

LES ESTIMATIONS DU COÛT DE LA POLLUTION ATMOSPHÉRIQUE : DIVERGENCE ET PREMIERS ÉLÉMENTS DE RÉPONSE D'UNE MÉTA-ANALYSE

Dorothee MANIÈRE*

***Résumé** - Le processus d'évaluation appliqué au cas de la pollution atmosphérique rencontre des contraintes scientifiques, contextuelles et méthodologiques qui sont autant de sources de divergence entre les estimations produites. En permettant d'identifier et de caractériser leurs déterminants, la méta-analyse vise à rendre le processus d'évaluation plus transparent et de là, à renforcer la validité des estimations. Son principe consiste en une analyse formelle d'un ensemble de résultats issus d'études distinctes mais similaires. L'application que nous proposons dans cet article intègre, à la différence des exemples existants, les estimations produites par les méthodes des fonctions de dommage et du surplus de production, en plus de celles basées sur les préférences individuelles (évaluation contingente, prix hédoniques et dépenses de protection). Nous avons pour cela sélectionné 49 études parmi les 86 collectées et constitué un échantillon de 96 estimations du coût individuel et annuel de la pollution atmosphérique. Les résultats de la méta-analyse confirment l'existence de biais méthodologiques et la dépendance des estimations au contexte et à la nature des dommages considérés. Ils soulignent par ailleurs l'importance qu'il y a à garantir une bonne définition des préférences individuelles et à prendre en compte les pertes immatérielles dans le processus d'évaluation.*

Mots-clés - MÉTA-ANALYSE, ÉVALUATION ÉCONOMIQUE, POLLUTION ATMOSPHÉRIQUE.

Classification du JEL : Q25, H43.

Mes remerciements vont à Claudette Babusiaux (Université Paris-X), Frédéric Gannon (Université du Havre) et tout particulièrement à Gilles Rotillon (Université Paris-X) pour l'aide et les conseils qu'ils m'ont prodigués. Je remercie également le *referee* de la revue pour ses précieux commentaires sur la version initiale.

* MODEM, Université Paris X (UFR Segmi), 200 avenue de la République, 92001 Nanterre Cedex.

INTRODUCTION

Cet article propose une méta-analyse de l'évaluation économique appliquée à la pollution atmosphérique. Cette méthode, qui consiste en l'analyse formelle d'un ensemble de résultats issus d'études distinctes mais similaires, représente une réponse au problème de variabilité qui caractérise les estimations du coût de la pollution atmosphérique. Ce problème est une première limite à la validité de telles estimations et donc à leur intégration dans le processus décisionnel, en raison des enjeux socio-économiques associés. En effet, si la méthode utilisée et le contexte d'évaluation influencent les estimations produites, le choix méthodologique revêt dès lors un caractère stratégique qu'il s'agit de maîtriser.

Dans cette optique, la méta-analyse constitue l'approche retenue pour traiter la littérature empirique et pour rendre le processus d'évaluation plus transparent. Avant d'aborder cet outil d'analyse, nous nous intéressons dans la première section aux caractéristiques de l'évaluation économique appliquée à la pollution atmosphérique, en insistant sur les problèmes de variabilité et de divergence. La deuxième section est ensuite consacrée à la présentation du principe, de la portée et des limites de la méta-analyse. Les différentes étapes de l'application font l'objet de la troisième section, les résultats de l'analyse statistique étant présentés dans la dernière section. Une synthèse des résultats et quelques recommandations sont finalement proposées en guise de conclusion.

1. L'ÉVALUATION ÉCONOMIQUE APPLIQUÉE AU CAS DE LA POLLUTION ATMOSPHÉRIQUE

L'application de l'évaluation économique au cas de la pollution atmosphérique soulève des problèmes empiriques et théoriques particuliers qui rendent l'usage des estimations délicat.

1.1. Contraintes scientifiques

D'un point de vue scientifique, la complexité des processus de diffusion et de dispersion des polluants constitue un obstacle à leur identification et à la détermination de leur responsabilité en termes de dommages. Par ailleurs seul un nombre restreint de polluants, tels que les NO_x , le SO_2 , l' O_3 ou le CO_2 , sont régulièrement mesurés. Il convient dès lors de les considérer comme des indicateurs de pollution plutôt que comme des phénomènes isolés. En effet lorsque l'on observe les impacts associés à ces polluants, il est probable que l'on observe également les dommages de substances non mesurées. Pour l'économiste, ces incertitudes scientifiques s'avèrent problématiques pour évaluer, par exemple, les bénéfices d'une réduction de la concentration d'un polluant donné : ils seront surestimés si l'évaluation tient compte de l'ensemble des

dommages associés, alors que seuls les dommages effectivement causés par ce polluant seront évités.

Ces difficultés impliquent un écart entre les objectifs de l'évaluation et ce qu'elle peut effectivement fournir : d'abord ce qui est effectivement mesuré ne correspond pas nécessairement à ce qui doit être mesuré, ensuite le processus d'évaluation est systématiquement partiel car il repose sur l'information scientifique disponible concernant les dommages étudiés. Dans le cas de la santé par exemple, les études épidémiologiques ne mesurent, à de rares exceptions près, que les dommages aigus de la pollution atmosphérique, écartant dès lors les dommages chroniques du champ d'investigation de l'économiste. La prise en compte systématique de la douleur et de l'inconfort est par ailleurs impossible, car aucune mesure n'existe.

1.2. Contraintes contextuelles

Les besoins d'évaluation étant définis dans le cadre de politiques et de projets environnementaux, les études visant à répondre à de tels besoins présentent une spécificité liée tant au contexte (zone, période, niveaux technologique et de développement, mode de vie...) qu'aux types de dommage considérés. Or, dans un cadre méthodologique donné, la nature des polluants et des récepteurs cibles représente déjà une source considérable de variabilité en termes de résultats.

1.3. Contraintes méthodologiques

A un niveau strictement méthodologique, l'évaluation se base sur différentes techniques telles que les fonctions de dommage (MFD), le surplus de production (MSP), l'évaluation contingente (MEC), les prix hédoniques (MPH) et les dépenses de protection (MDP), les trois dernières reposant sur l'observation des préférences individuelles. Elles présentent toutes des avantages et inconvénients respectifs (pour une présentation détaillée voir Hoenenagel, 1994) mais l'essentiel réside selon nous dans le fait qu'elles ne mesurent pas les mêmes choses. Par exemple l'évaluation contingente, contrairement aux autres méthodes, tient compte des valeurs de non-usage. De la même façon, l'approche par les fonctions de dommage mesure les coûts directs et indirects qui sont à la charge de la collectivité (comme les dépenses publiques d'hospitalisation et les pertes de production), et qui sont ignorés par les autres. Ce constat explique en partie les différences de choix méthodologiques effectués par les analystes impliqués dans une évaluation. Plus globalement ce sont les contraintes de temps et de moyen, les problèmes de disponibilité des données, associés aux convictions théoriques des analystes et aux objectifs de l'évaluation, qui déterminent le choix méthodologique et de là les résultats de l'étude.

En définitive, les différences en termes de spécification et de méthode

représentent une autre source de variabilité entre les estimations produites. C'est pourquoi certains auteurs utilisent différentes méthodes et spécifications pour tester la constance des résultats. Par exemple Brookshire et alii (1982) appliquent l'évaluation contingente et les prix hédoniques au même échantillon d'observations. De la même façon, Belhaj (1996) teste différentes techniques de révélation et traitements statistiques dans l'évaluation contingente réalisée sur les bénéfices d'une réduction de la pollution atmosphérique à Rabat-Salé (Maroc). Il observe ainsi que le système de révélation par enchère produit des estimations plus élevées que le choix dichotomique.

Cela pose finalement la question suivante: ces différences ont-elles toujours le même sens et la même ampleur, c'est-à-dire sont-elles systématiques ? Dans l'affirmative, elles introduisent un biais méthodologique dans le processus d'évaluation.

1.4. La méta-analyse comme réponse à la divergence des estimations

Cette présentation des difficultés qui contraignent l'évaluation a permis de mettre en évidence les principales sources de divergence. Toute comparaison apparaît dès lors difficile en raison de la multiplicité des facteurs de divergence. Pourtant l'accroissement de la demande d'évaluation et les enjeux liés à l'usage des estimations produites nécessitent de renforcer la compréhension du processus d'évaluation et de connaître les implications des choix méthodologiques formulés. En effet, si l'existence de biais méthodologique est confirmée, le choix de la méthode s'avère dès lors très stratégique. Il nous apparaît donc fondamental de vérifier cette possibilité et d'envisager d'éventuelles corrections. Sachant d'ailleurs que les décideurs risquent d'utiliser les estimations produites sans prendre en compte leur probable dépendance au contexte et au processus d'évaluation, les économistes ont la responsabilité de souligner cette dépendance et de repérer les biais éventuels.

Une manière de procéder est d'effectuer une *méta-analyse*. Ce papier en propose une application étendue, dans la mesure où l'analyse porte sur des estimations issues des méthodes des fonctions de dommage et du surplus de production, en plus des estimations habituellement analysées, basées sur les préférences individuelles. Cela introduit des difficultés que nous mentionnons dans la section suivante, après avoir présenté le principe général de la méta-analyse.

