



HAL
open science

Pollution atmosphérique et santé

Olivier Chanel, Serge Masson, Pascale Scapecchi, Jean-Christophe Vergnaud

► **To cite this version:**

Olivier Chanel, Serge Masson, Pascale Scapecchi, Jean-Christophe Vergnaud. Pollution atmosphérique et santé : évaluation monétaire et effets de long terme. Région et Développement, 2019, Environnement et territoire : évaluations économiques et gestion, 2000 (12), pp.33-53. halshs-00150059

HAL Id: halshs-00150059

<https://shs.hal.science/halshs-00150059>

Submitted on 11 Mar 2022

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.

POLLUTION ATMOSPHERIQUE ET SANTÉ : ÉVALUATION MONÉTAIRE ET EFFETS DE LONG TERME

Olivier CHANEL*, **Serge MASSON****, **Pascale SCAPECCHI*****
et **Jean-Christophe VERGNAUD******

***Résumé** - Nous présentons d'abord les résultats d'une évaluation économique des effets sanitaires de la pollution atmosphérique en France. La mortalité associée à une exposition de long terme représente la majorité de ces montants, si bien que nous abordons ensuite deux problèmes qui en découlent. Le premier concerne l'évaluation monétaire de la mortalité lorsque la cause de décès est liée à la pollution atmosphérique. Nous proposons deux approches différentes et étudions sous quelles conditions elles diffèrent. Le second traite de la difficulté à prendre en compte les effets de long terme dans l'analyse économique. En effet, le fait qu'ils soient associés à une exposition passée et cumulative à divers facteurs de risque induit un délai entre la mise en place d'une politique de réduction et l'obtention de l'ensemble des bénéfices sanitaires associés à cette réduction. Nous proposons une méthodologie permettant l'estimation de ces délais pour les bénéfices sanitaires associés à la mortalité.*

Mots-clés - COÛTS SANITAIRES, POLLUTION ATMOSPHERIQUE, EFFETS DE LONG TERME, MORTALITÉ.

JEL Classification : H43, I12, Q25.

* GREQAM-CNRS, 2, rue de la Charité 13002 Marseille.

** GREQAM-CNRS, 2, rue de la Charité 13002 Marseille.

*** EUREQua-CNRS, 106-112, boulevard de l'Hôpital, 75647 Paris, Cedex 13.

**** BETA, 61, avenue de la Forêt Noire, 67085 Strasbourg.

1. INTRODUCTION

La pollution de l'air exerce un impact négatif important sur l'environnement en général, sur le bâti (monuments historiques et bâtiments), sur les cultures et sur la santé humaine. Ces dommages possèdent des coûts qui sont principalement externes, non couverts par les pollueurs et à la charge de la population de façon directe ou indirecte. Afin de remédier à cette situation, les gouvernements sont amenés à agir pour inciter les pollueurs à réduire leurs émissions et à internaliser une partie des externalités qu'ils génèrent. Pour ce faire, ils ont besoin de disposer d'informations quantifiées sur les impacts et les coûts associés à cette forme de pollution, afin de déterminer les modes d'action les plus efficaces.

Récemment, sous l'égide de l'OMS (Organisation Mondiale de la Santé) et à l'initiative d'agences gouvernementales autrichiennes, françaises et suisses, une étude pluridisciplinaire a permis d'estimer les coûts sanitaires relatifs à la pollution de l'air anthropique dans ces trois pays, et notamment la part relative aux transports routiers (Künzli et al., 2000). L'évaluation de ces externalités est complexe, comme nous le verrons en présentant les résultats de cette étude trilatérale, et apporte un certain nombre de problèmes méthodologiques. Nous développerons deux d'entre eux, relatifs aux effets de long terme : comment évaluer de façon monétaire la mortalité de long terme ? Comment interpréter les effets de long terme dans un cadre dynamique ?

Le premier problème naît de ce que les études épidémiologiques, bien qu'ayant mis en évidence une augmentation du risque de mortalité liée à l'exposition à la pollution de l'air, ne peuvent déterminer avec certitude son mode d'action pathologique. De ce fait, elles ne peuvent déterminer si la pollution de l'air diminue la durée de vie en accélérant l'évolution de pathologies cardio-pulmonaires par exemple, où si elle peut à elle seule induire certains décès prématurés. Selon que l'on privilégie l'une ou l'autre des interprétations, l'évaluation économique diffère, et nous présenterons les résultats d'un modèle de préférence des agents permettant d'estimer l'importance de cette différence en terme de consentements à payer. La conclusion est que, pour des taux d'actualisation raisonnables, cette différence est faible.

Le second problème concerne la prise en compte des effets de long terme dans une analyse dynamique. Les résultats de l'étude trilatérale correspondent aux impacts des effets de la pollution de l'air présente et passée, et la majeure partie est représentée par la mortalité dite de long terme, c'est-à-dire à la mortalité liée à une exposition continue au cours des années passées. Dans une perspective de calcul coût-bénéfices d'une politique publique de réduction de la pollution de l'air, il convient d'intégrer des délais inévitables avant de voir disparaître les effets passés de la pollution de l'air. Ce délai et le processus

d'actualisation demandent un calcul adéquat des bénéfices attendus. Nous proposons une méthodologie pour une telle évaluation, et concluons que le délai à prendre en compte est au moins de 20 ans.

L'article s'organise comme suit. La section 2 présente brièvement la méthodologie et les résultats de l'étude trilatérale relatifs à la France. La section 3 traite du problème d'évaluation de la mortalité de long terme. La section 4 propose une tentative de prise en compte des effets de long terme, et la section 5 conclut.

2. ÉVALUATION MONÉTAIRE DES EFFETS SANITAIRES DE LA POLLUTION ATMOSPHÉRIQUE D'ORIGINE ANTHROPIQUE EN FRANCE

Cette évaluation repose en partie sur les résultats d'un projet européen¹ associant des équipes autrichiennes, françaises et suisses dans trois disciplines : la modélisation de la pollution atmosphérique, l'épidémiologie et l'économie. L'objectif général consistait à proposer une méthodologie commune relative à l'évaluation des effets sanitaires externes associés à la pollution atmosphérique, depuis la caractérisation de la pollution atmosphérique jusqu'à la monétarisation de ces effets.

2.1. Méthodologies retenues en matière de modélisation atmosphérique et d'épidémiologie

Les résultats économiques sont obtenus au terme de trois étapes. D'abord, l'exposition à la pollution de l'air, et notamment la part liée au trafic routier, a été estimée. Ensuite, une synthèse des données épidémiologiques disponibles dans la littérature a permis de sélectionner des fonctions exposition réponse pour chaque indicateur sanitaire retenu. Enfin, il a été procédé à l'évaluation de l'impact sanitaire et à la monétarisation de celui-ci.

