

Direction des Études et Synthèses Économiques

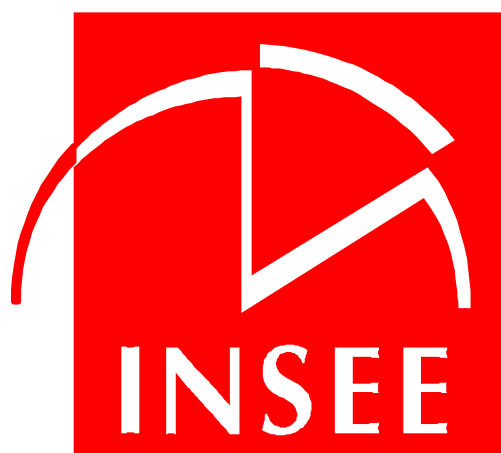
G 2003 / 01

**Le coût de dépollution atmosphérique
pour les entreprises françaises**

Une estimation à partir de données individuelles

Nicolas RIEDINGER et Erwan HAUVY

Document de travail



Institut National de la Statistique et des Études Économiques

INSTITUT NATIONAL DE LA STATISTIQUE ET DES ÉTUDES ÉCONOMIQUES

*Série des documents de travail
de la Direction des Etudes et Synthèses Économiques*

G 2003 / 01

Le coût de dépollution atmosphérique pour les entreprises françaises

Une estimation à partir de données individuelles

Nicolas Riedinger * et Erwan Hauvy **

JUIN 2003

*Nous remercions particulièrement Emmanuel Caicedo, Christine Lagarenne et Sébastien Roux
pour leurs commentaires.*

* Département des Etudes Economiques d'Ensemble - Division « Marchés et Stratégies d'Entreprises »
Timbre G230 - 15, bd Gabriel Péri - BP 100 - 92244 MALAKOFF

** Ensaë

Le coût de dépollution atmosphérique pour les entreprises françaises :

Une estimation à partir de données individuelles

Résumé

Dans ce papier, nous estimons la technologie de dépollution des entreprises, que nous définissons comme une relation entre la production traditionnelle, les émissions et les facteurs spécifiquement alloués à la protection environnementale. Nous utilisons des données d'entreprises originales portant d'une part sur les émissions atmosphériques et d'autre part sur les investissements en équipements anti-pollution. La question de l'endogénéité est traitée en exploitant l'hétérogénéité régionale des normes imposées aux entreprises. A partir d'estimations menées sur un panel non cylindré de 1463 observations sur la période 1995-1999, nous trouvons que le coût marginal de dépollution en dioxyde de soufre excède fortement le taux de taxe actuellement en vigueur en France. Ce résultat suggère que le niveau d'émissions de ce polluant est davantage déterminé par la réglementation que par la taxation. Nous ne pouvons pas conclure en ce qui concerne les trois autres polluants étudiés.

Mots-clés : technologie, dépollution, régulation environnementale, méthode des moments généralisés.

The cost of air pollution abatement for French firms:

An estimation at the firm-level

Abstract

We estimate the technology of air pollution abatement, defined as a relation between conventional production, emissions and the inputs specifically allocated to the environmental protection. We use original firm-level data on both air emissions and investments in abatement equipment. We deal with endogeneity issues by exploiting some regional heterogeneity in the performance standards imposed to the firms. Carrying out estimations on an unbalanced panel of 1463 observations over the period 1995-1999, we find that the abatement marginal cost for sulfur dioxides exceeds several times the French current tax rate. This suggests that, for this pollutant, the level of emissions is currently much more determined by the performance standards than by the tax. We cannot conclude as far as the three other considered pollutants are concerned.

Keywords: technology, pollution abatement, environmental regulation, generalized method of moments.

Classification JEL : C51, D21, H32, Q21.

I - INTRODUCTION

Depuis la fin des années soixante-dix, la France s'est engagée dans le cadre de divers protocoles à respecter des plafonds d'émission pour différents polluants atmosphériques¹. La politique de régulation de la pollution atmosphérique d'origine industrielle s'appuie aujourd'hui à la fois sur la réglementation et sur la taxation². On s'intéresse à l'impact de cette dernière sur les entreprises.

Plus précisément, on se demande d'abord si l'incitation liée à la taxe joue un rôle actuellement important dans la détermination des niveaux de pollution des entreprises, notamment par rapport aux normes réglementaires. Si ce n'est pas le cas, on peut penser que la politique environnementale actuelle engendre une certaine perte de surplus économique puisque les normes réglementaires, n'égalisant pas les coûts marginaux de dépollution en général, ne constituent pas un instrument efficace contrairement à la taxation. Une question importante est alors celle de la quantification de cette inefficacité. D'un point de vue plus normatif, on peut enfin s'interroger sur le niveau de taxe qu'il serait socialement optimal de fixer en l'absence de toute réglementation.

De manière générale, l'impact sur les entreprises d'une politique environnementale donnée dépend de leurs possibilités technologiques de substitution d'intrants non polluants aux émissions nocives. Ce travail a pour objet d'estimer la frontière technologique de dépollution, i.e. la relation liant la production, les émissions et les divers intrants alloués à leur réduction. Connaissant cette frontière, on peut en effet dériver une fonction de coût de dépollution et par suite également des fonctions de demande de pollution sous des hypothèses microéconomiques habituelles de comportement et de concurrence. A cette fin, sont mobilisées en particulier des données d'entreprises portant sur les émissions atmosphériques et sur les investissements destinés à les réduire.

La simple comparaison des coûts marginaux de dépollution et des taux de taxe apporte un éclairage sur le rôle incitatif de la taxe. Ces deux grandeurs devraient en effet s'égaliser si la taxation constituait l'unique déterminant du comportement des entreprises en matière de pollution. Il ressort des estimations que le coût marginal de dépollution en dioxyde de soufre excède fortement le taux de taxe correspondant, ce qui suggère que l'incitation créée par la taxe est actuellement faible. On ne peut pas conclure en ce qui concerne les autres polluants étudiés.

L'imprécision des résultats obtenus empêche de manière générale de répondre à des questions plus fines. Ce travail ne fournit pas, à ce stade, d'estimations des élasticités-prix de la pollution. Il ne permet pas non plus d'appréhender l'hétérogénéité des coûts marginaux de dépollution et ainsi de quantifier l'inefficacité économique due à l'existence de mesures réglementaires. Enfin, cette étude n'est pas en soi suffisante pour déterminer le taux de taxe optimal puisque cela requiert également une connaissance fine des dommages causés par la pollution³.

¹ Les principaux engagements de la France ont porté sur les oxydes d'azote (NO_x), le dioxyde de soufre (SO₂) et les composés organiques volatils (C.O.V.). Au cours de protocoles successifs, la France a, entre autres, souscrit des engagements de réduction de NO_x de 30 % entre 1980 et 1988, de SO₂ de 74 % entre 1980 et 2000 et de C.O.V. de 30 % entre 1988 et 1999. Les diminutions effectives ont respectivement été de 18 %, 80 % et 22 % (Delalande, 2002).

