

EFFETS SUR LA SANTÉ DE LA POLLUTION ATMOSPHÉRIQUE DUE AUX INCINÉRATEURS UNE PERSPECTIVE

Ari Rabl*, Joseph V. Spadaro*, Patricia D. Mc Gavran**
Centre d'énergétique, Ecole des mines de Paris - Mc Gavran Toxicology Consulting

Cet article présente une perspective des impacts sur la santé de la pollution atmosphérique due aux incinérateurs de déchets, en effectuant plusieurs comparaisons avec d'autres sources de polluants en termes d'émissions, de concentrations, d'impacts et de coûts des dommages. Les impacts sont estimés par une analyse des « impact pathways » (cheminement des impacts), qui trace le passage d'un polluant de la source aux récepteurs. Les valeurs obtenues sont totalisées pour tous les récepteurs touchés par le polluant. L'augmentation des impacts due à un incrément de dose est calculé en supposant une forme linéaire de la fonction dose-réponse. Le coût est basé sur le consentement à payer pour éviter les dommages, avec un coût de la mortalité en termes de réduction de l'espérance de vie, plutôt que simplement le nombre de morts prématurées. La méthode est appliquée à un incinérateur des OM (ordures ménagères) ayant des taux d'émission égaux aux taux proposés par la réglementation de la Commission Européenne de 1994, pour une production typique d'OM par personne. Les avantages de la récupération d'énergie sont aussi examinés car elle contribue à une diminution significative des émissions nettes attribuables à l'incinération. En dépit de grandes incertitudes, plusieurs conclusions affirmées émergent. Même si tous les OM sont incinérés (en suivant ces réglementations), les coûts totaux des dommages sur la santé sont relativement mineurs (en particulier quand ils sont comparés aux impacts de la pollution atmosphérique liée aux voitures). Aussi, les impacts des dioxines et des métaux carcinogènes sont faibles comparés à ceux des particules, des NO_x et des SO_x.

INTRODUCTION

Le traitement thermique (incinération, pyrolyse ou gazéification) est une option importante pour le traitement des déchets, très prometteur puisqu'il réduit très nettement l'espace requis pour les décharges (typiquement d'un facteur de 4 à 10). Ce traitement est cependant très controversé en raison des craintes du risque de pollution atmosphérique, en particulier de l'émission de dioxines. Tandis que ces craintes sont compréhensibles compte tenu des techniques utilisées dans le passé, les solutions à examiner désormais font appel à des nouvelles technologies propres, soumises

This paper offers a perspective on the health impacts of air pollution from incinerators, by making a number of comparisons, in terms of emissions, concentrations, impacts and damage costs. The latter are estimated by carrying out an impact pathway analysis, tracing the fate of a pollutant from source to receptors. The resulting values are summed over all receptors, choosing the temporal and spatial boundaries of the analysis such as to ensure that essentially all the impacts are taken into account. Linearity is assumed for the increase of impacts with incremental exposure. The monetary valuation is based on willingness-to-pay to avoid damage, with a valuation of mortality in terms of life span reduction (years of life lost), rather than simply the number of premature deaths. The method is applied to the incineration of municipal solid waste (MSW) with emissions equal to the regulations proposed by the European Commission in 1994, for typical per capita MSW production. The benefits from energy recovery are also considered because they greatly reduce the net emissions attributable to incineration. Despite large uncertainties several rather firm conclusions emerge. Even if all MSW is incinerated (in accordance with these regulations), the total health damage costs are relatively minor (especially when compared to air pollution impacts from cars). Also, the impacts of dioxins and carcinogenic metals are small compared to those of particles, NO_x and SO_x.

à des réglementations strictes telles que celle proposée par l'Union Européenne [1994].

Ce document présente une perspective des impacts sur la santé liés à la pollution atmosphérique due aux incinérateurs au travers d'un certain nombre de comparaisons en termes d'émissions, de concentrations, d'impacts et de coût des dommages. Il ne s'agit pas d'une analyse complète du traitement des déchets qui devrait inclure une comparaison avec des options alternatives de traitement, ainsi qu'une analyse des résidus solides ou liquides.

Comparativement à l'enfouissement des déchets, l'inciné-

ration peut réduire de façon significative la quantité des polluants organiques (en créant pourtant des quantités minuscules de dioxines et de furanes). Pour les métaux lourds, même si les quantités ne changent pas, leurs formes et leur toxicité sont différentes ; cependant comme les résidus de l'incinération sont d'un volume moindre et plus homogène que les déchets d'origine, il est plus facile d'assurer une gestion qui minimise les risques.

Dans la mesure où les données et les modèles sont disponibles, on essaye de quantifier le dommage dû à la pollution atmosphérique en menant une analyse des « impact pathways » (cheminement des impacts) dont les étapes principales sont les suivantes :

- spécification des émissions (par exemple kg/s de particules émises par cheminée) ;
- calcul de l'augmentation de la concentration du polluant dans toutes les régions touchées (par exemple $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de particules, en utilisant des modèles de dispersion atmosphérique) ;
- calcul des impacts physiques (par exemple nombre de crises d'asthme dues à ces particules, en utilisant une fonction dose-réponse) ;
- évaluation monétaire de ces impacts (par exemple multiplication par le coût d'une crise d'asthme).

Les valeurs obtenues sont additionnées pour tous les récepteurs, en définissant les frontières temporelles et spatiales de l'analyse de telle manière que l'essentiel des impacts soit pris en compte.

Des informations sont extraites des principales études des coûts externes de la pollution aux USA [ORNL/RFF 1994, Rowe *et al* 1995] et en Europe [EC 1995] ; cette dernière, connue sous le nom de Programme ExternE de la Commission européenne, se poursuit, et deux des auteurs de cet article y participent [Rabl *et al* 1996, Spadaro and Rabl 1997] (pour la définition du coût externe, se reporter au glossaire à la fin du document). L'ensemble de ces publications a mis en évidence que le coût des dommages de la pollution atmosphérique est dominé par celui de la santé.

Nous soulignons plusieurs points clés. Le premier est l'influence de l'emplacement de la source d'émission : une tonne de SO_2 émise dans une grande ville a des impacts graves sur la santé tandis que l'impact d'une tonne de SO_2 émise au milieu de l'océan est négligeable. L'emplacement est explicitement pris en compte dans l'analyse des impacts pathways. Ce réalisme introduit une complication délicate pour la présentation des résultats et leur mise en œuvre dans des réglementations. Comment peut-on obtenir des résultats « typiques » et en déduire des conclusions générales ? Afin d'arriver à des conclusions générales, les résultats sont calculés par des modèles détaillés pour des sites spécifiques et comparés à une formule simple (le modèle « monde uniforme ») qui résulte des lois de conservation dans la limite d'une densité uniforme de récepteurs. La formule simple est instructive parce qu'elle donne une bonne estimation de l'impact typique.

Le second point-clé concerne l'épidémiologie : l'hypothèse

cruciale dans cet article est la linéarité de l'impact incrémental avec une exposition incrémentale. En réalité, les fonctions dose-réponse (ou les fonctions exposition-réponse, ici abrégé fonction E-R) peuvent avoir des seuils et des courbures, mais les données ne sont pas suffisantes pour justifier des modèles non linéaires pour les calculs. La linéarité est usuellement supposée pour les cancers (et justifiée par les données pour quelques uns d'entre eux bien que cela ne s'applique pas à tous les cancers [Frith *et al* 1981]). La linéarité s'applique aussi pour les niveaux de mortalité de la population due aux particules comme indiqué sur la figure 3 de Dockery *et al* [1993] et sur les figures 1 et 2 de Pope *et al* [1995]. Il faut noter que pour le calcul des impacts incrémentaux un seuil n'a pas d'effet si le seuil est en dessous de la pollution préexistante : un « bâton de hockey » donne les mêmes résultats qu'une ligne passant par l'origine avec la même pente.

La linéarité a une conséquence importante pour la politique environnementale. Tout d'abord, elle dirige l'analyse vers la dose totale de la population plutôt que vers des doses maximales des individus, au moins pour ce qui concerne les nouvelles technologies propres parce que leurs émissions sont si faibles que même la plus forte dose individuelle n'entraîne pas d'accroissement significatif du risque individuel ; l'analyse doit couvrir des régions très larges pour prendre en compte la plus grande partie de l'impact. La linéarité implique qu'il n'y ait pas de niveau sans risque pour les émissions incrémentales. Dès lors le coût incrémental des dispositifs de dépollution croît fortement avec chaque réduction supplémentaire des émissions, et il serait raisonnable d'effectuer des comparaisons de risques et une analyse coût/bénéfice [Arrow *et al* 1996].

Le troisième point-clé concerne l'évaluation monétaire. La monétarisation simplifie beaucoup la présentation des résultats car elle convertit un grand nombre d'impacts incomensurables à une unité commune. Cependant, l'évaluation économique de la mortalité étant l'objet de controverses, quelques personnes préfèrent utiliser l'analyse multicritères. Dans tous les cas, l'information contenue dans ce document est suffisamment désagrégée pour être un élément d'une analyse multicritères.

En avançant dans les étapes d'une analyse d'impact pathways, les résultats s'approchent progressivement des préoccupations de la population, mais entraînent aussi progressivement davantage d'hypothèses et d'incertitudes. Nous présentons donc un éventail de différentes comparaisons, prenant l'exemple de l'incinération d'ordures ménagères (OM) avec des émissions égales aux limites de la nouvelle réglementation de l'Union européenne [1994], pour une production typique d'OM par personne (pour les émissions nous examinons aussi combien la récupération d'énergie peut réduire les émissions nettes attribuables à l'incinération). Les comparaisons suivantes sont présentées, dans la mesure où il a été possible de trouver les données appropriées : – émission incrémentale comparée aux autres émissions (naturelles et anthropogènes, par exemple automobiles) ;

- concentration incrémentale (ou dose) comparée à la concentration (ou dose) préexistante ;
- concentration incrémentale (ou dose) comparée aux valeurs limites pour la santé (préconisées par la CE ou l'OMS) ;
- risques pour la santé de différents polluants comparés à chacun des autres ;
- nombre incrémental d'années de vie perdues comparées aux autres risques de la vie quotidienne ;
- coût externe incrémental comparé au coût de l'incinération elle-même.

La comparaison des émissions et des concentrations est édifiante parce qu'elle montre l'importance de l'incinération des OM relative aux autres sources de pollution. Cette comparaison a aussi le grand avantage de ne pas être affectée par les incertitudes de l'épidémiologie.

ÉMISSIONS

Polluants

En terme de coûts environnementaux totaux, les émissions de gaz à effet de serre - en particulier le dioxyde de carbone (CO₂) et le méthane (CH₄) - sont vraisemblablement prépondérantes [EC 1997]. Toutefois, la plupart de leurs impacts n'ont pas d'effet direct sur la santé. Par ailleurs, une prise en compte des gaz à effet de serre nécessiterait des spécifications détaillées des alternatives à l'incinération des OM, en particulier il est important de savoir si le méthane provenant de la décomposition de la matière organique est récupéré ou non. Ceci est au-delà du sujet traité dans ce document et seuls les autres polluants atmosphériques sont considérés.

En plus des particules (PS), des oxydes d'azote (NO_x), des oxydes de soufre (SO_x), des composés organiques volatils (COV) et du monoxyde de carbone (CO) (les « polluants atmosphériques classiques »), sont également examinés les métaux lourds et les dioxines (les « micropolluants »). Les dioxines sont étudiées plus attentivement parce que la peur qu'elles induisent est une des principales raisons à l'opposition véhémente rencontrée par beaucoup des projets d'incinérateurs de déchets.

Le mot dioxine englobe une famille de 75 composés chlorés organiques, à laquelle on peut ajouter 135 composés très voisins, les furanes. Plusieurs d'entre eux sont très toxiques, le plus toxique étant 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin, usuellement abrégé TCDD ; ces composés peuvent aussi être cancérigènes. Des traces de dioxines et de furanes peuvent être produites lors de la combustion des composés chlorés organiques. Ils sont détruits par exposition à la lumière pendant quelques heures, mais enfouis dans le sol il peuvent persister pendant plus de dix ans [Tschirley 1986]. Impliquées dans l'accident de Seveso en 1976 et incriminées pour leurs effets sur la santé sur la base de la défoliation avec l'agent Orange au Vietnam, les dioxines ont acquis une effrayante réputation.

Les dioxines ne sont pas une production intentionnelle mais plutôt un dérivé indésirable qui se forme au cours de certains procédés industriels. L'incinération des plastiques chlorés en est une source importante, ce qui est une des raisons de l'opposition à l'incinération des déchets. Les sources de production des dioxines sont multiples et même la combustion du bois ordinaire en est une. Ce n'est donc pas une surprise que d'avoir mis en évidence les dioxines à l'ère préindustrielle [EPA 1994a, vol. II, p. 3.146].

Pour des raisons de convenance, il a été décidé de désigner les données des dioxines en termes de TEQ = toxicité équivalente à 2,3,7,8-TCDD, et c'est ainsi qu'elles seront désignées dans toute la suite de ce document. Il faut noter que le « Scientific Reassessment of Dioxin » de l'EPA, initié en 1991 a été publié sous la forme de trois volumes préliminaires en août 1994. Cette première édition porte la mention « version provisoire, ne pas mentionner ou citer » mais à ce jour la version finale n'a pas encore été éditée. En France une synthèse sur les dioxines a été publiée par l'Académie des Sciences [1994].

Données et Réglementations

Les émissions dépendent de la composition des déchets et des équipements utilisés pour leur traitement, en particulier pour le traitement des fumées ; en plus, pour une installation donnée, les émissions peuvent varier avec ses conditions de fonctionnement. Le tableau 1 présente les concentrations des polluants dans les fumées, tels que mesurées dans les anciennes installations, et les compare avec les réglementations en vigueur aux États-Unis et en Europe. Les données pour les anciennes installations en Europe sont basées principalement sur des sources du Royaume-Uni et mentionnées par Williams [1994]. Aux États-Unis, la réglementation pour les nouveaux incinérateurs est en place depuis 1991. Dans l'Union Européenne, les réglementations européennes de 1989 ont été incorporées dans la réglementation des pays membres et appliquées aux nouveaux incinérateurs ; un resserrement des valeurs limites telles qu'elles apparaissent dans la dernière colonne du tableau 1 a été proposée en 1994 (et sera intégrée dans la législation des pays membres). Il existe des technologies qui sont déjà conformes aux nouvelles réglementations européennes proposées, comme le montrent les exemples du tableau 2. L'un d'eux est l'incinérateur d'OM de Vienne qui est en fonctionnement dans sa version actuelle depuis 1992 [Wien 1995]. C'est une installation phare des technologies propres, avec un système d'épuration très sophistiqué (double lavage des fumées, Denox catalytique,...) et une architecture extraordinaire (conçu par le peintre et architecte Hundertwasser). Un autre exemple est un système à pyrolyse développé par Siemens et appelé thermolyse. Ce procédé a atteint sa maturité technique dans une installation de 100 000 t/an à Fürth en Allemagne.

