



HAL
open science

Tentative d'évaluation monétaire des coûts externes liés à la pollution automobile : difficultés méthodologiques et étude de cas

Ari Rabl, Joseph Spadaro, Guy Landrieu, Sandro Furlan, Estelle Jourdain,
Paula Coussy

► To cite this version:

Ari Rabl, Joseph Spadaro, Guy Landrieu, Sandro Furlan, Estelle Jourdain, et al.. Tentative d'évaluation monétaire des coûts externes liés à la pollution automobile : difficultés méthodologiques et étude de cas : Cahiers du CEG, n° 29. 1998. hal-02435488

HAL Id: hal-02435488

<https://ifp.hal.science/hal-02435488>

Preprint submitted on 10 Jan 2020

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

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

Centre Économie et Gestion

**Tentative d'évaluation monétaire
des coûts externes liés à la pollution
automobile : difficultés méthodologiques
et étude de cas**

*Ari RABL**, *Joseph V. SPADARO**
*Guy LANDRIEU***, *Sandro FURLAN****
*Estelle JOURDAIN*****, *Paula COUSSY*****

février 1998

Cahiers du CEG - n° 29

- * Centre d'Énergétique, École des Mines, 60 boulevard Saint-Michel 75272 Paris
- ** INERIS, BP n° 2, 60550 Verneuil en Halatte
- *** Scuola Enrico Mattei, Piazza Santa Barbara 7, 20097 San Donato Milanese, Italie
- **** Centre Économie et Gestion, École du Pétrole et des Moteurs, Institut Français du Pétrole, 228-232 avenue Napoléon Bonaparte 92852 Rueil Malmaison Cedex

ÉCOLE DU PÉTROLE ET DES MOTEURS
Centre Économie et Gestion
228-232, avenue Napoléon Bonaparte
92852 RUEIL-MALMAISON CEDEX

télécopieur : 01 47 52 70 66 - téléphone : 01 47 52 64 08

La collection "Cahiers du CEG" est un recueil de présentations de travaux réalisés au Centre Économie et Gestion de l'École du Pétrole et des Moteurs, Institut Français du Pétrole, travaux de recherche ou notes de synthèse. Elle a été mise en place pour permettre la diffusion de ces travaux, parfois sous une forme encore provisoire, afin de susciter des échanges de points de vue sur les sujets abordés.

Les opinions émises dans les textes publiés dans cette collection doivent être considérées comme propres à leurs auteurs et ne reflètent pas nécessairement le point de vue de l'École du Pétrole et des Moteurs ou de l'IFP.

Pour toute information complémentaire, prière de contacter :

Axel PIERRU tél. : 01 47 52 64 08

The "Cahiers du CEG" is a collection of articles carried out at the Center for Economics and Management of the IFP School, Institut Français du Pétrole. It is designed to promote an exchange of ideas on the topics covered.

The opinions expressed are the sole responsibility of the author(s) and do not necessarily reflect the views of the IFP School or IFP.

For any additional information, please contact :

Axel PIERRU tél. : + 33 1 47 52 64 08

Les deux articles publiés ci-dessous sont issus des travaux menés sous l'égide de la Commission Européenne dans le cadre du projet ExternE-transport (1995-1997).

Ces deux articles ont fait l'objet d'une présentation orale lors du 4ème Colloque scientifique international "Transport et pollution de l'air" organisé par l'Institut National de Recherche sur les Transports et leur Sécurité, en juin 1997.

Article n° 1

L'évaluation des effets externes du transport sur l'environnement

Guy LANDRIEU

Paula COUSSY, Sandro FURLAN, Estelle JOURDAIN

Résumé

La consommation d'énergie par les transports est source de nombreuses pollutions. Les effets sur l'environnement qui en résultent sont très divers et souvent complexes. Pour certains d'entre eux (impacts sur le cadre bâti, sur la visibilité, sur la végétation, sur la santé), il apparaît cependant possible de donner des éléments de quantification en termes physiques. La valorisation monétaire de ces effets peut se référer à leur coût économique ou bien à une "évaluation contingente" ; elle soulève certaines difficultés méthodologiques.

Mots-clefs : impacts, externalités, fonction exposition-réponse, évaluation monétaire.

Article n° 2

Coûts externes de la pollution de l'air : Étude de cas et résultats pour le trajet Paris-Lyon

Ari RABL, Joseph V. SPADARO

Paula COUSSY, Estelle JOURDAIN

Résumé

Nous présentons des estimations des coûts externes liés à la pollution atmosphérique d'origine automobile, pour l'exemple d'un trajet allant de Paris à Lyon. La méthodologie est une analyse des "Impact Pathways", approche pluridisciplinaire développée par la DG12 de la Commission Européenne dans le cadre du projet européen ExternE. Les principales étapes du calcul sont : les émissions, la dispersion atmosphérique, les fonctions dose-réponse, et l'évaluation monétaire. La dispersion est calculée en combinant deux logiciels : pour la zone locale <50 km ROADPOL (un modèle de plume gaussienne) et au-delà de 50 km le Harwell Trajectory Model (dans la version utilisée dans le logiciel ECOSENSE du projet ExternE). Les fonctions dose-réponse et l'évaluation monétaire sont également basées sur ExternE.

Mots-clefs : coûts externes, pollution atmosphérique, transport, effet de santé, analyse des impacts

Article n° 1

L'évaluation des effets externes du transport sur l'environnement

Guy LANDRIEU

Paula COUSSY, Sandro FURLAN, Estelle JOURDAIN

Introduction

Toute consommation d'énergie est, directement ou indirectement, source de pollutions, c'est-à-dire d'atteintes à la santé publique et à l'environnement. Ces dommages, qui n'ont pas de contrepartie dans le processus de formation des prix de l'énergie, constituent pour les économistes néoclassiques des effets externes.

Conduit sous l'égide de la Commission Européenne, le projet ExternE vise à permettre une prise en compte de ces effets externes dans l'orientation des politiques de l'énergie. Il s'efforce de développer une méthodologie de quantification et de monétarisation des effets externes associés aux usages de l'énergie suivant une approche marginaliste : il s'agit d'évaluer, non pas les effets externes globaux associés au fonctionnement du système énergétique, mais les effets d'une variation incrémentale du niveau d'une activité donnée sur un site particulier. Un ensemble de huit rapports présentant la méthodologie et son application à la production d'électricité a été publié (European Commission, 1995).

L'étude ExternE Transport, lancée en 1996, applique cette méthodologie au cas particulier de l'utilisation de l'énergie dans les activités de transport. L'évaluation des effets externes d'un transport de personnes ou de marchandises, entre une origine et une destination données, est le résultat d'une analyse qui comporte quatre étapes principales (cf. FIG. 1). Dans le cadre d'une coopération associant de nombreux instituts de recherche européens, l'INERIS a plus particulièrement étudié la méthodologie de quantification en termes physiques des effets de la pollution sur différents récepteurs. L'IFP a réfléchi aux problèmes de valorisation monétaire de ces impacts, notamment en matière de santé. Une illustration de l'ensemble de la démarche sur une étude de cas fait l'objet d'une communication parallèle (Spadaro, 1997).

FIG. 1 : Les principales étapes de l'évaluation du coût externe d'une opération de transport

1 - Différents effets de la pollution par les transports

Les effets directs ou indirects sur l'environnement de la pollution induite par les transports constituent un ensemble de phénomènes très divers et souvent complexes (cf. FIG. 2). L'usage d'énergie dans les transports est notamment à l'origine du rejet dans l'atmosphère d'importantes quantités de produits de combustion. Certains des produits rejetés, tels que le dioxyde de carbone, sont chimiquement stables et tendent à s'accumuler dans l'atmosphère dont ils modifient les propriétés physiques (effet de serre). D'autres, chimiquement actifs, peuvent réagir avec les corps avec lesquels ils entrent en contact (corrosion des matériaux, toxicité vis-à-vis des organismes vivants, ...) ; ils peuvent aussi réagir avec d'autres polluants de l'atmosphère et générer de nouveaux polluants dits secondaires (ozone, particules de nitrates, de sulfates, etc.).

Les produits rejetés dans l'atmosphère migrent progressivement vers la surface terrestre (absorption ou dissolution des gaz, dépôt des particules, ...) où ils sont susceptibles de déplacer à nouveau l'équilibre biochimique du milieu qui les reçoit (acidification et eutrophisation des écosystèmes, ...). Des métaux ou des composés organiques persistants, véhiculés par les chaînes alimentaires et s'accumulant dans certains tissus vivants, peuvent constituer des poisons pour certains organismes ...

