

Les bénéfices monétaires d'une amélioration de la qualité de l'air en Ile-de-France

décembre 1997, version révisée novembre 1998
publiée dans *Pollution Atmosphérique*, janvier-mars 1999, p.83-94.

A. Rabl
Centre d'Energétique, ARMINES
60 boul. St.-Michel, 75272 Paris CEDEX 06
tel: (33.1.)40.51.91.52 fax: (33.1.)46.34.24.91
e-mail: RABL@CENERG.ENSMP.FR

Résumé

Cet article fournit une estimation des coûts sanitaires des polluants classiques de l'air (PS_{10} , FN, NO_2 , SO_2 , et O_3) en Ile de France, sur la base des études récentes du programme ERPURS, ainsi que de quelques études internationales. Pour la morbidité nos estimations sont une limite inférieure parce qu'elles ne prennent en compte que les impacts (hospitalisations, visites médicales, et arrêts de travail) et les coûts (coûts de traitement et pertes de productivité) pour lesquels nous avons des données. Pour l'évaluation économique de la mortalité nous prenons en compte la réduction de l'espérance de vie (au pro rata d'une valeur de 5,5 MF/vie).

Le niveau de pollution zéro n'étant pas réaliste, nous présentons les résultats en termes de bénéfices réalisables par une réduction des concentrations ambiantes des polluants. En IdF (petite couronne 6,14 millions d'habitants) une réduction de 10% économiserait environ 67 MF/an (11 F/an par habitant) du coûts des maladies. Ce chiffre est faible par rapport aux bénéfices d'une réduction de la mortalité, environ 2100 MF/an (340 F/an par habitant), selon une étude importante sur la mortalité à long terme publiée récemment aux USA. Les incertitudes sont importantes et ces résultats ne sont qu'une indication des ordres de grandeur.

Mots clefs : coûts sanitaires, mortalité, « valeur statistique de la vie », fonctions dose-réponse, coût de la pollution de l'air

Abstract

This article provides an estimation of the health damage costs of the classical air pollutants (particles, NO_2 , SO_2 , and O_3) in Greater Paris, based on recent epidemiological studies in France (the program ERPURS) and the USA. For morbidity costs our estimates are a lower limit because they take into account only those impacts (hospitalization, doctor's visit, and sick leave) and costs (treatment costs and loss of productivity) for which we have found data. For the valuation of mortality we take the reduction of life expectancy rather than simply the number of premature deaths (the value per year of life being calculated in proportion to a "value of statistical life" of 0.84 Euro/life).

Since zero pollution is unrealistic, we present the results in terms of benefits of a 10% reduction of current ambient concentrations for all the above pollutants. For the 6.14 million inhabitants of Greater Paris this benefit would be roughly 10 MEuro/yr (1.7 Euro/yr per person) for morbidity costs. For mortality the corresponding benefit would be much larger, roughly 320 MEuro/yr (52 Euro/yr per person), based on a dose-response function for long-term effects published by Harvard University in 1995. The uncertainties are sizable, and these results are only an indication of the order of magnitude.

1. Introduction

Les études épidémiologiques récentes montrent que la pollution de l'air a des impacts significatifs sur la santé, même aux faibles concentrations que l'on trouve dans les villes de l'Europe et de l'Amérique du Nord depuis l'imposition des réglementations sur la qualité de l'air. En fait, comme constatent Quénel et al. [1995] "L'absence d'effet de seuil semble de plus en plus admise" et dans un rapport récent sur la pollution atmosphérique, le CADAS assure que "... les études épidémiologiques n'ont pas permis de mettre en évidence un seuil d'innocuité" [CADAS 1996].

Puisque l'objectif d'une protection totale de la population devient irréaliste face à l'absence d'un seuil sans risque, il convient d'essayer de quantifier au mieux les risques et les coûts afin de permettre une gestion rationnelle de l'environnement. La nécessité d'une analyse coût-bénéfice s'impose de plus en plus grâce au progrès de dépollution déjà réalisé: plus le niveau d'émission est faible plus le coût pour éviter une tonne supplémentaire d'un polluant augmente. Les dispositifs de dépollution mis en place dans le passé, par ex. la désulfuration des fumées, sont sans doute justifiés, mais la rentabilité des dispositifs futurs n'est pas assurée automatiquement.

2. Les fonctions concentration-réponse

2.1. Effets à court terme et à long terme

La fonction dose-réponse, ou plus précisément concentration-réponse (C-R), exprime la relation entre concentration ambiante et quantité d'impacts. La plupart des fonctions concentration-réponse, par ex. celles de l'étude ERPURS, ont été élaborées à partir d'une analyse statistique des corrélations à court terme entre les concentrations ambiantes d'un polluant et certains effets de santé publique qui surviennent dans les jours suivants. C'est la méthodologie la plus utilisée, parce qu'elle est suffisamment sensible pour détecter les effets au dessus du bruit de fond et que sa mise en oeuvre n'est ni trop difficile ou ni trop coûteuse. Pourtant, elle ne permet de déterminer que les fonctions C-R dites aiguës, correspondant aux effets aiguës.

La totalité des impacts de la pollution est probablement beaucoup plus importante à cause des effets chroniques. Pour illustrer ce point, il suffit d'imaginer une campagne de mesure de la mortalité du tabagisme par observation des fluctuations de mortalité journalière si l'on impose une interdiction épisodique de fumer, par ex. quelques jours par mois. On verrait l'effet aigu sur quelques individus hypersensibles, mais on passerait totalement à côté des effets importants tels que l'emphysème et le cancer.

La terminologie des fonctions C-R aiguës et chroniques est également utilisée pour la mortalité, bien que ces attributs puissent paraître étonnants (une meilleure terminologie serait « court terme » et « long terme »). La détermination des fonctions C-R long terme est extrêmement difficile, nécessitant des procédures lourdes afin d'éliminer les facteurs de confusion tels que le tabagisme. Jusqu'à présent, les seules études sur la mortalité long terme ont été effectuées aux USA [Abbey et al. 1991, Dockery et al. 1993, Pope et al. 1995]. Ici nous utilisons celle de Pope et al. car elle se distingue par une collecte de données nettement plus importante que les autres études: une cohorte de 550000 individus a été suivie pendant environ 7 ans (voir la Fig.3). Abbey et al. ont trouvé une augmentation de la morbidité long terme mais pas de la mortalité long terme (sauf cancers chez les femmes).

Une évaluation des coûts de la pollution est certainement limitée par les impacts que les études épidémiologiques ont pu identifier. Il est difficile d'estimer les impacts qui sont plus ou moins inobservables, tels que l'autoconsommation dans l'armoire à pharmacie familiale.