2. PRÉSENTATION DE LA MÉTA-ANALYSE

2.1. Principe général

La méta-analyse désigne l'utilisation de méthodes quantitatives statistiques ou qualitatives pour l'évaluation rigoureuse des résultats établis et de l'expérience

accumulée dans la littérature. Cette approche propose une structure systématique pour une analyse formelle de résultats originaux et l'évaluation des caractéristiques communes d'un ensemble d'études. Le préfixe *méta*, emprunté au grec, et exprimant initialement la succession, le changement, a acquis en philosophie et en sciences humaines le sens de "ce qui dépasse, englobe". Mais le terme *méta-analyse* revient précisément à Glass (1976), qui se réfère au fait que l'on évalue des résultats à un niveau supérieur et dans une perspective plus générale que celle qui caractérise les études originales. Glass parle ainsi d'analyse des analyses. D'ailleurs lorsque ce procédé est apparu dans les années 70 dans les domaines des sciences sociales et de la psychothérapie, il a été perçu comme une réponse aux difficultés liées aux revues habituelles de la littérature. De la même façon, son insertion en économie de l'environnement répondait à une production importante d'estimations offrant un corpus de résultats intéressant à exploiter. Comme l'a souligné Smith (1988) (cité par Walsh et alii, 1990), il est en effet nécessaire pour la pratique de "l'évaluation des ressources non marchandes (...) d'apprendre de la recherche (antérieure) et d'intégrer ses résultats pour une meilleure utilisation de ce qui existe sur les *étagères de la recherche*".

Tableau n° 1 : Quelques applications de la méta-analyse à l'économie de l'environnement

Auteurs de l'étude et année	Catégorie d'actif évalué	Méthode(s) d'évaluation concernée(s)	Nombre d'études	Nombre d'estimations	Nombre de variables ¹ testées
Nelson, 1980	Bruit (indicateur de sensibilité-dépréciation)	MPH	12	12	-
Smith et Kaoru, 1990a	Activité récréative (CAP) ²	MCT	77	399	21
Smith et Kaoru, 1990b	Activité récréative (Elasticité-prix)	MCT	31	185	16
Walsh, Johnson et McKean, 1990	Activité récréative (CAP)	MEC MCT	120	287	42 (22)
Boyle, Poe et Bergström, 1994	Qualité de l'eau (CAP)	MEC	8	52	12(8)
Smith et Huang, 1995	Qualité de l'air (CAP)	MPH	37	86	15
Loomis et White, 1996	Espèces menacées (CAP)	MEC	22	38	9
Smith et Osborne, 1996	Visibilité (CAP)	MEC	5	115	9
Carson, Flores, Martin et Wright, 1996	Bien public environnemental (MEC/RP) ³	MEC MCT MPH MDP	83	616	(1-4)

¹ Le nombre de variables significatives est indiqué entre parenthèses lorsqu'un seul modèle restreint est retenu.

² CAP = consentement à payer.

³ La variable endogène est ici le rapport des estimations MEC et RP respectivement calculées par la MEC et les méthodes indirectes de révélation des préférences (RP), à savoir MCT, MPH, MDP.

Dans le domaine de l'évaluation économique, les premières méta-analyses quantitatives identifiées sont récentes et datent de 1990 avec Walsh, Johnson et McKean ou Smith et Kaoru. Cependant ces dernières années laissent présager de l'essor de la méta-analyse avec les études de Boyle, Poe et Bergström (1994), de Smith et Huang (1995), Smith et Osborne (1996), Loomis et White (1996) et Carson et alii (1996) (voir tableau n° 1).

2.2. Portée de la méta-analyse

Alors que la sensibilité des estimations aux différentes caractéristiques de l'évaluation rend difficile leur utilisation en tant qu'outil d'aide à la décision, la méta-analyse nous permet de prendre en compte cette difficulté en identifiant et quantifiant les facteurs d'influence. Il est évident que la compréhension renforcée du processus d'évaluation se solde par son amélioration à travers des spécifications méthodologiques et des ajustements adéquats.

La méta-analyse représente par ailleurs un intérêt réel pour le développement du transfert d'estimations. Ce procédé¹, habituellement appelé "transfert de bénéfices", se définit précisément comme "l'application de valeurs monétaires, issues d'une étude d'évaluation particulière, à un cadre de décision politique alternatif, souvent dans une zone géographique autre que celle de l'étude originale" (Navrud, 1994). Il peut bénéficier de la méta-analyse à trois niveaux. D'abord en participant à l'amélioration du processus d'évaluation, la méta-analyse aide à réduire les biais méthodologiques et donc renforce la validité du transfert d'estimation. En effet comme le soulignent Boyle et Bergström (1992), "la validité convergente (du transfert) peut être établie si les estimations transférées sont statistiquement égales aux estimations originales développées pour le (cadre d'accueil)". Ensuite la méta-analyse fournit des éléments utiles pour un éventuel ajustement des estimations identifiées : dans la mesure où la disponibilité des données, les besoins et les spécifications méthodologiques réalisées conditionnent le type d'ajustement à effectuer, il apparaît bien qu'un facteur d'ajustement puisse être obtenu à partir des modèles issus de la méta-analyse. Enfin de tels méta-modèles peuvent être utilisés directement pour obtenir les estimations recherchées pour le cadre d'accueil. Nous attendons d'eux qu'ils réduisent la déterminante méthodologique des estimations. Ces modèles doivent théoriquement permettre à l'analyste d'intégrer non seulement l'influence du contexte mais également les effets de type méthodologique. Il devient alors possible de produire des valeurs individuelles qui prennent en compte la

¹ Indiquons à titre informatif que l'application de ce procédé repose sur cinq étapes (Desaigues et Point, 1993) : la première consiste à caractériser les valeurs nécessaires et leurs déterminants, la deuxième vise à identifier les études potentiellement exploitables, ensuite il convient d'examiner les données et les résultats dans la perspective de leur transfert. La recherche de biais potentiels et leur quantification constituent l'étape suivante. L'ajustement et le transfert font ensuite l'objet de la cinquième et dernière étape.

spécificité tant de la zone que de ces effets et d'obtenir une approximation plus valide pour le cadre d'accueil.

Des exemples de transfert basé sur des méta-modèles sont proposés dans Smith et Huang (1995), Baaijens et alii (1998) et Manière (1999). Cette utilisation dérivée de la méta-analyse rencontre cependant des difficultés dues à son introduction récente en économie de l'environnement, aux incertitudes la concernant comme à la nécessité de spécifier la structure d'évaluation du problème considéré.

2.3. Difficultés et limites de la méta-analyse

L'importance des besoins d'information représente l'une des principales difficultés pratiques rencontrées par la méta-analyse. Son principe contraint l'analyste à considérer le maximum d'études réalisées dans le domaine d'investigation retenu. Nous savons à quel point il est difficile de regrouper des études présentant une information suffisamment détaillée et exploitable. Cela détermine pourtant la représentativité de l'échantillon et la portée de la méta-analyse.

D'autres problèmes viennent également du biais de publication et de la "subjectivité" de la sélection. Concernant ce dernier point, Van den Bergh et alii (1997) rappellent que "même si la méta-analyse peut réduire le degré de subjectivité par rapport à une revue de la littérature habituelle (...), elle ne peut pas la faire disparaître". En effet la sélection et l'introduction d'études dans l'analyse posent un problème de choix à l'analyste. La diversité des résultats fournis par les études collectées l'amène à considérer chaque étude et à statuer sur son intérêt. Il en découle que les choix formulés dépendent de son jugement. Mais ce problème de sélection doit selon nous être relié à l'arbitrage inévitable entre la finesse du paramétrage et l'hétérogénéité des données. Le jugement de l'analyste intervient principalement à ce niveau avec comme enjeu la gestion d'un tel arbitrage. Quant au biais de publication, il résulte de l'exclusion d'études non publiées, exclusion due aux contraintes de temps et de disponibilité des données. Selon Glass et alii (1981), cette omission revient à considérer que les résultats sont similaires en taille et en nature qu'ils soient publiés ou non. Mais comme c'est rarement le cas, l'introduction d'études exclusivement publiées risque d'aboutir à des résultats biaisés. Cela plaide pour l'élaboration d'une bibliothèque des études déjà réalisées, comme cela se révèle nécessaire pour le transfert de valeur.

Les analystes connaissent par ailleurs des problèmes statistiques, liés par exemple à la dépendance des facteurs explicatifs et aux risques d'hétérogénéité dus à la construction de l'échantillon. Certains procédés statistiques permettent cependant une relative prise en compte de ces problèmes.

Des difficultés d'ordre théorique interviennent également lors de la mise en œuvre d'une méta-analyse. L'ajustement nous semble le plus problématique : comme les estimations ne sont généralement pas exprimées dans la même unité, et ne concernent pas les mêmes biens ou les mêmes dommages, il s'avère nécessaire de les rendre comparables et de procéder à un ajustement. Mais cela suppose de formuler certaines hypothèses, avec pour conséquence une relative dépendance de la mesure standard au jugement de l'analyste. Des difficultés apparaissent également lors de l'interprétation des résultats en raison de la particularité des facteurs explicatifs et de l'omission possible de certains phénomènes non identifiés. Enfin la critique ultime faite à la méta-analyse a trait à son illogisme. Certains contestent l'association d'études assez différentes, ce à quoi Glass et alii (1981) répondent que toute revue de la littérature rencontre ce problème et que la comparaison d'études trop similaires n'est pas pertinente. En définitive, la sélection d'études favorise non seulement la cohérence de la question abordée mais également une relative homogénéité : regrouper des études trop disparates ne permet pas non plus une analyse intéressante.

3. MISE EN ŒUVRE DE LA MÉTA-ANALYSE

De manière générale, l'exercice de méta-analyse s'intègre dans un cadre méthodologique rigoureux, qui s'articule autour de cinq étapes, initialement définies par Cooper (1982) : la formulation du problème, la collecte des données, l'évaluation des données et le paramétrage, l'analyse des données, puis la présentation des résultats. Dans cette section seules les trois premières étapes sont abordées, la section suivante étant consacrée au traitement statistique et à la présentation des résultats.