2.1.1. Exposition de la population aux PM10

La pollution atmosphérique est un mélange de nombreuses substances connues et inconnues. Il n'est en général pas possible d'associer un effet sanitaire spécifique à un indicateur de pollution particulier. Aussi l'objectif est-il de décrire au mieux le mélange complexe de polluants affectant la santé en se focalisant sur des indicateurs de la pollution, tels les PM10 (particules de diamètre aérodynamique inférieur à 10 µm), les oxydes d'azote (NOx) ou l'ozone (O3).

Les PM10 ont été retenues comme indicateur de pollution car elles sont à l'origine d'effets sur la santé à court et long terme, mis en évidence par de nombreuses études épidémiologiques qui en fournissent des estimations

¹ Ce projet a donné lieu à la publication de trois rapports techniques et d'un rapport de synthèse OMS (voir Filliger et al., 1999 ; Künzli et al., 1999 ; Sommer et al., 1999 ; Seethaler et al., 1999).

quantifiées. La moyenne annuelle en PM10 a donc été choisie comme indicateur de l'exposition de la population à la pollution atmosphérique.

La cartographie de l'exposition de la population aux PM10 totales indique une zone de fortes concentrations sur l'ensemble de la région parisienne, qui s'explique par les densités élevées de population et de transports routiers. Pour d'autres grandes agglomérations (Nantes, Bordeaux, Toulouse, Lyon, Marseille et Lille), de fortes concentrations sont présentes en centre ville, mais diminuent rapidement en périphérie. Le niveau moyen annuel d'exposition de la population française aux PM10 en 1995 est estimé à 23,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, dont 8,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ sont attribués aux transports routiers.

2.1.2. Évaluation des effets sanitaires

Elle repose sur trois types de données : l'estimation des niveaux d'exposition de la population, la quantification des risques pour la santé et la fréquence de l'événement sanitaire dans la population.

Tableau n° 1 : Cas supplémentaires pour une augmentation de 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM10 et par million d'habitants, et nombre de cas total attribuable par indicateur sanitaire

Indicateurs sanitaires	Nombre de cas (intervalle de confiance à 95 %)	Cas attribuables (intervalle de confiance à 95 %)
Mortalité totale à long terme (adultes \geq 30 ans)	340 (206-476)	31 692 (19 202-44 369)
Hospitalisations pour causes respiratoires (court terme)	148 (16-282)	13 796 (1 491-26 286)
Hospitalisations pour causes cardio-vasculaires (court terme)	212 (112-315)	19 761 (10 440-29 362)
Incidence Bronchites Chroniques (adultes, long terme)	394 (35-784)	36 726 (3 262-73 079)
Incidence bronchite aiguë (enfants, court terme)	4 830 (2 129-8 728)	450 218 (198 450-813 562)
Jours de restriction d'activité ⁽¹⁾ (adultes \geq 20 ans, court terme)	263 696 (221 987-305 966)	24 579 872 (20 692 055-28 19 982)
Crises d'asthme ⁽²⁾ (enfants asthmatiques, court terme)	2 603 (1 600-3 617)	242 633 (149 141-337 151)
Crises d'asthme ⁽²⁾ (adultes asthmatiques, court terme)	6 192 (3 016-9 431)	577 174 (281 130-879 091)

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

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

Il convient de distinguer les effets sanitaires de court terme, qui surviennent le jour même de l'exposition ou dans les jours suivants, et ceux de long terme, qui surviennent après une exposition de plusieurs années. Les effets de la pollution atmosphérique sur la santé n'étant pas spécifiques, il a été décidé

de retenir, parmi les indicateurs de morbidité, uniquement ceux qui pouvaient se différencier clairement – afin d'éviter les doubles comptes – et qui pouvaient être quantifiables en termes de coûts. Ils sont repris dans le tableau n° 1.

Un niveau de base de 7,5 µg/m³ de PM10 est retenu et correspond aux émissions naturelles, si bien que la pollution d'origine anthropique est évaluée à 16 µg/m³. Les effets sur la santé ne seront donc pas pris en compte pour des niveaux de PM10 inférieurs à 7,5 µg/m³, ce qui ne signifie pas qu'il n'y a pas d'effets sous ce seuil.

Les fonctions exposition-réponse, sélectionnées dans la littérature ont été utilisées pour calculer le nombre de cas de mortalité prématurée et de morbidité attribuables à l'indicateur PM10 (voir Künzli et al., 2000). Les résultats en termes d'occurrences attribuables à la pollution atmosphérique d'origine anthropique se trouvent dans la 3^{ème} colonne du tableau n° 1 pour l'ensemble de la population métropolitaine, soit 58,26 millions d'habitants en 1996.

2.2. Évaluation monétaire

A partir du nombre d'occurrences du tableau n° 1, deux méthodes peuvent être retenues pour exprimer les impacts sanitaires en termes monétaires. L'une représente une approche en terme de pertes de bien-être – c'est-à-dire les coûts matériels et non-matériels, incluant la douleur, la peine, les aspects psychologiques... – alors que la seconde prend en compte les seuls coûts matériels en comptabilisant les pertes de ressources économiques.

2.2.1. Évaluation monétaire de la mortalité

L'évaluation monétaire de la mortalité en terme de pertes de bien-être est établie sur la base des Consentements à Payer (CAP) individuels pour réduire un risque de mortalité. Le concept de "Valeur d'Évitement d'un Décès" (VED) est utilisé et reflète la valeur associée à une diminution de risque de mortalité évaluée avant que les résultats négatifs n'aient lieu. Des enquêtes adaptées auprès de la population conduisent à retenir une estimation de 5,9 millions de francs comme valeur d'évitement d'un décès (Sommer et al., 1999, sur la base d'une enquête d'évaluation contingente de Carthy et al., 1998).

L'évaluation des coûts matériels associés à un décès est estimée par les pertes de consommation induites par ce décès prématuré, soit 82 500 francs par année de vie perdue en moyenne. Les décès associés à la mortalité de long terme représentent une perte d'espérance de vie moyenne de 10 ans environ (autrement dit, si les personnes dont le décès est associé à la pollution atmosphérique n'y avaient jamais été exposées, elles auraient vécu en moyenne 10 années de plus). Un décès est ainsi valorisé à environ 825 000 francs².

² Il n'a pas été tenu compte de l'actualisation dans le calcul de cette somme pour des problèmes de méthodologie commune aux trois pays.

Selon l'approche par les pertes de bien-être, les coûts de la pollution de l'air pour la mortalité à long terme atteignent presque 190 milliards de francs. Si on considère la méthode d'évaluation par les pertes de consommation, ils s'élèvent à 26 milliards de francs (voir le tableau n° 2). Les problèmes liés à la spécificité du risque que l'on considère (la pollution de l'air vue comme un facteur de risque aggravant) ainsi que le raisonnement en termes de "décès prématurés" plutôt qu'en termes de décès seront étudiés en détails dans la section 3, dans le cadre du calcul du CAP.

