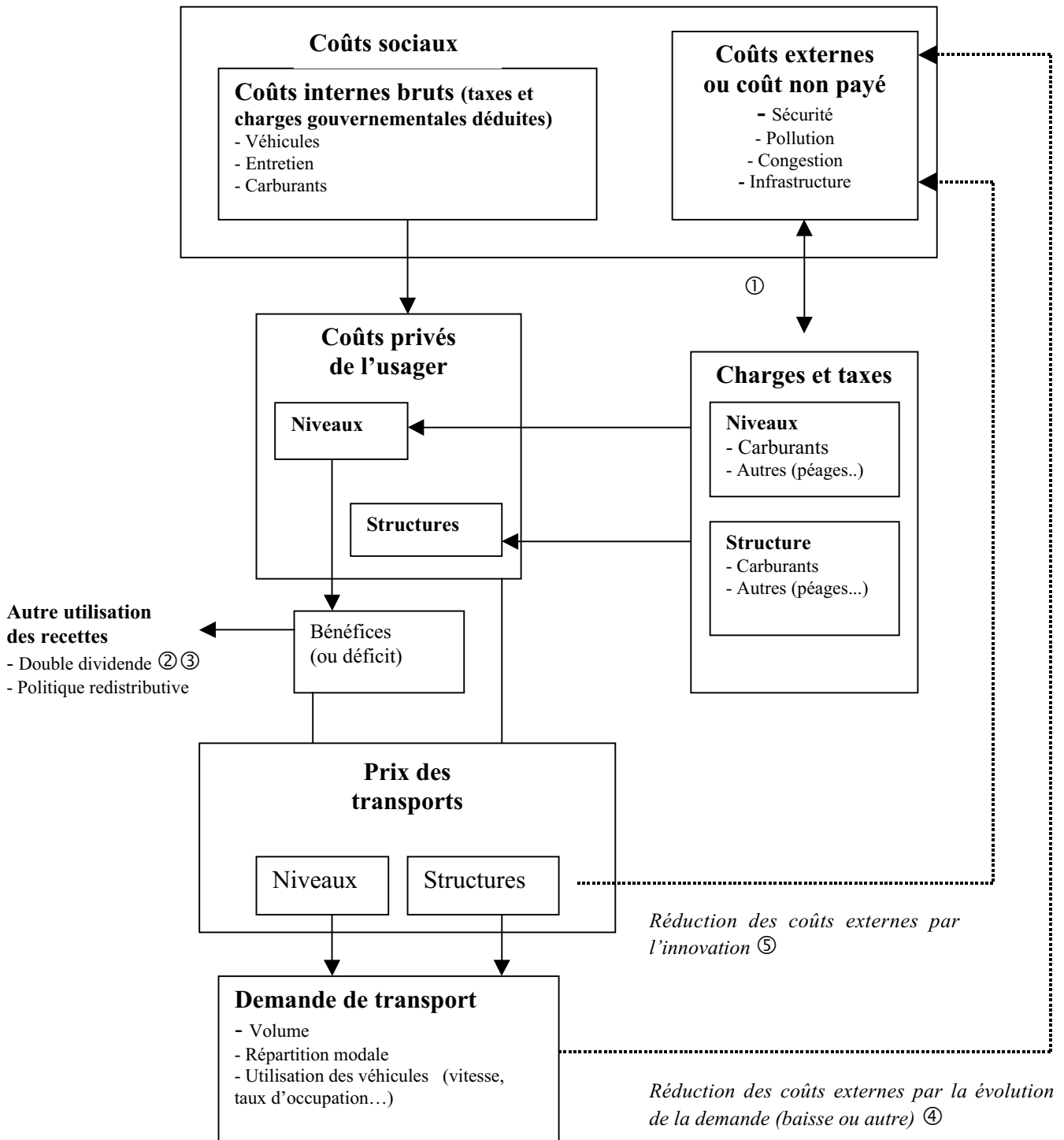
En réalité, les péages urbains restent en grande partie destinés à limiter la congestion¹⁷ et secondairement, en association avec le parking payant, à freiner la circulation et indirectement les nuisances automobiles. L'allocation des revenus du péage, comme à Trondheim, au développement des transports en commun, voire à leur gratuité comme à Bristol, permet d'affirmer la vocation environnementale du dispositif et d'en augmenter l'acceptabilité. Si de telles tarifications s'écartent du principe du signal théorique de prix optimal et des coûts externes marginaux¹⁸, leur mise en pratique, tout en réduisant la congestion, contribue à baisser l'insécurité et la pollution urbaine.

¹⁶ Le contrôle vidéo de la plaque minéralogique des véhicules entrant dans la zone centre de Londres est en service depuis février 2003 et l'Agence spatiale européenne étudie la faisabilité d'utiliser la technologie du satellite Galileo pour appliquer un système paneuropéen de péage routier.

¹⁷ En heure de pointe, la congestion peut représenter 90 % des coûts marginaux et son internalisation implique de doubler ou tripler le coût des déplacements urbains (TRENEN)

¹⁸ Un péage urbain visant à envoyer un signal théorique de prix optimal a été expérimenté à Cambridge.

Figure 2 : Modèle conceptuel des signaux de prix dans le système de transport



Source : d'après l'Agence européenne de l'environnement [2].

À l'échelle nationale, sans attendre la parution du Livre vert, le gouvernement suédois a construit un dispositif de taxes assises sur les nuisances des véhicules en fonction des évaluations monétaires poursuivies en particulier par l'administration routière. À l'échelle européenne, la Commission européenne a adopté en juillet 2003 une proposition de directive

relative à la taxation des poids lourds utilisant certaines infrastructures routières¹⁹. Le mode de calcul de tarification prévoit la prise en compte de coûts externes²⁰, soit de la densité de population, de la vulnérabilité de l'environnement et de l'insécurité routière. À l'heure de la rédaction de ce document, le texte n'a pas encore été débattu au sein du Conseil des ministres européens des transports et du Parlement européen.

En France, le Livre vert a suscité de vives réactions. Les transporteurs routiers du Medef ont insisté sur la nécessité de prendre en compte les avantages des transports en déduisant de l'imputation aux usagers « les bénéfices monétairement chiffrables qu'en retire la collectivité présente et future »²¹. Les évaluations monétaires des nuisances dues au transport ont disparu des comptes transports de la Nation parus en 1996 mais y ont été réintroduites en 1997. Le projet PATS [28] terminé en décembre 2000, étudie, pour la DG énergie et transport de la Commission européenne les réactions et les commentaires des citoyens européens à l'égard des recommandations du Livre vert et du Livre blanc. Il semblerait que les citoyens bien informés, soient moins hostiles à l'égard d'une tarification efficace que les professionnels du transport et les élus.

3. 2. 2. Dégager des recettes pour couvrir les coûts globaux de la route, dédommager les victimes ou alléger le coût du travail...

L'évaluation des coûts externes peut également servir à affecter les revenus de la tarification du transport routier.

Les bilans de la différence entre les recettes procurées par le mode routier et ses coûts invitent en effet au renouvellement des politiques tarifaires d'utilisation des infrastructures jusqu'à présent calculées sur les coûts de construction et d'exploitation des voiries.

La facturation des éléments de tarification correspondant aux externalités générerait des recettes supplémentaires. Il est évident que, si ces fonds étaient affectés au secteur des infrastructures en général, la couverture des coûts serait meilleure. Le rapport Brossier [6] envisage à cet égard des transferts financiers du réseau à péage vers le reste du réseau. Le produit de tels péages à finalité financière, réaffecté à des travaux spécifiques, peut ainsi participer au développement simultané des infrastructures routières. Cette tarification n'a alors pas pour vocation première de modifier les comportements et reste éloignée d'une politique qui combinerait uniquement péage urbain et investissements en transport collectif.

Dans le cas des taxes à finalité incitative, leur produit n'est *a priori* pas réaffecté. Leur justification première et suffisante, « premier dividende », est l'amélioration du bien être collectif résultant de la préservation de l'environnement et de la santé induite par la modération de l'usage polluant. Le revenu qui résulte de l'incitation offre néanmoins un « second dividende ». Il peut paraître souhaitable, du point de vue de l'équité, de dédommager les riverains ou les collectivités locales qui subissent un préjudice. Quant aux dégâts irréversibles sur l'environnement, le « second dividende » est susceptible de financer des mesures visant à limiter les impacts futurs. Plutôt que de restituer aux ex-pollueurs le « second dividende » sous forme de « subvention aux usages responsables », les ressources

¹⁹ Ce texte, qui modifie la directive « Eurovignette » 1999, vise à présenter des principes communs en matière de tarification des infrastructures routières. Il s'appliquera aux véhicules de plus de 3,5 tonnes et visera le réseau routier transeuropéen ainsi que les réseaux routiers concurrents.

²⁰ La méthode proposée repose sur une moyenne pondérée des coûts moyens et des coûts marginaux.

²¹ Avec cette approche, l'accent n'est plus mis sur la taxation mais sur le progrès en matière de carburants et de véhicules (et donc plutôt sur le renouvellement du parc et la recherche technologique) ainsi que sur la construction d'infrastructures.

dégagées pourraient ainsi accompagner le changement technique (aide à l'équipement en « véhicules propres »...), développer les transports en commun, ou, à plus long terme, réorienter l'organisation des territoires afin de réduire l'usage de l'automobile (primes de déménagement...) [9, p. 39].

La non-affectation de la taxe environnementale s'avère souvent économiquement et socialement préférable, surtout quand celle-ci s'accompagne de fait d'une baisse des autres taxes. Comme le souligne Lipietz [9, p. 25], il existe un consensus parmi les experts de la Commission européenne qui préféreraient affecter les revenus d'une taxe anti-effet de serre à la baisse des charges sociales afin d'accroître l'emploi, plutôt qu'à la fixation du CO2 dans les plantations. Cependant l'objectif même de la taxe environnementale (changer les comportements) conduit par nature à réduire l'importance quantitative du « second dividende » généré par les transports.

3. 2. 3. Informer et alerter

L'estimation des ampleurs relatives des enjeux des différents impacts en une unité commune, un pourcentage du PIB, est la première motivation des administrations de l'environnement qui demandent ou utilisent des évaluations monétaires. Elle permet par exemple de comparer les coûts nationaux du bruit avec ceux de l'effet de serre. Quand elle repose sur un ensemble cohérent d'évaluations une telle présentation agrégée des résultats offre une indication, indispensable dans une stratégie multi-objectifs, sur la hiérarchie des priorités et peut aider à définir efficacement les axes de recherche et de développement. Dans l'hypothèse d'une évaluation monétaire dénuée de jugements de valeur, les coûts externes pourraient même offrir une information objective qui pourrait dépasser les débats idéologiques sur les transports et la place de l'automobile en particulier.

La monétarisation des effets sanitaires de la pollution de l'air peut également répondre au souci d'informer et d'alerter. Lors de la conférence ministérielle de l'OMS tenue à Londres en juin 1999, la présentation des résultats du projet trilatéral [1], a élargi le forum du débat concernant l'impact sanitaire de l'automobile. En particulier, l'article écrit par Kunzli et al, issu de ces travaux et publié dans *the Lancet* a sorti l'évaluation des coûts externes des rapports techniques lus et débattus seulement par quelques experts. L'information d'un public élargi à propos du coût des nuisances est complémentaire des évaluations monétaires davantage ciblées sur l'internalisation des coûts externes

La communication sur les coûts externes, en augmentant la sensibilité, est susceptible de modifier les consentements à payer (CAP) pour réduire les atteintes à la pollution. Les comportements des victimes changent sans doute avec la nature des informations qui concernent les risques sanitaires (pollution de l'air et bruit). Par contre, comment évoluent, en fonction du niveau des connaissances, les CAP davantage déterminés par des considérations altruistes et civiques (effet de serre) ?

Si la communication a effectivement une influence sur l'évaluation des coûts externes, elle devrait en théorie modifier le dimensionnement des instruments de régulation. Par ailleurs, on peut penser qu'elle prépare la population et les décideurs à l'intervention publique : en participant à une prise de conscience des limites du « tout automobile », elle renforce en effet l'acceptabilité de la mise en place de mesures réglementaires, de taxes ou de modification de l'offre de transport.

3. 2. 4. Arbitrer le choix des modes de transport de voyageurs

Le décloisonnement des financements permet, sur le plan national ou local, une politique globale des transports. La création du FITTVN²² (loi du 4 février 1995) a été l'occasion d'expérimenter l'emploi d'un tel instrument régulateur. Celui-ci permet certes de financer des projets comme les contournements d'agglomération non rentables pour le promoteur mais qui ont un intérêt environnemental et social indéniable. Globalement il permet aussi de réaliser un transfert des finances générées par la route vers des modes moins polluants comme le chemin de fer [11, p. 86] au cours duquel l'évaluation des coûts externes peut orienter la prise de décision.

Avec l'évolution de la réglementation, l'arbitrage entre les modes de transport s'exerce de plus en plus à travers la planification nationale ou locale. La loi du 30 décembre 1996 sur l'air et sur l'utilisation rationnelle de l'énergie a modifié l'article 14 de la loi d'orientation sur les transports intérieurs (LOTI) en proposant que les « schémas directeurs comprennent une analyse globale des effets sur l'environnement ». Elle a aussi introduit l'obligation pour les villes de plus de 100 000 habitants de construire des plans de déplacements urbains (PDU). Si les évaluations des coûts externes manquent souvent de finesse pour analyser une modification d'un plan de circulation qui déplace les flux de circulation [14], les évaluations nationales ou internationales plaident en faveur du transport en commun.

L'évaluation des coûts externes et la diversité des modes d'internalisation qu'elle peut induire, sont donc devenues un enjeu stratégique pour le développement des différents modes de transport. L'Union internationale des chemins de fer (UIC) a par exemple cofinancé les évaluations économiques des coûts externes des transports dans 17 pays (les quinze États de l'UE, la Suisse et la Norvège). L'étude de 1995 a servi de base de données à l'élaboration du Livre vert et des travaux de la CEMT de 1998 sur les politiques d'internalisation. L'extension et l'actualisation du rapport initial publié en mars 2000 [15] serviront de référence à l'établissement d'un cadre commun en matière de tarification des infrastructures prévu par le Livre blanc [8] présenté par la commission en 1998.

Consciente des enjeux, l'Organisation internationale des constructeurs d'automobiles a publié en 1995 un document, *Les coûts externes de l'automobile*. Présenté à la DG VII de la Commission européenne lors de l'élaboration du Livre vert, il met l'accent sur le besoin d'une approche dynamique, plutôt qu'un chiffrage précis des coûts externes, qui démontre la baisse des nuisances de l'automobile (à l'exception de l'effet de serre) et l'efficacité des innovations pour répondre à la demande sociale d'un environnement de qualité et de sécurité [24].

3. 2. 5. Choisir les investissements d'infrastructure avec des critères d'évaluation homogènes

En France, l'évaluation des projets d'infrastructure de transports a été rendue obligatoire par le décret d'application de la LOTI du 17 juillet 1984. La modification de la LOTI introduite par la loi sur l'air encourage la prise en compte lors des « choix relatifs aux infrastructures des coûts économiques réels et des coûts sociaux dont ceux des atteintes à l'environnement ». Ce dispositif n'a pas encore vraiment connu de traduction systématique dans la pratique. Face à l'implication des groupes d'intérêts dans les méthodes d'évaluation utilisées, le rapport

²² En 1998, le fonds d'investissement pour les transports terrestres et les voies navigables (FITTVN), financé par les kWh des grands ouvrages hydroélectriques et les péages autoroutiers, s'élevait à 592 millions d'euros (dont 47 % pour les routes et 32 % pour les chemins de fer) mais suite aux critiques de la Cour des comptes et de la mission d'évaluation et de contrôle menée par l'Assemblée nationale, le FITTVN a été supprimé dans le budget 2002.

Transports 2010 a souligné dès 1992 la nécessité de bâtir des modes d'évaluation homogènes permettant une concurrence équitable entre les modes de transport. Le premier rapport Boiteux publié en novembre 1994 a constaté également ces disparités et a proposé des règles de calculs [7, p.44] pour évaluer les coûts du bruit, de la pollution et de l'effet de serre dans le cadre d'analyse coûts-avantages. Ces valeurs tutélaires (dont celle de la vie humaine épargnée) issues de l'examen des résultats fournies par les évaluations économiques, ont été actualisées dans le nouveau rapport Boiteux diffusé en juin 2001.

3. 2. 6. Comparer les technologies

Les coûts externes peuvent élargir les critères de comparaison des différentes technologies sur les routes et disponibles sur le marché. La question du choix d'un véhicule diesel ou d'un véhicule essence posée en terme d'impacts environnementaux implique, en l'absence de filtre à particules, de mettre en balance l'économie d'émission de gaz à effet de serre avec l'impact local supplémentaire induit par les émissions de particules fines. En exprimant dans une unité commune ces deux nuisances, la monétarisation offre une base de comparaison. L'évaluation des coûts marginaux permet de montrer à quel point le milieu et la densité de population devraient déterminer le choix des types de véhicule (voir p. 97). La définition des normes, dans le cas de même type de conflit d'objectif (pollution locale – pollution globale) pourrait également s'appuyer sur l'évaluation monétaire.

Dans le cadre d'une comparaison de technologies radicalement différentes l'évaluation monétaire doit s'intégrer dans une analyse du cycle de vie des véhicules et des systèmes énergétiques (voir p. 96).

3. 2. 7. Diversité d'objectifs, diversité d'expressions et de points de vue...

À des objectifs d'évaluations correspondent des unités de mesure des coûts externes environnementaux [17, p.9]. Dans le cadre d'une politique fiscale ou tarifaire nationale, ils s'expriment en part de PIB, dans le cadre de comparaisons intermodales, en coût du kilomètre-voyageur, dans le cadre de projets d'infrastructure en coût du kilomètre-véhicule et dans les estimations de compensation aux victimes en coût annuel par logement.

Suivant le contexte, l'évaluation du coût d'une nuisance des transports est associée implicitement à des objectifs dominants. Par exemple, elle s'impose progressivement en France dans l'évaluation économique des grands projets d'infrastructures alors qu'en Suède, elle est utilisée pour calculer une taxe sur un polluant permettant d'en réduire les émissions ou qu'aux États-Unis, elle permet aux tribunaux d'établir le montant des amendes et des dédommagements en cas de litige environnemental [22, p.18]. Ces objectifs sous-tendent des différences de définition des coûts et des méthodes d'évaluation.

3. 3. La géométrie variable du champ de la monétarisation

« L'automobiliste paie-t-il la totalité du coût social qu'il engendre ? » constitue une question récurrente de l'opinion et des acteurs politiques... L'exhaustivité en matière d'évaluation des coûts externes est souhaitée mais hors de portée. Il est donc important de rappeler les domaines non monétarisés et surtout ce qui explique leur entrée ou non dans le débat public.

3. 3. 1. Les impacts prioritairement monétarisés : bruit, pollution de l'air et effet de serre

Le champ des coûts environnementaux monétarisés est fluctuant. D'abord constitué par le bruit et la pollution de l'air, il a ensuite inclus l'effet de serre²³ en 1992. Si la formation d'un consensus scientifique sur la responsabilité de l'activité humaine, donc un lien de causalité entre le trafic routier et les dommages était nécessaire, la prise de conscience de la population provoquée par le sommet de la Terre à Rio a, semble-t-il, été également déterminante. En France, dès 1994, le premier rapport Boiteux a retenu ces trois champs d'évaluation monétaire qui, pendant quelques années, ont été considérés comme les seuls effets externes accessibles au calcul.

Dans un objectif de tarification, la priorité accordée à ces trois domaines peut s'expliquer par le fait qu'ils constituent la part environnementale du coût marginal social²⁴. En effet, dans le cadre d'une tarification au coût marginal social (lorsqu'elle ne prend pas en compte les effets de long terme) l'impact sur les paysages n'est pas considéré. En revanche, lorsqu'il s'agit d'une tarification au coût complet (ou coût moyen) qui s'inspire directement d'une approche comptable, la totalité des coûts est affectée aux usagers. Or, la tarification en vigueur sur le réseau français concédé s'appuie sur les coûts moyens²⁵ (donc les coûts d'investissement sont couverts) et cette logique dominante implique que la TIPP devrait couvrir la totalité des coûts externes environnementaux.

3. 3. 2. Ce que peuvent signifier et induire les oublis

L'exclusion du champ de la monétarisation de certains impacts est souvent justifiée par une prudence de l'évaluateur qui manque de données ou de méthode d'évaluation fiable. Ainsi l'impact sur la diversité biologique est souvent écarté des domaines monétarisés. Cependant l'argument évoqué permet parfois d'occulter de véritables enjeux²⁶. En réalité, il y a toujours la possibilité technique d'évaluer un effet environnemental de projet routier [18, p. 51]. Par exemple, il existe des méthodes d'évaluation du coût de la dépendance au pétrole et même si leur fiabilité est sujette à caution on peut regretter que ce domaine soit évacué des études européennes. En France, selon Dron [5, p. 31], « consommer du pétrole est même vu comme un avantage par les recettes de TIPP et de TVA rapportées à l'État ».

L'absence de monétarisation peut être interprétée comme le reflet d'un impact faible et négligeable. Du point de vue de la théorie économique, elle peut d'ailleurs se justifier quand il s'agit d'une externalité non Pareto-pertinente qui ne mérite pas d'être corrigée. Pour un coût externe donné, les effets mesurés ne sont pas les mêmes selon les évaluations, par exemple, le coût de la pollution de l'air peut couvrir seulement les effets sanitaires ou incorporer les effets sur les bâtiments²⁷. Dans tous les cas, l'absence de monétarisation produisant une sous-

²³ Dans la revue de littérature de Murphy et Delluchi des études américaines évaluant le coût total de la circulation routière, le coût de l'effet de serre n'apparaît qu'en 1992 avec l'évaluation de Mackenzie [21].

²⁴ Le coût marginal social correspond à la dépense supplémentaire engendrée pour la collectivité par la circulation d'un véhicule d'un type donné sur un kilomètre (coût au véhicule-kilomètre) [6].

²⁵ L'optimalité n'est pas l'objectif visé par la gestion des infrastructures, il y a en particulier un suréquipement dans les zones rurales à faible densité, par ailleurs les routes se dégradent en l'absence de trafic pour des raisons météorologiques [27].

²⁶ Dans certaines études américaines [21], une part des dépenses militaires est considérée comme un coût externe de l'automobile (d'après Mackenzie et al (1992) ces coûts représenteraient 25 % des coûts externes suivants : bruit, insécurité, pollution de l'air et effet de serre).

²⁷ Une étude Infras (1995) et Ecoplan (1996) [15] répartit le coût de la pollution de l'air produit par les transports routiers en Suisse comme suit : 38 % effets sur la santé, 43 % effets sur les bâtiments et 19 % effets sur la production agricole et

évaluation des coûts externes de l'automobile, seul un inventaire préalable à la monétarisation de tous les effets environnementaux évite d'oublier que le chiffrage proposé est partiel.

3. 3. 3. Quelle place réserver à la monétarisation dans l'évaluation des projets routiers ?

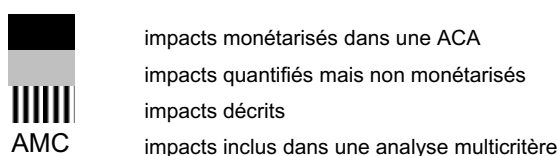
L'analyse multicritère (AMC) permet d'évaluer les impacts en terme qualitatifs et quantitatifs, ces évaluations sont portées sur une échelle numérique (le plus souvent graduée de 1 à 100) qui chiffre ainsi tous les impacts d'un projet. La définition des indices de pondération permet ensuite de faire la somme et de proposer un indicateur global. Longtemps l'AMC a été perçue comme un concurrent de l'analyse coûts-avantages (ACA) qui fait la différence entre la somme des avantages monétarisés et la somme des coûts monétarisés. Cette différence, souvent exprimée en terme de prix actuels, n'a effectivement pas la même signification que l'indice issu de l'AMC. Dans un cas, les préférences collectives ou individuelles s'expriment à travers la notation et le choix des pondérations, dans l'autre, elles s'expriment à travers l'évaluation des valeurs marchandes. L'ACA viserait la maximisation du bien-être collectif ; calculé par l'agrégation du consentement à payer de chacun, alors que l'AMC viserait la maximisation d'objectifs sociaux à atteindre.

Lorsque le système d'évaluation est conçu non pas pour faire la décision mais pour aider à la prise de décision, les deux analyses peuvent être associées et parfois utilisées de manière complémentaire. La démarche de l'AMC permet d'intégrer des enjeux qualitatifs pour lesquels la monétarisation est source d'ambiguïté (double comptage par exemple lors des évaluations contingentes voir p. 112). La CEMT [4, p. 101] a réalisé un inventaire des systèmes d'évaluation européens qui montre toute la diversité des situations intermédiaires entre l'incorporation de tous les impacts dans une AMC ou dans une ACA. Un extrait de l'inventaire (tableau 18) permet de mieux cerner la position française.

forestière, mais depuis la récente évaluation à la hausse de l'OMS du coût sanitaire cette répartition doit être totalement réactualisée. Sur la base de cette étude, l'UIC affecte 81 % du coût de la pollution de l'air aux effets sanitaires.

Tableau 18 : Systèmes d'évaluation utilisés et impacts environnementaux évalués en Europe

	AUS	BEL	DEN	FIN	FRA	GER	GRE	IRL	ITA	NRL	POR	SPA	SWE	UK
		Route	Route				Route						Route	Route
Bruit	AMC	AMC					AMC			AMC				
Vibrations		AMC												
Pollution locale de l'air	AMC	AMC					AMC			AMC				
Pollution globale de l'air	AMC	AMC					AMC							
Coupure	AMC													
Nuisance esthétique		AMC					AMC							
Pertes de sites importants														
Consommation de ressources							AMC							
Paysages	AMC													
Pollution des sols/des eaux	AMC						AMC							
nombre d'impacts considérés	6	5	4	10	4	4	8	4	4	7	5	3	5	9
% d'impacts monétarisés	0%	60%	100%	30%	75%	75%	0%	0%	0%	0%	40%	33%	40%	0%



Source : CEMT 2001.

Alors qu'au Royaume-Uni, aux Pays-Bas ou en Finlande, l'approche, davantage holistique, est moins axée sur les ACA qui, lorsqu'elles sont présentes ne sont qu'un élément de l'évaluation. Comme l'Allemagne et le Danemark, la France privilégie la monétarisation de quelques impacts. Cette tendance s'accroît comme le montre l'évolution des instructions-cadre relative aux méthodes d'évaluation économique des projets d'infrastructure de transport. L'instruction relative aux investissements routiers en rase campagne de 1986²⁸ imposait simplement une analyse à partir d'un tableau multicritère renseigné qualitativement et quantitativement selon les critères. L'instruction²⁹ relative aux grands projets d'infrastructure de 1995, dont s'inspire l'instruction particulière d'octobre 1998 en usage dans le domaine routier (cf. annexe 1), prévoit une évaluation qui repose sur un bilan coûts-avantages « éventuellement complété par d'autres critères » qui s'appuie sur les recommandations du rapport Boiteux de 1994. Suite à la proposition de ce rapport, le programme national de recherche et d'innovation dans les transports terrestres de 1996-2000 (Predit II) a non seulement visé à faire le point sur les connaissances en matière d'évaluation des coûts des effets sonores (mandat confié à l'Inrets et à l'Œil) et des effets de la pollution de l'air (mandat confié au LET et au Greqam), mais également dressé avec l'Ifresi un état de l'art sur des effets divers en milieu urbain (coupure des territoires, affectation des espaces publics et effets sur le paysage). Le rapport Boiteux 2001 recommande la réalisation d'études pour proposer des valeurs de référence du coût des effets de coupure³⁰. L'ACA repousse sans cesse

²⁸ Direction des routes/Setra, mars 1986.

²⁹ Secrétariat d'État aux transports, 3 octobre 1995.

³⁰ Le groupe Boiteux a retenu en priorité le coût du renoncement au déplacement ou à des modes de transport non motorisés, les pertes de temps des piétons et des cyclistes ainsi que l'énergie supplémentaire dépensée. Il recommande également la prise en compte d'aspects plus qualitatifs comme la diminution des relations de voisinage.

ses limites à mesure que la monétarisation des impacts se multiplie et que les coûts occupent une place croissante dans les choix et les débats.

3. 3. 4. Et les avantages externes ?...

Alors que la dernière étude cofinancée par l'UIC a construit une évaluation des coûts externes des transports très complète (cf. annexe 4) où il apparaît que le mode routier occasionne 92 % des coûts hors congestion, l'évaluation des coûts externes de l'automobile proposée par l'OICA ne considère que la pollution de l'air, l'effet de serre et l'insécurité routière³¹. En réponse au Livre blanc de la commission, l'OICA [23] demande que soient évalués, en regard des coûts externes, les avantages fournis par la circulation routière à l'économie et à la société.

La position de l'OICA appelle une analyse rapide du bien fondé de considérer les avantages économiques et sociaux de l'automobile. Au niveau macroéconomique, il existe un lien incontestable entre le développement économique et la croissance de la circulation automobile et des réseaux routiers, mais celle-ci s'explique en grande partie par la richesse des individus et des États qui permet de s'équiper et d'investir. À partir d'un certain seuil de richesse par habitant, l'automobile occuperait même, selon des études américaines [20], une place décroissante. Le trafic automobile n'a pas de valeur intrinsèque et la valeur découle de l'accessibilité qu'il donne aux activités et à la consommation. Or, le développement indéniable de la mobilité et de la vitesse a induit à terme une expansion tentaculaire des villes qui engendre des problèmes spécifiques d'accessibilité. Par ailleurs, les effets de l'automobile sur l'équité sociale et la qualité de vie sont débattus dans les pays développés.

En France, au niveau microéconomique et dans le cadre des ACA appliquées lors des évaluations de projets d'infrastructure, on monétarise uniquement comme avantages externes les vies épargnées et l'atténuation d'impacts environnementaux (par exemple une route de contournement) et comme avantage interne le temps gagné pour les usagers. Certains effets indirects ne semblent donc pas pris en compte. Par exemple, un transport facilité entre deux régions, induit une augmentation de la concurrence entre les producteurs de ces régions, ce qui conduit à une baisse des prix des biens. À court terme, le profit des entreprises concernées peut s'en trouver affecté au bénéfice du surplus des consommateurs. À plus long terme l'infrastructure de transport, en augmentant l'accessibilité, accélère les gains de productivité et la diffusion des innovations. Ces externalités de communication³² résultent de l'intégration des gains de temps par les marchés et sont donc d'une certaine manière initialement valorisées dans l'ACA. Leur ajout au bilan des avantages pourrait être perçu comme un double compte.

Bien que l'ACA soit complétée lors des analyses d'impact par des indicateurs de « gains d'accessibilité », la valorisation des gains de temps, qui dépasse largement celle des coûts externes, s'avère souvent déterminante dans les évaluations de projet. Il reste que la valorisation des gains de temps dans les évaluations des projets, en polarisant l'attention sur l'augmentation des vitesses, n'implique pas nécessairement une amélioration de l'accessibilité. En effet, quand ces gains de temps se traduisent par un accroissement des distances à « budget-temps » constant et par un étalement des villes, ils n'augmentent pas

³¹ L'OICA justifie ce choix limitatif car il constitue le dénominateur commun des études précédentes et que ces éléments constituent sans discussion possible des effets externes. De manière surprenante le bruit n'est pas mentionné comme candidat au statut d'effet externe de l'automobile [24].

³² Les externalités de communication sont liées aux transports et de plus en plus aux télécommunications.

toujours la satisfaction des besoins (consommer, travailler, acheter des biens intermédiaires, vendre...) que les usagers trouvent dans la destination recherchée.

Peut-on simplement justifier d'un point de vue de l'État, la monétarisation d'un développement économique régional qui résulte en partie d'un simple déplacement géographique des activités³³? Néanmoins, à la notion de désenclavement est associé *a priori* et de manière implicite un développement économique qui, sans même être évalué, motive et légitime les investissements routiers. L'impact de long terme des nouvelles infrastructures sur la répartition spatiale des activités devrait mieux éclairer les prises de décisions. L'économie géographique explore par exemple des méthodes qui permettraient d'évaluer les variations des surplus collectifs (utilité des ménages et profit des entreprises) à la proximité du lieu d'implantation de l'infrastructure mais aussi dans l'ensemble d'un territoire beaucoup plus vaste [10, p. 234].

Au-delà d'un enrichissement des méthodes d'évaluation des projets d'infrastructure, les modèles d'économie géographique peuvent également simuler l'impact de l'évolution des coûts des transports sur la croissance et les inégalités régionales. L'internalisation des coûts (et des avantages ?) externes des transports a en effet des implications territoriales qui méritent d'être étudiées en terme à la fois d'efficacité et d'équité.

...Et la congestion ?

L'OICA s'oppose également au point de vue de l'UIC³⁴ qui depuis son dernier rapport, monétarise la congestion en tant que coût externe³⁵ de la circulation routière. Interprété comme le résultat d'un manque d'investissement dans les infrastructures, ce coût, selon l'OICA, ne doit pas être imputé aux automobilistes, principales victimes d'un effet interne à leur « club ». Bien que la congestion générée par les automobilistes, en tant que sous-système, ait des effets externes sur les autres usagers de la route, il est néanmoins discutables³⁶ de l'incorporer aux comparaisons intermodales. Ses effets environnementaux sont par ailleurs comptabilisés dans les coûts de la pollution de l'air et de l'effet de serre.

³³ Elle n'a lieu en Europe qu'en Allemagne et en Espagne où l'impact sur l'emploi et le développement économique est monétarisé.

³⁴ Dans la première étude pour l'UIC de 1995, le professeur Werner Rothengartner de l'IWW ne donnait aucune valeur pour les coûts de congestion.

³⁵ Dans cette étude, la définition de coût externe se réfère à l'individu.

³⁶ Les automobilistes souffrent également de la pollution de l'air, mais le financement des soins par la sécurité sociale est externe.

Bibliographie

1. Ademe, 1999. *Coûts des effets de la pollution atmosphérique sur la santé de la population française* (étude tripartite), pour le compte de Conférence ministérielle de l'OMS.
2. Agence européenne pour l'environnement, 2003. *Transport's price signals-Monitoring changes in European transport prices and charging policy in the framework of TERM*.
3. CCTN, 1995. *Évaluation des externalités des transports dans les transports en 1994* (OEST-Insee).
4. CEMT, 2001. *Évaluer les avantages des transports*. Paris, OCDE, 227 p.
5. Cohen de Lara M., Dron D., 1997. *Évaluation économique et environnement dans les décisions publiques*. Paris, La Documentation Française, 416 p.
6. Comité des directeurs transport, 1999. *Imputation des charges d'infrastructures routières pour l'année 1997*. Paris, ministère de l'Équipement, des Transports et du Logement.
7. Commissariat général du Plan, 1994. *Transports : pour un meilleur choix des investissements* (groupe présidé par Boiteux M.). Paris, La Documentation Française, 132 p.
8. Commission européenne, 1998. *Livre blanc : des redevances équitables pour l'utilisation des infrastructures dans l'UE*. Luxembourg, Office des publications officielles des communautés européennes.
9. Conseil d'analyse économique, Bureau D., Godard O., Hourcade J.C., Henry C., Lipietz A., 1998. *Fiscalité de l'environnement*. Paris, La Documentation Française, 81 p.
10. Conseil d'analyse économique, Guigou J.L., Parthenay D., Gérard-Varet L.A., Mougeot M., Lipietz A., 2001. *Aménagement du territoire*. Paris, La Documentation Française, 253 p.
11. Conseil national des Transports, Bonnafous A., 1998. *Les transports et l'environnement : vers un nouvel équilibre*. Paris, La Documentation Française, 175 p.
12. Crozet Y., 2000. "Les effets externes du transport : quelle harmonisation des préférences collective en Europe" in *L'Environnement au XXI^{ème} siècle : démocratie et politique à long terme, Colloque de Fontevraud (vol. 3)*. Paris, Germes, pp. 295-311.
13. Commission européenne, 1995. *Livre vert de la Commission européenne : vers une tarification équitable et efficace dans les transports*.
14. Greqam Eurequa, 2001. *Monétarisation des effets de la pollution atmosphérique : un*

"état de l'art" pluridisciplinaire, pour le compte du ministère des Transports.

15. Infrac-Zurich IWW-Karlsruhe, 2000. *External costs of transport : accident, environmental and congestion costs of transport in Western Europe*, pour le compte de l'UIC.
16. Inrets, 1997. *Les coûts externes de la circulation routière : essai d'évaluation et étude de stratégie de minimisation*. Arcueil, Inrets, 103 p. (Rapport n°16).
17. Inrets, 1995. *Évaluation monétaire des impacts des transports sur l'environnement - Analyse bibliographique et raisonnée des méthodes et des applications*, pour le compte d'une Convention Setra.
18. Inrets, 1993. *Impact des transports terrestres sur l'environnement, méthodes d'évaluation et coûts sociaux*. Synthèse n°23.
19. IWW-Karlsruhe, Cowiconsultecoplan, 1996. *External costs of transport and internalisation*, pour le compte de ECN.
20. Litman T., Laube F., 1999. *Automobile dependency and economic development*.
21. Murphy J.M., Delucchi 1997. "A review of the litterature on the social cost of motor vehicle use", *Journal of transportation and statistics*.
22. Nicolas J.P., 1998. *Le coût des nuisances des transports : méthodes d'évaluation et usage des résultats obtenus* (document de travail du LET).
23. OICA, 1998. *OICA position on EU commission white paper on fair payment for infrastructure use*.
24. OICA, 1995. *The external costs of the motor vehicle*.
25. Quinet E., 2001. " European pricing doctrines and the EU reform." in *Seminaire "IMPRINT"*. Bruxelles, 21-22 novembre 2001, <http://www.imprint-eu.org>
26. Quinet E., 1998. *Principes d'économie des transports*, Economica, Paris.
27. Quinet E., 1997. "Full social cost of transportation in Europe" in *The Full costs and benefits of transportation Contribution to theory, method and measurement*. Springer.
28. Sikow-Magny C., 2002. *Efficient pricing in transport : results from the 4th and 5th framework research programmes*. Luxembourg, Office des publications officielles des communautés européennes.

4. DES POINTS DE REPÈRES CHIFFRÉS AUX CONSIDÉRATIONS D'EFFICACITÉ ET D'ÉQUITÉ	82
4. 1. L'étude IWW/Infras	82
4. 1. 1. Une base de référence pour l'Europe	82
4. 1. 2. Un tour d'horizon des externalités du transport.....	82
4. 1. 3. Une comparaison de l'efficacité environnementale des différents modes de transport de voyageurs	84
4. 1. 4. Les coûts environnementaux de l'automobile	85
4. 1. 5. Une comparaison France/Europe des coûts externes moyens de l'automobile ...	86
4. 2. Chiffrage IWW/Infras et valeurs tutélaires du rapport Boiteux.....	87
4. 2. 1. Rapport Boiteux 2001 : une base de référence pour la France	87
4. 2. 2. Une comparaison à propos des coûts moyens externes du transport de voyageurs	87
4. 2. 3. Les tendances d'évolution des coûts moyens externes.....	88
4. 3. Des valeurs tutélaires françaises comme base d'indicateurs du coût environnemental de la circulation routière.....	90
4. 3. 1. Des indicateurs nationaux des impacts environnementaux du transport routier..	90
4. 3. 2. Des indicateurs régionaux des impacts environnementaux du transport routier .	91
4. 3. 3. Les évaluations des coûts environnementaux des déplacements locaux.....	93
4. 4. Logique d'efficacité et coûts externes marginaux.....	94
4. 4. 1. Des coûts au kilomètre-véhicule	94
4. 4. 2. Les coûts marginaux et les conditions de trafic	94
4. 4. 3. Les coûts marginaux suivant les types de véhicule.....	95
4. 4. 4. Les coûts marginaux suivant les milieux.....	97
4. 4. 5. Une variable clé : le taux d'occupation des véhicules.....	99
4. 5. Logique d'équité et analyse coûts-avantages de l'automobile.....	100
4. 5. 1. Divergences lors de l'approche comptable des charges	100
4. 5. 2. Bilan coût-avantage proposé par le rapport Lepeltier	100
4. 5. 3. L'automobiliste paie-t-il les coûts qu'il engendre ?.....	101
4. 5. 4. Il y a automobilistes et automobilistes.....	102
4. 5. 5. La logique comptable appliquée à la comparaison automobile - transports en commun.....	104
Bibliographie	107

4. DES POINTS DE REPÈRES CHIFFRÉS AUX CONSIDÉRATIONS D'EFFICACITÉ ET D'ÉQUITÉ

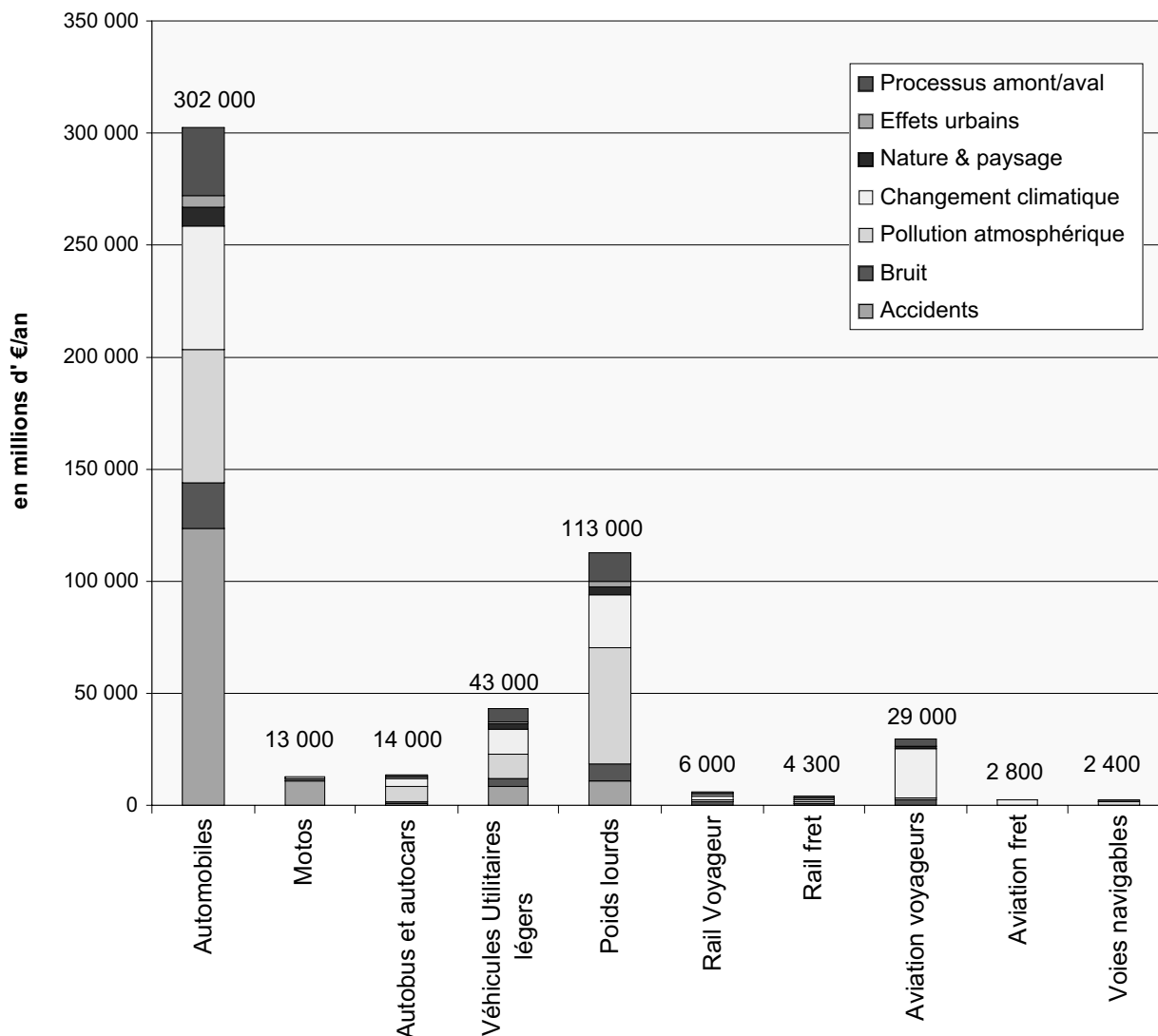
4. 1. L'étude IWW/Infras

4. 1. 1. Une base de référence pour l'Europe

Cette étude, cofinancée par l'UIC a été commandée par la Commission européenne suite à la publication du Livre vert « *Pour une tarification équitable et efficace des transports* ». L'étude a porté sur dix-sept pays, à savoir : les quinze États de l'UE, la Suisse et la Norvège. Elle s'est intéressée à un large éventail des modes de transport de voyageurs et de marchandises. Elle constitue la référence retenue par l'Agence européenne de l'environnement pour bâtir l'indicateur « coûts externes du transport » contenu dans le rapport TERM (Transport and Environment Reporting mechanism). L'évaluation IWW/Infras est donc à la fois considérée comme la base d'un indicateur de pression sur l'environnement, mais aussi comme une référence pour apprécier l'internalisation des coûts externes dans le prix des transports et l'intégration des préoccupations environnementales dans la politique des transports. Il n'existe certes pas de méthodes incontestables de calcul des coûts externes et ce chiffrage reste entouré d'incertitudes. Cependant, compte tenu de l'ampleur des travaux (par l'éventail des différents coûts externes évalués, la diversité des modes de transports de voyageurs et de marchandises étudiés, et l'estimation à la fois des coûts marginaux et des coûts moyens), cette évaluation offre une image complète des coûts externes qui permet de comparer les modes de transport et les différents types d'impacts. Elle offre aussi un support pour mettre en perspective les pratiques françaises de monétarisation qui reposent sur les conclusions du rapport Boiteux.

4. 1. 2. Un tour d'horizon des externalités du transport

Le graphique 13 ci-après présente l'ensemble des coûts totaux. Les coûts externes (hors congestion) s'élèvent à 530 milliards d'euros en 1995, soit 7,8 % du PIB total des 17 pays européens considérés. Les coûts des accidents, avec 29 % des coûts pour l'ensemble des modes, constituent la catégorie la plus importante mais les coûts de la pollution atmosphérique et du changement climatique atteignent 48 % du total des coûts externes. Alors que les coûts de la nature et du paysage, ainsi que des effets urbains considérés, sont d'une importance mineure, les effets en amont (11 %) sont significatifs, notamment parce qu'ils ont un impact supplémentaire sur la pollution atmosphérique et le changement climatique.

Graphique 13 : Comparaison entre mode des coûts totaux 1995 dans 17 pays européens

Coûts externes totaux en 1995 : 530 milliards d'euros

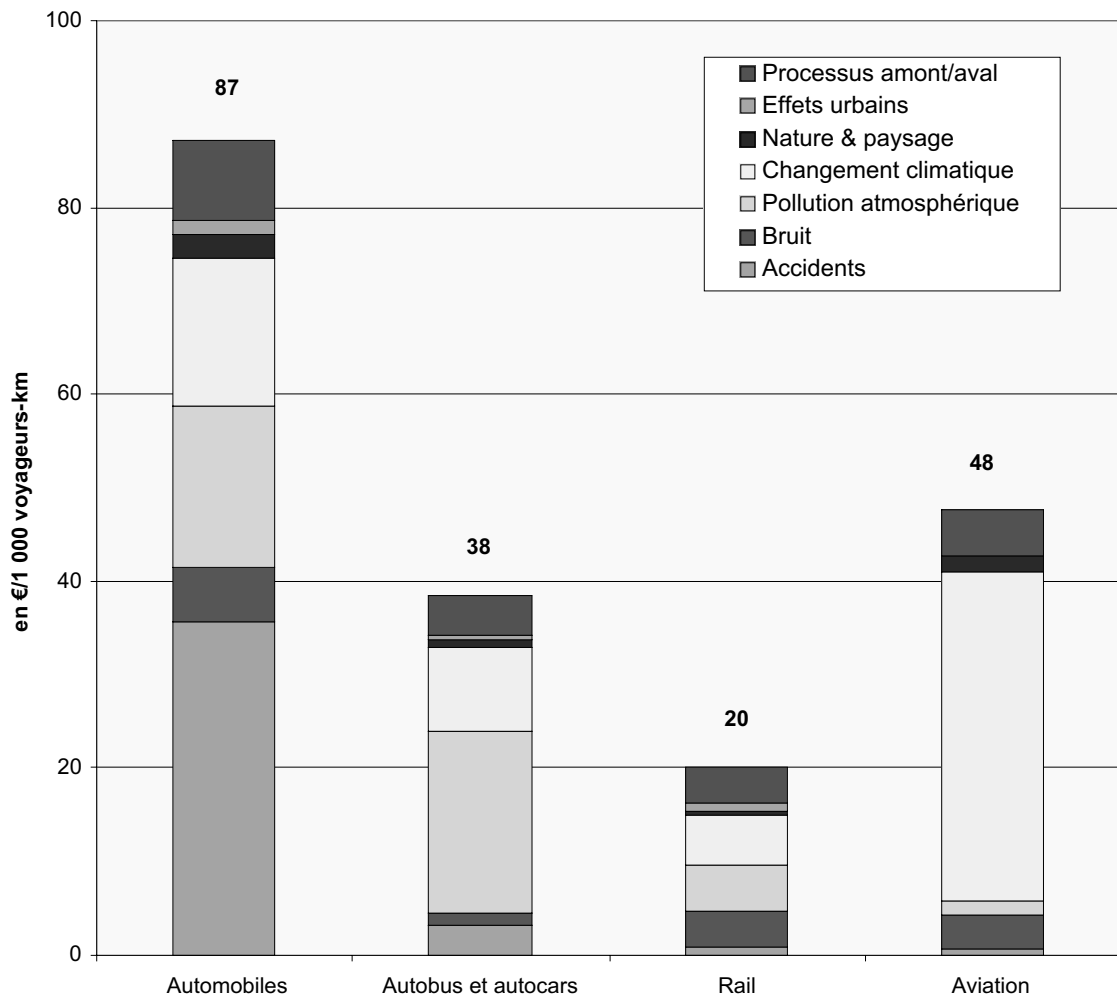
Source : IWW/Infras [13].

