



**HAL**  
open science

## **Evaluation de l'impact sanitaire à court terme de la pollution atmosphérique urbaine : nouveaux résultats sur neuf villes françaises et utilité en santé publique.**

Sylvie Cassadou, P. Quenel, Abdelkrim Zeghnoun, Philippe Saviuc, Helene Prouvost, Laurence Pascal, Sylvia Medina, Alain Le Tertre, Laurent Filleul, Daniel Eilstein, et al.

### ► To cite this version:

Sylvie Cassadou, P. Quenel, Abdelkrim Zeghnoun, Philippe Saviuc, Helene Prouvost, et al.. Evaluation de l'impact sanitaire à court terme de la pollution atmosphérique urbaine : nouveaux résultats sur neuf villes françaises et utilité en santé publique.. Environnement, Risques & Santé, 2003, 2 (1), pp.19-25. hal-04825716

**HAL Id: hal-04825716**

**<https://hal.science/hal-04825716v1>**

Submitted on 15 Dec 2024

**HAL** is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

# Évaluation de l'impact sanitaire à court terme de la pollution atmosphérique urbaine : nouveaux résultats sur neuf villes françaises et utilité en santé publique

SYLVIE CASSADOU<sup>1</sup>  
PHILIPPE QUÉNEL<sup>1</sup>  
ABDELKRIM ZEGHNOUN<sup>1</sup>  
PHILIPPE SAVIUC<sup>1</sup>  
HÉLÈNE PROUVOST<sup>2</sup>  
LAURENCE PASCAL<sup>1</sup>  
CATHERINE NUNES<sup>3</sup>  
SYLVIA MEDINA<sup>1</sup>  
ALAIN LE TERTRE<sup>1</sup>  
LAURENT FILLEUL<sup>1</sup>  
DANIEL EILSTEIN<sup>1</sup>  
CHRISTOPHE DECLERCQ<sup>2</sup>

1. Institut de veille sanitaire, 12, rue du Val d'Osne, 94415 Saint Maurice Cedex. <cassadou@cict.fr>
2. Observatoire régional de la santé Nord-Pas-de-Calais, 13, rue Faidherbe, 59046 Lille Cedex.
3. Observatoire régional de la santé Île-de-France, 21-23, rue Miollis, 75732 Paris Cedex 15.

Tirés à part : Sylvie Cassadou

**Résumé.** Depuis 1997, l'Institut de veille sanitaire (InVS) coordonne le programme de surveillance air et santé – 9 villes (PSAS-9) dont l'objectif est d'estimer et d'actualiser les relations entre l'exposition des populations à la pollution atmosphérique urbaine et les risques sanitaires. La finalité de ces relations est de permettre une évaluation de l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique sur l'ensemble des agglomérations de l'hexagone et d'éclairer ainsi les orientations en matière de gestion de la qualité de l'air. À titre d'exemple, sur les neuf villes du programme, l'évaluation de l'impact sanitaire à court terme (EIS) conduit aux estimations suivantes : le nombre annuel de décès anticipés attribuables à des niveaux supérieurs à  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  de pollution atmosphérique est de 2 786 pour la mortalité totale, de 1 097 pour la mortalité cardio-vasculaire et de 316 pour la mortalité respiratoire. Le nombre de décès anticipés qui auraient pu être évités si les niveaux moyens de pollution avaient été réduits de 50 % est estimé à 1 834 pour la mortalité totale, 705 pour la mortalité cardio-vasculaire et 209 pour la mortalité respiratoire. La démarche d'EIS réalisée à partir de données locales (sanitaires et de qualité de l'air) est aujourd'hui un outil d'aide à la décision dans les politiques de prévention des risques liés à la pollution atmosphérique. Recommandé par l'Organisation mondiale de la santé (OMS), il est déjà utilisé au niveau européen et s'inscrit dans la logique des différents plans initiés par la loi sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie pour éclairer les choix de gestion de qualité de l'air au niveau loco-régional.

**Mots clés :** pollution air ; santé urbaine ; surveillance population ; évaluation risque ; exposition environnement.

## **Summary. Health impact assessment of urban air pollution: new results for nine French cities and their relevance to public health**

The Institut de veille sanitaire has coordinated since 1997 the 9-City Air and Health Surveillance Programme (PSAS-9), intended to assess on an ongoing basis the relations between the population's exposure to urban air pollution and various health outcomes. The ultimate purpose of this program is to assess the health impact of air pollution in French urban areas and thus provide information necessary for effective air quality management policies.