Émissions par personne

Pour une première comparaison du risque des incinéra-

teurs, les émissions par personne ont été calculées en se plaçant dans le cas où toutes les OM étaient incinérées dans des usines conformes aux réglementations européennes proposées, et ces résultats sont comparés avec les émissions d'autres sources. Les données de Denison et Ruston [1990] indiquent des quantités d'ordures ménagères produites, variant de 250 à 750 kg/an par personne dans les pays industrialisés pendant les années 80. La production des OM a tendance à croître avec l'amélioration du niveau de vie, mais ceci est compensé par des réductions à la source et par les efforts de recyclage. Dans cet article nous prenons pour la quantité d'OM produite par an par personne, à titre d'exemple, un chiffre arrondi de

$$\text{Production d'OM} = 500 \text{ kg}_{\text{déchets}}/\text{an par personne.}$$

En multipliant ce chiffre par une valeur typique de débit des fumées [ETSU 1996]

$$\text{débit des fumées} = 5150 \text{ Nm}^3/\text{t}_{\text{déchets}} \quad (I)$$

et par les émissions indiquées dans la dernière colonne du tableau 1, on obtient les émissions par personne notées

Tableau 2 : Émissions mesurées, en mg/Nm³, pour l'état de l'art du traitement thermique des OM : l'incinérateur de Vienne [Wien 1995] et le procédé de thermolyse de Siemens [Mortgat 1996]

	Vienne (moyenne annuelle mesurée)	Thermolyse (mesuré pour l'usine pilote)
Particules	0,20	0,05
HCl	< 0,80	< 0,2
HF	0,04	< 0,02
SO ₂	7,90	0,8
CO	45,0	5,0
NO ₂	17,0	< 70
Cr + Pb + Zn	0,06	
As + Ni + Co	< 0,012	
Cd	7x10 ⁻⁴	< 5x10 ⁻⁴
Hg	3x10 ⁻³	< 1x10 ⁻⁴
Autres métaux lourds		< 1,2x10 ⁻³
NH ₃	3,5	
COV	< 1,0	0,28
Dioxines, TEQ	3x10 ⁻⁸	4x10 ⁻⁹

Tableau 1 : Émissions des incinérateurs d'OM

Polluant	Anciennes installations ^[1]	Réglementation américaine ^[2] pour les usines > 225 t/j	Réglementation européenne 1989	Réglementation européenne proposée en 1994
	mg/Nm ³		mg/Nm ³	mg/Nm ³
Particules	16 - 2800	34 mg/Nm ³	30	10
NO ₂	180 - 360	180 ppm (370 mg/Nm ³)	-	200
SO ₂	180 - 670	30 ppm (86 mg/Nm ³)	300	50
HCl	350 - 950	25 ppm (41 mg/Nm ³)	50	10
HF	4 - 9	-	2	1
CO	6 - 640	50 - 150 ppm (63 - 188 mg/Nm ³)	100	50
COV	-	-	-	10 (C organique)
Pb	0,1 - 50	-	-	-
Pb + Cr + Cu + Mn	-	-	5	-
Ni + As	-	-	1	-
Cd	< 0,1 - 3,5	-	-	-
Hg	0,21 - 0,39	-	-	0,05
Cd + Hg	-	-	0,2	-
Cd + Tl	-	-	-	0,05
As + ... + V ^[3]	-	-	-	0,5
C organique	-	-	20	10
Dioxines, TEQ	1 - 40x10 ⁻⁶ ^[4, 5, 6 et 7]	0,5 ng/Nm ³ ^[7]	-	0,1 x10 ⁻⁶

1. Anciennes installations, la plupart au Royaume Uni, telles que citées dans le tableau 1 de Williams [1994].
 2. Normes de « New Source Performance Standard », telles que citée dans Stevenson [1994].
 3. As + Co + Cr + Cu + Mn + Ni + Pb + Sn + Sb + V.
 4. Données pour le Royaume Uni converties du tableau 1 de Williams [1994].
 5. EPA [1994a vol. I, p.23] indique un TEQ de dioxine moyen pour les incinérateurs d'OM aux USA de 0,0000001 g/kg_{déchets}, converti en 20x10⁻⁶ mg/Nm³ en supposant 5150 Nm³/t_{déchets}.
 6. Pour les incinérateurs de déchets industriels construits avant 1980, le tableau 4 de Jones et al [1993] indique 1-7x10⁻⁶ mg/Nm³ TEQ
 7. Converti, en utilisant la formule dioxine TEQ = total dioxine/60 selon EPA [1994a, vol. II, p.3.104]
 Données mesurées pour les anciens incinérateurs et limites réglementaires pour les nouveaux incinérateurs.
 Les tirets indiquent qu'il n'y a pas d'information ou de réglementation pour le polluant ou le groupe de polluants concerné.

dans la dernière colonne du tableau 3. Pour calculer les émissions en g/t_{déchets}, il suffit de multiplier la dernière colonne du tableau 3 par 2.

La comparaison avec les autres sources est moins directe parce que la plupart des données sont incomplètes et/ou incertaines. Pour la quantité des émissions de métaux lourds, d'origine naturelle et anthropogène, les données que nous avons trouvées ont été publiées par l'OCDE [1995b] et par WRI [1994] ; les derniers chiffres sont beaucoup plus élevés. Le document OCDE [1995b] présente aussi la liste des émissions de métaux en 1982 pour plusieurs pays européens mais rien pour les USA. Par contre, pour les dioxines, les estimations des émissions totales ne concernent que les USA. Des données sur les polluants classiques en 1990 peuvent être trouvées dans le document OCDE [1995a]. Pour dresser le tableau 3, deux pays industrialisés ont été choisis, la France et les USA. Les émissions ont été converties en gramme/personne en prenant les valeurs de population suivantes :

Monde	5 460 millions,
France	57 millions,
USA	255 millions.

Les niveaux de Pb de 1982 étaient beaucoup plus élevés en Europe qu'aux USA parce que la réglementation sur l'utilisation des carburants sans plomb pour les

nouveaux véhicules n'a été introduite qu'au début des années 90. Pour les polluants atmosphériques classiques, les émissions par personne en France sont significativement moins élevées qu'aux USA en raison du nucléaire. Des quantités non négligeables de polluants sont aussi émises par des sources naturelles telles que les volcans (particules et SO₂) et les éclairs (NO₂) ; il y a aussi le H₂S émis par des sources biologiques et rapidement converti en SO₂ [Manahan 1994]. Une première conclusion très affirmative découlant du tableau 3 est que même si la totalité des OM était incinérée (en appliquant les réglementations européennes proposées) les émissions seraient faibles comparées aux émissions par personne actuelles dans les pays industrialisés. Une seconde conclusion est que les émissions ne seraient pas trop importantes comparées aux émissions mondiales naturelles (et pour la plupart des polluants, elles seraient inférieures), bien que cette conclusion soit moins affirmative compte tenu des incertitudes de ces dernières. Ces conclusions s'appliquent aussi aux dioxines. L'émission par personne serait de deux ordres de grandeur plus faible que les émissions actuelles aux USA. Tandis qu'aucune estimation n'est disponible pour les émissions naturelles de dioxine, on peut comparer les émissions provenant de la combustion de bois (feu de forêt, cheminées...) par tonne

de bois avec les émissions par tonne d'OM : les émissions de dioxine sont environ 1,0x10⁻⁶ g/t par tonne de bois [EPA 1994a], tandis que l'incinération selon les normes EC [1994] n'émet que 0,5x10⁻⁶ g/t par tonne d'OM.

Même si une comparaison des émissions ne prend pas en compte la dispersion atmosphérique et la distribution des récepteurs, elle suggère que l'incinération des OM - si elle est réalisée en conformité avec la nouvelle réglementation [EC 1994] - ne contribue que faiblement à la pollution atmosphérique comparée aux autres sources.

Pour souligner ce point, on compare dans la figure 1 les émissions par personne des incinérateurs d'OM aux émissions par personne des véhicules particuliers. Trois types de véhicules sont indiqués, représentatifs du parc actuel en France [Joumard et al 1995]. La distance annuelle parcourue est 5 850 km/véhicule par personne par an, basée sur les données OCDE [1997] (multipliées par un facteur de 0,75 selon la fraction qui correspond aux véhicules particuliers). Pour les OM, c'est la réglementation actuellement en vigueur qui est indiquée [EC 1989] et la nouvelle réglementation proposée [EC 1994] ; ce tableau indique aussi la nouvelle réglementation proposée s'il y a récupération de chaleur selon les conditions du tableau 4, (moyenne du gaz naturel et du fioul), tel qu'expliqué dans la section « Valorisation éner-

gétique ». On note aussi que cette comparaison des émissions ne prend pas en compte le fait que les particules émises par les véhicules ont un taux de dommage par tonne plus élevé, car elles sont plus petites (et plus toxiques) et émises au niveau du sol plutôt que par des cheminées élevées.

Tableau 3 : Comparaison des émissions par personne avec des incinérateurs d'OM (dernière colonne du tableau 1) en prenant comme hypothèses : émissions égales aux limites de la réglementation EC [1994], 5 150 Nm³/tdéchets et 0,5 tdéchets/an par personne.

Polluant	Monde, naturel	Monde, anthropogène	USA, anthropogène	France, anthropogène	OM incin. si réglem. EC [1994]
	g/personne	g/personne	g/personne	g/personne	g/personne ^[5]
Particules	-	-	27,8x10 ³ ^[3]	4,0x10 ³ ^[2]	26
NO ₂	-	-	82,6x10 ³ ^[3]	26,5x10 ³ ^[3]	515
SO ₂	-	-	76,5x10 ³ ^[3]	21,3x10 ³ ^[3]	129
HCl	-	-	-	-	26
HF	-	-	-	-	3
CO	-	-	329x10 ³ ^[3]	170x10 ³ ^[3]	129
As	1,4 ^[1]	3,4 ^[1]	-	0,00 ^[1]	≈0,04 (<1,29) ^[5]
Cd	0,2 ^[1]	1,4 ^[1]	-	0,70 ^[1]	≈0,10 (<0,13) ^[5]
Cr	10,6 ^[2]	17,2 ^[2]	-	2,26 ^[2]	≈0,08 (<1,29) ^[5]
Hg	1,1 ^[1]	0,7 ^[1]	-	0,19 ^[1]	0,13
Ni	5,1 ^[2]	18,0 ^[2]	-	6,10 ^[2]	≈0,44 (<1,29) ^[5]
Pb	3,5 ^[1]	60,8 ^[1]	-	108,0 ^[1]	≈0,28 (<1,29) ^[5]
Cd + Tl	> 0,2	> 1,4	-	0,70	0,13
As + ... + V ^[6]	> 20,7	> 99,4	-	116,38	1,29
Dioxines, TEQ	-	-	3,65E-05 ^[4]	-	2,58E-07

1. OCDE [1995b], données pour 1982.

2. WRI [1994].

3. OCDE [1995a], données pour 1990.

4. EPA [1994b] vol. III, p.9.11.

5. Répartition typique des émissions de métaux telles qu'estimées par ETSU [1996] : Cd = 81 % de Cd + Tl ; As = 3 %, Cr = 6 %, Ni = 34 % et Pb = 22 % de As + ... + V.

6. As + Co + Cr + Cu + Mn + Ni + Pb + Sn + Sb + V.

Les tirets indiquent qu'aucune information n'a été trouvée

Valorisation énergétique

Grâce à la récupération d'énergie, les émissions nettes attribuables à l'incinération des OM peuvent être bien plus faibles que celles indiquées précédemment. Les émissions nettes dépendent de la source d'énergie qui est remplacée. De toute évidence, plus la source remplacée est polluante, plus les émissions nettes sont faibles. Même si les OM ne sont pas un combustible propre, leur incinération avec des technologies propres peut produire moins d'émissions que des combustibles plus propres employés avec des vieilles technologies. Ceci est illustré dans les exemples du tableau 4, qui présente les émissions nettes pour trois conditions types :

- aucune récupération d'énergie (2^{ème} colonne) ;
- la chaleur de l'incinérateur remplace une chaudière à gaz (5^{ème} colonne) ;
- la chaleur de l'incinérateur remplace