Le mode routier représente 92 % de ces coûts hors congestion ; il est suivi du mode aérien qui génère 6 % des coûts externes. L'importance du rail (2 %) et des voies navigables (0,5 %) est faible. Deux tiers des coûts sont dus au trafic voyageurs, un tiers des coûts est dû au trafic fret. Quant aux automobiles, elles génèrent 57 % du coût externe total des transports et 62 % du coût des transports routiers.

4. 1. 3. Une comparaison de l'efficacité environnementale des différents modes de transport de voyageurs

Pour comparer l'efficacité environnementale des modes de transport, les coûts moyens sont ici exprimés en euros, pour 1 000 voyageurs-kilomètre.

Graphique 14 : Comparaison entre modes de transport de voyageurs des coûts externes moyens 1995 dans EUR17



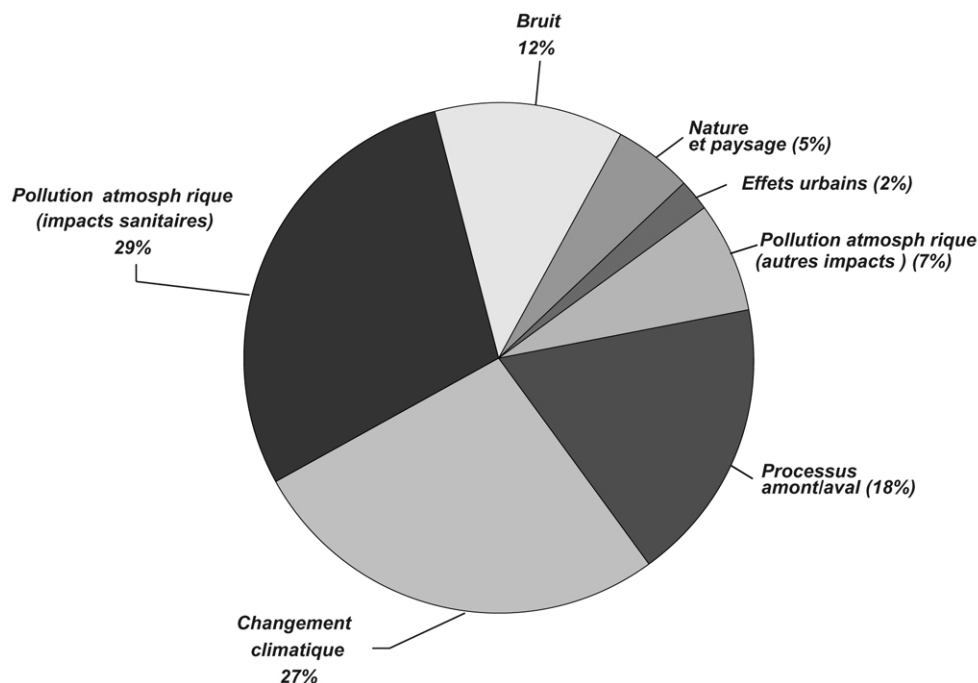
Source : IWW/Infras [13].

Dans le secteur du transport de voyageurs, ces coûts, pour 1 000 voyageurs-kilomètre, atteignent en voiture 87 euros. Les coûts du secteur ferroviaire s'élèvent seulement à 20 euros, soit 4,4 fois moins que les coûts des voitures particulières.

4. 1. 4. Les coûts environnementaux de l'automobile

Selon IWW/Infras, l'ensemble des coûts environnementaux de l'automobile représente, en 1995, 57 % du total des coûts externes de l'automobile (contre 43 % pour l'insécurité routière). La figure suivante montre le poids de l'effet de serre et de l'impact sanitaire de la pollution de l'air produits directement par la circulation automobile : il représente 56 % des coûts environnementaux étudiés. En ajoutant les impacts sur les bâtiments, les forêts et les récoltes ainsi que les émissions de l'amont et de l'aval (32 % du changement climatique et 20 % de la pollution de l'air), il contribue au total, selon IWW/Infras, pour 69 % du coût environnemental direct et indirect de l'automobile.

Graphique 15 : Répartition des coûts moyens 1995 de l'automobile dans 17 pays européens



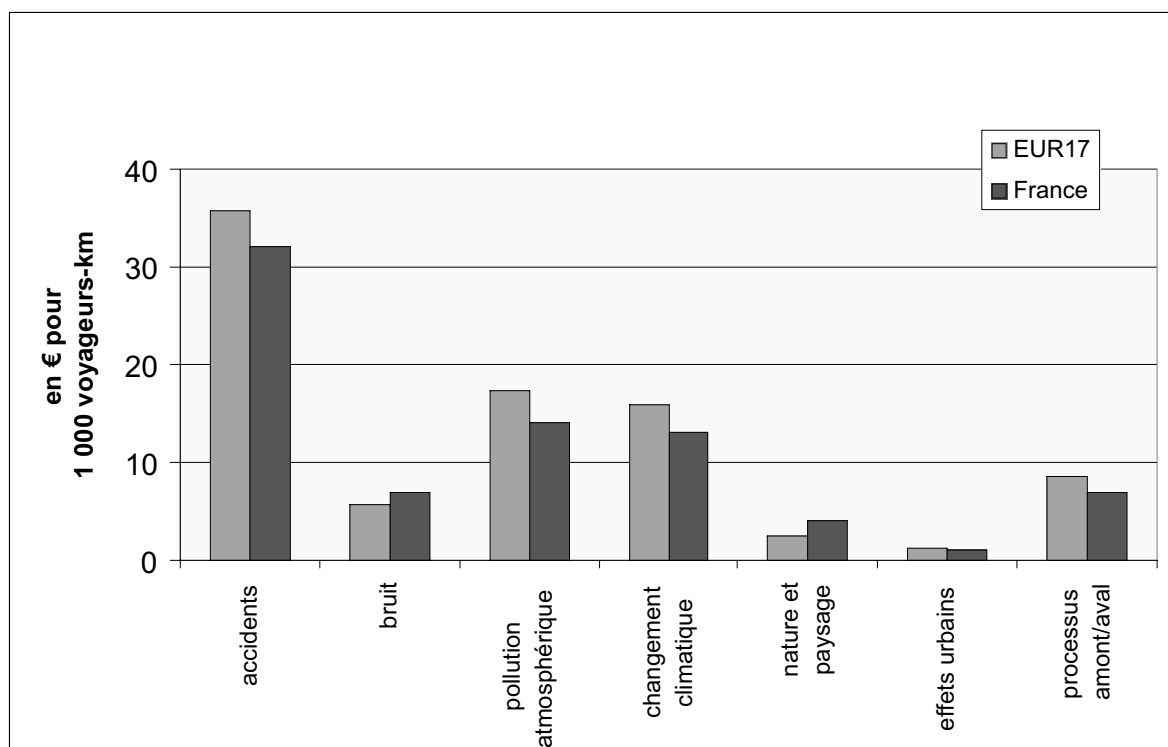
Source : IWW/Infras [13].

L'encadré du graphique 15 ci-dessus regroupe des impacts qui sont souvent négligés dans les évaluations de coûts comme ceux des « effets urbains » liés à la rareté de l'espace dans les zones urbaines et des « processus amont-aval » liés entre autre aux émissions des cycles de vie des véhicules, des carburants et des infrastructures (cf. annexe 4). Ils représentent 32 % des coûts environnementaux évalués dans l'étude IWW/Infras.

Le bruit, la pollution de l'air et l'effet de serre constituent l'essentiel des coûts marginaux de court terme (liés directement à l'utilisation du véhicule). Cela explique aussi pourquoi ils ont été davantage étudiés.

4. 1. 5. Une comparaison France/Europe des coûts externes moyens de l'automobile

Graphique 16 : Comparaison des coûts externes moyens 1995 de l'automobile : France/Europe (17 pays)



Source : IWW/Infras [13].

La figure ci-dessus présente les coûts moyens externes de l'automobile pour 1 000 voyageurs-kilomètre. Selon l'évaluation IWW/Infras, le total des coûts externes moyens lors du parcours d'un voyageur en voiture particulière d'une même distance est, légèrement inférieur (-10 %) en France à la moyenne européenne.

Cette comparaison est affectée par les différences de définitions statistiques et de fiabilité des données suivant les pays. L'évaluation s'appuie par exemple sur un taux d'occupation moyen des véhicules français qui semble surestimé¹. Il faut par ailleurs rappeler que le nombre de kilomètres en automobile par habitant est en France, selon Eurostat, l'un des plus élevé d'Europe : 20 % supérieurs en 1998 à la moyenne des quinze pays de l'Union européenne [10].

L'évaluation IWW/Infras du coût moyen par voyageur-kilomètre de la pollution de l'air est en France inférieure à la moyenne européenne. La faible densité relative des populations exposées peut expliquer de plus faibles coûts au voyageur-kilomètre. Cependant, la prise en compte de l'ensemble des PM10 (émises par l'échappement ou non) ne permet pas d'intégrer l'impact sanitaire lié à la diésélisation du parc de 1995.

¹ Le taux d'occupation proposé pour la France (1,86) par IWW/Infras correspond en réalité à une donnée Eurostat qui ne semble pas refléter l'importance des trajets urbains à faible taux d'occupation (environ 1,25 d'après le SES). L'affectation des circulations aux taux d'occupation respectifs conduit à une moyenne pondérée de 1,79 (cf annexe 7). Cela explique pourquoi il se situe à un niveau autant supérieur à la moyenne des 17 pays (1,74).

Le coût moyen par voyageur-kilomètre associé au changement climatique est également moins élevé en France. La part élevée du « diesel » dans le parc français implique, il est vrai, une moindre émission de CO₂ au kilomètre mais la part importante des véhicules de petite cylindrée contribue également à améliorer l'efficacité énergétique du voyageur-kilomètre.

La valeur élevée pour la France du coût externe moyen du bruit s'explique par le niveau du revenu/tête qui induit un fort consentement à payer pour réduire la nuisance sonore.

L'emprise importante des infrastructures routières sur le territoire français contribue au fort coût relatif de l'impact sur la nature et les paysages.

4. 2. Chiffrage IWW/Infras et valeurs tutélaires du rapport Boiteux

4. 2. 1. Rapport Boiteux 2001 : une base de référence pour la France

Le rapport Boiteux de 2001 ne propose pas de techniques de monétarisation pour certains coûts externes tels que la pollution de l'eau et des sols, les vibrations, les effets de coupure ou la gêne visuelle. Les conclusions du rapport ont néanmoins permis au Certu [5], en appliquant les valeurs tutélaires aux trafics routiers et ferroviaires et leur répartition suivant les milieux (urbain dense, urbain diffus et rase campagne), de calculer les coûts externes de l'insécurité routière (accidents), du bruit, de la pollution de l'air et de l'effet de serre des différents modes de transport de voyageurs. La réactualisation du rapport Boiteux 2001 (par rapport à l'application des valeurs tutélaires de 1995) conduit à évaluer les coûts externes de ces quatre nuisances du transport terrestre intérieur de voyageurs (route et ferroviaire) pour l'année 1998 à près de 22 milliards d'euros.

Tableau 19 : Les coûts externes du transport de voyageurs en 1998, selon les recommandations du rapport Boiteux de 2001

<i>en millions d'euros</i>	Accidents	Pollution atmosphérique	Effet de serre	Bruit	Total monétarisé	
<i>Transports routiers</i>	12 689	4 656	2 227	1 790	21 363	99 %
<i>dont véhicules légers (1)</i>	11 701	3 904	2 137	1 489	19 231	89 %
<i>dont transports collectifs</i>	308	250	69	54	681	3 %
<i>dont deux roues motorisés</i>	680	502	22	247	1 451	7 %
<i>Transport ferroviaire</i>	88	11	20	133	251	1 %
Total transport terrestre	12 777	4 667	2 247	1 923	21 614	
	59 %	22 %	10 %	9 %		

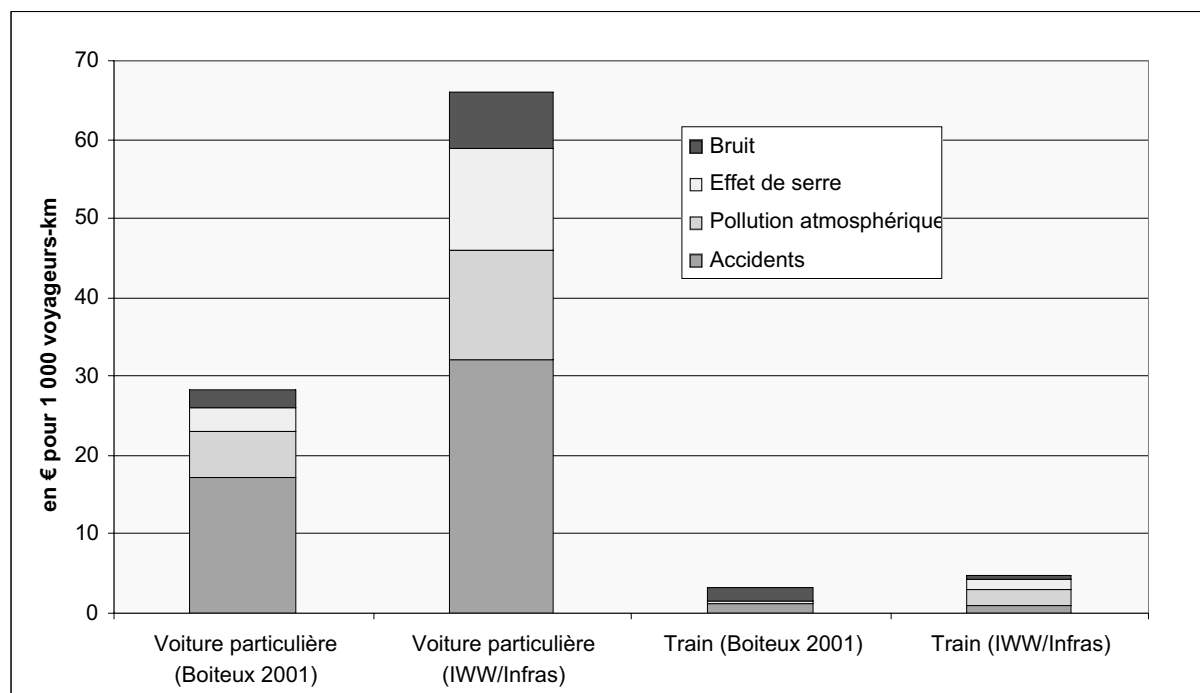
(1) voitures particulières et véhicules utilitaires légers utilisés par les ménages.

Source : Certu.

4. 2. 2. Une comparaison à propos des coûts moyens externes du transport de voyageurs

À partir des coûts totaux des quatre nuisances communes aux deux chiffrages, on peut évaluer des coûts moyens au voyageur-kilomètre à partir des valeurs tutélaires et les comparer aux estimations d'IWW/Infras pour la France.

Graphique 17 : Coûts moyens au voyageur-kilomètre selon IWW/Infras (1995) et valeurs tutélaire Boiteux 2001 (1998) en euros courants



Source : IWW/Infras et rapport Boiteux.

Les valeurs tutélaire du rapport Boiteux 2001 correspondent à un chiffrage nettement inférieur aux coûts externes évalués par IWW/Infras. Les coûts moyens de l'automobile par rapport à ceux du train sont nettement supérieurs dans l'évaluation européenne (un facteur de 13) comparés à ceux obtenus en appliquant les valeurs tutélaire (facteur 8).

Pour l'automobile, IWW/Infras propose pour ces quatre nuisances une évaluation 2,3 fois plus élevée. La différence est davantage marquée pour l'effet de serre (un facteur de 4,1) et pour le bruit (3,1) que pour la pollution de l'air (2,4) ou l'insécurité routière (1,8).

4. 2. 3. Les tendances d'évolution des coûts moyens externes

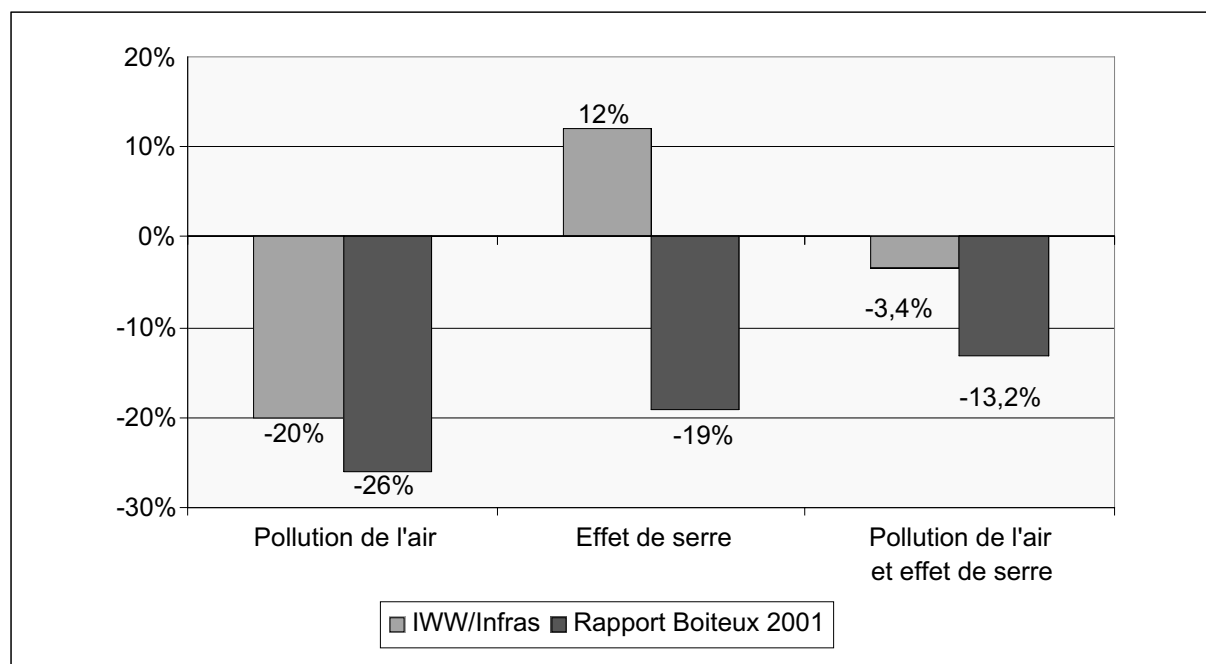
Les différences concernant les prévisions tendancielle des coûts externes moyens proposés par ces deux chiffrages tendent à renforcer les écarts décrits ci-dessus. Selon IWW/Infras, les coûts externes moyens par voyageur-kilomètre, dans les dix-sept pays européens étudiés, devraient augmenter pour la route de 8 % entre 1995 et 2010 alors que pour le rail ils devraient diminuer de 2 %². Entre 1995 et 2010, IWW/Infras prévoit une augmentation de 7 %³ du coût moyen du bruit du voyageur-kilomètre en voiture particulière. Les indications du rapport Boiteux 2001 ne nous permettent pas de fonder une évaluation de cette tendance, car l'évolution de l'exposition de la population est trop mal connue.

² Cette diminution s'explique par une baisse importante (près de la moitié) du coût moyen de la pollution de l'air due à une généralisation des trains à propulsion électrique au détriment des motorisations diesel.

³ Les évolutions technologiques sont compensées par l'augmentation du consentement à payer.

En utilisant les mêmes prévisions d'émissions unitaires de CO₂, [20] et du PIB par tête [18], il est possible de comparer les tendances d'évolution des coûts de la pollution de l'air et du changement climatique selon qu'ils sont calculés avec l'évolution des valeurs retenue par IWW/Infras ou avec celle des valeurs tutélaires proposées dans le rapport Boiteux 2001⁴.

Graphique 18 : Évolution tendancielle des coûts moyens (au voyageur-kilomètre) de la pollution de l'air et de l'effet de serre (1995-2010)



Source : estimation d'après IWW/Infras, rapport Boiteux 2001 et TRENDS [20].

Il apparaît une forte divergence à propos de la tendance du coût de l'effet de serre entre les deux chiffrages. Cela s'explique par le choix de la commission Boiteux de garder la valeur de la tonne de carbone à un niveau constant (voir p. 131).

Les tendances concernant la pollution de l'air convergent davantage. Dans les deux chiffrages, l'augmentation des consentements à payer ne compense pas l'amélioration technologique. La baisse des émissions unitaires de polluants permet une diminution très marquée de l'impact sanitaire (-74 % entre 1995 et 2010 selon les valeurs tutélaires du rapport Boiteux). Cette tendance est légèrement moins prononcée dans l'étude IWW/Infras car elle intègre l'ensemble des particules PM10 émises (issues de l'échappement ou non) (voir p. 49).

La baisse du coût moyen par voyageur-kilomètre de ces deux nuisances est davantage prononcée dans le chiffrage issu des valeurs tutélaires (-13,2 % entre 1995 et 2001). Compte tenu de la hausse du nombre de voyageurs-kilomètre (+13,6 % entre 1995 et 2001), cette baisse compense tout juste l'augmentation du trafic et les coûts totaux de l'automobile devraient même augmenter d'ici 2010, en France et dans les autres pays de l'Union européenne : En effet, d'après l'étude IWW/Infras, les coûts longtemps négligés des impacts sur l'espace et le paysage augmenteront, avec la sensibilité à l'environnement, à un rythme soutenu.

⁴ On suppose ici que la consommation finale des ménages évolue au même rythme que le PIB.

4. 3. Des valeurs tutélaires françaises comme base d'indicateurs du coût environnemental de la circulation routière

Le chiffrage des coûts externes obtenus à partir des valeurs tutélaires peut faire l'objet de débats. Il offre néanmoins des estimations bâties à partir de choix qui ont été le résultat d'une concertation au sein de la commission Boiteux. En conséquence, les valeurs tutélaires confèrent aux coûts qui en sont issus un point d'ancrage « officiel » pour informer sur les valeurs monétaires des coûts environnementaux des transports routiers à l'échelle nationale, régionale et locale.

4. 3. 1. Des indicateurs nationaux des impacts environnementaux du transport routier

Les impacts du transport routier (marchandises et voyageurs) font l'objet d'une attention particulière. L'importance du transport routier vis-à-vis du changement climatique et de la pollution de l'air est en effet manifeste. Sans tenir compte des émissions d'amont et d'aval, il contribue en France pour 27 % (2001) aux émissions totales de CO₂ et 56 % (1996) aux émissions anthropiques de PM₁₀ [1].

À partir des valeurs tutélaires issues du rapport Boiteux 2001 et des conventions de calcul du compte national du transport de voyageurs (CNTV), le Certu a calculé la répartition des coûts externes, insécurité routière comprise, du transport routier (27 milliards d'euros en 1998 dont 51 % dus aux accidents de la route).

Tableau 20 : Répartition des coûts environnementaux du transport routier (marchandises et voyageurs) en 1998 selon les recommandations du rapport Boiteux de 2001 et les calculs du Certu [4]

	Voitures particulières et véhicules utilitaires légers		Poids lourds	Bus et cars	Véhicules deux roues motorisés	Total en millions d'euros	
Effet de serre	74 %	24 %		2 %	0,5 %	3,52	13 %
Pollution atmosphérique	62 %	29 %		4 %	5 %	6,79	25 %
Bruit	58 %	31 %		2 %	9 %	2,89	11 %
Insécurité routière ⁵	84 %	9 %		2 %	5 %	13,92	51 %
Total (en milliards d'euros)	20,24	4,94		0,66	1,28	27,1	
Trafic en milliards de véhicules-km	467,2	31,2		2,8	5,7		
Part de circulation en milieu rural	50 %	64 %		34 %	34 %		

Source : d'après le Certu.

⁵ L'imputation des coûts de l'insécurité routière dépend pour la partie valorisation des règles préconisées dans le dernier rapport Boiteux avec déduction de la prise en charge des dommages corporels par les assurances (20,8 % du coût total) selon les types de véhicules. Pour la partie dommage, le CNTV [7], en l'absence de statistiques disponibles sur la responsabilité des véhicules, suppose que la responsabilité d'un accident revient au véhicule le plus lourd.

4. 3. 2. Des indicateurs régionaux des impacts environnementaux du transport routier

La méthode du Certu peut être appliquée également dans les régions administratives. Le manque de données régionales concernant les trafics constitue le premier obstacle. L'estimation du Citepa des trafics régionaux selon les types de véhicules, les milieux (urbain, rural et autoroute) réalisée dans le cadre du calcul des émissions régionales de polluants [8] peut servir de base à un calcul des coûts régionaux du transport routier. En attendant l'estimation pour l'année 2000 à venir, ces coûts ont été évalués seulement pour l'année 1994.

Après calcul des coûts unitaires (à partir des valeurs tutélaires et leur indexation) correspondants à la répartition du trafic utilisée par le Citepa et à l'année 1994 (cf. annexe 8), l'auteur obtient des coûts totaux régionaux de la pollution de l'air, du bruit et de l'effet de serre.

Tableau 21 : Les coûts externes régionaux en 1994 du transport routier (voyageurs et marchandises)

	Coûts avant correction (en millions de francs courants)				Coûts après prise en compte de la densité urbaine			
	Coût total	Bruit	Pollution de l'air	Effet de serre	Coût total des nuisances locales (bruit et pollution de l'air) en francs par habitant	Coût des nuisances locales Par habitant (en francs par habitant)	Coût de l'effet de serre (en francs par habitant)	Coût de l'effet de serre / PIB
Alsace	2 106	440	1 132	534	1 705	1 047	319	0,26 %
Aquitaine	4 704	1 000	2 485	1 219	2 843	921	428	0,41 %
Auvergne	1 545	325	804	416	1 127	857	316	0,33 %
Basse-Normandie	1 867	399	966	502	1 400	1 006	357	0,36 %
Bourgogne	2 510	516	1 278	716	1 662	1 001	444	0,42 %
Bretagne	4 288	955	2 259	1 074	2 970	1 016	377	0,39 %
Centre	3 661	764	1 907	990	2 541	1 039	412	0,38 %
Champagne-Ardenne	1 861	399	969	493	1 556	1 208	367	0,35 %
Corse	327	67	175	85	238	931	333	0,38 %
Franche-Comté	1 376	294	726	356	952	840	321	0,31 %
Haute-Normandie	2 587	562	1 378	647	2 288	1 370	369	0,34 %
Île-de-France	11 827	2 389	6 719	2 719	36 964	4 201	252	0,14 %
Languedoc-Roussillon	3 552	732	1 900	920	2 595	1 177	419	0,46 %
Limousin	784	162	404	218	539	737	304	0,32 %
Lorraine	2 890	619	1 534	737	2 097	901	319	0,32 %
Midi-Pyrénées	2 972	619	1 547	806	1 951	753	324	0,32 %
Nord - Pas-de-Calais	4 561	960	2 492	1 109	4 508	1 219	278	0,30 %
Pays de la Loire	4 158	894	2 193	1 071	3 050	971	342	0,34 %
Picardie	2 219	467	1 159	593	1 664	917	324	0,33 %
Poitou-Charentes	2 606	553	1 332	721	1 716	1 023	446	0,47 %
Provence - Alpes - Côte d'Azur	6 402	1 339	3 565	1 498	4 680	1 057	343	0,32 %
Rhône-Alpes	8 217	1 733	4 392	2 092	6 316	1 165	382	0,33 %
Métropole	77 018	16 191	41 315	19 512	85 362	1 631	340	0,29 %
Province	65 192	13 802	34 596	16 794	48 398	1 037	360	0,35 %

Source : Estimation de l'auteur.

La prise en compte de la densité de population

Les coûts des nuisances locales (bruit et pollution de l'air), au contraire de celui de l'effet de serre, ne peuvent pas reposer sur des mêmes coûts unitaires communs à toutes les régions. Ainsi, compte tenu des fortes densités de la région parisienne, le calcul des coûts avant correction sous-estime la gêne et l'impact sanitaire des nuisances locales d'Île-de-France. Il est donc nécessaire de corriger les coûts unitaires urbains, proportionnellement à la densité de la population exposée. En supposant que l'estimation globale pour l'ensemble des régions de la province correspond à des densités mieux adaptées aux valeurs tutélaires, la correction a par ailleurs été effectuée à somme constante des coûts totaux de la métropole hors Île-de-France.

Si l'évaluation des coûts régionaux de la pollution de l'air repose, comme le rapport Boiteux, sur les hypothèses de l'OMS, ce sont dans les pôles urbains que sont concentrés les impacts sanitaires des émissions du transport routier. En effet, la carte des concentrations en PM₁₀ [1] montre une baisse rapide des concentrations à la périphérie des villes. Sur cette base et en première approximation⁶, la correction des coûts unitaires des nuisances locales provoquées par la circulation urbaine, est réalisée à partir des densités moyennes des pôles urbains des régions. Quant aux nuisances locales de la circulation rurale, elles ne sont pas corrigées et sont calculées à partir de coûts unitaires retenus pour la rase campagne à l'échelle nationale.

Comme la méthode et les données sont communes à toutes les régions, le calcul des coûts donne les bases d'une comparaison interrégionale. Les coûts obtenus intègrent à la fois la circulation de l'ensemble des véhicules selon les milieux et l'exposition de la population. Rapportés à la population ou au PIB, ils constituent donc des indicateurs synthétiques des impacts environnementaux des transports routiers régionaux.

4. 3. 3. Les évaluations des coûts environnementaux des déplacements locaux

L'évaluation des coûts environnementaux du transport routier à l'échelle locale impliquerait une prise en compte plus fine des densités de population mais aussi des phénomènes de diffusion (qui jouent de manière très différente selon les polluants) et de propagation du bruit.

À un niveau aussi désagrégé qu'une ville, une telle évaluation devrait donc reposer sur une approche « *impact pathway* » prenant en compte le climat, la topographie et surtout la forte hétérogénéité de la densité de population. Des logiciels de modélisation d'émissions (comme IMPACT de l'Ademe), l'élaboration des cartes de bruit stratégiques (exigées dès 2008, par la directive 2002/49/CE pour les agglomérations de plus de 250 000 habitants), et la démarche du projet ExternE permettent la mise en œuvre de méthodes alternatives à la simple application de la circulaire n° 98-99 relative aux méthodes d'évaluation économique des investissements routiers qui repose sur la vision simpliste d'un monde uniforme (cf. annexe 1).

Néanmoins, les valeurs tutélaires du rapport Boiteux donnent une première approximation des coûts unitaires (cf. annexe 3) que le Certu invite à utiliser dans le cadre des comptes des déplacements locaux [3].

⁶ Une analyse cartographique des trafics et des densités de population permettrait de proposer des coûts unitaires plus près des spécificités locales et régionales et d'affiner l'évaluation des coûts régionaux.

4. 4. Logique d'efficacité et coûts externes marginaux

4. 4. 1. Des coûts au kilomètre-véhicule

Selon la théorie économique, l'internalisation des coûts externes par les prix permet d'aboutir à un optimum social. Ce prix à payer doit alors être aligné au mieux sur les coûts marginaux (coûts externes dont congestion et coûts d'infrastructure) générés par chaque usage supplémentaire d'une unité de trafic, c'est-à-dire d'un véhicule. Un paiement calculé en fonction du nombre d'occupants dans le véhicule⁷, ne pourrait donc pas être considéré comme une internalisation des coûts marginaux car les externalités pour un usage donné ne sont pas (ou peu) fonction du taux d'occupation. Un raisonnement fondé sur l'efficacité économique obtenue par des signaux de prix suppose donc une évaluation des coûts marginaux au kilomètre-véhicule. Ces coûts varient fortement en fonction du trafic, des types de véhicule, du milieu, et même des motifs des déplacements des véhicules voisins si l'on tient compte de la valeur du temps perdu suite aux embouteillages⁸...

4. 4. 2. Les coûts marginaux et les conditions de trafic

D'après l'étude IWW/Infras, le coût moyen de la congestion ne représente en Europe que 6 %⁹ des autres coûts externes de l'automobile (13 euros/1 000 véhicule-km). Exprimée en coût marginal sur un corridor donné, la congestion¹⁰ peut représenter entre cinq fois (Paris-Vienne) et huit fois (Paris-Bruxelles) la somme des coûts marginaux des accidents et des impacts environnementaux [13, p. 172].

Tableau 22 : Coût marginal de la congestion en fonction des conditions de trafic

<i>En euros/1 000 véhicules-km (1995)</i>	<i>Trafic fluide</i>	<i>Trafic dense</i>	<i>Congestion</i>
<i>ville</i>	26	2 708	3 096
<i>autoroute</i>	11	1 907	2 032

Source : IWW/Infras [13,p. 135].

Dès que la circulation est suffisamment dense, les coûts marginaux de la congestion l'emportent largement sur les autres coûts marginaux qu'ils soient environnementaux ou d'entretien et de renouvellement des infrastructures¹¹.

⁷ Néanmoins, l'internalisation des coûts marginaux devrait indirectement encourager le covoiturage.

⁸ La valeur de l'heure retenue par le rapport Boiteux en région parisienne est de 13 euros pour un déplacement professionnel, 11,60 euros lors du déplacement domicile-travail et 6,40 euros pour les autres motifs.

⁹ Ces coûts de congestion sont concentrés pour 70 % en milieu urbain et pour le reste le long de la « banane bleue » (Royaume-Uni, France, Allemagne et Nord de l'Italie).

¹⁰ La valeur de l'heure utilisée par IWW/Infras est de 14 euros par passager européen.

¹¹ Une étude sur les autoroutes suisses (2002) [21] a conclu par exemple que les coûts marginaux de long terme des infrastructures se situent entre 10 et 40 euros/1 000 véhicules-km pour les voitures particulières et 300 et 600 euros/1 000 véhicules-km pour les poids lourds.

Tableau 23 : Comparaison des coûts moyens et des coûts marginaux dans les conditions les plus courantes de circulation

En euros / 1 000 véhicules-km (1995)	Bruit (1)	Pollution de l'air (2)	Effet de serre	Nature paysage (3)	Effets urbains	Amont aval (3)	Accidents
Coûts marginaux (2)	0,2-21	5-17	12-25	0-1,8	10,7-11,7	3,3-6,7	11-54
Coûts moyens	5,7	17	16	2,5	1,5	8,6	36

(1) Les coûts marginaux du bruit ne sont ici pas pris en compte (facteur qui peut atteindre 2,5 entre le jour et la nuit).

(2) Impacts sanitaires (81%) et autres.

(3) Il s'agit des coûts marginaux de long terme.

Source : IWW/Infras.

L'efficacité des péages urbains, dans les villes congestionnées, repose dans un premier temps sur la régulation du trafic par une tarification calculée à partir du coût de la congestion¹² mais aussi des autres coûts marginaux qui ne sont plus négligeables, le trafic étant devenu plus fluide.

4. 4. 3. Les coûts marginaux suivant les types de véhicule

La méthode « *impact pathway* » du projet ExternE utilisée par IWW/Infras pour la partie consacrée aux coûts marginaux a permis de bien distinguer l'impact des différentes technologies. Le coût de la pollution de l'air s'avère particulièrement sensible au type de motorisation et aux caractéristiques du véhicule.

Tableau 24 : Coûts marginaux de la pollution de l'air des voitures particulières selon le type de motorisation (euros/1 000 véhicules-km) selon ExternE [13, p.108]

	Urbain	Interurbain dense	Rural
Essence avant Euro	36,0	31,1	8,5
Essence Euro 1	9,6	7,2	1,2
Essence Euro 3	8,3	4,2	1,1
Diesel Euro 1	24,8	17,9	2,8

Source : IWW/Infras.

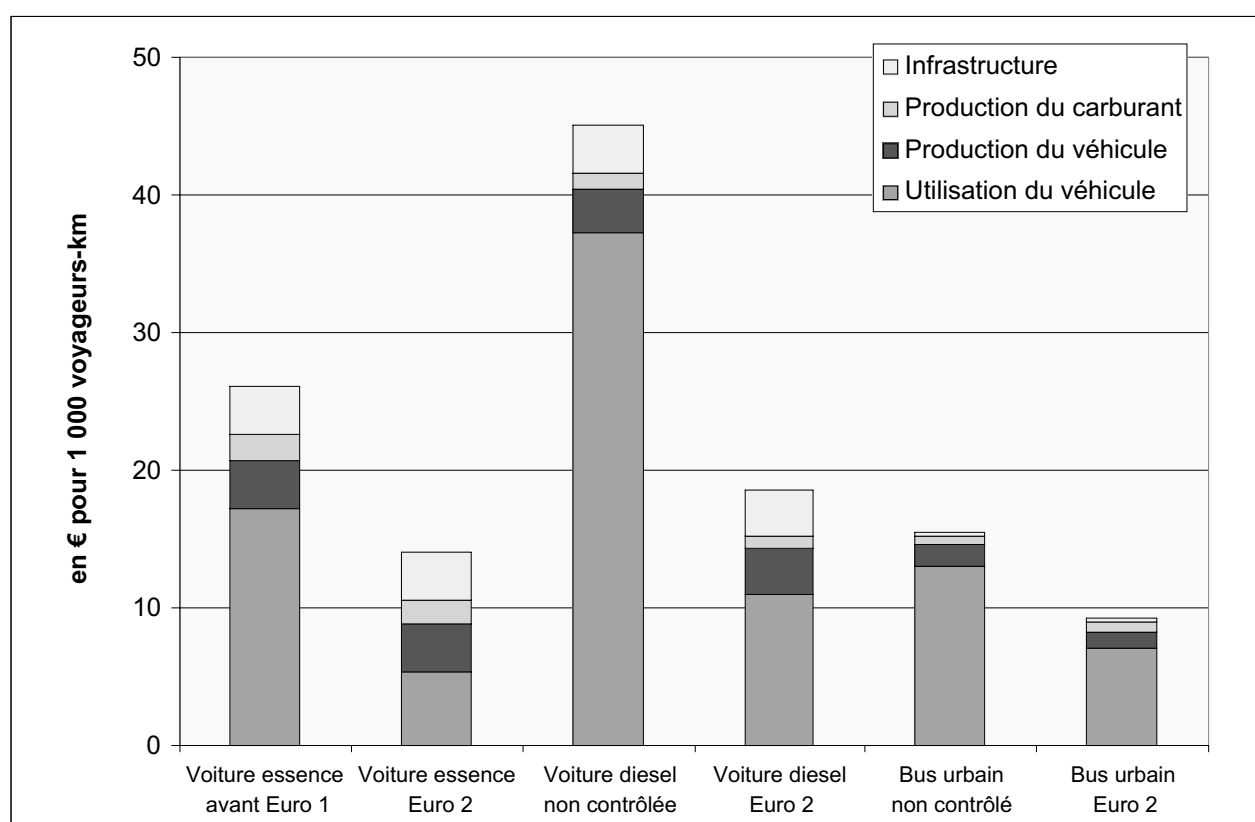
Selon les types de motorisation et les caractéristiques du véhicule et pour un même trajet, les coûts marginaux de la pollution de l'air peuvent varier du simple au quadruple en ville et encore davantage en rase campagne. Si l'introduction de la norme Euro 1 a considérablement réduit les dommages de la pollution de l'air en milieux rural et urbain, les passages aux normes Euro 2 puis Euro 3 ont eu un impact beaucoup plus faible en ville. En effet, les émissions de particules, qui sont responsables de la plus grande part de l'impact sanitaire en

¹² Il ne faudrait pas conclure à l'examen des coûts de la congestion qu'un prix optimal de péage atteint 2 ou 3 euros le kilomètre. Une internalisation des coûts marginaux éviterait en effet de telles densités de circulation et de tels coûts de congestion. Le modèle Trenen [19] appliqué aux grandes villes européennes montre qu'une tarification efficace conduirait à augmenter le coût de la circulation automobile de 70 à 270 %. Dans le même temps la part modale de l'automobile diminuerait et la vitesse de circulation augmenterait sensiblement.

milieu urbain, ont relativement peu baissé avec l'évolution de la réglementation (voir tableau 17 p. 51).

La comparaison des technologies implique la prise en compte des coûts marginaux liés aux cycles de vie des carburants, du véhicule et de l'infrastructure. Friedrich et Bickel ont ainsi comparé, à partir des résultats d'ExternE¹³ les coûts marginaux de pollution de l'air et d'effet de serre pour différents types de véhicules dans la ville de Stuttgart [11]. L'utilisation du véhicule reste en général prépondérante dans la structure des coûts. Il convient cependant de souligner que, dans le cas d'une automobile essence aux normes Euro 2, l'entretien et le renouvellement des infrastructures ainsi que la production et la fin de vie du véhicule génèrent des émissions équivalentes en coûts monétaires à celles issues de la production et la combustion du carburant consommé par le véhicule.

Graphique 19 : Comparaison des coûts de la pollution de l'air et de l'effet de serre (valeurs médianes) en transport urbain dans la ville de Stuttgart (1995)



Source : ExternE [11, p.78].

Dans le cas des voitures particulières, les productions de carburant et du véhicule contribuent¹⁴ à la plus grande part des émissions d'amont et d'aval. Par ailleurs, le coût

¹³ Les valeurs d'ExternE conduisent à une estimation légèrement inférieure à celle d'IWW/Infras en matière de pollution de l'air mais nettement inférieure en matière d'effet de serre (La valeur de la tonne de CO₂ évitée est de 19 euros la tonne dans l'étude ExternE contre 135 euros dans l'étude IWW/Infras). Les valeurs médianes agrégées conduisent à une estimation pour l'Allemagne des coûts externes du transport (bruit, pollution de l'air, effet de serre, et accidents) à 33 milliards d'euros (soit 1,7 % du PIB) contre 112 milliards d'euros pour les mêmes nuisances dans l'étude IWW/Infras.

¹⁴ Dans le cas du transport ferroviaire, la production, la maintenance et la destruction des infrastructures représentent 90 % du coût monétaire des émissions d'amont et d'aval (soit entre 2 et 5 euros/1 000 voyageurs-km).

monétaire des émissions non liées à l'utilisation du véhicule s'avère sensiblement moins important dans le cas des véhicules « diesel » : 7,10 euros/1 000 voyageurs-km contre 9 euros/1 000 voyageurs-km pour les véhicules essence [2]. En milieu rural, et dès 1995, ces moindres dommages compensent donc l'impact des émissions de polluants locaux lors de l'utilisation d'une automobile diesel.

4. 4. 4. Les coûts marginaux suivant les milieux

Entre un kilomètre parcouru en rase campagne ou en milieu urbain dense, les coûts marginaux des nuisances locales varient encore davantage et, selon l'étude IWW/Infras une automobile construite avant les normes Euro cause en milieu urbain trente fois plus de dommages liés à la pollution de l'air qu'un véhicule en milieu interurbain qui respecte la norme Euro 3.

Le rapport Boiteux 2000 a réévalué à la hausse le coût des impacts sanitaires de la pollution urbaine utilisé pour choisir les infrastructures et propose ainsi une plus grande différenciation des coûts selon le type de milieu.

Tableau 25 : Coût unitaire de la pollution de l'air d'une VP préconisé par le rapport Boiteux 2000 selon le type de milieu

<i>En euros pour 1 000 véhicules-km</i>	<i>urbain dense</i>	<i>Urbain diffus</i>	<i>rase campagne</i>	<i>Valeur moyenne</i>
<i>Valeurs tutélaires (2000)</i>	29	10	1	9

Source : rapport Boiteux 2001.

Le programme Joule III d'ExternE Transport [2] a estimé les dommages de la pollution de l'air liés à l'utilisation d'un véhicule dans le but de bâtir le cadre d'une comptabilité environnementale nationale ou européenne. L'application de la méthode « *impact Pathway* » à différents cas aboutit à une grande diversité de situations.

Tableau 26 : Coût des dommages liés à l'émission des différents polluants lors de l'utilisation d'un véhicule (1996-1997)

En euros pour 1 000 véhicules-km	Agglomération Paris		aire urbaine Stuttgart		Autoroute hors aire urbaine Stuttgart-Mannheim		Incertitude*
	Diesel	Essence	Diesel	Essence (1)	Diesel	Essence	
Polluants primaires							
PM 2,5	534,09	53,41	50,43	3,73	18,77	1,10	B
SO ₂	0,93	1,05	1,12	0,12	0,60	0,06	A/B
CO	0,02	0,06	0,00	0,02	0,00	0,00	B
Cancérogènes	4,02	0,33	0,54	0,18	0,18	0,03	B
Polluants secondaires							
Sulfates	0,59	0,66	0,82	0,09	0,68	0,07	B
Nitrates	18,18	16,14	9,14	4,58	7,24	5,89	B
Ozone	1,29	1,24	0,96	0,54	0,78	0,64	B
Réchauffement climatique	2,97	3,58	2,28	2,98	1,99	2,38	C
Total	562,09	76,47	65,29	12,24	30,24	10,17	

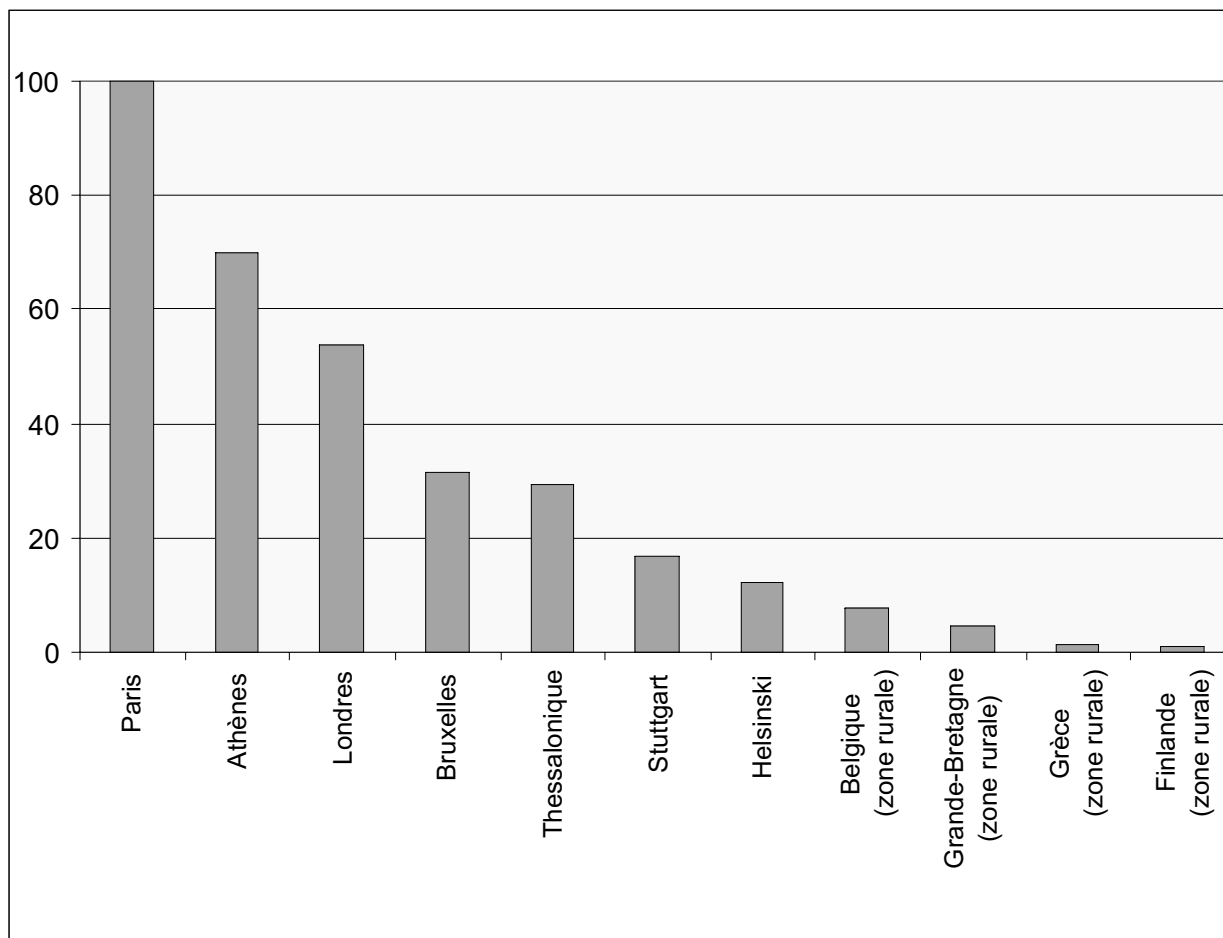
(1) Véhicule essence avec catalyse 3 voies.