La science est loin de saisir complètement l'ensemble de ce système et de ces impacts en cascade. On peut cependant, dans certains cas, quantifier la relation entre une augmentation de la concentration d'un polluant dans un milieu (par exemple l'ozone dans l'atmosphère du fait d'un trafic automobile) et l'effet qu'elle provoque sur certains récepteurs exposés à cette pollution (par exemple la diminution de rendement d'une production agricole). On exprime de telles relations sous forme de "fonctions exposition-réponse" dont on donnera ci-après quelques illustrations.

2 - Impacts sur les matériaux

L'accélération de la vitesse de dégradation de nombreux monuments au cours des dernières décennies a mis en évidence l'impact de la pollution atmosphérique sur les matériaux. Les polluants primaires des transports (dioxyde de soufre) ou leurs polluants secondaires (ozone, dérivés acides) peuvent agir sur un grand nombre de matériaux (métaux, pierre, peintures, tissus, cuir, plastiques, caoutchouc, papier, ...), utilisés dans différentes fonctions (bâtiment, grands équipements, matériels mécaniques et électroniques, vêtements, ...).

La corrosion des matériaux de construction a fait l'objet du plus grand nombre d'études et notamment d'un Programme International Concerté dans le cadre de la Convention de Genève sur la pollution atmosphérique transfrontière. Les études ont permis de mettre en relation la corrosion de nombreux matériaux avec les concentrations de polluants dans l'air ambiant (cf. un exemple relatif au zinc en Hors-texte 1).

Ces fonctions exposition-réponse ne constituent évidemment qu'un modèle simplifié de la réalité : les tests portent sur des matériaux standards alors que des matériaux tels que la pierre présentent des qualités très variables suivant leur origine : la vitesse de corrosion des matériaux sur site dépend de leur emplacement, plus ou moins exposé aux agents climatiques ; les études n'ont jusqu'à présent porté que sur quelques polluants principaux ...

Outre la connaissance des fonctions exposition-réponse, une évaluation fine des effets de la pollution sur le parc des bâtiments d'un pays et sur sa gestion, exige des études lourdes pour décrire le stock de matériaux constitutifs du parc et pour convertir les vitesses de corrosion des matériaux en fréquences de remplacement ou d'entretien et donc en coûts économiques. Une étude faite suivant une approche de ce type a conduit à évaluer le coût de l'impact "bâtiment" des émissions de dioxyde de soufre du trafic routier de la ville d'Oslo à 0,003 F/litre d'essence et 0,06 F/litre de gazole (Glomsrød, 1996).

À côté de la corrosion des matériaux, une autre forme d'impact de la pollution atmosphérique sur le cadre bâti est constituée par le phénomène de salissure de la surface des matériaux du fait des dépôts de particules. Les particules fines, et notamment les particules émises par les moteurs diesel, paraissent particulièrement efficaces de ce point de vue (cf. Hors-texte 1).

FIG. 2 : Exemples d'effets sur différents récepteurs de la pollution atmosphérique des transports

3 - Impacts sur la visibilité

La visibilité est la qualité de l'atmosphère qui permet de voir à une plus ou moins grande distance, mais aussi de voir plus ou moins bien des objets proches et d'en apprécier les détails de couleur ou de texture. La visibilité est considérée comme un élément de bien-être.

La pollution atmosphérique réduit la visibilité, par absorption et par diffraction de la lumière. L'absorption est principalement le fait des particules de carbone élémentaire, émises notamment par les moteurs diesels, et de gaz tels que le dioxyde d'azote qui donne à l'atmosphère une couleur brune. La diffraction, qui est le fait des particules fines, est fonction de la taille des particules ; elle est donc en relation avec l'humidité de l'atmosphère, la composition chimique des particules et leur processus de formation. Un modèle simple pollution-visibilité, représentatif du contexte américain, figure en Hors-texte 1 ; il conviendrait de le valider dans le contexte européen.

En recourant à des méthodes d'évaluation contingente, c'est-à-dire en demandant aux agents économiques ce qu'ils consentiraient à payer pour une amélioration de la situation, on a estimé qu'une amélioration de 10 % de la visibilité, autrement dit une diminution de 10 % du coefficient d'extinction, avait aux États-Unis une valeur de l'ordre de 10 \$/habitant/an (Chesnut, 1989). Une difficulté de ce type d'évaluation est de séparer la valeur que le public accorde à la visibilité, comme élément de bien-être, de celle des autres impacts qui y sont mentalement associés, notamment les impacts sur la santé.

CORROSION DES MATÉRIAUX

Augmentation de la vitesse de corrosion d'un échantillon de zinc en fonction des concentrations de différents polluants dans l'air ambiant

$$\Delta V = V - V_{HP} = 0,01 h_{80} [SO_2][O_3] + 20 p [H^+] \quad (\text{Kucera, 1996})$$

- V est la vitesse de corrosion de l'échantillon, c'est-à-dire la perte de masse par unité de surface exposée aux agents extérieurs et par unité de temps ((g/m²/an) ; V_{HP} est la vitesse de corrosion du zinc en l'absence de pollution, soit 3,6 g/m²/an.
- [SO₂], [O₃] sont les concentrations moyennes de dioxyde de soufre et d'ozone dans l'air (μg/ m³) ; [H⁺] est la concentration moyenne des ions H⁺ dans la pluie (mg/l).
- h₈₀ est la fraction du temps où l'humidité de l'air est supérieure à 80 % (comprise entre 0 et 1), p est la hauteur de pluie annuelle (m).

SALISSURE

Diminution au cours du temps de la réflectance d'une peinture blanche sur support bois en fonction de la concentration de l'air en particules de carbone élémentaire

$$\Delta R = R_0 - R = R_0 (1 - e^{-0,1[PCE] T}) \quad (\text{Hamilton, 1992})$$

- R₀ est la réflectance initiale, R la réflectance au temps T (compté en années).
- [PCE] est la concentration moyenne de particules de carbone élémentaire dans l'air (μg/ m³).

VISIBILITÉ

Augmentation du coefficient d'extinction de la lumière en fonction des concentrations de différents polluants dans l'atmosphère (Sisler, 1994)

$$\Delta b = b - b_{HP} = 0,003 \{ [\text{sulfates}] f(H) + [\text{nitrates}] f(H) + [\text{particules organiques}] g(H) \} + 0,012 [\text{carbone élémentaire}] + 0,001 [\text{autres particules}] + 0,33 [NO_2]$$

- b est le coefficient d'extinction de la lumière en km⁻¹ ; b_{HP} correspond à la diffraction par les molécules de l'air hors pollution (environ 0,011 km⁻¹).
- [sulfates], [nitrates], etc. sont les concentrations (μg/ m³) des composants de la pollution particulaire, [NO₂] est la concentration de dioxyde d'azote exprimée en ppm.
- H est le taux d'humidité, exprimé sous forme fractionnaire (variant entre 0 et 1), f(H) et g(H) sont des facteurs d'humidité ; on a proposé en moyenne sur longue période :

$$f(H) = 4,6 - 15 H + 19H^2 \text{ et } g(H) = 2,5 - 6 H + 5 H^2$$

DOMMAGES AGRICOLES

Diminution du rendement d'une culture de blé en fonction de son exposition à l'ozone

$$\Delta RT = RT_{HP} - RT = 17 \cdot 10^{-6} RT_{HP} AOT_{403m} \quad (\text{Fuhrer, 1996})$$

- RT est le rendement en quintaux par hectare, RT_{HP}, est le rendement en l'absence de pollution par l'ozone.

- AOT40_{3m} (Accumulated exposure Over Threshold 40 ppb) est la somme des concentrations horaires d'ozone durant les heures de jour au cours des trois mois de mai à juillet ; ces concentrations ne sont prises en compte que pour la part excédant le niveau de 40 ppb ; l'indice s'exprime en ppb.heure.

Hors-texte 1 : Exemples de fonctions exposition-réponse

4 - Impacts sur la végétation

De nombreux polluants de l'atmosphère ont des effets dommageables pour la végétation et les écosystèmes. Des niveaux critiques de pollution, c'est-à-dire des niveaux de concentration au-delà desquels de tels effets dommageables sont susceptibles de se manifester, ont été déterminés pour les oxydes d'azote et le dioxyde de soufre (Werner, 1996). On notera que ces niveaux sont inférieurs à ceux qui sont supposés protéger la santé humaine :

NO_x (en éq. NO₂) : niveau critique 30 µg/m³ (moyenne annuelle) et 95 µg/m³ (moyenne sur 4 h).