2.2. Les Résultats ERPURS

L'étude ERPURS [1994] a analysé des effets à court terme des polluants classiques en région IdF (Ile de France) pendant une période comprise entre 1987 et 1992. Les régressions de l'étude ERPURS ont utilisé des transformations logarithmiques ou exponentielles des concentrations, ce qui donne une allure nonlinéaire aux fonctions C-R. Le rapport indique chaque fonction par 4 points qui correspondent à 4 niveaux de chaque polluant:

P5 = niveau de concentration non dépassé pendant 5% du temps,

P50 = niveau de concentration non dépassé pendant 50% du temps,

P95 = niveau de concentration non dépassé pendant 95% du temps,

P5+100 = niveau de concentration P5 + 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ du polluant.

Les fonctions C-R de l'étude ERPURS [1994] indiquent l'augmentation d'un risque relatif au niveau de base qui est défini comme le risque à la concentration P5. Le niveau P5+100 permet une comparaison directe avec les études internationales qui sont pour la plupart présentés par un seul chiffre, la pente de la fonction C-R.

Pour le présent article, nous avons supposé une fonction linéaire entre les points P5 et P5+P95; les valeurs des pentes sont indiquées dans le Tableau 1. Les raisons pour ce choix d'une fonction linéaire sont les suivantes:

- 1) Le zéro de pollution n'étant pas réaliste, les autorités publiques en charge des questions environnementales ont plus à attendre de l'appréciation du bénéfice espéré d'une réduction réalisable à moyen terme. Une réduction de quelques dizaines de % autour du niveau P50 semble réalisable, mais pas une réduction proche de P5 où la nonlinéarité des fonctions logarithmiques devient plus importante.
- 2) La pente de la droite entre P5 et P5+P95 est une bonne représentation des pentes autour du niveau P50; au vu des incertitudes, les différences ne sont pas significatives.
- 3) Dans une publication plus récente [Quénel et al. 1995], les auteurs présentent de nouveaux résultats pour plusieurs des impacts de l'étude ERPURS [1994]; ces nouveaux résultats sont présentés sous forme linéaire (voir par ex. le Tableau VI de Quénel et al. 1995, et la Fig.1 ici).
- 4) La plupart des fonctions C-R internationales sont présentées en forme linéaire.
- 5) Deux études importantes affichent des données permettant de tracer une fonction C-R de forme linéaire, voir Fig.2 [Dockery et al. 1993], et Fig.3 [Pope et al. 1995].
- 6) La différence entre la droite et la fonction logarithmique est la plus importante à faible doses, l'accroissement du risque par $\mu\text{g}/\text{m}^3$ quand la pollution est réduite (vers un risque infini à pollution zéro) ne semble pas plausible au vu des autres fonctions concentration-réponse connues.
- 7) L'interprétation des résultats linéaires est plus transparente; une simple multiplication permet d'évaluer différentes hypothèses sur les réductions des polluants, les fonctions C-R et les incertitudes.

Mort. Cardio-Vasculaire, SO₂

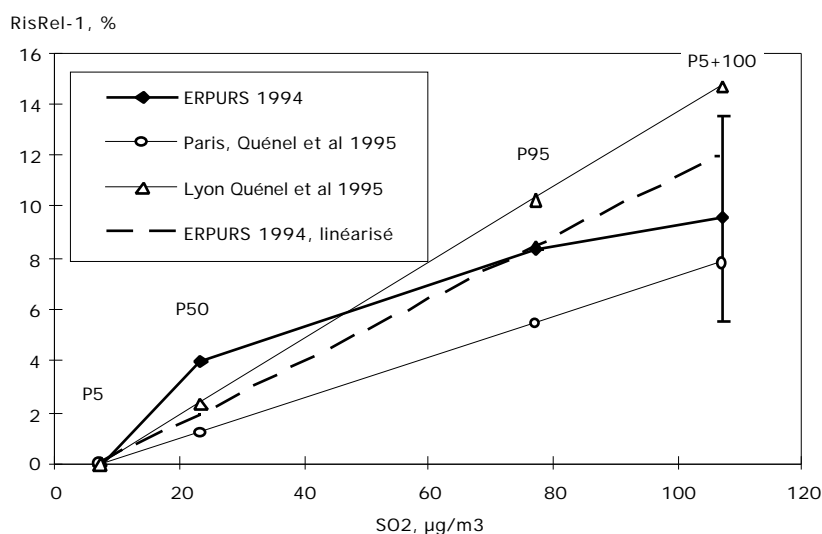


Fig.1. Comparaison des fonctions C-R pour la mortalité court terme due aux SO₂, d'ERPURS [1994] et de Quénel et al. [1995] (RisRel = risque relatif par rapport à P5). La barre d'erreurs montre l'intervalle de confiance 95% pour ERPURS. La droite pointillée indique la linéarisation des fonctions ERPURS, utilisée dans le présent article.

Pour les fonctions exponentielles du rapport ERPURS, la linéarisation ne pose pas de problème: leurs paramètres sont tels qu'ils donnent une allure quasiment linéaire entre P5 et P5+P95. Par contre, les fonctions logarithmiques semblent assez nonlinéaires. La Fig.1 compare trois fonctions C-R pour la mortalité cardio-vasculaire par le SO₂: la fonction ERPURS [1994] (pour Paris), et les fonctions publiées par la suite par les mêmes auteurs pour Paris et pour Lyon. On voit que la forme linéaire que nous avons choisie est justifiée au vu des incertitudes et des différences entre les différentes études. La différence entre Paris et Lyon pourrait venir d'une différence entre les expositions réelles et les concentrations aux stations de mesure.

Tableau 1. Les fonctions C-R linéarisées utilisées dans le présent article. Les coefficients représentent l'augmentation des cas en % par 100 µg/m³. Les colonnes deux et trois indiquent le nombre moyen de cas/an en IdF et le coût par cas. Nous avons utilisé les coefficients pour les sous-groupes (d'âges ou de maladies) seulement s'il n'y a pas de coefficient pour le groupe englobant; les coefficients utilisés pour nos résultats sont indiqués en gras.

	cas/an	F/cas	FN	PS13	SO ₂	NO ₂	O ₃
Mortalité toutes causes	47100	61100	7,0	7,2	6,9	7,6^d	5,9
dont respiratoire	3290	61100		19,3			
dont cardio-vasculaire	15700	61100	8,1		12,0		
Hospital. respir. tous âges	57700 ^a	32900	5,4		5,1		
dont 15-64ans	24100 ^a	32900				11,3	6,7
dont >64ans	16060 ^a	32900			10,7		10,4
dont BPCO tous âges	8760 ^a	32900			12,3		12,6
dont BPCO>64ans	8030 ^a	32900					18,6
dont asthme tous âges	10220 ^a	28700			8,6	16,8	
dont asthme0-14ans	3650 ^a	28700			14,2		
dont asthme15-64ans	5110 ^a	28700			17,6	15,5	
Hospital. cardio-vasc.	150000 ^a	45200	8,9	5,5	7,1	4,5	
dont myocard.ischémi.	45300 ^a	45200	13,5	8,5	13,6	8,2	
Vis.Méd. Aff.VRS tous âges	3940000 ^b	500	7,9		11,1	25,4	