3.1. Formulation du problème

Cette première étape consiste à définir le domaine d'investigation et les questions auxquelles les méta-modèles doivent apporter une réponse. Ici l'application de la méta-analyse à l'évaluation du coût de la pollution atmosphérique doit nous permettre de mettre en évidence l'influence des méthodologies, spécifications et traitements statistiques utilisés sur les estimations produites. Nous nous intéressons également à la manière dont le contexte et la nature des dommages concernés influent sur ces estimations.

3.2. Collecte des données

Il convient ensuite de regrouper suffisamment d'études traitant du sujet défini. Nous avons ainsi entrepris une recherche systématique de travaux, publiés ou non, avec quatre sources principales d'information : la base de données *Econlit*, les bibliographies, des séminaires ou colloques et des cabinets d'études ou des chercheurs (EU, GB et Norvège) contactés par courrier électronique pour obtenir des études non publiées ou des informations complémentaires. La

recherche a porté sur des études économiques visant à évaluer le coût de la pollution atmosphérique ou la valeur des bénéfices d'une baisse de pollution, et ce, quelles que soient la zone et la période considérées. Nous avons finalement regroupé 86 études, réalisées entre 1967 et 1997, représentant ainsi un échantillon de trente ans d'activité scientifique sur le sujet. Il est intéressant de noter que le nombre d'études identifiées augmente avec le temps, révélant l'essor pris par l'évaluation économique. Parmi les 86 études recueillies, nous avons 64 articles contre 22 rapports ou thèses. Pour conclure l'historique de nos recherches, nous notons que la majorité des études sont anglo-saxonnes (64, dont 57 aux États-Unis).

3.3. Évaluation des données et paramétrage

3.3.1. Sélection et conversion

Cependant, toutes ces études ne peuvent être introduites dans la méta-analyse pour des raisons d'homogénéité et de validité. Le protocole de sélection que nous avons suivi se base sur trois critères, définis parallèlement à l'élaboration de la grille de paramétrage².

Pour être intégrée à la méta-analyse, une étude doit précisément :

(i) proposer une estimation *compatible* avec l'élément étudié (correspondant ici au coût, par l'une des méthodes d'évaluation considérées (MEC, MDP, MPH, MSP et MFD), des dommages causés par la pollution atmosphérique),

(ii) s'appliquer à un domaine (récepteurs et polluants) *en correspondance* avec le domaine étudié et

(iii) présenter une information suffisamment détaillée pour apporter les éléments nécessaires au paramétrage.

Le premier critère découle de la nécessité d'utiliser une mesure standard pour la comparaison des estimations, ce qui s'avère parfois source de difficultés. Les estimations des études retenues sont ensuite converties et toutes présentées sous la forme d'un coût (cf. encadré 1). Puis nous formulons ces estimations en francs 1996, en appliquant les indices de prix à la consommation et les taux de change appropriés. Ces valeurs sont finalement exprimées en un coût individuel par le biais d'une division.

En résumé, la transformation de l'estimation originale aboutit à une mesure du *coût de la pollution atmosphérique par individu et par an*, laquelle constitue la variable endogène des méta-modèles.

² L'élaboration de la grille de paramétrage consiste à identifier les caractéristiques des études, qui se révèlent à la fois pertinentes pour la méta-analyse (influence potentielle sur l'estimation) et communes au maximum d'études.

Encadré 1 : Choix de la mesure standard et conversions requises

On distingue cinq expressions théoriques différentes des estimations dans les études paramétrées pour la méta-analyse :

- (a) le coût marchand de la pollution atmosphérique ambiante,
- (b) le coût marchand d'une augmentation de la pollution atmosphérique,
- (c) le coût évité marchand d'une diminution de la pollution atmosphérique,
- (d) le consentement à payer pour éviter une augmentation de la pollution atmosphérique (variation équivalente) : CAP^e,
- (e) le CAP pour obtenir une diminution de la pollution atmosphérique (variation compensatrice) : CAP^c.

Notre intérêt étant porté sur le problème du coût de la pollution atmosphérique, les estimations de type (c) et (e) doivent être exprimées en termes de coût. La (c) correspond à la différence entre les coûts de deux niveaux de pollution. Ainsi le coût évité d'une réduction de la pollution du niveau A à un niveau B, inférieur, est identique au coût d'une augmentation de B à A. Il est en revanche plus problématique d'exprimer l'estimation (e) en termes de perte. Elle représente le gain du passage de A à B, correspondant à une réduction donnée (n%). S'il est admis que le CAP^e pour une réduction de n% diffère du CAP^c pour éviter une dégradation de n%, on peut cependant avancer que le CAP^e pour le passage de A à B ($\Delta^- PA$) est théoriquement identique au CAP^c pour éviter le passage de B à A ($\Delta^+ PA$), qui lui représente une perte (voir Freeman (1993) pour une comparaison des différentes mesures). Cette modification se répercute alors sur le niveau initial de pollution et donc sur la variation à considérer dorénavant. Si la variation initiale de A à B est mesurée par $\Delta^- PA = \frac{A-B}{A}$ (i), la variation à prendre en compte se déduit alors de (i) par la relation

$$\text{suivante : } \Delta^+ PA = \frac{\Delta^- PA}{1 - \Delta^- PA} \text{ (ii).}$$

Il est important de noter que $\Delta^+ PA$ peut être obtenu à partir de $\Delta^- PA$, même lorsque les niveaux absolus de pollution ne sont pas mentionnés dans l'étude. En résumé, la conversion consiste, dans les cas (c) et (e), à utiliser l'estimation originale et à l'associer à une variation positive selon la relation (ii).

3.3.2. Paramétrage

Les variables exogènes des méta-modèles correspondent quant à elles aux facteurs identifiés lors du paramétrage. Leur identification résulte de la théorie économique, des méta-analyses déjà réalisées, de la littérature empirique et de questionnements spécifiques. Trois types de caractéristique sont ainsi définis :

(i) Variables socio-économiques

Dans cette catégorie, nous trouvons le revenu qui influence aussi bien la valeur qu'affecte un consommateur à différents types de bien, que la valeur unitaire utilisée par la méthode des fonctions de dommage. Étant donnée la

diversité de l'échantillon, en termes de période et de zone, nous utilisons les comptes nationaux et des agrégats tels que le PIB par habitant ou les dépenses de consommation privée. Puis, suivant l'exemple de Smith et Osborne (1996), cherchant à tester "si les estimations par l'évaluation contingente du CAP sont sensibles à la taille de l'aménité environnementale proposée", nous introduisons comme mesure approximative du bien considéré, la variation du niveau de pollution atmosphérique (VPA). Nous avons choisi d'exprimer cette variation en pourcentage³.

(ii) Variables méthodologiques

Autre catégorie, les variables méthodologiques, qui indiquent quelles méthode et spécification ont été utilisées lors de l'estimation. Une variable discrète est ainsi associée à chaque méthode : évaluation contingente (MEC), prix hédoniques (MPH), dépenses de protection (MDP), surplus de production (MSP) ou fonctions de dommage (MFD).

De la même façon, sont prises en compte différentes spécifications telles que le mode de révélation pour la MEC (question ouverte (QO), question fermée (QF), enchère (BID) et carte de paiement (CP)), la forme fonctionnelle de l'équation de prix hédonique (NONLIN vaut 1 si une forme non linéaire est imposée), ou le prix unitaire utilisé par la MFD pour la conversion monétaire (prix marchand (PxM)/prix fictif (PxP)). Dans le cas de la MFD, nous avons par ailleurs identifié trois procédés pour l'étape de quantification. Le premier équivaut à *comptabiliser* les dommages constatés (nombre de décès par exemple) et attribués à la pollution atmosphérique. Le deuxième consiste à observer un échantillon représentatif de la population étudiée et à quantifier les dommages subis, avant d'*extrapoler* ces résultats à l'ensemble de la population. Enfin le dernier se base sur le *transfert* de fonctions dose-réponse préétablies et leur application au contexte étudié, défini par la population exposée et le niveau de pollution observé. En associant une dummy à chaque procédé (COMPTA, EXTRAP, TRANSF), il est possible de tester leur influence probable sur les résultats.

Est également pris en compte le traitement statistique des estimations basées sur les préférences individuelles (MOY pour l'indicateur de tendance centrale, MC pour l'estimateur par les moindres carrés et MV pour le maximum de vraisemblance).

(iii) Variables contextuelles, dont environnementales

Parmi les variables contextuelles, nous avons l'année de parution (DPARU), l'année des dommages (DDOM), et la nature de l'étude en termes de

³ Dans le cas où l'estimation représenterait le coût de la pollution ambiante, on considère que le coût ambiant de la pollution se réfère à une variation "totale", ce qui revient à poser VPA égale à 100 %.

publication : RAPP vaut 1 si l'étude n'a pas été publiée (rapport ou thèse), 0 le cas échéant. Les variables contextuelles recouvrent également les facteurs environnementaux, tels que récepteurs et polluants. Dans la première catégorie, nous trouvons le bien-être (BE), la santé (SANTE), la vie (VIE), la visibilité (VISIB), les matériaux (MATE) et les récoltes et la flore (RECOLT). Ils correspondent aux principaux récepteurs susceptibles d'être atteints par la pollution atmosphérique. Les indicateurs de pollution retenus sont le monoxyde de carbone (CO), le dioxyde de soufre (SO₂), l'ozone (O₃), les oxydes d'azote (NO_x), les particules (PART) et le plomb (Pb). Il serait également intéressant d'introduire un indicateur du niveau de pollution dans les modèles, mais la diversité des substances et des unités mentionnées dans les études ne le permet pas. Et comme il n'existe pas d'indice global de pollution, nous proposons de tester un indicateur approximatif : la densité démographique locale, sur la base de la relation établie entre niveau de pollution et zone urbaine. Les travaux de Foucher (1997), qui confirment cette relation, confortent ainsi notre intérêt pour la variable densité comme indicateur brut du niveau de pollution. Son étude conclut que "la ville dense produit moins de pollution par individu en déplacement mais la concentration d'un grand nombre d'individus dans un espace limité se traduit par une concentration de nuisances".