SO₂ niveau critique variant suivant le type de végétation, entre 10 µg/m³ pour les lichens et 30 µg/m³ pour les espèces cultivées (moyenne annuelle).

Les concentrations observées dans de nombreuses zones urbaines ou industrielles sont supérieures à ces niveaux, mais les concentrations dans les régions rurales leur sont généralement inférieures.

En revanche une grande partie de l'Europe, y compris en zone agricole ou naturelle, est exposée à des concentrations d'ozone dans l'air ambiant trop élevées. Le transport routier est à l'origine d'une large part des précurseurs de l'ozone - il représente 50 % des émissions d'oxyde d'azote, 45 % des émissions de composés organiques volatils en Europe en 1990 - et il est le premier responsable de ces concentrations excessives d'ozone (cf. FIG. 3).

Les effets de l'ozone sur la végétation sont étudiés en procédant à des expérimentations sur des cultures témoins dans des chambres à ciel ouvert exposées à une concentration contrôlée de polluant. On mesure la diminution du rendement de récolte en fonction de l'exposition à l'ozone (cf. Hors-texte 1).

Si les expériences de laboratoire étaient directement transposables aux cultures de plein champ, on pourrait en déduire que la pollution par l'ozone implique des pertes de rendement en blé supérieures à 10 % sur une large partie de l'Europe. En fait, les évaluations de l'impact de l'ozone sur la végétation sont encore très grossières. L'environnement artificiel que constituent les chambres à ciel ouvert n'est pas toujours représentatif des conditions réelles, notamment hydriques, auxquelles sont soumises des cultures de plein champ non irriguées, ce qui pourrait conduire à une certaine surestimation de l'impact. Par ailleurs, la sensibilité à l'ozone varie suivant les espèces végétales et les variétés au sein de chaque espèce ; or les expérimentations ne couvrent que quelques-unes des espèces cultivées. Enfin, étant donné que la production secondaire d'ozone dépend de la météorologie (ensoleillement, températures), l'ampleur de l'impact diffère suivant les années.

L'impact de l'ozone sur les cultures peut être valorisé en termes monétaires en multipliant, pour chaque production, la perte de production en tonnes par le prix de la tonne. Dans la mesure où les prix observés en Europe, dépendant étroitement des politiques agricoles, représentent mal les réalités économiques, on peut se référer aux prix des produits sur le marché international.

On notera toutefois que ce mode d'évaluation ne saisit qu'une partie de l'impact. En matière agricole comme en matière de dommages aux matériaux, les agents économiques adaptent leur comportement à la situation créée par la pollution : dans un cas, ils auront recours à des matériaux résistant mieux à la pollution, mais peut-être plus coûteux, dans l'autre, ils privilégieront, éventuellement sans en avoir conscience, des cultures peu sensibles à l'ozone même si elles sont moins intéressantes à d'autres égards. De tels effets sont difficiles à valoriser.

5 - Impacts sur la santé

On sait depuis longtemps que la pollution atmosphérique a un impact sur la santé publique lorsque les concentrations de certains polluants atteignent des niveaux élevés. Les résultats récents de la recherche épidémiologique donnent à penser que, même à des niveaux de concentrations couramment observés, il existe un impact mesurable de la pollution sur la santé humaine.

Quantification physique des impacts sur la santé

Des études importantes, aux États-Unis et plus récemment en Europe (projet APHEA), ont été réalisées dans différents contextes climatiques et sociaux, avec des structures de pollution diverses. L'analyse des données fait apparaître avec constance l'existence d'une relation statistique entre les concentrations atmosphériques de certains polluants dans une région un jour donné et les valeurs

au cours des jours suivants de divers indicateurs : nombre de décès, nombre d'admissions en service hospitalier, prévalence de certains symptômes respiratoires, valeurs moyennes pour la population des paramètres de la fonction pulmonaire, ... Des exemples de telles relations figurent en Hors-texte 2. Ces relations sont souvent linéaires, sans qu'on puisse mettre en évidence, dans la plage des niveaux de pollution observés, de seuil au-dessous duquel les variations de pollution n'auraient plus d'effet.

De telles relations doivent être considérées avec prudence. L'observation d'une relation statistique entre deux variables ne signifie pas qu'il existe entre elles un lien de causalité. Il se peut par exemple qu'une troisième variable influe sur chacune des deux premières et explique la corrélation observée. Ainsi, on sait que la mortalité comme le niveau de pollution varient en fonction du cycle hebdomadaire, du cycle des saisons, de la météorologie, ... La relation statistique que l'on observe entre pollution et santé peut dépendre de la façon dont on procède à la correction de ces variations saisonnières et autres influences. On constate, en tout état de cause, que les valeurs numériques des coefficients caractérisant ces relations statistiques varient sensiblement d'un site et d'une étude à l'autre.

Si la convergence de nombreuses études semble indiquer une influence de la pollution sur la santé, les analyses épidémiologiques ne permettent pas d'identifier précisément quels constituants ou caractéristiques de la pollution sont les véritables déterminants de son impact. Ces analyses ont tout d'abord pour limite de ne pouvoir considérer que les paramètres de pollution qui font l'objet de mesures de routine sur longue période. En outre, les variations de ces paramètres, étant elles-mêmes généralement corrélées, il est souvent difficile de discerner l'influence respective de chacun. Différentes études convergent toutefois dans l'importance attribuée à la pollution particulaire et notamment aux particules fines.

Les analyses évoquées ci-dessus s'efforcent d'évaluer un effet aigu, c'est-à-dire un impact immédiat des variations du niveau de pollution atmosphérique. D'autres études donnent à penser que cet effet aigu n'est que la partie la plus visible de l'iceberg et que l'effet chronique, c'est-à-dire l'impact d'une exposition sur longue période à la pollution, notamment particulaire, pourrait être sensiblement plus élevé (Pope, 1995). La quantification de la nocivité chronique de la pollution pose des problèmes plus difficiles encore que celle de la nocivité aiguë. Qu'il s'agisse d'impacts aigus ou chroniques, les relations statistiques de l'épidémiologie n'ont pas le caractère expérimental des fonctions exposition-réponse concernant les matériaux ou les cultures. Leur faire jouer ce rôle est faire une hypothèse qui relève en quelque sorte du principe de précaution.

MORTALITÉ

Exemples de relations statistiques observées entre le taux de mortalité sur courte période d'une population et les concentrations de particules et de dioxyde de soufre dans l'air ambiant

$$\Delta M_P = M_P - M_{HP} = 0,6 \cdot 10^{-3} M_{HP} [PM_{10}]$$

$$\Delta M_S = M_S - M_{HP} = 0,6 \cdot 10^{-3} M_{HP} [SO_2] \quad (\text{WHO}, 1996)$$

- M_P et M_S sont les taux de mortalité observés sur courte période en présence de pollution particulaire ou soufrée, M_{HP} est le taux de mortalité en l'absence de pollution.
- $[PM_{10}]$ est la concentration moyenne de l'air en particules de dimension inférieure à $10 \mu m$, $[SO_2]$ est la concentration en dioxyde de soufre ($\mu g / m^3$).
- les coefficients de régression varient suivant les études dans une fourchette de $0,3$ à $1,5 \cdot 10^{-3}$

MORBIDITÉ

Exemples de relations statistiques observées entre des indicateurs de morbidité d'une population et les concentrations de particules et d'ozone dans l'air ambiant

$$\Delta JAR = 0,14 [PM_{10}]$$

(Ostro, 1989)

$$\Delta JG = 0,15 [O_3]$$

(Krupnick, 1990)

- une journée à activité réduite JAR est une journée où un individu est contraint à restreindre son activité pour raison de santé (absence au travail, à l'école, etc.) ; ΔJAR est l'accroissement du nombre de journées à activité réduite pour 1 000 habitants pour un jour où la concentration moyenne de l'air en particules est $[PM_{10}]$ ($\mu g / m^3$).
- une journée de gêne JG est une journée où un individu éprouve au moins un symptôme d'une liste comprenant 19 symptômes respiratoires ainsi que l'irritation oculaire et le mal de tête ; ΔJG est l'accroissement du nombre de journées de gêne pour 1 000 habitants pour un jour où la concentration horaire maximale d'ozone est $[O_3]$ (ppb).