dont 0-14ans	1493000 ^b	500				19,4	36,3	23,8^d
Vis.Méd. Aff.VRI tous âges	2115000 ^b	600	9,0	9,1	9,1	19,6	19,6	9,2
dont 0-14ans	664000 ^b	600				14,8	28,6	
dont 15-64ans	995000 ^b	600	16,3	13,7	21,4	28,4		
dont >64ans	373000 ^b	600						17,1
Vis.Méd. asthme tous âges	332000 ^b	250	28,6	25,7	23,7	56,4		
dont 0-14ans	41500 ^b	250		22,4	39,9			
dont 15-64ans	207000 ^b	250	19,0			45,9	25,0	
Vis.Méd. maux tête	1161000 ^b	140	21,4	20,3	15,1	28,8		
Vis.Méd. oeil	207000 ^b	140						24,9
Urgences.Péd. Aff.VRS	6570	130						29,1^d
ArrêtsTrav.Respir.	498000 ^c	3970		22,7	27,4	25,2		
dont Aff.VRI	125000 ^c	3970			24,6			
ArrêtsTrav. Cardio-vasc.	125000 ^c	16900		15,6				

^a données ERPURS multipliées par 2 pour extension hosp. assist.publ. → toutes hospitalisations

^b données ERPURS multipliées par 114 pour extension SOS méd. → toutes visites

^c données ERPURS multipliées par $6,14 \times 10^6 / 18000$ pour extension EdF-GdF → population IdF

^d calculés au prorata des concentrations max 1hr

BPCO = broncho-pneumopathies chroniques obstructives

Affect.VRS = affection des voies respiratoires supérieures

Affect.VRI = affection des voies respiratoires inférieures

Les coefficients sont la pente de la droite entre les points P5 et P5+P95 du rapport ERPURS [1994], pour les concentrations 24hr (sauf 8hr pour O₃).

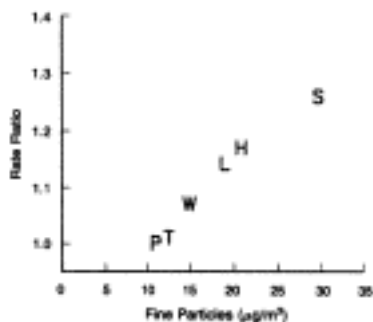


Fig.2. Mortalité long terme de Dockery et al. [1993] en fonction des PS_{2.5}: comparaison des taux de mortalité dans six villes aux USA.

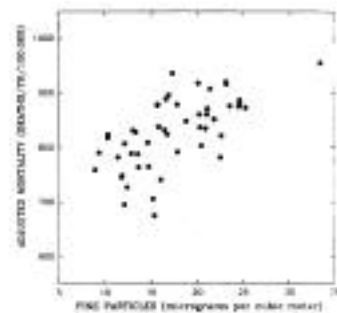


Fig.3. Mortalité long terme de Pope et al. [1995] en fonction des PS_{2.5}: comparaison des taux de mortalité (avec correction pour âge, sexe et race) dans 50 régions urbaines aux USA.

3. Les coûts unitaires

3.1. Mortalité

Une évaluation monétaire des effets sur la mortalité nécessite le choix d'un chiffre souvent appelé « valeur de la vie ». C'est une appellation concise, mais maladroite pour la communication car elle évoque des réactions négatives chez beaucoup de gens qui ne comprennent pas l'objectif d'une telle analyse (l'allocation efficace et équitable de ressources limitées pour la réduction de risques). Une appellation plus correcte serait « consentement à payer collectif pour réduire le risque d'une mort prématurée ».

Comme on le verra plus loin, avec la fonction C-R pour la mortalité long terme [Pope et al. 1995] la valeur de la vie domine au sein des coûts de la pollution de l'air - d'autant plus que l'on constate une tendance à retenir une valeur basée sur les préférences individuelles plutôt que

l'approche du capital humain, qui était utilisée dans le passé et qui donnait des valeurs plus faibles.

Par ex. le programme ExterneE [1995] préconise une valeur de 2,6 MECU = 17 MF. Aux USA, le Gouvernement utilise une valeur de \$ 2,7 million pour l'évaluation des mesures de sécurité pour l'aviation civile. Récemment la première évaluation contingente de la vie humaine a été effectué en France [Le Net 1994]; Desaignes et Rabl [1995] ont fait une analyse économétrique de cette étude et recommandent une valeur d'environ 5,5 MF. Une valeur de la vie humaine entre 2 MF et 20 MF semble raisonnable, et pour l'article présent nous utiliserons la valeur de

$$V_{\text{vie}} = 5,5 \text{ MF} \quad . \quad (1)$$

Les premières études de quantification des coûts externes de la pollution de l'air ont calculé le coût de la mortalité en multipliant l'augmentation du nombre de morts N_{morts} (déterminé par la fonction C-R) par la valeur de la vie humaine V_{vie}

$$\text{coût}_{N_{\text{morts}}} = N_{\text{morts}} \times V_{\text{vie}} \quad . \quad (2)$$

Récemment cette approche a été critiquée parce que la mortalité prématurée due à la pollution de l'air ne concerne qu'une partie de la population (les plus vieux, les plus malades, ...) qui ne subit qu'une réduction relativement courte de l'espérance de vie. Il est donc plus rationnel de baser l'évaluation sur la réduction de l'espérance de vie en calculant le coût selon

$$\text{coût} = N_{\text{morts}} \times v_{\text{an}} \quad (3)$$

v_{an} étant la valeur d'une année de vie. La valeur de la vie humaine V_{vie} est déterminée dans des études basées sur les risques d'une mort accidentelle avec une réduction T_{accid} importante, typiquement dans une fourchette de 30 à 45 ans. Sans actualisation et en supposant la même valeur indépendamment de l'age, la relation entre v_{an} et V_{vie} est

$$v_{\text{an}} = V_{\text{vie}}/T_{\text{accid}} \quad . \quad (4)$$

Le choix entre ces deux méthodes d'évaluation change totalement le résultat: par ex. si pour la mortalité court terme est 0,4 ans, tout en supposant $T_{\text{accid}} = 40$ ans, on trouve que coût ne représente que 1/100 de coût $_{N_{\text{morts}}}$. Avec un taux d'actualisation plus réaliste (dans une fourchette de 2 à 6%) le rapport $v_{\text{an}}/V_{\text{vie}}$ est dans une fourchette de 15 à 25 [ExterneE 1997].