² La Taxe Parafiscale sur la Pollution Atmosphérique (TPPA) a été créée en 1985. Elle est intégrée depuis 1999 à la Taxe Générale sur les Activités Polluantes (TGAP) sous le nom de TGAP Air.

³ Le taux de taxe optimal (« pigouvien ») égalise en effet coût marginal et dommage marginal sous certaines hypothèses de convexité.

II - LE MODELE

II.1 Le cadre théorique et les hypothèses simplificatrices

On part de l'hypothèse que la production d'une quantité Y d'output nécessite non seulement d'utiliser des facteurs « traditionnels » (consommations intermédiaires CI , travail L et capital K) mais aussi d'émettre certaines quantités de différents polluants (POL^1, \dots, POL^n):

$$Y = F(CI, L, K, POL^1, \dots, POL^n) \quad [1]$$

A partir de cette fonction de production, on définit une fonction de coût conditionnelle aux niveaux de production et de pollution :

$$C(c_{CI}, c_L, c_K, Y, POL^1, \dots, POL^n) = \min c_{CI}CI + c_L L + c_K K \quad [2]$$

$$s.l.c. Y = F(CI, L, K, POL^1, \dots, POL^n)$$

où c_{CI}, c_L, c_K dénotent les coûts unitaires des facteurs de production traditionnels. Le coût marginal de réduction des émissions du polluant k (à production fixée) s'exprime alors comme l'opposé de la dérivée partielle de la fonction C par rapport à ce polluant. Dans le cas où la régulation environnementale s'exerce uniquement au moyen de taxes, le comportement optimisateur de l'entreprise entraîne l'égalisation de ce coût marginal au taux de taxe t_k :

$$-\frac{\partial C}{\partial POL^k} = t_k, 1 \leq k \leq n \quad [3]$$

L'ensemble de ces équations détermine implicitement des demandes de pollution en fonction des prix des facteurs traditionnels, des taux de taxe et de la production. Millock et Nauges (2002) ont effectué une estimation directe de telles équations de demande de pollution dans le cas français. Néanmoins, cette façon d'estimer les élasticités-prix de la pollution souffre de deux défauts majeurs. Le premier est lié à l'absence d'hétérogénéité individuelle des taux de taxe, ceux-ci ne variant que dans le temps. Cela implique que les élasticités-prix de la pollution sont identifiées dans la dimension temporelle, ce qui rend leur estimation sensible aux chocs macro-économiques. En second lieu, comme les auteurs le font remarquer, la taxation n'est pas le seul instrument de régulation utilisé par la puissance publique. Elle accompagne une réglementation complexe dont la prise en compte serait difficile⁴.

On choisit donc plutôt d'estimer la technologie⁵ et de vérifier *ex post* la validité des équations [3]. Si ces relations sont infirmées, on peut en déduire que le niveau de pollution n'est pas entièrement dicté par la taxation mais obéit à d'autres objectifs ou à d'autres contraintes⁶.

⁴ En particulier, l'arrêté du 2 février 1998, dit arrêt intégré, définit les prescriptions minimales que doivent reprendre les arrêtés d'autorisation pour un grand nombre d'activités industrielles. Ces prescriptions fixent généralement soit des concentrations limites, soit des masses limites par unité produite. A titre d'exemple, les producteurs de chaussures ne doivent pas émettre plus de 20 grammes de composés organiques volatils par paire fabriquée.

⁵ Ce type d'approche a rarement été adopté dans la littérature, les données nécessaires étant peu fréquentes. Hartman et al. (1997) et Dasgupta et al. (2001) constituent deux exceptions.

⁶ Outre la réglementation, le souci de l'image de marque de l'entreprise peut également jouer par exemple.

La spécification et l'estimation d'une fonction de production aussi générale que celle décrite par l'équation [1] constituent néanmoins une tâche ardue. Dans cette étude, on contourne en partie cette difficulté en se concentrant sur l'activité de dépollution par opposition à l'activité de production proprement dite. Une telle distinction n'a de sens que si l'on fait une hypothèse forte de parfaite complémentarité entre, d'une part, les facteurs alloués à la production et, d'autre part, les émissions polluantes et les facteurs affectés à leur réduction. Cela revient à supposer que les quantités de pollution émises ne dépendent que du niveau de production et de l'effort consacré à la dépollution mais pas de la combinaison productive choisie pour atteindre ce niveau. La fonction de production se réécrit sous cette hypothèse de la manière suivante, en scindant les facteurs traditionnels en composantes liées respectivement à la production et à la dépollution :

$$Y = \min \left(F^{prod} (CI^{prod}, L^{prod}, K^{prod}), F^{depol} (CI^{pol}, L^{pol}, K^{pol}, POL^1, \dots, POL^n) \right) \quad [4]$$

Une entreprise qui se comporte de manière rationnelle choisit une combinaison productive assurant que les fonctions F^{prod} et F^{depol} prennent des valeurs égales. On a alors la relation suivante qu'on peut interpréter comme la frontière technologique de dépollution :

$$Y = F^{depol} (CI^{pol}, L^{pol}, K^{pol}, POL^1, \dots, POL^n) \quad [5]$$

Cette hypothèse de parfaite complémentarité est sans doute raisonnablement vérifiée dans le cas où la dépollution provient de l'utilisation d'équipements curatifs (dits aussi de bout de chaîne) puisque ceux-ci n'interfèrent pas avec le processus de production proprement dit. Elle est en revanche plus douteuse si la dépollution résulte de l'adoption de procédés plus propres, ceux-ci pouvant affecter la combinaison productive globale de l'entreprise. Néanmoins, prendre en compte les interactions entre les activités de production et de dépollution serait trop compliqué ici. On agrégera par conséquent les investissements de bout de chaîne et les investissements de changement de procédé, à hauteur de leur part spécifiquement consacrée à l'environnement (cf. la présentation des données).

Une autre limite tient à la nature des données disponibles. D'abord, on ne dispose pas des quantités de travail allouées à l'activité de dépollution, ce qui conduit à exclure ce facteur de l'étude. Ensuite, l'information disponible sur les consommations intermédiaires est, quant à elle, doublement parcellaire. On ne dispose en fait que du montant des dépenses de fonctionnement associées à l'usage des équipements de bout de chaîne, et ceci seulement pour l'année 1995 au contraire des investissements que l'on observe entre 1992 et 1999 (cf. la présentation des données).