Hors-texte 2 : Quelques exemples de résultats d'analyses épidémiologiques

Évaluation monétaire des impacts sur la santé

L'homme étant à la fois facteur de production et arbitre de la valeur de toute chose, l'impact sur la santé humaine est un poste majeur de la valorisation monétaire des impacts de la pollution. C'est aussi un poste dont l'évaluation peut varier de manière importante suivant le point de vue adopté.

Du point de vue de la macro-économie classique, on évaluera le coût économique de la pollution pour la collectivité. L'impact de la morbidité comprend alors deux composantes : les dépenses de santé et les pertes de productivité dues à la maladie. Pour chaque type d'incident de santé dont la fréquence est quantifiable par une fonction exposition-réponse, on s'efforce d'estimer le coût moyen des soins et les pertes de productivité. Une étude de ce type a été menée en Norvège. Elle a estimé, à l'aide d'un modèle d'équilibre généralisé, l'impact final sur le Produit National Brut de la variation de la morbidité. Elle conclut à un coût marginal de l'impact sur la santé de la pollution particulaire des transports routiers à Oslo de l'ordre de 0,06 à 0,24 F/litre d'essence et 1,8 à 3,3 F/litre de gazole (Rosendahl, 1996).

Du point de vue de l'économie du bien-être, on cherche à évaluer une composante supplémentaire : la perte d'"utilité" correspond au détriment psychologique ou à la souffrance des personnes atteintes par la maladie et des tiers (le *pretium doloris*). On recourt pour ce faire à l'évaluation contingente qui s'efforce de saisir le consentement à payer des individus pour éviter tel ou tel type d'affection. Ce consentement à payer est difficile à appréhender ; il intègre pour partie les autres composantes du coût dans la mesure où l'individu supporte certaines dépenses de soins médicaux ou une contrepartie des pertes de productivité.

Dans le cadre du projet ExternE, la monétarisation des impacts sur la morbidité s'appuie sur des évaluations nord-américaines qui mixent coût économique et consentement à payer pour éviter divers incidents de santé. On monétarise également les impacts sur la mortalité. Cette monétarisation de la mortalité prenait en compte jusqu'à présent une "valeur de la vie statistiques" (VVS), identique, quels que soient l'âge et la cause du décès, estimée à partir d'études du consentement à payer - ou à recevoir - pour une modification du risque de décès. Les études françaises conduisaient d'ailleurs à une VVS sensiblement inférieure à la valeur retenue pour d'autres études européennes : 5,5 contre environ 20 millions de FF (Desaigues, 1995). On s'oriente désormais vers une approche valorisant l'année de vie perdue ce qui permet de mieux distinguer la gravité des conséquences de différents types d'impacts sur la santé.

Conclusion

La science ne saisit qu'une partie des effets directs et indirects que l'utilisation d'énergie par les transports induit sur l'environnement et les effets actuellement quantifiables ne sont peut-être pas les plus importants. La monétarisation de certains effets ne saurait résumer l'ensemble des points de vue qui doivent être considérés en matière de gestion de l'environnement et de développement durable.

De telles évaluations des externalités liées aux transports peuvent cependant fournir un éclairage intéressant pour l'élaboration des politiques et étayer certains choix. Exprimant une vision opérationnelle de l'environnement, s'appuyant sur des travaux d'analyse de système et de modélisation qui sont utiles en tout état de cause, elles ont le mérite d'inciter à un effort de pluridisciplinarité, de synthèse et de transparence. Dans la mesure même où elles mettent en évidence les limites de la connaissance, de telles études devraient stimuler la recherche en environnement.

Remerciements

Les auteurs ont bénéficié pour leur travail de nombreux échanges, d'une part avec les équipes participant au projet ExternE Transport, d'autre part avec celles oeuvrant dans les instances de la Convention de Genève sur la pollution atmosphérique transfrontière. Ils les en remercient. Ils expriment leur reconnaissance à la Direction Générale Science, Recherche et Développement de la Commission Européenne pour le soutien financier accordé dans le cadre du programme de RTD Énergie non nucléaire.

Bibliographie

Chesnut L.G., Rowe R. (1989), Economic Measures of the Impacts of Air Pollution on Health and Visibility, in *Air Pollution Tolls on Forests and Crops*, Yale University Press, New Haven, États-Unis, p. 316-342.

Cofala J., Heyes C., Klimont Z., Schöpp W., Amann M. (1995), The Contribution of the Transport Sector to the Achievement of Critical Loads and Critical Levels in Europe, IIASA, Laxembourg, Autriche, 38 p.

Desaigues B., Rabl A. (1995), Reference Values for Human Life: an Econometric Analysis of a Contingent Valuation in France. In Schwab N., Soguel N., *Contingent valuation, transport safety and value of life*, Kluwer, Boston, États-Unis, p. 25.

European Commission, DG XII (1995), *ExternE Externalities of Energy*, Office for official publications of the European Communities, Luxembourg, Belgique, 8 vol.

Fuhrer J. (1996), The Critical Level for Effects of Ozone on Crops, and the Transfer to mapping, Swiss Federal Research Station for Agroecology and Agriculture, Liebefeld, Berne, Suisse, 10 p.

Glomsrød S., Godal O., Henriksen J.F., Haagenrud S.E., Skancke T. (1996), *Air pollution, Impacts and Values ; Corrosion Costs of Buildings, Materials and Cars in Norway*, SFT, Oslo, Norvège, 54 p.

Hamilton R.S. (1992), The Soiling of Materials in the Ambient Atmosphere, *Atmospheric Environment*, Vol. 26A, n° 18, p. 3291-3296.

Krupnick A., Harrington W., Ostro B. (1990), Ambient Ozone and Acute Health Effects: Evidence from Daily Data, *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol. 18, p. 1-18.

Kucera V. (1996), Effects of Nitrogen Pollutants and Ozone on Damage to Materials, Swedish Corrosion Institute, Stockholm, Suède, 18 p.

Ostro B. D., Rothschild S. (1989), Air Pollution and Acute Respiratory Morbidity: an Observational Study of Multiple Pollutants, *Environmental Research* 50, p. 238-247.

Pope C.A. III, Thun M.J., Namboodiri M.M., Dockery D.W. et al. (1995), Particulate Air Pollution as a Predictor of Mortality in a Prospective Study of U.S. Adults, *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine* 1995, 151, p. 669-674.

Rosendahl K.E. (1996), Health Effects of Air Pollution and Effects on Economic Activity, Provisional Paper to Appear in the Series Reports, Statistics Norway, Oslo, Norvège.

Sisler J.F. (1994), The Relative Importance of Soluble Aerosols to Spatial and Seasonal Trends of Impaired Visibility in the United-States, Atmospheric Environment, Vol. 28, n° 5, p. 851-862.

Spadaro J.V., Rabl A., Jourdain E., Coussy P. (1997), Coûts externes de la pollution de l'air : étude de cas et résultats préliminaires pour le trajet Paris-Lyon, Transports et pollution de l'air, 4ème Colloque scientifique international INRETS, Avignon, France, 9-13 juin 1997, 8 p.

Werner B. (1996), Manual on Methodologies and Criteria for Mapping Critical Levels/Loads, Umweltbundesamt, Berlin, Allemagne, 144 p.

WHO, World Health Organization, (1996), Quantification of Health Effects Related to SO₂, NO₂, O₃ and Particulate Matter Exposure, ed. by Clench-Aas J and Krzyzanowski M., NILU, Kjeller, Norvège, 142 p.

Article n° 2

**Coûts externes de la pollution de l'air :
Étude de cas et résultats pour le trajet Paris-Lyon**

Ari RABL, Joseph V. SPADARO
Paula COUSSY, Estelle JOURDAIN

Introduction

L'évaluation des coûts externes liés à la pollution atmosphérique d'origine automobile nécessite une approche pluridisciplinaire, comprenant les domaines de l'ingénieur, de la modélisation atmosphérique, de l'épidémiologie et de l'économie. Au cours des dernières années la méthodologie pour cette évaluation ("impact pathway analysis") a été développée par la DG12 de la Commission Européenne dans le cadre du projet ExternE. Cette méthodologie consiste à évaluer pour chaque polluant, étape par étape :

- la source (type de voiture, conditions de l'utilisation, ...), par ex. particules diesel émises en g/km ;
- la dispersion dans l'environnement de la source jusqu'aux récepteurs (population, récoltes, forêts, ...), par exemple augmentation des $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de particules, en utilisant des modèles de dispersion atmosphérique ;
- le calcul des impacts physiques sur les récepteurs touchés (par exemple augmentation des maladies respiratoires par les particules), en utilisant des fonctions exposition-réponse (dose-réponse) ;
- le coût de ces impacts est ensuite calculé par des économistes.