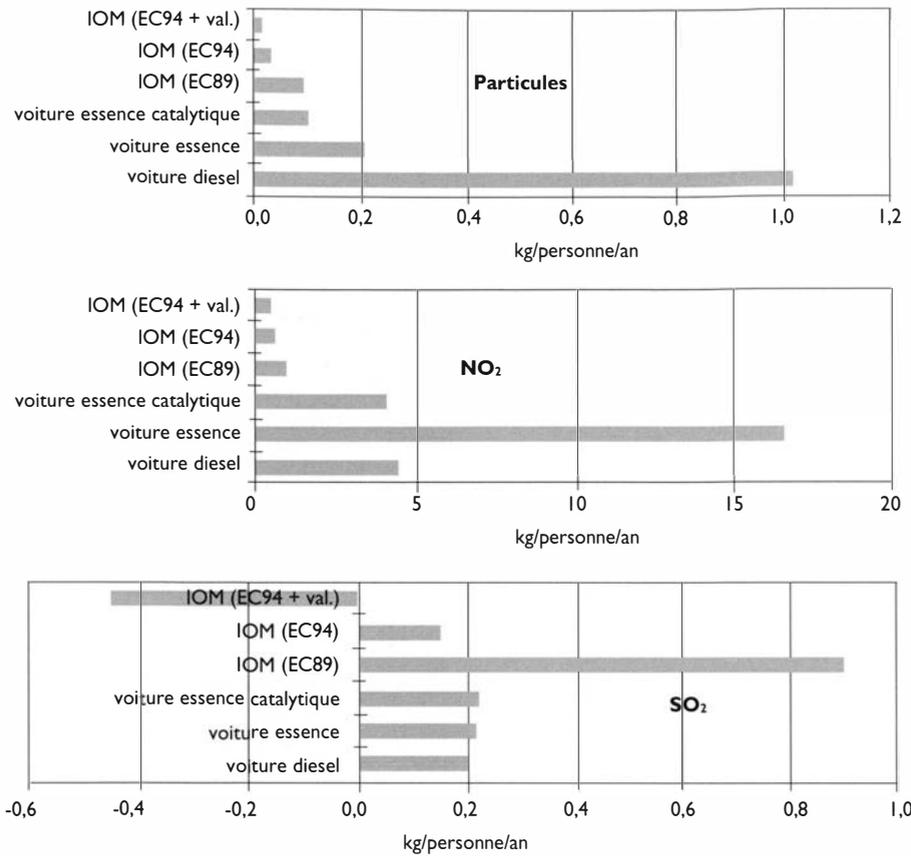


Figure 1 : Émissions des incinérateurs d'OM comparées aux véhicules privés, en supposant 0,5 t d'OM par personne par an. Véhicules représentatifs du parc français, 5 850 véhicule km/an par personne. val. = valorisation énergétique

une chaudière au fioul (8^{ème} colonne).
 Pour la récupération d'énergie, nous supposons une valeur typique de 2000 kWh/t_{déchets} pour les incinérateurs couplés à un système de chauffage urbain, basé sur les données des incinérateurs d'OM à Paris et à Vienne. Les données pour les émissions ainsi évitées sont extraites de Tabet [1994]. Les émissions de SO₂ sont proportionnelles au taux de soufre du fioul puisque les chaudières et les fours pour le chauffage de locaux n'ont pas de désulfuration des fumées. Nous supposons que le fioul a un taux de soufre de 1 %. Pour expliquer les calculs du tableau 4, prenons les particules dont l'émission est de 52 g/t de déchets. Si la chaleur récupérée remplace une chaudière au fioul qui émet 0,11 g par kWh d'énergie thermique (désignée par kWh_t), l'émission évitée par tonne de déchets est de

$$0,11 \text{ g/kWh}_t \times 2000 \text{ kWh}_t/\text{t}_{\text{déchets}} = 211 \text{ g/t}_{\text{déchets}}$$

L'émission nette est donc

$$52 - 211 = -160 \text{ g/t}_{\text{déchets}}$$

DISPERSION ET PICS DE CONCENTRATION

Effet de la hauteur de la cheminée

Des pics de concentration se produisent à une courte distance (quelques km) de la source d'émission. Pour modéliser la dispersion sur une petite échelle, jusqu'à quelques dizaines de km de la source, la plume gaussienne est considérée comme adéquate, et nous avons utilisé le modèle ISC [Wackter and Foster 1987], un modèle de plume gaussienne approuvé par l'EPA américain (Environmental Protection Agency). Sur d'aussi courtes distances les taux de disparition des polluants considérés sont négligeables ; donc le même calcul donne le pic de concentration pour tous les polluants.

La figure 2 montre la variation du pic de concentration C_{max} (moyenne annuelle), calculée par ISC en zone urbaine avec les données météorologiques de Paris. C_{max} décroît fortement quand la hauteur de la cheminée est augmentée. Par contraste avec la valeur de C_{max} son emplacement varie peu avec la hauteur de la cheminée ; ceci provient d'interactions complexes entre la hauteur de la cheminée, les classes de stabilité et la hauteur de la couche de mélange [Seinfeld 1986, Zannetti 1990].

Comparaison avec des concentrations ambiantes typiques

Une comparaison intéressante émerge quand on combine les

Tableau 4 : Émissions nettes de polluants par un incinérateur d'ordures ménagères, selon la nouvelle réglementation EC [1994] (= circulaire Lepage du 24.2.1997), en supposant une récupération de chaleur utile de 2000 kWh/t_{déchets}. Émissions évitées selon Tabet [1994]

Incinérateur	Émissions ^[1]	Si l'incinérateur remplace une chaudière à gaz		Si l'incinérateur remplace une chaudière à fioul (1 % S)			
		Émissions évitées	nettes	Émissions évitées	nettes		
	g/t _{déchets}	g/kWh _t	g/t _{déchets}	g/kWh _t	g/t _{déchets}		
PS ₁₀	52	0,00	0	52	0,11	211	-160
NO ₂	1030	0,24	485	545	0,70	1393	-363
SO ₂	258	0,00	0	258	2,12	4235	-3978
CO ₂	862000	219	438000	423000	324	647000	215000

1. Débit des fumées de 5150 Nm³/t_{déchets} [ETSU 1996]

éléments de la figure 2 avec les données d'émissions rassemblées dans le tableau 3. Considérons un incinérateur d'OM avec un débit annuel de 250 000 t ce qui est adéquat pour une ville d'un demi-million d'habitants. Si cet incinérateur a une cheminée de 100 m de haut et les émissions sont égales aux limites de la réglementation EC [1994] (dernière colonne du tableau 3), on trouve directement les valeurs de la concentration incrémentale maximale c_{max} indiquées dans le tableau 5. Les réglementations européennes pour plusieurs métaux étant totalisées en groupes, nous avons estimées les émissions pour chaque métal selon la répartition donnée dans ETSU [1996].

Des concentrations typiques, mesurées dans des environnements urbains et ruraux, sont indiquées pour être comparées avec c_{max} . La colonne 7, Urbain/ c_{max} , montre que l'incrément le plus élevé dû à cet incinérateur est faible comparé aux concentrations préexistantes dans les environnements urbains ou industriels. Ceci est le cas même pour le mercure qui a le ratio le plus bas : Urbain/ c_{max} = 4. Dans les cas où une plage est indiquée sous l'étiquette « Urbain » c'est la moyenne géométrique qui a été consi-

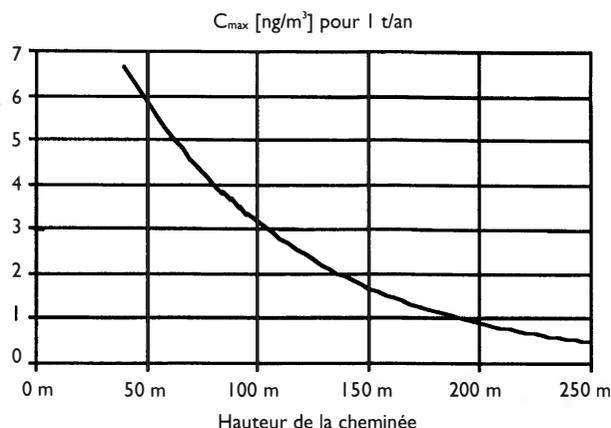


Figure 2 : Concentration incrémentale maximum c_{max} due à l'incinérateur, en ng/m^3 pour un taux d'émission d'I t/an, en fonction de la hauteur de la cheminée, calculée avec ISC [Wackter et Foster 1987] en zone urbaine

Tableau 5 : Production annuelle de polluants et concentration incrémentale maximale c_{max} due à l'incinérateur d'OM conforme aux réglementations de l'UE, avec une consommation de 250000 t_{déchets}/an et une cheminée de 100 m de haut.

Polluant ⁽¹⁾	Due à l'incinérateur d'OM		Concentrations ambiantes typiques				Directives de santé		
	t/an	c_{max} ng/m ³	Eloigné ng/m ³	Urbain ng/m ³	Industriel ng/m ³	Urbain/ c_{max}	EPA ⁽³⁾ ng/m ³	OMS ⁽⁴⁾ ng/m ³	OMS/ c_{max}
As ⁽²⁾	0,02	0,05	0-2	5-50	8-200	295	-	-	-
Cd ⁽²⁾	0,05	0,16	0,1-1	1-50	1-100	45	-	-	-
Cr ⁽²⁾	0,04	0,13	0-3	4-70	5-200	134	-	-	-
Hg ⁽²⁾	0,06	0,19	0,001-6	0,1-5	0,5-20	4	-	300	1580
Ni ⁽²⁾	0,22	0,65	0,1-0,7	3-100	8-20	27	-	-	-
Pb ⁽²⁾	0,14	0,42	0,2-60	80-4000	50-450	1331	1,5x10 ³	1x10 ³	2350
Cd + Tl	0,06	0,19	-	-	-	-	-	-	-
As +..+V	0,64	1,93	-	> 126-5625	-	> 436	-	-	-
Dioxines	1,29x10 ⁷	3,86x10 ⁷	-	1,0x10 ⁴	-	260	-	4,4x10 ⁴	1300
PS	12,9	39	21x10 ³	34x10 ³	58x10 ³	871	5x10 ⁴	5x10 ⁴	1280
NO ₂	257,5	773	7x10 ³	46x10 ³	86x10 ³	59	1,0x10 ⁵	1,5x10 ⁵	190
SO ₂	64,4	193	4x10 ³	25x10 ³	52x10 ³	129	8x10 ⁴	5x10 ⁴	260
CO	64,4	193	-	1-5x10 ⁶	-	11,5x10 ³	1,0x10 ⁷	1,0x10 ⁷	51800
HCl	12,9	39	-	-	-	-	-	-	-
HF	1,3	4	-	-	-	-	-	-	-

Les colonnes 4 - 6 indiquent des concentrations ambiantes typiques, et la colonne 7 indique le ratio de c_{max} et la moyenne géométrique des valeurs urbaines. Les deux dernières colonnes présentent les directives de l'OMS et leur ratio avec c_{max} .

Notes :

- As +..+V = As + Co + Cr + Cu + Mn + Ni + Pb + Sn + Sb + V ; Dioxines en TEQ.
- Répartition typique des émissions de métaux telles qu'estimées par ETSU [1996], voir tableau 3.
- Directives de l'EPA [1991] pour les concentrations maximales permises (moyenne annuelle, sauf pour le plomb [trimestrielle] et pour le CO [8 h]).
- Directives de l'OMS [1987] pour les concentrations maximales permises ; limite de l'OMS pour les dioxines = 10 pg/kg·jour TEQ, converti en 10 pg/kg·dayx (2,2/119) x 0,42m³/(kgcorps·jour) = 4,4x10⁴ ng/m³

Les tirets indiquent que les données n'ont pas été trouvées

Sources pour les données de concentration :

- pour les données PS, NO₂, SO₂ aux USA 1985 (idem Chapter 2, OECD [1995a] ;
- pour les données de CO en France 1993 [Ademe 1995] ;
- pour les métaux lourds : *Heavy metals : identification of air quality and environmental problems in the European Community*, report EUR 10678 EN/I, Brussels-Luxemburg, cité dans T.5 de l'OECD [1995b] ; inclus seulement As + Co + Cr + Cu + Mn + Ni + Pb + Sb + V (pas de Sn) ;
- La concentration TEQ en dioxine typique est de 9,95x10³ ng/m³ en Amérique du Nord et 1,08x10⁴ ng/m³ en Europe [EPA 1994a, vol.2, Table 4.11].

dérée parce que les distributions des concentrations ambiantes de polluants sont presque lognormales [Ott 1995]. Enfin, c_{max} est comparé avec les directives pour la santé publique ; le ratio de la dernière colonne du tableau 3 peut être considéré comme un « facteur de sécurité ». La comparaison de c_{max} avec les directives de l'EPA et de l'OMS n'ont rien de commun avec le calcul des impacts utilisant les fonctions E-R, dans les sections suivantes. Si les directives de l'EPA et de l'OMS correspondent à un seuil en dessous duquel il n'y a pas d'impact, alors aucun des polluants couverts par la directive n'a d'impact, sauf si les concentrations préexistantes sont déjà proches ou au-delà des directives : la dernière colonne du tableau 5 (et des ratios analogues pour l'EPA) indique que les facteurs de sécurité sont larges, allant de 190 jusqu'à 51800.

Le calcul des impacts, au contraire, assume qu'aux concentrations ambiantes usuelles, les impacts incrémentaux sont linéaires, ce qui est en contradiction avec l'interprétation des directives en tant que valeur de « risque nul ». En prévision des incertitudes entourant les fonctions E-R, le tableau 5 et les calculs réalisés dans les sections suivantes offrent des perspectives complémentaires.

DISPERSION ET CALCUL DU DOMMAGE

Les modèles utilisés

Si la fonction exposition-réponse est linéaire, les impacts des polluants de l'air sont non négligeables sur une distance de l'ordre de 1000 km de la source. Dans la région locale, jusqu'à environ 50 km de la source, nous modélisons la dispersion des polluants de l'air avec le logiciel ISC, modèle de plume gaussienne agréé par la US EPA [Wackter and Foster 1987].

Au-delà de la région locale nous utilisons le Harwell Trajectory Model, un des modèles agréés par la CE pour la modélisation de la dispersion à longue distance. Ce modèle contient des modules de chimie pour analyser la formation de nitrates et de sulfates, polluants secondaires dus aux émissions de NO_x et de SO_2 .

Le Harwell Trajectory Model est intégré dans le logiciel Ecosense qui sert de base pour les calculs du Programme ExternE [Krewitt et al 1995]. Afin d'avoir une vérification indépendante nous avons comparé les résultats avec des données qui ont été calculées à l'aide du modèle atmosphérique Emep [Sandnes 1993], couplé avec le logiciel Pathways [Curtiss and Rabl 1996b] pour le calcul des impacts. Les dommages calculés avec ces deux approches sont les mêmes à environ 20 % près.

Parmi les polluants majeurs l'ozone est certainement le plus difficile à analyser, car sa création implique des processus extrêmement complexes. Pour l'ozone nous avons effectué seulement une estimation simplifiée des valeurs moyennes, sans distinction de l'emplacement de la source des précurseurs, basée sur les résultats du modèle Emep [Simpson

1993], modèle agréé au niveau européen. Ce modèle a une résolution géographique de 150 km et ne fournit que des résultats régionaux.