Or, il peut exister d'autres moyens de réduction de l'intensité de pollution se reflétant dans le montant des consommations intermédiaires. En particulier, les pollueurs peuvent choisir d'utiliser des combustibles faiblement soufrés pour réduire leurs émissions de dioxyde de soufre. Le coût de dépollution est alors égal au différentiel de prix entre ces combustibles et les combustibles traditionnels. L'omission de cette variable est susceptible d'introduire dans les résultats économétriques un biais dont le sens n'est pas clair *a priori*. Il dépend en fait du signe de la corrélation entre l'adoption d'équipements de dépollution et l'utilisation de combustibles faiblement soufrés. Si ces deux moyens de dépollution sont mis en œuvre simultanément, le coût de dépollution sera sous-estimé puisqu'on attribuera une partie de la dépollution résultant de la réduction de la teneur en soufre aux matériels anti-pollution. S'ils sont, au contraire, mis en œuvre plutôt de manière alternative, le coût de dépollution sera biaisé positivement.

Par ailleurs, le fait de n'observer les dépenses de fonctionnement qu'en 1995 oblige à imposer une restriction supplémentaire sur la forme de F^{depol} . L'hypothèse que l'on fait est celle d'une proportion constante entre le capital anti-pollution et les consommations intermédiaires anti-pollution. L'hypothèse technologique correspondante est celle de parfaite complémentarité entre, cette fois-ci, le capital et les consommations intermédiaires affectés à la dépollution :

$$Y = G\left(\min\left(CI^{pol}/\lambda, K^{pol}\right), POL^1, \dots, POL^n\right) \quad [6]$$

Le paramètre de proportionnalité λ sera évalué à un niveau agrégé (cf. la présentation des données). En faisant enfin l'hypothèse de rendements constants de la production par rapport à l'ensemble des facteurs, on obtient une relation liant les intensités du capital anti-pollution et des différentes pollutions dans la production :

$$1 = G\left(K^{pol}/Y, POL^1/Y, \dots, POL^n/Y\right) \quad [7]$$

L'interprétation de cette frontière technologique de dépollution est claire. Elle définit implicitement la quantité de capital anti-pollution par unité produite nécessaire pour que les différentes quantités émises par unité produite ne dépassent pas des valeurs données.

II.2 Spécification et identification

On réécrit la relation précédente en isolant le capital anti-pollution et en supposant qu'elle est affectée par un effet fixe γ_{st} relatif à l'année t et au secteur d'appartenance s de l'entreprise i , un effet individuel u_i et un choc transitoire u_{it} , de la manière suivante :

$$K_{it}^{pol}/Y_{it} = H\left(POL_{it}^1/Y_{it}, \dots, POL_{it}^n/Y_{it}\right) + \gamma_{st} + u_i + u_{it} \quad [8]$$

L'estimation de cette relation technologique nécessite de spécifier d'une part la forme fonctionnelle de H et d'autre part les restrictions identifiantes portant sur le choc transitoire u_{it} et éventuellement sur l'effet individuel u_i . Le choix de la forme fonctionnelle de H résulte largement d'un arbitrage entre la parcimonie du modèle et le réalisme des hypothèses économiques sous-jacentes. La spécification la plus simple que l'on puisse envisager est une forme linéaire :

$$K_{it}^{pol}/Y_{it} = -\sum_k \alpha_k POL_{it}^k/Y_{it} + \gamma_{st} + u_i + u_{it} \quad [9]$$

Sous cette hypothèse de parfaite substituabilité entre le capital anti-pollution et les différentes émissions, le coût marginal de réduction des émissions du polluant k est simplement proportionnel au paramètre α_k :

$$-\frac{\partial C}{\partial POL^k} = \alpha_k (c_k + \lambda c_{Cl}), 1 \leq k \leq n \quad [10]$$

La constance des coûts marginaux de dépollution constitue néanmoins une propriété économique assez déplaisante dans la mesure où elle rend le problème d'optimisation de l'entreprise dégénéré lorsque la régulation s'exerce uniquement au moyen d'une taxe⁷. On peut éviter cette propriété indésirable en spécifiant une relation non plus linéaire mais quadratique :

$$K_{it}^{pol} / Y_{it} = -\sum_k \alpha_k POL_{it}^k / Y_{it} + \sum_{k,l} \beta_{kl} POL_{it}^k / Y_{it} \cdot POL_{it}^l / Y_{it} + \gamma_{st} + u_i + u_{it} \quad [11]$$

Sous cette spécification, les coûts marginaux sont hétérogènes, dépendant (linéairement) des intensités des différents polluants dans la production⁸. La flexibilité de cette spécification requiert en contrepartie l'estimation d'un grand nombre de coefficients. Comme un tel modèle se révèle difficilement identifiable en pratique, on estimera un ensemble de spécifications intermédiaires entre la forme quadratique [11] et la forme linéaire [9].

De manière générale, l'estimation de relations technologiques se heurte à la difficulté de trouver des restrictions identifiantes satisfaisantes⁹. Ceci tient au fait que les entreprises choisissent leurs niveaux de facteurs en prenant en compte l'information dont elles disposent sur leur effet individuel et sur le choc transitoire qu'elles subissent. Toute hypothèse d'indépendance entre des quantités de facteurs et les variables inobservées du modèle est donc douteuse par nature.

Dans le cas présent, on peut s'attendre à ce que les entreprises pour lesquelles réduire les émissions à un niveau donné est le plus coûteux soient aussi les plus polluantes¹⁰. Cela doit se traduire en particulier par une corrélation positive entre l'effet individuel et les intensités des polluants dans la production. Les estimateurs de l'équation [9] reposant sur des hypothèses d'indépendance entre l'effet individuel et les intensités de pollution sont donc susceptibles de conduire à des coûts marginaux biaisés négativement. C'est en particulier le cas des moindres carrés ordinaires appliqués à l'équation en niveaux ou en niveaux moyennés par entreprise (*between*).

⁷ En effet, la solution est alors d'émettre une quantité soit nulle soit infinie selon que le coût marginal est inférieur ou supérieur au taux de taxe. En d'autres termes, l'élasticité-prix de la pollution est infinie au voisinage du coût marginal et non définie partout ailleurs.

⁸ Cependant, il est peu probable que, dans la réalité, l'hétérogénéité des intensités des polluants rende totalement compte de l'hétérogénéité des coûts marginaux de dépollution. On peut penser, en particulier, qu'ils dépendent aussi du secteur d'activité. On estimera donc également des spécifications avec des coûts marginaux hétérogènes entre secteurs (cf. la présentation des résultats).

⁹ Cf. Griliches et Mairesse (1995) par exemple.

¹⁰ Une illustration évidente de ce phénomène est fournie par le cas des entreprises dont l'activité ne nécessite *a priori* aucune émission de pollution. Elles ont en effet à la fois un capital anti-pollution et des émissions nulles.

On peut penser *a priori* que la disponibilité de données de panel permette d'atténuer ce type de biais. Les estimateurs en différences ou en écarts aux moyennes individuelles (*within*) reposent, en effet, sur des restrictions identifiantes liées non plus à l'effet individuel mais uniquement au choc transitoire, dont on peut penser qu'il se transmet moins dans les décisions de l'entreprise que l'effet individuel¹¹.