Pour conclure cette présentation des différents paramètres, notons qu'à l'exception de la MFD, les méthodes supposent que les individus sont conscients du problème à évaluer. Dans le cas de la pollution, ils sont censés connaître les causes, les effets et la nocivité des substances polluantes impliquées. Mais comme la conscience dépend en partie des préoccupations individuelles et de l'information disponible, nous pouvons croire qu'elle n'est pas toujours effective. Pourtant l'hypothèse relative à la conscience garantit que les préférences soient bien définies. Il apparaît donc important de tester la relation entre les estimations et le degré de conscience des problèmes posés, ce que nous désignons également par "sensibilité environnementale". Le problème est qu'aucun indicateur n'existe pour cette caractéristique. Nous avons ainsi envisagé d'utiliser la taille des partis politiques "verts" ou "écologiques" dans le pays où se produisent les dommages évalués comme indicateur brut, mais l'information n'est pas disponible pour toutes les périodes et les zones concernées par l'échantillon.

Nous obtenons finalement un ensemble de 31 variables explicatives (compte tenu des variables dummies omises), dont quatre sont de nature quantitative (voir annexe 1). Nous avons par ailleurs sélectionné et paramétré 49 études parmi les 86 collectées, délivrant un échantillon de 96 estimations du coût individuel de la pollution atmosphérique, réparties de la manière suivante : 15 sont issues de la MEC, 17 de la MPH, 7 de la MDP, 6 de la MSP et 51 de la MFD (voir annexe 2). La base de données ainsi constituée fait ensuite l'objet d'une

analyse statistique dont les principaux résultats⁴ sont présentés dans la section suivante.

4. RÉSULTATS DE LA MÉTA-ANALYSE

Le tableau n° 2 fournit quelques statistiques pour les trois échantillons soumis à la méta-analyse. En plus de l'échantillon dit global, nous utilisons deux ensembles d'estimations respectivement issues de la MFD et des méthodes basées sur les préférences individuelles⁵. Notons par exemple que la moyenne de l'échantillon "préférences" (896 F) correspond environ au double de celle associée à l'échantillon MFD (440 F). Cette remarque nous laisse supposer que la MFD produit des estimations plus faibles du coût de la pollution que les méthodes basées sur les préférences. Il apparaît également que pour chaque échantillon, le rapport de la moyenne à la médiane est toujours supérieur à 4, signalant la présence d'importantes valeurs extrêmes.

Tableau n° 2 : Statistiques descriptives des différents échantillons, coût annuel par individu, francs 1996

Statistiques	Global	MFD	Préférences
Moyenne	599,207	439,113	895,801
Médiane	101,165	51,29	192,02
(min-max)	0,178 – 10830,96	0,178 – 5781,8	15,43 – 10830,96
Écart-type	1438,956	1082,695	1859,695
Nombre d'observations	96	51	39

De telles comparaisons, sur la base des indicateurs de tendance centrale, ne tiennent cependant pas compte des disparités internes à chaque échantillon et à chaque type de méthode. Les estimations ne sont pas observées *ceteris paribus*, et il existe des facteurs de divergence qu'il s'agit de prendre en compte. C'est à ce niveau que la méta-analyse intervient : elle permet d'identifier ces facteurs, qu'ils

⁴ L'application et les résultats de la méta-analyse sont présentés en détail dans Manière (1999).

⁵ Les estimations issues de la MSP, qui ne sont pas assez nombreuses pour constituer un échantillon à part entière, ne peuvent être intégrées à l'un de ces sous-échantillons, car les bases théoriques diffèrent : alors que les méthodes basées sur le comportement et les préférences représentent le point de vue individuel, et la MFD les dépenses marchandes principalement à la charge de la collectivité, la MSP traduit le comportement du producteur. Il faut noter que la construction de l'échantillon complet et celle des sous-échantillons ne répondent pas à la même logique, la seconde ayant privilégié l'homogénéité théorique. Des objectifs distincts expliquent en fait cette double approche. Tout d'abord nous avons choisi de réaliser une méta-analyse qui intègre des estimations produites par la MFD, en raison de ses nombreuses applications et malgré l'hétérogénéité supplémentaire que cela induit. L'exclusion constatée de ce type d'estimations dans les méta-analyses consultées, a motivé ce choix qui revêt selon nous un intérêt certain, malgré les contraintes de compatibilité qu'il pose. Ensuite la définition des sous-échantillons offre la possibilité de tester, dans un cadre théorique différent, l'influence des facteurs explicatifs proposés, et ainsi d'obtenir des résultats complémentaires. Cela suppose évidemment de resserrer la contrainte théorique d'homogénéité et d'exclure les estimations issues de la MSP.

soient méthodologiques, socio-économiques ou contextuels. Nous proposons donc, pour chaque échantillon, de régresser l'estimation du coût individuel sur l'ensemble des paramètres relevés. L'approche économétrique utilise l'estimateur des moindres carrés ordinaires (MCO) et la matrice efficace de White (1980) (cf. encadré 2).

Encadré 2 : La matrice de White (1980) et tests dérivés

White (1980) a proposé une matrice de variance-covariance qui permet d'évaluer la précision des coefficients estimés et de procéder aux tests statistiques habituels même si les résidus sont hétéroscédastiques. Ce cas est à envisager ici car les estimations correspondent souvent à des moyennes qui sont issues d'échantillons de taille variable. La statistique de Student est ainsi calculée à partir des écart-types extraits de la matrice. Précisons à ce propos que la matrice étant connue pour sous-estimer les écarts-types en échantillon fini, il faut tenir compte du fait que les t-ratios sont probablement surestimés (la taille des échantillons allant de 39 à 96).

White a par ailleurs construit un test sur une statistique (W) qui, sous l'hypothèse d'homoscédasticité (H_0), suit une distribution du χ^2 . Nous effectuons ce test pour chaque modèle et reportons dans les tableaux la probabilité que la statistique empirique soit supérieure à la statistique théorique, c'est-à-dire de rejeter à tort H_0 . Cette hypothèse sera donc retenue dès que la probabilité dépasse les seuils de significativité habituels, fixés entre 1 et 10 %, car elle représente l'erreur de première espèce.

Comme cette approche fournit des estimations non biaisées de l'écart-type des résidus, la méthode des moindres carrés généralisés (MCG) peut être appliquée. L'utilisation de cet estimateur sert alors de test de fiabilité pour les modèles établis.

Nous obtenons en définitive trois méta-modèles : le premier modèle dit global (4.1) découle du traitement économétrique de l'échantillon complet regroupant l'ensemble des estimations produites par les cinq méthodes étudiées, le deuxième (4.2) est obtenu à partir de l'échantillon des estimations issues de la seule MFD et le troisième modèle dit des préférences (4.3) se base sur l'échantillon des estimations dérivées des préférences individuelles, c'est-à-dire mesurées à l'aide de l'une des méthodes suivantes : MEC, MDP, MPH.

4.1. Echantillon global des estimations

Le tableau n° 3 présente les résultats pour les différentes formes de modèle associées à cet échantillon. Nous avons testé plusieurs formes fonctionnelles de la relation statistique entre les estimations et l'ensemble de paramètres : linéaire (1), semi-logarithmique (2) et log-log (3), et obtenu deux modèles réduits⁶ respectivement issus des MCO (4) et des MCG (5). La cohérence des signes et la

⁶ La spécification log-log a servi de base à la sélection des modèles réduits car elle correspond au meilleur modèle complet d'un point de vue statistique et théorique.

significativité constante entre les différentes équations indiquent que l'analyse et les résultats sont peu sensibles à la forme fonctionnelle. En particulier la forte stabilité des coefficients entre (4) et (5) garantit la bonne spécification de l'équation réduite. Cela conforte également le choix des facteurs explicatifs.

Dans le modèle (4), qui représente la forme opérationnelle associée à l'échantillon global, les variables présentent un seuil de significativité allant de 1 à 5 %, sauf PxF, COMPTA et SANTE, significatives à seulement 10 %. L'ensemble des variables explique bien la variance totale car le coefficient de détermination est égal à 67,83 %. Enfin l'hypothèse d'homoscédasticité est acceptable car la probabilité de la rejeter à tort atteint 63,10 % conformément au test de White.

Pour l'interprétation des résultats, nous nous référons à l'équation issue du modèle (4) :

$$(E_{global}) \hat{Coût} = 0.025 PIB^{1.105} VPA^{0.59} 9.21^{QO} 12.21^{OF} 9.67^{BID} 3.27^{NONLIN} 17.25^{MDP} \\ \times 2.15^{PxF} 0.235^{EXTR AP} 2.53^{COMPTA} 1.83^{SANTE} 3.97^{VIE} 0.34^{SO_2} 30.77^{CO}.$$

Les facteurs économiques retenus dans l'équation (E_{global}) sont PIB et VPA⁷. Un accroissement de 1 % du revenu induit une augmentation du coût individuel de 1,105 %. Les dommages sont évalués positivement par rapport au revenu, comme si le niveau de richesse déterminait le degré de nocivité perçue et l'importance attribuée aux impacts. L'introduction de VPA comme mesure quantitative du bien économique apparaît également justifiée compte tenu du signe et de la valeur du coefficient : une augmentation de VPA égale à 1 % accroît le coût de 0,59 %. La relation positive et significative confirme que les estimations sont sensibles à l'ampleur de la modification environnementale, mais à un taux décroissant : le coût marginal de la pollution diminue comme si la pollution additionnelle était de moins en moins dommageable. On peut parler de décroissance du coût marginal des impacts par rapport à l'ampleur du changement environnemental.