An example comes from the short-term health impact assessment conducted in the nine cities, which has revealed that air pollution levels  $>10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  induce 2,786 overall premature deaths each year, 1,097 from cardiovascular causes and 316 from respiratory causes. If the mean levels of air pollution had been reduced by 50%, the premature deaths would have decreased by 1,834 (705 fewer from cardiovascular causes and 209 fewer from respiratory causes).

Health impact assessment based on local health and air quality data is now acknowledged to be an important tool for helping decision makers determine policies to prevent the risks linked to air pollution. It has been endorsed by the WHO and is widely used in Europe. It is also consistent with the French Air and Rational Use of Energy Law (Loi sur l'Air et l'Utilisation Rationnelle de l'Énergie) and the policies implemented in accordance with it to improve air quality management at local and regional levels.

**Key words:** air pollution; urban health; population surveillance; risk assessment; environmental exposure.

Depuis 1997, l'Institut de veille sanitaire coordonne le programme de surveillance air et santé – 9 villes (PSAS-9). Implanté à Bordeaux, Le Havre, Lille, Lyon, Marseille, Paris, Rouen, Strasbourg et Toulouse, ce programme a pour objectif d'estimer et d'actualiser les relations entre l'exposition des populations à la pollution atmosphérique urbaine et les risques sanitaires. La seconde phase du programme [1] a confirmé et précisé les relations exposition/risque concernant la mortalité anticipée, estimées lors de la première phase [2]. La finalité de ces relations exposition/risque, établies à partir de données françaises, est de permettre l'évaluation de l'impact sanitaire (EIS) de la pollution atmosphérique urbaine, non seulement dans les neuf villes du dispositif, mais également dans d'autres agglomérations du territoire afin de pouvoir disposer d'éléments d'évaluation sanitaire pour la gestion locale de la qualité de l'air.

La méthode d'EIS de la pollution atmosphérique à l'échelle d'une agglomération découle de la démarche d'évaluation quantitative des risques sanitaires (EQRS) [3] de plus en plus utilisée pour apporter des éléments de réponse à des questions de santé environnementale, en complément ou en alternative aux études épidémiologiques [4, 5].

Dans le champ de la pollution atmosphérique urbaine, si la démarche d'EIS repose sur les principes généraux de l'évaluation des risques sanitaires, elle en diffère par une estimation directe des expositions qui n'est pas le fruit de scénarios théoriques mais le résultat de mesures réelles des concentrations atmosphériques ambiantes représentant l'exposition moyenne de la population en milieu urbain [6].

L'objectif de cet article est de présenter une EIS réalisée dans le cadre du PSAS-9 et de discuter les résultats observés sur les neuf villes ainsi que les retombées potentielles pour la prise en compte des aspects santé dans la gestion loco-régionale, nationale et européenne de la qualité de l'air.

## Méthode

Les relations exposition/risque étant linéaires et sans seuil (cas le plus fréquent pour les relations observées dans les pays industrialisés avancés), la proportion de cas attribuables (PA) à un niveau donné de pollution se calcule de la manière suivante [7] :

$$PA = f (RR-1)/(1 + f (RR-1))$$

Où :

RR = risque relatif établi par la relation exposition/risque par rapport à un niveau d'exposition de référence ;

f = prévalence de l'exposition.

Dans le cas de la pollution atmosphérique ambiante, la prévalence d'exposition est égale à 1. En effet, toute la population peut être considérée comme exposée, en moyenne, aux mêmes niveaux de pollution [8, 9].

Un jour donné, le nombre de cas attribuables (NA) à la pollution pour le niveau observé et par rapport au niveau de référence choisi est alors calculé à partir de la formule :

$$NA = (RR_d - 1) \times Nr$$

Où :

RR<sub>d</sub> = risque relatif établi par la relation exposition/risque et pour le différentiel de pollution entre le niveau observé et le niveau de référence ;

Nr = nombre de cas attendus au niveau de référence.

Les RR utilisés pour les calculs sont ceux du PSAS-9 et concernent l'exposition du jour de l'événement et de la veille (RR 0-1 jour) [1] : il s'agit donc de relations concernant les risques à court terme d'une exposition de courte durée (deux jours) à la pollution atmosphérique ambiante en zone urbaine.

Ces RR sont estimés dans chaque ville par la méthode d'analyse de séries temporelles et une analyse combinée de ces résultats permet le calcul d'un « méta-risque », plus représentatif de la moyenne des situations urbaines françaises (l'hétérogénéité éventuelle des RR locaux est prise en compte). L'ensemble de la modélisation statistique est présentée en détail par ailleurs [1, 2, 10, 11].