2.2.2. Estimation de la morbidité

Les pertes de bien-être associées à chaque épisode morbide sont estimées par le montant monétaire que les individus accepteraient de payer pour l'éviter. Le coût matériel est quant à lui estimé à partir des dépenses médicales (traitement et consultation) et des pertes de revenus relatives à l'absentéisme engendré par la morbidité. Les valeurs unitaires relatives à chaque épisode morbide sont reproduites dans le tableau n° 2. Les coûts de la pollution de l'air pour la morbidité atteignent 67,8 milliards de francs selon l'approche par les pertes de bien-être, et seulement 1,9 milliards de francs selon la méthode des pertes de consommation. La différence entre les deux approches s'explique par le poids élevé des aspects non-matériels associés à certaines affections (bronchites chroniques et attaques d'asthme) et par le fait que les journées d'activité réduite n'ont pas été valorisées en termes de pertes de ressources économiques, en l'absence d'une définition claire de ce qu'elles représentent.

Tableau n° 2 : Évaluation des effets sanitaires de la pollution anthropique par les PM10 en France (en million de francs)

	Cas attribuables	Consentements à payer individuels		Pertes de ressources économiques	
		Valeur unitaire (10 ³ FF)	Valeur totale (10 ⁶ FF)	Valeur unitaire (10 ³ FF)	Valeur totale (10 ⁶ FF)
MORTALITÉ (LT)	31 692	5 900	186 982 (113 292-261 777)	825	26 146 (15 842-36 604)
Hospitalisations (CT)	33 537	52	1 744	0,31	1 040
Bronchites chroniques (LT)	36 726	1 371	50 351	22	808
Bronchites aiguës (CT)	450 218	0,859	387	0,256	115
Attaques d'asthme (CT)	820 000	0,203	166	0,004	3
Jours d'activité restreinte (CT)	24,6.10 ⁶	0,616	15 154	-(¹)	-
TOTAL MORBIDITÉ ⁽²⁾ (court terme et long terme), 10 ⁶ FF	-	-	67 802 (18 095-121599)	-	1 966 (495-3 546)
TOTAL ⁽²⁾ (10 ⁶ FF)	-	-	254 786 (134 387-383 376)	-	28 112 (16 337-40 150)

⁽¹⁾ Indicateur non comptabilisé par manque de précision sur la définition "d'activité restreinte".

⁽²⁾ Les bornes de l'intervalle de confiance de cette somme correspondent à la somme des bornes des intervalles de confiance des indicateurs qui la composent.

CT = court terme ; LT = long terme.

2.3. Conclusion

Cette étude trilatérale ouvre un certain nombre de voies de recherche.

Tout d'abord, elle met en évidence l'absence d'une valeur pour l'évitement d'un décès causé par la pollution atmosphérique. Pour l'instant, seuls les consentements à payer pour éviter un décès lié à une cause accidentelle ou non spécifiée sont disponibles... Or, les travaux en psychologie ont notamment montré que selon la nature du risque (par exemple le risque est-il subi ou volontaire ?), la perception et donc les consentements à payer diffèrent grandement.

Il en est de même pour les valeurs représentant la perte de bien-être associée à un état de santé dégradé. Un travail plus approfondi sur l'absentéisme professionnel lié à la pollution atmosphérique est également nécessaire, dans la mesure où ne sont généralement mesurés que les jours d'activité réduite, dont la définition est beaucoup trop vague pour permettre une valorisation en termes de pertes de ressources économiques.

Les données épidémiologiques restent également insuffisantes en matière de morbidité de long terme (seules des données sur les bronchites chroniques sont disponibles) et par conséquent des coûts, sans doute importants, n'ont pu être évalués.

En dehors de ces problèmes d'évaluation monétaire, l'intégration dans le raisonnement économique des effets sanitaires de long terme (qui représentent entre 93 % et 96 % des effets sanitaires totaux selon l'approche retenue) pose deux difficultés qui font l'objet des sections suivantes. La première concerne la façon de mesurer et d'évaluer la mortalité de long terme. La seconde s'intéresse aux aspects dynamiques associés à une variation de la pollution de l'air et conditionne sa prise en compte correcte dans une analyse coût-bénéfice.

3. MESURER LA MORTALITÉ DE LONG TERME : EN TERMES DE DECÈS OU D'ANNÉES DE VIE PERDUES ?

En épidémiologie et dans l'évaluation économique, il est courant que les effets d'un facteur de risque soient exprimés en terme de victimes, et c'est l'option qui a prévalu dans l'étude trilatérale. Cela revient à considérer que si la personne concernée n'avait pas été victime d'un événement fatal, ses chances de vivre plus longtemps seraient restées identiques. Cela se justifie pour les victimes d'un accident de la route par exemple, mais les effets de chaque facteur de risque de mortalité ne se prêtent pas à une telle présentation. C'est le cas en particulier de la pollution de l'air qui est considérée comme un facteur de risque aggravant pour les maladies cardio-vasculaires et cardio-respiratoires, ainsi que pour les cancers du poumon, mais que l'on peut difficilement tenir pour l'unique cause dans le déclenchement de certaines pathologies. Il peut alors sembler

raisonnable de penser que si une personne n'avait pas été exposée à la pollution atmosphérique, elle aurait tout de même souffert de ces affections, mais leur évolution aurait été plus longue ou leur déclenchement plus tardif.

Nous présentons donc dans cette section deux visions antagoniques formalisant les effets de la pollution de l'air. Tout d'abord le scénario "victime" usuel et d'autre part un second scénario appelé 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, suite à une aggravation des pathologies induite par la pollution de l'air.

Partant des mêmes mesures de pollution et des mêmes données épidémiologiques, il est évident que les deux scénarii conduisent à des résultats identiques en matière d'années de vie perdues. Ce qui diffère est la distribution dans le temps de ces années, et de ce fait, l'évaluation économique peut en être affectée par le jeu de l'actualisation.

3.1. Différences entre les deux scénarii

Les deux scénarii constituent deux conceptions différentes du processus de mortalité, que l'on peut traduire formellement de la façon suivante. Décrivons chaque individu i par une variable $H_i(x)$, représentant le capital-santé à l'âge x , de la façon suivante :

$$H_i(x+1) = H_i(H_i(x), E(x), x, F(x)),$$

où $H_i(x)$ est le capital-santé à l'âge x , $E(x)$ est le niveau d'exposition à la pollution de l'air à l'âge x , et $F(x)$ est le niveau des autres facteurs de risque (tabac, habitudes alimentaires, etc...) à l'âge x influençant le capital-santé. On peut supposer que $\partial H_i / \partial H_i(x) > 0$, $\partial H_i / \partial E(x) < 0$, $\partial H_i / \partial x < 0$, c'est-à-dire que la pollution de l'air et l'âge jouent un rôle négatif sur le capital-santé.

Le scénario victime correspond au cas où le capital-santé est interprété comme la probabilité de rester en vie à l'âge x si l'individu a survécu jusque-là. Il est relié à un processus d'évolution stochastique avec "tirages indépendants" dans lequel la pollution de l'air contribue à l'augmentation des probabilités de décès. Une diminution de l'exposition à la pollution de l'air produit une diminution de ces probabilités de décès. Si l'on veut connaître le consentement à payer pour une décroissance du risque de mortalité, il faudra interroger les individus sur leurs CAP pour la diminution des futures probabilités de décès.