La particularité de cette approche est son réalisme à l'égard des conditions géographiques prises en compte. En effet, certaines données (notamment les données météorologiques et démographiques) ou modèles utilisés au cours du calcul sont spécifiques à un lieu précis, et de ce fait, les résultats ne sont pas directement transférables à un autre site. En outre, l'impact agrégé est déterminé par la distribution géographique des récepteurs (principalement les populations). Pour ces raisons, l'étude a pour cadre un trajet allant de Paris à Lyon en voiture particulière. Le fin niveau de désagrégation des "impact pathways" permet de tester différents scénarios d'émissions en faisant varier l'un des paramètres retenus.

1 - Description des véhicules et technologies de référence

Trois technologies sont étudiées ici : véhicules essence équipés ou non de pot catalytique trois voies et véhicule diesel. Les facteurs d'émissions (exprimés en g/km) dépendent non seulement des caractéristiques techniques (marque, carburant, injection directe/indirecte, pot catalytique ou non) du véhicule mais aussi de son état (âge, état d'entretien, kilométrage compteur) et des conditions de circulation (durée du parcours, température extérieure). La description des caractéristiques des différents véhicules (cf. tableau 1) provient d'une étude récente de l'INRETS.

Tableau 1 : Caractéristiques du parc français (Joumard et al, 1995).

Caractéristiques	Véhicule essence sans pot catalytique	Véhicule essence avec pot catalytique	Diesel
<i>Taille de l'échantillon</i>	10	10	5
<i>Cylindrée (cm³)</i>	1 386	1 674	1 755
<i>Poids (kg)</i>	873	978	986
<i>Puissance (kW)</i>	50,6	66,5	49,7
<i>Age (année)</i>	5	2,5	4
<i>Kilométrage compteur</i>	45 000	38 000	60 000

Facteurs d'émissions

Aux polluants classiques déjà réglementés (CO, NOx, HC, et particules pour le diesel), nous avons ajouté les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) - dont le benzo-a-pyrène (BaP) - ainsi que les principaux gaz à effet de serre. Les facteurs d'émissions (cf. tableau 2) proviennent des études réalisées par l'INRETS (Joumard et al, 1995). Estimés pour diverses conditions de trafic, ils permettent d'obtenir une évaluation représentative des émissions pour les différentes sections du trajet : urbaine, routière et autoroutière. Par la suite, nous ne retiendrons dans nos estimations d'impacts qu'un seul des cinq composants des HAP, le Benzo-a-Pyrène (BaP), le seul pour lequel on connaît une fonction exposition-réponse.

Tableau 2 : Facteurs d'émissions pour véhicules particuliers en g/km

(Joumard et al, 1995)

(a) véhicule essence conventionnel

(b) véhicule essence avec pot catalytique

(c) diesel

Cycle	CO	HC	NOx	Gaz à effet de serre, éq. CO ₂	Particules fines	HAP (x 10 ⁶)	Consom Carbur.
Urbain lent courte distance (départ à froid)	82,10 (a)	7,84	1,31	346,9	données		177,9
	25,33 (b)	2,66	0,56	499,7	indisponibles		164,5
	2,90 (c)	0,62	1,37	310,4			94,9
Urbain fluide courte distance (départ à froid)	71,80	10,78	1,95	242,7	données	176,0	112,7
	20,37	2,61	0,60	320,9	indisponibles	9,2	97,0
	1,49	0,33	0,89	368,6		11,7	103,2
Urbain lent longue distance (cycle chaud)	76,50	7,55	1,40	383,6			151,2
	3,54	0,44	0,36	560,4			158,6
	2,73	0,43	1,44	417,3	0,24		125,0
Urbain fluide longue distance (cycle chaud)	36,50	4,01	1,66	213,0		12,3	83,0
	1,14	0,12	0,40	290,5		1,5	83,3
	1,09	0,18	0,83	231,8	0,17	6,9	71,0
Route longue distance (cycle chaud)	19,60	2,53	2,31	162,8		16,9	59,7
	0,90	0,10	0,45	203,6		1,0	59,5
	0,65	0,12	0,61	167,7	0,13	7,0	52,2
Autoroute (cycle chaud)	11,60	1,43	3,46	168,2			57,4
	1,00	0,09	0,82	198,5			58,7
	0,52	0,11	0,61	173,6	0,15		55,3

Inventaire d'émissions

Le trajet commence au centre de Paris, pour finir au centre de Lyon. La distance totale parcourue est de 481 km et se répartit entre axes urbains (boulevard et périphérique) qui représentent 1 % de la distance totale, routes nationales (16 %) et autoroute (83 %). Le calcul des émissions a été effectué en divisant le trajet en 6 sections représentant différentes conditions de trafic, de cycles de conduite et de conditions météorologiques. Un calcul complémentaire en 14 sections a confirmé ces premiers résultats d'émissions (variation de quelques pour-cent sur le montant total des émissions). Pour chaque section, le montant des émissions est obtenu en multipliant la longueur de celle-ci par les facteurs d'émissions correspondant pour chacun des polluants retenus. Les émissions de SO₂ sont estimées en multipliant la consommation de carburant par un facteur de 0,0005 (teneur moyenne des carburant en soufre), (Bickel et Krewitt, 1996).

Tableau 3 : Spécification du trajet

Segment du trajet	Conditions de voyage	Distance km	Données météo
Centre de Paris - périphérie (14 ^e arr.)	Urbain lent/fluide (cycle froid)	6,4	Paris
Périphérie de Paris - grande banlieue	Route ou route nationale (cycle chaud)	18,6	"
Paris banlieue - Beaune	Autoroute A6 (cycle chaud)	298,1	"
Beaune - banlieue de Lyon	Autoroute A6 (cycle chaud)	146,3	Mâcon
Banlieue de Lyon - périphérie	Route ou route nationale (cycle chaud)	9,0	"
Périphérie de Lyon - Lyon-centre	Urbain lent/fluide (cycle chaud)	2,7	"

Tableau 4 : Émissions sur le trajet Paris-Lyon exprimées en grammes par section

(a) véhicule essence conventionnel

(b) véhicule essence muni d'un pot catalytique trois voies

(c) véhicule diesel (*) Estimé à partir des données de Heywood (1988)

Section	CO	HC	NOx	SO ₂	gaz à effet de serre équiv. CO ₂	BaP (x 10 ⁶)	Part. fines
Paris centre à sa périphérie	492,8 (a)	59,58	10,43	0,465	1 882	97,18	--
	146,2 (b)	16,85	3,172	0,419	2 618	5,510	--
	14,05 (c)	3,059	7,238	0,317	2 136	2,918	1,312
Paris périphérie à sa banlieue	364,6	47,06	42,97	0,555	3 024	14,69	--
	16,74	1,823	8,277	0,553	3 776	0,558	--
	12,09	2,158	11,36	0,486	3 116	5,952	2,381
Banlieue de Paris à la banlieue de Lyon	5 155	635,50	1 538	12,75	74 641	351,1	--
	444,4	38,66	362,2	13,04	88 018	13,33	--
	231,1	47,11	271,5	12,29	77 110	142,2	66,66
Banlieue de Lyon à sa périphérie	176,4	22,77	20,79	0,269	1 463	7,110	--
	8,10	0,882	4,005	0,268	1 827	0,270	--
	5,850	1,044	5,497	0,235	1 508	2,880	1,152
Périphérie de Lyon au centre de Lyon	152,6	15,61	4,131	0,158	803,3	1,350	--
	6,318	7,109	1,011	0,163	1 144	0,081	--
	5,157	0,305	3,066	0,132	874,2	0,648	0,554
TOTAL (481 km)	6 341	780	1 617	14,2	81 813	471	14,4 (*)
	622	59	379	14,5	97 383	19,7	7,2 (*)
	268	54	299	13,5	84 744	155	72,1

2 - Dispersion, fonctions exposition-réponse et coûts

Deux logiciels développés par la DG12 dans le cadre du projet ExternE permettent de modéliser la dispersion atmosphérique des polluants le long du parcours en tenant compte des diverses particularités locales telle que la distribution des récepteurs. Le logiciel ECOSENSE (Krewitt et al, 1995) permet de modéliser le transport des polluants sur une longue distance (échelle régionale). Il estime les dommages physiques ainsi que les coûts économiques associés à un accroissement marginal du niveau de concentration d'un polluant. À l'échelle locale, le logiciel ROADPOL (Vossiniotis et al., 1996) calcule le niveau de concentrations. Le coût externe du transport est ensuite évalué en utilisant le logiciel PATHWAYS (Curtiss et Rabl, 1995). Nous avons d'ailleurs vérifié nos calculs en comparant ROADPOL avec ISC, un autre modèle de plume gaussienne, et ECOSENSE avec EMEP, un autre modèle de trajectoire.