Variation des impacts en fonction de la localisation de la source de pollution

Puisque les résultats sont calculés pour des sites spécifiques, il est important de savoir dans quelle mesure ils peuvent être considérés comme « représentatifs ». Par des calculs détaillées nous avons examiné la variation du dommage en fonction de la localisation et des caractéristiques de la source (hauteur de la cheminée, température et vitesse des fumées). Pour les polluants primaires (effets directs des particules, SO_2 , NO_x , métaux lourds) la variation en fonction de la localisation est très importante : l'impact peut être environ dix fois plus important pour une source située à Paris que pour une source en zone rurale. Par contre, pour les polluants secondaires (effets des SO_2 par les sulfates, effets des NO_x par les nitrates, effets des NO_x et des COV par l'ozone) la variation avec la localisation et des caractéristiques de la source est faible.

Un exemple pour un polluant primaire est rapporté dans la figure 3, en prenant la fonction E-R (linéarisée) du rapport Erpurs [1994] pour la mortalité aiguë due au SO_2 , avec un taux d'émission de 1000 t/an de SO_2 . Ce graphique montre l'impact total (nombre de morts prématurées, échelle droite), calculé avec le logiciel Ecosense, intégrant le modèle ISC pour la dispersion locale. Les points, connectés des lignes, montrent le dommage D pour cinq sites en fonction

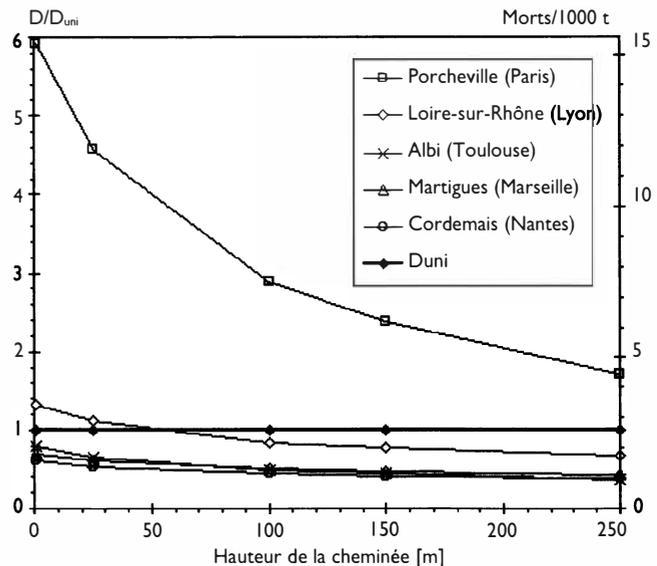


Figure 3 : La variation du dommage D [cas/an] pour un polluant primaire avec fonction E-R linéaire en fonction de la localisation de la source et la hauteur de la cheminée.

Échelle gauche en unités de D_{uni} = dommage calculé par le modèle du monde uniforme, équation V
Échelle droite = mortalité aiguë due à une émission de 1000 t/an de SO_2 [ERPURS 1994]

de la hauteur de la source. La ville la plus proche, environ 25 - 50 km de la source, est indiquée entre parenthèses. Évidemment, l'impact est plus important si la densité de population près de la source est importante ; l'impact augmente également si la hauteur de la cheminée est diminuée. L'impact pour Martigues est faible malgré la proximité de Marseille, parce que le vent dominant emporte les fumées vers la Méditerranée plutôt que vers la ville.

Afin d'obtenir des résultats représentatifs, un petit calcul analytique est utile [Curtiss and Rabl 1996a]. Écrivons le dommage comme étant une intégrale sur la surface de sol en introduisant $\rho(\mathbf{x})$, la densité des récepteurs au point $\mathbf{x} = (x, y)$, tout en supposant une fonction E-R linéaire,

$$D = f_{E-R} \int \rho(\mathbf{x}) c(\mathbf{x}, Q) dx dy \quad (II)$$

où

$c = c(\mathbf{x}, Q)$ est l'augmentation de concentration au point \mathbf{x} , dû à l'émission Q , et

f_{E-R} est la pente de fonction E-R (exposition-réponse), c'est-à-dire l'augmentation du nombre de cas dus à $c(\mathbf{x}, Q)$.

La concentration $c(\mathbf{x}, Q)$ est proportionnelle à la quantité Q émise par la source. Il est intéressant de lier la concentration $c(\mathbf{x}, Q)$ au flux $F(\mathbf{x})$ de disparition du polluant, c'est-à-dire la masse du polluant qui disparaît de l'atmosphère par seconde par m^2 de surface de la terre. Il y a essentiellement trois mécanismes par lesquels un polluant atmosphérique peut disparaître de l'atmosphère [Seinfeld 1986] :

- 1) déposition sèche (sur le sol, l'eau ou la végétation),
- 2) déposition humide (absorption par des gouttelettes et enlèvement par précipitation),
- 3) décomposition ou transformation (par exemple transformation de SO_2 en sulfates).

On peut définir, à chaque point \mathbf{x} une vitesse de disparition $k(\mathbf{x})$ (en unités de m/s) comme le rapport du flux $F(\mathbf{x}, Q)$ et de la concentration $c(\mathbf{x}, Q)$

$$k(\mathbf{x}) = \frac{F(\mathbf{x}, Q)}{c(\mathbf{x}, Q)} \quad (III)$$

Si l'on réécrit l'équation du dommage D en termes de cette vitesse de disparition

$$D = f_{E-R} \int \rho(\mathbf{x}) \frac{F(\mathbf{x}, Q)}{k(\mathbf{x})} dx dy \quad (IV)$$

on peut évaluer l'intégrale si l'on suppose que les quantités suivantes ne varient pas :

densité des récepteurs : $\rho(\mathbf{x}) = \rho_{uni}$

vitesse de disparition $k(\mathbf{x}) = k_{uni}$

car l'intégrale du flux $F(\mathbf{x}, Q)$ est simplement la quantité Q du polluant émis, par la loi de la conservation de la masse. Dans ce cas on obtient donc une formule très simple pour le dommage D :

$$D = D_{uni} = \frac{f_{E-R} \rho_{uni} Q}{k_{uni}} \quad (V)$$

Afin de tester la pertinence de cette formule nous l'avons

comparée avec les calculs détaillées de la figure 3. D_{uni} est calculé en prenant la densité moyenne de la population en France. Avec

ρ_{uni} = densité des récepteurs = 0,000105 habitants/ m^2 (moyenne de la France),

$Q = 1000$ t/an = 31,7 g/s,

f_{E-R} = pente de la fonction E-R = 0,00000683 morts/an par habitant par $\mu g/m^3$,

k_{uni} = moyenne de la vitesse de disparition = 0,0087 m/s.

On trouve alors :

$$D_{uni} = f_{E-R} \rho_{uni} Q/k_{uni} = 2,6 \text{ morts/an} \quad (VI)$$

L'échelle gauche de la figure 3 montre D en unités de D_{uni} , l'échelle droite montre le nombre annuel de morts prématurées. D_{uni} est indiqué par la ligne épaisse horizontale. Avec une hauteur de 100 m, l'impact est 3,0 fois plus grand que D_{uni} pour le site de Porcheville en banlieue de Paris et 0,5 fois D_{uni} pour le site de Cordemais, site semi-rural au bord de l'Océan Atlantique.

Ainsi l'équation V peut être utile en première estimation, à un ordre de grandeur près. Les détails de la dispersion atmosphérique importent relativement peu, sauf si la source se trouve près d'une forte concentration locale de récepteurs. Il est intuitivement plausible que le dommage soit proportionnel à la pente f_{E-R} de la fonction E-R, à la densité ρ de récepteurs et au taux d'émission Q . De plus, il est inversement proportionnel à la vitesse de disparition k . S'il n'y avait aucun mécanisme de disparition, la concentration de polluant augmenterait sans limite et le dommage serait infini.

Polluants Secondaires

Le modèle du monde uniforme peut aussi être utilisé pour les polluants secondaires tels que les aérosols de sulfates et de nitrates. Il y a alors un facteur additionnel : le taux k_{1-2} auquel le polluant primaire se transforme en polluant secondaire. Ce taux est défini de manière analogue à la vitesse de disparition k_1 en unités de m/s. Pour le modèle du monde uniforme nous obtenons alors

$$D_{2uni} = \frac{f_{ER2} \rho_{uni} k_{1-2uni}}{k_{2uni} k_{1uni}} Q_1 \quad (VII)$$

où

Q_1 = taux d'émission du polluant primaire,

f_{ER2} = pente de la fonction E-R du polluant secondaire,

k_{2uni} = vitesse de disparition du polluant secondaire, et

k_{1-2uni} = moyenne de la vitesse de transformation, définie comme

$$k_{1-2}(\mathbf{x}) = F_{1-2}(\mathbf{x})/c_1(\mathbf{x}) \quad (VIII)$$

Ceci peut être écrit sous la même forme que l'équation V :

$$D_{2uni} = \frac{f_{ER2} \rho_{uni}}{k_{2uni, eff}} Q_1 \quad (IX)$$

si l'on définit une « vitesse de disparition effective »

$$k_{2uni, eff} = \frac{k_{2uni} k_{1uni}}{k_{1-2uni}} \quad (X)$$

La variation du dommage en fonction de la localisation et des caractéristiques de la source est beaucoup moins pronon-

cée pour les polluants secondaires que pour les polluants primaires. La variation provient de variations corrélées de la densité des récepteurs et de la concentration dans l'intégrale de l'équation II. Les polluants secondaires étant créés loin de la source et de manière graduelle, la variation de leur concentration est beaucoup plus graduelle que la variation des polluants primaires près de la source. Pour les aérosols de nitrates et de sulfates la variation du dommage avec la localisation est faible, et en première approximation à 30 % près on peut prendre une seule valeur pour tous les emplacements en France. La variation du dommage avec la hauteur de la cheminée est négligeable.

Le tableau 5 donne des valeurs de k_{uni} que nous utiliserons pour plusieurs polluants, estimées à partir des résultats du logiciel Ecosense. Pour le CO nous supposons 0,001 m/s sur la base de Manahan [1994] qui estime que la durée de vie du CO dans l'atmosphère est de 36 à 100 jours, environ dix fois plus longue que pour les PS_{10} et le SO_2 .

LES IMPACTS SUR LA SANTÉ

Les polluants et leurs effets

Le tableau 6 montre les principaux polluants de l'air et leurs effets sur la santé. La deuxième colonne indique si un effet est dû directement au polluant primaire (c'est-à-dire émis par la source) ou au polluant secondaire formé par transformation chimique dans l'atmosphère.

Il est difficile d'être précis et complet avec un tel tableau ; en fait, les connaissances épidémiologiques sont en évolution rapide et les incertitudes demeurent importantes. Par exemple, la catégorie des particules est un fourre-tout, et on ne sait pas très bien quels aspects des particules sont en cause (composition chimique, acidité, solubilité, masse, nombre,...). Selon le type de mesure utilisé, on parle de fumées noires (FN) ou de particules en suspension (PS) ; pour les PS on ajoute un indice qui indique le diamètre maximal, en μm , des particules qui sont pris en compte. Par exemple les stations en France ont mesuré soit les FN soit les PS_{13} . Dans les autres pays on mesure les PS_{10} (PM_{10} « particulate matter » en anglais) ou plus récemment les $PS_{2,5}$.

Une fraction importante des particules (variable selon les conditions locales, mais typiquement dans une fourchette d'environ un tiers à deux tiers) est composée d'aérosols de nitrates et de sulfates, polluants secondaires formés par réaction chimique des NO_x et SO_x dans l'atmosphère. Les connaissances sur la nocivité de ces aérosols sont très limitées, surtout en ce qui concerne les nitrates. Si l'on accepte, comme le fait le Programme ExternE [EC 1995, 1997], l'hypothèse que c'est la masse des particules qui importe, on trouve que les impacts des aérosols sont beaucoup plus importants que les impacts directs de leurs précurseurs NO_x et SO_x . Si par contre les nitrates

Tableau 5 : Valeurs de k_{uni} pour plusieurs polluants, utilisées dans cet article

a) Polluant primaires, D_{uni} de l'équation V	
Polluant	k_{uni} [m/s]
PS_{10} , métaux lourds, dioxines	0,01
SO_2	0,01
CO	0,001
b) Polluant secondaires, D_{2uni} de l'équation IX valeurs pour la France	
Polluant	$k_{2uni, eff}$ [m/s]
NO_2 -> nitrates	0,008
SO_2 -> sulfates	0,019

et/ou les sulfates n'ont pas d'effets significatifs, les fonctions E-R des particules peuvent être assez différentes, dans différentes villes, si le pourcentage des nitrates ou des sulfates est différent.

Effets aigus et chroniques

La fonction exposition-réponse (E-R) exprime la relation entre concentration ambiante et quantité d'impacts. La plu-

Tableau 6 : Les polluants de l'air et leurs effets sur la santé. Plusieurs des polluants primaires créent des polluants secondaires par transformation chimique dans l'atmosphère

Polluant primaire	Polluant secondaire	Impacts
Particules (FN, PS_{13})		mortalité morbidité respiratoire et cardio-vasculaire (hospitalisations, visites chez le médecin arrêts de travail, activité restreinte), cancers
SO_2		mortalité morbidité respiratoire et cardio-vasculaire (hospitalisations, visites chez le médecin arrêts de travail, activité restreinte)
SO_2	sulfates	est-ce que leurs impacts sont comme ceux des autres particules ? rôle de l'acidité ?
NO_x		morbidité respiratoire, irritation de l'oeil
NO_x	nitrates	est-ce que leurs impacts sont comme ceux des autres particules ? rôle de l'acidité ?
NO_x + COV	ozone	mortalité morbidité respiratoire, irritation de l'oeil
COV (compos.organo.volatiles)		pour la plupart peu d'effets directs à des concentrations ambiantes typiques (exceptés les HAP)
HAP (hydrocarb.arom.polycycl.)		cancers
CO		mortalité morbidité cardio-vasculaire
Dioxines		cancers
As, Cd, Cr, Ni		cancers autre morbidité
Hg, Pb		morbidité (neurotoxique)

Tableau 7 : Études prospectives pour la mortalité chronique

	Échantillon	Durée	Résultat
Abbey et al 1991	6000 secte de non-fumeurs, Californie	10 ans	pas de mortalité chronique (sauf cancers des femmes)
Dockery et al 1993	8000 6 villes USA	14 - 16 ans	mortalité chronique et cancers des poumons
Pope et al 1995	550 000 151 villes USA	7 ans	mortalité chronique et cancers des poumons

part des fonctions E-R, par exemple celles de l'étude ERPURS [1994], ont été déterminées par 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 sa mise en œuvre ni trop difficile ou ni trop coûteuse. Pourtant, elle ne permet de déterminer que les fonctions E-R dites aiguës, correspondant aux effets aiguës. La totalité des impacts de la pollution est probablement beaucoup plus importante à cause des effets chroniques.