Si au contraire on interprète la variable capital-santé comme une mesure de l'état de santé, on formalise alors l'effet de la pollution atmosphérique par un processus déterministe dans lequel la mort survient lorsque le capital-santé atteint un niveau minimum $H_i(0)$ (par exemple). La pollution de l'air accélère la dégradation du capital-santé et fait perdre de façon déterministe une certaine

durée de vie. C'est en ce sens que nous parlons de "scénario population totale" car toute la population exposée perd, de manière certaine, une durée de vie donnée.

Si l'on veut déterminer le consentement à payer pour une décroissance du risque de mortalité, il faudra interroger les individus sur leurs CAP pour une augmentation de la durée de vie.

3.2. Modélisation du consentement à payer et résultats

Dans l'étude trilatérale, l'option du scénario victime a été retenue. Aurait-on obtenu une évaluation très différente en choisissant l'autre scénario ? C'est l'objectif recherché avec le modèle de préférence présenté ci-dessous qui permet d'estimer la différence de consentement à payer. Nous reprenons les valeurs retenues dans l'étude trilatérale, c'est-à-dire le niveau de pollution moyen annuel en PM10 de 23,5 µg³, dont 16 µg³ sont d'origine anthropique et le risque relatif de mortalité de long terme estimé à 1,043 pour une variation de 10 µg³, ce qui correspond à un risque relatif de 1,0688 par la part attribuable de la pollution atmosphérique anthropique.

Comme il n'existe pas d'évaluation contingente spécifique à la pollution de l'air qui fournirait les CAP nécessaires, nous avons développé un modèle simple d'utilité espérée pour servir de fondement théorique aux deux scénarii. Au niveau de pollution actuel, le bien être d'un agent représentatif correspond à l'utilité espérée suivante :

$$E[U] = (1-D_0(x))U(R_x) + (1-D_0(x))(1-D_0(x+1))\delta U(R_{x+1}) + \dots \\ + \delta^h U(R_{x+h}) \prod_{k=0}^h (1-D_0(x+k))$$

où $D_0(x)$ est le taux de mortalité observé pour les personnes d'âge x et R_x le revenu à l'âge x .

Pour le scénario victime, l'effet de la pollution atmosphérique se traduit par un consentement à payer pour une réduction des taux de mortalité : $\Delta(x)$, $\Delta(x+1)$,... Le bien être d'un agent représentatif correspond à l'utilité espérée suivante :

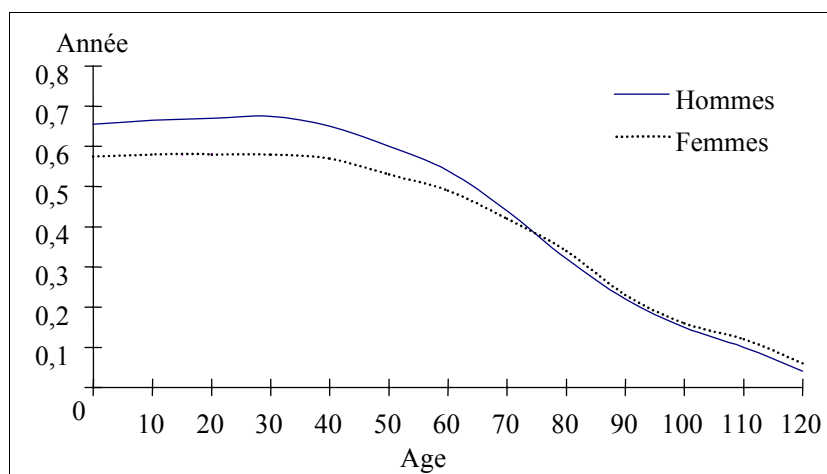
$$E[U] = (1-D_0(x)+\Delta(x))U(R_x) + (1-D_0(x))(1-D_0(x+1)+\Delta(x+1))\delta U(R_{x+1}) + \dots \\ + \delta^h U(R_{x+h}) \prod_{k=0}^h (1-D_0(x+k)+\Delta(x+k)).$$

Pour le scénario population totale, il s'agit d'un consentement à payer pour un report déterministe de l'occurrence du décès, donc pour une augmentation de l'espérance de vie ΔL . Le bien être d'un agent représentatif correspond à l'utilité espérée suivante :

$$E[U] = (1-(1-\Delta L)D_0(x))U(R_x) + (1-D_0(x))(1-(1-\Delta L)D_0(x+1))\delta U(R_{x+1}) + \dots \\ + \delta^h U(R_{x+h})(1-(1-\Delta L)D_0(x+h)) \prod_{k=0}^h (1-D_0(x+k)).$$

En s'inspirant de l'analyse de Maddison (1998) – qui postule notamment que $R \equiv R_x \forall x$ – on peut déduire un CAP correspondant à chacun des scénarii à partir d'une VED (voir Chanel, Masson, Scapecchi et Vergnaud, 1999, pour le développement complet). La VED retenue est évaluée à partir des travaux récents de Jones-Lee (DETR, 1999) qui montrent une relation en forme de U renversé entre l'âge et le CAP.

Figure n° 1 : Gains en espérance de vie par âge et par sexe, qui résulteraient de la suppression de la pollution atmosphérique d'origine anthropique



Nous calculons un CAP moyen pour une population hypothétique représentée par une cohorte à l'état stationnaire initiale de 100 000 nouvelles naissances chaque année exposée à la pollution atmosphérique, et soumise au départ aux taux de mortalité observés en France (INSEE, 1997). Le graphique n° 1 indique l'espérance de vie qui serait gagnée à chaque âge pour les hommes et pour les femmes, si la pollution d'origine anthropique était supprimée.

Il n'y a pas de différences notables entre les hommes et les femmes. L'espérance de vie gagnée décroît avec l'âge, la valeur minimum étant atteinte à 115 ans (pour des raisons techniques, la population est suivie jusqu'à l'âge de 120 ans). De 0 à 31 ans, l'espérance de vie gagnée est quasi constante (0,56 ans pour les hommes, 0,65 ans pour les femmes), puis elle décroît lentement de 32 à 71 ans. A partir de 72 ans et jusqu'à 115 ans, la décroissance s'accélère légèrement.

Les CAP calculés à partir des VED spécifiques à chaque âge sont appliquées à ces pertes d'espérance de vie. Nous obtenons alors une valeur pour chaque scénario: V pour le scénario Victime (modèle stochastique) et PT pour le scénario Population Totale (modèle déterministe). Le tableau suivant présente les valeurs moyennes obtenues pour un individu de la cohorte, pour différents taux d'actualisation.