Néanmoins, seul le recours à des variables instrumentales peut permettre de s'affranchir totalement des biais d'endogénéité. De telles variables doivent influencer sur la combinaison productive sans refléter des différences technologiques. On exploite le fait que les normes imposées aux installations sont fixées au cas par cas par arrêté préfectoral après consultation de l'inspection des installations classées qui dépend de la Direction Régionale de l'Industrie, de la Recherche et de l'Environnement (DRIRE). Ces normes peuvent en particulier aller au-delà des prescriptions minimales définies par arrêtés ministériels (cf. note de bas de page 4). Comme la sévérité des DRIRE peut varier, en fonction par exemple des niveaux de pollution locaux, l'hétérogénéité régionale équivaut bien à un « déplacement » sur la frontière technologique de dépollution. Les indicatrices de région seront donc utilisées pour instrumenter les équations [9] et [11] à la fois en niveaux et en différences. Dans ce dernier cas, l'hypothèse identifiante est l'absence de corrélation entre la localisation régionale et le choc technologique transitoire u_{it} , conditionnellement au secteur d'activité. Lorsque l'on instrumente les équations en niveaux, on suppose en outre que les différences technologiques permanentes (représentées par l'effet individuel u_i) sont indépendantes de la localisation régionale, à secteur d'activité donné.

¹¹ Cependant, ces estimateurs sont en règle générale davantage sensibles que les estimateurs en niveaux aux erreurs de mesure, qui biaisent les coefficients vers zéro, car ils exploitent moins de variabilité.

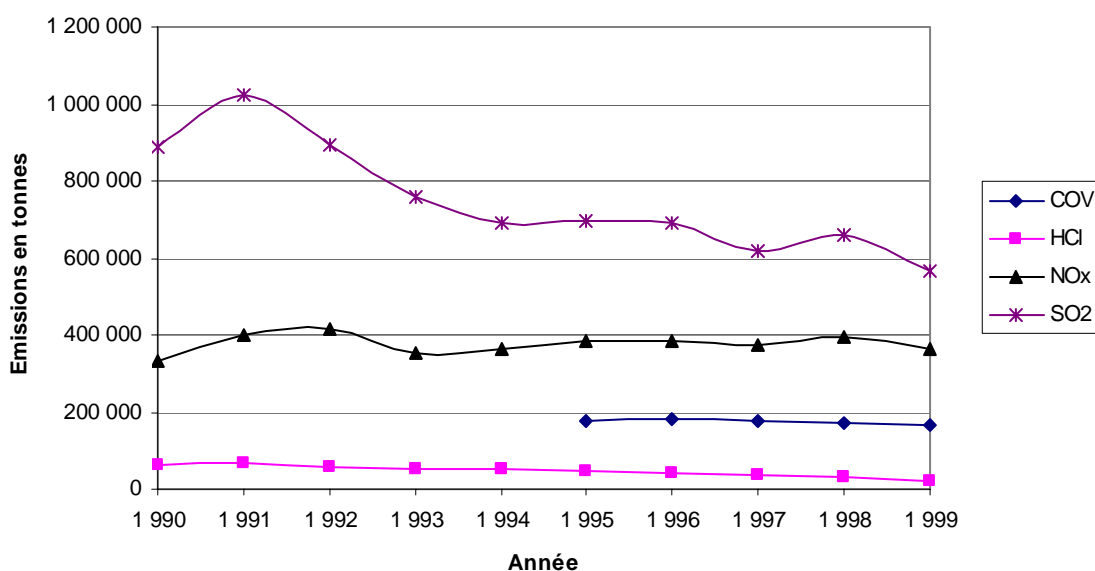
III - LES DONNEES

III.1 Les émissions polluantes

L'information sur les émissions polluantes provient des déclarations recueillies par l'Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie (Ademe), organisme chargé de collecter la Taxe Parafiscale sur la Pollution Atmosphérique (TPPA). Y sont assujetties les installations de combustion d'une puissance thermique supérieure ou égale à 20 MW, les installations d'incinération d'ordures ménagères d'une capacité supérieure ou égale à 3 tonnes par heure, ainsi que les installations rejetant dans l'année plus de 150 tonnes de l'un des polluants taxés. Au total, cela représente chaque année environ 1400 établissements.

Les données relatives au dioxyde de soufre (SO_2), aux oxydes d'azote (NO_x) et à l'acide chlorhydrique (HCl) sont disponibles sur la période 1990-1999. Les composés organiques volatils (C.O.V.) ne sont, quant à eux, recensés que depuis 1995, année de leur introduction dans la taxe. On se restreindra donc à la période 1995-1999 pour l'exploitation économétrique des données.

Graphique : Evolution de la pollution atmosphérique d'origine industrielle en France



Au cours de la dernière décennie, les émissions de SO_2 et de HCl ont fortement diminué alors que celles de NO_x et de C.O.V. sont restées relativement stables (cf. graphique). Par ailleurs, les émissions des différents polluants apparaissent assez concentrées dans certains secteurs¹². Cette image de concentration subsiste si l'on se place au niveau désagrégé des établissements (cf. tableau 1). Ceci invite à la prudence dans l'extrapolation au niveau macroéconomique de résultats obtenus par des méthodes économétriques puisque celles-ci, par nature, n'isolent pas les très gros contributeurs.

¹² Les activités de production d'électricité et de raffinage de pétrole représentent, à elles deux, 53 % des émissions de SO_2 d'origine industrielle en 1999. Les émissions de NO_x proviennent essentiellement de la production d'électricité et de la fabrication de produits chimiques à usage industriel, responsables de 51 % du total. 32 % des C.O.V. sont émis soit par fabrication de produits chimiques à usage industriel soit par raffinage de pétrole. Enfin, le secteur d'enlèvement et de traitement des ordures ménagères représente à lui seul 44 % des émissions de HCl.

Tableau 1 : répartition des émissions par établissements

	50 %	90 %	99 %
SO ₂	20	195	578
NO _x	31	294	911
HCl	12	77	215
C.O.V.	53	246	395

Lecture : les 20 établissements plus gros émetteurs en SO₂ en 1999 représentent 50 % des émissions totales.

Une difficulté technique a consisté à retrouver les identifiants SIRET des établissements soumis à la TPPA, qui sont absents des fichiers de l'Ademe mais indispensables pour apparier ces données avec d'autres sources¹³. Cette recherche s'est appuyée, pour chaque établissement, sur la raison sociale de l'entreprise dont il dépend, son adresse et son secteur d'activité. Une première étape a été réalisée de manière automatisée par un service spécifique de l'INSEE. On a identifié ainsi environ 60 % des établissements, dont le traitement informatique paraissait convenable. On a effectué des recherches supplémentaires dans tous les cas où cette procédure n'avait pas fourni de résultats, ou fourni des résultats multiples, ou incohérents avec le secteur d'activité renseigné dans les fichiers de l'Ademe. Ce travail a permis de récupérer environ la moitié des observations non traitées automatiquement. On dispose finalement d'un échantillon de 5524 couples définis par un identifiant SIRET et une année entre 1995 et 1999. Si l'on agrège ces informations par entreprise, cela correspond à 3897 observations.