Les fonctions exposition-réponse retenues dans cette étude couvrent de nombreux récepteurs : la santé, les récoltes, les forêts et les matériaux ; elles sont documentées dans les rapports du programme ExternE. Les fonctions pour la santé, étant supposées linéaires, sont simples à décrire (le coefficient f_{er} du tableau 5). Dans la dernière colonne de ce tableau figurent des valeurs monétaires (ECU/cas) associées aux différentes pathologies ainsi qu'aux décès. Puisque les impacts sur les récoltes, les forêts et les matériaux sont beaucoup moins importants et les fonctions exposition-réponse non linéaires, nous faisons seulement référence aux rapports ExternE (EC, 1995).

Le tableau 6 résume les procédures de calcul utilisées pour évaluer les externalités du trajet Paris-Lyon. Pour l'ozone, seul le dommage régional a été évalué (Rabl et Eyre, 1997) en utilisant les résultats du modèle EMEP (Simpson, 1993). Le dommage lié au réchauffement planétaire provient d'une étude de Cline (1992).

Tableau 5 : Pente, fer des fonctions exposition-réponse pour les particules et les aérosols exprimés en cas/(an-personne-g/m3) et valeurs monétaires en ECU par cas (EC, 1995)

Polluant	Catégorie d'Impact	Référence	fer	ECU/cas^a
PS _{2,5} , Sulfates PS ₁₀ , Nitrates	Jours d'activité restreinte	Ostro, 87	42 000 ^b	62,4
			25 000 ^b	62,4
PS _{2,5} , Sulfates PS ₁₀ , Nitrates	Bronchites chroniques	Abbey et al., 1995	78,0 ^b	105
			49,0 ^b	105
PS _{2,5} , Sulfates PS ₁₀ , Nitrates	Difficultés respiratoires	Hurley et al, 1997	115 200 ^c	31,3
			69 400 ^c	31,3
PS _{2,5} , Sulfates PS ₁₀ , Nitrates	Toux	Hurley et al, 1997	268 600 ^c	3,25
			160 680 ^c	3,25
PS _{2,5} , Sulfates PS ₁₀ , Nitrates	Bronchites chroniques	Dockery et al., 1989	2 690 ^d	138,1
			1 610 ^d	138,1
PS _{2,5} , Sulfates PS ₁₀ , Nitrates	Maux de gorge chroniques	Dockery et al., 1989	3 460 ^d	138,1
			2 070 ^d	138,1
PS _{2,5} , Sulfates PS ₁₀ , Nitrates	Admissions hospitalières respiratoires	Hurley et al, 1997	3,46	6 600
			2,07	6 600
PS _{2,5} , Sulfates PS ₁₀ , Nitrates	Admissions hospitalières cérébrovasculaires	Hurley et al, 1997	8,42	6 600
			5,04	6 600
BaP	Cancers	Pilkington, 1996	1 492	2600000
PS _{2,5} , Sulfates PS ₁₀ , Nitrates	Mortalité chronique	Pope et al., 1995	63,7	920 000 ^e
		Pope et al., 1995	38,2	920 000 ^e

^a 1 ECU = 6,60 FF ≈ US \$ 1,25

^b appliqué seulement aux adultes (80 % de la population)

^c appliqué seulement aux asthmatiques (3,5 % de la population)

^d appliqué seulement aux enfants (20 % de la population)

^e basé sur une valeur de la vie humaine de 2,6 millions ECU (EC 1995), mais réduit au prorata de la réduction de l'espérance de vie (estimation préliminaire)

Tableau 6 : Évaluation des externalités du transport

Récepteur	Échelle	Polluant	Évaluation de l'impact
<i>Santé (particules)</i>	locale et régionale	PS _{2,5}	Impacts régionaux calculés par ECOSENSE, les impacts locaux par ROADPOL et PATHWAYS; avec les fonctions exposition-réponses et coûts du tableau 5.
<i>Santé HAP (cancer des poumons)</i>	locale et régionale	BaP	Dispersion est calculée comme pour les particules; fonction exposition-réponse et coûts du tableau 5 (Pilkington 1996).
<i>Santé (aérosols)</i>	régionale	NO _x , SO _x	Les impacts sur la santé calculés en supposant que les aérosols (nitrates et sulfates) sont comme des particules; avec les fonctions exposition-réponse et coûts du tableau 5.
<i>Santé (ozone)</i>	régionale	HC, NO _x	L'impact économique est de <u>1 500 ECU</u> par tonne de NO _x et de <u>930 ECU</u> par tonne de HC (Rabl et Eyre, 97).
<i>Forêts, récoltes, matériaux</i>	régionale	SO _x	Calculé par ECOSENSE en utilisant la distribution des récepteurs et les fonctions exposition-réponse du programme ExternE (EC 1995).
<i>Effet de serre</i>	globale	CO ₂ , CH ₄	L'impact économique est de <u>13,8 ECU</u> par tonne équivalent CO ₂ (Cline, 92) (Global Warming Potential de 35 pour le CH ₄ et de 270 pour le N ₂ O).

Résultats et conclusions

Les estimations des impacts dus aux transports sont rapportées dans le tableau 7, exprimés en μ ECU par passager par kilomètre parcouru (1μ ECU = 10^{-6} ECU). L'impact total d'un seul voyage entre Paris et Lyon s'élève à 35 ECU avec un véhicule essence sans pot catalytique, 18 ECU avec un véhicule diesel et à 10 ECU avec un véhicule essence muni d'un pot catalytique trois voies. Les externalités liées aux émissions de polluants seraient donc pour un véhicule essence sans pot catalytique environ deux fois supérieures à celles d'un véhicule diesel et trois fois et demie supérieures à celles d'un véhicule essence catalysé. Moyennés sur le trajet, le coût par km est 73 milli ECU/km pour un véhicule essence sans pot catalytique, 37 milli ECU/km avec un véhicule diesel, et 21 milli ECU/km avec un véhicule essence muni d'un pot catalytique trois voies. Malgré des incertitudes importantes, il est difficile d'éviter la conclusion que les coûts de la pollution des véhicules sont significatifs.

**Tableau 7 : Résultats de l'évaluation de l'ensemble des impacts
d'un véhicule particulier sur le trajet entre Paris et Lyon
en μ ECU par passager par km**

Récepteur	Polluant	Essence sans pot catalytique	Part du Total	Essence avec pot catalytique	Part du Total	Véhicule diesel	Part du Total
<i>Forêts</i>	Dépôt acide	0,2		0,2		0,2	
<i>Récoltes</i>	SO ₂	0,5		0,5		0,4	
<i>HAP cancer des poumons</i>	BaP	8,9	0,01 %	0,4	0,002 %	2,9	0,008 %
<i>Matériaux</i>	SO ₂ dépôt acide humide	5,8		6		6	
<i>Santé</i>							
<i>Morbidité</i>	Aérosols de sulfates	14	0,02 %	17	0,08 %	13	0,03 %
<i>Mortalité</i>		319	0,43 %	324	1,56 %	303	0,81 %
<i>Ozone</i>	NO _x , HC	6 549	8,9 %	1 260	6,1 %	1 037	2,8 %
<i>Effet de serre</i>	équival.CO ₂	2 347	3,2 %	2 793	13,4 %	2 431	6,5 %
<i>Santé</i>							
<i>Morbidité</i>	Aérosols de nitrates	3 988	5,4 %	947	4,6 %	745	2,0 %
<i>Mortalité</i>		55 650	75,9 %	13 210	63,6 %	10 393	28,0 %
<i>Santé</i>							
<i>Morbidité</i>	Particules	184	0,3 %	92	0,4 %	917	2,5 %
<i>Mortalité</i>		4 268	5,8 %	2 134	10,3 %	21 337	57,4 %
TOTAL		73 334		20 784		37 184	

Comme nous pouvons le voir dans la figure 1, les externalités du transport sont largement dominées par la santé (entre 85 % et 95 % du total). Les incertitudes sont indiquées par les barres d'erreur selon Rabl (1996). L'impact important des aérosols de nitrates est particulièrement incertain parce qu'il y a un manque d'évidence épidémiologique directe pour ou contre l'hypothèse "les nitrates sont comme les PS₁₀"¹ ; l'impact des voitures à essence est plus sensible à cette incertitude que le diesel parce que la mortalité due aux particules semble bien démontrée (Pope et al, 1995). Les impacts de l'ozone peuvent être considérés comme une limite inférieure des impacts des NO_x. Le coût de l'effet de serre est également important. Les impacts sur les récoltes, les forêts et les matériaux apparaissent en comparaison négligeables (à peine quelques dixièmes de pour-cent du total).