Tableau n° 3 : CAP moyen par sexe et pour chaque scénario (en francs)

Taux d'actualisation δ	Hommes			Femmes		
	CAP moyen (V)	CAP moyen (PT)	Ratio PT/V	CAP moyen (V)	CAP moyen (PT)	Ratio PT/V
0 %	163 363	163 323	1	126 504	126 504	1
1 %	141 571	144 333	1,0195	108 268	109 239	1,0100
2 %	123 191	128 413	1,0424	93 023	94 906	1,0202
3 %	107 795	115 182	1,0685	80 396	83 144	1,0342
4 %	94 952	104 220	1,0976	69 999	73 554	1,0508
5 %	84 240	95 162	1,1297	61 451	65 748	1,0699
6 %	75 286	87 657	1,1643	54 406	59 391	1,0916
7 %	67 788	81 419	1,2011	48 581	54 203	1,1157
8 %	61 458	76 204	1,2399	43 733	49 932	1,1417
9 %	56 098	71 829	1,2804	36 673	46 397	1,2652
10 %	51 526	68 122	1,32253	36 242	43 445	1,1987
20 %	28 161	49 814	1,76955	19 292	29 486	1,5284

On constate que l'évaluation monétaire est plus élevée lorsque l'on considère le modèle déterministe (PT). L'écart entre les deux approches est calculé au moyen du ration PT/V. On remarque que pour des taux d'actualisation "réalistes" (entre 1 % et 4 %), la différence entre les deux approches n'excède pas 10 %, et qu'il n'y a pas de différence si on considère un taux d'actualisation nul.

3.3. Conclusion

L'objectif de cette section était d'étudier l'impact économique de la mortalité de long terme associée à la pollution de l'air en considérant deux formalisations différentes de ses effets. L'approche usuelle comptabilise des victimes, mais parler de victimes ne semble pas réaliste pour des facteurs de risque tels que la pollution de l'air. Une approche alternative est donc proposée et la comparaison des deux approches ne montre pas de différences majeures en termes d'évaluation pour des taux d'actualisation inférieurs à 5 %. Les résultats obtenus indiquent une relative robustesse de l'évaluation au choix particulier d'un scénario puisque la différence estimée est inférieure à 10 %. L'incertitude médicale sur les effets pathologiques de la pollution de l'air n'a donc pas de

conséquences dramatiques en matière de robustesse de l'évaluation économique. Toutefois, quelle que soit la formalisation retenue, se pose le problème de l'intégration des effets de long terme (et parmi eux, de la mortalité) dans l'analyse économique.

4. L'INTÉGRATION DES EFFETS DE LONG TERME DANS UNE ANALYSE ÉCONOMIQUE

Le calcul des bénéfices liés aux effets de long terme dans la perspective d'une évaluation économique de type coût-bénéfices est problématique. En effet, tout comme il existe un délai entre l'exposition aux polluants et l'apparition des effets sur la santé, on observera également avec délai les effets bénéfiques d'une réduction des émissions. L'importance de ce délai diffère selon qu'il s'agit d'effets de court terme ou de long terme.

Pour les effets de court terme, il est raisonnable d'estimer qu'une diminution du niveau de la pollution de l'air se traduit par une diminution immédiate des effets sur la santé et donc des coûts qui y sont associés. C'est le cas de tous les indicateurs de morbidité de l'étude trilatérale, hormis les bronchites chroniques. Par contre, pour les effets de long terme, une réduction de la pollution de l'air ne produira pleinement ses effets que de nombreuses années après : c'est le cas de la mortalité de long terme et de l'indicateur bronchite chronique. Ceci s'explique par le fait que les effets de long terme résultent d'une exposition cumulative : les effets sur la santé observés l'année t_0 , et donc les valeurs monétaires associées, ne dépendent pas seulement des émissions actuelles mais également des niveaux de pollution des années précédentes t_1, t_2, \dots, t_n . La dégradation comme l'amélioration de l'état de santé résultent d'un processus cumulatif.

Une politique de santé publique cohérente doit donc déterminer le flux des bénéfices futurs que l'on pourrait retirer d'une diminution de la pollution de l'air, et pas seulement les bénéfices futurs tels qu'ils seraient observés dans le long terme. Les résultats épidémiologiques en matière de pollution atmosphérique ne sont malheureusement pas suffisants, à l'heure actuelle, pour construire les fonctions exposition – réponse pertinentes quantifiant le lien entre expositions passées et effets sanitaires présents. Des approximations sont toutefois envisageables, et c'est la voie que nous retenons et appliquons à la mortalité, qui représente l'essentiel des coûts de long terme (plus de 90 % par exemple dans l'étude précédente, quelle que soit l'approche utilisée pour les mesurer).

4.1. Méthodologie

4.1.1. Modélisation de la mortalité de long terme suite à une cessation de l'exposition

Deux informations sont nécessaires : la connaissance de la période de

latence entre une exposition passée et ses conséquences actuelles et futures sur la santé, et le délai nécessaire à l'organisme pour retrouver un niveau de risque correspondant à une absence d'exposition. Les études de cohorte apportent des informations sur le nombre additionnel de décès par an, mais le délai entre l'exposition et le décès, ainsi que l'ordre de grandeur de la diminution de l'espérance de vie induite par le décès prématuré, restent inconnus. Nous devons donc utiliser les connaissances issues de situations aussi proches que possible de celle relative à l'exposition à la pollution atmosphérique.

Se reporter aux données de l'évolution des indicateurs sanitaires chez les anciens fumeurs après sevrage paraît naturel et constitue de plus un cas documenté depuis une trentaine d'années. Les particules en suspension dues à la pollution de l'air et celles dues à la fumée de tabac diffèrent, mais possèdent toutefois de nombreuses similitudes. Elles contiennent toutes deux des substances carcinogènes (comme le benzopyrène), des produits émis par la combustion, et génèrent des particules très fines (diamètre inférieur ou égal à $2,5 \mu\text{m}$, $\text{PM}_{2,5}$) capables de pénétrer profondément dans le système respiratoire. Les effets sanitaires qui leur sont attribués concernent dans les deux cas des affections respiratoires et cardio-vasculaires. Il est donc concevable d'utiliser la connaissance acquise sur les effets du tabac pour modéliser les effets d'une diminution de l'exposition aux PM_{10} sur la mortalité.

Lightwood et Glantz (1997) ont cherché à estimer l'évolution du Risque Relatif (RR) de mortalité associé au sevrage tabagique, c'est-à-dire la façon dont le risque de décès des fumeurs sevrés par rapport à celui des non-fumeurs, évolue après le sevrage. A partir d'une méta-analyse de sept études, ils obtiennent la forme fonctionnelle suivante :

$$RR_t = RR + (RR_0 - RR) \times \exp\left(-\frac{t}{\tau}\right) \quad (1)$$

où $t = 1, \dots, T$ est le temps depuis le sevrage,
 RR_0 représente le RR de décès avant sevrage ($t = 0$),
 RR représente le RR de décès des non-fumeurs,
 τ est la constante de la fonction exponentielle.