Ici nous prenons comme coût v_{an} de la perte d'une année de la vie la valeur

$$v_{\text{an}} = 0,28 \text{ MF} \quad \text{pour la mortalité court terme} \quad (5)$$

et

$$v_{\text{an}} = 0,15 \text{ MF} \quad \text{pour la mortalité long terme} \quad (6)$$

en appliquant les ratios $v_{\text{an}}/V_{\text{vie}}$ correspondants du programme ExterneE [1998]. Le chiffre pour la mortalité long terme est plus faible que pour la mortalité court terme. En fait, puisqu'il s'agit d'évaluer les coûts d'une exposition aujourd'hui et la mortalité long terme est estimée d'intervenir environ 20 ans en moyenne après l'exposition, il convient d'actualiser (avec un taux d'actualisation de 3%).

Pour l'application de l'approche du coût, on se heurte à une difficulté: les fonctions C-R de la mortalité court terme ne fournissent aucune information sur la réduction de l'espérance de vie. Elles ne mesurent qu'une variation du nombre de morts par jour en fonction de la pollution, mais cette variation est indépendante de [Rabl 1998]. Etant ni dieu (omniscient) ni diable (prêt à faire des expériences illimitées sur l'espèce humaine), on n'a pas de données sur,

seulement quelques vagues intuitions que Δ pourrait être de l'ordre de quelques semaines à un ou deux ans. Le Programme ExternE suppose que la perte moyenne est de 9 mois = 0,75 ans pour la mortalité court terme [ExternE 1997], mais cela nous semble trop long et nous choisirons plutôt 2,7 mois = 80 jours. Nous arrivons à ce choix en regardant qu'elles seraient les valeurs les plus extrêmes plausibles: la perte moyenne doit être au moins de quelques jours pour être détectable, et il semble peu plausible qu'elle aille au delà de quelques années. Si l'on suppose que la vraie valeur a une probabilité de 95% de se trouver entre 5 et 1280 jours, avec une distribution lognormale, on trouve une médiane de 80 jours et un écart type de 4. Bien sûr, ce n'est pas du tout une justification rigoureuse, et nous ne proposons cette valeur qu'à titre d'exemple.

En revanche, les fonctions C-R de la mortalité long terme sont déterminées par l'observation d'une cohorte sur une longue durée, et elles prennent en compte implicitement la réduction de l'espérance de vie. Pour comprendre ce point, il faut prendre garde aux différentes définitions de mortalité qui sont utilisées. Les fonctions C-R de la mortalité court terme mesurent une variation du nombre de morts par jour, les fonctions C-R de la mortalité long terme déterminées par les études de cohortes mesurent une variation de la probabilité de mourir par tranche d'âge, et pour calculer coût on a besoin de la réduction de l'espérance de vie.

La relation entre les fonctions C-R de la mortalité long terme, et la réduction de l'espérance de vie Δ , est obtenu en intégrant la probabilité de mourir par tranche d'âge sur la distribution des âges dans la population, car les résultats des études de cohortes sont rapportés en termes d'une augmentation du risque de mourir selon le "proportional hazards model" de Cox [Cox and Oakes 1984]. Le résultat de cette intégration permet d'exprimer la fonction C-R de Pope et al. [1995] pour la mortalité long terme en termes d'une augmentation du nombre d'années perdues $n_{\text{années}}$ dans une population exposée à un incrément c pendant un an de la façon suivante [ExternE 1997]

$$\frac{n_{\text{années}}}{c} = 7,2 \times 10^{-4} \text{ années}/(\text{personne}\cdot\text{an}\cdot\mu\text{g}/\text{m}^3) \text{ de PS}_{2.5} \quad (7)$$

Par ex., en IdF la concentration moyenne de FN est $31,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et la mesure FN est environ égale à la mesure $\text{PS}_{2.5}$. Une réduction de 10% des FN augmenterait donc l'espérance de vie moyenne de la population francilienne par

$$7,2 \times 10^{-4} \text{ années}/(\text{personne}\cdot\text{an}\cdot\mu\text{g}/\text{m}^3) \times 3,19 \mu\text{g}/\text{m}^3 = 23 \times 10^{-4} \text{ ans} = 0,83 \text{ jours.}$$

Pour une population de N_{pop} individus dans la population se calcule ensuite selon

$$\text{coût}_T = N_{\text{pop}} v_{\text{an}} \frac{n_{\text{années}}}{c} c \quad (8)$$

3.2. Morbidité

La perte de bien être associée à une maladie est constituée de plusieurs composantes: principalement le coût du traitement, la perte de salaire ou de productivité, et le coût de la souffrance. Les deux premiers passent par le marché et sont relativement facile à déterminer. Par contre, pour estimer le coût de la souffrance il faut des études d'évaluation contingente [Desaigues et Point 1993] qui sont difficiles et coûteuses. Il existe des études à l'étranger, surtout aux USA, mais en France des études analogues ne viennent que de démarrer. La transférabilité des CAP (consentement à payer) entre différents pays est problématique. Pour cette raison nous n'avons pas pris en compte le coût de la souffrance; nos résultats sont donc une sous-estimation du coût de la morbidité.

La plupart de maladies entraînent une perte de productivité. L'objectif de ce rapport étant d'évaluer le coût pour la collectivité, nous quantifions la perte de productivité par le PIB/personne plutôt que par le salaire moyen en France (262 F/jour par personne active). Un salaire ne représente qu'une partie de la productivité d'une personne; il ne prend pas en compte les investissements, le profit des entreprises, etc.

Le PIB en France était $7,68 \times 10^{12}$ F en 1995 et la population 58,1 million [Frémy et Frémy 1996]; le PIB par personne et par jour est donc PIB/pers.jour = $7,68 \times 10^{12}$ F/(58,1 million \times 365 jours) = 362 F/jour moyenne France. En région IdF le PIB/personne est environ 1,5 fois plus élevé, et nous prenons donc pour l'article présent

$$\text{PIB/pers.jour} = 543 \text{ F/pers.jour en Ile-de-France.} \quad (9)$$

Nous comptons tous les jours, ouvrables et fériés, par cohérence avec les autres données (durées des hospitalisations et des arrêts de travail) qui sont également une moyenne sur tous les jours. De même nous comptons toute la population plutôt que la partie active. Ce sont des choix de normalisation pour le calcul, arbitraires mais sans incidence s'ils sont appliqués de façon cohérente.

Les coûts d'une hospitalisation [Martin 1996] sont, selon la nature des soins,

médecine générale	2 863 F/jour,
médecine spécialisée	4 107 F/jour,
spécialité coûteuse	9 192 F/jour.

Nous supposons que les hospitalisations respiratoires et cardio-vasculaires correspondent à un coût moyen de 4 107 F/jour. Pour la durée d'une hospitalisation nous avons les données:

moyenne	6,9 jours (Solidarité-Santé N°3, 1995; Frémy et Frémy 1997, p.197),
asthme	7 jours [Chanel et al. 1996],
autre respiratoire	8 jours [Chanel et al. 1996],
cardio-vasculaire	11 jours [Chanel et al. 1996].