Quant à la transférabilité des résultats, pour un site d'émission donné l'impact marginal d'un polluant est proportionnel à la quantité émise. Pour les polluants primaires (SO₂, particules et BaP) l'impact peut varier fortement avec la distribution locale des récepteurs : des calculs détaillés montrent que le dommage par g de particules fines varie d'un facteur d'environ dix entre une source en zone rurale et une source en banlieue parisienne (Rabl et al, 1996). L'impact des particules émises à

¹ PS₁₀ : particules en suspension de dimension inférieure à 10 μ m

Paris est donc beaucoup plus important que notre estimation sur la base d'un trajet interurbain. Le dommage des polluants secondaires (nitrates, sulfates et ozone) par contre est moins sensible à la distribution locale des récepteurs parce que la création de ces polluants ne devient significative qu'après une certaine distance de la source. Pour les nitrates et les sulfates cette distance est assez longue (les maxima des concentrations se trouvent à quelques centaines de kilomètres des sources des précurseurs) et une estimation sur la base d'un trajet Paris-Lyon peut être considérée comme représentative pour la France. Bien que pour l'ozone la distance de formation soit plus courte (par ex. les maxima des concentrations se trouvent à quelques dizaines de kilomètres des centres des grandes villes), l'impact est dominé par les effets régionaux, voire globaux (Rabl et Eyre, 1997), ce qui justifie une première estimation sur la base d'un modèle régional (Simpson, 1993).

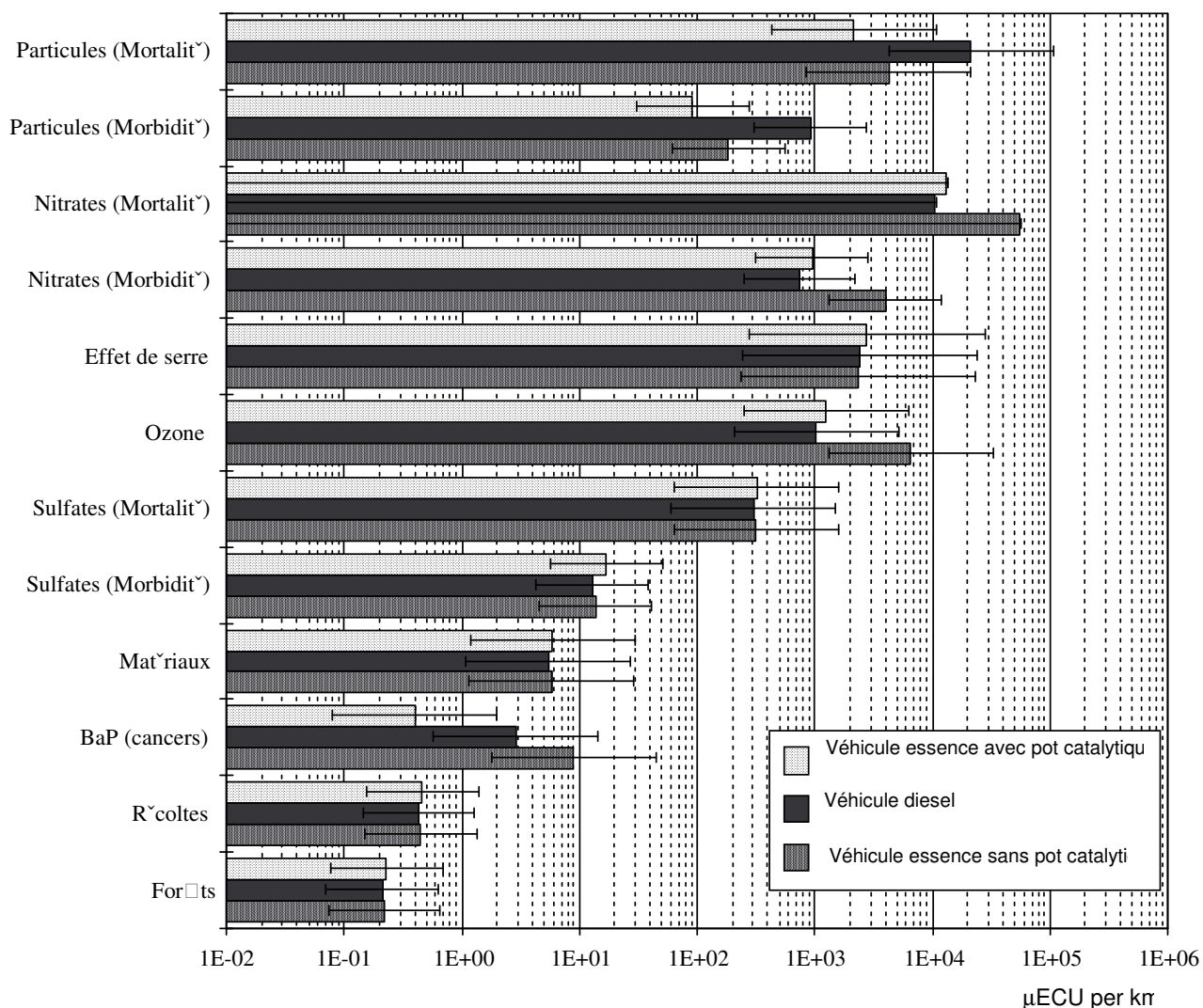


FIG. 1 : Ensemble des impacts (véhicule essence sans et avec pot catalytique et véhicule diesel) sur un trajet Paris-Lyon en $\mu\text{ECU}/\text{km}$ (Échelle logarithmique, barres d'erreurs = incertitudes)

Remerciements

Ce travail a été co-financé par le projet ExternE du Programme JOULE, European Commission DG12.

Bibliographie

Abbey D.E., Lebowitz M.D., Mills P.K., Petersen F.F., Lawrence Beeson W., Burchette R.J. (1995), Long-Term Ambient Concentrations of Particulates and Oxidants and Development of Chronic Disease in a Cohort of Nonsmoking California residents. *Inhalation Toxicology* 7, 19-34.

Bickel P. and Krewitt W. (1996) : Assessing External Costs of Transport Using Building Blocks, IER, Université de Stuttgart, Allemagne, working paper, 15 p.

Cline W.R. (1992): *The Economics of Global Warming*. Institute for International Economics, Washington, États-Unis, 399 p.

Curtiss P.S. and Rabl A. (1995): PATHWAYS: a Software Package for Calculating Impacts and Costs of Environmental Burdens Due to Electricity Production by Nuclear or Fossil fuels. Manuel de programmation, École des Mines de Paris, Paris, France, 41 p.

Dockery D.W., Speizer F.E., Stram D.O., Ware J.H., Spengler J.D., Ferris B.G. (1989), Effects of Inhalable Particles on Respiratory Health of Children, *American Review of Respiratory Dis* 139, 587-594.

EC (1995): *ExternE: Externalities of Energy*. Volume 2, Methodology. European Commission DG12 Science, Research and Development, JOULE Program. Luxembourg, 571 p.

Heywood J.B. (1988): *Internal Combustion Engine Fundamentals*, McGraw-Hill, New York, 930 p.

Hurley F., P. Donnan (1997) An Update of Exposure-Response (E-R) Functions for the Acute and Chronic Public Health Effects of Air Pollution, Institute of Occupational Medicine (IOM), Edinburgh, UK, 6 p, to be publ. by ExternE Program.

Joumard R., Vidon R., Paturol L., Pruvost C., Tassel P. , De Soete G. and Saber A. I. (1995) : *Évolution des émissions de polluants des voitures particulières lors du départ moteur froid*. Rapport INRETS n° 197, Bron, France, 75 p.

Krewitt W., Trukenmueller A., Mayerhofer P., and Friedrich R. (1995): EcoSense: an Integrated Tool for Environmental Impact Analysis, in: Kremers, H., (Ed.) : *Space and Time in Environmental Information Systems*. Umwelt-Informatik aktuell, Band 7, Metropolis-Verlag, Marburg.