III.2 Le capital anti-pollution

On a construit le capital anti-pollution en utilisant l'enquête sur les investissements de protection de l'environnement (dite Antipol). Cette enquête annuelle est effectuée par le service statistique du Secrétariat d'Etat à l'Industrie depuis 1992. Elle est exhaustive sur le champ des établissements de l'industrie manufacturière de plus de 100 employés, ce seuil étant abaissé à 50 voire à 20 dans les secteurs les plus polluants. Un sondage est effectué sur le reste des établissements de plus de 20 salariés. Environ 8000 établissements sont ainsi interrogés chaque année.

Dans cette enquête, sont distingués quatre domaines de pollution, dont l'air¹⁴, et trois types d'investissements spécifiques. On s'intéresse ici à deux d'entre eux : les matériels de traitement et d'épuration, qui représentent de loin la part la plus importante, et les équipements de recyclage. On écarte en revanche le matériel de mesure et de contrôle qui ne vise pas directement à réduire la pollution. L'enquête informe également sur les investissements pour changement de procédé ainsi que sur leur part spécifiquement consacrée à l'environnement. Cette part, difficile à évaluer par nature, n'est pas toujours renseignée par les établissements. Les organismes chargés de l'enquête ont affecté aux établissements n'ayant pas répondu un pourcentage de leur investissement analogue à celui observé dans leur secteur d'activité.

¹³ En fait, ce travail n'a été effectué que pour les années 1990, 1995 et 1998 qui étaient les seules dont on disposait au début de l'étude. Les établissements ainsi identifiés ont été repérés les autres années où ils apparaissaient grâce à un identifiant propre à l'Ademe.

¹⁴ Les autres domaines sont l'eau, les déchets et le bruit.

Le capital anti-pollution est calculé pour chaque établissement suivant la méthode de l'inventaire permanent. On suppose donc qu'il obéit à l'équation d'accumulation suivante :

$$K_t = (1 - \delta) K_{t-1} + I_t$$

où δ représente le taux de dépréciation. Comme on ne dispose pas d'informations propres à la dépréciation des matériels anti-pollution, on fixe δ à 12 %, ordre de grandeur typique pour les installations techniques (Hulten et Wycoff, 1981). Les investissements ont été par ailleurs déflatés par un indice des prix des biens d'équipements issu de la Comptabilité Nationale. L'évaluation du capital initial requiert enfin une hypothèse sur la valeur du taux de croissance passé de l'investissement g . Il s'exprime en effet de la manière suivante si l'on suppose la constance de ce taux de croissance dans le passé :

$$K_0 = \sum_{s=0}^{\infty} I_{-s} (1 - \delta)^s = I_0 \sum_{s=0}^{\infty} \left(\frac{1 - \delta}{1 + g} \right)^s = \frac{I_1}{g + \delta}$$

Le taux de croissance de long terme g est évalué à partir des évolutions agrégées des investissements anti-pollution des établissements présents dans les fichiers de l'Ademe, entre 1992 et 1999¹⁵. Cette modélisation du capital initial suppose que les établissements investissent de manière régulière dans le temps, hypothèse qui n'est pas toujours vérifiée. Une représentation fine du cycle d'investissement dépasse cependant le cadre de cette étude. Par ailleurs, les résultats économétriques présentés ci-après ne sont pas significativement changés lorsque l'on fait plutôt l'hypothèse d'un capital initial nul.

En 1995, un complément d'enquête a été effectué en vue de connaître les dépenses de fonctionnement associées à l'utilisation des équipements spécifiques de dépollution. Comme cette information n'est disponible qu'une seule année, on ne l'exploite qu'à un niveau agrégé afin d'évaluer le paramètre de proportionnalité entre consommations intermédiaires et capital anti-pollution λ (cf. équation [6]). Les actifs anti-pollution des établissements communs aux fichiers de l'Ademe et d'Antipol sont évalués à 3 milliards de francs en 1995 tandis que les dépenses de fonctionnement correspondantes s'élèvent à 470 millions. On estime par conséquent λ à 16 %.

III.3 Agrégation par entreprise et appariement

Les données administratives de l'Ademe et celles issues de l'enquête Antipol portent toutes deux sur des établissements. Il est nécessaire de les agréger par entreprise car la production n'est définie qu'à ce niveau. L'information correspondante est issue des déclarations fiscales des entreprises soumises au régime des Bénéfices réels normaux (BRN)¹⁶. La base issue de l'Ademe comprend au départ 3897 observations (définies par une entreprise et une année) entre 1995 et 1999, correspondant à 867 entreprises différentes. L'appariement de ce fichier avec les BRN élimine 461 observations. La fusion avec l'enquête Antipol conduit ensuite à un échantillon de 1887 observations, correspondant à 470 entreprises.

¹⁵ Les investissements spécifiques ont crû de 6 % en moyenne annuelle et les parts des investissements pour changement de procédé consacrés à l'environnement de 13 % (dont 6 % sont attribuables à la hausse du pourcentage consacré à l'environnement).

¹⁶ La variable de production issue des BRN a ensuite été déflatée par un indice de prix sectoriel.

Une source d'erreurs dans l'agrégation provient du fait que l'on n'observe pas nécessairement tous les établissements d'une entreprise donnée que ce soit dans les fichiers de l'Ademe ou dans ceux de l'enquête Antipol. On corrige partiellement ces erreurs potentielles à l'aide de règles de trois en exploitant l'information commune à ces deux sources. Plus précisément, on suppose que les émissions d'un établissement présent dans l'enquête Antipol mais pas dans le fichier de l'Ademe sont proportionnels à son stock de capital anti-pollution, le coefficient de proportionnalité étant déterminé à partir des établissements communs aux deux sources :

$$POL_{it}^k = \left(\frac{\sum_{j \in ANT_{it}} K_{jt}^{pol}}{\sum_{j \in ADE_{it} \cap ANT_{it}} K_{jt}^{pol}} \right) \sum_{j \in ADE_{it} \cap ANT_{it}} POL_{jt}^k + \sum_{j \in ADE_{it} \setminus ANT_{it}} POL_{jt}^k, \quad 1 \leq k \leq n$$

où ADE_{it} et ANT_{it} désignent les établissements de l'entreprise i à la date t présents respectivement dans les fichiers de l'Ademe et dans l'enquête Antipol. On corrige de manière symétrique le stock de capital anti-pollution, en utilisant le montant de taxe dû ($TPPA$) comme indicateur synthétique du niveau global de pollution des établissements :

$$K_{it}^{pol} = \left(\frac{\sum_{j \in ADE_{it}} TPPA_{jt}}{\sum_{j \in ANT_{it} \cap ADE_{it}} TPPA_{jt}} \right) \sum_{j \in ANT_{it} \cap ADE_{it}} K_{jt}^{pol} + \sum_{j \in ANT_{it} \setminus ADE_{it}} K_{jt}^{pol}$$

Par ailleurs, on attribue à chaque entreprise la région et le secteur d'activité dans lesquels se trouve concentrée la majorité de la pollution mesurée de nouveau, dans les fichiers de l'Ademe, par le montant de la taxe. Le secteur d'activité est mesuré au niveau le plus fin de la nomenclature distinguant 600 secteurs dont 38 sont effectivement représentés dans l'échantillon.