La terminologie des fonctions E-R aiguës et chroniques est également utilisée pour la mortalité, bien que ces attributs puissent paraître étranges. Jusqu'à présent, les seules études sur la mortalité chronique 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 la plus large, de loin : une cohorte de 550 000 individus a été suivie pendant environ 7 ans (voir le tableau 7). Abbey et al ont trouvé une augmentation de la morbidité chronique mais non pas de la mortalité chronique (sauf cancers des femmes). La détermination des fonctions E-R chroniques est extrêmement difficile, nécessitant des procédures lourdes afin d'éliminer les facteurs de confusion tels que le tabagisme. Les incertitudes sont considérables.

L'évaluation de la mortalité

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 prématurés N_{morts} (déterminé par la fonction E-R) par la valeur de la vie humaine V_{vie} selon

$$\text{choix « } N_{morts} \text{ » : } \text{coût}_{N_{morts}} = N_{morts} \times V_{vie} \quad (XI)$$

Cette approche a été critiquée parce qu'il semble 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 assez courte de l'espérance de vie [par exemple Viscusi et al 1997]. Il y a donc choix de l'évaluation économique : au lieu du choix « N_{morts} » ne faudrait-il plutôt baser l'évaluation sur la réduction ΔT de l'espérance de vie (YOLL : years of life lost)

$$\text{choix « } \Delta T \text{ » : } \text{coût}_{\Delta T} = N_{morts} \times \Delta T \times v_{an} \quad (XII)$$

v_{an} étant la valeur d'une année de la vie ?

Dans l'esprit de rationalité nous faisons le choix « ΔT »

pour l'article présent. En conséquence les coûts de la mortalité aiguë se trouvent considérablement réduits par rapport à certaines évaluations publiées dans le passé. Toutefois la mortalité chronique due à la pollution particulière [Pope et al 1995] génère des coûts très importants, même avec une évaluation coût $_{\Delta T}$.

Par l'application de l'approche coût $_{\Delta T}$, on se heurte à une difficulté : les fonctions E-R de mortalité aiguë ne fournissent pas d'information sur la réduction ΔT 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 ΔT [Rabl 1997]. Étant ni dieu (omniscient) ni diable (prêt à faire des expériences illimitées sur l'espèce humaine), on n'a pas de données de ΔT , seulement quelques vagues intuitions que ΔT pourrait être de l'ordre de quelques semaines à un ou deux ans. Le Programme ExternE, par exemple suppose que la perte moyenne est de 9 mois, soit 0,75 ans, pour la mortalité aiguë [EC 1997].

Par contre, les fonctions E-R de mortalité chronique sont déterminées par l'observation d'une cohorte sur une longue durée (voir le tableau 7), 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 E-R de la mortalité aiguë mesurent une variation du nombre de morts par jour,
- les fonctions E-R de la mortalité chronique déterminées par les études de cohortes (voir le tableau 7) mesurent une variation de la probabilité de mourir par tranche d'âge,
- et pour calculer coût $_{\Delta T}$ on a besoin de la réduction de l'espérance de vie.

La relation entre les fonctions E-R de la mortalité chronique, et la réduction de l'espérance de vie ΔT , est obtenue 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 [EC 1997, Rabl 1997] permet d'exprimer la fonction E-R de Pope et al [1995] pour la mortalité chronique en termes d'une augmentation du nombre d'années perdues $\Delta n_{années}$ dans une population exposée à un incrément Δc pendant un an de la façon suivante (voir le tableau 9).

$$\frac{\Delta n_{années}}{\Delta c} = 4,1 \times 10^{-4} \text{ années/} \quad (XIII)$$

(personne-an- $\mu\text{g}/\text{m}^3$) de PS_{10}

Pour une population de N_{pop} individus le coût se calcule ensuite selon

$$\Delta \text{coût}_{\Delta T} = N_{pop} v_{an} \frac{\Delta n_{années}}{\Delta c} \Delta c \quad (XIV)$$

Cancers

Pour les cancers la pratique universelle est de supposer

une fonction dose-réponse linéaire sans seuil. Pour beaucoup des cancérigènes cette hypothèse semble justifiée par des observations ainsi que des modèles théoriques, et par principe de précaution on l'applique à tous les cancers bien que l'impact réel puisse être plus faible.

Pour une fonction dose-réponse linéaire il suffit de spécifier un seul paramètre, la pente. Nous utilisons les fonctions données par les tableaux HEAST de l'EPA [1995] qui sont spécifiées comme « slope factor » (pente), définie comme la probabilité d'attraper un cancer suite à une dose continue pendant 70 ans (plus précisément, dans l'esprit du principe de précaution le slope factor est défini comme la limite supérieure de l'intervalle de confiance 95 %). La dose est spécifiée en µg/jour par poids de corps en kg.

Pour une exposition continue à un polluant de l'air la dose par inhalation I se calcule selon

$$I = c \frac{V_{\text{inhal}}}{M_{\text{corps}}} \quad (\text{XV})$$

où
 c = concentration (µg/m³),
 M_{corps} = masse du corps (kg),
 V_{inhal} = volume d'air inhalé par jour (m³/jour).

Les valeurs recommandées par EPA [1989] sont indiquées dans le tableau 8.

Tableau 8 : Hypothèses pour le calcul de la dose [EPA 1989]				
	homme	femme	enfant	moyenne
% de la population	40 %	40 %	20 %	
masse du corps, kg	70	60	20	
volume inhalé m ³ /jour	23	21	15	
m ³ /jour·kg _{corps}	0,33	0,35	0,75	0,42

Pour la moyenne de la population on trouve donc la relation suivante entre concentration c et dose par inhalation I

$$I = c \times 0,42 \text{ m}^3/(\text{kg}_{\text{corps}} \cdot \text{jour}) \quad (\text{XVI})$$

Notre objectif est de calculer le risque collectif par an de fonctionnement d'une installation telle qu'un incinérateur. Pour être cohérent entre une dose annuelle et le « slope factor », il faut diviser la dose annuelle par 70 afin de convertir à un taux équivalent pendant 70 ans. L'avantage d'une fonction dose-réponse linéaire est que le détail de l'exposition (qui, quand, comment) n'est pas important ; il suffit de calculer la dose collective de la population totale (à part une correction, négligée ici, due aux gens qui meurent d'autres causes avant que le cancer puisse se développer).

Pour les métaux cancérigènes (As, Cd, Cr, et Ni) tous les « slope factors » du rapport HEAST sont basés sur la dose par inhalation ; une conversion selon l'équation XVII suffit. Par exemple, le « slope factor » pour l'inhalation du As est 5,0E-2 cancers/(µg/kg_{corps}·jour) selon HEAST [1995], et nous l'exprimons comme fonction E-R ainsi

$$f_{E-R} = \frac{5,0E-2 \text{ cancers}/(\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{corps}} \cdot \text{jour})}{70 \text{ ans}} \times 0,42 \text{ m}^3/(\text{kg}_{\text{corps}} \cdot \text{jour})$$

$$= 2,63E-4 \text{ cancers}/(\text{personne} \cdot \text{an} \cdot \mu\text{g}/\text{m}^3) \quad (\text{XVII})$$

Pour les dioxines, par contre, les voies autres que l'inhalation sont très importantes, surtout la dose par alimentation. Pour la dose collective cet effet peut être pris en compte par un simple facteur multiplicatif, le rapport entre dose totale et dose par inhalation. Selon la Fig. II-5, p.37 du rapport « Estimating exposure to dioxin-like compounds » vol. I Executive Summary [EPA 1994] on peut prendre une valeur typique de

$$\frac{\text{Dose totale}}{\text{Dose par inhalation}} = \frac{119}{2,2} = 54,1 \quad (\text{XVIII})$$

Les voies alimentaires impliquent une dispersion sur des grandes distances (par exemple transport de la nourriture du bétail, suivi par le transport de la viande), ce qui a pour effet de rendre la distribution des récepteurs plus uniforme. Pour cette raison nous calculons la dose collective des dioxines en ajoutant à la dose par inhalation une dose calculée par le modèle du « monde uniforme », l'équation V, cette dernière multipliée par le rapport 54,1 - 1 (le -1 pour tenir compte de la dose d'inhalation soustraite)

$$D_{\text{total}} = D_{\text{inhalation}} + (54,1 - 1) \times f_{E-R} \frac{\rho_{\text{uni}} Q}{k_{\text{uni}}} \quad (\text{XIX})$$

où
 D_{total} = dommage total,
 D_{inhalation} = dommage dû à l'inhalation,
 f_{E-R} = slope factor,
 ρ_{uni} = densité moyenne de la population,
 Q = émission de dioxine, en g/s, et
 k_{uni} = vitesse de disparition moyenne (= 0,01 m/s comme pour les particules).

Le terme ρ_{uni} Q/k_{uni} est la dose collective par inhalation pour une distribution uniforme de la population.

Les fonctions E-R et les coûts

Nous utilisons les fonctions E-R recommandées par les experts du programme ExternE [EC 1995, 1997]. Les fonctions ERPURS [1994] font partie de la base bibliographique prise en compte dans ces recommandations. Nous supposons les fonctions E-R linéaires en raison d'un manque de preuve sur l'existence d'un seuil. Il existe des incertitudes en ce qui concerne les causes réelles de ces effets sur la santé, en particulier le rôle des particules. On sait que les particules plus fines sont plus nuisibles car respirables. Mais à part la taille, quels sont les caractéristiques des particules qui déterminent leurs nocivité : la masse, le nombre, la composition chimique, la solubilité, l'acidité, ... ? Les experts du programme ExternE supposent que c'est la masse des particules qui importe et préconisent de calculer les effets des aérosols de nitrates et de sulfates selon

$$f_{E-R} \text{ pour les XNO}_3 = f_{E-R} \text{ pour les PS}_{10} \quad (\text{XX})$$

par µg/m³ et

$$f_{E-R} \text{ pour les XSO}_4 = f_{E-R} \text{ pour les PS}_{2,5} (= 1,67 f_{E-R} \text{ pour les PS}_{10}) \quad (\text{XXI})$$

L'incertitude de cette hypothèse est considérable, surtout en ce qui concerne les nitrates, car la littérature ne met pas en évidence des corrélations pour les aérosols de nitrates ; nous considérerons donc que les impacts aérosols de nitrates et de sulfates pourraient être plus faibles.

Nous utilisons également les coûts recommandés par le Programme ExternE [EC 1995, 1997]. Les coûts des diffé-

rents points de morbidité sont assez comparables entre les valeurs ExternE et les valeurs française [Géniaux et Rabl 1998].

Nous donnons une liste des fonctions E-R pour les particules dans le tableau 9 et pour les NO_x, SO_x et le CO dans le tableau 10. La première colonne indique l'effet et la référence bibliographique. La deuxième colonne indique la pente f_{E-R}

Tableau 9 : Fonctions E-R et coûts pour les particules PS₁₀, selon le Programme ExternE [1995, 1997]. f_{E-R} = pente de la fonction E-R, en unités de cas/(an·personne·µg/m³) ; coût est en ECU par cas. Cas/t_{poll} et Coût/t_{poll} sont calculés selon D_{uni} de l'équation V, avec ρ = 105 personnes/km²

Effet et référence	f _{E-R} cas par (pers·an·µg/m ³)	Cas/t _{poll}	Coût ECU/cas	Coût ECU par (pers·an·µg/m ³)	Coût/t _{poll}	%
PS ₁₀						
YOLL, Mortalité Chronique [Pope et al. 95]	4,10E-04	1,37E-01	84330	3,46E+01	1,15E+04	85,0 %
BC Adultes [Abbey et al. 95]	3,92E-05	1,31E-02	105000	4,12E+00	1,37E+03	10,1 %
RAD Adultes [Ostro 87]	2,00E-02	6,65E+00	75	1,50E+00	4,98E+02	3,7 %
Utilisation de bronchodilatateur, asthmatiques adultes [Dusseldorp et al. 95]	4,56E-03	1,52E+00	37	1,69E-01	5,62E+01	0,4 %
Toux chronique, enfants asthmatiques [Dockery et al. 89]	4,14E-04	1,38E-01	225	9,32E-02	3,10E+01	0,2 %
BC, enfants asthmatiques [Dockery et al. 89]	3,22E-04	1,07E-01	225	7,25E-02	2,41E+01	0,2 %
AH cérébrovasculaire [Wordley et al. 97]	5,04E-06	1,68E-03	7870	3,97E-02	1,32E+01	0,1 %
Toux, asthmatiques adultes [Dusseldorp et al. 95]	4,69E-03	1,56E+00	7	3,28E-02	1,09E+01	0,1 %
Congestive heart failure, adultes 65 + [Schwartz & Morris 95]	2,59E-06	8,62E-04	7870	2,04E-02	6,79E+00	0,1 %
Utilisation de bronchodilatateur, enfants asthmatiques [Roemer et al. 93]	5,43E-04	1,81E-01	37	2,01E-02	6,68E+00	0,0 %
AH respiratoire [Dab et al. 96]	2,07E-06	6,89E-04	7870	1,63E-02	5,42E+00	0,0 %
SRI, asthmatiques adultes [Dusseldorp et al. 95]	1,70E-03	5,65E-01	7,5	1,27E-02	4,24E+00	0,0 %
Toux, enfants asthmatiques [Pope & Dockery 92]	9,34E-04	3,11E-01	7	6,54E-03	2,18E+00	0,0 %
SRI, enfants asthmatiques [Roemer et al. 93]	7,20E-04	2,40E-01	7,5	5,40E-03	1,80E+00	0,0 %
Total PS₁₀				4,07E+01	1,36E+04	100 %

AH = admission hospitalière ; BC = bronchite chronique ; SRI = symptômes respiratoires inférieures

RAD = restricted activity day (journée d'activité restreinte), YOLL = years of life lost (années de vie perdues).

Nota : pour obtenir f_{E-R} à partir des références, nous avons supposés : 3,5 % de la population est asthmatique, 14 % de la population a plus de 65 ans, et le taux de mortalité est 990 morts/an par 100 000.