La pollution atmosphérique est quantifiée par les moyennes journalières, mesurées en stations urbaines, des indicateurs suivants : fumées noires (FN) et dioxyde de soufre (SO<sub>2</sub>) pour la pollution acido-particulaire, dioxyde d'azote (NO<sub>2</sub>) et ozone (O<sub>3</sub>) pour la pollution photochimique. Pour ce dernier indicateur, la moyenne journalière est celle des huit heures correspondant aux concentrations les plus élevées du nyctémère, tandis que la moyenne des 24 heures est utilisée pour les autres indicateurs.

Trois indicateurs sanitaires concernent la mortalité : nombres journaliers de décès toutes causes (CIM9 < 800), d'origine cardio-vasculaire (CIM9 : 390-459) et d'origine respiratoire (CIM9 : 460-519) ; un indicateur concerne la morbidité hospitalière : nombre journalier d'hospitalisations pour pathologie respiratoire chez les sujets âgés de moins de 15 ans. Ce dernier indicateur est construit à partir d'une extraction spécifique des données du programme de médicalisation des systèmes d'information (PMSI) [12]. Compte tenu de la nouveauté de l'utilisation de données du PMSI en épidémiologie, l'EIS n'a été réalisée ici qu'à titre illustratif.

Pour un niveau d'exposition, un indicateur sanitaire et une période donnés, l'EIS estime le nombre de cas « attribuables » aux effets à court terme de la pollution atmosphérique à partir des relations exposition/risque [1, 2, 6]. Pour chaque agglomération, la zone d'étude est définie de telle sorte que l'exposition de la population puisse y être considérée comme homogène [2]. Sur chaque zone et pour un indicateur sanitaire considéré, le calcul du nombre de cas attribuables est d'abord effectué pour chacun des indicateurs de pollution. Le nombre de cas attribuables finalement retenu comme quantifiant l'impact sanitaire correspond à la valeur la plus élevée parmi celles obtenues pour les différents indicateurs de pollution disponibles. Cette valeur s'interprète comme l'estimation minimale de l'impact de la pollution atmosphérique urbaine dans son ensemble.

Le résultat est exprimé par un nombre de cas attribuables à la pollution atmosphérique par rapport à un niveau d'exposition de référence. Ces cas attribuables sont donc potentiellement évitables si, toutes choses égales par ailleurs, les niveaux de pollution sont ramenés, tous les jours de la période considérée, au niveau de référence.

**Tableau 1.** Population et nombre moyen d'événements sanitaires journalier rapporté à 100 000 habitants dans les neuf zones d'étude

| Villes     | Population | Population 0-14 ans | Mortalité totale | Mortalité cardio-vasculaire | Mortalité respiratoire | Admissions hospitalières 0-14 ans* |
|------------|------------|---------------------|------------------|-----------------------------|------------------------|------------------------------------|
| Bordeaux   | 584 164    | 89 961              | 2,1              | 0,8                         | 0,2                    | 2,6                                |
| Le Havre   | 254 585    | 49 389              | 2,4              | 0,7                         | 0,2                    | 2,6                                |
| Lille      | 1 091 156  | 223 686             | 2,0              | 0,7                         | 0,2                    | 3,9                                |
| Lyon       | 782 828    | 129 166             | 2,1              | 0,7                         | 0,2                    | 1,9                                |
| Marseille  | 856 165    | 145 548             | 2,5              | 0,9                         | 0,2                    | 3,6                                |
| Paris      | 6 164 418  | 1 065 195           | 1,9              | 0,6                         | 0,2                    | 2,5                                |
| Rouen      | 434 924    | 78 286              | 2,3              | 0,7                         | 0,2                    | 3,1                                |
| Strasbourg | 451 133    | 78 046              | 1,9              | 0,7                         | 0,2                    | 2,3                                |
| Toulouse   | 690 162    | 111 806             | 1,5              | 0,6                         | 0,1                    | 1,3                                |

\* Rapportées à la population de référence (0-14 ans) au RP99

Dans le cadre du PSAS-9, les niveaux de référence qui ont été retenus sont les suivants :

- impact de la pollution des jours où le niveau est supérieur à  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (quel que soit le polluant), ce niveau caractérisant une situation de faible pollution. Il s'agit ici du nombre de cas qui pourraient être évités si l'ensemble des indicateurs de pollution était ramené au niveau de  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Le calcul pour ce scénario a été réalisé avec le logiciel OMS Air Q [13] ;

- impact d'une réduction de 50 % de la moyenne observée chaque jour localement ;

- impact d'une réduction de 10 % de la moyenne observée chaque jour localement.