Puisque ERPURS est basé sur les hospitalisations de l'Assistance Publique qui ne représente que 50% en moyenne du nombre total des hospitalisations, nous avons multiplié le nombre d'hospitalisations du rapport ERPURS par deux. Le coût total d'une hospitalisation est un peu plus large que la durée fois le coût/jour, dans la mesure où le traitement médical continue après l'hôpital, mais cela reste toutefois marginal. Quant à la perte de productivité, pour les hospitalisations et pour les visites médicales, nous supposons que son coût est déjà pris en compte dans les arrêts de travail.

Le nombre des visites SOS médecin à domicile et des urgences pédiatriques est relativement faible et leur coût ne s'avère pas important. Par contre, il est plausible que le coût total des visites médicales augmente avec la pollution comme les visites SOS médecin. Nous multiplions donc les coûts des visites SOS par le rapport visites totales/visites SOS qui est de 72 selon Chanel et al. [1996] et de 114 selon Masson et Willinger [1996]. Toutefois nous signalons que cette extrapolation peut entraîner une surestimation dans la mesure où les patients SOS médecin sont peut-être plus sensibles à la pollution que la population moyenne. Si l'on prend la valeur supérieure

$$r_{\text{vis}} = \text{visites totales/visites SOS} = 114 \quad (10)$$

alors l'augmentation du coût des visites médicales devient

$$\text{coût}_{\text{vis}} = c \times r_{\text{vis}} \times \sum_i N_i \times f_{E-Ri} \times \text{coût}_i \quad (11)$$

avec une sommation sur les catégories i des visites avec les paramètres du tableau 1 (N_i = nombre de visites de catégorie i). Nous avons comparé ce résultat avec une estimation indépendante et plus forfaitaire

$$\text{coût}'_{\text{vis}} = c \times N_{\text{pop}} \times f_{\text{C-Rtot}} \times 3507\text{F/an-pers} \quad (12)$$

basée sur le coût moyen par personne pour les visites médicales, y compris les médicaments, qui est de 3507 F/an [Frémy et Frémy 1996]; $f_{\text{C-Rtot}}$ est l'augmentation par c du nombre total des visites SOS, calculé à partir des données ERPURS, et N_{pop} est la population IdF. Cette dernière estimation est environ 50% plus élevée que notre calcul selon Eq.11, même avec un r_{vis} de 114. Le choix du $r_{\text{vis}}=114$, plutôt que 72, semble donc justifié.

Pour les arrêts de travail, l'étude ERPURS s'est basée sur les 18000 employés EdF-GdF en IdF. Nous ne connaissons pas les durées réelles des arrêts dues à la pollution, mais l'étude de Chevalier et Goldberg [1992] indique une durée moyenne de 15,1 jours pour les arrêts de travail dans cette entreprise. La durée moyenne d'un arrêt de travail pour raison respiratoire chez les employés EdF-GdF en France est de 7,3 jours, et celle d'un arrêt de travail pour raison cardio-vasculaire est de 31,3 jours [Chevalier 1997]. Puisque c 'est une moyenne jours ouvrables/jours fériés, nous calculons ensuite les coûts pour des journées moyennes. Multipliant les durées par 543 F/j nous trouvons un coût de 3970 F pour les arrêts respiratoires et 16900 F pour les arrêts cardio-vasculaires, comme cela est indiqué dans la 3ème colonne du Tableau 1.

Pour l'application à la population entière, 6,14 million habitants, nous supposons que l'augmentation en $\% / (\mu\text{g}/\text{m}^3)$ indiquée par les fonctions C-R d'ERPURS est valable pour la population générale. Nous calculons le taux de base pour la population entière selon

$$\text{arrêts de travail respiratoires} = 4 \text{ par jour} \times 365 \text{ jours} \times 6,14 \times 10^6 / 18000 = 498000 \text{ cas/an,}$$

le nombre moyen par jour étant 4 chez les 18000 employés EdF-GdF. Le nombre de cas est indiqué dans la deuxième colonne du Tableau 1.

Dans ce cadre d'hypothèses, le coût des arrêts de travail s'avère assez important: une validation des hypothèses concernées s'impose. Il y a une incertitude non seulement à cause de l'extrapolation des chiffres EdF-GdF à l'IdF, mais aussi à cause de la faible taille de l'échantillon EdF-GdF: le nombre moyen de base des arrêts de travail n'est que 4 par jour pour les arrêts respiratoires et 1 pour les arrêts cardio-vasculaires. Pourtant la fonction C-R est plausible dans la mesure où sa pente est comparable aux fonctions hospitalisations et visites SOS médecin (typiquement 5 à 20% par 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

Afin d'avoir une confirmation indépendante sur les coûts, nous citons le taux d'absence au travail pour cause de maladie, 3,7% en France en 1990, selon Frémy et Frémy [1997, p.1634]. Nous estimons la partie de ce taux qui est sensible à la pollution selon une autre donnée communiquée par Chevalier [1997]: chez EdF-GdF 8,3% des arrêts maladies sont de nature respiratoire (durée 7.3 j) et 4,6% de nature cardio-vasculaire (durée 31,3 j). Sur la base de ce taux d'absence de 3,7% nous trouvons donc pour les arrêts respiratoires

$$0,037 \times 0,083 \times 6,14 \times 10^6 \times 365 = 6,88 \times 10^6 \text{ jours d'absence.}$$

Divisant par la durée moyenne d'un tel arrêt nous trouvons

$$6,88 \times 10^6 / 7,3 = 943000 \text{ cas/an,}$$

comparés aux 498000 cas/an dans le Tableau 1. Pour les arrêts cardio-vasculaires, nous trouvons ainsi 123000 cas/an comparés aux 125000 cas/an du Tableau 1. Le taux d'absence de 3,7% pour l'ensemble des salariés en France donne donc des chiffres assez comparables ou plus importants que les chiffres purement EdF-GdF.

4. Les bénéfices d'une amélioration de la qualité de l'air

Nos résultats pour la morbidité selon ERPURS sont présentés dans le Tableau 2. Pour chaque polluant, les coûts sont indiqués en MF/an par $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de concentration ambiante. La somme des coûts, pour chaque polluant, est indiquée dans la 3ème ligne en partant du bas. Ensuite cette valeur est multipliée par 10% de la concentration moyenne actuelle en IdF (avant-dernière ligne), ce qui donne le bénéfice correspondant à une réduction de 10% (dernière ligne). Nous avons choisi cette présentation parce que le niveau de pollution zéro n'est pas réaliste; de plus, on ne sait pas si les fonctions C-R sont linéaires à très faibles concentrations ou s'il y a des seuils. Nous proposons donc plutôt une interprétation en termes d'une réduction de la pollution, car une réduction de 10 à 50% semble réalisable dans un avenir prévisible. Tout étant calculé sur la base de fonctions C-R linéaires, l'interprétation est simple, et avec le choix de 10%, l'adaptation des chiffres à d'autres niveaux est facile.