Tableau 10 : Fonctions E-R et coûts pour SO₂ (direct et par sulfates), NO₂ (direct, par nitrates et par O₃) et CO. Même format et hypothèses que le tableau 9

Effet et référence	f _{E-R} cas par (pers·an·µg/m ³)	Cas/ t _{poll}	Coût ECU /cas	Coût ECU par (pers·an·µg/m ³)	Coût/ t _{poll}	%
SO ₂ Mortalité aiguë YOLL [Sunyer et al. 96]	5,34E-06	1,78E-03	155000	8,27E-01	2,76E+02	2,2
SO ₂ AH respiratoire [Ponce de Leon 96]	2,04E-06	6,79E-04	7870	1,61E-02	5,35E+00	0,1
SO ₂ par XSO ₄ ⁽¹⁾				1,21E+04		97,7
Total SO ₂				1,24E+04		100
NO ₂ , par XNO ₃ ⁽¹⁾				1,70E+04		
NO ₂ , par O ₃				1,15E+03		
Total NO ₂				1,81E+04		
CO Congestive heart failure adultes 65 +, [Schwartz & Morris 95]	7,90E-08	2,64E-04	7870	6,21E-04	2,07E-00	

I. Total, au prorata du tableau 9

Tableau 11 : Fonctions E-R et coûts pour l'O₃ utilisées par Rabl et Eyre [1997]

Effet et référence	f _{E-R} (cas par person·ppb·an) ⁽¹⁾	ECU par cas ⁽²⁾	ECU/(person· ppb·an)	%
Mortalité aiguë [Sunyer et al 1996]	1,17E-05	82500 ⁽³⁾	0,965	36 %
AH respiratoire [Ponce de Leon 1996]	1,42E-05	6600	0,093	3 %
RADs [Ostro et al 89]	1,95E-02	62	1,209	45 %
Symptom Days [Krupnick et al 90]	6,60E-02	6,3	0,416	15 %
Total ECU/(an·person·ppb)			2,68	100 %

RAD = Restricted Activity Days (journée d'activité restreinte), AH = Admission hospitalière,

Symptom Days = journées avec symptômes

ppb = part per billion = 10⁻⁹

1. coefficients du Table 4.4 de EC [1995b et 1997], multipliés par 1.3

2. du Table 16.3 de EC [1995b], exceptée mortalité aiguë

3. réduction de l'espérance de vie de 9 mois et 110 KECU par YOLL due à l'O₃

de la fonction E-R, en unités de cas par personne par an par $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Cette façon d'exprimer la fonction E-R est plus pratique pour nos calculs que la présentation dans les références d'origine (par exemple l'augmentation en % de la mortalité par $\mu\text{g}/\text{m}^3$) et elle est obtenue par un facteur de conversion.

La troisième colonne montre le nombre de cas par tonne de polluant selon le monde uniforme de l'équation V, avec la densité moyenne de la population en France $\rho = 105$ personnes/ km^2 . Les colonnes quatre à six donnent les coûts, par cas, par (pers·an· $\mu\text{g}/\text{m}^3$) et par t_{poll} . La dernière colonne montre le pourcentage du coût total pour ce polluant. Les fonctions E-R pour l' O_3 sont indiquées dans le tableau 11, mais le calcul des impacts est différent car nous n'avons pas de modèle simple pour la création de l' O_3 . Nous utilisons plutôt une estimation forfaitaire effectuée par Rabl et Eyre [1997] qui intègre ces fonctions et coûts et qui est une moyenne régionale à l'échelle européenne. Selon cette estimation le coût du dommage causé par l'ozone peut être exprimé en ECU par tonne de précurseur ; il est de 1150 ECU/ t_{NO_2} et de 713 ECU/ t_{COV} pour les coûts sanitaires. Finalement le tableau 12 résume les fonctions E-R pour les cancérigènes, ainsi que le nombre de cas et les coûts. La deuxième colonne donne le « slope factor » de la référence EPA, et les autres colonnes ont le même format que les

Tableau 13 : Coûts des dommages sur la santé, par t de polluant émis en France. Valeurs typiques pour incinérateurs

	ECU/ t_{poll}	F/ t_{poll}
PS ₁₀ , Banlieue Paris ⁽¹⁾	5,70E+04	3,76E+05
PS ₁₀ , zone urbaine ⁽¹⁾	1,36E+04	8,98E+04
PS ₁₀ , zone rurale ⁽¹⁾	6,00E+03	3,96E+04
SO ₂ , par XSO ₄	1,24E+04	8,18E+04
NO ₂ , par XNO ₃	1,70E+04	1,12E+05
NO ₂ , par O ₃	1,15E+03	7,59E+03
COV, par O ₃	7,13E+02	4,70E+03
CO	2,07E+00	1,37E+01
As, zone urbaine ⁽¹⁾	1,50E+05	9,90E+05
Cd, zone urbaine ⁽¹⁾	1,83E+04	1,21E+05
Cr, zone urbaine ⁽¹⁾	1,23E+05	8,12E+05
Ni, zone urbaine ⁽¹⁾	2,53E+03	1,67E+04
Dioxines, TEQ	1,63E+10	1,08E+11

1. Conditions typiques d'une grande installation de combustion (hauteur de la cheminée = 100 m)

sites typiques : zone rurale, zone urbaine moyenne, et banlieue de Paris. Pour les impacts des polluants secondaires, par contre, la variation avec l'emplacement est faible et on peut prendre une seule valeur pour tous les sites en France.

Nous avons omis les impact directs (comme polluants primaires) des SO₂ et les NO_x, puisqu'ils s'avèrent négligeables par rapport aux impacts par les polluants secondaires, c'est-à-dire les sulfates (XSO₄), les nitrates (XNO₃) et l'ozone (O₃).

Dans le tableau 14 les coûts par tonne de polluant sont multipliés par les quantités émises par tonne de déchets, supposées égales aux limites de la nouvelle réglementation [EC 1994]. Ces chiffres sont également indiqués dans

Tableau 12 : Cancers par t de polluant, calculé selon D_{uni} avec $\rho = 105$ personnes/ km^2

	« slope factors » cancers par ($\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{corps}}\cdot\text{day}$)	f _{E-R} cancers par (pers·an· $\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Cas/ t_{poll}	Coût ECU/cas	Coût ECU par (pers·an· $\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Coût/ t_{poll}
As	5,00E-02	3,01E-04	1,00E-01	1500000	394	1,50E+05
Cd	6,10E-03	3,67E-05	1,22E-02	1500000	48	1,83E+04
Cr (VI)	4,10E-02	2,47E-04	8,22E-02	1500000	323	1,23E+05
Ni	8,40E-04	5,06E-06	1,68E-03	1500000	7	2,53E+03
Dioxine TEQ	1,00E+02	6,02E-01	1,08E+04	1500000	42637987	1,63E+10

Références :

- pour As, Cr, Ni : EPA [1995] ; pour Cd l'édition 1992 de cette référence.
- pour Dioxine : « plausible upper bound » for slope factor vol. III p.9.85 [EPA 1994b].

tableaux 9 et 10. Pour le coût d'un cancer nous suivons le Programme ExternE en supposant une valeur de 1,5 MECU ; cette valeur, environ la moitié de la valeur de la vie humaine, provient d'un calcul assez détaillé qui prend en compte le taux d'actualisation, le temps de latence et la fraction des cancers fatals et non fatals, ainsi que le coût de traitement.

LES COÛTS DES DOMMAGES PAR TONNE DE POLLUANT ET PAR TONNE DE DÉCHETS

En utilisant le logiciel Ecosense nous avons calculé les coûts par tonne de polluant pour plusieurs sites représentatifs, ce qui nous permet de proposer des valeurs typiques pour des incinérateurs en France. Ces valeurs sont indiquées dans le tableau 13 et la figure 4.

Puisque les impacts des polluants primaires varient fortement avec l'emplacement de l'installation, nous considérons trois

Tableau 14 : Calcul du coût des dommages par tonne de déchet, pour la réglementation proposée [EC 1994]

Polluant	F/ t_{poll}	mg/Nm ³	$t_{\text{poll}}/t_{\text{déchets}}$	F/ $t_{\text{déchets}}$
Particules : zone urbaine	8,95E+04	10	5,15E-05	4,61E+00
SO ₂	8,18E+04	50	2,58E-04	2,11E+01
NO ₂ , par XNO ₃	1,12E+05	200	1,03E-03	1,16E+02
NO ₂ , par O ₃	7,59E+03	200	1,03E-03	7,82E+00
CO	1,37E+01	50	2,58E-04	3,52E-03
As ⁽¹⁾	9,90E+05	0,0139	7,15E-08	7,09E-02
Cd ⁽¹⁾	1,21E+05	0,0406	2,09E-07	2,53E-02
Cr ⁽¹⁾	8,12E+05	0,0324	1,67E-07	1,36E-01
Ni ⁽¹⁾	1,67E+04	0,1689	8,70E-07	1,45E-02
Dioxine	1,08E+11	1,00E-07	5,15E-13	5,53E-02
			total/ $t_{\text{déchets}}$	1,49E+02

1. Répartition des émissions des métaux selon ETSU [1996] : Cd = 81 % de Cd + Tl ; As = 3 %, Cr = 6 %, Ni = 34 % et Pb = 22 % de As + ... + V.

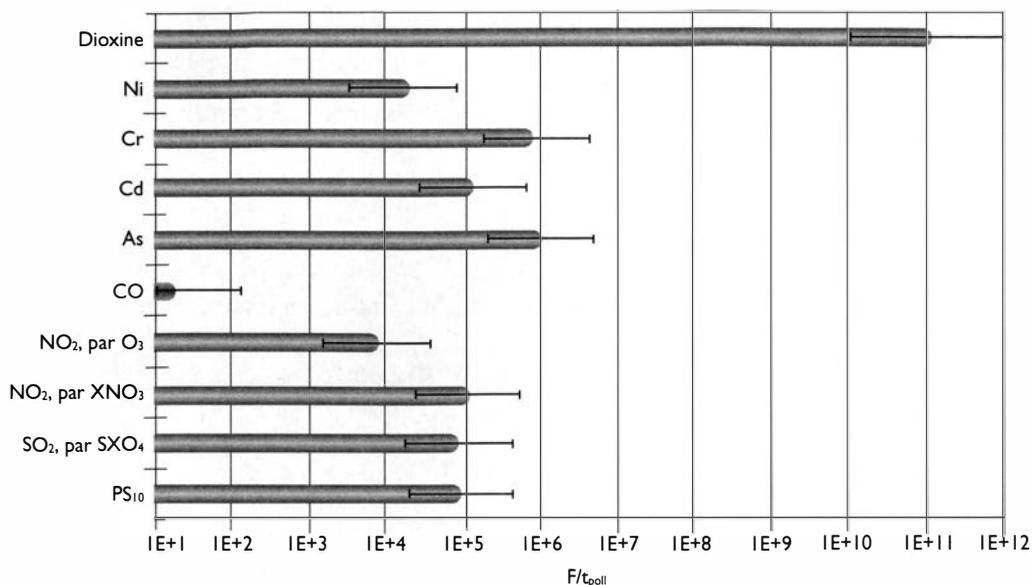


Figure 4 : Coûts des dommages, par t de polluant émis en France, du tableau I3, pour un incinérateur en zone urbaine (sauf Paris) à échelle logarithmique. Les barres d'erreur indiquent les incertitudes [Rabl and Spadaro 1997]

la figure 5. Malgré leur extrême toxicité, la part des dioxines est tout à fait négligeable dans la somme des coûts par tonne de déchets, car les quantités émises sont extrêmement faibles. La contribution des métaux cancérogènes est également négligeable.

La somme des coûts des dommages (zone urbaine) s'élève à 149 F/t de déchets (34 F/t sans la contribution des aérosols de nitrates), toujours avec la nouvelle réglementation [EC 1994] ; avec des émissions égales aux limites de la réglementation actuelle (en supposant 300 mg/Nm³ pour les NO₂ qui ne sont pas encore réglementés) on trouverait 326 F/t de déchets (153 F/t sans la contribution des aérosols de nitrates). Il est intéressant de comparer ces montants au coût de l'incinération elle-même, environ 450 F/t de déchets en France avec la réglementation actuelle ; avec la nouvelle réglementation ce coût augmenterait d'environ 25 % [Peyrelongue 1997]. Il n'est donc pas surprenant que deux analyses coût-bénéfice [ETSU 1996, Rabl et al 1998] ont trouvé que la nouvelle réglementation semble justifiée, malgré les incertitudes des coûts des dommages. Pourtant on commence à atteindre des rendements décroissants pour les investissements en dépollution, et il ne serait pas prudent de faire des surenchères.

Il faut souligner l'importance de la valeur de la vie humaine pour ces calculs. Suivant les recommandations du Programme ExternE, nous avons pris une valeur de 20 MF, ce qui semble de plus en plus accepté par la CE pour des décisions de ce type. Par exemple cette valeur a été prise dans l'analyse coût-bénéfice de la Directive 1994 pour les incinérateurs d'ordures ménagères récemment effectuée pour la DGXI [ETSU 1996].

COMPARAISONS DES RISQUES

La comparaison la plus pertinente serait avec les filières alternatives de traitement des déchets, mais aucune donnée appropriée n'est disponible. En fait, les difficultés sont plus générales dès l'instant où la plupart des risques ne sont pas directement comparables. Les risques peuvent être différents par la nature de l'impact (par exemple mort, cancer, ou autre maladie) ainsi que par les attributs qui affectent la perception d'un risque, par exemple :

- le risque est-il volontaire ou involontaire ?
- le risque est-il naturel ou lié à l'activité humaine ?
- jusqu'à quel point est-il associé à une activité qui est considérée comme indésirable socialement ?
- jusqu'où un individu peut-il contrôler l'exposition au risque ou ses conséquences ?

La classification des risques selon ces attributs n'est pas toujours claire. Par exemple, alors que le radon est une substance naturelle, l'exposition au radon dépend de la conception et de la construction de l'habitation où l'individu réside ; l'individu peut réduire l'exposition au radon en procédant aux travaux nécessaires.