* A facteur 2,5 à 4, B facteur 4 à 6, C facteur 6 à 12.

Source : ExternE, programme Joule III [2, p. 13-14].

L'effet du milieu sur l'importance des dommages est particulièrement marqué pour les véhicules « diesel » compte tenu de l'importance de leur émission en PM_{2,5} dont l'impact sanitaire est très sensible à la densité de population. L'émission d'une tonne de PM_{2,5} conduit selon les évaluations d'ExternE à des dommages sanitaires très variables (d'un facteur 1 à 100) selon les différents cas étudiés.

Graphique 20 : Coût de l'émission d'une tonne de PM_{2,5} suivant la localisation (base 100 = Paris) d'après Joule III



Source : ExternE, programme Joule III, [12].

À partir des différentes études de cas réalisées au cours d'ExternE, la DG Environnement de la Commission européenne a proposé une table de données « BeTa » (benefits table database [17]) qui permet d'estimer rapidement, sans appliquer la totalité de l'approche « *impact pathway* », les coûts marginaux du transport avec des coûts par tonne de polluants suivant les pays et les types de milieu (cf. annexe 6).

4. 4. 5. Une variable clé : le taux d'occupation des véhicules

Si les coûts externes marginaux se déclinent le plus souvent, dans une logique de tarification, au véhicule-kilomètre, il reste que l'efficacité environnementale des différents modes de transport s'exprime en coût (moyen ou marginal) au voyageur-kilomètre. Bien que le remplissage des véhicules ne soit pas un objectif explicite de l'Union européenne, le taux d'occupation des véhicules est un paramètre qui ne peut pas être ignoré.

Une analyse des taux d'occupation des voitures particulières pose problème quant à la fiabilité des données fournies par Eurostat. Elle permet cependant de dégager d'importantes marges de manœuvre, aussi bien dans les transports individuels que dans les transports collectifs.

La tendance à la baisse du taux d'occupation des trains européens (sauf aux Pays-Bas) atténue l'avantage environnemental du transport ferroviaire. Quant au taux d'occupation des bus, il existe des situations très contrastées suivant les pays : un bus transporte neuf passagers en moyenne au Royaume-Uni contre vingt-cinq en France (TERM 2001). Dans ces conditions, il n'est pas surprenant que l'étude ExternE ait pu constater qu'à Londres, avant la mise en place du péage, le coût externe marginal de la pollution de l'air d'un voyageur-kilomètre était moins élevé en voiture essence qu'en bus urbain.

4. 5. Logique d'équité et analyse coûts-avantages de l'automobile

4. 5. 1. Divergences lors de l'approche comptable des charges

Le rapport Lepeltier, *Les nuisances environnementales de l'automobile*, rédigé par la délégation du Sénat pour la planification [15] a privilégié l'approche comptable des charges¹⁵ qui permet, par une analyse coût-bénéfice de répondre à la question : les usagers du transport routier paient-ils, sous forme de prélèvements fiscaux, les coûts externes et les dépenses publiques qu'ils suscitent ?

En plus des controverses à propos de l'évaluation des coûts externes, l'analyse coût-bénéfice implique d'autres discussions sur la prise en compte ou non des externalités positives, sur la valorisation ou non des infrastructures ainsi que sur le chiffrage des recettes fiscales. La revue de la littérature fournie par le rapport Lepeltier [15, p. 51] montre ainsi que les divergences de chiffreages ne portent pas uniquement sur l'évaluation des coûts externes. Une évaluation du Comité français des constructeurs automobiles (CCFA) [16] décide par exemple de ne pas prendre en compte les coûts supportés par l'État au titre de l'investissement, la maintenance et l'exploitation de la voirie alors que ceux-ci sont estimés pour l'ensemble du transport routier à environ 15 milliards d'euros par les deux autres études françaises d'analyses coût-bénéfice examinées par la délégation (rapport Brossier [9] et rapport Orfeuil [14]). L'estimation des bénéfices peut également varier de manière conséquente : 26 milliards d'euros de recettes publiques selon la Commission des comptes des transports de la Nation (1999) contre 40 milliards d'euros de recettes selon le CCFA (probable prise en compte de l'ensemble de la TVA portant sur les carburants).

4. 5. 2. Bilan coût-avantage proposé par le rapport Lepeltier

Face à la diversité des hypothèses et des soldes obtenus, la délégation du Sénat a décidé de proposer un outil de simulation sous la forme d'un classeur Excel disponible sur le site internet du Sénat (<http://www.senat.fr/commission/planification/index.html>). L'outil permet à chacun de faire des choix d'hypothèses et de réaliser sa propre estimation. Alors que la délégation du Sénat insiste sur l'importance des incertitudes et des partis pris dans le chiffrage, elle a néanmoins jugé utile de proposer une fourchette d'évaluation pour l'année 2000 qui correspond pour l'ensemble de la circulation routière à un solde situé entre -28,2 et +21,6 milliards d'euros.

¹⁵ La tarification au « coût marginal » est jugée dans ce rapport inefficace pour lutter contre l'insécurité routière, moins efficace que les normes pour réduire les nuisances environnementales, difficile à mettre en œuvre et « néfaste aux automobilistes les plus pauvres ».

Les données de cadrage de ce présent rapport (cf. annexe 7) sont ci-après utilisées pour établir un bilan coût-avantage comparable en matière de recettes et de dépenses de voirie au chiffrage proposé par la délégation.

Tableau 27 : Bilan coûts-avantages de l'automobile et de la circulation routière suivant la base de référence retenue pour l'évaluation des coûts externes pour l'année 1998

<i>Évaluations en milliards d'euros</i>	<i>Transport routier total</i>	<i>Voitures particulières</i>
<i>Dépenses (publiques ou non) de voiries</i>	18,9	10,5
<i>Coûts externes selon le rapport Boiteux (1)</i>	27,1	19,2
<i>Coûts externes selon IWW/Infras (2)</i>	76,7	44,1
<i>Recettes (publiques ou non)</i>	41,2	26,8
<i>Solde avec coûts selon le rapport Boiteux</i>	- 5,2	- 2,9
<i>Solde avec coûts selon l'étude IWW/Infras</i>	- 54,4	- 27,8

(1) Bruit, effet de serre, pollution de l'air et accidents.

(2) Bruit, effet de serre, pollution de l'air, accidents et autres impacts environnementaux.

Source : rapport Boiteux 2001, IWW/Infras et calcul de l'auteur (cf. annexe 7).

La fourchette des soldes retenue par la délégation est donc centrée sur une évaluation des coûts externes qui repose sur les valeurs tutélaires du rapport Boiteux 2001, mais l'évaluation IWW/Infras conduit à un bilan coûts-avantages nettement en deçà de la marge d'incertitude proposée par la délégation.

4. 5. 3. L'automobiliste paie-t-il les coûts qu'il engendre ?

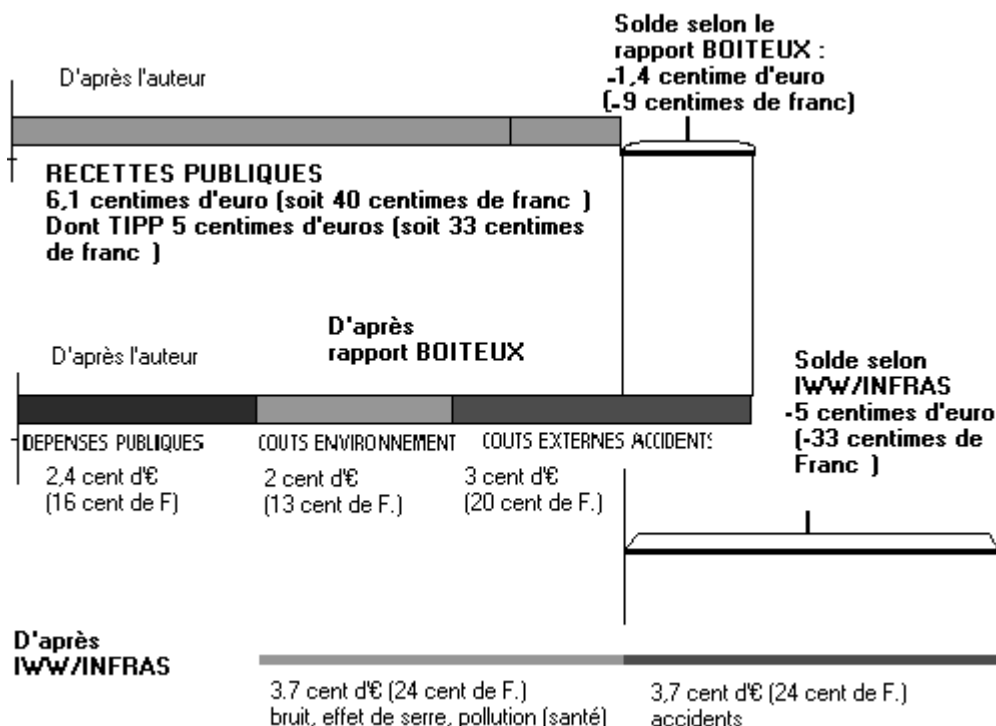
Cette question est souvent posée dans une certaine logique d'équité mais n'a pas de sens dans une logique d'efficacité économique. Il n'y a aucune raison qu'une telle approche comptable puisse aboutir à un optimum du bien-être social et le solde ne correspond donc pas à une incitation fiscale à mettre en œuvre.

Le rapport Lepeltier [15, p 52] conclut que l'ensemble des études montre que le solde coûts –bénéfices du transport routier est « à peu près équilibré » et qu'il se dégage un consensus sur le solde négatif du transport par poids lourds (rapport Orfeuil [14] et rapport Brossier [9]).

Le solde concernant l'automobile prête davantage à controverses. Le rapport Orfeuil estime qu'il était significativement négatif en 1991 alors que le rapport Brossier montre que les automobilistes en 1997 payaient par leur fiscalité davantage que l'ensemble des coûts externes.

En gardant comme base de calcul, les valeurs tutélaires du rapport Boiteux 2001 et en tenant compte des recettes issues des péages autoroutiers et des cotisations d'assurance ainsi que des dépenses des compagnies d'autoroute et d'assurance, le déficit en 1998 est de 5 centimes d'euro par kilomètre-véhicule. En ne considérant que les recettes et les dépenses publiques, le déficit atteint, en 1998, 1,4 centime d'euro par kilomètre soit 0,18 euro le litre de carburant.

Figure 3 : Bilan coûts-moyens – avantages-moyens suivant la base de référence retenue pour l'évaluation des coûts externes (recettes publiques – dépenses publiques pour un véhicule-kilomètre en 1998)

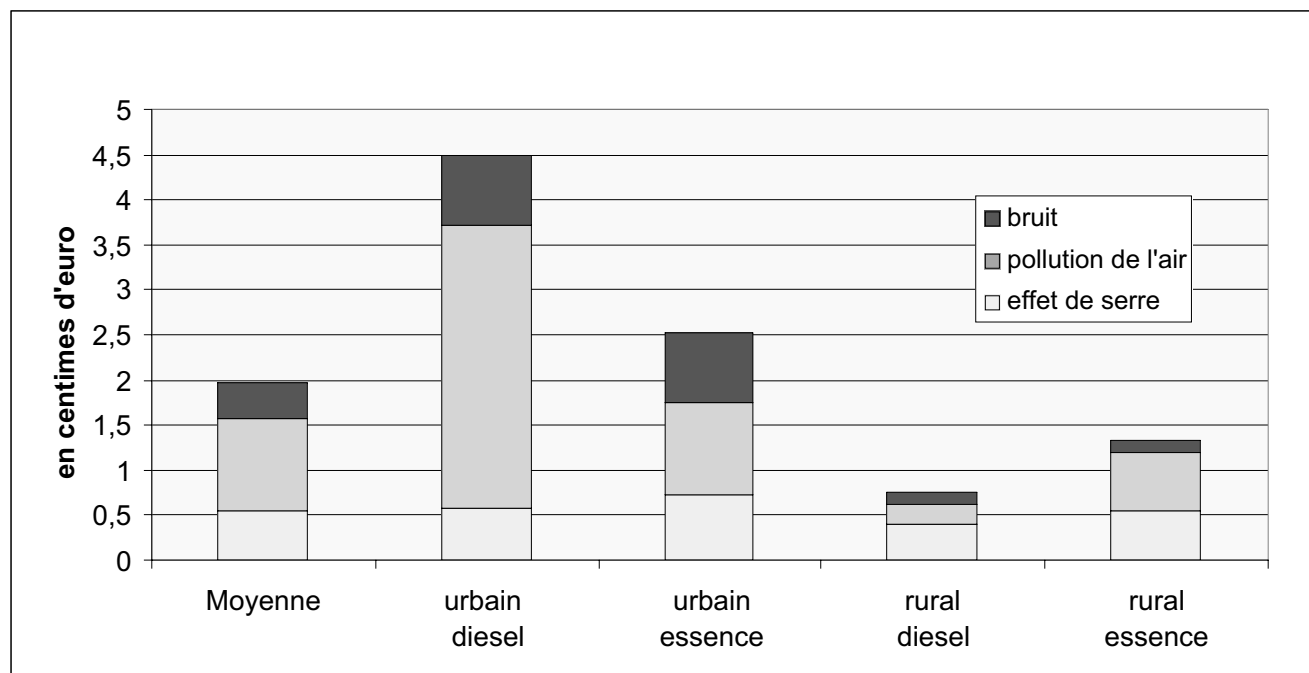


4. 5. 4. Il y a automobilistes et automobilistes...

Les considérations d'équité invitent à étudier la diversité des situations. L'approche suivie par le rapport Orfeuil qui consiste à différencier les bilans coûts-bénéfices suivant le type de véhicule et les milieux ne permet pas de prendre en compte les différences de puissance de véhicule et de conduite automobile mais apporte un éclairage sur la disparité des résultats possibles à l'échelle des individus.

La reproduction de la démarche avec les valeurs tutélaires du rapport Boiteux 2001 pour l'année 1998 s'est heurtée aux incertitudes qui concernent l'effet sanitaire des différents polluants. En supposant un impact global équivalent pour les PM_{2,5} et les NO_x (voir tableau 15 p. 49) et un impact nul de l'émission des particules qui ne sont pas issues de la combustion du carburant¹⁶, on a pu calculer le coût environnemental moyen au kilomètre (cf. annexe 7 pour la méthode de calcul) suivant les véhicules et les milieux traversés.

¹⁶ Il s'agit d'une hypothèse d'école : un poids plus grand donné à l'impact des PM_{2,5} aggrave le bilan des véhicules « diesel » par rapport à celui des véhicules « essence » mais la prise en compte des poussières de la route atténuerait les différences entre les types de véhicules.

Graphique 21 : Coûts moyens environnementaux par kilomètre lors de l'utilisation du véhicule suivant le milieu et le type de motorisation (1998)

Source : Estimation d'après rapport Boiteux 2001 (calcul de l'auteur pour la ventilation de la pollution de l'air suivant les milieux et les véhicules).

L'avantage environnemental du véhicule « essence » sur le véhicule « diesel » en milieu urbain est donc contrebalancé par l'avantage du « diesel » en milieu rural. La surreprésentation du kilométrage réalisé en ville par les parcs « essence » explique que, tous milieux confondus, le coût environnemental de l'utilisation d'un véhicule « essence » était, en 1998, légèrement inférieur (-16 %). Compte tenu des moindres émissions à l'amont et l'aval du cycle de vie du véhicule « diesel », il semble finalement impossible de départager avec nos hypothèses de calcul les deux types de véhicules sur l'ensemble de l'utilisation du parc français en 1998.

Tableau 28 : Bilan coûts-avantages suivant le milieu et le type de motorisation pour l'année 1998 en centimes d'euro par véhicule-kilomètre

	<i>urbain diesel</i>	<i>urbain essence</i>	<i>rural diesel</i>	<i>rural essence</i>
<i>Recettes publiques</i>	4,9	8,7	3,9	6,8
<i>Dépenses publiques</i>	2,4	2,4	2,3	2,3
<i>Coûts environnementaux</i>	4,5	2,5	0,8	1,3
<i>Coûts externes accidents</i>	3,5	3,5	2,8	2,8
<i>Solde</i>	-5,5	0,2	-1,9	0,4

Source : Estimation d'après rapport Boiteux 2001 (calcul de l'auteur pour la ventilation de la pollution de l'air suivant les milieux et les véhicules).

Sur cette base de calcul des coûts environnementaux et une prise en compte des différences de consommation de carburant et de TIPP selon les types de carburant et le milieu, les bilans coûts-bénéfices varient considérablement suivant les situations : il est déficitaire de 5,5 centimes d'euro pour un kilomètre parcouru en véhicule « diesel » en milieu urbain et

légèrement excédentaire pour une automobile (0,4 centime d'euro/km) « essence » en milieu rural.

Le principe d'équité ainsi que le bilan environnemental plaident ainsi pour l'alignement du prix du gazole sur le prix de l'essence et une plus forte tarification du transport automobile dans les villes. Il rejoint donc, à travers ces conclusions, l'application du principe d'efficacité qui repose sur l'estimation des coûts marginaux.

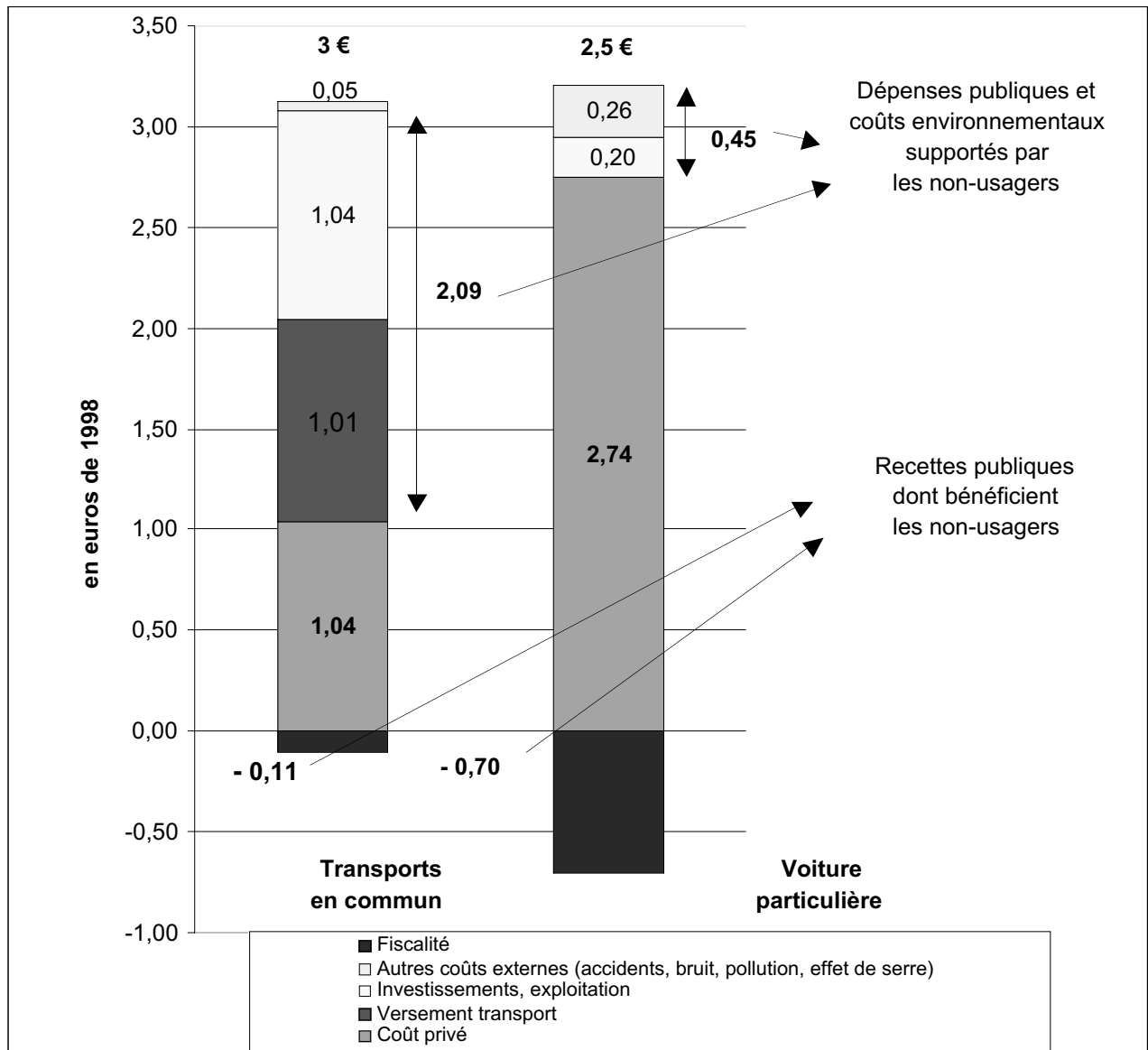
4. 5. 5. La logique comptable appliquée à la comparaison automobile - transports en commun

Le compte national du transport de voyageurs (CNTV) a, pour l'année 1998, comparé le coût social de l'automobile et des transports collectifs en tenant compte des subventions et des impôts affectés au transport public [6].

Il semblerait que le coût social du transport en commun en 1998 soit dans les grandes aires urbaines plus important que celui de l'automobile (3 euros contre 2,50 euros pour un déplacement domicile-travail de 7,5 km). Cependant, l'importance des autres coûts externes (accidents, pollution de l'air, effet de serre et bruit) est ici minorée car l'évaluation des coûts externes du CNTV a eu lieu avant la parution du rapport Boiteux 2001. Elle repose donc sur les anciennes valeurs tutélaires 1994 en matière de pollution de l'air et d'accidents et un réajustement aux nouvelles valeurs tutélaires implique globalement le doublement de ces coûts. L'écart entre le coût social du transport collectif et celui de l'automobile en milieu urbain devient alors négligeable¹⁷.

¹⁷ Sur la base de calcul du CNTV, le supplément de coût social des transports en commun en milieu urbain est d'environ 3,8 centimes d'euros par kilomètre lorsque l'évaluation repose sur les valeurs tutélaires 2001 et si l'analyse s'appuie sur l'ensemble des coûts externes proposés par IWW/Infras, le coût social des transports en commun s'avère inférieur à celui de l'automobile d'environ 3 centimes d'euros par kilomètre.

Graphique 22 : Coûts unitaires de déplacement par voiture particulière et par les transports en commun (parcours domicile-travail de 7,5 km, grandes aires urbaines).



Source : appendice 1 du CNTV cité dans le rapport Lepeltier [15, p. 74].

Selon une telle logique comptable, le transfert modal pour les déplacements domicile-travail de l'automobile vers les transports en commun s'effectue à coût constant des déplacements. Quand ils n'induisent pas un accroissement de la mobilité, les transports communs améliorent donc sensiblement, à coût social égal de la mobilité, la santé publique, la qualité de vie, et contribuent à une politique de prévention du risque climatique.

Suivant les bases de références retenues pour évaluer les coûts externes, un transfert vers les transports en commun permet d'atténuer les coûts environnementaux au prix d'une augmentation de la fiscalité deux fois (base IWW/Infras) à quatre fois (base rapport Boiteux 2001) plus importante que le gain environnemental.

La nouvelle répartition du coût social entre les usagers du transport et le reste de la collectivité place la logique d'équité au centre des discussions. Les transports en commun permettent de baisser le coût privé du déplacement grâce à la prise en charge par les non-usagers, et les automobilistes plus particulièrement, d'une grande partie du coût social de la mobilité.

L'enjeu redistributif soulève ainsi de nombreuses questions. Le financement des transports en commun permet l'accès à la mobilité des exclus de l'automobile (par l'âge, le handicap ou la pauvreté) mais est-il « juste » de faire payer aux citoyens de la périphérie des villes, souvent placés dans une situation de dépendance à l'automobile, la mobilité des habitants plus près du centre et mieux lotis vis-à-vis des transports collectifs ? Comment redéployer les transports collectifs pour réduire cette dépendance automobile des périurbains ? Si le péage urbain est souvent présenté à travers l'efficacité économique, son acceptabilité et l'utilisation de ses recettes sont indissociables de ces considérations d'équité.

Bibliographie

1. Ademe, 1999. *Coûts des effets de la pollution atmosphérique sur la santé de la population française* (étude tripartite), pour le compte d'une Conférence ministérielle de l'OMS.
2. Bickel, Schmid, Krewitt, Friedrich, 1997. *External costs of transport in ExternE*, pour le compte de IER Allemagne.
3. Certu, 2002. *Les coûts externes unitaires - Guide d'élaboration des comptes déplacements locaux*.
4. Certu, 2001. *Les coûts externes du transport routier en 1998, selon les recommandations du rapport Boiteux de 2001*.
5. Certu, Duprez F., 2001. *Les coûts externes du transport de voyageurs, selon les recommandations du rapport Boiteux de 2001*.
6. Certu, Systra, 2001. "Les dépenses directes du transport de voyageurs" in *Compte national du transport de voyageurs* (tome 1), pour le compte du ministre de l'Équipement, des Transports et du Logement.
7. Certu, Systra, 2001. "Les coûts externes des transports" in *Compte national du transport de voyageurs* (tome 2), pour le compte du ministre de l'Équipement, des Transports et du Logement.
8. Citepa, 2001. *Émissions dans l'air en France métropolitaine, répartition sectorielle et régionale des émissions de certaines substances en 1995*.
9. Comité des directeurs transport, 1999. *Imputation des charges d'infrastructures routières pour l'année 1997*, pour le compte de ministère de l'Équipement des Transports et du Logement.
10. Eurostat, Commission européenne, 2001. *Panorama des transports*. Luxembourg, Office des publications officielles des communautés européennes, 60 p.
11. Friedrich, Bickel, 2001. "Estimation of external costs using the impact-pathway approach results from the ExternE project", *TA-Datenbank-Nachrichten*, n°3, pp.74-80.
12. Friedrich R. et al, 2000. "Externalities due to airborne emissions from transport - The ExternE approach" in *TERA2K conference on external costs of transport*. Milan, Université de Stuttgart.
13. Infrac-Zurich IWW-Karlsruhe, 2000. *External costs of transport : accident, environmental and congestion costs of transport in Western Europe*, pour le compte de l'UIC.

14. Inrets, 1997. *Les coûts externes de la circulation routière, essai d'évaluation et étude de stratégie de minimisation*. Arcueil, Inrets, 103 p. (Rapport n°16).
15. Lepeltier S., 2001. *Les nuisances environnementales de l'automobile*. Paris, Sénat (Rapport d'information n°113).
16. Mory C., 2000. "Les coûts externes ou la difficulté d'estimer équitablement ce que représente l'automobile pour la collectivité", *Auto Actualité, lettre d'information du CCFA*, n°20.
17. Netcen, 2002. *BeTa Estimates of the marginal external costs of air pollution in Europe version E1.02a*. Luxembourg, Office des publications officielles des communautés européennes.
18. PETS, 1997. *Pricing European transport systems - Internalisation of externalities*. Luxembourg, Office des publications officielles des communautés européennes.
19. Sikow-Magny C., 2002. *Efficient pricing in transport : results from the 4th and 5th framework research programmes*. Luxembourg, Office des publications officielles des communautés européennes.
20. TRENDS, 1999. *Development of a database system for the calculation of indicators of environmental pressure caused by transport final report*.
21. UNITE, 2002. *Deliverable 10, case studies on marginal infrastructure costs*, pour le compte de ITS, Université de Leeds.

5. INCERTITUDES ET CONTROVERSES DANS L'ÉVALUATION DES COÛTS 110

5. 1. De l'imprécision aux sources d'incertitudes et de controverses 110

- 5. 1. 2. L'analyse des sources d'incertitude à propos de la pollution de l'air 110
- 5. 1. 3. Une réduction de la dispersion des estimations et des divergences des évaluations 111
- 5. 1. 4. De la convergence aux controverses 114

5. 2. Quantification physique des dommages sanitaires de la pollution de l'air et controverses scientifiques..... 116

- 5. 2. 1. Erpurs : une quantification des effets sanitaires à court terme 116
- 5. 2. 2. Une discussion par rapport aux conventions de l'étude Erpurs 118
- 5. 2. 3. Des réserves sur la fiabilité des résultats des études temporelles 120
- 5. 2. 4. Des divergences de chiffrage de la mortalité à court terme à la controverse autour des effets de long terme..... 121
- 5. 2. 5. La robustesse de l'étude ACS et de l'étude des six villes en question..... 122
- 5. 2. 6. Quelle transférabilité des deux études américaines ? 123
- 5. 2. 7. Chiffrage de l'étude tripartite et interprétations..... 124

5. 3. Évaluation du coût de l'effet de serre et controverses politiques..... 127

- 5. 3. 1. Consensus et incertitudes scientifiques à propos de l'effet de serre 127
- 5. 3. 2. Le coût de la tonne d'équivalent CO₂ émise privilégié dans les évaluations américaines 127
- 5. 3. 3. Le concept de valeur du carbone privilégiée dans les évaluations européennes 129
- 5. 3. 4. Le choix des valeurs du carbone évité et parti pris politique implicite 130
- 5. 3. 5. La diversité des conventions associées au coût de l'effet de serre attribué aux automobiles..... 132
- 5. 3. 6. Quelle évaluation du coût de l'effet de serre produit par les alternatives technologiques ? 133
- 5. 3. 7. Aux États-Unis, encourager l'innovation 135
- 5. 3. 8. En Europe, limiter la croissance de la mobilité automobile 138

5. 4. Monétarisation des dommages et controverses économiques et/ou éthiques..... 139

- 5. 4. 1. En quoi la monétarisation devrait toujours impliquer des jugements de valeur 139
- 5. 4. 2. La valorisation des coûts futurs et l'arbitrage intertemporel 141
- 5. 4. 3. La valeur de la vie humaine 143
- 5. 4. 4. L'évaluation monétaire de la mortalité due à la pollution de l'air 145

Bibliographie 149

5. INCERTITUDES ET CONTROVERSES DANS L'ÉVALUATION DES COÛTS

5. 1. De l'imprécision aux sources d'incertitudes et de controverses

5. 1. 1. L'évaluation américaine de Delucchi : une mesure des incertitudes

L'imprécision de l'évaluation monétaire du coût environnemental d'une nuisance est inévitable et les chiffres qui en sont issus devraient toujours être soumis à une analyse de sensibilité. L'évaluation du coût social total des véhicules à moteur aux USA en 1990-1991 proposée par Delucchi [37, p. 26] présente les résultats sous la forme d'encadrements en précisant qu'ils n'englobent pas la totalité des valeurs possibles fournies par la littérature. Par ailleurs, Delucchi ajoute que la distribution de la probabilité entre les deux bornes est inconnue et qu'il ne peut pas proposer la valeur la plus probable.

Le tableau 29 montre l'ampleur de l'imprécision du résultat de l'évaluation.

Tableau 29 : Coûts des externalités non monétaires aux USA (1990-1991) de l'utilisation des véhicules routiers à moteur en % du PIB¹ (PIB 1991 : 5 654,3 g\$ 1991)

	<i>Valeur basse</i>	<i>Valeur haute</i>	<i>Haute/Basse</i>
<i>Pollution de l'air : mortalité et morbidité dues aux émissions de particules des véhicules</i>	0,30 %	4,71 %	16
<i>Pollution de l'air : mortalité et morbidité dues aux émissions des autres polluants</i>	0,04 %	0,30 %	7
<i>Pollution de l'air : mortalité et morbidité due aux polluants des processus amont (raffineries)</i>	0,04 %	0,23 %	6
<i>Pollution de l'air due aux poussières de la route</i>	0,05 %	2,71 %	51
<i>Bruit des véhicules ²</i>	0,01 %	0,27 %	30
<i>Réchauffement planétaire dû à l'émission des gaz à effet de serre (dommages aux USA)</i>	0,01 %	0,16 %	18

Source : Delucchi [37].

5. 1. 2. L'analyse des sources d'incertitude à propos de la pollution de l'air

L'imprécision ainsi présentée reflète les lacunes de la compréhension des liens entre les émissions, l'exposition, les effets sur la santé et l'évaluation économique. Le facteur 16 (tableau 29) entre la valeur basse et la valeur haute du coût sanitaire des particules émises par les véhicules s'explique par exemple par différentes sources d'incertitudes [23, p. 276-277] :

¹ Delucchi refuse de comparer les coûts des externalités avec le PIB car celui-ci ne prend pas en compte les externalités [35], le rapport au PIB permet néanmoins des comparaisons internationales.

² Il évalue le coût du bruit à partir de l'application de la méthode des prix hédoniques associée à un modèle de dispersion du bruit dans des zones urbaines spécifiques et ajoute les effets du bruit à l'extérieur du domicile.

Incertitudes sur les émissions et les expositions

Selon Delucchi, la mesure de la contribution des véhicules selon l'inventaire des émissions et les modèles de dispersion n'est pas une source importante d'incertitude. La valeur de la contribution à la teneur en ozone de l'air ambiant est par exemple connue selon lui à 50 % près.

Incertitudes sur les effets sanitaires

Le coefficient de mortalité, c'est-à-dire le taux de mortalité induit par un changement unitaire de la pollution en particules est davantage l'objet d'incertitudes. Les dernières études disponibles (Dockery et al, 1993 ; Pope et al, 1995), qui sont reconnues comme les plus robustes, proposent des coefficients de mortalité deux à quatre fois supérieurs à ceux estimés lors des études antérieures. À cette incertitude s'ajoutent celles concernant les maladies chroniques qui, produites par un moindre développement du système respiratoire lié à la présence de particules dans l'air, sont difficiles à quantifier compte tenu des phénomènes de confusion et de la durée importante de l'exposition³. Les effets sanitaires de la poussière minérale de la route soulevée par le trafic sont *a priori* moins importants que ceux produits par les particules générées par la combustion, mais il n'a pas encore été démontré qu'ils sont nuls. Lorsque les autres polluants sont considérés, d'autres incertitudes apparaissent. Les fonctions dose-réponse sont encore moins bien connues et l'addition des risques ne se justifie pas lorsqu'il y a phénomène de synergie. Par crainte de compter deux fois un même effet, faut-il négliger, comme dans beaucoup d'analyses, les effets sanitaires du CO ou la mortalité qui serait provoquée de manière indépendante des autres polluants par l'ozone⁴ ?

Incertitudes sur la détermination des valeurs monétaires des effets sanitaires

Delucchi insiste également sur les incertitudes concernant la quantification en termes monétaires des effets sanitaires qui varient d'un facteur de 2 à 4. Il soulève des interrogations sur la pertinence de l'utilisation de la valeur de la vie issue de la littérature économique dans le cadre spécifique des effets de la pollution de l'air et sur la modulation de la valeur de la vie en fonction du nombre d'années perdues ou de l'âge de l'individu⁵.

5. 1. 3. Une réduction de la dispersion des estimations et des divergences des évaluations

De nombreux auteurs Quinet, [52, p. 94], Crozet [16, p. 297] insistent sur l'importance des divergences des résultats obtenus par les différentes évaluations européennes. Néanmoins, la revue de la littérature fournie par le CNTV concernant les coûts externes des transports [5, pp. 43,62,76] révèle une dispersion des résultats (cf. annexe 5) inférieure à l'incertitude mise en évidence par Delucchi.

³ Abbey (1995) a pour ce faire, collecté sur une population qui fume peu et boit peu (des adventistes) des données sur une période de dix ans [21].

⁴ En se référant aux études récentes de l'EPA (1997) et de Samet (1997), la présomption d'un effet indépendant de l'O₃ se renforce [21].

⁵ La revue de littérature lui permet de proposer pour 1991 une valeur de la vie, pour une personne d'un âge moyen comprise, entre 2 millions de \$ et 5 millions de \$ [21].

Tableau 30 : Dispersion des résultats des estimations pour la France à partir des dernières évaluations européennes des coûts environnementaux de la circulation routière (cf. annexe 5) en % du PIB

	<i>Évaluation la plus basse</i>	<i>Évaluation la plus haute</i>	<i>Haute/basse</i>
Coût du bruit	0,2%	0,6%	3
Coût sanitaire de la pollution de l'air	0,3%	1,6%	5
Coût de l'effet de serre ⁶	0,2%	1%	5

Source : estimation d'après la revue de littérature du CNTV.

Un choix des méthodes d'évaluations qui diminuent la dispersion des résultats

Dans le cas de l'effet de serre, à l'inverse de l'évaluation de Delucchi qui s'appuie prioritairement sur une évaluation tutélaire et objective des dommages, les évaluations européennes reflètent très peu l'incertitude concernant les effets des nuisances. L'impact du réchauffement planétaire n'y est généralement pas étudié lors de l'évaluation. Les incertitudes scientifiques sur l'ampleur et la répartition du changement climatique entre les différents pays ne sont donc pas présentes dans la dispersion des résultats européens. Ce sont les seules incertitudes sur un objectif de réduction des émissions et donc sur la politique de hausse des prix du carburant qui sont reflétées dans la dispersion de la valeur de la tonne de CO₂ émise et les résultats européens ne peuvent pas être comparés aux grandeurs proposées par Delucchi.

Pour le bruit, la diversité des méthodes d'évaluation explique davantage la dispersion des résultats. Comme le bruit est une nuisance bien identifiée par les victimes, ces méthodes reposent en grande partie sur une approche indirecte des préférences individuelles car elles sont plus faciles à mettre en œuvre qu'une approche directe par enquête. Le consentement à payer des individus est estimé le plus souvent par la méthode des prix hédonistes qui se penche dans ce cas sur le marché de l'immobilier. L'observation des prix (ou des loyers) des propriétés qui, par hypothèse, indique l'exposition aux nuisances, révèle le consentement à payer (CAP) pour une réduction de la gêne sonore. Cette approche indirecte du CAP est moins approximative que celle s'appuyant sur une évaluation des dépenses d'isolement phonique. En effet, les dépenses de protection sont difficiles à dissocier d'autres facteurs (les protections sont phoniques et thermiques), et surtout, négligent les possibilités des ménages d'éviter la nuisance par l'organisation de la vie dans l'habitat. Dans tous les cas, l'approche indirecte des CAP est réductrice, car en évaluant seulement la gêne résidentielle, elle ignore une grande partie des effets du bruit que peuvent être les effets sociaux indirects comme la perte de vie locale et le départ des commerçants [10, p. 174]. Seule une approche directe des CAP par une évaluation contingente par enquête peut permettre d'évaluer le coût total ressenti et les évaluations sont alors en général supérieures avec des écarts de 1 à 3. Pratiquée en Suisse et en Scandinavie, pays caractérisés par une population à forte sensibilité environnementale mais à faible degré d'urbanisation, cette méthode évalue le coût du bruit jusqu'à 1,5 % du PIB [10, p. 201].

Contrairement à la gêne ressentie, les effets sanitaires de long terme des nuisances sonores⁷, sont très mal évalués par les victimes et ne peuvent pas être directement mesurés dans les

⁶ L'estimation de Prud'homme qui s'écarte radicalement des autres estimations européennes n'est pas considérée dans ce tableau car l'évaluation du coût des dommages est une méthode exceptionnellement utilisée dans les évaluations européennes du coût de l'effet de serre. Le résultat obtenu (0,01 % du PIB) se rapproche des estimations américaines.

⁷ Comme Delucchi suppose que les victimes sont parfaitement informées, il n'évalue pas les effets sanitaires du bruit qui seraient, sous cette hypothèse, intégrés par la méthode des prix hédoniques.

CAP des individus. L'incertitude scientifique à propos de ces effets explique en bonne partie la dispersion importante des valeurs proposées par Delucchi des dommages produits par le bruit⁸ : suivant le seuil d'innocuité retenu, 50 ou 55 dbA, le coût proposé du bruit varie d'après son modèle d'un facteur 3 [38, p. 35]. La difficulté à évaluer les effets sanitaires de long terme tient dans le fait qu'il est difficile de faire la part des choses entre les effets dus au bruit et ceux imputables à d'autres variables plus ou moins corrélées comme les vibrations ou l'insécurité urbaine. Cet effet de « contamination de gènes » rend délicate les interprétations des régressions statistiques. Qu'elles soient le résultat direct ou indirect (utilisation systématique de somnifères), les maladies cardiovasculaires dues au bruit des transports sont difficilement quantifiables. Malgré les résultats controversés des rares études concernant les effets sur la santé des nuisances sonores, l'évaluation IWW/Infras 2000 [35, p. 27] ajoute aux CAP estimés les coûts de la mortalité produite par les nuisances sonores⁹.

Dans le cas de la pollution de l'air, l'évaluation des CAP produit des résultats très hétérogènes car la nuisance n'est pas ressentie comme une gêne et les individus ne sont pas capables d'estimer leurs propres dommages. Les évaluations contingentes sont alors très déterminées, du simple au double, par les connaissances des enquêtés vis-à-vis du phénomène [10, p. 178]. Compte tenu du manque de robustesse des approches se référant au marché, les évaluations du coût de la pollution de l'air s'appuient en priorité sur une approche des préférences collectives. Aux États-Unis [17], la méthode par le coût d'évitement est ainsi couramment utilisée. Elle s'appuie sur l'hypothèse¹⁰, peu réaliste, que les normes d'émission ou les normes de qualité de l'air sont établies de manière à atteindre l'optimum économique pour lequel le coût marginal d'évitement est égal au coût marginal des dommages. Comme les normes sont l'aboutissement de négociations et d'un processus politique, l'évaluation des coûts des mesures donne en réalité une image imprécise du coût du dommage¹¹. Les évaluations européennes s'appuient, comme celle de Delucchi, de plus en plus sur une approche objective des dommages liés à la pollution de l'air.

Dans le cas de la pollution de l'air, la moindre dispersion des estimations pour la France ne peut donc pas s'interpréter comme le reflet d'une application de méthodes différentes mais par une tendance générale à la convergence des chiffrages vers les résultats obtenus par les travaux antérieurs. Cette logique qui se rapproche davantage de celle de l'établissement des valeurs tutélaires que de l'évaluation économique, atténue les incertitudes apparentes des chiffrages. Les actualisations des valeurs tutélaires, comme par exemple celles du bruit qui, depuis le rapport Boiteux 2001 intègrent le coût des effets sanitaires¹², invalident des évaluations obsolètes et participent à leur renouvellement.

⁸ L'incertitude des résultats d'analyses économétriques qui permettent d'évaluer la baisse de valeur des résidences par dbA supplémentaire contribue également de manière importante à la dispersion des évaluations.

⁹ L'IWW s'appuie sur les résultats d'une étude anglaise (Babisch, 1993) qui conclut sur un accroissement de 20 % du risque d'infarctus pour les personnes exposées régulièrement à une ambiance sonore supérieure à 65 db(A). Ces coûts de la mortalité représentent 41 % du coût total du bruit des transports [33, p. 286].

¹⁰ L'hypothèse est, qu'en démocratie, le marchandage politique permet de faire ressortir au mieux les préférences collectives et d'aboutir à l'optimum.

¹¹ À l'exception des coûts évalués en référence aux PM10, insuffisamment réglementés, l'évaluation aux États-Unis par le coût d'évitement est en générale supérieure à l'évaluation par le coût des dommages [16].

¹² Le rapport Boiteux, en majorant de 30 % le coût obtenu en utilisant la dépréciation des logements, suit en partie les recommandations du rapport Cadas ; par contre, il ne prend pas en compte la gêne subie en dehors de l'habitat [5].

Une volonté européenne d'atténuer les divergences

Les Anglo-saxons privilégient les méthodes directes alors que les Français préfèrent les méthodes indirectes pour la moindre dispersion des chiffres obtenus. Malgré ces différences culturelles [16], on constate une homogénéisation des pratiques d'évaluation au sein de l'Union européenne. L'étude IWW/Infras 2000 destinée à l'UIC et l'Union européenne s'appliquent à mettre en œuvre la même méthode d'évaluation pour les différents pays et utilisent même des consentements à payer moyens européens [35, p. 19, 27]. À l'exception du bruit pour lequel les CAP estimés par cette étude sont dépendants des revenus par habitants¹³, les différences de sensibilités et de niveau de vie des habitants sont donc effacées de la comparaison internationale proposée par cette évaluation (tableau 31). Le degré d'urbanisation, davantage encore que le climat, est alors un facteur explicatif essentiel des différences des coûts moyens par kilomètre entre les pays.

Tableau 31 : coût moyen en 1995 pour 1 000 véhicules km parcourus en Euro 95, d'après l'étude IWW/Infras 2000 [35, p. 79, 81, 83].

	Bruit	Pollution de l'air	Effet de serre	% population urbaine ⁽¹⁾
<i>France</i>	7	14,5	13,2	23%
<i>Grande-Bretagne</i>	5,7	18,9	17,3	35%
<i>Allemagne</i>	7,8	21,2	20,1	40%
<i>Belgique</i>	6,4	23,6	17,3	33%
<i>Italie</i>	4,7	17,1	14,1	35%
<i>Pays-Bas</i>	4,1	22,4	16,5	45%
moyenne des 17 pays étudiés	5,7	17,3	15,9	36%

(1) : % de la population dans des villes de plus de 50 000 habitants.

Source : World population statistics.

Compte tenu des disparités géographiques et des biais statistiques produits par des délimitations différentes des types de véhicules suivant les pays [52, p. 94]¹⁴, les valeurs du tableau 31 convergent vers des valeurs moyennes européennes qui peuvent ainsi servir de base à la réflexion engagée avec la rédaction du Livre blanc sur une taxation efficace des transports.

5. 1. 4. De la convergence aux controverses

Cette convergence européenne et la faible dispersion des estimations pour la France ne doivent pas donner l'illusion qu'en affinant les méthodes d'évaluation on puisse parvenir à calculer les coûts exacts des impacts environnementaux des transports. Elles sont le reflet d'une volonté politique d'une intervention efficace ou équitable dans le choix des niveaux de taxe et de réalisation objective de bilan des coûts et des avantages de projets publics d'infrastructure. En effet, la convergence du chiffre de valeurs moyennes ou marginales se justifie par une logique pragmatique qui nécessite de sortir d'une situation d'incertitude sans

¹³ Dans l'évaluation du bruit par cette étude, le consentement à payer est exprimé en part de revenu et les variations entre les pays s'expliquent donc en partie par les différences de pouvoir d'achat.

¹⁴ Cette différence peut être très significative : IWW/Infras repose son étude sur l'hypothèse d'un trafic automobile en France de 292 milliards de km en 1995 alors que le CNTV retient pour l'année 1996 un trafic de 389 milliards de km.

connaissance d'une loi de probabilités sur les valeurs possibles et donc de permettre à l'évaluation économique d'aider à la prise de décision.

La précision des chiffres ne doit pas faire oublier que l'estimation est liée aux contingences du lieu et du moment. Les connaissances scientifiques évoluent lentement mais sans forcément réduire les marges d'incertitude, elles modifient les perceptions individuelles et collectives des nuisances. En matière de pollution de l'air, par exemple, la remise en question récente des « seuils d'effet » [10], en deçà desquels les systèmes de défense permettent de réparer les effets de l'agression devrait modifier la sensibilisation de la population ainsi que les choix de politiques de prévention. La différence de culture peut également expliquer des différences de sensibilité et de CAP, il semblerait par exemple que dans le midi de la France, la conscience environnementale soit fortement localisée alors qu'en Alsace la disparition de la nature en tant que telle apparaît aussi importante que la qualité du cadre de vie [47].

Dans un contexte où l'estimation des valeurs marginales ne peut pas être stabilisée, les tentatives d'évaluation s'inscrivent dans un « processus collectif de négociation » [16, p. 307] et la convergence du chiffrage résulte d'une médiation entre des points de vue divergents. Selon Crozet, compte tenu de la nature pragmatique de l'évaluation des valeurs marginales, la convergence est portée implicitement sur l'objectif environnemental à atteindre et non plus sur le coût marginal ou le gain marginal de dépollution. En se référant au graphique 8 (voir p. 63), les points de vue se définissent donc plus par rapport à l'abscisse qu'à l'ordonnée. Pour l'effet de serre, l'évaluation en Europe du coût d'émission d'une tonne de CO₂ répond directement à une préoccupation de réduction des consommations à un niveau socialement acceptable. Dans le cas d'une pollution plus locale, un objectif d'évitement doit être déterminé de manière différenciée, suivant les pays et les milieux. Le développement des valeurs tutélaires nationales qui distinguent le milieu rural du milieu urbain répond à cette logique de convergence à propos d'une préférence collective pour un objectif de pollution soutenable.