La dernière étape avant l'exploitation économétrique a consisté à effectuer des nettoyages élémentaires destinés à éliminer les valeurs extrêmes des variables continues entrant dans l'équation estimée, c'est-à-dire les intensités du capital anti-pollution et des différents polluants dans la production. On a calculé, pour chaque entreprise, les moyennes et les écart-types de ces variables dans le temps puis les quartiles des distributions des grandeurs ainsi obtenues (en ne tenant pas compte des entreprises ne prenant que des valeurs nulles pour la variable considérée). On conserve les entreprises pour lesquelles les moyennes et les écart-types appartiennent aux intervalles construits à partir de la médiane ± 5 fois la différence entre les quartiles supérieur et inférieur. Ce nettoyage élimine 20 % des entreprises. Le panel non cylindré utilisé pour le travail économétrique comprend finalement 1463 observations correspondant à 367 entreprises. Par rapport aux fichiers d'origine de l'Ademe, cet échantillon représente 24 % des émissions de SO_2 , 28 % des émissions de NO_x , 48 % des émissions de C.O.V. et 4 % des émissions de HCl. Des quantiles des distributions des variables continues de l'équation estimée sont présentés en annexe.

Avant de passer aux résultats économétriques, on donne dans le tableau 2 quelques éléments d'appréciation de l'importance de la TPPA et des équipements anti-pollution dans les entreprises. Il en ressort principalement que la taxe et les dépenses liées à l'activité de dépollution ne représentent qu'une faible part des coûts supportés par les entreprises. Le poids de la TPPA dans les charges d'exploitation est inférieur à un dix millième dans plus de 50 % des entreprises et à un millième dans plus de 90 % d'entre elles. Le capital anti-pollution ne représente également qu'une part modeste des actifs corporels, inférieur à 1 % dans près de 70 % des entreprises et à 5 % dans plus de 90 % d'entre elles. Le coût de sa rémunération¹⁷ excède cependant en général assez fortement le montant de la taxe même si le ratio correspondant présente une forte hétérogénéité.

Tableau 2 : quelques quantiles des distributions de trois ratios en 1999

	5 %	10 %	25 %	50 %	75 %	90 %	95 %
Poids de la taxe dans les charges d'exploitation : $TPPA/CH_EXP$	3.10^{-6}	7.10^{-6}	2.10^{-5}	9.10^{-5}	0,0003	0,0009	0,0014
Poids du capital anti-pollution dans les immobilisations corporelles : K_{pol}/K_{corp}	0	0	0,0004	0,0048	0,018	0,045	0,089
Ratio entre le coût d'usage du capital anti-pollution et la taxe : $c_K K_{pol}/TPPA$	0	0	0,35	6,0	25	125	287

Note : ces distributions ont été calculées à partir des 392 entreprises appartenant à l'échantillon résultant de l'appariement entre les sources Ademe, Antipol et BRN (avant nettoyage sur les variables de l'équation estimée) en 1999.

¹⁷ Le coût de la rémunération du capital comprend en général le coût du financement des actifs et le coût de leur dépréciation. Le coût unitaire d'usage du capital anti-pollution est ici évalué suivant la formule de Jorgenson (1963):

$$c_{K_{pol}} = (r + \delta - \dot{p}_{I_{pol}}) p_{I_{pol}}$$
 où r représente le taux d'intérêt, $p_{I_{pol}}$ le prix des investissements anti-pollution et $\dot{p}_{I_{pol}}$ son taux de croissance. Les calculs sont effectués ici avec un taux d'intérêt de 8 %. Comme on a par ailleurs fixé le taux de dépréciation δ à 12 % et que le taux de croissance du prix des équipements est négligeable (il est de 0,2 % en moyenne annuelle entre 1990 et 1999), on estime le coût d'usage du capital anti-pollution à 20 % de sa valeur.

IV - LES RESULTATS ECONOMETRIQUES

IV.1 Estimation de la spécification linéaire

On se concentre, dans un premier temps, sur l'estimation de la spécification linéaire [9]. On présente dans les tableaux 3 et 4 différentes estimations des coûts marginaux de dépollution (exprimés en milliers de francs 1999). Ces coûts marginaux sont calculés suivant l'équation [10] et la formule du coût d'usage du capital de Jorgenson (cf. note de bas de page 17) en fixant le taux de dépréciation δ à 12 %, le taux d'intérêt r à 8 % et le coefficient de proportionnalité entre capital et dépenses anti-pollution λ à 16 % (cf. équation [6] et la présentation des données). Avec ces valeurs des paramètres, les coûts de dépollution s'élèvent à 36 % de la valeur du capital anti-pollution dont 20 % sont imputables à son coût d'usage et 16 % aux dépenses de fonctionnement associées. On a d'abord effectué des estimations simples, en niveaux, en niveaux moyennés (*between*), en différences premières et longues, et en écarts aux moyenne individuelles (*within*) (cf. tableau 3). On a ensuite mis en œuvre des estimateurs à variables instrumentales traitant le problème d'endogénéité (cf. tableau 4).

Les estimateurs potentiellement sujets à un biais d'hétérogénéité inobservée (niveaux et *between*) conduisent à des résultats similaires, comme c'est souvent le cas. Ce biais est patent sur le coût marginal de dépollution en NO_x qui apparaît significativement négatif, ce qui est évidemment contraire à la théorie économique. Les estimateurs *within*, différences premières et différences longues, qui présentent l'avantage de traiter l'hétérogénéité inobservée mais l'inconvénient d'exacerber les biais d'erreurs de mesure par rapport aux estimateurs précédents, ne sont pas plus utiles ici pour établir un constat économique. En effet, aucun coefficient estimé par ces méthodes ne diffère significativement de zéro, sauf en différences premières celui associé aux C.O.V. qui apparaît également du mauvais signe.