Ces deux derniers scénarios avaient un objectif décisionnel plus approprié à une échelle locale.

## Résultats

Pour chaque zone d'étude, le *tableau 1* présente les caractéristiques démographiques et, pour chacun des indicateurs sanitaires, le nombre moyen journalier de cas observés rapporté à 100 000 habitants. La population totale étudiée est de 11 309 535 personnes. La zone de Paris représente plus de la moitié des effectifs de la population. La proportion des 0-14 ans est comprise entre 14,5 % à Bordeaux et 20,5 % à Lille. Le nombre journalier moyen d'événements sanitaires observés ne diffère pas sensiblement d'une ville à l'autre, quel que soit l'indicateur sanitaire considéré.

Les *tableaux 2* et *3* présentent les distributions des indicateurs de pollution disponibles pour chacune des neuf villes. À Bordeaux, le  $\text{SO}_2$  a été mesuré par la méthode de l'acidité forte, moins spécifique que la méthode de fluorescence UV utilisée dans les autres villes. Concernant la pollution photo-oxydante, les niveaux observés sont globalement plus élevés que ceux de la pollution acido-particulaire. Concernant l'ozone, on observe, comme attendu, des niveaux plus élevés dans les villes du sud.

Pour les trois niveaux de référence choisis (*figures 1* à *3*), le nombre de décès anticipés attribuables à la pollution atmosphérique est rapporté à 100 000 habitants.

**Tableau 2.** Indicateurs de pollution acido-particulaire dans les neuf zones d'étude

| Zones      | FN (moy-24h)* |      |      | $\text{SO}_2$ (moy-24h)* |      |      |
|------------|---------------|------|------|--------------------------|------|------|
|            | P25**         | P50  | P75  | P25                      | P50  | P75  |
| Bordeaux   | 9,2           | 13,0 | 19,0 | 5,3                      | 8,5  | 12,7 |
| Le Havre   | 6,3           | 10,3 | 17,7 | 10,7                     | 17,7 | 38,0 |
| Lille      | 8,8           | 14,4 | 25,0 | 12,8                     | 19,3 | 30,7 |
| Lyon       | –             | –    | –    | 9,8                      | 14,7 | 22,9 |
| Marseille  | 7,0           | 14,0 | 25,0 | 10,0                     | 14,0 | 20,0 |
| Rouen      | 12,4          | 18,9 | 30,0 | 9,3                      | 13,8 | 21,1 |
| Strasbourg | –             | –    | –    | 13,0                     | 18,0 | 28,0 |
| Toulouse   | –             | –    | –    | 6,6                      | 10,0 | 14,8 |

\* Concentrations ambiantes exprimées en  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ; \*\* P25 = 25<sup>e</sup> percentile de la distribution des valeurs de l'indicateur de pollution, correspondant au niveau non dépassé au cours des 91 jours les moins « pollués » de l'année; P50 = médiane; P75 = 75<sup>e</sup> percentile de la distribution des valeurs de l'indicateur de pollution, correspondant au niveau atteint ou dépassé au cours des 91 jours les plus « pollués » de l'année.