Conformément à la démarche présentée par le Livre vert, l'évaluation économique de l'IWW/Infras vise à proposer une valeur d'ordonnée (un coût monétaire) qui puisse servir de base à un calcul de taxe optimal. Cependant, utilisée parmi d'autres évaluations pour l'établissement de valeurs tutélaires, elle sert aussi de base à des réflexions à propos d'un objectif de valeur d'abscisse (un niveau de nuisance à ne pas dépasser).

Ainsi, les discussions soulevées à l'occasion du chiffrage de valeurs d'abscisse autour du choix des hypothèses de causalité vis-à-vis des dommages ou des conventions par rapport à l'évaluation des préférences individuelles ou collectives sont de nature éthique, scientifique, mais aussi et toujours, de nature politique.

5. 2. Quantification physique des dommages sanitaires de la pollution de l'air et controverses scientifiques

Les premières estimations des dommages sanitaires de la pollution de l'air ont reposé sur des études temporelles. Le projet francilien Erpurs (évaluation des risques de la pollution urbaine pour la santé) a porté sur la période 1987-1992. Les conclusions plus récentes de l'étude coordonnée par l'Institut de veille sanitaire et portant sur neuf villes françaises (« PSAS 9 »), ne coïncident pas exactement avec les résultats d'Erpurs mais confirment les ordres de grandeurs des effets de court terme des pics de pollution.

Des études de cohortes réalisées aux États-Unis – en particulier, l'étude dite « ACS » de l'*American Cancer Society* et l'étude dite des « 6 villes » - ont révélé l'importance des effets de long terme liés à une exposition prolongée à la pollution de l'air. L'étude « tripartite » de l'OMS publiée en 1999 a appliqué pour la France, l'Italie et l'Autriche les fonctions doses-réponses issues de ces travaux américains : cette évaluation des impacts sanitaires des effets de long terme dépasse de beaucoup ceux estimés par les études temporelles et constitue la base des discussions concernant l'évaluation des dommages sanitaires de la pollution de l'air en France et en Europe.

5. 2. 1. Erpurs : une quantification des effets sanitaires à court terme

La quantification européenne des impacts sanitaires repose en grande partie sur les études épidémiologiques américaines qui ont établi de nombreuses fonctions exposition/risque (E/R). L'évaluation du risque par quantification des impacts sanitaires a néanmoins donné lieu à un projet européen APHEA (*Air Pollution on Health : a European Approach*) dont le protocole a servi de base à la réalisation du projet francilien Erpurs qui a démarré en décembre 1990. L'étude épidémiologique sur la période 1987-1992 a porté sur les variations journalières des niveaux de pollution et celles des indicateurs de santé, sur l'ensemble de la période d'étude, qu'il y ait eu ou non des « pics » de pollution. Bien que cette étude ne porte pas exclusivement sur la pollution d'origine automobile, elle peut, comme ses hypothèses et conventions sont clairement explicitées, servir de support pour alimenter les controverses concernant le choix des indicateurs sanitaires et la construction des fonctions « dose-réponse ».

Pour évaluer les risques sanitaires, le projet Erpurs s'est appuyé sur les données disponibles traduisant les conséquences plausibles de la pollution de l'air. Il a donc utilisé les données Inserm de la mortalité soit la totalité des décès sur la région, les hospitalisations de court séjour des vingt-sept hôpitaux de l'Assistance publique de Paris, les urgences pédiatriques de l'hôpital Trousseau et les visites médicales à domicile de SOS médecins [8, p. 12]. Avant toute chose, il a fallu convenir d'un niveau de pollution de référence puisqu'une pollution nulle n'existe pas en agglomération. Le niveau retenu (noté P5) a été celui sous lequel se trouvent les 5 % de jours les moins pollués dans l'année. Le décalage, autre convention discutable, entre l'épisode de forte pollution et la modification de l'impact sanitaire est supposé entre 0 et 3 jours.

L'estimation d'une fonction de dommage qui relie un dommage (dégradation d'un impact sanitaire) à une cause (indicateur de pollution), a permis, à partir de régressions statistiques, de mesurer l'intensité du lien entre l'exposition et la variable sanitaire exprimée par le risque relatif (RR). Ensuite, le calcul du risque attribuable (noté RA) a déterminé la proportion de cas attribuables au facteur de risque. L'interprétation des résultats a nécessité de contrôler l'influence des facteurs susceptibles de fausser la signification de la relation (facteurs

saisonniers, hebdomadaires, climatiques, les variations liées aux grèves hospitalières et aux périodes de vacances, ainsi que les facteurs confondants – épidémies de grippe et périodes de pollinisation). L'étude a donc permis une quantification des impacts sanitaires de court terme (tableau 32).

Tableau 32 : Occurrences de court terme évitables en Île-de-France (6,14 millions d'habitants en 1990), si le niveau annuel de chaque indicateur de pollution était ramené à sa valeur P5

<i>Variables sanitaires/ Indicateurs de pollution</i>	FN	PS13	SO₂	NO₂	O₃
<i>Mortalité non accidentelle</i>	1 124 [551-1 722]	1 523 [668-2 360]	731 [414-1 048]	445 [111-786]	685 [71-1 323]
<i>Hospitalisation pour cause respiratoire</i>	1 088 [188-1 953]	–	1 262 [150-2 374]	–	–
<i>Hospitalisation pour cause circulatoire</i>	4 552 [2 786-6 406]	3 738 [1 286-6 244]	4 404 [2 138-6 690]	2 092 [242-3 896]	–
<i>Consultations pour affection VRS</i>	68 040 [7 488-12 9 024]	–	63 072 [28 008-98 928]	189 792 [118 296-262 368]	–
<i>Consultations pour affection VRI</i>	23 344 [10 224-40 608]	38 304 [6 336-71 424]	27 720 [10 008-45 936]	79 056 [27 432]	62 064 [3 096-119 916]
<i>Consultations pour asthmes</i>	12 384 [4 896-20 592]	16 632 [5 776-28 872]	11 232 [2 376-20 952]	27 288 [14 472-42 192]	11 016 [144-22 320]
<i>Consultations pou maux de tête</i>	52 200 [27 072-77 256]	63 792 [31 392-96 264]	25 200 [11 448-42 264]	62 784 [37 080-89 064]	–
<i>Consultations pour maladie de l'œil</i>	–	–	–	–	15 336 [3 888-24 496]

– : relation non significative au seuil de 5 %. L'intervalle de confiance à 95 % est mentionné sous les variables.

FN = indice de fumées noires ; PS13 = particules en suspension ; VRS = voies respiratoires supérieures ; VRI = voies respiratoires inférieures.

Source : calculs de [8, p. 14] d'après Erpurs I.

En accord avec les différentes études épidémiologiques internationales, l'indice fumées noires et l'indicateur PS13, indicateurs hétérogènes¹⁵ de particules, présentent les liens les plus forts avec l'indicateur de mortalité. Les hospitalisations pour cause respiratoire sont significativement liées à l'indicateur fumées noires et au SO₂. L'ozone seul ne présente pas de lien avec les hospitalisations pour cause circulatoire mais ses relations avec les indicateurs de pathologie respiratoire confirment les résultats toxicologiques [4, p. 19] concernant l'hyperactivité bronchique qu'il provoque seul ou en association avec d'autres allergènes.

Depuis la réalisation du projet Erpurs, un programme de surveillance épidémiologique – coordonné par l'Institut de veille sanitaire – a permis de quantifier l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique dans neuf villes françaises (Bordeaux, Le Havre, Lille, Lyon, Marseille, Paris, Rouen, Strasbourg et Toulouse). Ce programme (intitulé « PSAS 9 ») s'inscrit dans le projet européen APHEIS (*Air Pollution and Health : a European Information System*) qui a pris la suite du projet APHEA. L'impact sanitaire étudié porte sur le nombre annuel de décès anticipés (1990-1997) et le nombre d'admissions hospitalières attribuables à la pollution atmosphérique. Les résultats de ce programme, rendus publics en juin 2002, ont confirmé l'ordre de grandeur des résultats, en terme de mortalité, de l'étude Erpurs mais

¹⁵ L'indice fumées noires s'obtient par observation sur un filtre du dépôt produit par les particules d'une taille inférieure à 5 µm alors que PS13 correspond aux particules d'un diamètre inférieur à 13 µm.

n'attribuent pas la même nocivité aux différents polluants. Sur une population totale étudiée de plus de onze millions de personnes réparties dans les neuf villes, le nombre annuel de décès anticipés (2) attribuables à des niveaux de pollution atmosphériques supérieurs à $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ est de 2 800 pour la mortalité totale. On estime que 1 800 décès anticipés (pour la mortalité totale) auraient pu être évités si les niveaux de pollution avaient été réduits de moitié. Par contre, selon « PSAS 9 », ce sont les niveaux de pollution photo-oxydante (dioxyde d'azote et ozone) qui conduisent en général au nombre de décès anticipés le plus élevé.

5. 2. 2. Une discussion par rapport aux conventions de l'étude Erpurs

Quelle place pour le bien-être et de la qualité de vie ?

Les résultats des études épidémiologiques et ensuite la valorisation monétaire des dommages concernent la morbidité et surtout la mortalité. Selon la définition de l'OMS, bonne santé ne signifie pas absence de maladie mais « état complet de bien-être physique, mental et social » [10, p. 306]. L'impact sanitaire mesuré par Erpurs ne comptabilise pas des éléments plus qualitatifs comme la dégradation de la qualité de vie et la souffrance que provoquent des affections répétées (rhumes, allergies...) qui ne donnent pas nécessairement lieu à une prise en charge médicale¹⁶. L'évaluation de la perte de qualité de vie ne peut pas être quantifiée à partir d'une seule évaluation objective des dommages. Seule une évaluation contingente concernant les effets des oppressions thoraciques et des crises d'asthme permettrait de compléter l'estimation monétaire produite par une étude épidémiologique.

Quelle pollution de référence ?

Le choix de la pollution de référence détermine les calculs et les résultats. Le choix d'Erpurs a été défini par une faible pollution relative et ne correspond pas aux niveaux recommandés par l'OMS.

De nombreuses études [7, p. 200] concluent sur une absence de seuil au-dessous duquel aucun excès de risque n'existe. S'il est vraisemblable qu'à l'échelle individuelle de tels seuils existent, ils ne sont pas détectables au niveau de l'ensemble de la population avec les méthodes statistiques disponibles. Cette question du seuil est cruciale pour évaluer le coût de la pollution de l'air : s'il pouvait être quantifié, les évaluations devraient se limiter aux régions caractérisées par des concentrations supérieures ; par contre les impacts sanitaires restent sous-évalués lorsqu'on les estime à partir d'une pollution de référence.

Le sujet est débattu, les derniers travaux de Schwartz confirment l'absence de seuil. Une étude portée sur les vingt plus grandes villes américaines entre 1987 et 1994 [19] montre une relation linéaire sans seuil pour la relation PM10 – mortalité cardiovasculaire mais conclut sur une existence de seuil pour les autres causes de mortalité. D'après l'EPA, le respect des nouvelles normes ($15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM2,5 en moyenne annuelle et $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne journalière) n'élimine pas tout risque mais le risque résiduel est probablement très faible. L'EPA [25] précise même qu'à une exposition inférieure à $14 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de particules diesel qu'il n'y a pas d'effet chronique mais n'écarte pas la possibilité d'un risque très faible de cancer du poumon.

¹⁶ La population qui n'a pas accès au soin n'est donc pas prise en compte dans ce type d'étude.

Quelle importance de l'effet *harvesting* dans la mortalité aiguë mesurée ?

Une étude écologique¹⁷ temporelle comme Erpurs qui associe deux séries temporelles ne permet pas d'établir de conclusion formelle quant à la causalité de la relation décrite. En matière de mortalité, le problème (la question du *harvesting*) est de savoir s'il ne s'agit pas de personnes déjà fragilisées par l'âge ou des facteurs confondants comme le tabagisme qui, de toute façon, auraient succombé dans les jours qui suivent. Un décès anticipé de quelques jours n'a pas la même valeur économique qu'un décès d'une personne qui, sans l'épisode de pollution, aurait pu vivre plusieurs années supplémentaires.

En l'absence d'étude de panel centré sur des groupes vulnérables (pour qui le sujet est lui-même son propre témoin vis-à-vis des niveaux de polluants variant dans le temps) ou de données étiologiques appréciant l'exposition au niveau individuel, l'effet *harvesting* est impossible à quantifier. Toujours au centre de controverses, cette incertitude peut être en partie levée en utilisant des études de cohortes qui permettent en théorie de repérer la mortalité chronique et la mortalité aiguë qui ne résulte pas d'un effet *harvesting*. À partir d'une synthèse des estimations (méta-analyse), Delucchi [23, p. 261] estime, par soustraction de la mortalité chronique (cancer et maladie cardiovasculaire), la part de l'effet *harvesting* de 26 % à 50 % dans la mortalité aiguë.

Les études récentes [7, p. 200] montrent que ces anticipations des décès correspondent à une mortalité respiratoire surtout par bronchopathies chroniques obstructives (BPCO). Malgré le rôle majeur du tabac dans la genèse des BPCO, la responsabilité de la pollution de l'air dans l'effet *harvesting* ne se limite pas à l'anticipation du décès et peut indirectement concerner l'origine de la fragilisation des victimes. En effet, le risque de voir se développer une BPCO serait plus grand pour les enfants qui ont été victimes de maladies respiratoires suite à une forte exposition à la pollution atmosphérique [4, p. 59].

L'étude des causes spécifiques de mortalité montre qu'en général les effets de court terme de la pollution de l'air sur la mortalité respiratoire sont plus importants que sur la mortalité cardio-vasculaire. La revue de littérature de Pope [50] rapporte une augmentation de 25 % de la mortalité respiratoire et de 11 % de la mortalité cardio-vasculaire, pour un accroissement de 50 µg/m³ de PM_{2,5}. D'après Medina, citée dans [7, p. 80], l'« *harvesting effect* » ne concerne pas la mortalité cardio-vasculaire car « une augmentation de la probabilité de décès pour une crise cardiaque ne s'accompagne pas d'une diminution de la probabilité de décès dans les jours ni dans les mois qui suivent ». Selon Schwartz [54], ces personnes n'auraient peut-être jamais fait d'accident cardiaque à moyen terme, si elles n'avaient pas été victimes de la pollution.

L'importance du « *harvesting effect* » a semble-t-il été auparavant surestimée, mais le nombre annuel de décès attribuables à la pollution de l'air (tableau 32) ne peut pas être interprété comme un excès absolu annuel de mortalité. Par ailleurs, lorsque la cause du décès est un facteur environnemental, l'espérance de vie est fortement dépendante de cette cause. La perte d'espérance de vie liée aux effets de court terme sur la mortalité cardio-vasculaire mérite en particulier des recherches plus approfondies.

¹⁷ Il s'agit d'une étude écologique car on étudie comment co-varient la cause investiguée (des paramètres de pollution) et les faits (certaine mortalité) au niveau de groupes et non d'individus.

5. 2. 3. Des réserves sur la fiabilité des résultats des études temporelles

Les variations aléatoires ont un effet sur la précision et donc la variance de l'estimation du risque relatif. La largeur de l'intervalle de confiance des résultats (tableau 32) de l'étude Erpurs reflète l'importance des variations aléatoires. À ces variations aléatoires s'ajoutent des biais qui peuvent distordre l'estimation des effets.

L'effet des biais sur l'estimation épidémiologique

L'insuffisance de la précision de la mesure de l'exposition a des impacts sur l'estimation des effets de la pollution. Certes, Erpurs a soigneusement étudié l'homogénéité dans le temps et dans l'espace des mesures fournies par les stations, mais l'exposition moyenne calculée n'est pas nécessairement corrélée à la moyenne des expositions individuelles. L'environnement respiratoire de la population est d'abord caractérisé par les ambiances intérieures et en particulier le tabagisme ou les aérosols utilisés pour le ménage. L'exposition des sujets les plus fragiles, nourrissons et insuffisants respiratoires et cardiaques, est probablement différente de l'exposition moyenne de la population, puisqu'ils passent l'essentiel de leur temps à l'intérieur¹⁸. Des études récentes de cohorte suggèrent que les risques de mortalité ne peuvent pas être mesurés de façon fiable à partir de concentrations ambiantes [7, p. 192]. Néanmoins, le biais des estimations diffère suivant les polluants et leur taux de pénétration (extérieur-intérieur), il est égal à 1 pour les gaz et les particules fines (PM10) mais tend vers 0 pour les particules de grande taille. Il est à noter que les entreprises, pour ajuster les estimations en fonction des expositions ambiantes et individuelles [7, p. 194], ont accru les risques de mortalité estimés initialement.

Les facteurs potentiels de confusion sont nombreux. L'estimation d'Erpurs est sans doute peu biaisée par les facteurs individuels comme l'âge, le sexe, le milieu socioprofessionnel ou le tabagisme car ils n'influencent pas la relation étudiée puisqu'ils ne sont pas liés aux variations journalières des concentrations. Par contre, une étude temporelle est soumise aux effets directs et indirects des variations météorologiques qui définissent des biais de confusion qui doivent être contrôlés. Les vagues de froid ou de chaleur et la présence ou non d'air conditionné jouent un rôle propre sur la mortalité et les risques relatifs sont ici supérieurs à ceux estimés dans les études associant pollution et santé. Or, l'exposition aux polluants est influencée par les conditions météorologiques : la concentration en particules serait plus élevée en hiver et la taille des particules augmente avec l'humidité [4, p. 52]. Pour limiter ce biais, Erpurs II distingue les analyses suivant les saisons mais il reste des variations de court terme de concentration qui peuvent s'expliquer par des évolutions rapides des conditions météorologiques. Bien que les travaux d'APHEA II¹⁹ révèlent une relation plus importante entre pollution et santé dans les régions chaudes, la relation est toujours vérifiée quel que soit le climat. La pollution détermine donc des dommages sanitaires indépendants de la météorologie.

La question du rôle propre des différents polluants est également source potentielle de confusion et de controverses. La relation particules (PM10) – mortalité pourrait être modifiée par la présence ou non de SO₂ (effet synergique ?) et du NO₂ (effet modérateur ?) mais les travaux statistiques de l'HEI (*Health Effects Institute*) ne permettent pas de l'affirmer [32]. De plus, la confusion entre les polluants n'est pas nécessairement de même nature selon que l'on s'intéresse aux effets de long terme ou de court terme. Les données épidémiologiques ne

¹⁸ Le budget-temps de la population occidentale se répartit en moyenne entre 85 % du temps passé à l'intérieur de locaux, 7 % dans les transports et 8 % à l'extérieur. Il varie selon les saisons et les températures [4].

¹⁹ Les résultats de la méta-analyse d'APHEA II ne sont pas encore publiés.

démontrent pas un effet sanitaire plus important pour les particules de diamètres inférieurs à 2,5 µm par rapport aux particules de moins de 10 µm [4, p. 48]. La nocivité des poussières du sol ou la poussière générée par le frottement des freins ou des pneus est mal connue, mais si elle s'avérait comparable à celle émise par la combustion, elle serait responsable pour 80 % des dommages sanitaires produits par les véhicules. Il est par ailleurs possible que ces poussières neutralisent l'acidité des particules et atténuent leurs effets sur la santé [39, p. 361].

La nature causale de la relation en question

La question de la causalité occupe une place centrale dans l'épidémiologie : une simple corrélation ne permet pas d'affirmer la nature causale d'une relation, mais plus le risque relatif est fort, plus la causalité est probable. Dans l'étude des effets de court terme de la pollution de l'air, les risques observés en relation à l'exposition sont très faibles ; de plus, les études écologiques sont connues pour être les moins robustes des études d'observation sur le plan de la causalité, parce qu'une relation au niveau du groupe ne se traduit pas nécessairement au niveau de l'individu [4, p. 65]. L'imputation causale nécessite donc une très grande prudence. La constance des résultats, quels que soient les protocoles, les populations et les circonstances des différentes études sur les risques à court terme associés à la pollution atmosphérique, constitue un argument en faveur d'une imputation causale [7, p. 199]. Cependant, cette cohérence apparente peut être interprétée comme le simple produit de l'application des mêmes méthodes qui induiraient les mêmes erreurs.

5. 2. 4. Des divergences de chiffrage de la mortalité à court terme à la controverse autour des effets de long terme

Compte tenu des effets de confusion entre les polluants, en aucun cas les résultats de chaque indicateur ne doivent être additionnés (tableau 32) pour obtenir un nombre total d'occurrences attribué à la pollution [8, p. 14]. Chanel préfère ne pas considérer les résultats d'Erpurs obtenus à partir de l'indicateur PS13 compte tenu de l'importance des données manquantes. En retenant l'indicateur fumées noires et en considérant l'ensemble de la population urbaine française dont une partie évolue dans un environnement aussi pollué que l'Île-de-France (Grenoble, Marseille, Lille...), les résultats de l'étude Erpurs correspondent à une évaluation nationale légèrement inférieure à trois mille décès par an. Le second rapport Boiteux se réfère au rapport du Cadas et mentionne une évaluation à cinq cents décès [11, p. 116]. La seule baisse des émissions depuis la période d'étude d'Erpurs ne peut pas justifier l'ampleur de la différence. La divergence s'accroît encore lorsqu'on considère la prématurité des décès, le Greqam propose, pour ces effets aigus, une réduction moyenne de vie d'un an [8, p. 15] alors que selon le Cadas, ces décès de court terme sont anticipés seulement de deux mois en moyenne.

Compte tenu des réserves portées sur les études temporelles, l'attention s'est tournée vers des études de cohorte, plus lourdes donc plus rares, qui ont mis en évidence l'impact des effets de long terme, et cela tant en matière de mortalité que de morbidité. Les travaux de Dockery et de Pope, l'étude dite des « six villes » [24] et l'étude dite « ACS » (*American Cancer Society*) [48] ont montré que le fait de vivre pendant des années dans un environnement pollué modifiait les profils de mortalité dans la région considérée. Il apparaît donc que les effets sanitaires les plus sérieux sont reliés à la pollution de fond et l'étude tripartite de l'OMS [1] s'est appuyée sur une méta-analyse concentrée sur les études de cohorte à long terme. La publication des résultats dans le *Lancet* [40] a fortement influencé l'évaluation européenne de l'IWW/Infras et a soulevé des controverses au sein de la commission Boiteux. Le parti pris de l'OMS d'utiliser les relations « dose-réponse » produites par l'étude ACS et l'étude des six

villes a en particulier suscité deux types de réserves : l'une, sur la robustesse des deux études américaines ; l'autre, sur le bien-fondé du transfert de ces relations dans les contextes européen et français.

5. 2. 5. La robustesse de l'étude ACS et de l'étude des six villes en question

Les études de cohorte consistent à suivre sur une période relativement longue (plusieurs années) des sujets sélectionnés selon leur statut par rapport à l'exposition à une pollution donnée et à comparer l'incidence des événements de santé entre les différents groupes d'exposition. L'étude des six villes a suivi 8 000 adultes pendant quatorze et seize ans, l'étude ACS, 500 000 adultes pendant sept années. La comparaison des niveaux d'exposition dans les études à long terme se base sur une reconstruction de l'exposition moyenne sur plusieurs années ou sur une vie entière. Les différences d'exposition moyenne entre des zones contrastées permettent d'évaluer le changement du risque de mortalité. Pour un différentiel moyen de $18,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM_{2,5}, l'étude des six villes constate un risque relatif de mortalité totale de 1,26 (1,08-1,47). L'étude ACS aboutit à des conclusions comparables, un risque relatif de 1,18 (1,10-1,27) pour une augmentation de $24,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Une étude de cohorte plus récente, ASHMOG, portant sur 6 000 adultes non-fumeurs de Californie, a confirmé l'association trouvée entre la pollution atmosphérique et la mortalité toutes causes et montré le risque plus élevé pour la mortalité cardio-vasculaire [7, p. 183, p. 185]. Cette dernière étude a par ailleurs révélé un effet de la fréquence du dépassement du seuil d'O₃ ainsi que des concentrations en PM₁₀ et en SO₂ sur le risque de cancer du poumon.

Les réserves du Cadas et la réanalyse du HEI

Comme les études temporelles, les risques relatifs²⁰ obtenus par ces deux études sont faibles et les relations de causalité présumées ne peuvent pas être affirmées. Dans ces deux études, l'approche par cohorte et l'approche écologique sont en quelque sorte combinées car les pollutions et les mortalités sont mesurées sur des groupes alors que les variables de confusion le sont au niveau de l'individu [4, p. 67]. Si les biais individuels distordent peu les études temporelles, ils méritent à l'opposé une attention particulière dans les études des effets à long terme. Les mesures individuelles de ces cofacteurs susceptibles d'être confondants permettent de mieux les prendre en compte. Le Cadas souligne l'insuffisance du nombre de cofacteurs considérés, il s'agissait « seulement de la « race », la tabagie, le niveau scolaire, l'alcool et la corpulence ». Le nombre limité d'études de cohorte à long terme exige un examen de la validité des estimations proposées. Le HEI [33] a procédé en 1999-2000 à une réanalyse complète des deux études des six villes et ACS. Malgré le sérieux de ces études, il relève lui aussi de nombreuses causes d'incertitude. Il s'étonne en particulier, à propos de l'étude ACS, des écarts significatifs selon les différents sous-groupes de population, notamment de l'impact du niveau d'étude, marqueur du statut socio-économique, sur les risques relatifs qui varient suivant ce cofacteur de 1,35 à 1,06. Cette variabilité qui pourrait refléter les différences d'exposition aux polluants au sein d'un territoire urbain en fonction des quartiers et des types d'habitats [11, p. 16] devrait orienter les prochaines études à considérer ces cofacteurs. Les résultats contre-intuitifs (risques décroissants pour le CO ou l'O₃) confirment le besoin selon le HEI de considérer les polluants atmosphériques comme des indicateurs de pollution complexe plutôt que comme les agents directement responsables. Les résultats des relations

²⁰ Le risque relatif de cancer du poumon lié au tabagisme est voisin de 20 alors que celui du tabagisme passif est compris entre 1,3 et 1,4 [4].

établies par les deux études sont, malgré ces réserves jugées relativement robustes et le HEI confirme et valide l'association particules fines – mortalité.

L'éclairage apporté par les études toxicologiques

Dans les études de cohorte comme dans les études temporelles, les auteurs s'intéressent plus particulièrement à la pollution particulaire et l'indicateur PM_{2,5} est privilégié aux États-Unis.

La plausibilité biologique des résultats épidémiologiques est confirmée par les études toxicologiques qui, par exemple, considèrent les particules comme facteur causal éventuel du cancer. Un effet mutagène des émissions diesel est vérifié sur les bactéries dans le cadre d'exposition *in vitro*. Les observations *in vivo* sur les rongeurs et aujourd'hui sur l'homme sont moins concluantes, mais une expérience danoise, menée chez des conducteurs de bus, a constaté chez ces sujets un excès d'adduits²¹ qui serait susceptible de provoquer des erreurs de réplication [4, p. 10, 11]. Une concentration de particules diesels cent fois supérieure à la concentration ambiante produit des tumeurs pulmonaires chez le rat qui subit une telle exposition chronique. Il reste difficile d'affirmer qu'il s'agit d'un effet direct, car l'encombrement des alvéoles par les particules allonge le temps de présence de cancérogènes avérés comme les HAP. Néanmoins, le passage de ces fortes concentrations aux très faibles concentrations soulève de nouveau la question du seuil d'effet. L'extrapolation linéaire sans seuil se justifie dans une logique de précaution mais aboutit selon certains auteurs à une surestimation systématique des risques.

La transposition d'un résultat toxicologique pour l'évaluation du risque des populations en situation réelle nécessite une grande prudence. Néanmoins, le nombre et la diversité des études montrant les effets chroniques²² des particules lèvent les doutes concernant leurs effets sanitaires à long terme. La relation particules-effets de long terme est encore moins contestable quand, comme le conseille le HEI, les particules sont interprétées comme un simple marqueur de la pollution de l'air. Même en tenant compte « des biais de publication »²³, la multiplicité d'études toxicologiques « positives » portées sur les effets des différents polluants contribue à renforcer l'importance supposée de l'impact sanitaire de la pollution de l'air.

5. 2. 6. Quelle transférabilité des deux études américaines ?

Le point d'ancrage de l'évaluation fournie par l'étude tripartite est une méta-analyse, mais le nombre limité des publications disponibles et la robustesse relative des deux études ont contraint l'OMS à ne retenir que les deux études précitées et à ignorer le reste de la littérature. Pour les mêmes raisons, l'EPA s'est également appuyé sur ces deux études pour définir en 1996 un objectif de qualité vis-à-vis des PM_{2,5}. Les débats à l'égard de l'étude tripartite ont concerné en priorité la transposition au contexte européen de résultats établis dans des cités industrielles des États-Unis à partir de données datées de plus de dix ans.

Le transfert de fonctions « dose-réponse » soulève en effet de nombreuses questions. Lorsque la mesure de l'effet sanitaire pris en compte n'est pas de nature sociale (nombre de jours d'arrêt de travail ou d'admissions hospitalières) mais de nature biologique, la transposition est

²¹ Un adduit est l'addition d'un produit à la molécule d'ADN.

²² Par exemple, il a été montré que les particules diesel peuvent modifier la structure des grains de pollen et augmenter leur contenu protéique allergique, qu'une exposition aux PM_{2,5} diminue la variabilité des pulsations cardiaques...[7].

²³ Une étude « positive » a plus de chance d'être publiée qu'une étude qui donne des résultats négatifs [4].

envisageable. Compte tenu des différences de système de protection sanitaire, l'effet sur la mortalité est l'indicateur sanitaire le plus fiable dans le cadre d'un transfert. Les controverses se focalisent sur des problèmes de mesure et non plus sur des différences de population ou de société.

Mesure-t-on la même exposition en Amérique du Nord et en Europe ? En supposant que les mesures des stations de fond constituent une bonne approximation des expositions individuelles pour transférer les fonctions « dose-réponse » sans correction, il serait nécessaire que les modes de mesure soient identiques avec les mêmes imperfections. D'après l'étude tripartite, une partie des particules secondaires mesurées aux États-Unis est absente des mesures européennes. D'après les auteurs, il a fallu majorer de $9,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ les concentrations pour appliquer les fonctions dose-réponse proposées par Pope et Dockery. Pour d'autres, la méthode gravimétrique utilisée par Airparif pour mesurer les PM₁₀ pourrait ne pas nécessiter cette correction²⁴ et l'évaluation issue du transfert surestimerait alors les effets sanitaires. Comme le taux de pénétration des PM₁₀ vers les milieux intérieurs est proche de 1, les populations américaines et européennes sont de ce point de vue, pour une concentration moyenne donnée, exposées de la même manière. Il n'est pas exclu cependant que la climatisation pose un problème de transférabilité des relations [7, p. 74].

S'agit-il des mêmes particules en Amérique du Nord en 1990 et en Europe en 2000 ? La composition et la nocivité des particules ont évolué avec la désindustrialisation et le contrôle des pollutions des sources fixes. Le fait que les études ACS et des six villes soient fondées sur des données anciennes correspondant à de plus fortes concentrations n'implique pas nécessairement qu'elles surévaluent le risque aujourd'hui. Pour les uns, la dépollution a surtout provoqué la baisse des émissions des particules les plus grosses et, en diminuant le phénomène d'agrégation, tendrait ainsi à augmenter la nocivité des émissions des particules fines. Pour les autres, la réduction de l'émission de SO₂ entraînerait une baisse des concentrations des particules fines liées à des composés soufrés jugées particulièrement dangereux par de nombreuses études américaines (celle de Pope notamment). Les différences actuelles de composition des PM₁₀ entre les États-Unis et l'Europe soulèvent le même type de controverses, les uns dénoncent les effets sanitaires des particules européennes davantage carbonées, les autres ceux des particules américaines, plus acides...[7, p. 75]. Un tel transfert est source d'imprécision, mais il est difficile de conclure s'il conduit à une surestimation ou à une sous-estimation du risque sanitaire.

5. 2. 7. Chiffrage de l'étude tripartite et interprétations

L'étude a évalué à la fois les effets à court terme et à long terme de la pollution de l'air sur la santé. Les PM₁₀ ont été retenues comme indicateur de la pollution atmosphérique dans son ensemble. L'étude a estimé le coût de l'impact sanitaire, qu'il soit de court terme ou de long terme de la pollution de l'air pour les situations dans lesquelles les concentrations sont supérieures à la concentration dite « naturelle », soit $7,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM₁₀. L'exposition de la population est évaluée par les niveaux moyens annuels de concentration de PM₁₀. L'étude montre qu'en France, la moitié de la population vit dans des zones avec des valeurs comprises entre 20 et $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ alors qu'un cinquième, celui des grandes agglomérations est exposé à des concentrations supérieures à $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Les fonctions « exposition-risque » utilisées concernant les hospitalisations ont été établies par des études nationales. Pour les autres indicateurs de santé, il a fallu recourir à une revue de

²⁴ Le ratio PM_{2,5}/PM₁₀ calculé à partir des mesures d'Airparif sont similaires à celui calculé par Pope (60 %).

littérature. Seule, la mortalité à long terme est le résultat du simple transfert des deux études américaines. Selon les auteurs de l'étude tripartite, le parti pris d'une approche minimaliste a limité le risque de surestimation des ordres de grandeur.

Tableau 33 : résultats de l'étude tripartite (OMS) : cas de mortalité et de morbidité attribuables à la pollution de l'air en France en 1996 (58 260 000 habitants)

	Ensemble des PM10	PM10 attribuables au trafic
<i>Mortalité totale à long terme (adultes ≥ 30 ans)</i>	31 692 [19 202 - 44 369]	17 629 [10 681 - 24 680]
<i>Hospitalisations pour causes respiratoires</i>	13 796 [1 491 - 26 286]	7 674 [829 - 14 622]
<i>Hospitalisations pour causes cardio-vasculaires</i>	19 761 [10 440 - 29 362]	10 992 [5 807 - 16 333]
<i>Incidence bronchite chronique (adultes)</i>	36 726 [3 262 - 73 079]	20 429 [1 814 - 40 650]
<i>Incidence bronchite aiguë (enfants)</i>	450 218 [198 450 - 813 562]	250 434 [110 388 - 452 544]
<i>Jours de restriction d'activité ⁽¹⁾ (adultes ≥ 20 ans)</i>	24 579 872 [20 692 055 - 28 519 982]	13 672 554 [11 509 956 - 15 864 240]
<i>Crises d'asthme ⁽²⁾ (enfants asthmatiques)</i>	242 633 [149 141 - 337 151]	134 965 [82 960 - 187 540]
<i>Crises d'asthme ⁽²⁾ (adultes asthmatiques)</i>	577 174 [281 130 - 879 091]	321 053 [156 378 - 488 994]

⁽¹⁾ Jours de restriction d'activité : total personnes-jours par an.

⁽²⁾ Crises d'asthme : total personnes-jours avec crises d'asthme.

Source : OMS [1]

La discussion autour du chiffrage a porté sur la part du trafic (55 %) dans la responsabilité de la pollution de l'air. Le parti pris de se limiter aux PM10 comme marqueur global de la pollution de l'air mérite à cet égard, une attention particulière. Pour les uns, la nocivité des particules liées à des composés soufrés émis par d'autres secteurs devrait être prise en compte pour éviter une surestimation de la part attribuable au trafic. Pour les autres, la poussière du sol émise par le trafic n'est pas évaluée à sa juste valeur, ce qui induit une sous-estimation de la responsabilité de la circulation routière.

Par ailleurs, le choix d'une pollution de référence correspondant à la concentration « naturelle » ($7,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$) nettement inférieure à la norme de protection des populations recommandées par l'EPA ($15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM_{2,5}, soit environ $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM₁₀) est-il en accord avec l'objectif annoncé d'éviter les risques de surestimation²⁵ ?

²⁵ En adoptant un seuil de référence de $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et en conservant le même mode de calcul, le poids des transports dans la mortalité reste très élevé. Le nombre total de décès passe de 31 692 à 17 400, mais le nombre de décès attribué au trafic passe de 17 629 à 14 900.

Compte tenu du caractère isolé du niveau élevé des deux estimations américaines, la prudence a d'abord incité la Commission Boiteux, en matière de mortalité, à ne faire que « la moitié du chemin » [11, p. 121] entre les évaluations plus modestes et celles de l'OMS. Reconnaisant qu'une valeur moyenne n'a pas grand « sens », elle a opté pour la borne inférieure de l'intervalle de confiance et statué pour une base forfaitaire de 10 600²⁶ cas annuels de décès prématurés attribuables à la circulation routière en 1996. Après avoir examiné les pertes d'espérance de vie liées aux décès en France pour cause cardiovasculaire, respiratoire et cancer du poumon [11, p. 296], la commission retient une perte d'espérance de vie moyenne de dix ans²⁷. Sur cette base, la pollution atmosphérique imputable au trafic conduirait à 100 000 années potentielles de vie perdues²⁸, alors que les accidents de la circulation et le tabagisme sont respectivement responsables de 500 000 et 700 000 années perdues [4].

L'étude IWW/Infras publiée en mars 2000 reprend les résultats de l'OMS pour évaluer les effets sanitaires de la pollution. Les sources d'incertitude, il est vrai, incitent dans une logique de précaution à ne pas minorer l'évaluation. Les effets chroniques de la morbidité ainsi que les conséquences d'une exposition continue d'une population fragile comme les enfants commencent tout juste à être observés. Les inquiétudes nées de ces incertitudes, justifient, en attendant des informations plus solides, le point de vue de l'IWW/Infras.

Depuis 2000, deux nouvelles études sont parues :

l'une est la première étude de cohorte européenne [34], 4 492 individus suivis sur 8 ans et confirme le lien entre l'exposition aux fumées noires à proximité des grands axes routiers et le risque de mortalité ;

l'autre, portant sur 319 000 individus suivis sur 16 ans et réalisée sous la conduite de Pope [49] affine les résultats antérieurs obtenus aux États-Unis et les confirme²⁹.

²⁶ Compte tenu des valeurs tutélaires retenues par la commission Boiteux, on peut estimer le nombre de décès imputables à l'automobile en 1996 à 5 600 soit 53 % du total attribué à la circulation routière (cf. annexe 9 pour le détail des calculs). Avec la règle imprécise retenue par l'OMS, dommage sanitaire proportionnel à l'émission de PM10, 61 % des dommages sont attribuables à l'automobile. (voir p. 47).

²⁷ Si les personnes dont le décès est lié à la pollution atmosphérique n'y avaient jamais été exposées, elles auraient vécu en moyenne dix années de plus.

²⁸ Le Cadas [4] propose une estimation beaucoup plus basse de 15 000 années de vie perdues à cause de la pollution atmosphérique.

²⁹ Utilisant le risque relatif fourni dans l'article de Pope et al., l'Agence française de sécurité sanitaire environnementale (AFSSE) évalue le nombre de décès de personnes de plus de 30 ans attribuables, en 2002, aux PM_{2,5} dans 76 zones urbaines françaises (représentant 50 % de la population urbaine) à 9 573 [3 283-16 736].

5. 3. Évaluation du coût de l'effet de serre et controverses politiques

5. 3. 1. Consensus et incertitudes scientifiques à propos de l'effet de serre

Le 3^e rapport d'évaluation (2001) du Groupe intergouvernemental d'experts sur l'évolution du climat (GIEC) atteste la responsabilité de l'homme dans le réchauffement constaté au cours du XX^e siècle, prévoit une aggravation du phénomène dans les décennies à venir et confirme la nécessité d'une action globale pour le limiter [29, p. 5].

L'effet de serre est d'abord un phénomène naturel dû à la présence dans l'atmosphère de vapeur d'eau, de dioxyde de carbone et de traces de certains gaz³⁰ qui ont la propriété de retenir le rayonnement en provenance du sol. Mais aujourd'hui la croissance des émissions d'origine humaine accentue la concentration des gaz à effet de serre (GES). Cette évolution est renforcée depuis plus d'un demi-siècle par les émissions de chlorofluorocarbone (CFC) et leurs substituts (HFC, PFC, SF6...) ainsi que par les émissions de gaz à effet indirect tels que le monoxyde de carbone (CO), les composés organiques volatils (COV) et les oxydes d'azote (NO_x), gaz pour lesquels les transports constituent d'ailleurs une source d'émission de plus en plus importante sur le plan mondial.

Les émissions anthropiques sont assez bien caractérisées et elles contribuent seulement pour 3 % du total annuel des émissions de GES qui proviennent donc pour la plus grande part des océans, des forêts et des éruptions volcaniques. Cependant, ces gaz supplémentaires restent dans l'atmosphère plusieurs années, décennies, siècles, millénaires (tout dépend des GES) et leur accumulation renforcent sensiblement l'effet de serre naturel. Selon les modèles et les scénarios retenus, les modélisations climatiques les plus récentes prévoient une hausse globale de la température de la planète entre 1,5 et 6 °C d'ici 2100 [29].

De grandes incertitudes portent sur la nature, l'ampleur et la répartition géographique des impacts de l'effet de serre. Aux États-Unis, par exemple, la température moyenne n'a pas augmenté ces cinquante dernières années. Cependant, à long terme, la production agricole des États du Nord devrait bénéficier d'hiver plus doux, alors qu'au Sud, elle devrait souffrir d'une plus grande sécheresse estivale. À l'échelle planétaire ce sont les pays du sud, les plus vulnérables, qui devraient être les plus touchés. La modélisation des impacts du changement climatique se heurte à de nombreuses difficultés. Comme le système climatique n'est pas linéaire, le risque de survenue d'un scénario catastrophe ne peut pas être exclu. Par ailleurs les effets du réchauffement planétaire auront des conséquences sanitaires considérables (des épidémies de choléra, malaria, dengue [58]) qui sont rarement envisagées dans les évaluations des dommages.

L'horizon temporel et le traitement des événements à faible probabilité mais à coût très élevé expliquent les écarts considérables des prévisions des impacts de l'effet de serre.

5. 3. 2. Le coût de la tonne d'équivalent CO₂ émise privilégié dans les évaluations américaines

L'agrégation des gaz à effet de serre

Les émissions des gaz à effet de serre sont indiquées en tonnes d'équivalent carbone (tC) ou en tonnes d'équivalent CO₂ (tCO₂)³¹ qui agrègent habituellement les six gaz considérés par les

³⁰ Le méthane (CH₄), le protoxyde d'azote (N₂O) et l'ozone troposphérique (O₃).

³¹ 1 tC = 12/44 tCO₂

accords de Kyoto³² pondérés par leur indice de potentiel de réchauffement global (PRG)³³. Le calcul des PRG est objet de controverses scientifiques qui portent par exemple sur la durée de vie du gaz carbonique, le pouvoir de réchauffement du méthane ou les effets indirects des réactions chimiques entre les différents gaz. Certains, comme Delucchi [20, p. 31], préfèrent, pour l'agrégation des différents gaz, utiliser des indices de dommages économiques (IDE) qui sont exprimés en fonction de la valeur des dommages (malgré leurs incertitudes) produits par le changement climatique. Les IDE diminuent en général, selon le choix du taux d'actualisation, la pondération des gaz à plus faible durée de vie.

À la recherche du coût des dommages de l'effet de serre

L'échelle planétaire des dommages soulève d'autres débats. Les pertes économiques souvent évaluées au seul niveau des États-Unis donnent alors lieu à une extrapolation discutable pour calculer les dommages mondiaux. Dans les pays du Sud, les plus faibles capacités d'adaptation et la sévérité de l'impact climatique laissent supposer des dommages proportionnellement plus importants que dans les pays industrialisés³⁴. Les difficultés pour y valoriser de manière monétaire les déplacements de population, les pertes d'identité culturelles ou de civilisation entière induisent la question de la reconnaissance ou non d'impacts non quantifiables.

Comme l'agrégation des coûts dans un monde aux revenus inégaux soulève des questions d'équité³⁵ [10, p. 185], le débat pour attribuer une valeur à la vie humaine est central. D'un point de vue éthique, une approche descriptive qui repose sur des CAP ou des CAR est difficilement acceptable car elle conduit à une valeur de la vie humaine d'un citoyen des États-Unis dix ou vingt fois supérieure à celle d'un Indien. Comme elle suppose une équirépartition des revenus, une approche normative qui fixe une même valeur de la vie humaine pour tous les pays, introduit une hypothèse qui ne correspond nullement à la réalité. Quand Hohmayer et Gartner (1996) décident d'attribuer, sur la base d'études de CAP dans la population des États-Unis, la valeur de chaque vie humaine à un million de dollars, ils s'écartent résolument des pratiques habituelles de l'économie du bien-être qui s'appuie exclusivement sur l'utilité des individus.

Compte tenu des horizons lointains (au moins 2100), le résultat de l'évaluation du coût des dommages de l'émission d'une tC est particulièrement sensible au mode d'arbitrage intertemporel. Les économistes qui évaluent le coût de l'effet de serre privilégient en général les considérations éthiques (voir p. 143) en définissant le taux d'actualisation en fonction de la valorisation de l'avenir et de la responsabilité vis-à-vis des générations futures. Les taux choisis sont donc nettement inférieurs à ceux calculés (8 à 10 %) par rapport au rendement des investissements privés, mais cet accord sur l'approche conceptuelle ne peut suffire à la formation d'un consensus sur la valeur à adopter. Selon que l'on retienne comme taux d'actualisation 2 % ou 5 % sur une période d'un siècle, la valeur actuelle des dommages obtenue se situe déjà dans un rapport de 1 à 20 et sur deux siècles le rapport est de 1 à 400.

³² Il s'agit du CO₂, du CH₄, du N₂O des HFC, des PFC et des SF₆

³³ Indice du PRG du CO₂ (dioxyde de carbone) = 1, PRG du N₂O (protoxyde d'azote) = 310, PRG du HFC = variable selon les années.

³⁴ D'après le GIEC (1996) le coût de l'effet de serre peut atteindre jusqu'à 9 % du PIB dans les pays en développement alors qu'il se situe entre 1 et 3 % dans les pays industrialisés [2].

³⁵ À titre d'exemple, la perte d'un hectare de terre suite à l'élévation du niveau de la mer au Bangladesh (où le prix du foncier est bas) est beaucoup moins valorisée que la perte d'un hectare aux Pays-Bas.

Le caractère intertemporel de l'effet de serre explique les écarts dans les évaluations chiffrées. Lorsque l'hypothèse d'un scénario catastrophe est négligée, l'estimation des dommages produits par l'émission d'une tC à l'horizon 2100 est située entre 1 et 20 \$ de 1990³⁶. Lorsque l'hypothèse d'un tel scénario n'est pas écartée les estimations des dommages sont comprises entre 60 et 200 \$ de 1990³⁷. L'évaluation de Fankhauser [26] ne s'appuie pas sur un choix de différents scénarios mais introduit l'incertitude, avec une distribution de probabilités, sur des paramètres comme la préférence pour le présent, l'aversion au risque, les émissions futures³⁸ ou la forme de la fonction de dommage. Suivant les choix des types de distribution, le coût de la tC augmente avec la probabilité d'événements catastrophiques.

L'insuffisante prise en compte de la capacité d'adaptation des populations sur de longues périodes et de l'activité économique aux conséquences climatiques de l'effet de serre est souvent avancée pour dénoncer une surestimation des coûts des dommages calculés dans les scénarios extrêmes. L'argument est d'ailleurs utilisé par Delucchi [36, p. 43], pour retenir un encadrement faible du coût de l'émission des tC (2 \$ à 20 \$). Cela explique l'imprécision relativement faible (voir tableau 29 p. 110) qui est loin de refléter toute l'incertitude scientifique et la sensibilité du chiffrage aux questions éthiques.

Les questions autour du développement et de l'ordre mondial dépassent largement le sujet des coûts environnementaux de l'automobile. L'évaluation du coût de l'effet de serre ne peut donc pas être purement technique et implique des prises de positions éthiques et politiques.

5. 3. 3. Le concept de valeur du carbone privilégiée dans les évaluations européennes

Les avantages d'une approche coût-efficacité face à des dommages incertains...