Ostro B.D. (1987), Air Pollution and Morbidity Revisited: A Specification Test, *Journal Environment Economics Management* 14, 87-98.

Pilkington A. (1996): A Preliminary Evaluation of the Health Effects of 'New' Pollutants in Transport Studies. Institut of Occupational Medicine (IOM), Edinburgh, UK, review paper for ExternE, 26 p.

Pope C.A. III, Thun M.J., Namboodiri M.M., Dockery D.W., Evans J.S., Speizer F.E., Heath C.W. Jr (1995), Particulate Air Pollution as Predictor of Mortality in a Prospective Study of US Adults, *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine* 151: 669-674.

Rabl, A. 1996, Environmental Damages and Costs: an Analysis of Uncertainties, École des Mines de Paris, Paris, France, 22 p, to be publ. by ExternE Program.

Rabl A., and Eyre N. (1997), An Estimate of Regional and Global O₃ Damage from Precursor NO_x and VOC Emissions, École des Mines de Paris, Paris, France, 20 p, to be publ. by ExternE Program.

Rabl, A., Curtiss P. S., Spadaro J. V., Hernandez B., Pons A., Dreicer M., Tort V., Margerie H., Landrieu G., Desaignes B. and Prout D. (1996), "Environmental Impacts and Costs: the Nuclear and the Fossil Fuel Cycles", version 3.0 June 1996, École des Mines, Paris, 300 p.

Simpson D. (1993), Photochemical Model Calculations over Europe for Two Extended Summer Periods: 1985 and 1989, Model Results and Comparison with Observations, *Atmospheric Environment*, vol. 27A, p. 921-943.

Vossiniotis G., Arabatzis G. and Assimacopoulos D. (1996): Description of ROADPOL: A Gaussian Dispersion Model for Line Sources, Program manual, National. Technical University Athens, Greece, 22 p.

Déjà parus

CEG-1. D. PERRUCHET, J.-P. CUEILLE,

Compagnies pétrolières internationales : intégration verticale et niveau de risque.
Novembre 1990.

CEG-2. C. BARRET, P. CHOLLET,

Canadian gas exports: modeling a market in disequilibrium.
Juin 1990.

CEG-3. J.-P. FAVENNEC, V. PREVOT,

Raffinage et environnement.
Janvier 1991.

CEG-4. D. BABUSIAUX,

Note sur le choix des investissements en présence de rationnement du capital.
Janvier 1990.

CEG-5. J.-L. KARNIK,

Les résultats financiers des sociétés de raffinage distribution en France 1978-89.
Mars 1991.

CEG-6. I. CADORET, P. RENOUE,

Élasticités et substitutions énergétiques : difficultés méthodologiques.
Avril 1991.

CEG-7. I. CADORET, J.-L. KARNIK,

Modélisation de la demande de gaz naturel dans le secteur domestique : France, Italie, Royaume-Uni 1978-1989.
Juillet 1991.

CEG-8. J.-M. BREUIL,

Émissions de SO₂ dans l'industrie française : une approche technico-économique.
Septembre 1991.

CEG-9. A. FAUVEAU, P. CHOLLET, F. LANTZ,

Changements structurels dans un modèle économétrique de demande de carburant.
Octobre 1991.

CEG-10. P. RENOUE,

Modélisation des substitutions énergétiques dans les pays de l'OCDE.
Décembre 1991.

CEG-11. E. DELAFOSSE,

Marchés gaziers du Sud-Est asiatique : évolutions et enseignements.
Juin 1992.

CEG-12. F. LANTZ, C. IOANNIDIS,

Analysis of the French gasoline market since the deregulation of prices.
Juillet 1992.

CEG-13. K. FAID,

Analysis of the American oil futures market.
Décembre 1992.

CEG-14. S. NACHET,

La réglementation internationale pour la prévention et l'indemnisation des pollutions maritimes par les hydrocarbures.
Mars 1993.

CEG-15. J.-L. KARNIK, R. BAKER, D. PERRUCHET,

Les compagnies pétrolières : 1973-1993, vingt ans après.
Juillet 1993.

CEG-16. N. ALBA-SAUNAL,

Environnement et élasticités de substitution dans l'industrie ; méthodes et interrogations pour l'avenir.
Septembre 1993.

CEG-17. E. DELAFOSSE,

Pays en développement et enjeux gaziers : prendre en compte les contraintes d'accès aux ressources locales.
Octobre 1993.

CEG-18. J.P. FAVENNEC, D. BABUSIAUX,*

L'industrie du raffinage dans le Golfe arabe, en Asie et en Europe : comparaison et interdépendance.
Octobre 1993.

CEG-19. S. FURLAN,

L'apport de la théorie économique à la définition d'externalité.
Juin 1994.

CEG-20. M. CADREN,

Analyse économétrique de l'intégration européenne des produits pétroliers : le marché du diesel en Allemagne et en France.
Novembre 1994.

CEG-21. J.L. KARNIK, J. MASSERON,*

L'impact du progrès technique sur l'industrie du pétrole.
Janvier 1995.

CEG-22. J.P. FAVENNEC, D. BABUSIAUX,

L'avenir de l'industrie du raffinage
Janvier 1995.

CEG- 23. D. BABUSIAUX, S. YAFIL,*

Relations entre taux de rentabilité interne et taux de rendement comptable
Mai 1995

CEG-24. D. BABUSIAUX, J. JAYLET*,

Calculs de rentabilité et mode de financement des investissements, vers une nouvelle méthode ?
Juin 1996

CEG-25. J.P. CUEILLE, J. MASSERON*,

* une version anglaise de cet article est disponible sur demande

Coûts de production des énergies fossiles : situation actuelle et perspectives
Juillet 1996

CEG-26. J.P. CUEILLE, E. JOURDAIN,
Réductions des externalités : impacts du progrès technique et de l'amélioration de
l'efficacité énergétique
Janvier 1997

CEG-27. J.P. CUEILLE, E. DOS SANTOS,

Approche évolutionniste de la compétitivité des activités amont de la filière pétrolière
dans une perspective de long terme

Février 1997

CEG-28. C. BAUDOUIN, J.P. FAVENNEC,

Marges et perspectives du raffinage

Avril 1997

Le **Centre Économie et Gestion (CEG)**, sous la direction de Denis Babusiaux, a pour objet d'assurer :

- La formation de jeunes diplômés à la maîtrise des techniques économiques et de gestion. Celle-ci est assurée par trois programmes distincts :
 - Le cycle **Économie et Gestion de l'Entreprise (EGE)**, destiné à des ingénieurs diplômés ou à des étudiants de formation scientifique de niveau équivalent, débouche au terme d'une scolarité de 16 mois sur l'attribution du diplôme d'ingénieur de l'École du Pétrole et des Moteurs.
 - Le cycle **Petroleum Economics and Management (PEM)**, organisé en collaboration avec les universités Colorado School of Mines et Texas A&M, se déroule en partie à l'École du Pétrole et des Moteurs et en partie au sein de l'une ou l'autre de ces universités. La formation, d'une durée de 16 mois, conduit à l'obtention de deux diplômes : le Master of Science de l'université américaine correspondante et un diplôme de l'École du Pétrole et des Moteurs (diplôme d'ingénieur ou Mastère Spécialisé).
 - Le **DEA Économie de l'Énergie**, organisé conjointement avec l'Université de Bourgogne et l'Université Panthéon-Assas. Les candidats doivent être titulaires d'une maîtrise (sciences économiques, économétrie, gestion), d'un diplôme d'ingénieur, d'un diplôme d'école de commerce ou posséder un diplôme jugé équivalent.

Le **Mastère Spécialisé en Politique et Gestion de l'Énergie** peut être délivré à l'issue d'un cursus s'appuyant sur des cours dispensés dans le cadre de l'un des programmes présentés ci-dessus et sur un stage ou une micro-thèse de recherche d'une durée minimale de quatre mois.

- Une activité de recherche qui permet à des étudiants de réaliser une thèse de doctorat dans un des divers domaines de l'économie de l'énergie. Les doctorants français ou ressortissants de l'Union Européenne admis sur des postes de thèse peuvent recevoir une allocation de recherche de la part de l'École du Pétrole et des Moteurs.
- La formation et le perfectionnement du personnel de l'industrie pétrolière et des industries associées. Cette formation se déroule sous forme de stages inter-ou intra-entreprise ou de modules plus longs, mais peut également prendre la forme de parcours individuels de formation pour s'adapter à des besoins plus spécifiques.