**Tableau 3.** Indicateurs de pollution photo-oxydante dans les neuf zones d'étude

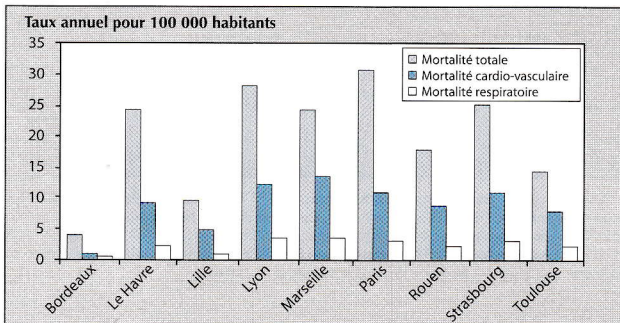
| Zones      | $\text{NO}_2$ (moy-24h)* |      |      | $\text{O}_3$ (moy-8h)* |      |       |
|------------|--------------------------|------|------|------------------------|------|-------|
|            | P25**                    | P50  | P75  | P25                    | P50  | P75   |
| Bordeaux   | –                        | –    | –    | –                      | –    | –     |
| Le Havre   | 23,3                     | 32,5 | 44,5 | 38,8                   | 56,0 | 70,3  |
| Lille      | 25,4                     | 33,8 | 43,7 | 20,9                   | 34,7 | 48,9  |
| Lyon       | 35,8                     | 47,1 | 59,8 | 30,8                   | 54,7 | 82,8  |
| Marseille  | 23,0                     | 32,0 | 44,0 | 54,0                   | 76,0 | 102,0 |
| Paris      | 45,6                     | 54,4 | 65,2 | 13,7                   | 30,4 | 52,1  |
| Rouen      | 22,6                     | 30,7 | 40,2 | 43,9                   | 63,6 | 81,8  |
| Strasbourg | 38,0                     | 47,0 | 58,0 | 22,0                   | 50,0 | 82,0  |
| Toulouse   | 21,5                     | 28,3 | 37,4 | 52,6                   | 71,3 | 93,2  |

\* Concentrations ambiantes exprimées en  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ; \*\* P25 = 25<sup>e</sup> percentile de la distribution des valeurs de l'indicateur de pollution, correspondant au niveau non dépassé au cours des 91 jours les moins « pollués » de l'année; P50 = médiane; P75 = 75<sup>e</sup> percentile de la distribution des valeurs de l'indicateur de pollution, correspondant au niveau atteint ou dépassé au cours des 91 jours les plus « pollués » de l'année.

Le terme « décès anticipés » correspond à des décès dont la survenue a été précipitée par une sur-exposition de courte durée à la pollution atmosphérique, cette sur-exposition étant relative au niveau de référence choisi. Ces décès auraient eu lieu à une date ultérieure si le niveau d'exposition avait été égal au niveau de référence.

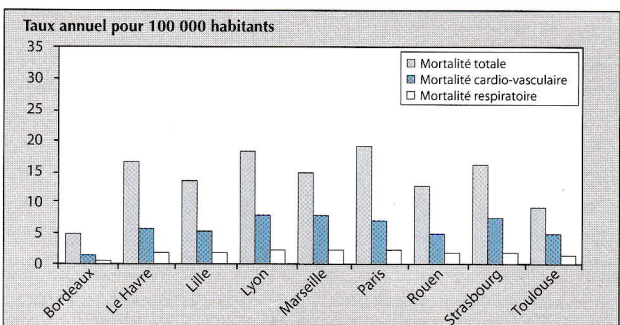
Pour l'ensemble des neuf villes, le nombre annuel de décès anticipés attribuables à des niveaux de pollution atmosphérique supérieurs à  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  est de 2 786 pour la mortalité totale, 1 097 pour la mortalité cardio-vasculaire et 316 pour la mortalité respiratoire (figure 1). Le nombre de décès anticipés qui auraient pu être évités si les niveaux moyens de pollution avaient été réduits de 50 % est estimé à 1 834 pour la mortalité totale, 705 pour la mortalité cardio-vasculaire et 209 pour la mortalité respiratoire (figure 2). Si le niveau moyen de pollution avait été réduit de 10 %, ces chiffres seraient de 367 pour la mortalité totale, 141 pour la mortalité cardio-vasculaire et 42 pour la mortalité respiratoire (figure 3). D'une manière générale, ce sont les indicateurs de pollution photo-oxydante ( $\text{NO}_2$ ,  $\text{O}_3$ ) qui, le plus souvent, conduisent au nombre de cas attribuables le plus élevé. À Bordeaux, les résultats n'ont pas pu tenir compte de ce type de pollution, ce qui explique, en partie, les taux annuels peu élevés dans cette ville.

**Figure 1.** Taux de décès anticipés potentiellement évitables par des niveaux d'indicateurs de pollution atmosphérique ramenés à  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  dans les neuf agglomérations étudiées\*



\* Les résultats de Bordeaux ne tiennent pas compte de la pollution photo-oxydante dont les indicateurs n'étaient pas disponibles.

**Figure 2.** Taux de décès anticipés potentiellement évitables par une réduction de 50 % des niveaux d'indicateurs de pollution atmosphérique dans les neuf agglomérations étudiées\*



\* Les résultats de Bordeaux ne tiennent pas compte de la pollution photo-oxydante dont les indicateurs n'étaient pas disponibles.