Étant donné les difficultés méthodologiques et les incertitudes qui caractérisent à la fois la prévision de l'évolution climatique et l'évaluation du dommage, l'application de l'analyse traditionnelle coûts-bénéfices est délicate. Le principe selon lequel le degré optimum de réduction des émissions est déterminé de façon à équilibrer les coûts marginaux et les bénéfices marginaux ne semble pas réaliste. Comme le déclare le GIEC, cité dans [10, p. 318], « le problème n'est pas de définir aujourd'hui la meilleure politique pour les cent ans à venir, mais de choisir une stratégie prudente et de l'adapter ultérieurement en fonction des nouvelles informations disponibles ». Les engagements actuels de pourcentages de réduction d'émissions par les pays industrialisés (ou groupe de pays) sont définis dans le protocole de Kyoto pour l'horizon 2008-2012³⁹. Ce besoin de définir des objectifs de court terme répond à la nécessité d'agir rapidement alors que les émissions actuelles de CO₂ causeront aux générations futures des dommages sérieux et irrémédiables. La répartition des efforts entre les pays n'est pas nécessairement efficace pour atteindre l'objectif global de dépollution mais chaque pays cherche à respecter ses engagements en limitant les coûts de réduction. La valeur

³⁶ Pearce (1992) estime que les dommages en 2050 s'élèveront de 1 à 3 % du PIB mondial en 2050 et Nordhaus (1993) évalue le coût des dommages d'une tCO₂ à 5 \$ (\$ de 1989) en 1990 et 20 \$ en 2000.

³⁷ Dans l'évaluation d'Hohmeyer (1996) sont associées à la baisse de production agricole la famine et la mort de 45 millions de personnes par an dans les pays les plus pauvres [13].

³⁸ Comme il s'agit d'une pollution de stock et non de flux, le coût des dommages d'une tonne de CO₂ dépend du niveau des émissions futures.

³⁹ Il s'agit de pourcentage de réduction des émissions par rapport à 1990. Les pays industrialisés dits « de l'Annexe B » doivent réduire leurs émissions d'un peu plus de 5 %. L'Union européenne a accepté de réduire globalement ses émissions de 8 %. Au sein de la « bulle européenne », la France, qui ne dispose pas de d'importants potentiels de réduction à bas coût, doit stabiliser ses émissions.

du carbone (ou du CO₂) utile à une telle approche coût-efficacité se définit comme le coût des actions à entreprendre pour ne pas émettre une tonne de carbone (ou de CO₂).

Les méthodes d'évaluation de la valeur du carbone reposent soit sur des modèles macroéconomiques (le plus souvent d'équilibre général) soit sur des modèles d'optimisation et de simulation du système énergétique. L'évaluation des coûts de réduction est menée à partir de l'introduction d'une « taxe carbone fictive ». Les variations de cette taxe permettent par simulation successive de constater la valeur du carbone qui permet d'atteindre l'objectif fixé [2, p. 86].

Adoptant implicitement une approche coût-efficacité, l'étude IWW/Infras et la commission Boiteux ont retenu une valeur du carbone en fonction des estimations des coûts marginaux d'évitement.

...n'excluent pas les incertitudes à propos de la valeur du carbone

Dans l'hypothèse de l'instauration d'un marché parfait de permis d'émission entre pays, la valeur du carbone est alors révélée sur ce marché. Elle correspond au prix du permis d'émission qui s'établit par l'égalisation des coûts marginaux de réduction de tous les pays. Selon les modèles, un marché parfait entre les pays de l'« annexe B » et des objectifs du protocole de Kyoto limités aux seules émissions de CO₂ détermineraient une valeur internationale de la tonne de carbone comprise entre 53 et 150 \$ de 1990 [2, p. 94]. En l'absence d'échange international de permis, la réduction des émissions doit s'opérer - moins efficacement - à l'intérieur du pays et la valeur du carbone se définit à l'échelle nationale, à un niveau plus élevé. Les politiques nationales peuvent décider une répartition des efforts entre les secteurs en fixant des valeurs sectorielles du carbone. L'élasticité supposée faible de la demande de transports par rapport au prix induit une valeur sectorielle du carbone particulièrement élevée dans la situation où l'objectif français de stabilisation des émissions est assigné au transport. Une taxe nationale uniforme pour tous les secteurs est plus efficace : elle conduit à une hausse des émissions du transport compensée par des réductions moins coûteuses dans l'industrie.

5. 3. 4. Le choix des valeurs du carbone évité et parti pris politique implicite

Pour une politique efficace

IWW/Infras et la commission Boiteux ont opté l'une et l'autre pour des valeurs du carbone qui supposent l'élaboration de politiques efficaces à l'échelle internationale et nationale. Ainsi l'évaluation destinée à l'élaboration d'une tarification des transports repose sur une valeur unique européenne du carbone qui se justifie d'une manière implicite par la mise en place d'un système de permis négociables au sein de la bulle européenne. Sur la base de l'objectif ambitieux proposé par le GIEC de réduction de 30 % à l'horizon 2030 (en comparaison du niveau de 1990), l'évaluation IWW/Infras a retenu une valeur du carbone de 495 euros (soit 546 \$ de 1990 la tC) [35, p. 82].

La valeur tutélaire retenue par la commission Boiteux s'appuie sur le projet national de lutte contre le changement climatique dirigé par la MIES (Mission interministérielle de l'effet de serre) d'introduire une écotaxe nationale uniforme de 500 F/tonne de carbone (soit 84 \$ de 1990 la tC) quels que soient les secteurs et les modes de transport [11, p. 31]. Deux instruments d'action publique, la taxe et le permis négociable, sont donc considérés pour évaluer la valeur du carbone. Le recours progressif aux mécanismes de flexibilité devrait devenir prépondérant dans le calcul de la valeur de carbone. Pour fixer la taxe proposée sur le carbone, la MIES a anticipé des mécanismes efficaces de flexibilité. L'horizon proche (2008-2010) du protocole de Kyoto a cependant encouragé la commission Boiteux à adopter une

position prudente. Dans ce futur proche, les échanges de permis négociables risquent d'être limités et après discussion, la commission a décidé de majorer l'estimation du MIES pour fixer la valeur du carbone à 100 euros de 1998 (soit 110 \$ de 1990 la tC⁴⁰).

Une application du principe de précaution plus ou moins prononcée

Le principe de précaution qui s'applique dans un contexte incertain justifie également une telle majoration.

De nombreuses hypothèses exogènes (scénario de référence de développement économique, évolution du prix du pétrole⁴¹...) et paramètres internes aux modèles (élasticité de la demande/prix, et élasticité de substitution...) conduisent à des différences importantes dans les valeurs estimées du carbone. L'élasticité de la demande de carburant pour la circulation automobile est donc un paramètre essentiel. L'élasticité de court terme est réputée très faible car la mobilité des personnes est peu déterminée par le prix. Par contre, des constats empiriques comme la diésélisation du parc français, la taille réduite des voitures italiennes ou la forte mobilité automobile des citoyens des États-Unis montrent que l'élasticité de long terme mérite des études plus approfondies. Des estimations économétriques ont d'ailleurs déjà proposé pour les États-Unis des valeurs d'élasticité de long terme étonnement élevées (entre 0,6 et 1,2) [51, p. 31]. Calculée sur la base de la valeur du carbone retenue par la commission Boiteux, une taxation supplémentaire du carburant à hauteur de 7 centimes d'euro le litre⁴² [5, p. 73] a des effets, même à l'horizon 2008-2010, souvent négligés dans les modèles. Le progrès technologique et l'influence de nouvelles sources d'énergie y sont souvent intégrés de manière implicite comme de simples tendances exogènes indépendantes de la valeur du carbone.

Les incertitudes concernant les impacts de l'effet de serre méritent une attention particulière. Le principe de précaution s'étend bien au-delà du calendrier défini à Kyoto et les valeurs tutélaires issues de la commission Boiteux déterminent le choix d'infrastructures dont l'exploitation générera des émissions longtemps après 2010. Le choix de la valeur de carbone contient donc une prise de risque. À la valeur du carbone initialement calculée, il est prudent d'ajouter une prime de risque ainsi qu'une valeur d'option qui ouvre des marges de manœuvre aux générations futures.

La majoration retenue par la commission Boiteux situe la valeur du carbone au-delà du « prix de la précaution » estimé par Godard entre 50 et 100 \$ [10, p. 321]. La position de l'Union européenne, moins déterminée par la nécessité impérative de compétitivité internationale, permet de relativiser la volonté affichée du rapport Boiteux de suivre le principe de précaution. L'écart entre les deux approches se révèle encore plus important lorsque l'on considère le rythme d'évolution de la valeur du carbone : l'étude de l'IWW/Infras envisage d'augmenter la valeur du carbone au taux de croissance du PIB, alors que la commission Boiteux a décidé de maintenir la valeur du carbone à 100 euros jusqu'en 2010.

⁴⁰ Parité utilisée 0,75 euro pour un dollar et déflateur du PIB (indice 100 en 1990/ 1998 = 121).

⁴¹ L'augmentation du prix du pétrole induit une baisse de la valeur de carbone alors qu'une croissance économique accrue nécessite une évaluation à la hausse.

⁴² En première approximation la taxe est ici calculée de manière indifférenciée pour les véhicules essence ou diesel. En réalité, la consommation d'un litre d'essence produit environ 2,35 kg de CO₂ alors que celle d'un litre de gazole produit 2,60 kg.

5. 3. 5. La diversité des conventions associées au coût de l'effet de serre attribué aux automobiles

L'incertitude qui concerne l'évaluation du coût total de l'effet de serre réside, pour sa plus grande part, dans la valeur de la tonne de CO₂. Le choix de la valeur des dommages produits par l'émission d'une tonne de CO₂ suppose des hypothèses de scénario, un arbitrage temporel et un parti pris éthique qu'il convient de clarifier. Le choix de la valeur de la tonne de CO₂ évitée est associé à un dispositif de prévention, un objectif de réduction à un horizon plus ou moins lointain et une culture de la précaution plus ou moins prononcée.

D'autres conventions méritent d'être explicitées. Le coût de l'émission des GES attribuable à l'utilisation de l'automobile peut se présenter simplement comme suit :

$$\sum F_i \times \text{TEC}_i \times C_g \times D \quad \text{Où :}$$

TEC_i = équivalence en tonnes de CO₂ qui causeraient le même impact climatique qu'une tonne de gaz i ;

C_g = coût des dommages de l'émission d'un gramme d'équivalent CO₂ ou coût de la réduction des émissions ;

i = gaz à effet de serre ;

F_i = grammes de gaz i émis par kilomètre parcouru d'une automobile ;

D = distance parcourue par le parc automobile.

Dommages nationaux ou dommages planétaires

Dans le cas de l'évaluation de Delucchi, la sous-estimation du coût de l'effet de serre (tableau 29, p. 110) provient surtout de l'échelle nationale de l'ensemble de son analyse où seuls les coûts supportés à l'intérieur des États-Unis⁴³ sont évalués. Selon les calculs de Delucchi [36, p. 44], la part mondiale des dommages supportés par les États-Unis est comprise entre 15 % et 25 %. Il adopte donc une valeur moyenne de la tonne de CO₂ de 2 \$ (10 \$ de 1990 divisés par 5). Par souci de cohérence, on peut comprendre qu'il devait ne considérer que la fraction des dommages de l'effet de serre subie sur le territoire national. L'utilisation du coût évalué par Delucchi pour définir des normes ou une tarification implique des réajustements. En effet, l'objectif d'un niveau optimal de pollution pour les États-Unis, supérieur au niveau optimal pour la planète, n'est pas acceptable. Dans une perspective de prévention, le coût des dommages pour un pays n'a pas de sens, il suffit pour s'en convaincre de considérer par exemple la situation de la Finlande qui serait, selon l'évaluation de Kuoppamaki [41], un bénéficiaire net du changement climatique. La nature globale de l'effet de serre nécessite une prise en compte des dommages à l'échelle de la planète. Une multiplication par cinq de l'évaluation initiale du coût du réchauffement planétaire calculé par Delucchi (tableau 29, p. 110) permet de réajuster au niveau global souhaité. Ainsi corrigée l'estimation de Delucchi se rapproche des chiffrages européens (tableau 30 p. 112), mais cette convergence cache en réalité des différences importantes de mode de calcul.

CO₂ ou l'ensemble des gaz à effet de serre

Le choix des gaz considérés dans l'évaluation du coût de l'effet de serre diffère suivant les approches : les évaluations européennes s'appuient sur la valeur de la tonne de CO₂ évitée alors que Delucchi s'intéresse au coût des dommages liés à l'émission d'une tonne d'équivalent CO₂.

⁴³ Ainsi, cette analyse associe à l'importation de pétrole un transfert des consommateurs américains aux producteurs étrangers qu'il comptabilise comme coût monétaire. Les recettes des pays extérieurs ne sont donc pas considérées.

La prise en compte d'autres gaz à effet de serre que le CO₂ a été négligée en première approximation dans les premiers modèles de simulation de marchés de permis d'émission négociables⁴⁴. C'est pourquoi l'étude de l'IWW/Infras ne considère que les émissions de CO₂ [35, p. 42]. La commission Boiteux adopte le même point de vue et, en conséquence, la CNTV [5, p. 71] assoit également son calcul du coût de l'effet de serre sur les seules émissions de CO₂.

À l'inverse, Delucchi intègre dans son modèle plusieurs gaz à effet de serre. Sur la base de ses conclusions [20, p. 33], ces autres gaz représentent, pour les automobiles diesel ou essence, environ 20 % de l'effet de serre produit par les filières de production d'énergie et de véhicules. La comparaison du chiffrage associé à la tonne de CO₂ selon les deux types d'approches nécessite un ajustement à la baisse des valeurs du carbone retenues par les Européens.

Émissions directes ou émissions de l'ensemble des filières

Alors que le CNTV et l'étude IWW/Infras évaluent le coût de l'effet de serre à partir du CO₂ émis directement lors de l'utilisation de l'automobile, Delucchi incorpore dans le coefficient F_i , d'autres éléments que les émissions produites par la combustion du carburant consommé par les automobiles. Figurent aussi dans le coût de l'effet de serre imputé aux automobiles : d'une part, la production industrielle et les services du cycle de vie des automobiles ; d'autre part l'extraction, la distribution et le traitement aussi bien du pétrole que du carburant. Les émissions secondaires liées au cycle de vie des modes de transport (dont la voie maritime) des produits pétroliers sont évaluées et attribuées en partie à l'effet de serre généré par l'automobile. Il apparaît que l'ensemble de ces émissions sur ces cycles de vie complets représente 30 % à 35 % du total des émissions automobiles.

Delucchi montre ainsi que l'approche du seul décompte des tonnes de CO₂ émises lors de l'utilisation finale néglige près de la moitié de l'effet de serre induit par l'automobile [20]. L'approche européenne fournit une image déformée de l'impact de l'automobile sur le réchauffement planétaire. Le chiffrage du coût total de l'effet de serre proposé par Delucchi, déterminé comme les autres évaluations par le choix forcément contestable d'une valeur possible de la tonne d'équivalent CO₂, n'est pas *a priori* davantage robuste. Mais comme la démarche est plus globale, elle permet de comparer les coûts environnementaux des différents véhicules du futur.

5. 3. 6. Quelle évaluation du coût de l'effet de serre produit par les alternatives technologiques ?

L'absence d'images à long terme des décisions séquentielles

Bien que le GIEC travaille sur des scénarios de long terme (2100), les scientifiques ne peuvent toujours pas déterminer à quel niveau stabiliser les concentrations de GES afin de respecter la Convention Climat des Nations Unies⁴⁵. L'incertitude sur le niveau optimal des émissions pour les prochains siècles implique l'application du principe de précaution. Le mode de décision séquentielle qui consiste à réviser périodiquement les objectifs à des

⁴⁴ A l'heure actuelle, la plupart des modèles fonctionnent avec tous les gaz du protocole de Kyoto

⁴⁵ L'objectif ultime est de « stabiliser les concentrations de gaz à effet de serre dans l'atmosphère à un niveau qui empêche toute perturbation anthropique dangereuse du système climatique »... « dans un délai suffisant pour que les écosystèmes puissent s'adapter naturellement aux changements climatiques, que la production alimentaire ne soit pas menacée et que le développement économique puisse se poursuivre d'une manière durable. »

horizons rapprochés en fonction de l'évolution des préférences collectives, des améliorations des connaissances scientifiques et des possibilités offertes par le progrès technique, permet d'agir aujourd'hui malgré les imprécisions des images du monde à long terme.

Il n'est donc pas surprenant que les coûts environnementaux des alternatives technologiques à l'automobile traditionnelle - qui ne pourront se généraliser qu'à des horizons moins rapprochés - fassent rarement l'objet d'évaluation en Europe.

Des approches trop simplificatrices

En évaluant seulement le coût de l'effet de serre à partir de l'émission de CO₂ lors de l'utilisation de l'automobile, les évaluations ne peuvent pas prétendre à la comparaison des modes et des technologies pour leur contribution au changement climatique.

À propos des valeurs tutélaires de la commission Boiteux utilisées en premier lieu lors de l'évaluation de projets routiers, cette simplification est cohérente avec des raisonnements en unités de trafic.

L'évaluation IWW/Infras, qui vise la mise en place d'une écotaxe choisit logiquement de prendre en compte de manière séparée les émissions directes des automobiles. Mais par ailleurs, les coûts du changement climatique liés aux cycles de vie des carburants et des véhicules apparaissent dans la rubrique « processus en amont et en aval » (cf. annexe 4, p. 1). Ils contribuent, dans le même ordre de grandeur que celui calculé par Delucchi, pour 32 % du coût total de l'effet de serre imputable à l'automobile [35, p. 55]. L'électricité utilisée lors de la production des véhicules est négligée dans l'évaluation, mais il est à noter que pour le mode ferroviaire, le risque de la production nucléaire⁴⁶ est évalué à un niveau voisin de celui du risque climatique des énergies fossiles.

Les conventions de Delucchi : efficaces pour comparer les choix technologiques

L'approche globale des émissions, sur l'ensemble des cycles de vie, permet à Delucchi [20] de comparer les alternatives offertes par les combustibles fossiles de substitution.

Quelle que soit son utilisation⁴⁷, le gaz naturel conduit dans les meilleurs des cas à une réduction modérée par rapport aux émissions actuelles des véhicules essence (inférieure à 25 %) ou celles des véhicules diesel (inférieure à 10 %). Suivant l'horizon de l'évaluation, l'importance des émissions de méthane qu'elle induit, le taux de perte dans le réseau de distribution, et les émissions à l'échappement de CO (contributeur indirect de l'effet de serre), l'utilisation du gaz naturel peut même s'avérer moins efficace que les véhicules diesel.

Le modèle de Delucchi appliqué aux cycles de vie du GPL (gaz de pétrole liquéfié) obtenu lors de la purification du gaz naturel⁴⁸ montre que cette alternative est dans tous les cas plus efficace que le diesel (-15 % à -25 %) pour réduire les émissions des gaz à effet de serre. L'avantage du GPL tient en particulier dans la réduction des émissions de l'amont⁴⁹.

⁴⁶ La valeur de 0,035 euro par kWh, fondé sur des disponibilités à payer tenant compte de l'aversion au risque est en concordance avec la valeur de 495 euros la tC retenue par IWW/infras.

⁴⁷ Le gaz naturel peut être utilisé comme matière première de carburants (méthanol, gaz naturel liquéfié, gaz naturel comprimé), comme source d'énergie pour produire du biocarburant (éthanol) ou de l'électricité (véhicule électrique).

⁴⁸ Disponible en faible quantité (sauf dans les pays, comme l'Iran, gros producteur de gaz naturel), le GPL ne peut constituer qu'une niche réduite du marché.

⁴⁹ La liquéfaction du propane nécessite moins d'énergie que le raffinage du pétrole ou la conversion du gaz naturel en méthanol et la distribution de GPL ne provoque pas de fuite de méthane.

Cette approche permet aussi de comparer l'impact sur le changement climatique de l'automobile électrique par rapport à l'automobile traditionnelle [57, p. 47]. Elle montre que l'efficacité énergétique du moteur électrique, plus de quatre à six fois supérieure au moteur à combustion interne n'est qu'un élément de la comparaison. Le mode de production électrique s'avère déterminant pour apprécier la réduction d'effet de serre que permettrait l'introduction du véhicule électrique dans le parc automobile.

Tableau 34 : changement de la contribution à l'effet de serre lors du passage du véhicule à essence au véhicule électrique

Source de l'électricité	Changement (en pourcentage)
Énergie solaire ou nucléaire	-90 à -80
Gaz naturel	-50 à -25
Charbon	0 à +10
Combinaison des sources aux USA	-20 à 0

Source : d'après Delucchi [22].

Les évaluations du tableau 34 reposent sur l'hypothèse que l'électricité utilisée par la production des automobiles et des matériaux provient d'une énergie fossile. Dans la situation où, comme en France, l'électricité est d'origine nucléaire, l'automobile électrique fournit 10 % de réduction supplémentaire d'émissions de gaz à effet de serre par rapport aux chiffres proposés. Mais dans ce contexte, l'effet de serre doit être mis en balance avec le risque nucléaire (plus localisé) par le biais d'une évaluation monétaire.

Ces choix des conventions de calcul associés à la construction d'un modèle d'émission ne sont pas anodins [21]. Ils ont permis à Delucchi de comparer la contribution au réchauffement planétaire des différentes technologies. Cet intérêt pour les coûts environnementaux des véhicules de demain ne se retrouve pas dans les évaluations européennes. Celles-ci se caractérisent par une vision statique du progrès technologique dominée par la simple application des normes concernant la pollution de l'air.

Ces différences d'approches et de conventions de calcul semblent refléter les distinctions très nettes des options politiques choisies des deux côtés de l'Atlantique.

5. 3. 7. Aux États-Unis, encourager l'innovation

Des initiatives politiques pour créer une révolution technologique

En 1990, la création du *Zéro-emission vehicle (ZEV) mandate* exigeant que chaque constructeur vende en Californie une proportion minimum de ZEV⁵⁰ a initié un tournant qui s'est confirmé quatre ans plus tard au niveau fédéral avec la mise en place d'un Partenariat pour une Nouvelle Génération de Véhicule (PNGV). L'objectif annoncé par Clinton de développer un véhicule qui consomme trois fois moins de carburant⁵¹ sans perte de performance en terme de taille, puissance, sécurité, et émission a placé Ford, Chrysler et General motors (*The big three*) devant un défi exceptionnel. Le projet d'un milliard de dollars

⁵⁰ Les ZEV sont en réalité des automobiles électriques, seules technologies disponibles, qui devaient représenter 2 % des ventes en 1998 et 10 % en 2003. Ces objectifs trop ambitieux n'ont pas pu être atteints.

⁵¹ L'objectif se situe à 80 miles par gallon soit 3,3 litres aux 100 km.

sur dix ans⁵² financé pour moitié par le gouvernement était, dans un premier temps, destiné à détourner une partie de la recherche-développement consacrée au respect des normes d'émissions vers l'innovation technologique et, dans un second temps, d'accélérer la commercialisation d'une automobile révolutionnaire [56]. Comme le coût d'une nouvelle technologie décroît avec l'expérience, l'aide publique lors de la phase initiale, même à perte, peut s'avérer socialement bénéfique à long terme.

La faible acceptabilité sociale de la taxe sur le carburant a certainement inspiré cette initiative. La volonté de réduire la dépendance énergétique explique la décision de l'administration Bush de supprimer tout crédit au PNGV et de lancer, en 2002, la « *FreedomCAR (Cooperative Automotive Research) Initiative* », totalement dédiée à la pile à combustible. L'hydrogène permettrait en effet d'exploiter les ressources intérieures en charbon (avec si possible séquestration du CO₂ émis). Mais l'idée que la politique a une prise sur le choix d'une technologie renvoie à la vision d'un monde dynamique qui peut motiver les industriels et les chercheurs.

La maximisation du bénéfice social par le choix de la nouvelle technologie

Les évaluations des coûts de l'effet de serre s'inscrivent alors dans une analyse coûts sociaux-bénéfices sociaux des technologies à sélectionner [43, p. 306] avec l'hypothèse implicite d'une mobilité automobile *a priori* davantage choisie que subie, génératrice d'un bénéfice social à préserver.

Comme dans le cas du diesel, la réduction du coût de l'effet de serre peut être accompagnée d'une augmentation du coût de la pollution de l'air. Le bilan du coût des émissions de polluants et des équivalents-CO₂ est alors conditionné par le choix de deux paramètres clé : la valeur de la vie et la valeur du carbone⁵³. Le véhicule électrique peut parfois générer une pollution de l'air supplémentaire et un déplacement de la pollution vers des zones moins peuplées⁵⁴. En effet, la production d'électricité à partir du gaz naturel (et *a fortiori* à partir du charbon) provoque une émission de particules nettement supérieure à celle qui est générée par le véhicule essence. Le bilan environnemental doit également prendre en compte des effets indirects. Les faibles coûts d'utilisation du véhicule électrique peuvent induire un accroissement de la circulation et des émissions d'amont qui réduit le bénéfice social. Dans le cas des véhicules électriques avec batterie, les coûts sanitaires liés au plomb sont à estimer en tenant compte des évolutions rapides des technologies et de l'organisation du recyclage.

Le coût direct payé par l'automobiliste est un critère de choix souvent plus décisif que le bilan des coûts et des avantages externes (environnement et sécurité). La voiture électrique à pile à combustible peut ne contribuer ni à la pollution de l'air, ni à l'effet de serre⁵⁵ tout en offrant une autonomie et des performances comparables aux véhicules traditionnels. Hélas, le coût de

⁵² Ce financement ne représentait en fait que 0,5 % du budget RD des big three [56]. À titre de comparaison le plan français « véhicules propres » annoncé en septembre 2003 correspond à un financement de la recherche sur cinq ans de 155 millions d'euros (dont 40 % investis par l'État) qui représente 0,8 % du budget RD de Renault et de PSA.

⁵³ L'évaluation de Delucchi, pour les États-Unis, conclut sur un net avantage environnemental du véhicule essence sur le diesel. Mais dans les pays en voie de développement, le diesel s'avère socialement plus intéressant car la densité de population exposée ne compense pas la faible valeur de la vie. [20].

⁵⁴ Dans le cas des véhicules électriques introduits en Californie, la pollution se déplace même vers les États voisins qui produisent l'électricité [15].

⁵⁵ La production d'hydrogène électrolyte peut ne pas engendrer d'émission à condition de disposer d'énergie nucléaire ou renouvelable en grande quantité. La production d'hydrogène à partir de tout combustible fossile émet par contre des GES.

sa production est dix fois (mille fois il y a quelques années) supérieur à celui des automobiles vendues sur le marché « grand public » [51]. Dans les hypothèses les plus optimistes⁵⁶, ce coût pourrait, avec une augmentation de la production sur dix ans, n'excéder celui des voitures à essence que de 40 %. À l'*Institute of Transportation Studies* de Davis (Californie) des efforts de recherche se concentrent sur la prévision de l'ensemble des coûts de l'achat à la revente : Lipman [44, p. 286] conclut qu'ils pourraient se stabiliser au niveau des coûts supportés par les automobilistes d'aujourd'hui. Au final, en intégrant les coûts d'infrastructure (d'approvisionnement en hydrogène mais aussi d'une évolution de la production électrique vers une production à partir d'énergies renouvelables) et les bénéfices environnementaux, le développement de la voiture à combustible pourrait être porteur d'un bénéfice social net.

...Et la compétitivité des entreprises ?

Les principales réticences des trois gros constructeurs américains à s'impliquer davantage dans le PNGV ne concernaient pas le bénéfice social. Le développement des hautes technologies et des matériaux composites ne donnant pas lieu à d'importantes économies d'échelle, ils craignaient surtout que leur système de production et de distribution de masse les prépare mal à une mutation précipitée et à la concurrence européenne et japonaise.

Comme le montrent les réussites de PSA (véhicule électrique à batterie) de Daimler-Benz (véhicule à pile à combustion), les constructeurs européens ont des atouts pour répondre aux défis technologiques. La Commission européenne est néanmoins mesurée dans son soutien à l'innovation. Alors que l'ambition du gouvernement américain à travers le PNGV était triple : améliorer la compétitivité de l'industrie automobile, préserver l'environnement et trouver un nouveau domaine d'activités [46, p. 94] aux centres de recherche de l'industrie d'armement, la position européenne semble plus défensive : il s'agit en premier lieu de préserver la compétitivité de l'industrie automobile.

En 1997, suite à la publication du Livre blanc intitulé « croissance, compétitivité et emploi », la Commission européenne crée certes une *task force* « voiture de demain ». Mais ici la motivation première de la stimulation contractuelle préconisée est de rattraper le retard pris sur les recherches subventionnées des constructeurs américains et japonais. S'il est programmé des analyses coût-avantage⁵⁷ des différentes technologies, l'enjeu politique est davantage de se préparer à la montée de nouveaux marchés que de maximiser le bénéfice social. Les espoirs suscités par le progrès technologique semblent plus mesurés en Europe. La différence de champ couvert par la coopération publique/privée en matière d'innovation dans le secteur automobile est à cet égard symptomatique. Aux États-Unis les programmes se concentrent sur l'automobile en tant que produit économique alors que par exemple, en France, le Predit (Programme national de recherche et d'innovation dans les transports terrestres) accorde une place importante à la dimension sociétale de l'automobile (transport public, infrastructures, sciences sociales...).

Comment, sans norme ni prix, l'évaluation des coûts environnementaux peut-elle arbitrer le combat technologique et commercial des constructeurs ?

⁵⁶ Il s'agit d'une application de la courbe de Wright à un taux de 20 % de réduction du coût par doublement de la production cumulée.

⁵⁷ Une analyse a été publiée en 2000 par la task force britannique [27].

5. 3. 8. En Europe, limiter la croissance de la mobilité automobile

Des difficultés à faire payer le coût environnemental réel...

Le choix d'une valeur très élevée du carbone par IWW/Infras (qui correspondrait à une taxe supplémentaire en 1995 de 0,35 euro par litre de carburant pour le seul effet de serre) suggère le bien fondé d'un certain outil tarifaire incitatif.

L'augmentation des taxes sur les carburants est en effet souvent considérée comme une mesure efficace en raison du rapport direct carburant consommé - distance parcourue et du faible coût de gestion de la mesure⁵⁸. Or la relation entre la consommation et les émissions étant généralement faible (sauf pour le CO₂), l'augmentation du prix des carburants ne permet pas de déclencher des réponses très efficaces en matière de pollution de l'air. Le Livre vert « vers une tarification équitable et efficace dans les transports » [14, p. 33] évoque les avantages, vis-à-vis de cette nuisance, d'une taxe de circulation différenciée⁵⁹ (basée sur les émissions par kilomètre et en fonction de la distance parcourue). Idéalement, la taxe devrait même varier avec les milieux traversés et les populations exposées.

Compte tenu de l'impossibilité pratique de la mise en place d'un tel instrument, il a été introduit des taxes sur les carburants modulées en fonction de leur qualité (par exemple en fonction de leurs caractéristiques environnementales). La comparaison des coûts marginaux de la pollution de l'air générée par les véhicules diesel et essence de l'évaluation IWW/Infras vise ainsi à rétablir une vérité des coûts environnementaux dans la taxe sur les carburants.

Faute de mieux, l'utilisateur reçoit une incitation à conduire des véhicules plus sobres ou à conduire moins, mais il n'est pas incité à choisir des véhicules moins polluants. Le constructeur ne reçoit pas d'incitation tarifaire à innover dans la direction du véhicule zéro émission. Ce conflit d'objectifs entre la tarification et la réglementation uniforme imposée par les normes d'émission explique en partie les difficultés de l'industrie à développer un véhicule à la fois sobre et propre.

...À l'incitation à réduire la mobilité automobile

Avec la parution du Livre blanc européen « mobilité 2010 » (2001), la position se clarifie. Elle y dénonce, dans sa première version, « des systèmes de transport au bord de l'asphyxie⁶⁰ » et insiste sur la nécessité de réduire la croissance du trafic automobile. L'incitation produite par une taxe sur le carburant tend donc à limiter l'usage de l'automobile (sans relâcher les consommations unitaires) plutôt qu'à stimuler le progrès technologique. Cela justifie l'importance accordée dans l'évaluation IWW/Infras à la comparaison intermodale. Une tarification efficace incite au transfert vers les transports collectifs.

En même temps que la réduction des kilomètres parcourus, tous les coûts environnementaux et des accidents de la route diminuent. Sans vision de long terme, il est cependant malaisé de savoir à quel point la société du siècle prochain pourrait se passer des bénéfices de « l'automobilité ». Les progrès technologiques ou/et l'évolution de l'urbanisme qui répondent aux enjeux irréversibles de l'effet de serre nécessitent la prise en compte d'un projet collectif orienté vers des horizons plus lointains que ceux des prises de décision séquentielle.

⁵⁸Cependant, la faible élasticité au prix de la demande de transport, et la part réduite du carburant (21 %) dans les dépenses des ménages pour l'automobile amortissent l'effet incitatif d'une taxe sur les carburants.

⁵⁹Elle serait susceptible de réduire les émissions des véhicules à un coût près de vingt fois inférieur à celui d'une taxe sur les carburants.

⁶⁰ Le ton s'est infléchi dans la version définitive.

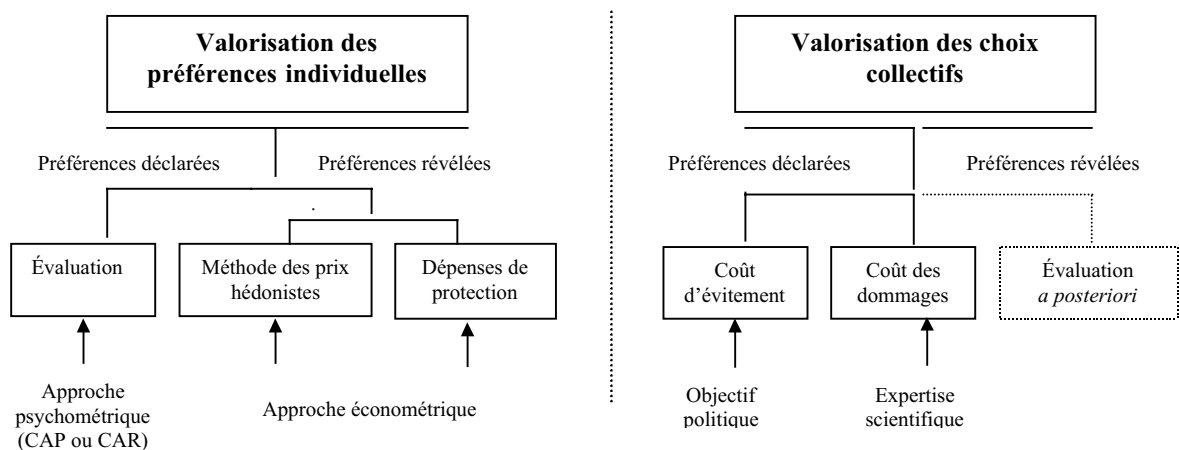
5. 4. Monétarisation des dommages et controverses économiques et/ou éthiques

5. 4. 1. En quoi la monétarisation devrait toujours impliquer des jugements de valeur

Point de vue de la société ou point de vue de l'individu ?

Comme le montre la typologie des méthodes d'évaluation des coûts externes de la figure 4, les coûts sont évalués soit du point de vue de l'individu (à qui on demanderait d'exprimer ses préférences), soit du point de vue de la société, voire de l'État qui prend en compte des pertes sociales (perte de production par décès...) et certains coûts directs (hospitalisations...) ou qui fixe un objectif à atteindre.

Figure 4 : synthèse des différentes méthodes d'évaluation économique des dommages



Source : d'après Nicolas [47, p.6] et Grosclaude [31].

À l'exception du bruit, l'approche tutélaire l'emporte de plus en plus dans les évaluations des coûts environnementaux de l'automobile. Comme le souligne Dron [10], cette « convention » est insuffisamment explicitée. Elle a pour conséquence de ne pas prêter attention à la gêne, à la souffrance morale, à la perte de temps de loisirs et aux pertes de qualité de vie (voir p. 118). Ainsi est-il donné « une importance écrasante à la mortalité⁶¹, par le biais de la valeur du mort qui s'avère déterminante dans les coûts totaux ».

« La valeur du mort » appelle le même questionnement. Doit-elle être le résultat du point de vue de l'individu ou de celui de l'État ? Le débat éthique (présenté ci-après) qui en découle se termine aujourd'hui le plus fréquemment à la faveur d'une évaluation des préférences individuelles. Le coût de la pollution de l'air est donc fréquemment évalué d'un point de vue collectif au moment de la quantification physique des dommages (le nombre de morts) puis d'un point de vue individuel (la valeur du mort) au moment de la monétarisation.

⁶¹ Selon l'estimation OMS [1], la mortalité représente 73 % des coûts sanitaires en France de la pollution de l'air. Sur cette base, la commission Boiteux a accordé, en décidant de multiplier par 1,3 la valorisation de la mortalité, 77 % des coûts sanitaires de la pollution de l'air correspondent ainsi à la mortalité [11, p. 125]. Dans l'évaluation des dommages de l'effet de serre, les valeurs hautes de la tonne de CO₂ émise (entre 60 et 200 \$ la tonne) intègrent pour une forte proportion le coût de la mortalité.

À qui les droits de propriété sur l'environnement ?

La question des droits sur la qualité du cadre de vie et de l'environnement est rarement posée ouvertement. À la lecture des évaluations, elle ne semble plus d'actualité car ils sont donnés systématiquement au « pollueur ». La préférence de l'individu est toujours issue d'une estimation du consentement à payer (CAP) du « pollué » pour ne pas souffrir de la nuisance sonore ou de la pollution de l'air. Le consentement à recevoir (CAR) une compensation financière de la part du pollueur (qui suppose que le « pollué » a le droit au calme) donnerait lieu *a priori* à des estimations plus élevées du coût du bruit car on observe empiriquement que les individus apportent plus de poids aux pertes qu'aux gains. Il est vrai que la question des droits de propriété sur les actifs environnementaux est extérieure à la théorie économique. Cependant le principe « pollueur-payeur » dispose que les frais de prévention ou de lutte contre la pollution doivent être supportés par le pollueur. Si ce repère normatif ne se confond certes pas avec un principe d'efficacité économique, il incline néanmoins, par souci d'équité ou de justice, à favoriser l'utilisation des CAR.

La question éthique souvent oubliée dans l'agrégation des coûts

Ces questions éthiques implicites à propos du choix de l'observateur ou des droits de propriété ne sont pas considérées par les évaluateurs. Le choix de la méthode est d'abord guidé par des critères de « robustesse » ou de facilité de mise en œuvre. La priorité est donnée à la faible incertitude du chiffrage plutôt qu'à la cohérence de la démarche. Pour un même dommage (comme la pollution de l'air), la démarche d'évaluation peut recourir à des observateurs différents. *A fortiori* lorsque sont agrégés des coûts environnementaux différents, il n'est pas possible de dégager un unique point de vue de l'évaluateur. Une approche totalement inspirée de l'économie du bien-être aboutirait à une plus grande incertitude sur le chiffrage mais aurait davantage de lisibilité. Une approche tutélaire ouverte aux questions de jugement vaudrait autant par les discussions qu'elle susciterait que les chiffres fournis. La cohérence d'une évaluation permet, d'un point de vue méthodologique, une agrégation des coûts moins discutable. Un coût d'évitement, comme celui qui est souvent calculé pour l'effet de serre n'est pas de même nature qu'un coût des dommages de la pollution de l'air (voir graphiques 8 et 9 p. 63) et leur addition mélange un objectif politique, une expertise scientifique et accessoirement des préférences individuelles.

L'indicateur issu de la présentation agrégée des coûts cache des enjeux redistributifs : ce sont les générations futures qui souffriront du changement climatique alors que ce sont les générations présentes ou d'un futur proche qui subissent la pollution de l'air.

En France, dans une analyse coût-avantage destinée à l'évaluation d'une infrastructure on confronte la somme des coûts externes (évalués en grande partie à partir de préférences collectives), à l'avantage du temps gagné (déterminé à partir des préférences individuelles). La valeur du temps gagné est donc appréciée par des individus souverains mais celle de l'environnement est du ressort de la société. Une forte estimation du temps conduit pourtant à des décisions qui favorisent l'étalement urbain et à une irréversibilité des dommages produits sur l'environnement. Cette dissymétrie de points de vue entre les coûts et les avantages questionne le sens de l'évaluation. Les variations du bien-être de chacun des individus sont-elles, comme l'énonce la théorie économique classique, à l'origine de la valeur sociale des infrastructures ?

5. 4. 2. La valorisation des coûts futurs et l'arbitrage intertemporel

Toutes les valeurs n'augmentent pas au même rythme

La valeur d'un dommage environnemental doit *a priori* augmenter plus vite que l'ensemble des prix. Boiteux [3] justifie cette affirmation en évoquant le mouvement des prix relatifs : « les prix des productions largement extensibles de l'activité humaine baisseront, les prix des ressources rares augmenteront... ». L'application de la règle de Hotelling qui précise que le prix de ressources épuisables augmente au moins au taux d'actualisation permet en actualisant de « nettoyer l'accessoire et de mettre en relief l'essentiel : ce qui est intrinsèquement rare et non reproductible ».

Reconnaître à l'air, à la qualité de vie et à la vie même ce caractère essentiel impliquerait une croissance en conséquence de leur valeur au cours du temps. L'augmentation, avec le revenu, de la préférence pour l'environnement supposerait que le taux pourrait être supérieur au taux d'actualisation.

Le rapport Boiteux de 1994 [12, p. 49] préconisait pour le bruit et pour la pollution de l'air une croissance des valeurs tutélaires basée sur le rythme de diminution de la nuisance unitaire auquel devait être ajoutée « l'augmentation de la valeur spécifique de la perception du dommage » qui était supposée évoluer dans le temps comme la consommation finale des ménages (CFM) par tête, augmentée de 1 %.

Le rapport Boiteux de 2001 (cf. annexe 2) a révisé l'évolution de ces valeurs tutélaires. Celle de la pollution de l'air⁶², déterminée par la mortalité, ne suit plus que l'augmentation de la valeur de la vie calculée avec la CFM/tête. Cette baisse d'un point, peut-elle être interprétée comme une perte de la quintessence de la valeur de la vie ?

Par contre, le rythme de croissance du coût du bruit s'est accéléré car il est prévu que le coût d'une même gêne sonore augmente au rythme du PIB (cf. annexe 6). D'aucuns se réjouiront de l'importance donnée à la qualité de vie. Cependant, cette indexation est loin d'être l'expression d'un jugement de valeur : elle se justifie, dans l'application de la méthode des prix hédonistes, par la corrélation constatée entre la croissance et l'évolution du prix des logements.

Échelle de temps et arbitrage intertemporel des dommages sanitaires de la pollution

Le principe d'agrégation des coûts admis, il apparaît nécessaire de fusionner des effets au cours du temps par le biais d'une somme d'effets annuels pondérés par un taux d'actualisation.

Depuis l'évaluation récente de l'OMS, le coût de la pollution de l'air apparaît constitué pour sa majeure partie d'effets de long terme et son évaluation nécessite le besoin d'actualiser. La procédure soulève de nouvelles incertitudes scientifiques quant aux effets sanitaires de la pollution de l'air.

Le choix d'une échelle de temps est la première étape de l'actualisation des dommages subis par une population. Les effets ont été calculés sur la base de la population actuelle alors qu'ils proviennent d'une exposition cumulative de pollutions anciennes plus élevées. Après une réduction du niveau de pollution, seuls les bénéfices de court terme sont observés immédiatement. Les bénéfices de long terme reposent sur des affections possédant une inertie,

⁶²Cette déduction par kilomètre parcouru concerne la pollution de l'air : -4,5% /an de 1994 à 2000 et -9,4% an après 2000 sur la base de l'étude Citepa 2000 (voir p. 51).

tant dans la dégradation qui conduit à l'apparition d'une affection que dans sa disparition. Il est intéressant d'estimer le délai nécessaire pour que ces effets soient observés. En utilisant les connaissances acquises sur l'évolution de la morbidité et de la mortalité après un sevrage tabagique, Chanel, Scapecchi et Vergnaud (2000) [9] ont évalué le délai nécessaire pour obtenir 50 % des bénéfices sanitaires totaux à vingt-deux ans et celui pour en observer l'intégralité à cinquante ans.

Dans l'estimation monétaire de l'OMS [1, p. 14], les coûts de la morbidité (bronchites chroniques) et de la mortalité de long terme représentent plus de 90 % du coût total. Ils sont évalués à partir de CAP (voir p. 146) pour réduire les risques de mortalité et éviter les épisodes morbides. Cette évaluation très élevée des coûts de la pollution de l'air (cf. annexe 5, tableau b) repose sur le parti pris de ne pas actualiser ces coûts et revient donc à faire supporter à l'automobiliste le coût des dommages sanitaires générés par les pollueurs des années passées⁶³. Une actualisation sur quinze ou vingt ans des coûts des dommages produits par les émissions actuelles conduirait à minorer considérablement l'évaluation du coût de la mortalité.

En l'absence de relations exposition-risque, les maladies chroniques sont insuffisamment prises en compte. Le problème de leur mode d'actualisation ne manquerait pas d'alimenter les controverses. Dans le cas d'un cancer incurable, doit-on calculer la valeur de la vie perdue au moment du diagnostic ? Cela conduirait certes à une surestimation par rapport à l'application d'un taux d'actualisation positif, mais cela sous-estimerait les coûts qui surviennent après la découverte de la maladie. Par ailleurs, la décision d'évaluer par anticipation le coût d'une vie perdue ne pourrait pas être totalement dégagée de considérations éthiques.

La valorisation des années de vie perdue peut également impliquer une actualisation. Les études épidémiologiques ne permettent pas d'affirmer avec certitude le mode d'action pathologique de l'exposition à la pollution de l'air. En particulier, elles ne permettent pas de déterminer si la pollution de l'air induit à elle seule certains décès prématurés ou si elle diminue la durée de vie en accélérant l'évolution de pathologies cardiovasculaires par exemple. À partir de ces deux visions antagonistes se dégagent tout d'abord le scénario « victime » usuel et un second scénario « population totale » qui formalise une situation dans laquelle l'effet de la pollution atmosphérique correspondrait à une réduction de la durée de vie pour toute la population exposée [8, p. 40]. Ce qui diffère dans les deux scénarios n'est pas le nombre d'années de vie perdue, mais la distribution dans le temps de ces années. De ce fait, les évaluations économiques suite à la procédure d'actualisation ne coïncident pas (sauf si on considère un taux d'actualisation nul). Néanmoins, une étude réalisée conjointement par le Greqam et l'Eurequa a modélisé les deux scénarios⁶⁴ et conclut qu'en appliquant des taux d'actualisation « réalistes » (entre 1 % et 4 %), la différence entre les deux approches n'excède pas 10 %. Le choix du scénario « victime » conduit à une légère sous-estimation mais n'entame pas la « robustesse » des résultats.

⁶³ La part de la mortalité (surestimée) de l'étude trilatérale, 73 %, est retenue comme base de calcul du coût sanitaire total par la commission Boiteux et IWW/Infras. L'addition des coûts de morbidité (sous-estimé) conduit donc les deux approches à sous-évaluer le coût sanitaire de la pollution de l'air.

⁶⁴ Cette étude [9] conclut sur les bases de l'évaluation OMS dans le cas d'un scénario « population totale » à un gain d'espérance de vie résultant d'une suppression de la pollution atmosphérique d'origine anthropique comme suit :

De 0 à 31 ans, l'espérance de vie gagnée est quasi-constante (0,56 an pour les femmes, 0,65 an pour les hommes), puis elle décroît lentement de 32 à 71 ans et, de 72 ans et 115 ans, la décroissance s'accélère. L'automobile contribue pour 34 % (55 %*61 %) de ces pertes d'espérance de vie. Chaque année, l'espérance de vie en France augmente de 2 mois.

Choix du taux d'actualisation et équité intergénérationnelle

La question du taux d'actualisation utilisé lors de l'évaluation du coût des dommages de l'effet de serre (voir p. 128) transcende le champ de l'évaluation des coûts environnementaux. La baisse du taux d'actualisation est souvent préconisée pour atténuer la dictature du présent sur le futur. La décision de consommer moins aujourd'hui et investir dans l'atténuation du changement climatique peut viser une trajectoire optimale de croissance, comme par exemple celle où l'utilité marginale de la consommation est égalisée pour toutes les générations. Le choix d'un taux d'actualisation passe alors par « des jeux d'hypothèses invérifiables sur les préférences des générations futures et l'évolution technique » [30, p. 15]. Ce mode d'arbitrage équitable entre les générations n'a guère de sens pratique. Et, selon les termes même du GIEC « la meilleure façon de choisir un taux d'actualisation, est et restera sans doute une question insoluble » [28].

Un développement durable à visée politique ne peut reposer que sur l'idée de transmission d'un patrimoine qui puisse préserver une capacité de choix de société aux générations futures.