Nous avons également estimé l'impact d'un polluant qui n'est pas pris en compte par ERPURS, mais pour lequel une fonction C-R a été publiée récemment par Schwartz et Morris [1995]. Selon ces auteurs le CO augmente le taux des hospitalisations cardio-vasculaires, ce qui donne un coût de 17 MF/an par mg/m^3 en IdF. Multiplié par $0,31 \text{ mg}/\text{m}^3 = 10\%$ de la concentration actuelle, on obtient un bénéfice de 5,2 MF/an pour une réduction de 10% du CO.

Tableau 2. Résultats pour les coûts de la morbidité due à la pollution de l'air en IdF avec les fonctions C-R ERPURS [1994]. La somme des coûts (3ème ligne en partant du bas), multipliée par 10% de la concentration moyenne actuelle c (avant-dernière ligne), donne le bénéfice d'une réduction c/c de 10% (dernière ligne).

MF/an IdF par $\mu\text{g}/\text{m}^3$	FN	PS ₁₃	SO ₂	NO ₂	O ₃
Hospital. respir. ^a	1,02		0,97	0,89	1,076
Hospital. cardio-vasc.	6,01	3,70	4,83	3,02	
Vis.Méd. Aff.VRS ^b	1,56		2,20	5,00	1,775
Vis.Méd. Aff.VRI	1,15	1,15	1,16	2,49	1,172
Vis.Méd. asthme ^c	0,24	0,21	0,20	0,47	0,130
Vis.Méd. maux tête	0,35	0,33	0,25	0,47	
Vis.Méd. oeil					0,072
Urgenc.Péd. Aff.VRS					0,002
ArrêtsTrav. Respir.		4,48	5,42	4,97	
ArrêtsTrav. Cardio-vasc.		3,28			
Total, MF/an par $\mu\text{g}/\text{m}^3$	10,3	13,2	15,0	17,3	4,2
$\Delta c = 10\%$ de la concentration c actuelle en IdF, $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ^d	3,19	5,08	2,97	4,50	2,77
Total, MF/an pour $\Delta c/c=10\%$	33,0	66,8	44,6	77,9	11,7

^a tous âges FN et SO₂, 15-64ans NO₂, >14ans O₃

^b tous âges FN, PS₁₃, SO₂ et NO₂, 0-15ans O₃

^c tous âges FN, PS₁₃, SO₂ et NO₂, 15-64ans O₃

^d moyenne 24hr, sauf 8hr pour O₃

Afin de faciliter la compréhension de nos calculs, nous en présentons deux de façon détaillée. Pour les arrêts de travail respiratoires dus aux PS₁₃, l'augmentation du coût par $\mu\text{g}/\text{m}^3$ dans le Tableau 2 est obtenu en multipliant les facteurs suivants du Tableau 1: le taux de base 498000 cas/an (2ème colonne), la pente de la fonction C-R 22,7% per 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (5ème colonne) et le coût unitaire 3970 F/cas (3ème colonne):

$$498000 \text{ cas/an} \times 3970 \text{ F/cas} \times 22,7/10000 = 4,48 \text{ MF/an par } \mu\text{g/m}^3.$$

Pour la mortalité long terme de Pope et al. [1995] selon Eqs.6 à 8, nous avons fait le calcul suivant pour les FN uniquement:

$$6,14 \times 10^6 \text{ pers.} \times 0,15 \text{ MF/an} \times 7,2 \times 10^{-4} \text{ ans}/(\text{pers.} \cdot \text{an} \cdot \mu\text{g/m}^3) = 660 \text{ MF/an par } \mu\text{g/m}^3.$$

La multiplication par $3,19 \mu\text{g/m}^3$, qui correspondent à 10% de la concentration moyenne de FN en IdF, donne un bénéfice de 2100 MF/an pour une réduction de 10% des FN.

Dans la Fig.4 nous montrons les bénéfices d'une réduction de 10% par rapport au niveau actuel de pollution. Les deux indicateurs des poussières, FN et PS_{13} , ne sont pas indépendants et la relation entre les fonctions E-R pour les FN et les PS_{13} n'est pas tout à fait claire. Pour les impacts pour lesquels ERPURS fournit des fonctions à la fois pour les FN et les PS_{13} , les impacts ne sont pas très différents. Nous avons donc choisi d'attribuer la mortalité aux FN et la morbidité aux PS_{13} , afin de faciliter la comparaison avec la mortalité long terme de Pope et al [1995]. Nous rappelons que le coût des visites médicales pourrait être surestimé (voir la Section 3.2, Eq.10), et nous soulignons l'incertitude concernant la mortalité à court terme (« aiguë »), la réduction de l'espérance de vie de 2,7 mois n'étant choisie qu'à titre d'exemple.