Le risque dû à l'exposition aux polluants est involontaire, et un individu a peu ou pas de contrôle sur l'exposition (en dehors de s'éloigner à grande distance ou de filtrer l'air respiré). Bien que la collectivité puisse tirer avantage de la réduction des déchets, la perception du bénéfice individuel est très faible, contrairement aux risques volontaires que sont les faits de conduire un véhicule ou de fumer. Le risque est aussi clairement anthropogène.

Le format le mieux adapté pour la présentation d'une comparaison des risques n'est pas évident. Ici nous montrons les risques moyens en termes de réduction de l'espérance de

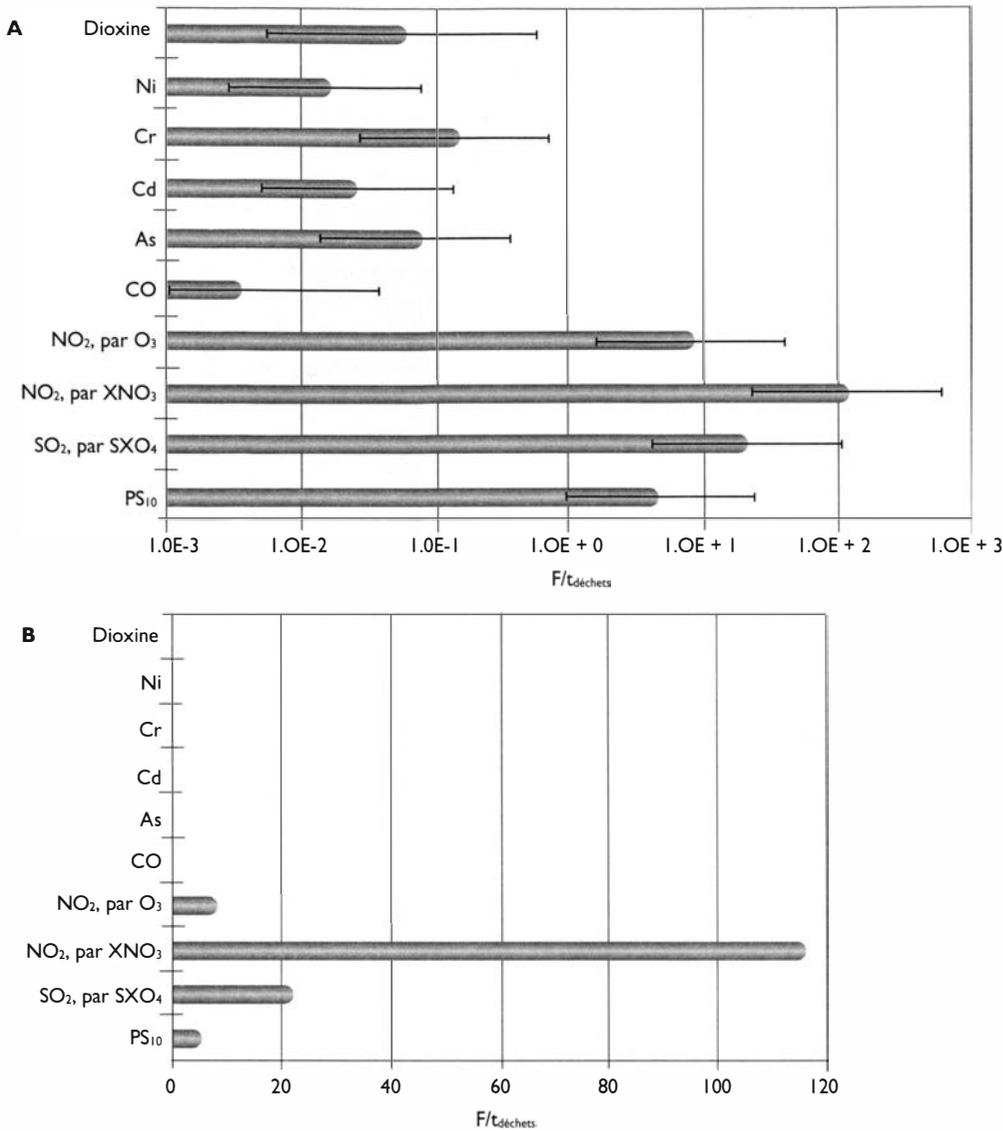


Figure 5 : Coûts des impacts sur la santé, par t de déchets, avec les coûts du tableau I4 (Pour les cancérigènes ces coûts peuvent être convertis en nombre de cancers en divisant par 1,5 MECU/cancer). Les barres d'erreur indiquent les incertitudes. A - échelle logarithmique, B - échelle linéaire

vie, calculés de façon très approximative sur toute la population sans distinction de différences individuelles, par exemple entre les conducteurs prudents et ceux qui sont « casse-cou ». Après toutes ces remarques préventives, les estimations de risque contenues dans le tableau 15 sont présentées pour aider à mettre les différents risques en perspective. Le tableau 15 montre que les risques dus à l'incinération des OM sont relativement peu importants.

CONCLUSIONS

Nous avons rassemblé des données sur les émissions, les concentrations ambiantes et les fonctions exposition-réponse pour les polluants atmosphériques liés à l'incinération des ordures ménagères. Ces informations ont permis d'évaluer les dommages et les coûts sur la santé

(et les effets sur la santé dominent les coûts totaux des dommages [EC 1995]). Les rôles de l'emplacement de l'incinérateur et de l'étendue géographique des dommages ont également été examinés. Nous avons évalué tous les impacts pour lesquels le Programme ExternE fournit des fonctions dose-réponse ; elles sont supposées linéaires.

Sur la base des données rassemblées et des calculs qui ont été réalisés, plusieurs comparaisons ont été présentées afin d'évaluer les risques de pollution atmosphérique liés aux émissions des incinérateurs.

En prenant une valeur typique de production d'ordures ménagères (OM) de 500 kg/an par personne, incinérées conformément aux nouvelles réglementations proposées par la Commission européenne [EC 1994] plusieurs com-

Tableau 15 : Quelques comparaisons de risques, exprimés en YOLL par personne par an (years of life lost = année de vie perdues). Risques liés à la pollution atmosphérique due à 0,5 t de OM par an et par personne, incinérées avec émissions égales aux limites de la réglementation EC [1994]. Les risques sont des moyens sur toute la population, excepté le radon pour lequel nous considérons une exposition continue à un niveau de 150 Bq/m³ à partir duquel des réparations sont conseillées dans plusieurs pays (par exemple USA)

	Décès/an α	Population β	Décès/ pers·an $\gamma = \alpha/\beta$	YOLL/ décès δ	YOLL/ pers·an $= \gamma \delta$
Accidents de voiture, France	9000	5,7E+07	1,58E-04	40	6,3E-3
Accidents de voiture, USA	45000 ^[1]	2,5E+08	1,76E-04	40	7,0E-3
Foudre, France	30 ^[2]	5,7E+07	5,26E-07	40	2,1E-5
Foudre, USA	1760 ^[2]	2,5E+08	7,04E-06	40	2,8E-4
Tornado, USA	1760 ^[2]	2,5E+08	7,04E-06	40	2,8E-4
	Cancers/pers·vie taux de base α	Risque relatif β	Cancers/pers·an $\gamma = \alpha(\beta - 1)/70$	YOLL/cancer δ	YOLL/pers·an $= \gamma \delta$
Cancer du poumon dû au radon dans les maisons avec 150Bq/m ³	0,07 ^[3]	1,14 ^[4]	1,40E-04	10	1,4E-3
Pollution de l'air due aux incinérateurs OM	$t_{poll}/pers·an$ α	ECU/ t_{poll} β	ECU/YOLL γ	YOLL/ t_{poll} $\delta = \beta/\gamma$	YOLL/pers·an $= \alpha \delta$
PS ₁₀	2,60E-05 (Tabl. 3, dernière colonne)	11500 (Tabl. 9, seul. mortal.chron.)	84330 (Tabl. 9, mortal. chron. ECU/cas)	0,137	3,6E-6
Dioxines	2,58E-13 (Tabl. 3, dernière colonne)	1,63E+10 (Tabl. 12, dern. colonne)	1,50E+05 (Tabl. 12, si 10 YOLL/cancer)	1,08E+05	2,8E-8

Notes : les lettres grecques expliquent les calculs

1. USDOC [1993]

2. Frémy and rémy [1996]

3. Crouch and Wilson [1982]

4. Lubin and Boyce [1997]

paraisons ont été faites, dans les limites des données disponibles :

- émission incrémentale comparée à d'autres sources de pollution (Section « Émissions par personne ») ;
- concentration incrémentale comparée à la concentration préexistante (Section « Comparaison avec des concentrations ambiantes typiques ») ;
- concentration (ou dose) incrémentale comparée aux valeurs guides pour la santé (Section « Comparaison avec des concentrations ambiantes typiques ») ;
- risques pour la santé de différents polluants comparés les uns aux autres (Section « Les coûts des dommages par tonne de polluant et par tonne de déchets ») ;
- années de vie perdues comparées aux autres risques de la vie quotidienne (Section « Comparaison des risques ») ;
- coût externe incrémental comparé au coût de l'incinération elle-même (Section « Les coûts des dommages par tonne de polluant et par tonne de déchets »).

Quelle que soit la comparaison considérée, les impacts sur la santé liés à l'incinération des ordures ménagères apparaissent relativement faibles, si les émissions respectent les nouvelles réglementations proposées [EC 1994].

En particulier, la concentration incrémentale des polluants de tels incinérateurs est très inférieure aux valeurs guides (EC, EPA, ou l'OMS) pour la qualité de l'air ambiant. Puisque les concentrations préexistantes usuelles sont également plus faibles que ces valeurs guides, le total l'est aussi. Aussi il n'y aurait pas d'impact si ces recommandations étaient réellement des seuils de non-effet. Dans la réalité ceci ne garantit pas l'absence d'effets nocifs, mais quels qu'ils soient, les valeurs guides ne suffisent pas à les quantifier.

La perte de vie par les cancers dus aux micropolluants, en particulier les dioxines, est très faible comparée à celle due aux particules ordinaires émises par les incinérateurs d'OM qui de plus est insignifiante comparée à la contribution des autres sources de particules ou comparé aux autres risques de la vie quotidienne (en plus nous rappelons que, à cause de la définition des fonctions E-R fournies par EPA, les risques calculés pour les cancers sont en fait les limites supérieures des intervalles de confiance 95 %, tandis que les risques pour les polluants classiques représentent l'espérance mathématique). Il est intéressant de noter que des conclusions similaires ont été obtenues concernant d'autres polluants cancérigènes émis dans l'air par des incinérateurs de déchets industriels [Rabl and Peuportier 1995] ou par les voitures [EC 1997, Spadaro et al 1997] :

malgré leur toxicité élevée leurs impacts sont négligeables car les quantités émises par les technologies actuelles sont très faibles. Des conclusions similaires ont été trouvées par Eduljee and Gair [1997].

Une évaluation des impacts de l'incinération des OM ne doit pas négliger les avantages de la valorisation énergétique et les émissions ainsi évitées. Même si les OM ne sont pas un combustible « propre », grâce aux nouvelles technologies propres les émissions par kWh sont faibles. Finalement, il faut noter que les seules réglementations ne garantissent pas une protection efficace de l'environnement. La vérification du respect des normes est décisive. Un exemple qui mérite d'être cité est l'incinérateur de Vienne qui affiche publiquement les émissions mesurées en temps réel [Wien 1995].

* **Ari Rabl, Joseph V. Spadaro**

Centre d'énergétique, Ecole des mines - 60, boulevard Saint-Michel - 75272 Paris

* **Patricia D. Mc Gavran**

Mc Gavran Toxicology Consulting - 841 Harcourt Rd., Boise - ID 83702

La version anglaise de cet article a été publiée dans la revue *Waste Management & Research*.

Remerciements

Ce travail a été en partie subventionné par le projet « ExternE Project » du Programme Européen Joule et par le Programme environnement et climat de la DG12 de la CE, par l'Ademe, et par le ministère de l'Environnement. Nous remercions Jérôme Adnot, Peter Curtiss, Mark Delucchi, Brigitte Desaignes, Nick Eyre, Rainer Friedrich, Renaud Gicquel, Mike Holland, Fintan Hurley, Wolfram Krewitt et Jean-Pierre Tabet pour les discussions fructueuses que nous avons échangées.