D'après le GIEC, le niveau global des émissions devra devenir nettement inférieur au niveau actuel avant la fin du XXI^e siècle [10, p. 322]. Tout dépassement du niveau actuel devrait être compensé par une baisse des émissions futures en dessous du niveau actuel. Les choix de la société future vis-à-vis de l'automobile risquent d'être très limités sans un retournement rapide des tendances.

D'ici 2010, échéance visée par le protocole de Kyoto, la valeur tutélaire du rapport Boiteux de la tonne de CO₂ reste inchangée. Comme les projets de transport sont évalués pour une période de trente ans au moins, le groupe a fixé, au-delà de 2010, la croissance annuelle du prix du carbone à 3 %⁶⁵.

5. 4. 3. La valeur de la vie humaine

Valeur tutélaire et valeur statistique

Comment ne pas être choqué à l'idée de donner une valeur à la vie humaine ? La vie est sacrée et n'a pas de prix. Du point de vue de l'éthique, le nombre de victimes de l'insécurité routière doit être le plus proche possible de zéro mais du point de vue de l'efficacité économique, l'objectif implicite de la prévention se compte en milliers. Il s'agit en effet d'égaliser partout le coût d'évitement d'une mort supplémentaire afin de préserver le maximum de vies humaines à dépense égale. Le concept de valeur tutélaire de la vie humaine doit donc être interprété comme l'effort d'investissement public consenti pour sauver une vie. En théorie, cette valeur devrait être la même pour tous les secteurs. Seulement dans le cas extrême des sports à risque, il serait compréhensible que l'on déduise de la valeur tutélaire la satisfaction des pratiquants à mettre leur vie en danger. En réalité, l'examen des décisions publiques à propos des normes de sécurité et des variations associées de probabilité de décès induit des valeurs sous-jacentes de la vie très différentes suivant les situations [8, p. 8]. La valeur tutélaire des transports adoptée par la commission Boiteux a une vocation à caractère

⁶⁵ Le groupe était partagé entre « deux visions différentes du futur », certains souhaitaient au-delà de 2010 une dynamique du prix du carbone de 2 % par an pour tenir compte d'une croissance nette de 4 % et d'une déduction de 2 % due au progrès technologique, d'autres proposaient, considérant la difficulté pour étendre les mécanismes de flexibilité au niveau international, une croissance du prix du carbone de 5 % [11].

général.⁶⁶ Utilisée en premier lieu dans le cadre de la sécurité routière, elle est également le point d'ancrage du calcul des valeurs tutélaires associées à la pollution de l'air.

Distincte de la valeur tutélaire, la valeur statistique de la vie humaine se définit comme la valeur attribuée à une variation du risque de décès dans une population donnée. Cette valeur dépend donc de la population de référence, de son revenu (voir p. 128) et du contexte du risque. Il n'y a aucune raison que la valeur statistique associée aux risques de l'insécurité routière et celle associée aux risques sanitaires de la pollution de l'air soient identiques [10, p. 207].

Deux approches concurrentes : par les pertes productives ou par le consentement à payer

La première approche consiste à adopter une vision productiviste de l'individu en fondant la valeur de la vie humaine à un instant donné sur la perte productive future évaluée comme la somme actualisée des revenus que l'individu aurait gagnés durant la partie restante de la durée de sa vie espérée. Cette méthode dite du « capital humain » est d'abord vivement critiquée pour des raisons éthiques ; elle place en effet la valeur de l'homme dans sa seule efficacité qui serait en outre fidèlement reflétée par le revenu. La méthode n'est par ailleurs applicable qu'à une partie réduite de la population. Elle ne peut pas permettre l'évaluation de la valeur de la vie d'une femme au foyer et, par le jeu de l'actualisation, elle estime la vie d'un enfant de bas âge à une valeur très inférieure à celle d'un adulte actif.

S'inspirant du principe de calcul, Duval (1993) [12, p. 41] considère « la valeur publique de la sauvegarde d'une vie humaine » qu'il définit comme la somme actualisée des satisfactions que les voyageurs recueilleront dans le futur.⁶⁷

La seconde approche consiste à évaluer les CAP des individus pour une réduction de la probabilité de décès. L'évaluation contingente est ici habituellement préférée aux méthodes s'intéressant aux préférences révélées (dépenses de protection, compensation de salaire...). Elle se heurte cependant à une difficulté majeure du fait des probabilités très faibles d'occurrence. Les individus interrogés distinguent mal deux niveaux différents de réduction de risque (par exemple 5 pour 100 000 au lieu de 1 pour 10 000). Jones-Lee (1999) [35, p. 175] a montré qu'en divisant par trois la réduction de risque, la valeur estimée de la vie pouvait être multipliée par cent ! Les experts s'accordent cependant pour constater que les protocoles ont gagné en rigueur et que les résultats sont de plus en plus fiables. Certains souhaiteraient [53] que soit ajouté le CAP des amis et des parents qui souffrent du décès du proche mais les études les plus récentes indiqueraient qu'il serait déjà présent dans le CAP pour limiter les risques de son propre décès.

Convergence de la valeur tutélaire française et des valeurs statistiques européennes

La dichotomie des approches évoque la distinction entre valeur tutélaire et valeur statistique de la vie. Il n'est pas surprenant que la détermination de la valeur tutélaire se soit initialement reposée sur la première approche, correspondant d'une certaine façon à un point de vue de l'État « producteur de richesses » [10, p. 213].

⁶⁶ La commission distingue néanmoins les transports collectifs des transports individuels [11, p. 97]. En effet, l'utilisateur des transports en commun est totalement passif face à sa sécurité alors que l'automobiliste affecte la probabilité d'un accident par sa conduite et le choix de payer ou non des équipements de sécurité. Elle a décidé de retenir pour les modes de transport individuel un abattement d'un tiers par rapport à la valeur standard de la vie humaine retenue pour le transport collectif.

⁶⁷ Cette méthode évalue dix effets ayant trait aux variations de bien-être éprouvées tant par l'individu sauvé que par les autres personnes de la communauté à laquelle il appartient.

Les valeurs tutélaires de la vie humaine ont ainsi été choisies en 1994 sur les bases de l'estimation par Le Net [42] de la valeur de la vie par la méthode du capital humain. Constatant que son évaluation concordait avec celle de Duval, la commission Boiteux avait alors retenu une valeur de 3,7 millions de francs.

Tableau 35 : Les valeurs « officielles » de la vie humaine routière en 1994

<i>Pays</i>	<i>Année de base</i>	<i>Valeur tutélaire en millions d'écus de 1994</i>
<i>Allemagne</i>	1989	0,79
<i>Autriche</i>	1994	1,39
<i>Belgique</i>	1993	0,37
<i>Danemark</i>	1992	0,72
<i>Finlande</i>	1995	1,21
<i>France</i>	1994	0,56
<i>Grèce</i>	1992	0,13
<i>Irlande</i>	1994	0,95
<i>Pays-Bas</i>	1992	0,11
<i>Royaume-Uni</i>	1994	1,01
<i>Suède</i>	1998	1,64

Source : travaux de Bristow et Nellthorp effectués dans le cadre du projet EUNET et publiés dans Transport Policy de janvier 2000 cités dans [11].

La valeur nationale s'est avérée inférieure à celle de la majorité des pays européens (tableau 25). Pour de nombreux observateurs, cela correspondait à une certaine négligence française vis-à-vis de l'insécurité routière. En réaction, la commission Boiteux 2001 s'est tournée vers les résultats fournis par les études de la deuxième approche, se référant ainsi aux préférences des agents. La méta-analyse⁶⁸ de Miller [45] dégage pour cette approche, une constance de la valeur de la vie humaine rapportée au PIB *per capita* toujours supérieure à 120, quels que soient les pays. Cette limite inférieure correspond à une valeur statistique de la vie humaine sur la route d'environ 2,45 millions d'euros pour l'année 1995. Au regard de ce résultat, la commission Boiteux a décidé d'augmenter la valeur tutélaire de la vie à hauteur de 1,5 million d'euros⁶⁹ pour l'année 2000.

Conformément à son approche centrée sur les préférences individuelles, l'étude IWW/Infras a choisi, elle aussi, une valeur de la vie en fonction des évaluations contingentes les plus récentes. Elle a ainsi réévalué à la baisse, de manière sensible, la valeur européenne utilisée par ExternE (3,1 millions d'euros pour l'année 1995) et décidé de fixer la valeur statistique européenne de la vie humaine sur la route à 1,5 million d'euros pour l'année 1995.

5. 4. 4. L'évaluation monétaire de la mortalité due à la pollution de l'air

Quelle valeur statistique de la vie dans le cadre de la pollution de l'air ?

Des études en psychologie et sociologie ont montré combien les attitudes individuelles pouvaient varier en fonction des caractéristiques du risque sous-jacent [8, p. 254]. Selon que « l'individu croit (avec ou sans raison) le contrôler, lui associe un bénéfice personnel ou non », le CAP pour réduire le risque varie. Une valeur statistique de la vie humaine associée à

⁶⁸ Cette méta-analyse qui couvre 12 pays et 68 évaluations a conduit à une fourchette de 1,9 à 2,7 millions d'euros (1995) pour les études européennes.

⁶⁹ La valeur tutélaire pour les coûts des accidents des automobiles n'est que de 1 million d'euros (cf. note de bas de page 144).

un déplacement sur la route ne peut correspondre à celle associée à l'exposition à la pollution de l'air, risque pour lequel l'individu ne porte pas de responsabilité. Le ministère des transports britanniques applique un coefficient multiplicateur de 2,5 pour prendre en compte la différence de risque [7, p. 39].

En l'absence de résultats d'évaluation contingente spécifique⁷⁰, ce sont des valeurs de la vie évaluées par rapport aux risques d'accidents de la route qui ont été utilisées par l'OMS ou le Greqam comme première approximation de la valeur de la vie associée à la pollution atmosphérique. Le rapport Boiteux qui adopte une approche tutélaire valorise le décès dû à la pollution de l'air sur la base de la valeur tutélaire standard de la vie qui correspond à celle du risque dans les transports en commun.

Comment ajuster la valeur de la vie en fonction des caractéristiques des décès ?

Les économistes estiment de plus en plus qu'il faut ajuster la valeur de la vie en fonction du nombre d'années de vie perdues. La valeur statistique d'évitement du décès (VED) associée aux décès accidentels sur la route correspond à une perte d'espérance de vie d'une quarantaine d'années. À titre d'exemple, la méthode ci-après montre comment peut-être pris en compte la prématurité du décès.

Selon Chanel [8, p. 257], le réajustement nécessite de fonder l'évaluation sur la valeur de l'année de vie perdue (VAV). En supposant que la VED est égale à la somme actualisée des VAV à un taux d'actualisation δ et en considérant que l'âge moyen de 37,5 ans des décès par accident correspond à une réduction d'espérance de vie de 42 ans (source Insee) :

$$VED = \sum_{i=1}^{42} (1+\delta)^{-i} VAV$$

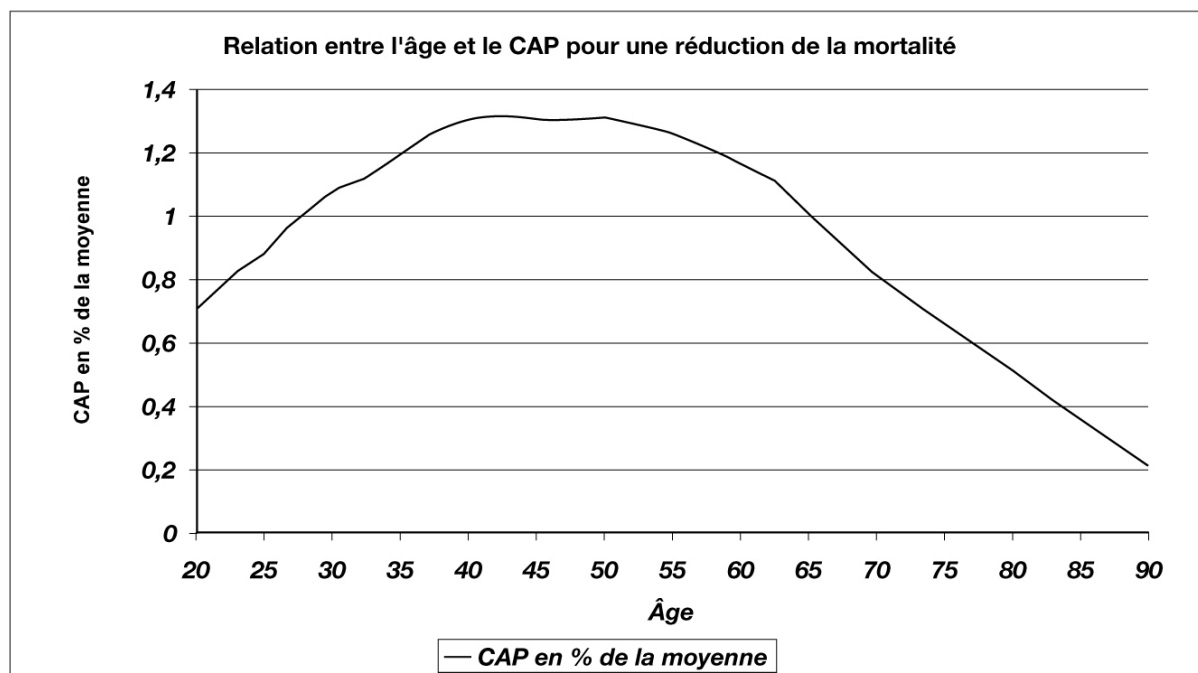
Pour un taux de 4 % la VAV est alors estimée à environ 1/20 de la valeur statistique de la vie.

En tenant compte d'une durée de latence (quinze ans en moyenne) entre exposition et décès et une durée moyenne de réduction d'espérance de vie de dix ans, la valorisation du décès pour cause chronique peut être alors estimée, avec le même taux d'actualisation, à 23 % de la valeur statistique de la réduction du risque d'accident sur la route.

Certains économistes souhaitent également que l'on tienne compte de l'âge et parfois même de la qualité de vie au moment du décès. La question du coefficient à appliquer pour tenir compte de la différence, par rapport aux accidentés de la route, de l'âge moyen au moment du décès suscite des discussions.

Dans le cadre de l'étude trilatérale, l'OMS s'appuie sur une étude de Jones-Lee qui montre les relations entre l'âge au moment du décès et le CAP de réduction du risque (graphique 23) [55, p. 33].

⁷⁰ Une telle étude a été terminée en 2001 par le Greqam. Elle a estimé les consentements à payer individuels pour les effets sanitaires (mortalité et morbidité) et non sanitaires de la pollution de l'air auprès de 1273 habitants des Bouches-du-Rhône. Le Greqam a ainsi évalué pour la première fois une valeur d'évitement d'un décès dans le contexte de la pollution de l'air à 0,8 millions d'Euros. [6].

Graphique 23 : Relation entre l'âge et le CAP pour une réduction de la mortalité

Source : OMS.

Sur la base de la pyramide des âges pour la Suisse, l'Autriche et la France, au moment des décès dus aux maladies cardiovasculaires et respiratoires ainsi qu'aux cancers du poumon, l'OMS a décidé de baisser la valeur statistique de la vie à 61 % de sa valeur initiale. Il a également été décidé de ne pas ajuster en fonction de la qualité de vie au prétexte que la correction est déjà implicitement contenue dans le CAP à un âge donné. L'OMS refuse d'effectuer une correction supplémentaire pour la réduction d'espérance de vie car le CAP des victimes (qui s'ignorent) de la pollution est le même que celui du groupe du même âge.

Ainsi Sommer et al reprenant la dernière valeur statistique de la vie routière proposée par Jones-Lee (1,4 million d'euros) évaluent le coût d'un décès associé à la pollution de l'air à $0,61 * 1,4$ million d'euros.

D'un point de vue éthique, la méthode peut choquer car elle induit de manière implicite que les efforts de prévention devraient être moins prononcés pour les personnes âgées. Le recours à une évaluation contingente est exposé aux jugements de valeurs. Le devoir de protection de la société ne doit-il pas primer sur l'expression de préférences individuelles ? Peut-on appliquer ce coefficient de 61 % comme une recette de cuisine universelle ? À l'échelle de l'individu, il varie avec ses convictions à l'égard du caractère sacré de la vie et ses espérances de voir grandir ses petits enfants ; à l'échelle d'une population, la moyenne reflète un état de la société qui, sans la croyance à la théorie de l'économie du bien-être, n'a aucune raison *a priori* d'être érigée comme norme.

IWW/Infras [35, p. 195] utilise néanmoins le coefficient de 61 % proposé par l'OMS pour calculer à partir de la valeur statistique de la vie, le coût de la mortalité liée à la pollution de l'air ($1,5$ million d'euros $* 0,61$).

La Commission Boiteux [11, p. 125] retient un coefficient de 35 %, qui est le résultat du produit du coefficient (0,6) appliqué à la valeur de la vie aux âges élevés par un facteur correctif (0,56) qui tient compte de la perte réduite d'espérance de vie (1,5 million d'euros*0,35).

Alors que la valeur de la vie statistique sur la route commence à faire l'objet d'un certain consensus, il apparaît d'importants écarts⁷¹ au niveau du chiffrage et des méthodes concernant le coût d'un décès lié à la pollution atmosphérique. Une future convergence passe certes par la réalisation d'évaluations contingentes spécifiques aux risques de la pollution de l'air mais aussi et surtout par une mise en commun de jugements de valeur.

⁷¹ Un calcul d'actualisation des VAV reportées aux âges des décès de la pollution de l'air conduit Chanel à estimer le coût du décès de la pollution de l'air à 17 % de la VED [8].

Bibliographie

1. Ademe, 1999. *Coûts des effets de la pollution atmosphérique sur la santé de la population française* (étude tripartite), Conférence ministérielle de l'OMS.
2. Blanchard O., Criqui P., 2000. "La valeur du carbone : un concept générique pour les politiques de réduction des émissions", *Économie internationale, la revue du CEPII*, n°8 82, pp. 73-101.
3. Boiteux M., 1976. "À propos de la critique de la théorie de l'actualisation telle qu'employée en France", *Revue d'économie politique*, n°3 332.
4. Cadas, Tissot B., 1999. *Pollution atmosphérique due aux transports et santé publique*. Paris, Lavoisier. (Rapport commun n°12).
5. Certu, Systra, 2001. "Les coûts externes des transports" in *Compte national du transport de voyageurs* (tome 2). Paris, ministère de l'Équipement, des Transports et du Logement.
6. Chanel O., Faugère E., Geniaux G., Kast R., Luchini S., Scapecchi P., 2004. "Valorisation économique des effets de la pollution atmosphérique : résultats d'une enquête contextuelle", *Revue économique*, n°55 (1) , pp.65-92
7. Chanel O., Vergnaud J-C, Cabantous L., Faugère E., Le Moullec Y., Manière D., Manolova P., Medina S., Renaudot C., Salomon M-A, Scapecchi P., 2001. *Monétarisation des effets de la pollution atmosphérique : un "état de l'art" pluridisciplinaire*. Paris, étude pour le ministère de l'Équipement des Transports et du Logement, Predit.
8. Chanel O., 2000. "Difficultés d'une monétarisation des effets sanitaires de la pollution atmosphérique", *Pollution atmosphérique*, n°166, pp. 249-260.
9. Chanel O., Masson S., Scapecchi P., Vergnaud J.C., 2000. "Pollution atmosphérique et santé : évaluation monétaire et effets de long terme", *Revue Région et Développement*, n°12, pp 33-53
10. Cohen de Lara M., Dron D., 1997. *Évaluation économique et environnement dans les décisions publiques*. Paris, La Documentation Française, 416 p.
11. Commissariat général du Plan, Baumstark. L., 2001. *Transports : choix des investissements et coûts des nuisances* (groupe présidé par Boiteux M.). Paris, La Documentation Française, 325 p.
12. Commissariat général du Plan, 1994. *Transports : pour un meilleur choix des investissements* (groupe présidé par Boiteux M.). Paris, La Documentation Française, 132 p.
13. Commission européenne, 1999. "Fuel cycles for emerging and end use technologies, transport and waste" (EUR 18887) in *ExternE- Externalities of energy* (vol 9).

14. Commission européenne, 1995. *Livre vert de la Commission européenne : vers une tarification équitable et efficace dans les transports*. Luxembourg, Office des publications officielles des communautés européennes.
15. Conseil national des transports, Bonnafous A., 1998. *Les transports et l'environnement : vers un nouvel équilibre*. Paris, La Documentation Française, 175 p.
16. Crozet Y., "Les effets externes du transport : quelle harmonisation des préférences collectives en Europe" in *L'environnement au XXI e siècle : démographie et politique à long terme, Colloque de Fontevraud* (tome 3). Paris, Germes, pp. 295-311.
17. CTR, 1994. *Methods of valuing air pollution and estimated monetary values of air pollutants in various US regions*, pour le compte de l'United States Department of Energy.
18. Ministère de l'Équipement des Transports et du Logement, Insee, 2001. *Les transports en 2000 : 38ème rapport de la Commission des comptes des transports de la Nation*. Paris, 210 p. (coll. *Chiffres et analyses*).
19. Daniels M.J., Dominici F., Samet J.M., 2000. "Estimating particulate matter-mortality dose-réponse curves and threshold levels : an analysis of daily time-series for the 20 largest US cities", *Americal Journal of Epidemiology*.
20. Delucchi M., 1999. "Transportation and global climate", *Journal of urban technology*, vol. 6, n°1, pp. 25-46.
21. Delucchi M., 1997. *Revised model of emissions of greenhouse gases from the use of transportation fuels and electricity*.
22. Delucchi M., 1991. *Emissions of greenhouse gases from the use of transportation fuels and electricity*. Argonne national laboratory.
23. Delucchi M., Mc Cubbin D., 1999. "The Health costs of Motor-Vehicle-related air pollution", *Journal of transport economics and policy*, september 1999.
24. Dockery D., Pope A., Xu X., 1993. "An association between air pollution and mortality in six US cities" in *New England Journal of Medicine*.
25. EPA, 2000. *Health assesement document for diesel exhaust*.
26. Fankhauser S., 1994. "The social costs of greenhouse gaz emissions : an expected value approach", *The energy journal*, vol. 15, n°2, pp. 157-185.
27. GCVTF, 2000. *The report of the alternative group of the cleaner vehicles task force*.
28. GIEC, 1996. "Aspect socio-économique de l'évolution du climat : résumé à l'intention des décideurs", *Les cahiers de global change*, n°7.
29. GIEC, 2001. *Troisième rapport d'évaluation du GIEC - Changements climatiques 2001*, pour le compte de OMM-PNUE.

30. Godard O., 1992. "Environnement et théorie économique : de l'internalisation des effets externes au développement soutenable" in *Séminaire "Écologie et environnement"*. Paris, École nationale de la magistrature.
31. Grosclaude P., 1995. "Évaluation monétaire des coûts externes du trafic routier en milieu urbain (Neuchâtel)" in *L'aménagement face au défi de l'environnement*. Poitiers, ADICUERR, CESA.
32. HEI, 2000. *The national morbidity, mortality, and air pollution study*. Washington (US), EPA.
33. HEI, 2000. *Reanalysis of the Harvard six cities study and the American cancer society study of particulate air pollution and mortality*.
34. Hoen G., Brunekreef B., Goldbohm S., Fisher P., Van den Brandt P., 2002. "Association between mortality and indicators of traffic-related air pollution in the Netherlands : a cohort study", *Lancet*, vol 360 n°19, 19 octobre, pp.1203-1209.
35. Infras-Zurich IWW-Karlsruhe, 2000. *External costs of transport : accident, environmental and congestion costs of transport in Western Europe*, pour le compte de UIC.
36. ITS, 2000. *Summary of the nonmonetary externalities of motor-vehicle use* (report n°9). Davis.
37. ITS, 1998. *The annualized social cost of motor-vehicle use in the US 1990-1991 : summary of theory, data, methods and results* (report n°1). Davis.
38. ITS, 1998. *The external damage cost of noise emitted from motor vehicles* (report n°14). Davis.
39. Krupnick A.J., Rowe R. D., Lang A.D., 1997. "Transportation and air pollution : the environmental damages" in *The full costs and benefits of transportation*. Springer.
40. Kunzli N., Kaiser R., Medina S., Studnicka, Chanel O., Herry M., Horak F., Puybonnieux-Textier V., Quenel P., Schneider J., Seethaler R., Vergnaud J-C., Sommer H., 2000. "Public-health of outdoor and traffic-related air pollution : an european assessment", *The Lancet*, vol 356, septembre, pp.795-801.
41. Kuoppamaki P., 1995. *Climate change and finnish economy* (discussion paper 529). Research institute of the Finnish Economy.
42. Le Net, 1992. *Le prix de la vie humaine*. Paris: Commissariat général du Plan.
43. Leone R., 1998. "Technology-forcing public policies and the automobile" in *Essays in transportation economics and policy, a handbook in honor of John R. MEYER*. Brookings.
44. Lipman T., 1999. *Zero-Emission vehicle scenario cost analysis using a fuzzy set-based framework*. University of California and stanford university.

45. Miller T., 2000. "Variations between countries in value of statistical life", *Journal of transport economics and policy*, 34 p.
46. Moustacchi A., Payan J.J., 1999. *L'automobile, avenir d'une centenaire*. Paris, Flammarion, 127 p. (coll. *Dominos*).
47. Nicolas J.P., 1998. *Le coût des nuisances des transports : méthodes d'évaluation et usage des résultats obtenus* (document de travail du LET).
48. Pope A., Thun M., Namboodiri M., 1995. "Particulate air pollution as a predictor of mortality in a prospective study of US adults", *American journal of respiratory and critical care medicine*.
49. Pope C.A., Burnett R., Thun M., Calle E., Krewski D., Kazuhilo I., Thurston G., 2002. "Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution", *Journal of american medical association*, vol 287 n°9, pp1132-1141
50. Pope C.A., 2000. "Epidemiology of fine particulate air pollution an human health : biologic mechanisms and who's at risks ?", *Environmental health perspectives*.
51. Porter R.C., 1999. *Economics at the wheel, the costs of cars and drivers*. The University of Michigan, Academic press, 258 p.
52. Quinet E., 1997. "Full social cost of transportation in Europe" in *The Full costs and benefits of transportation Contribution to theory, method and measurement*. Springer.
53. Scheuer S., Soguel P., 1995. "The pain of road-accident victims and the bereavement of their relatives : a contingent-valuation esperiment" in *Transport safety and value of life*. Kluwer Academic publishers.
54. Schwartz J., 2000. *Harvesting and long term exposure effects in the relation between air pollution and mortality*, *American Journal of epidemiology*.
55. Sommer H., Seethaler R., Chanel O., Herry M., Masson S., Vergnaud J 1999. *Health costs due to road traffic-related air pollution, an impact assesment of project Austria, France, Switzerland - Economic Evaluation*, rapport technique de l'OMS.
56. Sperling D., 1997. "Rethinking the car of the future". *Issues in science and technology (winter 1997)*, *National Academy of Sciences*, pp. 29-34.
57. Sperling D., 1995. *Future drive, electric vehicles and sustainable transportation*. Washington (US), Island Press.
58. Stone R., 1995. "If the mercury soars, so may health hazards", *Science*, n°267, pp.957-958.

CONCLUSION

Le domaine incertain des coûts environnementaux

Au terme de l'analyse des nombreuses controverses que soulève l'évaluation des coûts environnementaux de l'automobile, il est légitime de s'interroger sur la fiabilité et l'utilité de l'exercice. L'OICA [3, p. 13] a effectivement beau jeu de critiquer les chiffrages et de se moquer de la futilité des études entreprises jusqu'ici pour évaluer les coûts externes.

La crédibilité des évaluations passe certes par une réduction de l'incertitude et justifie les efforts européens pour atténuer la dispersion des résultats. L'ambition de fournir un chiffrage unique et objectif qui représente la réalité des coûts environnementaux de l'automobile est néanmoins discutable. Lorsque Quinet [4, p. 95] estime aujourd'hui que les résultats de deux évaluations pour un même contexte devraient varier seulement d'un facteur de 1 à 1,5, il ne signifie pas que l'économiste peut s'élever au-dessus des controverses mais qu'il incorpore dans le contexte d'évaluation des prises de position scientifique, éthique ou politique.

Une ambition unificatrice ne sous-entend pas que les coûts environnementaux de l'automobile sont réductibles à une distribution objective de probabilité de valeurs d'où l'on peut extraire la valeur la plus probable. La réalisation d'un scénario du futur dans le cas de l'effet de serre ou le résultat d'une étude épidémiologique dans le cas de la pollution de l'air ne peuvent pas aboutir à une telle présentation de l'évaluation des dommages. L'économiste sait que la distribution objective de probabilité qui lui est soumise peut être entachée d'erreurs humaines (par exemple au cours d'un transfert de relation dose-réponse) ou d'oublis de facteurs de risques encore inconnus (par exemple les doses d'exposition aux polluants non réglementés, l'apparition d'épidémies dues au réchauffement climatique...). Cependant, incapable de déceler et de corriger toutes ces imperfections, l'économiste adopte l'état du monde « objectif » fabriqué par le scientifique. En réalité, il est confronté à de nombreuses autres représentations scientifiques du dommage et doit pondérer des résultats d'études épidémiologiques ou des scénarios de long terme. Lorsqu'il ne retient qu'une ou deux études épidémiologiques, il introduit donc nécessairement un choix politique ou éthique supplémentaire. L'aversion au risque en particulier n'est jamais explicitée dans le cheminement qui conduit à un chiffrage. Celui-ci détermine pourtant les positions de l'évaluateur lorsqu'il est confronté à l'incertitude scientifique qui entoure l'estimation des dommages. La distribution des probabilités adoptée par l'économiste est donc nécessairement subjective. L'examen global des sources d'incertitudes qui s'ajoutent à celles qui entourent les relations dose-réponse, la dispersion des gaz, l'exposition réelle des individus toujours en mouvement, incitent par ailleurs à considérer toute estimation du dommage comme incertaine et non probabilisable.

L'étape de la valorisation place de nouveau l'évaluateur face à des choix éthiques et politiques. Malgré les efforts des économistes pour affiner les protocoles (comme les méthodes de pondération des études épidémiologiques) et s'entendre sur des paramètres-clés du chiffrage (comme la valeur de la vie en général), ceux-ci se heurtent à des incertitudes persistantes (comme la question de la valeur de la vie en fonction du lieu et de l'âge). Sans jugement de valeur, le raisonnement et le calcul économique ne peut pas réduire l'incertitude. La précision d'un chiffrage est en partie l'expression d'un engagement et d'une subjectivité. Une évaluation bien conduite des coûts externes comme le souligne le Conseil d'analyse économique [2, p. 52] doit en effet « révéler au nom de quelle thèse scientifique, de quelle conjecture, de quel présupposé moral chacun argumente ». La valeur sociale donnée au principe de précaution devrait notamment être explicitée et les valeurs qui en sont issues (taux

d'actualisation, aversion aux risques, valeur d'option...) pourraient faire l'objet d'une analyse de sensibilité.

Le traitement de l'incertitude

En pratique, le traitement et la valorisation de l'incertitude dépendent de la finalité de l'évaluation. Une évaluation indépendante et dégagée d'attente politique peut présenter l'incertitude des coûts environnementaux avec un encadrement et une absence de distribution de probabilités des valeurs. Delucchi refuse de mélanger les genres et d'introduire de la subjectivité dans sa démarche, il invite donc les décideurs et les analystes politiques à se positionner dans ce domaine incertain pour utiliser son évaluation.

À l'autre extrême, l'évaluation des coûts peut directement servir un projet politique. Elle peut s'appuyer sur des méthodes, comme l'évaluation du coût d'évitement, qui intègrent des points de vue éthiques et des objectifs politiques. Le rapport IWW/Infras ne dévoile pas toute l'incertitude de son évaluation et ne fait pas état des débats sous-jacents qui ont déterminé les paramètres essentiels comme la valeur de la tonne de carbone ou la valeur d'un décès de la pollution de l'air. Il présente les hypothèses de références retenues « comme les meilleures possibles dans l'état de l'art actuel » et la robustesse des chiffrages comme le résultat de l'approfondissement des connaissances. Cette prétention à l'objectivité et cette diminution importante des marges apparentes d'incertitude sont indissociables de la visée pragmatique de cette étude.

Entre ces deux évaluations, il n'est pas aisé d'apprécier les marges d'incertitude qui caractérisent en réalité l'évaluation des coûts externes de l'automobile. Masquées dans l'évaluation IWW/Infras, ne sont-elles pas exagérées dans celle de Delucchi ?

Il apparaît effectivement peu probable que les incertitudes, de l'émission à l'exposition, agissent simultanément dans le même sens. Il reste néanmoins indéniable que les coûts environnementaux de l'automobile restent incertains.

Des coûts monétaires : pour éclairer les décisions

Le rejet de l'incertitude peut avoir des effets pervers car il peut entretenir la croyance en l'efficacité opérationnelle et la toute puissance de l'évaluation des coûts environnementaux. Une valeur monétaire des externalités ne peut certainement pas diriger à elle seule un choix politique. Le nombre présumé de morts imputables aux émissions automobiles de polluants a par exemple plus d'impact sur l'opinion et les décisions politiques qu'une évaluation monétaire.

La somme des coûts externes calculés par IWW/Infras ne peut pas décider de manière pratique la définition d'une taxe. La taxe idéale qui incorporerait les coûts de chacun n'existe pas et le niveau général des taxes évoluera progressivement au gré des négociations avec les groupes de pression.

De même, la tarification des infrastructures ne peut pas reposer de manière mécanique sur la seule évaluation des coûts externes de l'automobile. D'un point de vue de l'efficacité, il n'y a aucune raison que les automobilistes paient l'intégralité des coûts qu'ils engendrent et d'un point de vue de l'équité on ne peut pas nier le fait que toute la population bénéficie de la mobilité automobile. En bref, la décision politique est toujours l'aboutissement de débats et de rapports de force.

Néanmoins, l'évaluation des coûts environnementaux ne doit cependant pas être considérée comme la simple expression d'un point de vue parmi d'autres et doit au contraire éclairer les décisions. En intégrant la connaissance scientifique aux choix politiques (et éthique), les coûts environnementaux permettent d'éviter certaines erreurs de ciblage, comme la focalisation sur

les pics plutôt que sur le fond pour la pollution de l'air, ou faire apparaître certains ordres de grandeurs comme le nombre d'années de vie perdues ou la répercussion d'une taxe carbone sur le prix des carburants. Malgré les imprécisions des chiffrages, la discipline de l'évaluation économique permet de mieux fonder des décisions sur des données aussi objectives que possible.

Des coûts monétaires pour débattre

La monétarisation des coûts externes de l'IWW/Infras, débarrassée de l'incertitude, est l'expression d'un point de vue et de conventions. Placée en amont des négociations européennes à propos de la tarification des transports, elle peut initier à ce titre un débat de fond. Il est à craindre que seul l'ordre de grandeur monétaire soit discuté. Le débat sur les conventions de calcul permettrait néanmoins de dépasser les intérêts des automobilistes et des constructeurs. En effet, les choix de la valeur du carbone et de la valeur de la vie ne peuvent pas se raisonner à travers des politiques sectorielles et obligent à prendre en compte les générations présentes et futures. En affirmant l'objectivité et la rationalité économique de l'étude, l'Union européenne ne semble pas destiner les travaux d'IWW/Infras à la médiation et à la concertation. Le chiffre élevé des coûts environnementaux préfigure plutôt des concessions sans qu'il soit question d'ouvrir le débat sur la société de l'automobile.

En France, l'établissement des valeurs tutélaires a été la scène d'un débat collectif où se sont rencontrés des intérêts divergents. Partagés entre les estimations basses du Cadas et les estimations beaucoup plus élevées de l'OMS, les membres de la commission ont dû discuter âprement à propos des effets de la pollution de l'air. Le choix de la commission de reconnaître l'amplitude de l'incertitude sans différer la prise de décision a placé le principe de précaution au centre des discussions. Il est donc logique que l'évaluation de l'OMS ait été retenue comme base de calcul. Que la commission se soit arrêtée à la valeur basse de l'estimation ne doit pas étonner car le jeu de la médiation imposait la prise en compte des exigences de compétitivité. La valeur tutélaire de la tonne de carbone se situe elle aussi à mi-chemin dans l'application du principe de précaution.

Du débat d'experts au débat public

L'expression « valeurs tutélaires » est-elle encore appropriée pour désigner les normes de calcul produites par la commission Boiteux ? Le recours aux préférences déclarées pour fixer la valeur de la vie est le signe d'un changement vis-à-vis du premier rapport de 1994. Il semble que l'État renonce progressivement à se placer au-dessus de ses administrés pour évaluer « sagement » les impacts environnementaux des transports. En analysant les déclarations des individus, le débat ouvert des experts a défini une prise en compte du coût environnemental dans les choix des investissements d'infrastructures de transport. Compte tenu des incertitudes, ces normes de calcul évitent des manipulations à la faveur des intérêts économiques de court terme et participent à une application du principe de précaution.

L'entrée des coûts environnementaux de l'automobile dans la question du choix des infrastructures ne peut cependant pas se limiter à la réalisation routinière d'analyses coût-avantage. Le débat d'expert, même inscrit dans la durée, ne se substitue pas à un débat public élargi. On pourrait imaginer, à l'image de la Suède [1, p. 168], une plus forte implication des élus au débat (une commission parlementaire par exemple) et de leur donner un pouvoir de décision sur les valeurs clés comme la valeur de la vie, la valeur de la tonne de carbone et la mortalité due à la pollution de l'air.

Les réflexions de la commission ainsi que cette note contribuent à la formation d'un jugement « informé » du citoyen. Les coûts environnementaux de l'automobile pourraient à terme investir davantage la scène du débat public à propos de la politique d'ensemble

d'aménagement et de développement du territoire, de l'extension urbaine et des normes technologiques. Leur utilisation en tant qu'indicateurs et éléments d'un compte des dommages devrait alors occuper une place croissante dans l'information environnementale mise à la disposition du public.

Bibliographie

1. Certu, Inrets, Laboratoire d'économie des transports, 2002. *10 ans de monétarisation des effets locaux de la pollution atmosphérique* (Tome 1), ouvrage coordonné par Nicolas J-P. pour le compte du PREDIT 1996-2001.
2. Conseil d'analyse économique, Bureau D., Godard O., Hourcade J.C., Henry C., Lipietz A., 1998. *Fiscalité de l'environnement*. Paris, La Documentation Française, 81 p.
3. OICA, 1998. *OICA position on EU commission white paper on fair payment for infrastructure use*.
4. Quinet, E., 1997. "Full social cost of transportation in Europe", in *The Full costs and benefits of transportation Contribution to theory, method and measurement*. Springer.

LISTE DES ABRÉVIATIONS

Organisations et institutions

ACS	<i>American Cancer Society</i>
ADEME	Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie
AFSSS	Agence française de sécurité sanitaire environnementale
AIRPARIF	Réseau de mesure de la qualité de l'air de Paris et de la région Île-de-France
CADAS	Comité des applications de l'Académie des sciences
CITEPA	Centre interprofessionnel technique d'études de la pollution atmosphérique
CEMT	Conférence européenne des ministres des transports
CERTU	Centre d'études sur les réseaux, les transports, l'urbanisme et les constructions publiques
CGP	Commissariat général du Plan
CNT	Conseil national des transports
CPDP	Comité professionnel du pétrole
CTR	<i>Center for Transportation Research (Argonne, Illinois)</i>
DAEI	Direction des affaires économiques et internationales du METL
DG VII	Direction générale des transports à la Commission européenne
EPA	<i>Environmental Protection Agency</i>
EUREQua	Équipe universitaire de recherche en économie quantitative (CNRS)
GIEC	Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (IPCC)
GREQAM	Groupement de recherche en économie quantitative d'Aix-Marseille
HEI	<i>Health effects Institute</i>
IFP	Institut français du pétrole
IFEN	Institut français de l'environnement
IFRESI	Institut fédératif de recherche sur les économies et les sociétés industrielles
INERIS	Institut national de l'environnement et des risques industriels
INFRAS	<i>Zurich (www.infras.ch)</i>
INRETS	Institut national de recherche sur les transports et leur sécurité
INSEE	Institut national de la statistique et des études économiques
INSERM	Institut national de la santé et de la recherche médicale
ITS	<i>Institute of Transportation Studies (Davis)</i>
IWW	<i>Institut für wirtschaftspolitik und wirtschaftsforschung, université de Karlsruhe</i>
LET	Laboratoire d'économie des transports (Lyon)
MIES	Mission interministérielle de l'effet de serre
METL	Ministère de l'équipement, des transports et du logement
OCDE	Organisation de coopération et de développement économiques
ŒIL	Observatoire de l'économie et des institutions locales (Créteil)
OICA	Organisation internationale des constructeurs automobiles
OMS	Organisation mondiale de la santé
ONISR	Observatoire national interministériel de sécurité routière
PREDIT	Programme national de recherche et d'innovation dans les transports terrestres
PRIMEQUAL	Programme de recherche pour une meilleure qualité de l'air au niveau local
SECODIP	Société d'études de la consommation, distribution et publicité
SETRA	Service d'études techniques des routes et autoroutes
SOFRES	Société française de sondages et d'études de marché
SES	Service économique et statistique du METL
UIC	Union internationale des chemins de fer
URF	Union routière de France

Autres abréviations

ACA	Analyse coûts-avantages
AMC	Analyse multi-critères
APHEA	<i>Air Pollution on Health a European Approach</i>
BPCO	Bronchopathie chronique obstructive
CAFE	<i>Corporate average fuel economy</i>
CAP	Consentement à payer
CAR	Consentement à recevoir
CFC	Chlorofluorocarbones
CO	Monoxyde de carbone
CO ₂	Dioxyde de carbone
COV	Composés organiques volatils
COVNM	Composés organiques volatils, à l'exclusion du méthane
dB	Décibel
dB(A)	Décibel pondéré A
ERPURS	Évaluation des risques de la pollution urbaine pour la santé
EXTERNE	<i>Externalities of Energy</i>
FN	(Indice de) fumées noires
GES	Gaz à effet de serre
GPL	Gaz de pétrole liquéfié
HAP	Hydrocarbures aromatiques polycycliques
IDE	Indice de dommages économiques
Kep	Kilo équivalent pétrole
KT	Kilo tonne
LAeq	Niveau énergétique équivalent en décibel pondéré A
Leq	<i>Level equivalent</i> (niveau énergétique équivalent en dB sur une période de temps)
LOTI	Loi d'orientation des transports intérieurs
NO	Monoxyde d'azote
NO ₂	Dioxyde d'azote
NO _x	Oxydes d'azote (NO et NO ₂)
N ₂ O	Protoxyde d'azote
O ₃	Ozone
PIB	Produit intérieur brut
PM	<i>Particulate matter</i> (éventuellement suivie du diamètre aérodynamique maximum des particules en µm)
PNGV	<i>Partnership for a New Generation Vehicle</i>
PRG	Pouvoir ou potentiel de réchauffement global
RR	Risque relatif
RA	Risque attribuable
SO ₂	Dioxyde de soufre
TEC	Tonne d'équivalent carbone
tep	Tonne d'équivalent pétrole
TIPP	Taxe intérieure sur les produits pétroliers
UE	Union européenne
Véh.-km	Véhicule-kilomètre
Voy.-km	Voyageur-kilomètre
VP	Voiture particulière
VUL	Véhicule utilitaire léger
ZEV mandate	<i>Zero emission vehicle mandate</i>

SOMMAIRE DES ANNEXES

□ VALEURS TUTELAIRES DES RAPPORTS BOITEUX ET APPLICATION

Annexe 1 : **p.160**

La circulaire 98/99, l'instruction et l'annexe 11 avec valeurs tutélaires 1994 du 1er rapport BOITEUX.

L'ensemble de ces textes est disponible sur le site du METTL ci-après : <http://www.route.equipement.gouv.fr/RoutesEnFrance/circulaire/ree/sommaire.htm>

Annexe 2 : **p.170**

Récapitulatif des valeurs tutélaires 2000 du 2nd rapport BOITEUX (2001) pour valoriser les effets externes du transport terrestre :

L'ensemble du rapport est disponible sur le site du MEDD à l'adresse ci-après : <http://www.environnement.gouv.fr/dossiers/bruit/media/nouveauxboiteux2.pdf>

Annexe 3 : **p.173**

Coûts externes unitaires du transport de voyageurs

D'après le Guide d'élaboration des comptes déplacements locaux du CERTU.

□ EVALUATIONS EUROPEENNES (DONT IWW/INFRAS 2000) ET APPLICATION

Annexe 4 : **p.175**

Les coûts externes selon IWW/INFRAS (2000) : méthodes, estimation des coûts moyens de tous les modes de transport et des coûts marginaux du transport de voyageurs.

L'ensemble de l'étude est disponible sur le site Swedish national road and transport research institute à l'adresse ci-après :

<http://www.vti.se/TEK/MC-tema-filer/doc/andrapapper/UIC.pdf>

Annexe 5 : **p.178**

Synthèse bibliographique des différentes évaluations avant 2000 des coûts externes des transports (réalisée par le CERTU lors de l'élaboration du CNTV).

Annexe 6 : **p.181**

Une base de données européenne (Beta 2000) pour évaluer les coûts marginaux de la pollution de l'air à partir de coûts par tonne de polluant.

□ CALCULS ET EVALUATIONS

Annexe 7 : **p.182**

Ventilation selon les milieux et les types de véhicules :

temps n° 1 : calcul des répartitions de la circulation, de la consommation et des émissions de CO₂ et de polluants selon les milieux et les types de véhicules

temps n° 2 : évaluation des recettes publiques et ventilation

temps n° 3 : ventilation des coûts externes (accidents et impacts environnementaux)

temps n° 4 : ventilation des soldes : recettes publiques - dépenses publiques-coûts externes (accidents et impacts environnementaux)

Annexe 8 : **p.192**

Estimation des coûts externes régionaux du transport routier

temps n° 1 : calcul des coûts unitaires adaptés aux trafics citepa 1994

temps n° 2 : correction de la densité et indicateurs régionaux

temps n° 3 : synthèse des résultats pour l'ensemble des régions

Annexe 9 : **p.196**

Éléments pour actualiser les chiffrages pour la France sur la période 1990-2002

**Annexe 1, partie 1
CIRCULAIRE n°98-99 DU 20 OCTOBRE 1998**

**relative aux méthodes d'évaluation économique
des investissements routiers en rase campagne**

NOR : EQUR9810181C

LE MINISTRE DE L'EQUIPEMENT, DES TRANSPORTS ET DU LOGEMENT

A

Madame et Messieurs les préfets de région

- Directions régionales de l'équipement
- Centres d'études techniques de l'équipement

Mesdames et Messieurs les préfets de département

- Directions départementales de l'équipement

Messieurs les inspecteurs généraux territoriaux

Messieurs les inspecteurs généraux spécialisés dans le domaine routier

Monsieur le directeur du service d'études techniques des routes et autoroutes

Monsieur le directeur du centre d'études des réseaux, du transport, de l'urbanisme, et des constructions publiques

Monsieur le directeur du centre d'études des tunnels

Monsieur le directeur du laboratoire central des ponts et chaussées

PJ : 1 instruction et ses annexes.

L'évolution du contexte - économique, financier, social et européen - dans lequel s'inscrivent les projets routiers impose d'adapter et d'enrichir de manière significative la démarche d'évaluation socio-économique des investissements, en particulier dans les domaines où s'expriment les préoccupations des usagers, des contribuables et du public en général.

En effet, il est apparu indispensable d'améliorer la méthode de choix et de programmation des investissements routiers en affinant la démarche d'optimisation de l'utilisation des fonds publics et en tirant le meilleur parti possible des différents travaux réalisés sur le sujet depuis quelques années (notamment " Transports : pour un meilleur choix des investissements ", travaux présidés par M. Boiteux au sein du Commissariat général du plan et " Instruction cadre relative aux méthodes d'évaluation économique des grands projets d'infrastructure de transport " du 3 octobre 1995, travaux conduits sous l'égide du Comité des directeurs " transports " du ministère).

La conduite du débat démocratique prévu dans les procédures relatives à la réalisation d'infrastructures routières, tout comme l'exercice de contre-expertises, requièrent d'apporter le plus grand soin à la présentation et à l'interprétation des résultats de l'évaluation économique car elles conditionnent la transparence de la démarche.

Une plus grande clarté dans la définition des enjeux et une meilleure lisibilité de la méthode d'évaluation constituent des impératifs qui doivent guider le processus d'instruction. Il s'agit de fournir les bases objectives et les plus pertinentes au débat public ainsi qu'à la concertation.

Afin de prendre en compte, dans toute la mesure du possible, les conséquences d'un projet routier pour l'ensemble des parties concernées (riverains, usagers, contribuables, collectivités), ainsi que ses incidences sur les autres modes de transports, il est nécessaire de recourir à la mesure de ses effets et à leur monétarisation. Celle-ci ne peut évidemment prétendre, dans l'état actuel des connaissances, à la traduction de tous les effets ressentis, ni à l'objectivité. C'est pourquoi la sensibilité des résultats aux valeurs monétaires retenues sera testée.