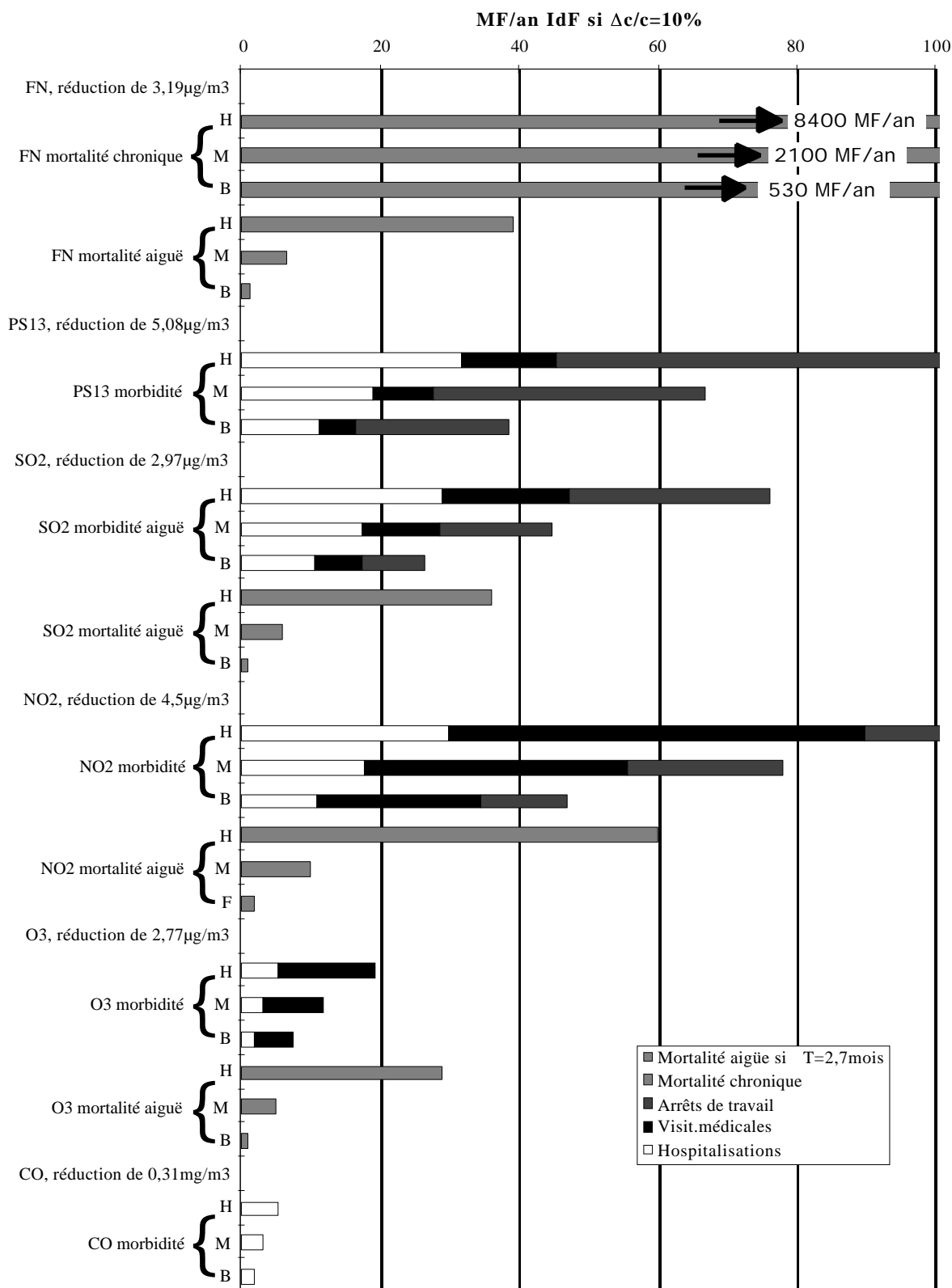


Fig.4. Résultats pour les coûts de la pollution de l'air en IdF: le bénéfice en MF/an d'une réduction de 10% de la concentration ambiante (24hr, sauf 8hr pour O₃) avec les fonctions C-R ERPURS [1994] pour PS₁₃, SO₂, NO₂ et O₃. Le CO est basé sur Schwartz and Morris [1995], et la mortalité long terme (« chronique ») FN sur Pope et al. [1995]. Estimations hautes (H), moyennes (M) et basses (B), selon [Geniaux et Rabl 1998].

Pour indiquer les incertitudes, nous présentons non seulement les estimations moyennes (M), mais aussi des estimations basses (B) et hautes (H), selon l'approche de Rabl and Spadaro [1999], comme expliqué dans l'article plus détaillé [Geniaux et Rabl 1998].

Il est naturel de se demander dans quelle mesure les différents coûts peuvent être additionnés. Pour un polluant donné, les coûts sont suffisamment indépendants pour que les effets d'un double comptage soient négligeables. Par contre, additionner les coûts des différents polluants est problématique.

Typiquement la population est exposée à un mélange de polluants à faibles doses, c'est à dire faibles par rapport aux doses où on peut observer des effets au niveau d'un individu. Il semble difficile sinon impossible d'identifier des relations cause-effet avec les données d'un seul site. Même au vu de la totalité des études internationales la situation n'est pas claire [Bascom et al. 1996, Lipfert 1994, Dockery and Pope 1994, EC 1995, Wilson and Spengler 1996].

Tandis que les études américaines attribuent la plupart des impacts aux particules, les résultats ERPURS et APHEA [Katsouyanni et al 1996] suggèrent que le rôle du SO₂ et du O₃ serait quand même important. Et contrairement à la grande synthèse de Bascom et al. [1996] pour laquelle les effets directs du NO₂ ne sont pas évidents, l'étude ERPURS indique plusieurs corrélations avec le NO₂. Nous avons également regardé le CO, un polluant qui n'a pas été considéré dans la plupart des études épidémiologiques. On peut se demander si le faible coût du CO dans la Fig.4 reflète bien la réalité ou plutôt le manque d'études épidémiologiques.

Même en effectuant une régression multiple par rapport à plusieurs polluants, on a du mal à distinguer les contributions des polluants à cause des corrélations entre différents polluants. ERPURS comme les études du Programme européen APHEA, dont ERPURS fait partie, n'a effectué que des régressions simples. L'indépendance des différentes fonctions C-R n'est donc pas assurée. Pour ces raisons il nous semble plus plausible de ne pas faire une somme des différents polluants (ce qui donnerait un coût total de 200 MF/an) et de prendre plutôt le coût des PS₁₃ (67 MF/an) comme indicateur du coût total de la morbidité

8. Conclusion

A partir de l'étude ERPURS nous avons trouvé que le bénéfice d'une réduction de 10% de la pollution de l'air en IdF (petite couronne 6,14 millions d'habitants) est grosso modo 67 MF/an (11 F/an par habitant) si l'on ne compte que la morbidité. Le coût de la mortalité court terme (avec l'hypothèse T=2,7 mois) semble faible par rapport à la morbidité et tout est dominé par la mortalité long terme selon Pope et al. [1995] pour laquelle on trouve un bénéfice de l'ordre de 2100 MF/an (340 F/an par habitant) pour une réduction de 10% des particules. Les incertitudes sont importantes et ce résultat n'est qu'une indication de l'ordre de grandeur.

Il est intéressant de comparer ces coûts sanitaires avec les coûts que la pollution de l'air entraîne pour les bâtiments, les récoltes et les écosystèmes. Selon les estimations du Projet ExternE [1998], de Rabl et Spadaro [1997] et de Rabl [1999], les coûts sanitaires sont beaucoup plus importants (au moins par un facteur de dix) que tous les autres catégories d'impact.

Remerciements

Cet article est une version résumée et légèrement révisée de la 2ème partie (*résultats ERPURS*) d'un article par G. Geniaux et A. Rabl qui sera publié dans la revue *Etudes et Recherches en Economie Publique* de l'IDEP (Institut d'Economie Publique). L'équipe du GREQAM avait

effectué une étude analogue [Chanel et al 1996], et les calculs présentés ici sont modifiés (par rapport à la version initiale du 31.12.1996) en collaboration avec l'équipe du GREQAM, en particulier Ghislain Geniaux. Je suis très reconnaissant des discussions avec Ghislain Geniaux et William Dab. Je remercie également Estelle Jourdain qui nous a fourni plusieurs documents utiles pour cette étude, et Anne Chevalier qui nous a renseignés sur les données des arrêts de travail EdF-GdF. Les commentaires de deux référés sont appréciés, ainsi que ceux de la Commission Santé du Plan Régional de la Qualité de l'Air au cours d'une présentation de ce travail. Ce travail a été financé, partiellement, par le Ministère de l'Environnement et par le Projet ExternE du Programme JOULE de la Commission Européenne, DG12.