Concernant les facteurs méthodologiques, il importe de rappeler que l'effet des variables significatives doit être interprété relativement à l'ensemble des modalités enlevées du modèle réduit, et non par rapport aux seules modalités omises dans la forme complète. Les coefficients sont donc interprétés par rapport à une valeur de référence, correspondant au coût moyen associé à tous les facteurs explicatifs omis. Cette remarque vaut également pour les modèles réduits associés aux deux autres échantillons. Ici la valeur de référence renvoie au coût moyen estimé par la MEC avec carte de paiement, la MPH linéaire, la MFD avec un simple prix marchand ou encore la MSP.

⁷ Comme indicateur de revenu, nous privilégions PIB plutôt que CONSO, la première forme conduisant aux meilleurs modèles. De la même façon, DPARU est préféré à DDOM.

La première observation concerne l'absence des variables MPH, MEC et MFD dont l'influence est captée par les variables de spécification. L'application de l'évaluation contingente multiplie le coût de référence par 10 environ quand

Tableau n° 3 : Échantillon global. Modèles complets et réduits (coefficients des variables explicatives des équations et statistiques de Student associées)

Variables	Modèle complet (1)#	Modèle complet (2)#	Modèle complet (3)#	Modèle réduit (4)#	Modèle réduit (5)+
Constante	-4439,22	0,64	2,49	-3,69	-3,17
PIB*	5,706 (1,8)	0,016 (2,5)	1,094 (3,77)	1,105 (5,35)	1,0 (24,7)
VPA*	0,171 (0,97)	0,0008 (2,97)	0,53 (4,77)	0,59 (6,63)	0,61 (40,5)
DENS*	-0,01 (-0,4)	0,00001 (0,33)	0,22 (1,26)		
MEC	640,81 (0,47)	4,95 (2,74)	2,35 (1,34)		
QO	721,23 (1,15)	1,59 (1,66)	1,72 (2,17)	2,22 (3,32)	2,38 (7,45)
QF	844,21 (1,63)	1,01 (1,5)	1,53 (1,86)	2,50 (4,2)	2,20 (15,10)
BID	872,17 (1,82)	1,23 (2,4)	1,49 (2,38)	2,27 (5,33)	2,03 (10,20)
MPH	381,84 (0,17)	1,68 (0,55)	1,05 (0,36)		
NONLIN	896,66 (2,26)	2,36 (2,76)	1,61 (2,13)	1,18 (2,54)	1,11 (11,49)
MDP	2833,1 (1,28)	6,5 (3,04)	4,74 (2,49)	2,85 (4,7)	2,99 (14,91)
MFD	-151,3 (-0,116)	3,44 (2,18)	0,78 (0,56)		
PxM	1056,26 (1,83)	0,003 (3, 10 ⁻³)	0,43 (0,50)		
PxF	81263,2 (2,24)	0,55 (0,67)	1,00 (1,59)	0,76 (1,71)*	0,82 (7,77)
MC	804,03 (1,1)	0,55 (0,67)	-0,06 (-0,07)		
MV	-11,43 (-0,02)	-0,55 (-1,25)	-0,24 (-0,41)		
EXTRAP	-350,42 (-0,77)	0,11 (0,15)	-1,34 (-2,03)	-1,44 (-3,38)	-1,63 (-13,99)
COMPTA	1005,09 (1,7)	2,5 (3,3)	1,38 (1,81)	0,93 (1,96)*	0,68 (4,18)
DPARU*	32,37 (1,32)	-0,04 (-0,99)	-1,99 (-0,67)		
RAPP	-76,01 (-0,19)	-0,66 (-1,12)	-0,09 (-0,17)		
BE	451,78 (0,8)	0,45 (1,0)	0,01 (0,02)		
SANTE	146,36 (0,34)	0,81 (1,29)	0,68 (1,19)	0,60 (1,87)*	0,68 (6,90)
VIE	329,83 (1,71)	1,7 (4,14)	1,2 (2,65)	1,38 (3,76)	1,22 (11,48)
VISIB	-258,88 (-0,44)	-0,36 (-0,66)	-0,37 (-0,68)		
MATE	-617,68 (-1,36)	-0,47 (-0,66)	0,34 (0,45)		
RECOLT	1297,56 (1,24)	2,46 (1,9)	1,80 (1,44)		
NO _x	94,82 (0,38)	0,05 (0,13)	-0,15 (-0,39)		
PART	53,45 (0,18)	0,43 (0,9)	0,48 (1,06)		
O ₃	116,65 (0,27)	0,72 (1,7)	0,03 (0,07)		
SO ₂	-607,36 (-2,13)	-1,19 (-2,93)	-1,35 (-3,88)	-1,07 (-3,15)	-1,11 (-11,68)
CO	496,85 (0,66)	1,53 (3,0)	2,49 (3,56)	3,42 (6,57)	3,65 (13,32)
Pb	-566,13 (-1,27)	0,28 (0,31)	0,06 (0,10)		
R ²	36,25 %	61,73 %	70,39 %	67,83 %	99,75 %
R ² ajusté	5,37 %	43,20 %	56,04 %	62,27 %	-

N	96	96	96	96	96
χ^2	66,68 %	58,32 %	68,01 %	63,10 %	-

Statistiques de Student dérivées de la matrice de White entre parenthèses.

+ Statistiques de Student habituelles entre parenthèses.

* Les variables quantitatives sont exprimées en logarithmique dans les équations (3), (4) et (5).

les procédés de révélation par question ouverte, question fermée ou enchère sont utilisés. Cette observation confirme les résultats empiriques indiquant que le mode de révélation par carte de paiement (CP) a tendance à produire une borne inférieure des estimations. L'usage de la MDP conduit à un coût 17 fois supérieur au coût de référence. L'influence de la MFD est beaucoup plus raisonnable, puisque qu'elle multiplie ce coût par 2,5 avec le procédé de comptabilisation et par 0,25 avec l'extrapolation. Finalement l'application de la MPH, avec une fonction de prix hédonique non linéaire, augmente le coût de référence par 3,3. La forme non linéaire indique qu'il n'existe pas de substitution parfaite entre les caractéristiques introduites dans les équations (santé/qualité de l'air, nombre de pièces de l'habitation/qualité de l'air...). Elle permet ainsi de prendre en compte le caractère unique et irremplaçable de l'attribut considéré et réduit les compensations quantitatives qui peuvent intervenir dans l'équation entre les différents attributs, et de là les risques de sous-estimation.

Dernière catégorie de variables représentées : les facteurs environnementaux. On constate premièrement le nombre réduit de récepteurs présents dans l'équation (E_{global}) : les variables visibilité, bien-être, récolte et matériaux sont en effet absentes. Il apparaît également que les dommages touchant à la santé et à la vie sont plus coûteux que les dommages subis par les récepteurs omis, et ce dans un rapport d'environ 2 et 4 respectivement. Le poids de la mortalité illustre la nocivité de la pollution atmosphérique pour l'homme et l'importance des pertes qu'elle implique (2 fois plus que la morbidité), ce qui confirme les résultats observés dans les études empiriques. Par une faible prise en compte des pertes qualitatives liées à la douleur, à l'isolement, à la perte de confort..., le processus d'évaluation sous-estime selon nous les coûts de la morbidité.

Concernant les variables indicatrices de polluant, le modèle restreint ne met pas explicitement en évidence leur influence sur l'estimation : l'équation (E_{global}) ne permet pas de quantifier les effets respectifs de chaque polluant, comme si le choix du ou des indicateurs de pollution n'influaient pas significativement sur l'estimation du coût. Cela résulte peut-être des difficultés scientifiques signalées dans la première section. On peut également envisager que les récepteurs véhiculent déjà une part d'information concernant les substances en cause. Il doit exister une forme de colinéarité entre les dommages et les polluants, en raison de la causalité très probable qui relie ces éléments (entre santé et particules par exemple). Les récepteurs captent en partie l'influence des polluants sur les estimations. Subsistent cependant dans l'équation les variables SO_2 et CO , qui interviennent en sens opposé. La première réduit les coûts de deux tiers, alors

que la seconde les multiplie par 30. Il est possible que cela reflète le degré de nocivité de ces polluants, par rapport à ceux absents de l'équation (particules, ozone, oxydes d'azote et plomb).

4.2. Échantillon des estimations produites par la méthode des fonctions de dommage

Préalablement à la présentation du modèle opérationnel associé à cet échantillon, nous devons indiquer qu'une première régression a abouti à un modèle non valide du point de vue de l'interprétation des variables. Considérant que la variable DPARU était responsable de ce problème (par la capture d'influences inexplicables) nous avons choisi de l'exclure de l'équation complète initiale. Le modèle restreint obtenu est alors nettement meilleur (modèle (7) du tableau n° 4).