De plus la monétarisation pourra être complétée par une appréciation quantitative ou, à défaut, qualitative (exemple : les effets sur l'emploi, sur le développement économique régional et local, certains effets sur l'environnement ...).

L'évaluation économique, complétée, le cas échéant, par d'autres éléments, a pour objectif d'apprécier l'intérêt d'un projet routier pour la collectivité. Par contre l'évaluation financière, lorsqu'elle a un sens, c'est à dire dans le cas d'une concession, ne saurait constituer la base du choix d'un ouvrage public ; elle précise les conditions de faisabilité du projet sous forme de concession.

Les effets sur l'environnement font l'objet d'un examen particulièrement attentif. Ces effets sont monétarisés chaque fois que possible et sont pris en compte dans un module spécifique afin d'être clairement identifiés. Cette démarche confirme le premier pas franchi par la circulaire provisoire du 28 juillet 1995 et sera renforcée par l'apport des études en cours.

I - DES PROJETS QUI S'INSCRIVENT DANS UN FAISCEAU DE CONTRAINTES

Le choix des projets d'infrastructures routières s'inscrit dans un faisceau de contraintes qui, pour l'essentiel, peuvent se résumer de la façon suivante :

- ❑ capacité de l'économie nationale à dégager l'épargne nécessaire au financement des investissements ;
- ❑ satisfaction de la demande des usagers et des besoins de l'économie ;
- ❑ acceptabilité socio-politique des diverses solutions, en particulier du point de vue de l'environnement et du cadre de vie d'une part, des gains d'accessibilité, de la liberté de mobilité et de choix d'autre part ;
- ❑ recherche du meilleur emploi des ressources publiques disponibles qui sont limitées et susceptibles d'utilisations concurrentes dans le domaine où ailleurs, afin de converger vers la solution adaptée à l'intérêt collectif ;
- ❑ risque de biais dans les choix d'investissement en raison du mode de financement plus ou moins facile (notamment mise à péage) ;

II - LA NECESSAIRE RENOVATION DU DISPOSITIF D'EVALUATION

Il convenait d'intégrer ce faisceau de contraintes dans l'évaluation économique des projets routiers. Les principaux aspects de cette rénovation peuvent se résumer de la façon suivante :

- ❑ distinguer les différentes personnes concernées par un projet, permettant d'établir pour chacune d'elles un bilan coût-avantage, sachant que seule la somme de ces bilans traduit l'intérêt pour la collectivité ;
- ❑ prendre en compte des mesures de gestion du trafic, dont la modulation des tarifs de péages dans l'espace et dans le temps, en vue de tirer le meilleur parti du réseau existant ;
- ❑ récapituler l'ensemble des coûts générés par les différents scénarios d'aménagement possibles, qu'il s'agisse de l'investissement, de l'entretien, de l'exploitation ou de la gestion du trafic, afin d'éclairer l'arbitrage entre les différentes solutions ;
- ❑ examiner une possibilité de réalisation phasée du projet pris dans sa globalité : on évaluera des séquences de construction qui pourront porter sur les longueurs des tronçons à réaliser, le type de route, l'épaisseur et la structure des chaussées, dans le but d'adapter graduellement l'infrastructure au trafic qu'elle supporte ;
- ❑ procéder dans un premier temps à l'évaluation de son intérêt pour la collectivité sans préjuger les modalités de financement ;
- ❑ réaliser l'évaluation financière d'un projet susceptible de dégager des recettes d'exploitation permettant d'établir sa faisabilité financière et préciser les incidences de ces modalités de financement sur la rentabilité économique ;

C'est pourquoi, la formulation et la validation par le maître d'ouvrage de l'étude, des éléments de nature à permettre l'appréciation des objectifs et l'utilité collective du projet est importante.

De ce fait, la qualité et la pertinence de l'évaluation doivent conduire à :

- ❑ une analyse objective des avantages du projet qui seront appréciés par rapport à une situation de référence. Celle-ci sera la situation la plus probable si le projet n'est pas réalisé et ne sera qu'à très rarement le statu quo ;

- ❑ la prise en compte du plus large éventail des solutions possibles parmi lesquelles devront figurer : tracé neuf et aménagement sur place, projet concédé et non concédé, mesures d'exploitation et investissements nouveaux (sans faire d'assimilation entre tracé neuf et concession);
- ❑ la prise en compte de l'imprécision et de l'incertitude inhérentes au contexte et à la situation du projet, qui doit conduire à des tests de sensibilité portant sur les principaux points comme par exemple le coût du projet. En effet, ce dernier peut connaître une évolution qui, si elle avait été évaluée précisément, aurait pu conduire à un autre choix ;
- ❑ la prise en compte dans un module spécifique des effets environnementaux qui peuvent être monétarisés, afin que cet élément du choix soit clairement identifié.

III - RECOMMANDATIONS POUR LA MISE EN OEUVRE

La mise en œuvre de l'évaluation devra présenter de façon claire et concrète les enjeux du projet, la méthode et la justification des hypothèses retenues. Elle fournira les éléments permettant de nourrir le débat public et la concertation, ainsi que l'analyse des implications des éventuelles modifications du projet afin d'éclairer la décision finale.

L'évaluation doit donc procéder d'une analyse dans laquelle :

- ❑ tout surcoût par rapport à une solution de base considérée acceptable eu égard aux impératifs précédemment énoncés, entraîné par le besoin de satisfaire une demande spécifique, devra être explicité par les contreparties attendues. Dans ce cas, une autre famille de solution pourra le cas échéant être examinée. Il s'agit de s'inspirer du processus d'analyse de la valeur ;
- ❑ la mise à jour de l'évaluation devra être opérée à chaque fois qu'intervient un changement de nature à modifier significativement l'économie du projet ; la détermination des sections à concéder éventuellement doit reposer sur la minimisation de la perte d'avantage pour la collectivité qu'entraîne généralement la mise à péage ;
- ❑ la rentabilité financière est une contrainte pour la réalisation éventuelle sous forme de concession (et non un critère de choix des investissements à réaliser). Un faible niveau de rentabilité financière doit inciter à un réexamen approfondi des modalités de financement, sans exclure a priori aucune solution (phasage, soutien financier au concessionnaire) mais en conservant la vue globale du projet ;
- ❑ la vérification du respect des limites de validité des hypothèses doit être effectuée à chaque étape ;
- ❑ l'éventuelle insuffisance d'informations disponibles ne doit pas conduire à négliger les données correspondantes mais à considérer que le processus d'évaluation est grevé d'une incertitude supplémentaire qui peut conduire à différer le choix.

Les difficultés de l'exercice impliquent une coopération étroite entre le maître d'œuvre et le maître d'ouvrage de l'étude qui doit à chaque étape préciser sa commande et l'adapter au contexte.

La justification de la solution proposée à l'enquête publique devra s'appuyer sur les éléments du processus d'évaluation ayant conduit à l'abandon des solutions non retenues.

IV - PERSPECTIVES ET TRAVAUX ULTERIEURS

Tout d'abord, les apports de l'instruction accompagnant la présente circulaire devront être pris en compte dans les circulaires relatives à l'instruction des projets routiers, en vue de l'enquête publique. Ensuite, il conviendra de mettre à jour les outils - lois débit-vitesse, modèle d'affectation du trafic, valorisation du temps, estimation du trafic induit, valeurs monétaires des effets sur l'environnement - sur la base des travaux en cours s'inscrivant dans une dynamique d'acquisition-capitalisation des connaissances et de développer les fonctions d'évaluation et de contrôle.

L'instruction ci-jointe est un document appelé à intégrer selon un rythme approprié, les progrès de la connaissance dans les différents domaines de l'évaluation rappelés ci-dessus. Il s'agit donc d'un document qui pose les principes fondamentaux et qui évoluera progressivement.

Il est apparu nécessaire d'accompagner la publication et la diffusion de la présente circulaire, d'un effort sensible d'information, de formation, d'animation et de suivi. Celui-ci sera lancé dès l'automne 1998.

La présente circulaire annule et remplace les dispositions antérieures, notamment l'instruction du 14 mars 1986 relative aux méthodes d'évaluation des investissements routiers en rase campagne et celle du 28 juillet 1995 portant révision provisoire de l'instruction de 1986.

L'ensemble de ces dispositions s'appliqueront à compter du 1er janvier 1999, à toutes les nouvelles évaluations de projets routiers nationaux qui seront lancées. Mes services se tiennent à la disposition des maîtres d'œuvre et maîtres d'ouvrage des études pour toute information complémentaire.

Pour le Ministre de l'Equipement,
des Transports et du Logement
et par délégation,
le Directeur des Routes

Christian LEYRIT

Annexe 1, partie 2

INSTRUCTION

L'ensemble de l'instruction relative aux méthodes d'évaluation économique des investissements routiers en rase campagne est disponible sur internet à l'adresse :

<http://www.route.equipement.gouv.fr/RoutesEnFrance/circulaire/ree/sommaire.htm>

4. Evaluation monétarisée des scénarios d'aménagement

4.1. Principes et définitions

Le bilan pour la collectivité

Le bilan pour la collectivité est la somme des bilans des différents agents. Afin de traduire le plus fidèlement possible leurs situations, les bilans prendront en compte les coûts hors taxes récupérables (compte tenu de l'état actuel du régime fiscal). Ainsi, par exemple l'utilisateur final (véhicule léger) supporte les taxes (TVA et TIPP), alors que l'utilisateur professionnel (poids lourd) récupère la TVA (excepté sur les péages). Lorsque le projet génère des variations de ces différentes taxes qui peuvent se traduire, par exemple, par des pertes pour les usagers (taxes sur les consommations supplémentaires de carburant), leur contrepartie apparaîtra comme des gains pour l'Etat. Ces variations sont des transferts qui s'annulent dans le bilan pour la collectivité. De même pour la prise en compte des péages, qui sont une charge pour l'utilisateur et une recette pour le concessionnaire.

4.4. Bilan coût-avantages monétarisés pour la collectivité

Ce bilan (Cf. annexe 12) résultera de la comparaison de l'avantage net global du scénario d'aménagement à son coût d'investissement.

4.4.3. Prise en compte de certains effets sur l'environnement

On retiendra (Cf. annexe 11) les effets liés à la pollution de l'air, à l'effet de serre et au bruit et l'on calculera, par application de valeurs monétaires aux unités physiques, les différences annuelles de coûts et leur somme actualisée. Ces effets seront présentés dans un module distinct compte tenu de la forte problématique associée au principe même de leur monétarisation, qui n'est pas leur expression naturelle, et aux méthodes de prise en compte. L'effet de serre et la pollution de l'air seront pris en compte dans les avantages de la puissance publique tandis que le bruit affecté aux riverains qui constitueront alors un nouvel agent (Cf. 4.4.2.). Une fourchette sera appliquée aux valeurs monétaires de la pollution de l'air et du bruit. La valorisation préconisée pour le niveau admissible du bruit ne dispense pas, le cas échéant, d'une analyse plus approfondie adaptée au contexte (variations des valeurs foncières et immobilières par exemple).



ANNEXE 11 : PRISE EN COMPTE DE CERTAINS EFFETS SUR L'ENVIRONNEMENT¹

I - NUISANCES SONORES.

L'évaluation doit prendre en compte les nuisances :

- au voisinage du projet ;
- au voisinage des autres infrastructures dont le trafic sera substantiellement modifié par la réalisation du projet (diminution sur les itinéraires concurrents due au report de trafic, ou augmentation sur les itinéraires d'accès à l'infrastructure nouvelle).

On s'intéressera à deux types d'effets :

- les nuisances occasionnées aux occupants de bâtiments, qui sont monétarisables ;
- la modification des espaces extérieurs sous "empreinte sonore routière", dont la monétarisation n'est pas possible en l'état actuel des connaissances. On quantifiera cette modification par un indicateur de surface.

Dans tous les cas, on ne tiendra pas compte d'une modification des niveaux sonores induite par le projet inférieure à 2 dB(A).

¹ Sur la base du premier rapport Boiteux (valeurs tutélaires 1994)

1.1 - Monétarisation des nuisances occasionnées aux occupants de bâtiments.

1.1.1 - Principe général de l'évaluation monétaire.

Au voisinage du projet, le maître d'ouvrage fait en sorte que les niveaux sonores en façade des bâtiments soient inférieurs aux seuils fixés par la réglementation. On considère que les nuisances sont internalisées dans le coût du projet ; on ne monétariserait donc pas les gênes résiduelles éventuelles pour les niveaux sonores inférieurs aux seuils réglementaires.

Sur les autres routes dont le trafic est modifié par le projet, on appliquera la méthode explicitée ci-après, émanant de l'instruction-cadre du 3 octobre 1995 relative aux méthodes d'évaluation économique des grands projets d'infrastructure de transport, en distinguant les deux périodes réglementaires relatives au bruit routier : la période diurne (6 h - 22 h) et la période nocturne (22 h - 6 h).

On note pour les états 1 (état de référence) et 2 (projet réalisé) les contributions sonores suivantes :

L_{j1} : LAeq (6 h - 22 h) en façade pour la situation de référence

L_{j2} : LAeq (6 h - 22 h) en façade pour la situation avec projet

L_{n1} : LAeq (22 h - 6 h) en façade pour la situation de référence

L_{n2} : LAeq (22 h - 6 h) en façade pour la situation avec projet

La valorisation B_j de la nuisance de jour due au bruit d'origine routière est calculée comme suit :

- si $L_j \leq 60$ dB(A), alors $B_j = 0$

- sinon $B_j = 0,05.VB.(L_j - 60)$

VB étant la valeur de la gêne liée au bruit définie par l'instruction-cadre du 3 octobre 1995, égale à **963 F/an/habitant** indexée sur la consommation finale des ménages par tête (comme indiqué dans l'annexe 7), majorée de 1 % par an.

La variation ΔB_{j21} de la valeur de la nuisance de jour entre l'état 2 avec projet et l'état 1 de référence n'est prise en compte que si la variation du niveau sonore est supérieure à 2 dB(A) :

- si $|L_{j2} - L_{j1}| \leq 2$ dB(A), alors $\Delta B_{j21} = 0$

- sinon $\Delta B_{j21} = B_{j2} - B_{j1}$

La valorisation B_n de la nuisance de nuit due au bruit d'origine routière est calculée comme suit :

- si $L_n \leq 55$ dB(A), alors $B_n = 0$

- sinon $B_n = 0,05.VB.(L_n - 55)$

La variation ΔB_{n21} de la valeur de la nuisance de nuit entre l'état 2 avec projet et l'état 1 de référence n'est prise en compte que si la variation du niveau sonore est supérieure à 2 dB(A) :

- si $|L_{n2} - L_{n1}| \leq 2$ dB(A), alors $\Delta B_{n21} = 0$

- sinon $\Delta B_{n21} = B_{n2} - B_{n1}$

La variation ΔB_{21} du coût de la nuisance totale (jour et nuit) due au bruit d'origine routière est obtenue par $\Delta B_{21} = \Delta B_{j21} + \Delta B_{n21}$. Cette formule donne un **coût annuel par habitant** dans une situation donnée d'exposition sonore. La variation totale du coût des nuisances sonores liée au projet est la somme des variations par habitant pour l'ensemble des habitants considérés. L'attention est attirée sur le fait que la réalisation d'un projet en tracé neuf entraîne une diminution du coût des nuisances sonores sur les infrastructures existantes dans le cas où ces dernières voient leur niveau de trafic diminuer.

1.1.2 - Mise en oeuvre pratique.

Pour la conduite pratique de l'évaluation, on pourra appliquer les simplifications suivantes :

a) Itinéraires à prendre en compte :

- si le projet consiste en un aménagement ponctuel d'un itinéraire sans que le trafic global soit modifié (exemple : déviation d'une agglomération sans aménagement complet de l'itinéraire), l'évaluation acoustique se limitera à l'ancien tracé en traversée de l'agglomération, et aux itinéraires d'accès à l'ancien tracé et à la déviation.

- si le projet consiste en un aménagement d'itinéraire pouvant conduire à des transferts de trafic non négligeables d'un itinéraire sur un autre (exemple : report d'une partie du trafic de la liaison Paris - Lyon - Marseille sur la liaison Paris - Clermont-Ferrand - Béziers), l'étude de trafic porte généralement sur un réseau très étendu. Compte tenu des impacts engendrés sur ce réseau

par la création de la nouvelle infrastructure, pour simplifier la démarche, l'évaluation acoustique ne prendra en compte, sauf exception justifiée, que :

* les itinéraires directement concurrents du nouvel aménagement ; * les voiries locales proches de l'itinéraire modifié sur lesquelles le projet a un fort impact (dans un esprit similaire au cas d'une déviation traité précédemment). La méthode de dégrossissage expliquée au paragraphe 4 permet d'éliminer rapidement les tronçons sur lesquels la variation de niveau sonore est inférieure à 2 dB(A).

b) Zones bâties à prendre en compte :

- on ne considérera que les traversées d'agglomérations, et on ne recensera pas les habitations isolées ni les hameaux éloignés de la route ; - on ne s'intéressera généralement pas aux traversées d'agglomérations importantes, pour lesquelles la forte prépondérance du trafic local limite l'influence du projet sur le plan acoustique. Seront considérées comme importantes les agglomérations de plus de 20 000 habitants.

c) Niveaux sonores en façade :

Les niveaux sonores en façade peuvent être évalués au moyen des méthodes de prévision en usage pour les études d'impact acoustique. Une telle évaluation demande cependant la connaissance précise de la géométrie du site et de l'implantation du bâti.

A défaut de pouvoir aisément mettre en oeuvre cette approche, il est possible d'appliquer une règle simplificatrice consistant à assimiler les traversées d'agglomérations à un profil "rue en U", et à ne compter que les bâtiments en premier rang (les autres bâtiments étant supposés protégés). Ceci conduit à ne réaliser qu'un seul calcul par tronçon dit "acoustiquement homogène" (c'est-à-dire sur lequel les paramètres suivants : débits V.L. et P.L., vitesse, allure, rampe, largeur entre façades varient peu). Le paragraphe 3 ci-après présente une méthode de calcul simplifiée des niveaux sonores, applicable dans une telle démarche.

d) Nombre d'habitants :

A défaut d'informations plus précises, le nombre d'habitants sera évalué sommairement en comptant un habitant pour 4,50 m de linéaire de niveau de logements.

1.1.3 - Méthode de calcul simplifiée des niveaux sonores.

Toutes les méthodes d'évaluation des niveaux sonores usuellement employées pour les études d'impact (modèles de calcul, mesures in situ) peuvent être mises en oeuvre. Cependant, si les simplifications ci-dessus sont adoptées (notamment b. et c.), on pourra évaluer les niveaux sonores selon la méthode simplifiée décrite ci-après, conforme à celle préconisée pour le classement sonore des infrastructures routières (circulaire Environnement - Direction de la Prévention des Pollutions et des Risques du 25 juillet 1996).

a) Calcul de l'émission sonore d'un tronçon

L'émission sonore E d'un tronçon est donnée par la formule :

$$E = (EVL + 10 \cdot \log QVL) \approx (EPL + 10 \cdot \log QPL) \text{ dB(A)}$$

Où

EVL et EPL sont les émissions sonores unitaires des V.L. et des P.L., détaillées plus loin ;
QVL et QPL sont les débits moyens horaires de V.L. et de P.L. de la période considérée (jour ou nuit), et le signe \oplus représente l'addition énergétique des niveaux sonores :

$$L_a \oplus L_b = 10 \cdot \log \left[10^{\frac{L_a}{10}} + 10^{\frac{L_b}{10}} \right]$$

Les émissions sonores unitaires EVL et EPL sont à choisir dans le tableau 1 ci-dessous :

**TABLEAU 1 : EMISSIONS SONORES UNITAIRES DES V.L. ET DES P.L
.EN TRAVERSEE D'AGGLOMERATION**

		E _{VL}	E _{PL}
Circulation fluide	Route en palier ou descente	31 dB(A)	43 dB(A)
	Rampe	34 dB(A)	44 dB(A)
Circulation pulsée	Route en palier ou descente	32 dB(A)	45 dB(A)
	Rampe	35 dB(A)	46 dB(A)

La circulation sera considérée fluide si la traversée ne comporte aucune perte de priorité (feux de circulation ou "cédez le passage"). Dans le cas contraire, elle sera considérée pulsée.

La ligne "rampe" sera utilisée si la déclivité est strictement supérieure à 2 %. Dans ce cas, les émissions des deux sens de circulation devront être calculées séparément puis cumulées.

Les débits horaires représentatifs de la période devront être estimés à partir des T.M.J.A. de V.L. et de P.L. au moyen des guides techniques en vigueur.

Si la différence entre les niveaux E1 et E2 correspondant aux deux états est inférieure à 2 dB(A) en valeur absolue pour la période considérée, il est inutile de poursuivre le calcul plus avant : la variation du coût de la nuisance sonore est considérée comme nulle pour cette période.

b) Calcul du niveau sonore en "rue en U".

Le niveau LAeq en façade est donné par

$$LA_{eq} = E - 9,5 \log(df) + 24 \text{ dB(A)}$$

où df est la distance entre les lignes moyennes des façades, en mètres.

Il n'est pas nécessaire d'estimer cette distance avec précision : en effet, une erreur de 30 % n'induit qu'une erreur de 1 dB(A) sur l'estimation du niveau LAeq.

Nota : Ce calcul simplifié peut être effectué en utilisant le logiciel CartoBruit du C.E.R.T.U. (destiné au classement sonore des infrastructures), en appliquant les hypothèses suivantes :

- pour une circulation fluide : vitesse des V.L. et des P.L. = 50 km/h ;
- pour une circulation pulsée : vitesse des V.L. et des P.L. = 30 km/h ;
- site type "rue en U".

1.1.4 - Méthode de dégrossissage.

Comme on l'a vu précédemment, on ne calculera pas la variation du coût de la nuisance sonore si la variation des niveaux sonores entre les états 1 et 2 est inférieure à 2 dB(A). Une première comparaison des trafics permet, sans même calculer les niveaux sonores, d'éliminer les tronçons pour lesquels la variation des trafics entre les deux états sera à coup sûr insuffisante pour induire une telle variation des niveaux sonores.

Cette opération consiste à comparer, pour chaque période, le "trafic équivalent acoustique" correspondant à chacun des deux états. On appelle "trafic équivalent acoustique" la valeur (QVL + e.QPL), e étant le coefficient d'équivalence acoustique entre P.L. et V.L. (un P.L. "équivalent acoustiquement" à e V.L.), dont la valeur est donnée dans le tableau 2.

TABLEAU 2 : COEFFICIENT D'EQUIVALENCE ACOUSTIQUE P.L./V.L. EN TRAVERSEE D'AGGLOMERATION

		e
Circulation fluide	Route en palier ou descente	16
	Rampe	10
Circulation pulsée	Route en palier ou descente	20
	Rampe	13

Si le rapport $(QVL2 + e.QPL2) / (QVL1 + e.QPL1)$ est compris entre 0,63 et 1,6 pour chacune des deux périodes (jour et nuit), on est assuré que les niveaux sonores ne varient pas de plus de 2 dB(A), et il est inutile de pousser plus loin l'analyse pour le tronçon considéré.

S'il y a incertitude sur le coefficient d'équivalence à adopter, cette vérification sera effectuée pour les deux valeurs extrêmes possibles (par exemple, si les quatre valeurs du tableau 2 peuvent être envisagées, on testera pour e = 10 et 20), et le tronçon ne sera exclu de l'évaluation que si la condition est respectée pour les deux valeurs.

2.2 - Empreinte sonore en espace extérieur.

2.2.1 - Principe général.

Compte tenu de l'absence de connaissance sur les nuisances sonores en espace extérieur, on ne s'intéressera qu'à la période de jour. La méthode consiste à évaluer, au voisinage du projet ainsi qu'au voisinage des autres routes de la zone d'étude, les surfaces pour lesquelles le niveau sonore d'origine routière est supérieur à 53 dB(A) exprimé en équivalent en façade (soit 50 dB(A) en champ libre). Ne seront pris en considération que les espaces hors limites d'agglomération (au sens du Code de la Route). Par référence à la réglementation relative au classement sonore des infrastructures de transports terrestres, cette évaluation ne portera, pour chacun des états 1 (état de référence) et 2 (projet réalisé), que sur les tronçons dont le trafic est supérieur à 5 000 véh/j. En outre, ne seront pris en compte que les tronçons dont l'émission sonore aura varié de plus de 2 dB(A). La méthode de dégrossissage expliquée au paragraphe 3 permet de retenir les tronçons concernés.

On mènera un calcul de propagation simplifié basé sur des conditions de site conventionnelles (topographie plane, route au niveau du terrain naturel, large angle de vue sur la source routière depuis le récepteur, etc.), qui

fournira la distance entre l'isophone 53 dB(A) et la plate-forme routière pour chaque tronçon homogène du point de vue de l'émission sonore. Le point récepteur est considéré à 5 m au dessus du sol, afin d'approcher une situation de léger surplomb par rapport à la route.

La surface de l'empreinte sonore est le produit de cette distance (comptée de part et d'autre de la route) par la longueur du tronçon. La variation de l'empreinte sonore entre les états 1 (état de référence) et 2 (projet réalisé) sera exprimée sur l'ensemble de la zone d'étude, en identifiant les espaces privilégiés de détente et de loisirs (massifs forestiers, zones touristiques, espaces naturels préservés, etc.).

2.2.2 - Méthode de calcul simplifiée des niveaux sonores et des surfaces.

La méthode détaillée ci-après résulte d'une application des méthodes en usage pour les études d'impact (Guide du Bruit des Transports Terrestres pour l'émission, méthode NMPB-Routes-96 pour la propagation) aux hypothèses particulières définies plus haut. Elle prend notamment en compte des conditions météorologiques moyennes.

a) Calcul de l'émission sonore d'un tronçon.

L'émission sonore E d'un tronçon est donnée par la formule :

$$E = (EVL + 10 \cdot \log QVL) \approx (EPL + 10 \cdot \log QPL) \text{ dB(A)}$$

où

EVL et EPL sont les émissions sonores unitaires des V.L. et des P.L., détaillées plus loin

QVL et QPL sont les débits moyens horaires de V.L. et de P.L. pour la période de jour

et le signe \approx représente l'addition énergétique des niveaux sonores :

$$La \approx Lb = 10 \cdot \log [10 La/10 + 10 Lb/10]$$

Les émissions sonores unitaires EVL et EPL sont à choisir dans le tableau 3 ci-dessous :

TABLEAU 3 : EMISSIONS SONORES UNITAIRES DES V.L. ET DES P.L. EN MILIEU INTERURBAIN

	EVL	EPL
Autoroute de liaison	39 dB(A)	45 dB(A)
R.N. ou R.D. à chaussées séparées	38 dB(A)	45 dB(A)
R.N. ou R.D. à chaussée unique	36 dB(A)	44 dB(A)

Les débits moyens horaires de V.L. et de P.L. pour la période de jour devront être estimés à partir des T.M.J.A. de V.L. et de P.L. au moyen des guides techniques en vigueur.

Si la différence entre les niveaux E1 et E2 correspondant aux deux états est inférieure à 2 dB(A) en valeur absolue, il est inutile de poursuivre le calcul plus avant : la variation de la surface de l'empreinte sonore ne sera pas prise en compte.

b) Calcul de la distance entre l'isophone 50 dB(A) et la plate-forme routière

Pour chaque tronçon considéré, la distance d (en mètres) entre l'isophone 53 dB(A) (exprimé en équivalent en façade) et la plate-forme routière est donnée, à partir de l'émission sonore E, par les formules suivantes :

$$\begin{aligned} \text{pour } 50 \text{ dB(A)} \leq E \leq 72 \text{ dB(A)} & \quad d = 10^{(0,06 E - 1,47)} \\ 72 \text{ dB(A)} < E \leq 79 \text{ dB(A)} & \quad d = 10^{(0,05 E - 0,75)} \end{aligned}$$

c) Calcul de la surface

La surface S de l'empreinte sonore est donnée par

$$S = 2 \cdot d \cdot L / 1000$$

avec

S : surface exposée (en km²)

d : distance de l'isophone 50 dB(A) (en m)

L : longueur du tronçon (en km).

2.2.3 - Méthode de dégrossissage.

De même qu'au 1.1.4 ci-dessus, une première comparaison des trafics permet d'éliminer les tronçons pour lesquels la variation des trafics entre les deux états sera insuffisante pour induire une variation des niveaux sonores de plus de 2 dB(A).

On peut calculer, pour les deux états, le "trafic équivalent acoustique" (QVL + e.QPL), la valeur de e étant donnée dans le tableau 4.

**TABLEAU 4 : COEFFICIENT D'EQUIVALENCE ACOUSTIQUE P.L./V.L.
EN MILIEU INTERURBAIN**

	e
Autoroute de liaison	4
R.N. ou R.D. à chaussées séparées	5
R.N. ou R.D. à chaussée unique	6

Si le rapport $(QVL2 + e.QPL2) / (QVL1 + e.QPL1)$ est compris entre 0,63 et 1,6 on est assuré que les niveaux sonores ne varient pas de plus de 2 dB(A), et il est inutile de pousser plus loin l'analyse pour le tronçon considéré.

2 - POLLUTION DE L'AIR ET EFFET DE SERRE.

On procédera à la monétarisation des effets liés à la pollution de l'air et à l'effet de serre.
Pour la pollution de l'air, on prend en compte la pollution due aux oxydes de carbone, de soufre et d'azote.
On appliquera les valeurs hautes et basses suivantes :

Rase campagne

	Valeur basse	Valeur haute
. véhicule léger	0,06 F par véh x km	0,10 F par véh x km
. poids lourd	0,35 F par véh x km	0,66 F par véh x km

Milieu urbain

	Valeur basse	Valeur haute
. véhicule léger	0,07 F par véh x km	0,14 F par véh x km
. poids lourd	0,48 F par véh x km	0,88 F par véh x km

Pour l'effet de serre, on appliquera les valeurs suivantes :

Rase campagne	Valeur
. véhicule léger	0,025 F par véh x km
. poids lourd	0,14 F par véh x km

Milieu urbain	Valeur
. véhicule léger	0,03 F par véh x km
. poids lourd	0,14 F par véh x km

3 - PRESENTATION DES RESULTATS.

Les tableaux suivants seront établis pour chaque scénario d'aménagement.

3.1 - Nuisances sonores.

Variation du coût des nuisances sonores à l'année présumée de mise en service définie avec le maître d'ouvrage et à la date optimale	Francs 1994
Variation du coût des nuisances sonores à l'année présumée de mise en service + 20 ans	Francs 1994
Variation actualisée du coût des nuisances sonores	Francs 1994
Variation de l'empreinte sonore à l'année présumée de mise en service définie avec le maître d'ouvrage et à la date optimale	km2
Variation de l'empreinte sonore à l'année présumée de mise en service +20 ans	km2

3..2 - Pollution de l'air

	Valeur haute	Valeur basse
Variation du coût lié à la pollution de l'air à l'année présumée de mise en service définie avec le maître d'ouvrage et à la date optimale	Francs 1994	Francs 1994
Variation du coût actualisé lié à la pollution de l'air	Francs 1994	Francs 1994

3.3 - Effet de serre.

	Valeur
Variation du coût lié à l'effet de serre à l'année présumée de mise en service définie avec le maître d'ouvrage et à la date optimale	Francs 1994
Variation du coût actualisé lié à l'effet de serre	Francs 1994

Annexe 2 :

Valeurs tutélaires du rapport BOITEUX 2001 pour valoriser les effets externes du transport terrestre
(source : "Transports : pour un meilleur choix des investissements", (CGP))

Valeur de la tonne de carbone							
	2000-2005	2000-2010	2010-2020	après 2020	Remarques		
Prix du pétrole HT (\$/baril)	-	24 € + 1,4 %/an		+ 2 %/an	Test de sensibilité pour un taux de croissance de 5 %/an après 2020		
Prix de la tonne de carbone (€/tC)	100 €/tC	100 €/tC	+ 3 %/an	+ 3 %/an	Révision périodique de ces valeurs		
Valeur du bruit							
Valorisation du bruit	Le coût unitaire du bruit est défini par la dépréciation des prix moyens de location par m ² de surface occupée et exposée à des niveaux de bruit dépassant un seuil. Loyer mensuel au m ² du secteur locatif publié par l'INSEE à l'échelle nationale						
Calcul de base	36 F m₁ (1996)	Évolution du prix indexé sur le taux de croissance du PIB		55-60	60-65	70-75	+ de 75
			dépréciation/décibel	0,40 %	0,80 %	1 %	1,10 %
Effet nuit	+ 5 dB(A)			Cela ne s'applique pas au transport aérien, l'effet nuit étant déjà intégré dans le calcul de l'indice propre au transport aérien			
Effet sur la santé	+ 30 % au dessus de 70 dB(A) jour et de 65 dB(A)			À titre conservatoire, en attendant le résultat d'études ultérieures.			
Espace non habité (bâtiments publics et zones d'activités)				On utilisera les mêmes valeurs que celles utilisées pour les habitations en appliquant un coefficient supérieur à 1 pour les établissements publics réputés sensibles et un coefficient inférieur à 1 dans les autres cas. Ces coefficients, fixés a priori, restent à préciser.			
Zones non bâties destinées à le devenir				Les dommages causés par le bruit seront négligés, sauf pour les zones destinées à l'habitation dans un avenir prévisible.			
Zones de détente				Pas de monétarisation de l'évaluation, qui restera qualitative.			
Tracé insuffisamment défini				L'évaluation concerne l'ensemble du réseau dans lequel un nouveau projet est envisagé (identification des différentes zones, utilisation de modèle simplifié de propagation du bruit). L'évaluation quantitative est accompagnée de commentaires spécifiques			
Valeur de la vie humaine							
Tué							
Transports routiers	66%	→	Ces valeurs devront croître au même rythme que les consommations des ménages par tête	→	Il est admis que la valeur unique de la vie humaine à retenir dans les calculs puissent être modulés entre les transports individuels et les transports collectifs sur la base de plusieurs arguments (relation au risque ; contexte, particularité des accidents collectifs, etc.).		
Transports collectifs	100%						
Blessé grave							
Transports routiers	150 m€	→					
Transports collectifs	225 m€						
Blessé léger							
Transports routiers	22 m€	→					
Transports collectifs	33 m€						

.../...

<i>Valeur de la pollution atmosphérique (euro par unités de trafic) €/100.véh.km;€/100.train.km</i>			
urbain dense			
VP	2,9	<p>- Réduction de 6,5 % par an pour les PL et 9,4 % par an pour les VP et VUL</p>	<p>- Correction envisageable pour les zones présentant des caractéristiques très particulières (vallée de montagne, par exemple)</p>
PL	28,2		
Train diesel (fret)	458		
Train diesel (voy.)	164		
Bus	24,9		
urbain diffus			
VP	1	<p>- Augmentation annuelle sur la base de l'évolution des dépenses de consommation des ménages</p>	<p>- Tests de sensibilité à plus ou moins 70%</p>
PL	9,9		
Train diesel (fret)	160		
Train diesel (voy.)	57		
Bus	8,7		
rase campagne			
VP	0,1	<p>- Révision de ces valeurs en fonction des travaux menés sur l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique et des progrès constatés dans le secteur des transports en matière d'émission de polluants</p>	
PL	0,6		
Train diesel (fret)	11		
Train diesel (voy.)	4		
Bus	0,6		

Annexe 3 :

*Coûts externes unitaires du transport de voyageurs
D'après le Guide d'élaboration des comptes déplacements locaux du CERTU²*

Le tableau ci-dessous synthétise les coûts externes unitaires par type de véhicule et d'aire urbaine. Rappelons que le milieu urbain dense désigne, en première approximation, les aires urbaines de plus de 700 000 habitants et la rase campagne l'ensemble des communes hors aires urbaines.

Les coûts externes unitaires du transport de voyageurs en 2000 (€/100 véh×km)

	Accidents	Pollution atm.	Effet de serre	Bruit	Total
Milieu urbain dense					
Véhicules légers	2,0	2,9	0,7	1,2	6,8
Deux roues motorisés	7,9	13,3	0,2	7,2	28,6
Autobus et autocars	8,4	24,9	3,8	6,0	43,1
Trolley-bus	8,4			2,4	10,8
Tramway	n.d.			12,0	n.d.
Métro	n.d.				n.d.
Train électrique	29,2			170,7	199,9
Train diesel		163,8	15,6		379,3
Milieu urbain diffus					
Véhicules légers	2,0	1,0	0,5	0,4	3,9
Deux roues motorisés	7,9	4,6	0,1	2,4	15,0
Autobus et autocars	8,4	8,7	3,2	2,0	22,3
Trolley-bus	8,4			0,8	9,2
Tramway	n.d.			4,0	n.d.
Train électrique	29,2			59,9	89,1
Train diesel		57,4	15,6		162,1
Rase campagne					
Véhicules légers	2,0	0,1	0,4	0,1	2,6
Deux roues motorisés	7,9	0,5	0,1	0,6	9,1
Autocars	8,4	0,6	1,7	0,5	11,2
Train électrique	29,2			3,6	32,8
Train diesel		3,8	15,6		52,2

... / ...

² CERTU, *Les coûts externes unitaires, Guide d'élaboration des comptes déplacements locaux*, F. DUPREZ, 2002, p. 10

**Ces coûts externes unitaires de l'année 2000 évolueront selon les modalités
consignées dans le tableau ci-après. Indexation des coûts externes unitaires**

	Accidents	Pollution atm.	Effet de serre	Bruit
Véhicules légers	CFM/tête ; taux de victimes des accidents de la route	CFM/tête ; - 9,8%/an	Consommation moyenne de carburant ³	PIB ; - 2,3%/an
Deux roues motorisés		CFM/tête ; - 6,5%/an		
Autobus et autocars				
Trolley-bus				
Tramway				
Métro				
Train électrique	CFM/tête; taux de victime des accidents ferroviaires			PIB - 2,3%/an
Train diesel		CFM/tête		

Afin d'obtenir des valeurs en euro de l'année d'étude, l'indexation sur les différents indicateurs macro-économiques (PIB, CFM/tête) doit s'entendre en euros courants ; cela signifie que l'on prend en compte l'évolution de ces indicateurs à la fois en volume et en prix. Dans le cas de l'effet de serre, où aucune indexation sur une grandeurs macro-économique n'est prévue, on prendra en compte l'évolution du PIB en prix uniquement.

³ Au-delà de 2010, une augmentation de 3%/an en euros constants est également recommandée par le rapport Boiteux de 2001.

Annexe 4

Les coûts externes selon IWW/INFRAS : méthodes, estimation des coûts moyens de tous les modes de transport et des coûts marginaux du transport de voyageurs

L'ensemble de l'étude est disponible sur le site Swedish national road and transport research institute à l'adresse ci-après : <http://www.vti.se/TEK/MC-tema-filer/doc/andrapapper/UIC.pdf>

a) Récapitulation des coûts externes considérés et des principales hypothèses méthodologiques. Pourcentage pour l'ensemble des modes de transport étudiés par IWW/INFRAS (2000).

Type d'effet	Part des coûts totaux (EUR 17, 1995, en %)	Éléments de coûts	Principales hypothèses
Accidents	29%	Coûts additionnels : - soins médicaux - coût d'opportunité pour la collectivité - peine et souffrance	- La valeur de la vie humaine est estimée à 1,5 million d'euros. - Les coûts moyens sont égaux aux coûts marginaux, aucun lien spécifique n'a été supposé entre les véhicule-km et les taux d'accident. - Les paiements d'assurances sont pris en compte pour estimer les éléments de coûts externes.
Bruit	7%	Dommages (coûts d'opportunité de la valeur foncière) et santé humaine	- L'approche d'évaluation est basée sur la disponibilité à payer au-dessus de 55 dB (A) pour un espace silencieux. - Les coûts moyens sont estimés selon une approche "de haut en bas" basée sur des données de la CEMT. - Les coûts marginaux sont estimés selon une approche modélisée.
Pollution Atmosphérique	25%	Dommages (coût d'opportunité) pour : - la santé humaine - les bâtiments - la biosphère	- Les résultats reposent sur une nouvelle base de données cohérente avec les émissions dans tous les pays (TRENDS/Eurostat). - Les coûts de santé sont basés sur des estimations de l'OMS pour la France, l'Autriche et la Suisse. - Les éléments relatifs à la détérioration des bâtiments, aux pertes de récolte et aux dégradations des forêts sont basés sur les résultats d'études d'experts suisses. - Les coûts marginaux sont calculés avec le modèle Externe E. L'évaluation de la détérioration des bâtiments est adaptée pour être compatible avec l'approche "de haut en bas" relative aux coûts totaux et aux coûts moyens.
Changement climatique	23%	Préjudice (coûts d'opportunité) dû au réchauffement global	- La base de donnée utilisée est la base de données TRENDS. - La tonne de CO ₂ est estimée à 135. - Les coûts marginaux sont supposés égaux aux coûts moyens variables. - Les coûts unitaires du trafic aérien sont doublés pour considérer les risques spécifiques des émissions à haute altitude.
Nature et Paysage	3%	Coûts de réparation, coûts de compensation	- Des coûts de réparation permettent d'estimer les coûts liés à différents types d'infrastructures. - Niveau de référence (nature non dégradée) de 1950. - Ces effets n'interviennent pas dans les coûts marginaux sociaux, puisqu'il s'agit de coûts fixes liés à l'infrastructure.
Effets de séparation dans les zones urbaines	1%	Pertes de temps pour les piétons	Selon la méthodologie utilisée en Allemagne (EWS), les pertes de temps sont estimées sur la base d'échantillons aléatoires de différents types de villes.
Rareté de l'espace dans les zones urbaines	1%	Compensation d'espace pour les bicyclettes	- Selon la méthodologie utilisée en Allemagne (EWS), les pertes de temps sont estimées sur la base d'échantillons aléatoires de différents types de villes. - Ces effets n'interviennent pas dans les coûts marginaux sociaux, puisqu'il s'agit de coûts fixes liés à l'infrastructure.
Coûts additionnels dus aux processus en amont et en aval	11%	Coûts additionnels pour l'environnement (pollution atmosphérique, changement climatique et autres risques)	- Sur la base des consommations d'énergie, des coûts additionnels de précombustion, de production et de maintenance des matériels roulants et des infrastructures sont estimés. - Un prix "caché" de 0,035 Euro par kWh est pris en compte pour les risques nucléaires, fondé sur des études de la disponibilité à payer tenant compte de l'aversion au risque.
Congestion	% non pris en compte pour le calcul en %	Pertes de temps et coûts d'exploitation supplémentaires	- Utilisation d'un modèle de trafic pour calculer les coûts marginaux et les coûts moyens. - Les valeurs du temps découlent de projets de recherche de l'UE (PETS). Trois approches : - Variation nette de bien-être suite à l'introduction d'une taxe optimale de la congestion pour le transport routier ; Recettes générées par une taxe optimale ; Pertes de temps par rapport à un meilleur niveau de service.

b) récapitulation des coûts moyens (1995) selon l'étude IWW-INFRAS⁴

L'étude IWW-INFRAS présente des coûts des effets de la pollution sur la santé pour chaque mode par véhicule-km et par unité-km transportée à un niveau relativement agrégé. Cette approche descendante (« top-down ») conduit aux coûts moyens suivants par unité transportée en France :

Transport de voyageurs € (F) /100 voy-km

	Automobile		2 roues motorisés		Bus		Train		Avion	
Accidents	3,2	(21)	24,5	(160,7)	0,27	(1,8)	0,09	(0,6)	0,07	(0,5)
Bruit	0,7	(4,6)	2,2	(14,4)	0,16	(1)	0,07	(0,5)	0,34	(2,2)
Pollution de l'air	1,4	(9,2)	0,7	(4,6)	1,64	(10,8)	0,22	(1,4)	0,08	(0,5)
Changement climatique	1,3	(8,5)	1,4	(9,2)	0,8	(5,2)	0,11	(0,7)	0,22	(1,4)
Nature & Paysage	0,4	(2,6)	0,3	(2)	0,12	(0,8)	0,04	(0,3)	0,22	(1,4)
Effets urbains	0,1	(0,7)	0,1	(0,7)	0,03	(0,2)	0,09	(0,6)	0	(0)
Processus amont-aval	0,7	(4,6)	0,6	(3,9)	0,37	(2,4)	0,23	(1,5)	0,49	(3,2)
Total	7,8	(51,2)	29,9	(196,1)	3,4	(22,3)	0,8	(5,2)	4,8	(31,5)

Source : rapport INFRAS-IWW 2000

Transport de marchandises € (F) /100 tonnes-km

	VUL		PL		Total		Train		Avion		Voie d'eau	
Accidents	9,9	(64,9)	0,9	(5,9)	1,9	(12,5)	0	(0)	0	(0)	0	(0)
Bruit	5	(32,8)	0,9	(5,9)	1,3	(8,5)	0,09	(0,6)	1,2	(7,9)	0	(0)
Pollution de l'air	13,8	(90,5)	3,5	(23)	4,7	(30,8)	0,28	(1,8)	0,29	(1,9)	0,97	(6,4)
Changement climatique	12,9	(84,6)	1,6	(10,5)	2,3	(15,1)	0,15	(1)	14,7	(96,4)	0,42	(2,8)
Nature & Paysage	3,6	(23,6)	0,5	(3,3)	0,8	(5,2)	0,06	(0,4)	1,2	(7,9)	0	(0)
Effets urbains	0,8	(5,2)	0,1	(0,7)	0,2	(1,3)	0,09	(0,6)	0	(0)	0	(0)
Processus amont-aval	6,9	(45,3)	0,9	(5,9)	1,6	(10,5)	0,38	(2,5)	2	(13,1)	0,26	(1,7)
Total	52,9	(347)	8,4	(55,1)	12,8	(84)	1	(6,6)	19,3	(126,6)	1,6	(10,5)

Source : rapport INFRAS-IWW 2000

⁴ (1) IWW, INFRAS (2000), « External Costs of Transport », rapport réalisé pour l'UIC et la Commission européenne

c) Les coûts marginaux de la pollution de l'air du transport de voyageurs (1995) selon IWW/INFRAS

Cette étude monétarise les effets de la pollution de l'air par les transports sur la santé, sur le bâti, les récoltes et les forêts. La valorisation monétaire des effets sanitaires s'appuie sur l'étude de l'OMS⁵ 2 et sur l'étude ExternE. La valorisation des atteintes au bâti et des récoltes utilise respectivement les études suisses INFRAS de 1993 et INFRAS/ECONCEPT/PROGNOS (1996).

Coûts additionnels sanitaires voyageurs pour différentes situations standard

(1 E = 1 écu de 1995 = 6,525 F)

VOYAGEURS	F/100 véh.km	E/100 véh.km	F/100 voy.km	E/100 voy.km
Voitures particulières				
<i>ville essence</i>				
essence < Euro 1	23	3,5	16,4	2,52
essence Euro 1 (1992)	6,3	1	4,4	0,68
essence Euro 3 (2000)	5,4	0,8	3,8	0,59
diesel Euro 2 (1997)	16,2	2,5	11,5	1,77
<i>interurbain dense</i>				
essence < Euro 1	20,6	3,2	10,8	1,66
essence Euro 1	4,7	0,7	2,5	0,38
essence Euro 3	2,7	0,4	1,4	0,22
diesel Euro 2	11,8	1,8	6,2	0,95
<i>interurbain dispersé</i>				
essence < Euro 1	5,6	0,9	2,9	0,45
essence Euro 1	0,8	0,1	0,5	0,07
essence Euro 3	0,7	0,1	0,4	0,06
diesel Euro 2		0,3	1	0,16
Bus et Cars				
bus	181	27,7	12,1	1,85
car dense	66,6	10,2	3,3	0,51
car dispersé	18,7	2,9	1,2	0,19
2 Roues				
en ville	9,8	1,5	9,8	1,5
interurbain dense	8,1	1,2	8,1	1,24
interurbain dispersé	6,7	1	6,7	1,02
Rail				
diesel urbain	3047	467	20,3	3,11
diesel interurbain dense	1051	161	7	1,07
diesel interurbain dispersé	249	38,2	1,6	0,25
grande vitesse	275	42,1	0,8	0,13
Avion				
courte distance	2,9	0,5	0,1	0,01
longue distance	5,3	0,8	0,1	0,01

Source : rapport INFRAS-IWW 2000 in " transport : pour un meilleur choix des investissements (2^{ème} rapport BOITEUX)"

⁵ (2) OMS (1999), « Health Costs Due to Road Traffic-Related Air Pollution », cette étude est souvent dite « étude tri-alpine » étant donné qu'elle a été réalisée avec une méthode commune entre l'Autriche, la France et la Suisse.