Différentes valeurs de τ ont été estimées en fonction des causes de décès : Lightwood et Glantz (1997) proposent 1,4 pour les angines de poitrine et 1,6 pour les infarctus aigus du myocarde. Leksell (2000) propose 3,2 pour les infarctus cardiaques fatals et 6,5 pour le cancer du poumon, et suggère une valeur entre 1,5 et 10 pour représenter les effets de la pollution atmosphérique³. L'effet sur la mortalité de long terme de la suppression de l'exposition aux PM_{10} d'origine anthropique (de 23,5 à 7,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) est modélisé au moyen de la forme

³ Leksell et Rabl (2000) suggèrent qu'une valeur de τ supérieure à 10 pourrait être pertinente pour une partie de la mortalité.

fonctionnelle (1), en faisant varier τ de 1 à 10.

Le Risque Relatif (RR) de mortalité est celui retenu dans les sections précédentes, soit 1,043 pour une variation de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM_{10} . La part de la pollution anthropique s'élève à $16 \mu\text{g}/\text{m}^3$, si bien que le RR associé à l'exposition actuelle à la pollution atmosphérique est $\text{RR}_0 = 1 + (0,043 \times 1,6) = 1,0688$.

L'équation 1 se réécrit donc, avec $\text{RR} = 1$ (niveau des personnes jamais exposées) et $\text{RR}_0 = 1,0688$ (niveau de RR avant réduction de la pollution atmosphérique anthropique), comme:

$$\text{RR}_t = 1 + (0.0688) \times \exp\left(-\frac{t}{\tau}\right) \quad (2)$$

L'équation 2 suppose implicitement que la suppression de l'exposition est instantanée, ce qui est le cas du sevrage tabagique. Il est toutefois improbable qu'une suppression de la pollution atmosphérique d'origine anthropique se produise dans un tel délai, et l'équation (2) est donc modifiée en conséquence. Nous considérons que la décroissance survient linéairement sur une période de Δ_p années :

$$\text{RR}_t = 1 + \frac{0.0688}{\Delta_p} \cdot \sum_{h=t-\Delta_p+1}^t \exp\left(\frac{-\max(h,0)}{\tau}\right) \quad (3)$$

L'application de cette formule enseigne que l'excès de RR de mortalité est par exemple divisé par deux après 5 ans pour $\Delta_p = 1$, alors que 17 ans sont nécessaires pour obtenir la même réduction lorsque $\Delta_p = 20$. Cela va influencer les taux de mortalité et donc le nombre d'années nécessaire avant d'obtenir la totalité des bénéfices de long terme d'une politique de réduction de la pollution.

4.1.2. Représentation dynamique des bénéfices associés à la diminution de la mortalité de long terme

L'influence de la réduction d'une exposition à la pollution atmosphérique sur les taux de mortalité dépend de l'évolution des RR de mortalité sous-jacents. Soit $D_0(x)$ le taux de mortalité observé à l'âge x avant la réduction, que l'on décompose en une part non affectée par la réduction d'exposition et une part dépendant de la réduction :

$$D_0(x) = D_0^R(x) + D_0^I(x)$$

où $D_0^R(x)$ est le taux de mortalité à l'âge x pour des causes relevant du facteur environnemental, $D_0^I(x)$ est le taux de mortalité pour des causes non

pertinentes.

Le taux de mortalité t années après la mise en place de la politique est :

$$D_t^R(x) = \frac{RR_t}{RR_0} \cdot D_0^R(x) \quad (4)$$

où RR_t est calculé comme en (3). Les décès dus à des causes non pertinentes sont considérés par définition comme non influencés par le facteur environnemental :

$$D_t^I(x) \equiv D_0^I(x), \text{ pour tout } t.$$

Ainsi, le taux de mortalité total à l'âge x observé t années après la réduction est :

$$D_t(x) = D_0^I(x) + D_t^R(x).$$

Le nombre actualisé d'années de vie gagnées grâce à une politique de réduction de la pollution atmosphérique est calculé à partir d'une population hypothétique constituée d'une cohorte de 100 000 nouvelles naissances chaque année. Au temps $t=0$, la cohorte est initialement à l'état stationnaire, situation correspondant au taux de mortalité $D_0(x)$ avec pollution. Puis, la cohorte évolue selon les nouveaux taux de mortalité $D_t(x)$. Dans le long terme, la cohorte atteindra un second état stationnaire correspondant aux taux de mortalité $D_\infty(x)$. Chaque année t , nous comptabilisons le nombre total d'années vécues parmi la population (qui représente aussi le nombre total de personnes vivantes)⁴. Notons $L(t, \Delta p)$ ce nombre et respectivement L_0 et L_∞ le nombre annuel d'années vécues initialement et à long terme. $L(t, \Delta p)$ est continûment croissant de L_0 à L_∞ jusqu'à ce que l'état stationnaire de long terme soit atteint.

Le nombre d'années de vie gagnées à la date t est $B(t,) = L(t, \Delta p) - L_0$. Le bénéfice annuel maximal $B_\infty = L_\infty - L_0$ est atteint à long terme. Une évaluation économique peut être réalisée en sélectionnant une valeur d'année de vie perdue (VAV). Celle-ci peut s'établir sur les pertes de production – comme dans l'approche dite du capital humain – ou peut être déduite d'une valeur d'évitement d'un décès (VED)⁵, comme nous l'avons vu dans la section 3. Les bénéfices actualisés totaux pour une politique de réduction d'une durée Δp sont alors :

⁴ Notons qu'une approche en termes de vies sauvées suite à la suppression de l'exposition aux PM_{10} possède un inconvénient majeur. En effet, le nombre annuel de morts dans les deux états stationnaires est – par construction – identique et vaut le nombre annuel de naissances. Lorsqu'on étudie la transition entre les deux états stationnaires, le nombre de morts va commencer par diminuer, mais il est ensuite possible d'observer un accroissement qui conduise à un niveau supérieur au niveau initial.

⁵ Dans ce cas, l'actualisation est aussi nécessaire.

$$B(\delta, \Delta_p) = \left(\sum_{t=0}^{\infty} \frac{1}{(1+\delta)^t} B(t, \Delta_p) \right) VAV(\delta) \quad (5)$$

4.2. Résultats

Le modèle de la section précédente est appliqué, comme dans la section 3, à une population hypothétique représentée par une cohorte de 100 000 nouvelles naissances chaque année et exposée aux taux de mortalité réels observés en France ($D_0(x)$). Le passage de l'état stationnaire initial à celui correspondant à la réduction de la pollution atmosphérique anthropique est étudié par le jeu des équation (3), (4) et (5).

Les bénéfices sanitaires attribués à la réduction du niveau de pollution de l'air dépendent de l'interaction de deux paramètres : la durée de la politique (Δ_p) et le paramètre de la fonction de risque (τ). Les figures 2 à 4 représentent le nombre d'années nécessaires pour obtenir la totalité des bénéfices de long terme B_∞ suite à une réduction totale de la part anthropique pour diverses durées Δ_p (de 1 an à 20 ans) et pour diverses valeurs de τ (1, 5 et 10 ans).