Tableau n° 4 : Échantillon MFD. Modèles complet et réduit (coefficients des variables explicatives des équations et statistiques de Student associées)

Variables	Modèle complet (7)		Modèle réduit (8)	
Constante	-6,01		-3,44	
LnPIB	1,24	(2,99)	1,16	(3,75)
LnVPA	0,63	(3,81)	0,74	(5,9)
LnDENS	0,19	(0,73)		
PM	-0,25	(-0,22)		
PF	0,65	(1,11)		
EXTRAP	-2,19	(-1,90)	-2,72	(-4,58)
COMPTA	0,96	(0,87)		
RAPP	-0,16	(-0,16)		
BE	0,41	(0,77)		
SANTE	1,31	(1,07)		
VIE	1,08	(1,68)	1,07	(2,32)
VISIB	-1,26	(-0,77)		
MATE	2,71	(1,96)	1,31	(1,84)
NO _x	-1,22	(-1,45)	-1,13	(-2,43)
PART	0,90	(1,62)	1,04	(1,92)
O ₃	-0,57	(-0,81)		
SO ₂	-1,6	(-2,38)	-1,36	(-2,9)
CO	3,75	(1,50)		
Pb	0,4	(0,06)	4,87	(6,4)
R ²	72,66 %		68,70 %	
R ² ajusté	55,91 %		61,83 %	
N	51		51	
χ ²	54,53 %		28,73 %	

En se basant sur l'équation associée (E_{MFD}), on constate déjà que les résultats relatifs aux variables économiques sont analogues à ceux du modèle précédent : dans la mesure où des prix unitaires (marchands ou fictifs) sont utilisés pour la valorisation des dommages, l'estimation se révèle sensible au niveau de richesse (PIB) et ce avec la même ampleur que dans l'échantillon global. La variable VPA influence également le coût : ce dernier augmente de 0,74 % quand VPA augmente de 1 %.

$$(E_{MFD}) \hat{Coût} = 0.032 \times PIB^{1.16} VPA^{0.74} 0.06^{EXTRAP} 2.9^{VIE} 3.7^{MATE} 0.32^{NOx} 2.8^{PART} 0.26^{SO_2} 131^{Pb}$$

Comme variable méthodologique ne subsiste que le procédé d'extrapolation dont l'usage réduit le coût par 15 environ, par rapport à la comptabilisation et au transfert. Comme pour l'échantillon global, l'extrapolation réduit les coûts comme si une quantification préalable à petite échelle ou sur un échantillon conduisait à sous-estimer le coût de la pollution.

Nos résultats montrent également que la mortalité est 3 fois plus coûteuse que la morbidité lorsque les fonctions de dommage sont utilisées. Il apparaît aussi que les matériaux génèrent un coût élevé (3,7 fois plus que le coût moyen qui serait associé à la santé et au bien-être), indiquant une bonne prise en compte des pertes matérielles par la MFD.

Les polluants sont en revanche bien représentés, puisque 4 des 5 polluants testés sont significatifs. Hormis le plomb qui conduit à des coûts 131 fois supérieurs au coût moyen associé à l'ozone et au monoxyde de carbone⁸, l'on retrouve les ordres de grandeur habituels : les particules génèrent des coûts environ 9 fois plus importants que les NO_x et 10 fois plus que le SO₂. Cela pose implicitement l'hypothèse d'une expression du niveau de nocivité par le coût. Les études épidémiologiques pourront s'avérer utiles pour vérifier une telle interprétation.

4.3. Echantillon des estimations basées sur les préférences individuelles

Le modèle réduit basé sur les estimations dérivées des préférences individuelles (modèle (9), tableau n° 5) comprend peu de variables méthodologiques. En effet seuls deux variables de spécification influencent les estimations : le mode de révélation par question fermée (QF) et l'usage de l'estimateur des moindres carrés (MC). Elles multiplient le coût moyen des estimations issues des préférences par 2,45 et 0,29 respectivement, comme l'indique l'équation ($E_{Préférences}$) dérivée de ce modèle :

⁸ Le poids important du plomb en termes de coût peut s'expliquer par la seule catégorie d'impacts qui lui sont associés, à savoir les décès.

$$(E_{\text{Préférences}}) \hat{\text{Coût}} = 1.44 \times 10^{-19} \text{ PIB}^{0.95} \text{ VPA}^{0.51} \text{ DENS}^{0.75} 2.45^{\text{QF}} 0.29^{\text{MC}} \text{ DPARU}^{9.09} \\ \times 4.44^{\text{VIE}} 0.33^{\text{MATE}} 0.46^{\text{PART}} 0.3^{\text{O}_3} 0.12^{\text{SO}_2}$$

Parmi les variables contextuelles, nous pouvons noter la présence de la variable indiquant la date de parution ou de rédaction de l'étude, qui exerce une influence positive sur l'estimation : la réalisation de l'évaluation à une date plus récente (d'un %) que la date initiale (1991 au lieu de 1990 par exemple) augmente le coût de 9,09 %. Une explication en termes de préférences individuelles peut être envisagée : la date est susceptible de traduire la dynamique des préférences : en effet l'émergence de partis écologistes, d'associations de lutte pour l'environnement telles que Greenpeace, la création d'instances ministérielles, ainsi que la médiatisation des problèmes environnementaux (accidents de Seveso en 1976, de Bhopal en 1984 et de Tchernobyl en 1986) ou encore la diffusion de rapports sanitaires, ont largement participé à la prise de conscience environnementale et ont certainement agi sur les goûts et les préférences des individus, dès lors de plus en plus enclins à contribuer à la sauvegarde de l'environnement global et de leur cadre de vie plus spécifiquement.

**Tableau n° 5 : Échantillon des estimations basées sur les préférences.
Modèles complet et réduit (coefficients des variables explicatives
des équations et statistique de Student associée)**

Variables	Modèle complet (8)		Modèle restreint (9)	
Constante	-34,31		-43,38	
lnPIB	1,10	(2,86)	0,95	(3,08)
LnVPA	0,47	(2,38)	0,51	(3,79)
LnDENS	0,65	(2,01)	0,75	(2,44)
MEC	0,35	(0,17)		
QO	1,01	(0,85)		
QF	1,51	(2)	0,89	(1,85)
BID	1,29	(2,28)		
NONLIN	0,57	(0,74)		
MDP	0,76	(0,43)		
MC	-0,84	(-0,8)	-1,22	(-3,46)
MV	-0,13	(-0,16)		
LnDPARU	6,67	(1,42)	9,09	(2,7)
RAPP	0,003	(0,004)		
SANTE	0,66	(0,74)		
VIE	1,77	(1,42)	1,49	(1,94)
VISIB	-0,16	(-0,20)		
MATE	-0,96	(-1,29)	-1,09	(-1,77)
NO _x	-0,02	(-0,03)		
PART	-0,8	(-1,2)	-0,78	(-2,17)
O ₃	-0,9	(-1,13)	-1,20	(-2,21)

SO ₂	-1,88 (-4,3)	-2,11 (-5,28)
CO	1,34 (1,88)	
R ²	71,12 %	66,65 %
R ² ajusté	31,42 %	53,06 %
N	39	39
χ^2	90,82 %	65,94 %

Comme récepteurs représentés, nous avons la vie et les matériaux dont l'influence sur l'estimation des coûts est sans surprise : les pertes liées à la mortalité sont importantes comparativement aux autres (4,4 fois plus que la santé), alors que celles associées aux matériaux sont plutôt faibles. Cela s'explique par les méthodes utilisées : basées sur les préférences, elles traduisent le point de vue de l'individu qui *a priori* accorde moins d'importance aux matériaux qu'à sa santé. Ces méthodes produisent ainsi de faibles estimations, voire des sous-estimations, des pertes liées à la dégradation des bâtiments, en comparaison avec la MFD.

Parmi les polluants proposés, seuls les particules, le SO₂ et l'ozone ont une influence significative sur le coût. Ici les particules apparaissent 3,8 fois plus coûteuses que le SO₂ et 1,5 fois que l'ozone. Notons que le ratio entre particules et SO₂ était environ deux fois plus élevé dans l'équation ($E_{Préférences}$) du modèle MFD. Pourquoi une telle différence? Le fait que les estimations découlent des préférences peut expliquer cette différence : les individus évaluent les dommages de la même manière qu'ils les perçoivent. S'ils considèrent que les particules produisent plus de dommages que le SO₂, ils ne savent pas dans quelle ampleur. Il est probable qu'ils sous-estiment les pertes dues aux particules.

Pour finir, portons notre intérêt sur la variable densité. Présente uniquement dans cette équation, la variable *densité* semble intervenir comme indicateur de perception environnementale (niveau *perçu* de pollution) et non comme indicateur approximatif du niveau absolu de pollution atmosphérique, comme nous l'avions initialement proposé. Cette interprétation s'explique par la difficulté rencontrée pour construire une série homogène de densité (les bases variant d'une étude à l'autre par la nature, l'échelle de la ville...). Il en résulte que cette variable ne représente pas de manière uniforme la densité des différentes zones. Cependant elle peut constituer un indicateur brut de la densité telle que les individus la perçoivent. Et faisant une hypothèse supplémentaire, à savoir que les individus établissent un lien entre niveau de densité, concentration urbaine et pollution atmosphérique, nous pouvons avancer que la variable densité traduit le degré de conscience qu'ont les individus des problèmes de pollution. Cet indicateur influence positivement le coût individuel qui augmente de 0,75 % lorsque la densité augmente de 1 %, cela équivaut à dire que le CAP augmente à un taux décroissant avec le degré de conscience des individus.

5. SYNTHÈSE ET PERSPECTIVES

De manière générale les résultats de la méta-analyse reflètent bien ce que l'on rencontre dans la littérature empirique. Cependant cet outil va au-delà d'une traduction statistique des résultats empiriques, il permet de révéler des tendances dissimulées dans le flot d'informations multiformes.