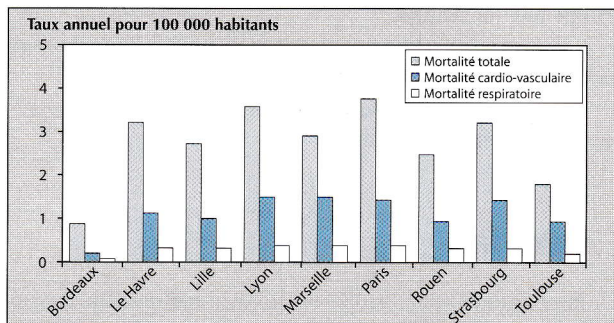
À titre illustratif, l'impact sur les hospitalisations pour pathologie respiratoire chez les 0-14 ans est présenté dans la figure 4. Les niveaux de référence choisis sont les mêmes que pour la mortalité. Les données d'exposition, pour la période d'étude des admissions hospitalières, n'étaient pas disponibles pour la ville de Bordeaux. Le nombre total d'admissions hospitalières qui auraient pu être évitées, si les indicateurs de pollution avaient été ramenés à  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , est estimé à 748 pour l'ensemble des huit autres villes. Le nombre d'admissions hospitalières qui auraient pu être évitées si, dans chaque ville, les niveaux moyens de pollution avaient été réduits de 50 % est estimé à 531. Ce nombre est de 106 pour un scénario de réduction des niveaux moyens de pollution de 10 %.

## Discussion

### Validité de la démarche

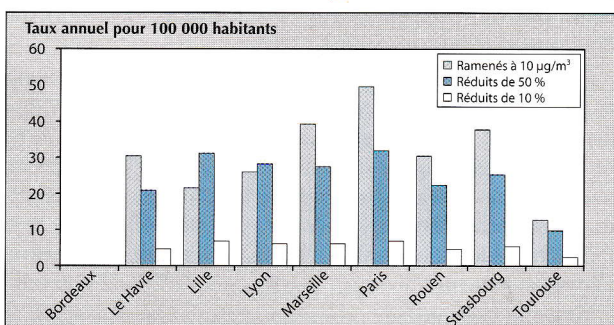
La démarche d'évaluation d'impact sanitaire n'est applicable que lorsque la relation exposition/risque est de nature causale. Concernant les risques à court terme de la pollution atmosphérique

**Figure 3.** Taux de décès anticipés potentiellement évitables par une réduction de 10 % des niveaux d'indicateurs de pollution atmosphérique dans les neuf agglomérations étudiées\*



\* Les résultats de Bordeaux ne tiennent pas compte de la pollution photo-oxydante dont les indicateurs n'étaient pas disponibles.

**Figure 4.** Estimation des taux d'admissions hospitalières pour causes respiratoires potentiellement évitables, chez les moins de 15 ans neuf agglomérations étudiées, par des niveaux d'indicateurs de pollution atmosphérique ramenés à  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ou réduits de 10 ou 50 %\*



\* Les données d'exposition, pour la période d'étude des admissions hospitalières, n'étaient pas disponibles pour la ville de Bordeaux.

que urbaine, la démonstration épidémiologique, établie par la constance et la cohérence des associations rapportées dans la littérature, a confirmé le rôle contributif de la pollution atmosphérique dans la survenue d'événements sanitaires au sein d'une population [14, 15], bien que les mécanismes étiopathogéniques mis en jeu ne soient pas tous connus.

Habituellement, dans la plupart des évaluations de risque sanitaire, la démarche repose sur l'utilisation de relations exposition/risque établies « ailleurs », ce qui pose la question de la validité de l'application de ces relations à la population étudiée [16]. Ici, les relations exposition/risque fournies par le PSAS-9 sont issues de données françaises et sont obtenues par l'analyse combinée d'estimateurs locaux, cette analyse prenant en compte, le cas échéant, l'hétérogénéité observée entre les RR des différentes villes [1, 2, 8]. De plus, les neuf villes du dispositif ont été choisies, entre autres, pour leurs contrastes en matière de situation géographique et climatique et de sources de pollution urbaine. Enfin, les méthodes de mesure de la pollution atmosphérique urbaine et d'enregistrement des données sanitaires concernées sont aujourd'hui harmonisées à l'échelle nationale [17]. Cette méthode d'élaboration permet raisonnablement de penser que les RR utilisés pour la mortalité sont représentatifs de la diversité des situations urbaines françaises et qu'ils peuvent s'appliquer à l'ensemble des agglomérations de l'hexagone bénéficiant d'une association agréée de surveillance de la qualité de l'air.