Figure n° 2 : Délai nécessaire pour atteindre le niveau des bénéfices de long terme ($\tau = 1$)

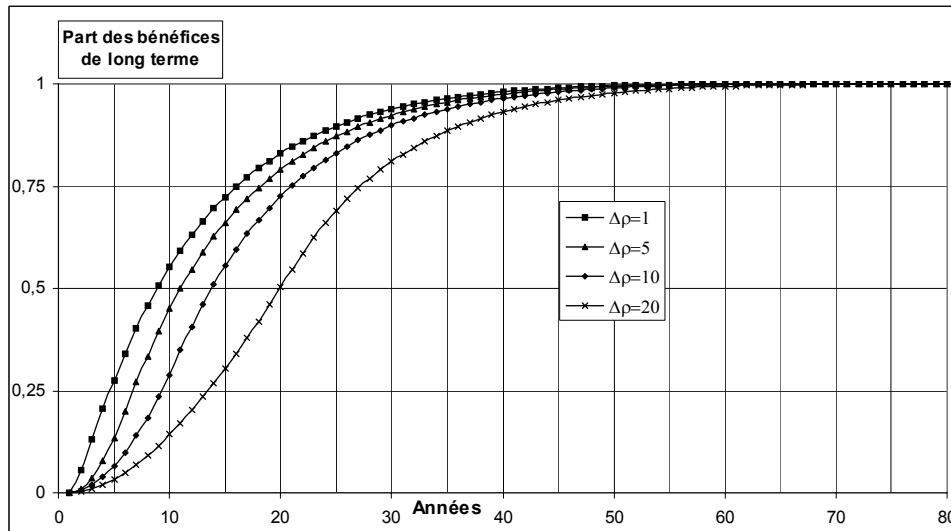


Figure n° 3 : Délai nécessaire pour atteindre le niveau des bénéfices de long terme ($\tau = 5$)

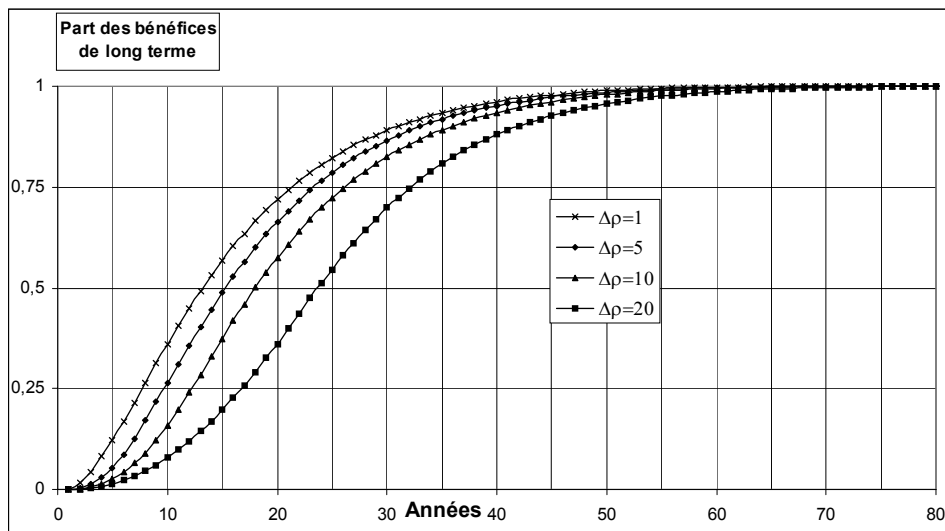
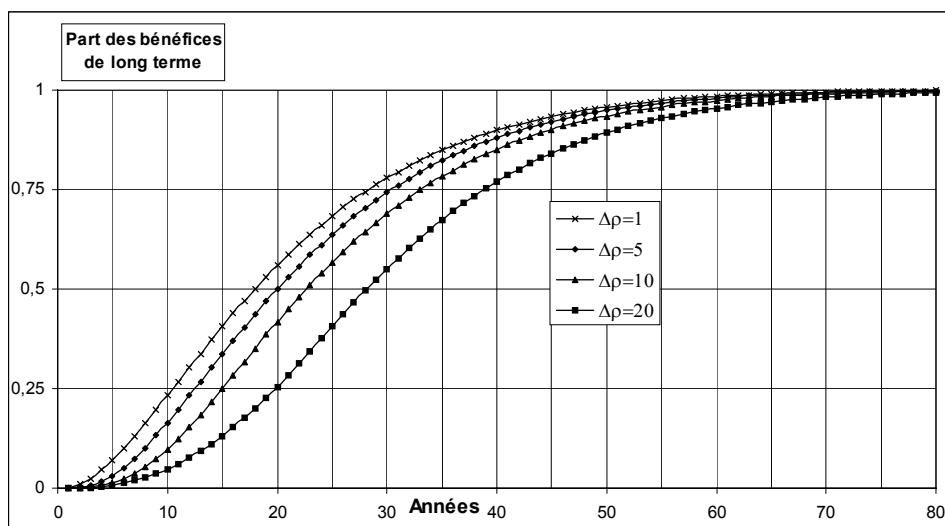


Figure n° 4 : Délai nécessaire pour atteindre le niveau des bénéfices de long terme ($\tau = 10$)



En fonction de la valeur de τ , et de la durée de mise en place de la politique, on note que 50 % des bénéfices sanitaires totaux sont obtenus après une période allant de 8 ans ($\tau = 1$) à 18 ans ($\tau = 10$) pour une réduction intervenant immédiatement ($\Delta_p = 1$ an), ces valeurs étant respectivement de 18 ans et 28 ans pour $\Delta_p = 20$ ans. Les conséquences en terme de valorisation économique sont substantielles, en particulier lorsque le taux d'actualisation δ utilisé est élevé. En effet, le calcul économique doit prendre en compte des délais pouvant aller jusqu'à 50 ans avant de pouvoir inclure la totalité des bénéfices. Cela induit un double phénomène :

- une partie seulement des bénéfices doit être effectivement comptabilisée, avant que B_∞ ne soit atteint,
- le processus d'actualisation dans le calcul des bénéfices économiques (équation (5)) va encore décroître le montant des bénéfices actualisés.

Il devient alors très difficile de déterminer *ex ante* la pertinence de toute politique impliquant les effets sanitaires de long terme sans une analyse adéquate. La méthodologie présentée dans cette section permet une estimation correcte des bénéfices actualisés de long terme. Le taux d'actualisation constitue toutefois une variable clé dont le choix reste un débat d'actualité, et possèdera des implications sérieuses sur le résultat d'une analyse coût-bénéfices.

4.3. Conclusion

Un nombre croissant d'évaluations économiques montrent que les effets externes de la pollution de l'air sur la santé sont importants, particulièrement ceux de long terme qui représentent plus de 90 % des coûts totaux. Le décideur public devra ainsi en tenir compte dans les analyses de projets concernant les impacts de la pollution de l'air. Le problème du délai est donc crucial lorsque l'on souhaite passer de l'évaluation à la décision. La méthodologie que nous proposons permet d'estimer correctement les bénéfices actualisés futurs et conclut que les effets de la mortalité de long terme devraient être divisés par un facteur de 1,6 à 2,5 selon le taux d'actualisation retenu lorsqu'ils sont destinés à entrer dans une analyse coût-bénéfices⁶.