Précisément nous pouvons retenir que les facteurs économiques agissent de manière attendue sur les estimations. En particulier le coefficient du revenu, qui s'interprète comme l'élasticité de l'estimation au revenu, est très proche de 1, quelle que soit l'équation considérée. Concernant les biais méthodologiques, il a été établi que les méthodes du surplus de production et des fonctions de dommages produisent des estimations inférieures à celles issues des préférences individuelles, confirmant ainsi les résultats de Brucato et alii (1990) et Harrington et alii (1987). Les résultats indiquent également que les estimations par la MDP sont les plus élevées, en partie parce que la variable MDP recouvre la satisfaction directe retirée de la consommation de biens de protection, en plus de celle liée à la réduction des risques de morbidité, contrairement au principe de la méthode. Les conséquences en termes de surestimation apparaissent dès lors évidentes. La MPH produit à l'inverse des coûts plutôt faibles, comme si elle délivrait un coût forfaitaire de la pollution, étant basée sur l'évaluation globale d'un ensemble de dommages.

Notons également que les méthodes ne mesurent pas de la même façon les récepteurs observés : elles ne prennent pas en compte les mêmes composantes de coût, bien qu'il existe des domaines d'intersection. De ce point de vue, nous attirons l'attention sur la nécessité d'une meilleure prise en compte par la MFD des dommages sanitaires qualitatifs (douleur, inconfort...), rendue possible par l'utilisation d'un prix fictif reflétant cette dimension.

Nous avons par ailleurs constaté que la conscience des problèmes de pollution intervient significativement dans l'élaboration des préférences, confirmant ainsi la nécessité d'assurer un contexte d'évaluation qui vérifie l'hypothèse de préférences bien définies en matière d'environnement. C'est selon nous ce qui garantit la validité et la portée des estimations dérivées des préférences individuelles.

Enfin, il semble que l'influence des polluants soit quantifiée en fonction de leur nocivité effective et/ou perçue. Si par ailleurs ces polluants s'avèrent corrélés aux récepteurs, il apparaît judicieux de restreindre les variables environnementales aux seuls récepteurs, et de définir en contrepartie des catégories plus précises de récepteurs, comme les systèmes cardio-vasculaires ou respiratoires pour la santé, les monuments historiques et les constructions ordinaires pour les matériaux. Cela devrait permettre de mieux prendre en compte la gravité des dommages et de voir comment cela se répercute sur les estimations.

Il convient toutefois de rester prudent quant à l'interprétation des méta-modèles obtenus et ce, pour au moins deux raisons :

- nous avons d'une part travaillé sur des échantillons relativement hétérogènes tant du point de vue géographique (zones d'étude concernée) que du point de vue des récepteurs pris en compte (santé *versus* récolte). Cependant ce constat ne remet pas en cause l'intérêt de la méta-analyse qui réside dans sa capacité à prendre en compte des phénomènes distincts. Il importe néanmoins de faire l'arbitrage entre l'hétérogénéité des études et la portée des résultats. Dans cette optique nous envisageons des méta-analyses qui se focalisent soit sur un récepteur (dont les impacts seraient toujours mesurés par plusieurs méthodes), soit sur une méthode (recouvrant l'ensemble des dommages qu'elle peut prendre en compte) ;

- d'autre part le nombre d'études analysées limite la portée de l'analyse économétrique et de là la validité et l'exploitation des résultats. Il est évidemment souhaitable d'augmenter leur nombre, mais il n'existe sûrement pas autant d'études qu'on le souhaite : l'évaluation économique est certes aujourd'hui relativement bien développée, mais dès que l'on s'intéresse à un problème particulier, on constate que les études réalisées et exploitables sont peu nombreuses. Ajoutons d'ailleurs que la pollution atmosphérique bénéficie d'un traitement de faveur en comparaison des autres pollutions ou nuisances. Enfin, dans le cas favorable où il existerait suffisamment d'études, se poseraient alors les problèmes de disponibilité qui caractérisent l'information en général et les études en particulier. Comme nous l'avons déjà mentionné, la constitution d'une bibliothèque des études d'évaluation existantes permettrait au moins de pallier ce problème.

L'application étendue de la méta-analyse aux estimations produites par la méthode des fonctions de dommage pose, on l'a vu, des problèmes de standardisation qui sont un exemple des limites de cet outil. Mais, ce faisant, nous avons pallié l'exclusion quasi-systématique de la MFD de ce type d'analyse. Sachant que cette méthode est l'une des plus utilisées, il apparaît essentiel de l'intégrer aux analyses portant sur l'évaluation économique et de la comparer aux autres méthodes. La question de l'évaluation économique n'est en effet pas réglée et a certainement beaucoup à attendre de la méta-analyse. Cependant si les résultats obtenus permettent de formuler quelques recommandations, un travail important reste à fournir pour développer cet outil, qui a jusqu'à présent fait l'objet de peu d'applications en économie de l'environnement, et est resté cantonné à la sphère anglo-saxonne. La méta-analyse présente un potentiel important pour l'évaluation économique, potentiel qu'il s'agit d'exploiter au plus vite, en raison de la demande importante d'estimations que l'on observe déjà et qui a tendance à s'intensifier.

ANNEXE 1

Description des variables de la méta-analyse

Noms	Définition
PIB	Produit intérieur brut par habitant (KF 1996) (moyenne = 97,3)
CONSO	Dépenses de consommation privées par habitant (KF 1996) (moyenne = 72,1)
VPA	Variation relative du niveau de pollution atmosphérique (%) (moyenne = 120)
DENS	Densité démographique de la zone étudiée, (Nombre d'habitants au km ²) (moyenne = 2100)
MEC	1 si la méthode d'évaluation contingente est appliquée, 0 sinon
QO	1 si les préférences sont révélées par question ouverte, 0 sinon
QF	1 si les préférences sont révélées par question fermée, 0 sinon
BID	1 si les préférences sont révélées par enchère, 0 sinon
CP	1 si les préférences sont révélées par carte de paiement, 0 sinon
MPH	1 si la méthode des prix hédoniques est appliquée, 0 sinon
NONLIN	1 si la fonction de prix hédonique est non linéaire, 0 sinon
MDP	1 si la méthode des dépenses de protection est appliquée, 0 sinon
MFD	1 si la méthode des fonctions de dommage est appliquée, 0 sinon
MSP	1 si la méthode des surplus de production est appliquée, 0 sinon
PM	1 si la valorisation des dommages (MFD) utilise un prix marchand unitaire, 0 sinon
PF	1 si la valorisation des dommages (MFD) utilise un prix fictif unitaire, 0 sinon
MC	1 si l'estimateur des moindres carrés est utilisé, 0 sinon
MV	1 si le maximum de vraisemblance est utilisé, 0 sinon
MOY	1 si la moyenne des estimations est calculée, 0 sinon
EXTRAP	1 si les dommages (MFD) sont quantifiés sur la base d'une extrapolation, 0 sinon
COMPTA	1 si les dommages (MFD) sont quantifiés sur la base d'une comptabilisation, 0 sinon
TRANSF	1 si les dommages (MFD) sont quantifiés sur la base d'un transfert, 0 sinon
DPARU	Année de parution de l'étude (moyenne = 1990)
DDOM	Année d'apparition des dommages (moyenne = 1985)
RAPP	1 si l'étude est un document non publié (rapport, thèse etc.), 0 sinon
BE	1 si l'étude porte sur la dégradation du bien-être, 0 sinon
SANTE	1 si l'étude porte sur la dégradation de la santé, 0 sinon
VIE	1 si l'étude porte sur les décès, 0 sinon
VISIB	1 si l'étude porte sur la dégradation de la visibilité, 0 sinon
MATE	1 si l'étude porte sur la dégradation des matériaux et bâtiments, 0 sinon
RECOLTE	1 si l'étude porte sur la dégradation des récoltes, 0 sinon
NO _x	1 si le NO _x est un des indicateurs de pollution considérés, 0 sinon
PART	1 si les particules sont un des indicateurs de pollution considérés, 0 sinon
O ₃	1 si l'ozone est un des indicateurs de pollution considérés, 0 sinon
SO ₂	1 si le SO ₂ est un des indicateurs de pollution considérés, 0 sinon
CO	1 si le CO est un des indicateurs de pollution considérés, 0 sinon

Pb	1 si le plomb est un des indicateurs de pollution considérés, 0 sinon
----	---

ANNEXE 2

Études introduites dans la méta-analyse
Auteurs, année, nombre d'estimations (pays de l'étude)