ANNEXE 5 : comparaison des différentes estimations

Source : CNTV (CERTU SYSTRA)

Tableau a : Différentes estimations du coût du bruit des transports

	"Rapport CADAS"	Ancien rapport Boiteux	Cluzel selon barème SNCF	IWW / INFRAS 2000			OICA	CEMT	Livre vert	Cpte tsp Ile-de-France
Année	1998	1994	1996	1995	1995	1995	-			1998
Modes concernés	Tous modes	Tous modes	Tous modes	Tous modes	Tous modes voyageurs	VP		Pas spécifié	Pas spécifié	VP + TC de surface
% PIB	0,39%	0,25%	0,65%	0,61%	0,37%	0,32%	ND	0,30%	0,20%	0,30%
MF 1998 ¹⁴	33 754	21 412	55 670	47 117 (1)	28 645 (1)	25 058 (1)	ND	25 694	17 129	7 175 (pour IdF)
Méthode	Prix hédoniques. - effets long terme - bruit hors logement	Synthèse de travaux antérieurs	Disponibilité à payer	Coût des dommages (y compris effets à long terme sur la santé)				Synthèse de travaux antérieurs	Synthèse de travaux antérieurs	Coût d'évitement

(1) Valeur 1995, taux de conversion 1 euro = 6,5596 F.

¹⁴ Afin d'assurer la comparabilité, les montants en MF ont été calculés en appliquant le pourcentage indiqué au PIB de 1998, soit 8 565 MF (sauf mention contraire).

ANNEXE 5 : comparaison des différentes estimations

Source : CNTV (CERTU SYSTRA)

Tableau b : Coût de la pollution due aux transports selon différentes sources

Maitre d'ouvrage	Organisation internationale des Constructeurs d'Automobiles		Ministère de l'Équipement, des Transports et du Logement			ADEME, Ministère de l'Environnement d'Autriche et de Suisse	Sans objet	Groupe de Travail présidé par QUIN	SNCF			Union Internationale des Chemins de fer (UIC)		
Maitre d'œuvre	Université de Thessalonique (Grèce)		Brossier, Leuxe			Équipe de recherche trilatérale : travail présenté dans le cadre d'une conférence OMS	Quinet ²	SOFRETU & CETUR	G. CLUZEL			IWW / INFRAS		
Année de référence	Calculs pour l'année 1998, en monnaie 1990		1997			1996	1998	1990	1996	1996	1996	1991	1991	1991
Modes concernés	VP	VP VU	Tous modes	Voitures VUL	Cars et bus	Route	Tous modes	Route voyageurs	Route voyageurs	Tous modes voyageurs	Tous modes	Tous modes	Tous modes	Tous modes
% du PIB			0,54% (1)	0,37% (1)	0,0073% (1)	1,63% (1)	0,50%	0,51%	0,42%	0,43%	0,70%	0,40%	0,26%	1,19%
Montant en milliards de F	15,8 (2)	30 (2)	44,3	30,3	0,6	129,7	42,82	32,8	34,2	34,97	57,03	34,26	22,27	101,92
Méthode	Estimation des émissions modèle Foremove ; valorisation : 3 tonnes d'équivalent CO2 : 10 ecus		Coûts mesures rapport Boiteux 94 rase campagne actualisés			Consentement à payer	Non précisé	Coût d'évitement	Coût des dommages (application du barème SNCF)			Coût de prévention	Coût des dom. 1 (coûts moyens)	Coût des dom. 2 (coûts marginaux)

(1) Reconstitution SYSTRA sur la base du PIB de l'année de référence.

(2) chiffre résultant de l'application du taux d'échange FRF/ euros = 6,56 aux données en ecus 1990.

² Cité dans Quinet E. "Problèmes et enjeux de la tarification des effets externes dans les transports", revue Transports n°395, mai-juin 1999.

ANNEXE 5 : comparaison des différentes estimations

Source : CNTV (CERTU SYSTRA)

Tableau c : Coût de l'effet de serre selon les différentes sources

Maître d'ouvrage	OICA		Mission Interministérielle de l'effet de serre	Université Paris XII	CEMT	SNCF			Ministère de l'Équipement Des Transports et du Logement	
Maître d'œuvre	Université de Thessalonique (Grèce)			R. Prud'homme	Task Force sur les coûts sociaux (CEMT)	G. Cluzel			Brossier, Leuxe	
Référence bibliographique	(9)		Cité dans 2 nd rapport Boiteux	Note de travail	(3)	(5)			(2)	
Année	Calculs pour l'année 1998, en monnaie 1991		1998	2000	1997	1996			1997	
Modes concernés	VP	VP VU	Tous modes voyageurs	Tous modes	Tous modes routiers	Transports (voy. et fret)	Transports routiers	VP	Transports routiers	VP + VUL
% du PIB				0,01%	0,50%	1,00%	0,97%	0,63%	0,23% (1)	0,19% (1)
Montant en GF	8 (2)	16,3 (2)	11,5	0,8 (3)	41,1	78,12	75,93	49,36	19,2	15,4
Méthode	Calculs des émissions modèle Foremove ; valorisation : 22,5 ecu par tonne de CO ₂		Valeur calculée sur la base d'une taxe internalisante de 500F/tonne de Carbone	Coût des dommages	Coûts de prévention	Coût de prévention (sur la base du barème SNCF)			Premier rapport Boiteux	

(1) Reconstitution SYSTRA sur la base du PIB de l'année de référence.

(2) Chiffre résultant de l'application du taux d'échange FRF / euros = 6,56 aux données en ecus 1990.

(3) Imputation au transport de 27,9% (part des transports dans les émissions nationales de CO₂) du coût de l'effet de serre estimé par M. Prud'homme (3 GF pour la France).

Annexe 6 : Une base de données européenne (Beta 2000) pour évaluer les coûts marginaux de la pollution de l'air à partir de coûts par tonne de polluant.

Beta : Benefits table database
POUR UNE ESTIMATION PAR DEFAUT DU COÛT MARGINAL DE LA POLLUTION DE L'AIR
 (DG environnement de la Commission européenne)

Estimates of the marginal external costs of air pollution in Europe

Scénario d'émissions : 1998

RURAL : coûts externes marginaux des émissions de polluants en milieu rural, prix de l'année 2000

Unité :	€/tonne			
	SO ₂	NO _x	PM _{2,5}	CO _v
Autriche	7,2	6,8	14	1,4
Belgique	7,9	4,7	22	3
Danemark	3,3	3,3	5,4	7,2
Finlande	0,97	1,5	1,4	0,49
France	7,4	8,2	15	2
Allemagne	6,1	4,1	16	2,8
Grèce	4,1	6	7,8	0,93
Irlande	2,6	2,8	4,1	1,3
Italie	5	7,1	12	2,8
Pays-Bas	7	4	18	2,4
Portugal	3	4,1	5,8	1,5
Espagne	3,7	4,7	7,9	0,88
Suède	1,7	2,6	1,7	0,68
Royaume-Uni	4,5	2,6	9,7	1,9
Moyenne des 15 pays de l'UE	5,2	4,2	14	2,1

URBAIN : Coûts externes marginaux des émissions de polluants en ville, prix de l'année 2000

Pour les NO_x et les CO_v :

Prendre les mêmes coûts unitaires qu'en rural car les impacts sont liés à la formation de polluants secondaires dans l'atmosphère (ozone, nitrate aérosols...).

Pour les PM_{2,5} et le SO₂

Les externalités urbaines pour les différentes villes sont calculés en multipliant les résultats obtenus pour les villes de 100 000 habitants par les facteurs ci-dessous. L'échelle est linéaire jusqu'à 500 000 habitants mais pas au-delà. Ces résultats sont indépendants du pays dans lequel la ville est située. Une fois que les résultats sont calculés pour la ville, les externalités rurales, spécifiques au pays, sont ajoutées pour tenir compte des impacts à longue portée.

	PM _{2.5}	SO ₂
Ville de plus de 100 000 habitants	33 €/tonne	6 €/tonne
Facteur multiplicatif		
500 000 habitants	5	5
1 million d'habitant	7,5	7,5
Plusieurs millions	15	15

Annexe 7 : ventilation selon les milieux et les types de véhicules

Annexe 7, temps n° 1 : CALCUL DES REPARTITIONS DE LA CIRCULATION, DE LA CONSOMMATION ET DES EMISSIONS DE CO2 ET DE POLLUANTS SELON LES MILIEUX ET LES TYPES DE VEHICULES (1997-1998)

tableau a :				
Répartition de la circulation				
Resultats de l'enquête panel auto	Total	Diesel	Essence	Part du diesel
Tout lieu	100%	45%	55%	45%
Ville	31,60%	12,00%	19,60%	38%
Route	48,30%	23,30%	25,00%	48%
Autoroute	20,10%	9,70%	10,40%	48%

tableau b :				
Circulation en milliards de veh/km après affectation des routes et autoroutes au milieu urbain				
Taux d'affectation route	12%	Taux autoroute	15%	urbain/total
	Total	Diesel	Essence	40,4%
Tout lieu	383,1	172,4	210,7	
Ville	121,1	46,0	75,1	
Autoroute urbaine	11,6	5,6	6,0	
Route urbaine	22,2	10,7	11,5	
Urbain	154,8	62,3	92,6	
Route interurbaine	162,8	78,6	84,3	
Autoroute interurbaine	65,5	31,6	33,9	
Interurbain	228,3	110,1	118,1	

A cette estimation de circulation sont affectées les consommations unitaires moyennes du issues du panel SECODIP 1997, et d'une affectation par voirie à partir du traitement par le logiciel IMPACT de l'ADEME

	Diesel	Essence	Circulation du parc étranger en milliards de veh/km
ville	9,3	10,4	20,9
autoroute	6,9	7,5	
route	5,3	6,9	

tableau c :				
Consommation en million de m3 du parc français			Consommation du parc étranger	
	Total	Diesel	Essence	
Tout lieu	28,98	11,57	17,41	Essence 1,73
Ville	12,08	4,28	7,81	0,77
Autoroute urbaine	0,83	0,38	0,45	0,04
Route urbaine	1,27	0,47	0,79	0,08
Urbain (40,4%)	14,18	5,13	9,05	0,90
Route interurbaine	10,07	4,26	5,82	0,58
Autoroute interurbaine	4,72	2,18	2,54	0,25
Interurbain (59,6%)	14,79	6,44	8,36	0,83

Aux consommations du trafic de VP immatriculés en France il faut ajouter les consommations du trafic des véhicules étrangers

soit la consommation équivalente à $404-383,1=20,9$ milliards de véhicule/km

En première approximation, ces véhicules étrangers sont ici composés totalement de véhicules essence et leur circulation est répartie de manière analogue à celle des VP français

Annexe 7, temps n ° 1 : CALCUL DES REPARTITIONS DE LA CIRCULATION, DE LA CONSOMMATION ET DES EMISSIONS DE CO2 ET DE POLLUANTS SELON LES MILIEUX ET LES TYPES DE VEHICULES (1997-1998)

		Tep	Tonne de CO2 émise
1000 l essence =		0,750	2,35
1000 l gazole =		0,845	2,6

tableau d	=tableau c*Tep/l			
Consommation en tep de la totalité du parc				du parc national
	Total	Diesel	Essence	Essence
Tout lieu	23,03	8,68	14,35	13,61
Ville	9,64	3,21	6,44	6,10
Autoroute urbaine	0,66	0,29	0,37	0,35
Route urbaine	1,01	0,35	0,65	0,62
Urbain	11,31	3,85	7,46	7,08
Route interurbaine	7,99	3,19	4,79	4,55
Autoroute interurbaine	3,73	1,63	2,09	1,99
Interurbain	11,72	4,83	6,89	6,53

tableau e	=tableau c*tonnes de CO2 émise/total		
Répartition des émissions de CO2 du parc total à suivant la voirie et le milieu (lors de la combustion du carburant)			
	Total	Diesel	Essence
Tout lieu	100%	38%	62%
Ville	42%	14%	28%
Autoroute urbaine	3%	1%	2%
Route urbaine	4%	2%	3%
Urbain	49%	17%	32%
Route interurbaine	35%	14%	21%
Autoroute interurbaine	16%	7%	9%
Interurbain	51%	21%	30%

taux d'occupation (source SES)	
voirie urbaine	1,25
route	1,99
autoroute	2,17
tableau f	= tableau a * taux d'occupation
Taux d'occupation suivant la voirie et les milieux	
	Total Diesel Essence
Tout lieu	1,79 1,83 1,76
Ville	1,25 1,25 1,25
Autoroute urbaine	2,17 2,17 2,17
Route urbaine	1,99 1,99 1,99
Urbain	1,42 1,46 1,40
Route interurbaine	1,99 1,99 1,99
Autoroute interurbaine	2,17 2,17 2,17
Interurbain	2,04 2,04 2,04

**Annexe 7, temps n ° 1 : CALCUL DES REPARTITIONS DE LA CIRCULATION,
DE LA CONSOMMATION ET DES EMISSIONS DE CO2 ET DE POLLUANTS
SELON LES MILIEUX ET LES TYPES DE VEHICULES (1997-1998)**

tableau g Efficacité énergétique exprimé en voy.km/kep	=(tableau b*tableau f)/tableau d		
	Total	Diesel	Essence
Tout lieu	29,82	36,38	25,85
Ville	15,69	17,92	14,58
Autoroute urbaine	38,09	41,93	35,10
Route urbaine	43,81	60,08	34,98
Urbain	19,50	23,61	17,38
Route interurbaine	40,57	48,95	34,98
Autoroute interurbaine	38,09	41,93	35,10
Interurbain	39,78	46,57	35,02

tableau h Coefficient d'émissions de particules en g/kep (1997) Source ADEME, données issues d'IMPACT				Emissions en tonnes de particules	
	Total	Diesel	Essence	tableau h * tableau d	
Tout lieu				Diesel	Essence
Ville	0,747	2,246	0	7,2019	0
autoroute urbaine	0,879	2,645	0	0,7630	0
route urbaine	0,577	1,736	0	0,6160	0
Urbain	0,741	2,229	0	8,5808	0
Route interurbaine	0,577	1,736	0	5,5437	0
Autoroute interurbaine	0,879	2,645	0	4,3235	0
Interurbain	0,680	2,044	0	9,8672	0

tableau h Coefficient d'émissions de NOx en g/kep (1997) Source ADEME, données issues d'IMPACT				Emission en t de NOx	
	Total	Diesel	Essence	tableau h * tableau d	
Tout lieu				Diesel	Essence
Ville	14,80	8,99	17,69	78,01	253,84
autoroute urbaine	28,01	9,56	37,20	30,65	239,49
route urbaine	24,88	8,68	32,95	2,50	12,18
Urbain	16,34	9,00	19,99	111,17	505,50
Route interurbaine	24,88	8,68	32,95	33,42	245,84
Autoroute interurbaine	28,01	9,56	37,20	30,53	178,35
Interurbain	25,84	8,98	34,24	63,94	424,19

Annexe 7, temps n° 1 : CALCUL DES REPARTITIONS DE LA CIRCULATION, DE LA CONSOMMATION ET DES EMISSIONS DE CO2 ET DE POLLUANTS SELON LES MILIEUX ET LES TYPES DE VEHICULES (1997-1998)

tableau i				Pondération NOx/Particule		
Différenciation spatiale des toxicités						
	interurbain	urbain				
particules	1	10		particules	1	
NOX	1	3		NOX	1	
tableau j						
indice de toxicité non pondéré				=tableau i* tableau h		
	particules		NOX			
	Diesel	Diesel	Essence			
Ville	72,02	234,04	761,51			
Autoroute urbaine	7,63	91,96	718,46			
Route urbaine	6,16	7,51	36,53			
Urbain	85,81	333,52	1516,49			
Route interurbaine	5,54	33,42	737,52			
Autoroute interurbaine	4,32	30,53	535,04			
Interurbain	9,87	63,94	1272,56			
Total	95,68	397,46	2789,05			
			3186,51			
tableau k						
indice de toxicité pondéré						
	particules		NOX			
	Diesel	Diesel	Essence			
Ville	0,753	0,073	0,239			
Autoroute urbaine	0,080	0,029	0,225			
Route urbaine	0,064	0,002	0,011			
Urbain	0,897	0,105	0,476			
Route interurbaine	0,058	0,010	0,231			
Autoroute interurbaine	0,045	0,010	0,168			
Interurbain	0,103	0,020	0,399			
Total	1,000	0,125	0,875			

Variation de la pondération

Allocation de l'impact de la pollution (hypothèse : impact particules = impact NOX)		
	Diesel	Essence
urbain	50%	24%
interurbain	6%	20%
Allocation de l'impact de la pollution (hyp impact particules =2 * impact NOX)		
	Diesel	Essence
urbain	63%	16%
interurbain	8%	13%
Allocation de l'impact de la pollution (hyp impact NOX =2 * impact particules)		
	Diesel	Essence
urbain	37%	32%
interurbain	5%	27%
Allocation de l'impact de la pollution (hyp impact NOX =4 * impact particules)		
	Diesel	Essence
urbain	26%	38%
interurbain	4%	32%

Annexe 7

Temps n ° 2 : EVALUATION DES RECETTES PUBLIQUES ET VENTILATION

RECETTES PERCUES SUR L'ENSEMBLE DES AUTOMOBILISTES (1998)

tableau a Imputation des recettes principales pour l'année 1997

	(en milliards de F97)			Evolution totale 98/97 francs courants
	VP 97	Total	VP/total	
PEAGES AUTOROUTIER	16,5	28,3	58,3%	3,57%
TAXE ASSURANCE	13,5	16,6	81,3%	0,00%
TOTAL TIPP	101	147,8	68,3%	4,50%
TAXE* SUR CONTRAT D'ASSURANCE	5	6,3	79,4%	-0,32%
VIGNETTES	10,8	13,5	80,0%	1,31%
recettes totales	133,2	196,3	67,9%	
Fiscalité	116,8	151,4	77,1%	

Source : Imputation des charges d'infrastructures routières pour l'année 1997 (Rapport Brossier)

Source : Evolution 98/97 Rapport CCNT 2000

* perçue par la sécurité sociale

tableau b Autres recettes publiques (en milliards de F98)

	Total	VP/total
TAXE D'AMENAGEMENT DU TERRITOIRE (AUTOROUTE*)	2,5	58,3%
REDEVANCE DOMANIALE	0,8	58,3%
TAXE SUR LES VOITURES DE SOCIETE	3,4	100%
TVA sur TIPP	30	66%
PERMIS DE CONDUIRE*	0,024	75%
CARTE GRISE ET CERTIFICAT D'IMMATRICULATION*	8,3	75%
PRODUIT DES AMENDES FORFAITAIRES*	1,8	75%
STATIONNEMENT*	1	75%

* imputation aux automobiles approximative, sans aucun caractère officiel

Sources : CCTN 2000 et URF

tableau c Recettes actualisées pour l'année 98 (en milliards de F98)

recettes autoroutes (allocation en fonction des km parcourus sur autoroute)	VP/total	
" + PEAGES AUTOROUTIER	17,1	
" - TAXES PAYEES PAR LES AUTOROUTES	3,3	
RECETTES NETTES AUTOROUTES	13,8	58%
recettes assurances (allocation en fonction du parc)		
" + TAXE ASSURANCE	13,5	
" - TAXES PAYEES PAR LES ASSURANCES	5,0	
RECETTES NETTES ASSURANCES	8,5	80%
RECETTES PUBLIQUES		
taxes à la possession et à l'acquisition (allocation en fonction du parc)		
CARTE GRISE ET CERTIFICAT D'IMMATRICULATION*	8,3	80%
PERMIS DE CONDUIRE	0,0	80%
TAXE SUR LES VOITURES DE SOCIETE	3,4	100%
" + TAXES PAYEES PAR LES ASSURANCES	5,0	80%
taxes à l'utilisation		
TIPP	105,5	68%
TVA sur TIPP	20,0	66%
AMENDES et STATIONNEMENT PAYANT	1,8	80%
STATIONNEMENT PAYANT	1,0	80%
TOTAL PAYE DIRECTEMENT	145,1	70%
" + TAXES PAYEES PAR LES AUTOROUTES	3,3	58%
" + TAXES PAYEES PAR LES ASSURANCES	5,0	80%
TOTAL RECETTES PUBLIQUE- TVA sur TIPP	133,4	190
TOTAL RECETTES PUBLIQUES	153,4	225
TOTAL RECETTES - TVA sur TIPP	155,6	239,4
TOTAL RECETTES (DONT TVA SUR TIPP)	175,6	269,7

Annexe 7

**Temps n° 2 : EVALUATION DES RECETTES PUBLIQUES ET VENTILATION
RECETTES PERCUES SUR L'ENSEMBLE DES AUTOMOBILISTES (1998)**

tableau d Ventilation des recettes publiques diesel/essence

RECETTES PUBLIQUES	Diesel		Essence	
taxes à la possession et à l'acquisition	16,7	5,68	11,03	
ventilation en fonction du parc		34%	66%	
taxes sur les carburants	125,5	37,65	87,85	
ventilation en fonction des recettes		30%	70%	
autres taxes à l'utilisation	7,8	3,51	4,29	
ventilation en fonction des kilométrages		45%	55%	
taxes payées par les autoroutes	3,3	1,58	1,72	
ventilation en fonction des kilométrages autoroute		48%	52%	
TOTAL	153,3	48,4	104,9	
		31,6%	68,4%	

tableau e Ventilation des recettes publiques urbain/rural en milliards de F98

RECETTES PUBLIQUES	Diesel		Essence	
	urbain	rural	urbain	rural
taxes à la possession et à l'acquisition	5,68		11,03	
ventilation en fonction du kilométrage du parc national (annexe 1 tableau b)	36%	64%	44%	56%
	2,05	3,64	4,85	6,18
taxes sur les carburants	37,65		87,85	
ventilation en fonction de la consommation du parc total (annexe 1 tableau b et c)	44%	56%	52%	49%
	16,68	20,97	45,59	42,96
autres taxes à l'utilisation	3,51		4,29	
ventilation en fonction des kilométrages (annexe 1 tableau b)	36%	64%	44%	56%
	1,26	2,25	1,89	2,40
taxes payées par les autoroutes	1,58		1,72	
ventilation en fonction des kilométrages autoroute	15%	85%	15%	85%
	0,24	1,34	0,26	1,46
TOTAL	20,2	28,2	52,6	53,0

tableau f Ventilation des dépenses publiques diesel/essence en milliards de F98

ventilation en fonction des kilométrages (annexe 1 tableau b)		diesel	essence	diesel	essence
		40,20%	59,80%	48,20%	51,80%
Investissement public (sans dépenses utilisateurs)		Urbain		Rural	
26 - 6,3 =	19,7	44%		56%	
		3,48	5,18	5,32	5,71
Entretien et fonctionnement		Urbain		Rural	
32		39%		61%	
		5,02	7,46	9,41	10,11
Police de la route		Urbain		Rural	
3,3		38%		62%	
		0,50	0,75	0,99	1,06
Depenses sécurité sociale		Urbain		Rural	
5		48%		52%	
		0,96	1,44	1,25	1,35
TOTAL	60	9,97	14,83	16,97	18,23

Clés de répartition urbain/rural selon les travaux d'Orfeuill en fonction de l'origine des financements

tableau g synthèse

	Diesel		Essence	
	urbain	rural	urbain	rural
recettes publiques	20,2	28,2	52,6	53
dépenses publiques	10,0	17,0	14,8	18,2
recettes - dépenses	10,2	11,2	37,8	34,8
dépenses/recettes	49%	60%	28%	34%
dépenses/recettes	56%		31%	

Annexe 7

Temps n °3 : VENTILATION DES COÛTS EXTERNES (accidents et impacts environnementaux)

La ventilation des coûts externes des accidents n'apparaît pas dans le corps du document

Tableau a Ventilation des coûts externes des accidents milieu urbain/milieu rural

D'après l'ONISR :		valeurs unitaires	nombre total
70% des tués en rase campagne		6168261	7150
35% des blessés en rase campagne	blessés graves	925239	29182
	blessés légers	135702	121806

hypothèse Coût brut non corporel:35% pour le rural

Coût net=coût brut corporel+coût brut non corporel-dépenses assurances

	Coût brut corporel	Coût brut non corporel	Coût brut	Coût net des accidents	
Coût total	87633	50235	137868	76748	
Coût en milieu rural	46108	17582	63690	35455	46,20%
Coût en milieu urbain	41525	32653	74178	41293	53,80%

Tableau b Ventilation des coûts externes des accidents milieu urbain/milieu rural

Elle s'effectue au prorata de la circulation

	TOTAL	URBAIN	RURAL	DIESEL	ESSENCE
millions de F98	76748	35454,7	41293,2	34538	42210
milliards de F98	76,748	35,5	41,3	34,5	42,2
		urbain diesel	urbain essence	rural diesel	rural essence
millions de F98		14270,5	21184,2	19820,8	21472,5
milliards de F98		14,3	21,2	19,8	21,5

Tableau c Ventilation des coûts environnementaux (Base CNTV)

milliards de F98	TOTAL	URBAIN	RURAL	DIESEL	ESSENCE
effet de serre	14,0	5,3	7,1	5,3	8,7
pollution de l'air	25,6	14,3	6,7	14,3	11,3
bruit	9,8	4,1	2,0	4,1	5,7
somme	49,4	23,8	15,8	23,8	25,6

hypothèse Impact des NOX= impact des particules

	Urbain diesel	Urbain essence	Rural diesel	Rural essence	
effet de serre	2,4	4,5	2,9	4,2	14,0
pollution de l'air	12,8	6,1	1,5	5,1	25,6
bruit	3,1	4,7	1,0	1,0	9,8
somme	18,3	15,3	5,5	10,3	49,4

Tableau d Bilan : RECETTES PUBLIQUES-DEPENSES PUBLIQUES-COUTS EXTERNES

Milliards de F98	TOTAL	URBAIN	RURAL	DIESEL	ESSENCE
Recettes publiques	154	72,8	81,2	48,4	105,6
Dépenses publiques	60,0	24,8	35,2	27,0	33,0
Coûts environnementaux	49,4	23,8	15,8	23,8	25,6
Coûts externes accidents	76,7	35,5	41,3	34,5	42,2
SOLDE	-32,1	-11,2	-11,1	-36,9	4,8

Milliards de F98	Urbain diesel	Urbain essence	Rural diesel	Rural essence	
Recettes publiques	20,2	52,6	28,2	53	154
Dépenses publiques	10,0	14,8	17,0	18,2	60,0
Coûts environnementaux	18,3	15,3	5,5	10,3	49,4
Coûts externes accidents	14,3	21,2	19,8	21,5	76,7
SOLDE	-22,4	1,3	-14,1	3,0	-32,1

Annexe 7

Temps n°4 : VENTILATION DES SOLDES : recettes publiques - dépenses publiques - coûts externes (accidents et impacts environnementaux)

Tableau a SOLDE : RECETTES PUBLIQUES-DEPENSES PUBLIQUES-COUTS SOCIAUX

Circulation en milliards de km	383,1	154,8	228,3	172,4	210,7
en milliards de F	TOTAL	URBAIN	RURAL	DIESEL	ESSENCE
Recettes publiques	154,0	72,8	81,2	48,4	105,6
Dépenses publiques	60,0	24,8	35,2	27,0	33,0
Coûts environnementaux	49,4	23,8	15,8	23,8	25,6
Coûts externes accidents	76,7	35,5	41,3	34,5	42,2
SOLDE	-32,1	-11,2	-11,1	-36,9	4,8

Circulation en milliards de km	62,3	92,6	110,1	118,1
	Urbain diesel	Urbain essence	Rural diesel	Rural essence
Recettes publiques	20,2	52,6	28,2	53,0
Dépenses publiques	10,0	14,8	17,0	18,2
Coûts environnementaux	18,3	15,3	5,5	10,3
Coûts externes accidents	14,3	21,2	19,8	21,5
SOLDE	-22,4	1,3	-14,1	3,0

Tableau b SOLDE / KILOMETRE EN CENTIMES: RECETTES PUBLIQUES-DEPENSES PUBLIQUES-COUTS SOCIAUX

Circulation en milliards de km	383,1	154,8	228,3	172,4	210,7	62,3
en centimes/km	TOTAL	URBAIN	RURAL	DIESEL	ESSENCE	
Recettes publiques	40,2	47,0	35,6	28,1	50,1	
Dépenses publiques	15,7	16,0	15,4	15,7	15,7	
Coûts environnementaux	12,9	15,4	6,9	13,8	12,2	
Coûts externes accidents	20,0	22,9	18,1	20,0	20,0	
SOLDE	-8,4	-7,3	-4,8	-21,4	2,3	

	Urbain diesel	Urbain essence	Rural diesel	Rural essence
Recettes publiques	32,4	56,8	25,6	44,9
Dépenses publiques	16,1	16,0	15,4	15,4
Coûts environnementaux	29,4	16,5	5,0	8,7
Coûts externes accidents	22,9	22,9	18,0	18,2
SOLDE	-35,9	1,4	-12,8	2,6

Tableau c

en milliards de F	TOTAL	URBAIN	RURAL	DIESEL	ESSENCE
effet de serre	14,01	5,33	7,15	5,33	8,69
pollution de l'air (1)	25,61	14,34	6,66	14,34	11,27
bruit	9,77	4,10	1,95	4,10	5,67
somme	49,39	23,77	15,76	23,77	25,62

	Urbain diesel	Urbain essence	Rural diesel	Rural essence
effet de serre	2,38	4,48	2,94	4,20
pollution de l'air (1)	12,80	6,15	1,54	5,12
bruit	3,13	4,69	0,98	0,98
somme	18,31	15,32	5,46	10,30

DETAIL DES COUTS ENVIRONNEMENTAUX PAR KILOMETRE

en centimes/km	MOYENNE	URBAIN	RURAL	DIESEL	ESSENCE
effet de serre	3,66	3,44	3,13	3,09	4,12
pollution de l'air (1)	6,68	9,26	2,92	8,32	5,35
bruit	2,55	2,65	0,86	2,38	2,69
somme	12,89	15,35	6,90	13,79	12,16

	Urbain diesel	Urbain essence	Rural diesel	Rural essence
effet de serre	3,82	4,84	2,67	3,56
pollution de l'air (1)	20,55	6,64	1,40	4,34
bruit	5,02	5,06	0,89	0,83
somme	29,39	16,54	4,96	8,72

BASE DES CALCULS : RAPPORT BOITEUX 2000 sauf ventilation de la pollution

Hypothèse retenue : Impact des NOX=Impact des particules diesel

1.1.1 Annexe 8 : ESTIMATION DES COÛTS EXTERNES REGIONAUX

1.1.2 DU TRANSPORT ROUTIERS

TEMPS n° 1 CALCUL DES COÛTS UNITAIRES ADAPTES AUX TRAFICS CITEPA 1994

Coût monétaire €/100 km véhicule : valeurs tutélaires recommandées par le rapport Boiteux (2000)

	Urbain dense	Urbain diffus	Rase campagne
Bruit (1)			
2 roues	7,2	2,4	0,6
Poids lourds	18	6	1,5
Voitures particulières	1,2	0,4	0,1
Véhicules utilitaires légers	1,2	0,4	0,1
Pollution de l'air (2)			
2 roues	13,3	4,6	0,5
Poids lourds	28,2	9,9	0,1
Voitures particulières	2,9	1	0,1
Véhicules utilitaires légers	2,9	1	0,1

(1) Valeur estimées à partir des estimations du coût du bruit du Compte National du transport de voyageurs, des trafics et des coefficients d'équivalence acoustique

(2) Valeurs tutélaires 2000 recommandées par le rapport Boiteux

Part de la circulation par milieu selon CITEPA			Trafic	Part/réseau	clé de répartition de la circulation sur autoroute ADEME		
TOTAL	2 ROUES	Autoroute	495,43	8%	Ex : pour VP : 85% rural, 15% urbain		
TOTAL	2 ROUES	Rural	1513,12	25%		urbain	rural
TOTAL	2 ROUES	Urbain	4141,03	67%	2 roues	68%	32%
TOTAL	PL	Autoroute	11996,58	39%	PL	15%	85%
TOTAL	PL	Rural	15776,41	51%	VP	36%	64%
TOTAL	PL	Urbain	3027,62	10%	VUL	36%	64%
TOTAL	VP	Autoroute	58314,05	16%			
TOTAL	VP	Rural	178091,9	50%			
TOTAL	VP	Urbain	119635,4	34%			
TOTAL	VUL	Autoroute	11793,93	16%			
TOTAL	VUL	Rural	36018,52	50%			
TOTAL	VUL	Urbain	24195,91	34%			

Part de la circulation par milieu selon CCTN			part par rapport au total				
(en milliards de véhicules -km)			Total	urbain dense	urbain diffus	rase campagne	
2 roues	1,52	2,24	1,94	5,7	27%	39%	34%
PL	3,32	5,52	15,46	24,3	14%	23%	64%
VP	68,01	114,86	186,43	369,3	18%	31%	50%
VUL	11,77	22,98	37,95	72,7	16%	32%	52%

Coût monétaire moyen tous milieux (€/100 km véhicule), d'après répartition de circulation CCTN et valeurs BOITEUX

Bruit		Pollution de l'air	
2 roues	3,067	2 roues	5,525
PL	4,777	PL	6,165
VP	0,396	VP	0,896
VUL	0,373	VUL	0,838

Résolution du système défini :

Coût monétaire moyen = part de la circulation urbaine* coût urbain + part de la circulation rurale *coût rural

circulation urbaine = a part de circulation urbaine dense et (1-a) part de circulation urbaine diffus

circulation rurale = b part de circulation urbaine diffuse et (1-b) part de circulation rase campagne

Soit U dense, U diffus, RaseC les coûts unitaires proposés par le rapport boiteux

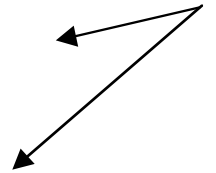
Soit M le coût moyen calculé à partir de la répartition urbain dense; urbain diffus, rase campagne

Soit x part de circulation urbaine et y part de circulation rurale (selon CITEPA)

pour le bruit (1) $x(aU_{dense} + (1-a)U_{diffus}) + y(bU_{diffus} + (1-b)RaseC) = M$

pour la pollution de l'air (2) $x(aU'_{dense} + (1-a)U'_{diffus}) + y(bU'_{diffus} + (1-b)RaseC') = M'$

a et b seuls inconnus



Détermination de a et b

	det de a	det de b	det principal
2 roues	-0,340	0,064	-0,870
PL	-4,118	-1,118	-4,371
VP	-0,018	-0,007	-0,034
VUL	-0,016	-0,007	-0,034

	valeur de a	valeur de b
2 roues	0,390	-0,074
PL	0,942	0,256
VP	0,518	0,217
VUL	0,455	0,190

Coûts monétaires en € pour 100 km véhicules selon partage urbain/rural CITEPA

Pollution de l'air

valeur pour l'an 2000

valeur pour 1994 en €2000

	valeur pour l'an 2000			coeff d'indexation 2000/1994	valeur pour 1994 en €2000	
	urbain	rural	moyenne		urbain	rural
2 roues	7,997	0,197	5,525	<i>techno</i>	9,38	0,23
PL	27,139	2,607	6,165	1,3182	31,84	3,06
VP	1,984	0,295	0,896	<i>cons finale</i>	2,33	0,35
VUL	1,865	0,271	0,838	0,8899	2,19	0,32

Bruit

valeur pour l'an 2000

valeur pour 1994 en €2000

	valeur pour l'an 2000				valeur pour 1994 en €2000	
	urbain	rural	moyenne		urbain	rural
2 roues	4,274	0,467	3,067		3,68	0,40
PL	17,304	2,651	4,777	<i>PIB</i>	14,91	2,29
VP	0,814	0,165	0,396	0,8619	0,70	0,14
VUL	0,764	0,157	0,373		0,66	0,14

Effet de serre

Emissions unitaires moyennes de CO2 g par km (données 2000, source CITEPA)

	urbain	rural	autoroute	global
2 roues	99	89	121	96
PL	1349	860	907	963
VP	272	148	174	192
VUL	356	217	280	268

Coût de l'effet de serre pour 100 km (avec 100 € la tonne de carbone d'ici 2010 ou 27,27€ la tonne de CO2)

	urbain	rural	autoroute	global
2 roues	0,27	0,24	0,33	0,26
PL	3,68	2,35	2,47	2,63
VP	0,74	0,40	0,47	0,52
VUL	0,97	0,59	0,76	0,73

Annexe 8 : COUTS EXTERNES REGIONAUX DES TRANSPORTS ROUTIERS

TEMPS n° 2 : INDICATEURS REGIONAUX ET CORRECTION DE LA DENSITE

Région	pop 1990 (1)	pop 1999 (1)	pop 1994 (2)	PIB 1994 (3)	Densité pôle urbain 1999 (hab/km2) (4)	Coeff correction de la densité des nuisances locales urbaines
Alsace	1624	1734	1672,89	33742,00	733	1,141
Aquitaine	2796	2908	2845,78	48650,00	425	0,662
Auvergne	1321	1309	1315,67	20783,00	641	0,998
Basse-Normandie	1391	1422	1404,78	23248,00	677	1,054
Bourgogne	1610	1610	1610,00	27941,00	554	0,862
Bretagne	2796	2906	2844,89	45872,00	547	0,851
Centre	2371	2440	2401,67	42841,00	585	0,911
Champagne-Ardenne	1348	1342	1345,33	23473,00	807	1,256
Corse	250	260	254,44	3689,00	620	0,966
Franche-Comté	1097	1117	1105,89	18740,00	562	0,875
Haute-Normandie	1737	1780	1756,11	31779,00	849	1,322
Île-de-France	10661	10952	10790,33	329663,00	3433	5,345
Languedoc-Roussillon	2115	2296	2195,44	32732,00	628	0,978
Limousin	723	711	717,67	11300,00	580	0,904
Lorraine	2306	2310	2307,78	38171,00	615	0,957
Midi-Pyrénées	2431	2552	2484,78	41582,00	519	0,808
Nord - Pas-de-Calais	3965	3997	3979,22	60686,00	949	1,478
Pays de la Loire	3059	3222	3131,44	52507,00	629	0,979
Picardie	1811	1857	1831,44	29774	671	1,044
Poitou-Charentes	1595	1640	1615,00	25516,00	523	0,814
Provence - Alpes - Côte d'Azur	4258	4506	4368,22	78319	599	0,933
Rhône-Alpes	5351	5645	5481,67	105598	677	1,054
Métropole	56616	58516	57460,44	1126606	812	
Province	51265	52871	51978,78	1021008	632	

(1) en milliers d'habitants, source INSEE

(2) en milliers d'habitants, régression linéaire

(3) en millions d'euros, source INSEE

(4) traitement IFEN, source INSEE

Annexe 8 : COUTS REGIONAUX DES TRANSPORTS ROUTIERS**TEMPS n° 3 : SYNTHÈSE DES RESULTATS POUR L'ENSEMBLE DES REGIONS**

Année 1994 en euros 2000	AVANT CORRECTION DE LA DENSITE DES POLES URBAINS										APRES CORRECTION					EFFET DE SERRE	
	Coût total (millions d'euros)	Bruit (millions d'euros)	Pollution de l'air (millions d'euros)	Effet de serre (millions d'euros)	Part des nuisances locales urbaines	Coût des nuisances locales urbaines (en millions d'euros)	Coût des nuisances locales rurales (en millions d'euros)	Part de l'urbain dans les nuisances locales (avant correction)	Part autoroute dans l'effet de serre	Part des poids lourds dans coût total	Coût total corrigé des nuisances locales (en millions d'euros)	pop 1994 (2)	PIB 1994 (3)	Coût des nuisances locales par habitant (en euros)	Coût des nuisances locales par habitant après prise en compte de la densité urbaine (en euros)	Coût de l'effet de serre en euros par habitant	Ratio Coût de l'effet de serre/PIB
Alsace	347	73	187	88	60,4%	157	103	80,9%	6,7%	32,2%	289	1673	33742	155	173	52,58	0,26%
Aquitaine	775	165	409	201	54,4%	312	262	73,4%	3,7%	32,8%	432	2846	48650	202	152	70,59	0,41%
Auvergne	255	54	132	69	51,7%	96	90	70,7%	3,9%	31,6%	186	1316	20783	141	141	52,10	0,33%
Basse-Normandie	308	66	159	83	48,1%	108	117	65,8%	1,0%	32,1%	233	1405	23248	160	166	58,89	0,36%
Bourgogne	414	85	211	118	53,0%	157	139	74,1%	9,3%	34,4%	265	1610	27941	184	165	73,20	0,42%
Bretagne	707	157	372	177	50,9%	269	260	67,8%	0,0%	38,7%	476	2845	45872	186	167	62,19	0,39%
Centre	603	126	314	163	53,9%	237	203	73,9%	5,8%	32,9%	411	2402	42841	183	171	67,92	0,38%
Champagne-Ardenne	307	66	160	81	54,0%	122	104	73,4%	5,9%	37,4%	268	1345	23473	168	199	60,40	0,35%
Corse	54	11	29	14	53,2%	21	19	71,8%	0,0%	20,0%	39	254	3689	157	153	54,81	0,38%
Franche-Comté	227	48	120	59	53,4%	90	78	71,9%	3,0%	32,3%	153	1106	18740	152	138	52,96	0,31%
Haute-Normandie	426	93	227	107	56,0%	179	141	74,6%	3,6%	36,7%	397	1756	31779	182	226	60,73	0,34%
Île-de-France	1949	394	1107	448	70,5%	1058	443	91,5%	6,8%	21,8%	7470	10790	329663	139	692	41,52	0,14%
Languedoc-Roussillon	585	121	313	152	58,3%	253	181	78,7%	5,5%	27,2%	426	2195	32732	198	194	69,08	0,46%
Limousin	129	27	66	36	48,6%	45	48	67,4%	3,0%	28,2%	87	718	11300	130	121	50,04	0,32%
Lorraine	476	102	253	122	58,3%	207	148	78,2%	7,0%	37,4%	343	2308	38171	154	149	52,65	0,32%
Midi-Pyrénées	490	102	255	133	51,6%	184	173	70,8%	3,8%	29,5%	309	2485	41582	144	124	53,44	0,32%
Nord - Pas-de-Calais	752	158	411	183	64,1%	365	204	84,7%	7,2%	34,7%	799	3979	60686	143	201	45,89	0,30%
Pays de la Loire	685	147	361	177	53,0%	270	239	71,4%	2,4%	34,3%	501	3131	52507	162	160	56,39	0,34%
Picardie	366	77	191	98	54,5%	146	122	74,4%	6,1%	34,4%	277	1831	29774	146	151	53,35	0,33%
Poitou-Charentes	430	91	220	119	47,9%	149	162	66,3%	3,2%	33,7%	272	1615	25516	192	169	73,51	0,47%
Provence - Alpes - Côte d'Azur	1055	221	588	247	66,8%	540	268	87,2%	6,8%	27,9%	761	4368	78319	185	174	56,50	0,32%
Rhône-Alpes	1354	286	724	345	59,4%	600	409	79,8%	6,6%	33,7%	1053	5482	105598	184	192	62,90	0,33%
Métropole	12692	2668	6809	3216	58,60%	5553	3924	78,5%	5,24%	31,32%	15446	57460,44	1126606	165	269	55,96	0,29%
Province	10743	2274	5701	2768	56,4%	4501	3474	76,0%	5,0%	33,1%	7976	46670,11	796943	171	171	59,30	0,35%

Annexe 9 : ELEMENTS POUR ACTUALISER LES CHIFFRAGES SUR LA PERIODE 1990-2002

tableau a :

	Données source INSEE				source :	
	En milliards d'euros		Population en milliers	Pouvoir d'achat du franc courant en euros 2002	Trafic automobile en milliards de km/an (1)	Indice d'évolution des émissions unitaires (2)
	Produit intérieur brut (approche production) à prix courants	Dépense de consommation finale des ménages à prix courants				
1990	1 009,3	553,9	58 170,9	0,187	318,0	100,00
1991	1 049,5	577,2	58 464,2	0,181	324,0	95,50
1992	1 086,4	597,2	58 754,4	0,177	334,0	91,20
1993	1 101,7	608,2	59 000,3	0,174	340,0	87,10
1994	1 143,3	628,6	59 209,7	0,171	341,0	83,18
1995	1 181,8	649,0	59 418,7	0,168	350,0	79,44
1996	1 212,2	669,6	59 624,4	0,165	355,0	75,86
1997	1 251,2	680,0	59 830,7	0,163	361,0	72,45
1998	1 305,9	708,1	60 046,7	0,161	371,0	69,19
1999	1 355,1	733,8	60 296,5	0,161	383,0	66,07
2000	1 420,1	764,7	60 592,3	0,158	383,0	63,10
2001	1 475,6	797,6	60 912,3	0,155	398,0	57,17
2002	1 520,8	823,0	61 230,8	0,152	401,0	51,80

(1) VP immatriculé en France

(2) -4,5% par an avant 2000 et -9,4%/an après 2000 (selon les conclusions du rapport BOITEUX)

tableau b Nombre de décès imputables à l'automobile (VP) (selon le rapport BOITEUX)

Décomposition du trafic routier des voitures particulières en 1998

	urbain dense	urbain diffus	rase campagne	Total
milliards de véh-km (source CNTV)	77,64	131,98	214,88	424,5
	18,29%	31,09%	50,62%	moyenne
Coûts unitaires de la pollution atmosphérique imputable aux voitures particulières en 2000 (Euros/100 véh-km)	2,9	1	0,1	0,89

En supposant la décomposition du trafic inchangée :

	Evolution du coût unitaire moyen en euros 2000/100 véh.km (3)	Evolution du coût total de la pollution de l'air en milliards d'euros des VP immatriculé en France (4)	Valeur du décès évité en millions d'euros 2000	Valeur du décès dû à la pollution de l'air (5) en millions d'euros 2000	Coût total de la pollution de l'air pour un décès en millions d'euros 2000 (mortalité+morbidité) (6)	Nombre de décès dus à la pollution de l'air des VP
1995	1,12	3,92	1,500	0,53	0,68	5746
1996	1,07	3,80	1,500	0,53	0,68	5565
1997	1,02	3,69	1,500	0,53	0,68	5405
1998	0,98	3,62	1,500	0,53	0,68	5305
1999	0,93	3,57	1,500	0,53	0,68	5230
2000	0,89	3,41	1,500	0,53	0,68	4994
2001	0,81	3,21	1,500	0,53	0,68	4702
2002	0,73	2,93	1,500	0,53	0,68	4292

(3) En fonction de l'évolution des émissions unitaires (4) en fonction du coût unitaire moyen et du trafic de VP

(5) 35% de la valeur du décès évité (6) valeur de la morbidité = 30% de la valeur de la morbidité

Les voitures particulières immatriculées en France sont sur cette base de calcul responsables, en 1996, de 5565 décès anticipés liés à la pollution de l'air soit 53% de l'hypothèse basse retenue de 10600 décès dus à la pollution de l'air provoquée par la circulation routière.

Par ailleurs, les estimations du CNTV proposent pour l'année 1998 un chiffre de 62% attribuables aux VP et aux VUL de l'impact de la pollution de l'air routière. Ceux-ci représentent un trafic de 467 milliards de véhicules-km (contre 371 milliards de véhicules-km pour les VP immatriculés en France)

COLLECTION NOTES DE METHODE

Notes destinées aux spécialistes, portant sur le développement de méthodes dans le domaine de l'observation, de la statistique et de l'évaluation de l'environnement.

- N° 1** - *L'environnement à la recherche d'une définition* - juin 1993.
- N° 2** - *Comptes des eaux continentales* - décembre 1993.
- N° 3** - *Réflexions sur les critères de définition et de choix des indicateurs d'environnement* - mai 1994.
- N° 4** - *Observation intégrée de l'environnement - Quelques expériences étrangères* - décembre 1994.
- N° 5** - *Environnement et Emploi - Vers une observation statistique des emplois dans le domaine de l'environnement* - janvier 1996.
- N° 6** - *Objectifs et engagements de la France dans le domaine de l'environnement - Vers des indicateurs de performance environnementale* - avril 1996.
- N° 7** - *Conseil Scientifique de l'Ifen - Comptes économiques de l'Environnement* - décembre 1996.
- N° 8** - *Indicateurs de développement durable : Bilan des travaux étrangers et éléments de réflexion* - juin 1997.
- N° 9** - *Guide méthodologique pour la modernisation de l'inventaire ZNIEFF* - juin 1997.
- N° 10** - *Acquis et lacunes de l'information statistique sur l'environnement* - septembre 1998.
- N° 11** - *CORINE land cover et zones humides : contribution à l'étude des changements d'échelle et perspectives de suivi des zones humides* - février 1999.
- N° 12** - *La diffusion de l'information sur l'environnement (ou les produits du reporting environnemental)* - septembre 1999.
- N° 13** - *Construction d'un réseau représentatif de la qualité des cours d'eau (Eurowaternet)* - novembre 1999.