La méthodologie développée ici peut être appliquée à tout problème de santé publique dès lors qu'il existe des délais provenant de l'existence d'effets de long terme, et d'autant plus si les aspects économiques doivent être pris en compte. C'est par exemple le cas des effets du tabac, de l'alcool ou toute exposition à une substance cancérigène.

⁶ La formalisation de ce problème et le rôle de l'actualisation sont étudiés dans Chanel, Scapecchi et Vergnaud (2000) dans le cadre d'une analyse coût-bénéfices.

5. CONCLUSION

L'évaluation économique des externalités environnementales et notamment les effets sanitaires des pollutions, ne va pas sans poser de nombreuses difficultés. Même si les effets de la pollution de l'air sont de mieux en mieux documentés sur le plan épidémiologique, il apparaît que les données et la précision de celles-ci restent insuffisantes pour une analyse économique correcte. Les effets de long terme sont ainsi les plus importants et c'est dans ce domaine que les données épidémiologiques font le plus défaut. Il est à noter qu'à l'exception des bronchites chroniques, il n'existe aucune donnée sur la morbidité de long terme. A n'en pas douter, les coûts associés sont probablement beaucoup plus importants que ceux liés à la morbidité de court terme, notamment parce qu'il s'agit de la morbidité qui accompagne la mortalité de long terme et concerne donc des pathologies lourdes et coûteuses. Néanmoins, il est parfois possible de combler ces manques en recourant à la modélisation – même si les résultats obtenus manquent de fondements épidémiologiques rigoureux – ce que nous avons tenté dans les sections 3 et 4. L'analyse économique exige également que l'on estime au mieux les variables monétaires pertinentes. Ne pas le faire sous prétexte que les données scientifiques manquent revient à attribuer à ces variables une valeur nulle, ce qui semble pire encore.

RÉFÉRENCES

- Carthy T., Chilton S., Covey J., Hopkins L., Jones-Lee M., Loomes G., Pidgeon N. et Spencer A., 1998, "On the Contingent Valuation of Safety and the Safety of Contingent Valuation: Part 2 - The CV/SG 'Chained' Approach", *Journal of Risk and Uncertainty*, 17(3), p. 187-214, December.
- Chanel O., Scapecchi P. et Vergnaud J.C., 2000, *Long-Term Health Effects and Economic Valuation of Public Policies: an Application to Air Pollution in France*, Eurequa-Greqam, Miméo.
- Chanel O., Masson S., Scapecchi P. et Vergnaud J.C., 1999, *Value of Preventing a Fatality or Value of Increasing Life Duration*, présenté lors du colloque 'Environmental Valuation in Europe', Miméo.
- DETR, Department of Environment, Transport and the Regions, 1999, *UK Report on 'Economic Appraisal of the Health Effects of Air Pollution'*, London.
- Filliger P., Puybonnieux-Textier V. et Schneider J., 1999, *Health Costs Due to Road Traffic-related Air Pollution: an Impact Assessment Project of Austria*,

- France and Switzerland, PM10 Population Exposure, WHO Report TEH05.
- INSEE, 1997, "La situation démographique en 1995", *Démographie-Société*, 65-66, Décembre.
- Künzli N., Kaiser R., Medina S., Studnicka M., Oberfeld G. et Horak F., 1999, *Health Costs Due to Road Traffic-Related Air Pollution: an Impact Assessment Project of Austria, France and Switzerland*, Air Pollution Attributable Cases, WHO Report TEH06.
- Künzli N., Kaiser R., Medina S., Studnicka M., Chanel O., Herry M., Horak F., Puybonnieux-Textier V., Quénel P., Schneider J., Seethaler R., Vergnaud J.C, et Sommer H., 2000, *Public-Health Impact of Outdoor and Traffic-Related Air Pollution, a European Assessment*, *Lancet*, 356, p. 795-801, Sept.
- Leksell I., 2000, *Health Costs of Particle Emissions – Economic Valuation of Increased Mortality Due to Exhaust Emissions of Fine Particles*, PhD Thesis, Göteborg University.
- Leksell I. and Rabl A., 2000, *Air Pollution and Mortality: Quantification and Valuation of Years of Life Lost*, Miméo.
- Lightwood J.M. and Glantz SA., 1997, "Short Term Economic and Health Benefits of Smoking Cessation. Myocardial Infarction and Stroke", *Circulation*, 96, p. 1089-1096.
- Maddison D., 1998, *Valuing Morbidity Effects of Air Pollution*, Centre for Social and Economix Research on the Global Environment, University College London and University of East Anglia, Miméo.
- Sommer H., Seethaler R., Chanel O., Herry M., Masson S. et Vergnaud J.C., 1999, *Health Costs Due to Road Traffic-Related Air Pollution: an Impact Assessment Project of Austria, France and Switzerland*, Economic Evaluation, WHO Report TEH07.
- Seethaler R., 1999, *Health Costs Due to Road Traffic-Related Air Pollution: an Impact Assessment Project of Austria, France and Switzerland*, Synthesis Report, WHO Report TEH04.

**ATMOSPHERIC POLLUTION AND HEALTH:
MONETARY VALUATION AND LONG-TERM EFFECTS**

***Abstract** - We first present an economic valuation of French health effects related to air pollution exposure. As long-term mortality represents most of the costs, we explore two related topics. The first one deals with the way mortality should be assessed when air pollution exposure is the cause of death. We propose two methods, and study under which hypotheses they differ. The second topic is concerned with the difficulty of taking into account long term health effects in an economic valuation. Since health effects are due to past and cumulative exposure to adverse risk factors, a delay occurs between the implementation of an abatement policy and the obtention of all of the expected health benefits. A methodology is developed and make possible the estimation of these delays for mortality related health benefits.*

**CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA Y SALUD :
EVALUACIÓN MONETARIA Y EFECTOS DE LARGO PLAZO**

***Resumen** - Presentamos primero los resultados de una evaluación económica de los efectos sanitarios de la contaminación atmosférica en Francia. La mortalidad asociada a una exposición a largo plazo representa la mayoría de estos importes, así que tratamos luego de dos problemas que resultan de éstos. El primero trata de la evaluación monetaria de la mortalidad cuando la causa del fallecimiento está vinculada con la contaminación atmosférica. Proponemos dos enfoques distintos y estudiamos bajo cuales condiciones son distintos. El segundo trata de la dificultad de tomar en cuenta los efectos a largo plazo en el análisis económico. Efectivamente, el hecho de que estén asociados a una exposición pasada y acumulativa con diversos factores de riesgo induce un plazo entre la instauración de una política de reducción y la obtención del conjunto de los beneficios sanitarios asociados a esta reducción. Proponemos una metodología que permite la estimación de estos plazos para los beneficios sanitarios asociados a la mortalidad.*