MEC	MDP	MFD	MPH	MSP	
Belhaj, 1996 (Maroc)	2 Cropper, 1981 (États-Unis)	1 Barron et al., 1995 (Hong-Kong)	2 Bayless, 1984 (États-Unis)	1 Adams et al., 1985 (États-Unis)	2
Brookshire et al., 1982 (États-Unis)	1 Dickie et al., 1991a (États-Unis)	2 Deloraine, Lequette, Zmirou et al., 1995 (France)	8 Brookshire et al., 1981 (États-Unis)	1 Adams et al., 1986 (États-Unis)	2
Grosclaude et al., 1994 (Suisse)	1 Dickie et al., 1991b (États-Unis)	2 Dubourg, 1996 (Royaume-Uni)	1 Brookshire et al., 1982 (États-Unis)	1 Forster, 1984 (Canada)	2
Halvorsen, 1996 (Norvège)	1 Gerking et al., 1986 (États-Unis)	1 Ecoplan, 1996 (Suisse)	1 Brucato, 1990 (États-Unis)	1	
Johansson et al., 1988 (Suède)	1 Shechter, 1991 (Israël)	1 Glomsrod, 1990 (Norvège)	1 Diamond, 1980 (États-Unis)	1	
Loehman et al., 1994 (États-Unis)		1 Glomsrod, 1996 (Norvège)	1 Harrison et al., 1978 (États-Unis)	1	
McClelland, 1993 (États-Unis)		1 Hall, 1989 (États-Unis)	3 Hoehn et al., 1987 (États-Unis)	1	
Randall et al., 1974 (États-Unis)		1 Hall, 1996 (États-Unis)	2 Mark, 1980 (États-Unis)	2	
Shechter et al., 1991 (Israël)		1 Harrison et al., 1978 (États-Unis)	1 Palmquist, 1984 (États-Unis)	4	
Shechter, 1991 (Israël)		1 Horst, 1990 (États-Unis)	1 Portney, 1981 (États-Unis)	1	
Strand, 1985 (Norvège)		1 Jensen, 1981 (Mexique)	1 Ridker et al., 1967 (États-Unis)	1	
		1 Krupnick, 1996 (Bulgarie)	3 Shechter et al., 1991 (Israël)	1	
		1 Lesceu, 1993 (Belgique)	1 Smith, 1978 (États-Unis)	1	
		1 Lescure et al., 1996 (France)			
		1 Liu, 1979 (États-Unis)			
		1 Masson et al., 1996 (France)			
		1 Pearce, 1996a (≠ pays en développement) (Royaume-Uni)			
		1 Pearce et al., 1996b (Royaume- Uni)			
		1 Perl et Dunbar, 1982 (États-Unis)			
		2 Ranson et al., 1995 (États-Unis)			
		1 Shechter, 1991 (Israël)			
		1 Soudan, 1992 (France)			
Nombre d'estimations	15 Nombre d'estimations	7 Nombre d'estimations	51 Nombre d'estimations	17 Nombre d'estimations	6
Nombre total d'estimations : 96					

RÉFÉRENCES

- Baaijens S., Nijkamp P. et Van Monfort K., 1998, "Explanatory Meta-Analysis for the Comparison and Transfer of Regional Tourist Income Multipliers", *Regional Studies*, Vol. 32(9), p. 839-849.
- Belhaj M., 1996, "The WTP to Reduce Air Pollution in Rabat-Salé: a Contingent Valuation Experiment", *Écologie-Société-Économie*, USQY.
- Boyle K. et Bergström J., 1992, "Benefit Transfer Studies: Myths, Pragmatism and Idealism", *Water Resources Research*, 28, (3), p. 657-663, Mars.
- Boyle K., Poe G. et Bergström J., 1994, "What Do We Know About Groundwater Values? Preliminary Implications from a Meta-Analysis of Contingent-Valuation Studies", *American Journal of Agricultural Economics*, Vol. 76, p. 1056-1061, Decembre.
- Brookshire D. et Neill H., 1992, "Benefit Transfers: Conceptual and Empirical Studies", *Water Resources Research*, 28, (3), p. 651-655, Mars.
- Brookshire D., Thayer M., Schulze W. et d'Arge R., 1982, "Valuing Public Goods: a Comparison of Survey and Hedonic Approaches", *American Economic Review*, Vol. 72(1), p. 165-177, Mars.
- Brucato P.F., Murdoch J.C. et Thayer M.A., 1990, "Urban Air Quality Improvements: a Comparison of Aggregate Health and Welfare Benefits to Hedonic Price Differentials", *Journal of Environmental Management*, Vol. 30, p. 265-279.
- Carson R., Flores N., Martin K. et Wright J., 1996, "Contingent Valuation and Revealed Preference Methodologies: Comparing the Estimates for Quasi-Public Goods", *Land Economics*, Vol. 72(1), p. 80-89, Février.
- Cook T., 1992, *Meta-Analysis for Explanation: a Casebook*, Sage Foundation, N.Y.
- Cooper H.M., 1982, "Scientific Guidelines for Conducting Integrative Research Reviews", *Review of Educational Research*, Vol. 52, p. 291-302.
- Desaigues D. et Point P., 1993, *Économie du patrimoine naturel, la valorisation des bénéfices de protection de l'environnement*, Éd. Economica, Paris.
- European Commission, 1995, *Externe, Externalities of Energy*, DGXII, Science, Research and Development, Vol. 2 Methodology, Éd. ECSC-EC-EAEC, Brussels-Luxembourg.
- Foucher V., 1997, *Les densités urbaines et le développement durable. Le cas de l'Île de France et des villes nouvelles*, Éd. SGVN, Paris.

- Freeman III A.M., 1993, *The Measurement of Environmental and Resource Values, Theory and Methods*, Ed. Resource for the Future, Washington.
- Glass G., McGaw B. et Smith M., 1981, *Meta-Analysis in Social Research*, Sage Publications, Inc., Beverly Hills-London.
- Harrington W. et Portney P.R., 1987, "Valuing the Benefits of Health and Safety Regulation", *Journal of Urban Economics*, Vol. 22, p. 101-112.
- Hoevenagel R., 1994, "A Comparison of Economic Valuation Methods", dans Pethig R. (éd.), *Valuing the Environment: Methodological and Measurement Issues*, Kluwer Academic Publishers, Netherlands, p. 251-270.
- Loomis J. et White D., 1996, "Economic Benefits of Rare Endangered Species: Summary and Meta-Analysis", *Ecological Economics*, Vol. 18, p. 197-206.
- Manière D., 1999, *Méta-analyse de l'évaluation des coûts sociaux de la pollution atmosphérique*, thèse de Sciences Économiques, Université Paris X-Nanterre.
- Navrud, 1994, "Economic Valuation of External Costs of Fuel Cycles: Testing the Benefit Transfer Approach", dans Almida A.T., de. (éd.), *Models for Integrated Electricity Resource Planning*, Kluwer Academic Publishers, cité dans EC (1995), forthcoming.
- Shechter M., 1991, "A Comparative Study of Environmental Amenity Valuations", *Environmental and Resource Economics*, Vol. 1, p. 129-155.
- Smith K. et Huang J., 1995, "Can Markets Value Air Quality? A Meta-Analysis of Hedonic Property Value Models", *Journal of Political Economy*, Vol. 103, n° 1, p. 209-227.
- Smith K. et Kaoru Y., 1990a, "Signals or Noise? Explaining the Variation in Recreation Benefit Estimates", *American Agricultural Economics Association*, p. 419-433, Mai.
- Smith K. et Kaoru Y., 1990b, "What Have We Learned Since Hotelling's Letter? A Meta-Analysis", *Economic Letters*, 32(3), p. 267-72, Mars.
- Smith K. et Osborne L., 1996, "Do Contingent Valuation Estimates Pass a "Scope" Test? A Meta-Analysis", *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol. 31, p. 287-301.
- Van den Bergh J. et Button K., 1997, "Meta-Analysis of Environmental Issues in Regional, Urban and Transport Economics", *Urban Studies*, Vol. 35(5-6), p. 927-944.
- Walsh R., Johnson D. et Mc Kean J., 1990, "Non-Market Values from Two Decades of Research on Recreation Demand", *Advances in Applied Micro-Economics*, Vol. 5, p. 167-193.

White H., 1980, "A Heteroskedasticity-Consistent Covariance Matrix Estimator and a Direct Test for Heteroskedasticity", *Econometrica*, Vol. 48(4), p. 817-838, Mai.

THE COST ESTIMATE OF ATMOSPHERIC POLLUTION: DIVERGENCE AND INITIAL ELEMENTS AS ANSWERS OF META-ANALYSIS

Abstract - The evaluation process applied in the case of atmospheric pollution comes across scientific constraints, both contextual and methodological that are in themselves sources of divergence between the estimations produced. By enabling to identify and characterise their determinants, the meta-analysis intends to make the evaluation process more transparent and thereon, to strengthen the validity of the estimation. Its principle implies formal analysis of a set of results obtained from distinct but similar studies. The application proposed in this article, contrary to the existing examples, includes the estimations produced by the functions of the damage and the surplus of production, besides those based on the individual preferences, (contingent evaluation, hedonic prices and protection expenditures). For this purpose 49 out of 86 studies were selected and make up a sample of 96 estimations of individual annual cost of atmospheric pollution. The results of the meta-analysis confirm the methodological bias and the dependence of estimations on the context and the nature of damage considered. Furthermore, they emphasise the need to guarantee a good definition of individual preferences and to take into account the immaterial loss in the evaluation process.

LAS ESTIMACIONES DEL COSTE DE LA CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA : DIVERGENCIA Y PRIMEROS ELEMENTOS DE RESPUESTA DADOS POR UN META-ANÁLISIS

Resumen - El proceso de evaluación aplicado a la contaminación atmosférica se enfrenta a limitaciones científicas, contextuales y metodológicas que generan entre todas divergencias entre las estimaciones producidas. Permitiendo la identificación y la caracterización de sus determinantes, el meta-análisis intenta poner el proceso de evaluación más claro y desde aquí, fortalecer la validez de las estimaciones. Consiste en un análisis formal de un conjunto de resultados sacados de estudios distintos pero parecidos. La aplicación que proponemos en este artículo integra, diferenciándose de los ejemplos ya existentes, las estimaciones dadas por los métodos de las funciones de daño y del excedente de producción, además de las basadas en las diferencias individuales (evaluación contingente, precios hedónicos y gastos de protección). Para esto hemos seleccionado 49 estudios de los 86 colectados y hemos constituido una muestra de 96 estimaciones del coste individual y anual de la contaminación atmosférica. Los resultados del meta-análisis confirman que existen sesgos metodológicos y que las estimaciones dependen del contexto y de la naturaleza de los daños estimados. Por otra parte subrayan la importancia de garantizar una buena definición de las preferencias

individuales y de tomar en cuenta las pérdidas inmateriales en el proceso de evaluación.