Concernant le calcul du nombre de cas attribuables, la méthode repose sur le principe de la linéarité de la relation exposition/risque. En effet, le plus souvent, les relations estimées dans le cadre du PSAS-9 ne s'écartent pas significativement de la linéarité [2] pour l'étendue des concentrations observées. Dans la littérature, la linéarité de la relation est débattue pour les « fortes valeurs » [18-20]. Cette question rejoint celle de la validité de l'application de relations exposition/risque à des contextes différents de ceux où elles ont été établies, notamment en termes de population, de nature et de niveau de la pollution atmosphérique rencontrés. Dans le cas des agglomérations françaises utilisant les risques relatifs issus du PSAS-9, cette question se pose moins.

L'EIS est par ailleurs cohérente avec les pratiques internationales : de plus en plus utilisée dans les pays industrialisés [21-24], elle est encouragée par l'OMS [25, 26] et le programme APHEIS (*Air Pollution and Health: a European Approach*) l'applique à l'échelle de 26 villes européennes [27]. APHEIS a mis en place un réseau rassemblant professionnels de l'environnement et de la santé au niveau local, régional et national dans 12 pays européens. Ce réseau effectue une surveillance épidémiologique par le recueil permanent des informations sanitaires (mortalité, admissions hospitalières) et météorologiques (concentrations urbaines en particules) destinées aux évaluations de l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique dans les 26 villes concernées. La méthode d'EIS y est similaire à celle du PSAS-9.

### Signification des résultats

Les effets des différents indicateurs de pollution n'étant pas indépendants (absence de spécificité de la relation, colinéarité

des concentrations de polluants), le nombre de cas attribuables à la pollution atmosphérique globale ne peut être obtenu par l'addition des cas attribuables à chaque indicateur de pollution. Dans ce travail, la quantification de l'impact sanitaire par le nombre de cas attribuables le plus élevé parmi ceux calculés pour les différents indicateurs de pollution revient à estimer la valeur minimale de cet impact sanitaire. L'estimation la plus juste est en effet comprise entre cette valeur et le cumul (dont la forme mathématique est inconnue) des impacts sanitaires calculés pour l'ensemble des indicateurs. Le caractère minimal de cette estimation a été confirmé dans une publication récente [28] rapportant, à Dublin, l'impact sur la mortalité de l'interdiction de vente et de distribution de charbon. Cette mesure de réduction de la pollution atmosphérique représentait un indicateur indirect du niveau global de la pollution acido-particulaire et a constitué la variable d'exposition. Les résultats ont montré un gain sanitaire supérieur à celui calculé par la méthode « classique » d'EIS (utilisée dans le PSAS-9).

Les RR élaborés dans le cadre du PSAS-9 concernent principalement les relations à court terme entre l'exposition à la pollution atmosphérique urbaine et le risque de décès. Les décès attribuables calculés par l'EIS sont des décès liés à l'exposition des jours précédents et anticipés par rapport à leur date hypothétique de survenue (voir le paragraphe *Résultats*). Le nombre de décès attribuables n'est donc pas un excès absolu de décès sur un an, le délai d'anticipation, ou années potentielles de vie perdue, n'étant pas accessible par la méthodologie utilisée dans les études temporelles [29, 30]. Néanmoins, il s'agit bien d'un nombre annuel de décès anticipés. Au cours de la phase II du PSAS-9 [1], des analyses complémentaires ont estimé les risques associés à une exposition cumulée de six jours : ces risques relatifs sont supérieurs à ceux estimés pour une exposition de deux jours. Cela signifie qu'un excès de risque de mortalité observé un jour donné en rapport avec une élévation de la pollution atmosphérique n'est pas compensé par une diminution de risque dans les jours qui suivent (*harvesting effect*) ou, en d'autres termes, que les décès en rapport avec la pollution atmosphérique ne sont pas des décès qui concernent uniquement des personnes qui « de toutes façons » seraient décédées dans les 24 heures. Si l'*harvesting effect* semble expliquer une part marginale des décès liés aux pathologies respiratoires chroniques et attribués à la pollution atmosphérique [31], cet effet n'est pas observé dans le cas des décès toutes causes ou d'origine cardio-vasculaire [32-34].