Glossaire

Affect.VRS = affectation des voies respiratoires supérieures
Affect.VRI = affectation des voies respiratoires inférieures
BPCO = broncho-pneumopathies chroniques obstructives
CAP = consentement à payer
CO = monoxyde de carbone
EC = European Commission
fonction C-R = fonction concentration-réponse (dose-réponse)
FN = fumées noires
IdF = Ile de France (ici petite couronne 6,14 millions d'habitants)
NO_x = mixture non spécifiée d'oxydes d'azote, en particulier NO et NO₂
O₃ = ozone
PIB = produit intérieur brut
PS_d = particules suspendus avec diamètre en dessous de d μm (PM_d en anglais)
SO_x = mixture non spécifiée d'oxydes de soufre, en particulier SO₂ et SO₃

c = concentration d'un polluant
v_{an} = valeur d'une année de la vie humaine
V_{vie} = valeur de référence de la vie humaine
T = réduction de l'espérance de vie

Références

- Abbey DE, PK Mills, FF Petersen, and WL Beeson 1991. "Long term ambient concentrations of total suspended particulates and oxidants as related to incidence of chronic disease in California Seventh-Day Adventists". *Environmental Health Perspectives*, Vol 94, p43-40.
- Bascom R, PA Bromberg, DL Costa, R Devlin, DW Dockery, MW Frampton, W Lambert, JM Samet, FE Speizer, and M Utell 1996."Health effects of outdoor air pollution.". *Amer. J. of Resp. Critical Care Med.* vol.153, 3-50 (Part 1) and 477-498 (Part 2).
- CADAS 1996. "Pollution Atmosphérique due au Transport: les Effets sur la Santé et l'Evolution Technologique". Académie des Sciences. Juin 1996.
- Chanel O, G Geniaux and F Rychen 1996. "Incidences de la pollution atmosphérique sur la santé: une approche économique". GREQAM, Institut d'Economie Publique. Université Aix- Marseille.

- Chevalier A and M Goldberg 1992. "L'absence au travail: indicateur social ou indicateur de santé?". *Sciences Sociales et Santé*, vol.X, n° 3, septembre.
- Chevalier A 1997. Service Médicales EdF-GdF. Communication personnelle.
- Cox DR and D Oakes 1984. *Analysis of Survival Data*. London, Chapman and Hall.
- Dab W, S Medina, P Quénel, Y Le Moullec, A Le Tertre, B Thelot, C Monteil, P Lameloise, P Pirard, I Momas, R Ferry and B Festy 1996. "Short term respiratory health effects of ambient air pollution: results of the APHEA project in Paris". *J. of Epidemiology and Community Health*, vol. 50, Suppl.1, 42-46.
- Desaigues B et P Point 1993. *Economie du patrimoine naturel*, Economica.
- Desaigues B and A Rabl 1995. "Reference values for human life: an econometric analysis of a contingent valuation in France". In Nathalie Schwab and Nils Soguel, editors (1995) *Contingent Valuation, Transport Safety and Value of Life*, Kluwer, Boston.
- Dockery DW and CA Pope III 1994. "Acute respiratory effects of particulate air pollution". *Ann. Rev. Public Health*. vol.15, p.107-132.
- Dockery DW, CA Pope III, X Xu, JD Spengler, JH Ware, ME Fay, BG Ferris and FE Speizer 1993. "An association between air pollution and mortality in six US cities". *New England J of Medicine*, vol.329, p.1753-1759 (Dec. 1993).
- Deloraine A, C Lequette, D Zmirou, J Decheneaux et F Balducci 1995. "Coût médico-social à court terme de la pollution atmosphérique en milieu urbain.. Une étude dans la région Rhône-Alpes (Lyon, Grenoble, Chambéry)", Institut Universitaire de Santé Publique de Grenoble, novembre.
- ExternE 1995. *ExternE: Externalities of Energy*. Vol.2: Methodology. ISBN 92-827-5211-9. Published by European Commission, Directorate-General XII, Science Research and Development. L-2920 Luxembourg.
- ExternE 1998. *ExternE: Externalities of Energy*. New results. To be published by European Commission, Directorate-General XII.
- ERPURS 1994. "Impact de la pollution atmosphérique urbaine sur la santé en Ile-de-France". Observatoire Régional de Santé d'Ile-de-France, 21-23 rue Miollis, F-75015 Paris.
- Frémy D et M Frémy 1996. *Quid 1997*. Editions Robert Laffont. Paris.
- Geniaux G et A Rabl 1998. "Les méthodes de quantification économique des coûts sanitaires de la pollution atmosphérique". *Economie Publique: Etudes et Recherches*. IDEP (Institut d'Economie Publique). No.1, pp.161-217.
- Katsouyanni K, Schwartz J, Spix C. et al 1996. "Short term effects of air pollution on health: the APHEA protocol", *Journal of Epidemiology and Community Health*, 50, supp. 1.
- LeNet M et al 1994. The statistical value of life in France. Report by ICOS/ESOP. Paris.
- Lipfert FW 1994. *Air Pollution and Community Health: a Critical Review and Data Sourcebook*. Van Nostrand Reinhold. New York.
- Martin M 1996. Communication à Mme. Jourdain. Caisse Régionale d'Assurance-Maladie, Ile-de-France, tarifs médicaux au 1.1.1996
- Masson S et M Willinger 1996. "Evaluation des coûts de la pollution atmosphérique sur la santé en Ile de France". Communication aux Mercredis de l'ADEME, 9 oct.1996. Bureau d'Economie Théorique et Appliquée. Université Louis Pasteur, Strasbourg.

- Pope CA, MJ Thun, MM Namboodri, DW Dockery, JS Evans, FE Speizer, and CW Heath 1995. "Particulate air pollution as a predictor of mortality in a prospective study of US adults". *Amer. J. of Resp. Critical Care Med.* vol.151, 669-674
- Quénel P et al 1995. "Impact de la pollution atmosphérique urbaine de type acido-particulaire sur la mortalité quotidienne à Lyon et dans l'agglomération parisienne". *Santé Publique* 1995, 6e année, n°4.
- Rabl A 1998. "Mortality risks of air pollution: the role of exposure-response functions". *Journal of Hazardous Materials*, vol.61, pp.91-98.
- Rabl A 1999. "Air Pollution and Buildings: an Estimation of Damage Costs in France". To be published in *Environmental Impact Assessment Review*. Version française par A. Rabl et L. Teulère, proposée à *Pollution Atmosphérique*.
- Rabl A and J V Spadaro. 1997. "Les coûts environnementaux de l'énergie". Centre d'Energétique, Ecole des Mines de Paris, Paris, France. Rapport final pour l'ADEME et la Commission Européenne.
- Rabl A and JV Spadaro. 1999. "Environmental Damages and Costs: an Analysis of Uncertainties". to be publ. in *Environment International*.
- Schwartz J and R Morris 1995. "Air pollution and hospital admissions for cardiovascular disease in Detroit, MI". *Am. J. Epidemiology* vol 142, pp23-35.
- Wilson R and JD Spengler, editors. 1996. *Particles in Our Air: Concentrations and Health Effects*. Harvard University Press, Cambridge, MA.