Glossaire

- As = arsenic
- C = carbone
- c = concentration (en $\mu\text{g}/\text{m}^3$)
- CE = Communauté Européenne
- CO = monoxyde de carbone
- Co = cobalt
- COPD = Maladie pulmonaire chronique obstructive
- coûts externes = coûts qui surgissent quand les activités sociales ou économiques d'un groupe de personnes ont un impact sur un autre pour lequel le premier groupe ne compense pas l'autre groupe, par exemple quand un pollueur ne compense pas les autres pour les dommages qu'il leur impose.
- COV = Composés organiques volatils.
- Cr = chrome
- Cu = cuivre
- D = dommage
- EC = European Commission
- ECU = Unité monétaire européenne (1 ECU = 6.60 FF \approx \$ 1.00 to 1.25)
- EMEP = European Monitoring and Evaluation Programme (modèle de dispersion atmosphérique)
- EPA = Environmental Protection Agency of USA (Agence pour la Protection de l'Environnement)
- f_{ER} = pente de la fonction exposition-réponse
- FN = fumées noires
- ISC = Industrial Source Complex modèle de plume gaussienne de dispersion
- k = vitesse de disparition (en m/s)
- kWh = kilowatt heure (avec indice si énergie thermique et e si électricité)
- KECU = mille ECU
- MECU = million ECU
- mECU = milli ECU
- Mn = manganèse

- N = azote
- Ni = nickel
- $\text{Nm}^3 = \text{m}^3$ sous conditions normales de T et p
- NO_x = mélange non défini d'oxydes d'azote, en particulier NO et NO_2
- O_3 = ozone
- OM = Ordures Ménagères
- OMS = Organisation Mondiale de la Santé (= World Health Organization WHO)
- Pb = plomb
- PS_d = particules avec un diamètre aérodynamique inférieur à $d \mu\text{m}$ (en anglais PMd)
- ρ = densité de population
- Q = taux d'émission d'un polluant (en kg/s)
- RAD = restricted activity days (jours d'activité restreinte)
- S = soufre
- Sb = antimoine
- Sn = étain
- SO_x = mélange indéfini d'oxydes de soufre, en particulier SO_2 et SO_3
- t = tonne = 1 000 kg (avec indice poll pour tonne de polluant et déchets pour tonne de déchets)
- TEQ = équivalence toxique 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD)
- Tl = thallium
- UE = Union Européenne (UE15 = les 15 pays membres actuels)
- V = vanadium
- V_{vie} = valeur de référence de la vie humaine (aussi appelée valeur de vie statistique)
- XNO_3 = aérosols de nitrate indéfinis
- XSO_4 = aérosols sulfate indéfini
- YOLL = years of life lost = années de vie perdues

Bibliographie

- 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 Californina Seventh-Day Adventists*. Environmental Health Perspectives, Vol 94, p43-40.
- Abbey DE, MD Lebowitz, PK Mills, FF Petersen, WL Beeson and RJ Burchette 1995. *Long-term ambient concentrations of particulates and oxidants and development of chronic disease in a cohort of nonsmoking California residents*. Inhalation Toxicology 7, 19-34.
- Académie des Sciences 1994. *La dioxine et ses analogues*. Academie des Sciences comité des applications de l'Academie des Sciences, Rapport commun N°4. Éditions Lavoisier.
- Ademe 1995. *La Qualité de l'Air en France*. Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie, 2, Square Lafayette, BP 406, F49004 Angers.
- Arrow, K. J. et al. 1996. *Is there a role for benefit-cost analysis in environmental, health and safety regulation ?* Science, vol.272, p.221.
- Crouch EAC and R Wilson. 1982. *Risk Benefit Analysis*. Ballinger Publishing, Cambridge Massachusetts.
- Curtiss PS and A Rabl 1996a. *Impacts of air pollution : general relationships and site dependence*. Atmospheric Environment, Vol.30, p.3331-3347 (1996).
- Curtiss PS and A Rabl 1996b. *Impact Analysis for Air and Water Pollution : Methodology and Software Implementation*. Chapter 13, p.393-426. Environmental Modeling - Vol.3. P. Zannetti, editor (1996)
- 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 (1996).
- Denison RA and J Ruston 1990. *Recycling and Incineration : Evaluating the Choices*. Island Press, Washington, DC., Table 1.1
- 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, Xiping 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).
- Dockery DW, FE Speizer, DO Stram, JH Ware, JD Spengler and BG Ferris 1989. *Effects of inhalable particles on respiratory health of children*. Am Rev Respir Dis 139, 587-594.
- Dusseldorp A, H Kruize, B Brunekreef, P Hofschreuder, G de Meer and AB van Oudvorst 1995.

- *Associations of PM10 and airborne iron with respiratory health of adults near a steel factory*. Am J Respir Crit Care Med 152, 1932-9.
- EC 1995a. ExternE : Externalities of Energy. Vol.1 Summary. European Commission, Directorate-General XII, Science Research and Development. Office for Official Publications of the EC, 2 rue Mercier, L-2985 Luxembourg.
- EC 1995b. ExternE : Externalities of Energy. Vol.2 Methodology. European Commission, Directorate-General XII, Science Research and Development. Office for Official Publications of the EC, 2 rue Mercier, L-2985 Luxembourg.
- EC 1995c. External Costs and Benefits of Energy Recovery from Waste Incineration and Landfilling. IEF, Bocconi University, Milan. Final Report to European Commission, Directorate-General XII, Science Research and Development. JOULE programme. April 1995.
- EC 1997. ExternE : Externalities of Energy. New results, to be published by ExternE Program of European Commission, Directorate-General XII, Science Research and Development.
- Eduljee GH and AJ Gair 1997. *Setting the dioxin limits for MSW incinerators : a multimedia exposure assessment framework*. Waste Management & Research, vol.15, pp.335-348.
- EPA 1989. *Risk assessment guidance for Superfund : Volume 1 Human health evaluation manual*. United States Environmental Protection Agency. Report EPA/540/1-89/002. Dec. 1989. Washington, DC 20460.
- EPA 1991. Subchapter C-Air Porgrams. Part 50. *National Primary and Secondary Ambient Air Quality Standards*. Code of Federal Regulations 50 : 693-697. United States Environmental Protection Agency. Washington, DC 20460.
- EPA 1994a. *Estimating exposure to dioxin-like compounds* Report EPA/600/6-88/005Ca, b and c. June 1994. United States Environmental Protection Agency. Washington, DC 20460.
- EPA 1994b. *Health Assessment Document for 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-p-Dioxin (TCDD) and Related Compounds* Report EPA/600/BP-92/001a, b and c. June 1994. United States Environmental Protection Agency. Washington, DC 20460.
- EPA 1995. *Health Effect Assessment Summary Table (HEAST)*. United States Environmental Protection Agency. Report EPA/540/R-95/036. May 1995. Washington, DC 20460.
- 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.
- ETSU 1996. *Economic Evaluation of the Draft Incineration Directive*. Report for the European Commission DG11, Contract number B4

- 3040/95/001047/MAR/BI. ETSU, Harwell Laboratory, Didcot, Oxfordshire OX11 0RA, UK.
- Frémy, D. et M. Frémy. 1996. *Quid 1997*. Éditions Robert Laffont. Paris.
 - Frith, C. H., N. A. Littlefield and R. Umholtz 1981. *Incidence of pulmonary metastases for various neoplasms in BALB/cStCrifC3H/Nctr female mice fed N-2-fluorenylacamide*. JNCI, vol.66, p.703-712.
 - Géniaux G. et A. Rabl 1998. *Les méthodes de quantification économique des coûts sanitaires de la pollution atmosphérique : application à l'Île-de-France*. Études et Recherches en Économie Publique, n° 1.
 - Jones PH et al 1993. *The global exposure of man to dioxins : a perspective on industrial waste incineration*. Chemosphere, vol.26, pp.1491-1497.
 - Joumard R, R. Vidon, L. Patuere, C. Pruvost, P. Tassel, G. De Soete and Al Saber 1995. *Évolution des Émissions de Polluants des Voitures Particulaires lors du Départ Moteur Froid*. Rapport Inrets n° 197. Bron, France, 75 p.
 - Krewitt W, A. Trukenmueller, P. Mayerhofer and R. Friedrich 1995. *EcoSense - an Integrated Tool for Environmental Impact Analysis*. In : Kremers, H., Pillmann, W. (Ed.) : Space and Time in Environmental Information Systems. Umwelt-Informatik aktuell, Band 7. Metropolis-Verlag, Marburg 1995.
 - Krupnick AJ, W. Harrington and B. Ostro 1990. *Ambient ozone and acute health effects : Evidence from daily data*. J. Environ Econ Manage 18, 1-18.
 - Lipfert FW 1994. *Air Pollution and Community Health : a Critical Review and Data Sourcebook*. Van Nostrand Reinhold. New York.
 - Lubin JH and JD Boyce. 1997. *Lung cancer risk from residential radon : meta-analysis of eight epidemiological studies*. J. National Cancer Institute, Vol.89, pp.49-57.
 - Manahan SE 1994. *Environmental Chemistry*. CRC Press, 2000 Corporate Rd NW, Boca Raton, Florida 33431.
 - McGavran PD and PG Voillequé 1995. *Analysis of Dioxin Émissions and Risks from the Rocky Flats Plant Incinerators*. Radiological Assessments Corporation, Neeses, SC.
 - MinEnv 1993. *Cartographie de la pollution industrielle : rejets de l'année 1991*. Report, ministère de l'Environnement, service de l'environnement industriel, 14 boul. du Général Leclerc, 92524 Neuilly-sur-Seine.
 - Mortgat B 1996. *PTR de Siemens : avènement de l'ère industrielle de la thermolyse des déchets*. Environnement & Technique, N° 160, Oct.1996, p.61-66.
 - OECD 1995a. *OECD Environmental Data Compendium 1995*.
 - OECD 1995b. *Control of Hazardous Air Pollutants in OECD Countries*.
 - OECD 1997. *Environmental Performance Reviews : France*. ISBN 92-64-25443-9. Organization for Economic Cooperation and Development, 2 rue André-Pascal, F-75775 Paris.
 - Ostro BD (1987). *Air pollution and morbidity revisited : A specification test*. J Environ Econ Manage 14, 87-98.
 - Ostro BD and S Rothschild 1989. *Air pollution and acute respiratory morbidity : An observational study of multiple pollutants*. Environ Res 50, 238-247.
 - Ott WR 1995. *Environmental Statistics and Data Analysis*. CRC Press, Boca Raton, Florida.
 - Peyrelongue J-P 1997. *GEC Alsthom Stein Industrie. Variations et différences de référentiels : influence sur les coûts*. Présentation Euroforum, Paris. 3 juin 1997.
 - Ponce de Leon A, HR Anderson, JM Bland, DP Strachan and J Bower 1996. *Effects of air pollution on daily hospital admissions for respiratory disease in London between 1987-88 and 1991-92*. J Epidemi Comm Health 50 (suppl 1) : S63-70.
 - Pope CA and DW Dockery 1992. *Acute health effects of PM10 pollution on symptomatic and asymptomatic children*. Am Rev Respir Dis 145, 1123-1126.
 - 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.
 - Rabl A 1997. *Quantifying the Benefits of Air Pollution Control : the Interpretation of Exposure-Response Functions for Mortality*. pp.89-96, Proceedings RISK97, Amsterdam, 21-24 Oct. 1997. RIVM National Institute for Public Health and the Environment, The Netherlands. To be published as *Mortality Risks of Air Pollution : the Role of Exposure-Response Functions for Mortality* in Journal of Hazardous Materials.
 - Rabl A and B Peuportier 1995. *Impact Pathway Analysis : a Tool for Improving Environmental Decision Processes*. Environmental Impact Assessment Review ; Vol.15, p.421-442.
 - Rabl A and JV Spadaro 1997. *Environmental Damages and Costs : an Analysis of Uncertainties*. Final Report for contract JOS3-CT95-0002, ExternE Core, Task 1.3. European Commission DG12. June 1997.
 - Rabl A, JV Spadaro and B Desaignes. 1998. *Nouvelles réglementations pour les incinérateurs de déchets : Une Analyse Coût-Bénéfice*. Environnement & technique.
 - Rabl A and N Eyre 1997. *An Estimate of regional and global O3 Damage from Precursor NOx and VOC Émissions*. Ecole des mines de Paris, Paris, France, 20 p, to be publ. by ExternE [1997] and in Environment International.
 - Rabl A, PS Curtiss, JV Spadaro, B Hernandez, A Pons, M Dreicer, V Tort, H Margerie, G Landrieu, B Desaignes and D Prout 1996. *Environmental Impacts and Costs : the Nuclear and the Fossil Fuel Cycles*. Report to EC, DG XII, Version 3.0 June 1996. Armines (Ecole des mines), 60 boulevard Saint-Michel, 75272 Paris cedex 06.
 - Roemer W, G Hoek and B Brunekreef 1993. *Effect of ambient winter air pollution on respiratory health of children with chronic respiratory symptoms*. Am Rev Respir Dis 147, 118-124.
 - Sandnes H 1993. *Calculated budgets for airborne acidifying components in Europe*. EMEP/MSC-W Report 1/93. July 1993. Norwegian Meteorological Institute, P.O.Box 43, Blindern, N-0313 Oslo 3.
 - Schwartz J and R Morris 1995. *Air pollution and hospital admissions for cardiovascular disease in Detroit, Michigan*. Am J Epidemiol 142, 23-35. Am J Epidemiol 137, 701-705.
 - Seinfeld JH 1986. *Atmospheric chemistry and physics of air pollution*. John Wiley and Sons.
 - Simpson D 1993. *Photochemical model calculations over Europe for two extended summer periods : 1985 and 1989*. Model results and comparison with observations. Atmospheric Environment, vol. 27A, p.921-943.
 - Spadaro JV, A. Rabl, 1997. *Les coûts environnementaux de l'énergie*. Rapport final Ademe (action EP 3) et Commission Européenne, DG XII, Centre d'énergétique, Écoles des mines.
 - Spadaro JV, A Rabl, E Jourdain and P Coussy. *External Costs of Air Pollution : Case Study and Results for Transport Between Paris and Lyon*. to be publ. in Int. J. of Environment and Pollution..
 - Steverson EM [1994]. *The US approach to incinerator regulation*. pp 113-135 in Waste Incineration and the Environment. RE Hester and RA Harrison, editors. The Royal Society of Chemistry, Cambridge 1994.
 - Sunyer J, Castellsague J, Saez M, Tobias A, Anto JM (1996) *Air pollution and mortality in Barcelona*. J Epidemi Comm Health 50 (suppl 1) : S76-S80.
 - Sunyer J, J Castellsague, M Saez, A Tobias and JM Anto 1996. *Air pollution and mortality in Barcelona*. J Epidemi Comm Health 50 (suppl 1) : S76-S80.
 - Tschirley FH 1986. *Dioxin*. Scientific American, vol.254, p.29. Feb.1986.
 - USDOC. 1992. *Statistical Abstract of the United States*. 1992 edition. Published annually by the US Department of Commerce, Washington, D.C.
 - Wackter DJ and JA Foster 1987. *Industrial source complex (ISC) dispersion model user's guide*. 2nd edition. Vol.1, EPA 450/4-88-002a. US Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, North Carolina.
 - WHO 1987. *Air Quality Guidelines for Europe*, European Series No.23. World Health Organization, Regional Publications, Copenhagen.
 - Wien 1995. *Spittelau District Heating Plant : a Description of the Works and Functions*. Fernwärme Wien, Spittelauer Lände 45, A-1090 Wien 9.
 - Williams PT 1994. *Pollutants from incineration : an overview* pp 27-52 in Waste Incineration and the Environment. RE Hester and RA Harrison, editors. The Royal Society of Chemistry, Cambridge 1994.
 - Wilson R and JD Spengler, editors 1996. *Particles in Our Air : Concentrations and Health Effects*. Harvard University Press, Cambridge, MA.
 - Wordley J, S Walters and JG Ayres 1997. *Short term variations in hospital admissions and mortality and particulate air pollution* (In press).
 - WR1 1994. *World Resources 1994-95*. World Resources Institute. Oxford University Press New York.
 - Zannetti P 1990. *Air Pollution Modeling : Theories, computational methods and available software*. Van Nostrand Reinhold, NY.