Tableau 3 : quelques estimateurs simples des coûts marginaux de dépollution sous la spécification [9]

	Niveaux	Between	Différences premières	Différences longues	Within
SO ₂	0,79 (0,50)	0,22 (0,84)	-0,20 (0,21)	0,53 (0,72)	-0,02 (0,45)
NO _x	-4,43* (1,91)	-4,08* (2,06)	-0,27 (0,88)	-1,58 (2,34)	-0,05 (1,26)
HCl	1,71 (6,98)	6,90 (9,78)	-4,56 (3,32)	-6,74 (6,95)	-2,78 (5,08)
C.O.V.	-0,14 (0,25)	-0,04 (0,21)	-0,69* (0,34)	-1,10 (0,68)	-0,70 (0,43)
Observations	1463	367	1090	208	1463

Note : toutes les équations estimées comprennent des termes d'interaction entre le secteur (au niveau NAF 600) et l'année. Les coefficients du tableau s'interprètent comme des coûts marginaux de dépollution, qui s'obtiennent en multipliant les paramètres $\{\alpha\}$ par 0,36 (cf. supra l'équation [10] et la calibration des paramètres δ , r et λ). Les écart-types, qui apparaissent entre parenthèses, sont robustes à l'hétéroscédasticité et à l'autocorrélation. Les coefficients significatifs au seuil de 5 % sont marqués par un astérisque.

On a effectué trois estimations utilisant les variables indicatrices de région comme instruments de l'équation [9] respectivement en niveaux, différences premières et différences longues (cf. tableau 4). A chaque fois, on a mis en œuvre la méthode des moments généralisés et testé la compatibilité des restrictions identifiantes à l'aide du test de Sargan¹⁸. Celle-ci n'est rejetée pour aucune des trois estimations.

¹⁸ Lorsque l'on dispose de plus d'instruments que de paramètres à estimer, le modèle est dit « sur-identifié ». Le test de spécification de Sargan indique alors si les conditions d'orthogonalité sont compatibles

Tableau 4 : estimateurs reposant sur l'instrumentation par les indicatrices de région

	Niveaux	Différences premières	Différences longues
SO ₂	4,25* (1,13)	-3,13 (2,48)	0,66 (1,38)
NO _x	-3,94 (3,57)	5,88 (4,85)	-3,36 (3,08)
HCl	21,4 (58,5)	68,7 (71,9)	-61,5 (35,8)
C.O.V.	1,70 (1,18)	-4,16 (2,89)	-4,57 (2,37)
Observations	1463	1090	208
Statistique de Sargan	17,1	26,5	20,0
Degrés de liberté	17	17	17
p-value	0,45	0,07	0,27

Note : toutes les équations estimées comprennent des termes d'interaction entre le secteur (au niveau NAF 600) et l'année. Les coefficients du tableau s'interprètent comme des coûts marginaux de dépollution, qui s'obtiennent en multipliant les paramètres $\{\alpha\}$ par 0,36 (cf. supra). Les écart-types, qui apparaissent entre parenthèses, sont robustes à l'hétéroscédasticité et à l'autocorrélation. Les coefficients significatifs au seuil de 5 % sont marqués par un astérisque.

Lorsque l'on instrumente l'équation en niveaux, on trouve un coût marginal de réduction de SO₂ de 4250 F/t avec un intervalle de confiance à 5 % entre 2030 F/t et 6470 F/t. Les coûts marginaux associés aux autres polluants, estimés avec une forte imprécision, ne diffèrent pas significativement de zéro. Les estimateurs en différences (longues et premières) instrumentées, qui reposent sur des hypothèses identifiantes moins fortes, s'avèrent, quant à eux, peu informatifs. En effet, aucun des coefficients estimés sous ces spécifications ne diffère significativement de zéro.

On privilégie donc finalement l'équation en niveaux instrumentés. Le coût marginal de dépollution en SO₂ ainsi estimé apparaît très supérieur au taux de taxe (180 F/t en 1999). Cela suggère que le niveau d'émissions de ce polluant est davantage déterminé par la réglementation que par la taxation

Ce coût marginal estimé peut aussi être mis en regard des résultats issus du modèle d'évaluation intégrée RAINS (Regional Air Pollution Information and Simulation) de l'IIASA (International Institute for Applied Systems Analysis). D'après ce modèle reposant sur des évaluations techniques du coût de différents procédés de dépollution, le respect de la Directive européenne sur les plafonds d'émission nationaux à horizon 2010 se traduirait, pour la France, par l'adoption de toutes les mesures dont le coût marginal est inférieur à 350 euros/t (Amann et al., 1999). Cette évaluation de coût marginal se situe dans la partie basse de l'intervalle de confiance de l'estimation privilégiée ici. Le marché de permis existant aux Etats-Unis fournit une autre référence intéressante. Depuis l'introduction du marché en 1994, le prix de la tonne de SO₂ a fluctué entre 70 dollars (en mars 1996) et 212 dollars (en juin 1999), valeurs significativement inférieures à l'estimation présente. Il semblerait donc que les entreprises américaines soient confrontées à des coûts marginaux de dépollution en SO₂ moins élevés que leurs homologues françaises.

entre elles ou, en d'autres termes, si les différents sous-jeux d'instruments conduisent ou non à des résultats similaires.

La sensibilité des résultats au taux de dépréciation a été examinée sur l'équation en niveaux instrumentés à l'aide de deux variantes fixant ce taux respectivement à 4 % et 20 %. Une variation de ce taux exerce deux effets de sens contraire. D'une part, le stock de capital anti-pollution décroît avec ce taux. On peut s'attendre à ce qu'il en soit de même des paramètres $\{\alpha\}$ de l'équation [9] puisqu'un même niveau de pollution est alors associé à un stock de capital anti-pollution d'autant plus faible que le taux de dépréciation est élevé. D'autre part, le coût d'usage unitaire donné par la formule de Jorgenson dépend positivement de ce taux. Empiriquement, il apparaît que le coût marginal de dépollution en SO₂ croît avec le taux de dépréciation (cf. tableau 5). Néanmoins, les estimations effectuées sous les hypothèses haute ($\delta = 20\%$) et basse ($\delta = 4\%$) ne diffèrent pas significativement.

Tableau 5 : variantes portant sur le taux de dépréciation

	$\delta = 4\%$	$\delta = 20\%$
SO ₂	3,60* (0,95)	4,70* (1,11)
NO _x	-3,63 (3,24)	-4,37 (3,78)
HCl	6,68 (52,4)	34,4 (62,9)
C.O.V.	1,72 (1,01)	1,64 (1,31)
Observations	1463	1463
Statistique de Sargan	17,7	17,2
Degrés de liberté	17	17
p-value	0,41	0,44

Note : ces deux estimations reposent sur l'instrumentation de l'équation en niveaux par les indicatrices de région. Dans les deux cas, l'équation comprend des termes d'interaction entre le secteur (au niveau NAF 600) et l'année. Les coefficients du tableau s'interprètent comme les coûts marginaux de dépollution. Le paramètre de proportionnalité entre consommations intermédiaires et capital λ a été ré-estimé pour chaque variante. Il s'élève à 10 % dans le cas $\delta = 4\%$ et à 22 % dans le cas $\delta = 20\%$. Les coefficients du tableau sont donc obtenus en multipliant les paramètres $\{\alpha\}$ respectivement par 0,22 (= 0,08 + 0,04 + 0,10) et 0,50 (= 0,08 + 0,20 + 0,22). Les écart-types, qui apparaissent entre parenthèses, sont robustes à l'hétéroscédasticité et à l'autocorrélation. Les coefficients significatifs au seuil de 5 % sont marqués par un astérisque.

IV.2 Estimation de spécifications plus flexibles

La constance des coûts marginaux de dépollution a été testée en se fondant sur l'estimation en niveaux instrumentés. On a estimé des sous-modèles de l'équation [11], en contraignant la nullité de différents ensembles de coefficients du deuxième ordre (cf. tableau 6). Chacune de ces spécifications a été testée contre la spécification linéaire [9]. Deux séries d'estimations ont été réalisées. Dans la première, on n'estime que les termes carrés tandis que dans la seconde on laisse tous les termes d'interactions différer de zéro. Pour chacune de ces deux séries, on a d'abord fait des estimations séparées en ajoutant les termes du deuxième ordre associés à chaque polluant, puis une estimation globale. Il ressort de l'ensemble des tests qu'on ne rejette la spécification linéaire contre aucune de ces spécifications plus flexibles. On n'est donc pas en mesure de calculer des élasticités-prix de la pollution.

Tableau 6 : tests de constance des coûts marginaux de dépollution

	Estimations des termes carrés	Estimations de tous les termes d'interaction
SO ₂	0,45	0,78
NO _x	0,06	0,24
HCl	0,78	0,57
C.O.V.	0,42	0,07
Tous les polluants ensemble	0,27	0,88

Lecture : la p-value associée au test de la spécification linéaire versus la spécification laissant β_{SO_2,SO_2} différer de zéro est de 45 %.

Note : les estimations reposent sur l'instrumentation de l'équation en niveaux par les indicatrices de région. Dans tous les cas, l'équation comprend des termes d'interaction entre le secteur (au niveau NAF 600) et l'année.

On a enfin testé l'hétérogénéité sectorielle des coûts marginaux de dépollution. Pour chaque polluant, on a effectué une estimation en niveaux instrumentés en ajoutant à l'équation [9] des termes d'interaction avec le secteur d'appartenance de l'entreprise (au niveau le plus grossier qui distingue six secteurs dans l'industrie manufacturière). Il apparaît à nouveau que l'on ne rejette la spécification linéaire contre aucune de ces spécifications (tests non reportés), ce qui souligne la difficulté d'établir des constats économiques fins.

V - CONCLUSION

Dans ce travail, on a d'abord défini une frontière technologique de dépollution, en explicitant les hypothèses faites sur la technologie globale des entreprises. On l'a ensuite estimée en exploitant l'hétérogénéité des normes imposées aux entreprises. Bien qu'imprécis, les résultats jettent un doute sur l'efficacité incitative actuelle de la taxe. On trouve en effet que, pour au moins un des polluants étudiés, le coût marginal de dépollution excède largement le taux de la taxe actuelle, dont le poids dans les coûts apparaît par ailleurs très faible dans la quasi-totalité des entreprises.

Ces résultats appellent des travaux futurs. En amont, il serait intéressant de préciser les déterminants des niveaux de pollution des entreprises. On peut s'interroger plus précisément sur le rôle joué par les préoccupations d'image, qui se traduisent notamment par un développement des certifications environnementales, en comparaison de la régulation imposée par la puissance publique. En aval, la façon dont les changements de procédé affectent la combinaison productive des entreprises reste un point à explorer.

VI - BIBLIOGRAPHIE

Amann (1999), « Integrated Assessment Modelling for the Protocol to Abate Acidification, Eutrophication and Ground-level Ozone in Europe », *Air & Energy*, n° 132, novembre.

Dasgupta, S., Huq, M., Wheeler, D. et Z. Chonghua (2001), « Water Pollution by Chinese Industry: Cost Estimates and Policy Implications », *Applied Economics*, n° 33, pp. 547-557.

Delalande D. (2002), « Pollutions atmosphériques transfrontières : mise en œuvre du protocole de Göteborg et de la directive plafonds », Direction des études économiques et de l'évaluation environnementale, document de travail n° 02-E07.

Griliches, Z. et J. Mairesse (1995), « Production functions: in search for identification », NBER Working paper n° 5067.

Hartman, R., Wheeler, D. et S. Manjula (1997), « The Cost of Air Pollution Abatement », *Applied Economics*, n° 29, pp. 759-774.

Hulten, C. et F. Wycoff (1981), « The Measurement of Economic Depreciation », in *Depreciation, Inflation and the Taxation of Income from Capital*, Charles Hulten, ed. pp. 82-125, Washington D.C., The Urban Institute Press.

Jorgenson, D. (1963), « Capital Theory and Investment Behaviour », *American Economic Review*, 53(2), pp. 247-249.

Millock, K. et C. Nauges (2002), « The French Tax on Air Pollution: some Preliminary Results », mimeo.

ANNEXE

Quelques quantiles des distributions des variables continues de l'équation estimée

		5 %	10 %	25 %	50 %	75 %	90 %	95 %
Niveaux	Ratio du capital anti-pollution à la production: K^{pol}/Y	0	0	0	0,0014	0,0072	0,0232	0,0440
	Ratio des émissions de SO ₂ à la production: SO_2/Y	0	0	2.10^{-7}	8.10^{-6}	0,0004	0,0015	0,0035
	Ratio des émissions de NO _x à la production: NO_x/Y	0	0	1.10^{-5}	7.10^{-5}	0,0002	0,0008	0,0017
	Ratio des émissions de HCl à la production: HCl/Y	0	0	0	0	0	6.10^{-6}	4.10^{-5}
	Ratio des émissions de C.O.V. à la production: COV/Y	0	0	0	8.10^{-6}	0,0003	0,0016	0,0031
Différences premières	Ratio du capital anti-pollution à la production: $\Delta(K^{pol}/Y)$	-0,0029	-0,0017	-0,0003	0	0,0001	0,0024	0,0060
	Ratio des émissions de SO ₂ à la production: $\Delta(SO_2/Y)$	-0,0002	-8.10^{-5}	-4.10^{-6}	0	5.10^{-7}	5.10^{-5}	0,0001
	Ratio des émissions de NO _x à la production: $\Delta(NO_x/Y)$	-8.10^{-5}	-3.10^{-5}	-6.10^{-6}	0	6.10^{-6}	3.10^{-5}	6.10^{-5}
	Ratio des émissions de HCl à la production: $\Delta(HCl/Y)$	-1.10^{-6}	0	0	0	0	0	4.10^{-7}
	Ratio des émissions de C.O.V. à la production: $\Delta(COV/Y)$	-0,0002	-6.10^{-5}	-3.10^{-6}	0	2.10^{-7}	7.10^{-5}	0,0002

Note : ces distributions ont été calculées sur le panel non cylindré de 1463 observations servant aux estimations. Le capital anti-pollution et la production sont exprimés en milliers de francs 1995, et les émissions en tonnes.