L'intérêt et l'importance, en termes décisionnels, de l'estimation de l'excès absolu de décès annuels et, plus encore, des années potentielles de vie perdues relatives à ces décès, sont évidents. Cependant, le risque sanitaire à long terme de la pollution atmosphérique ne peut être estimé que par des études de type cohorte qui relient directement l'exposition sur de longues périodes et la durée de survie des populations exposées. La prise en compte de longues expositions cumulées contraint à disposer d'une variabilité de l'exposition non plus temporelle mais spatiale entre plusieurs zones géographiques présentant idéalement des concentrations ambiantes contrastées. On retrouve alors les limites inhérentes aux comparaisons de populations différentes : le contrôle, difficile, de l'ensemble des facteurs

de confusion (individuels et écologiques) et les biais de classification relatifs à l'exposition. Par ailleurs, ce schéma d'étude ne permet pas de distinguer les décès liés à l'effet à court terme de l'exposition et ceux liés à l'effet cumulatif à long terme, mais estime le nombre total de cas en excès. Enfin, le nombre d'études de cohortes ayant produit des relations exposition/risque en population générale reste encore limité (quatre études) et celles-ci ne concernent, pour la plupart, que les particules [35-39].

Au total, l'évaluation de l'impact à court terme de la pollution atmosphérique urbaine est un calcul qui, bien que réalisé sous une hypothèse minimaliste, conserve son utilité pour la prise de décision vis-à-vis des niveaux ambiants de pollution atmosphérique de référence qui peuvent être fixés comme objectifs au niveau national ou local.

## Conclusion

D'une manière générale, les résultats de l'EIS constituent un outil de gestion des risques : ils permettent d'apporter aux décideurs des éléments quantifiés d'information sanitaire – nombre de cas attribuables ou attendus liés à une exposition par exemple – et ainsi, de les éclairer dans les choix politiques de prévention et de réduction des risques devant être mis en œuvre, tant au niveau national que local. Depuis la parution de la loi sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie [40], la démarche d'évaluation de l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique urbaine constitue un outil d'aide à la décision pour les différents plans loco-régionaux de gestion de la qualité de l'air initiés par cette loi. En premier lieu, les plans régionaux de la qualité de l'air, concernant la région tout entière, doivent explicitement s'ap-

puyer sur une évaluation de la qualité de l'air mais aussi de ses effets sur la santé. Par ailleurs, si l'objectif des plans de protection de l'atmosphère concernant au moins toutes les agglomérations de plus de 250 000 habitants, est seulement de ramener (ou de maintenir) les concentrations en polluants à un niveau inférieur aux valeurs limites définies au niveau européen [41, 42], la quantification de l'impact sanitaire peut amener ce plan à renforcer les objectifs de qualité de l'air localement [43]. Dans le cadre des plans de déplacements urbains concernant les agglomérations de plus de 100 000 habitants, la quantification de l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique peut également éclairer les choix. En effet, des expériences de modélisation des évolutions du trafic et de leur impact sur la qualité de l'air urbain ont été réalisées pour différentes options d'aménagement urbain [33]. Il apparaît alors utile, au plan de la santé publique, de compléter ces éléments d'information par l'évaluation de l'impact sanitaire des différentes orientations envisagées.

De façon plus générale, pour l'ensemble de ces plans, le gain sanitaire de mesures prises pour la réduction de la pollution atmosphérique peut désormais être estimé [6, 15]. Par ailleurs, la réalisation d'EIS répétées dans le temps sur les mêmes zones peut donner des indications sur l'évolution de l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique, même si, compte tenu de l'évolution des caractéristiques de population urbaine (migrations), de pollution atmosphérique locale (suppression de sources spécifiques, évolution qualitative du parc automobile) et de l'avancée des connaissances scientifiques, les résultats quantitatifs ne sont pas directement comparables. Enfin, la généralisation d'EIS au niveau des agglomérations permettrait de connaître de façon fine l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique urbaine à une échelle nationale et contribuerait ainsi à la réflexion européenne sur les valeurs guides et objectifs de qualité de l'air. ■

## Références

1. Institut de veille sanitaire. *Programme de Surveillance Air et Santé – 9 villes : surveillance des effets sur la santé liés à la pollution atmosphérique en milieu urbain. Rapport Phase II*. Saint-Maurice : Institut de veille sanitaire, juin 2002 ; 184 p. <http://www.invs.sante.fr/publications>
2. Institut de veille sanitaire. *Surveillance des effets sur la santé liés à la pollution atmosphérique en milieu urbain : rapport de l'étude*. Saint-Maurice : Institut de veille sanitaire, mars 1999 ; 148 p. <http://www.invs.sante.fr/publications>
3. Bard D. Principes de l'évaluation des risques pour la santé publique liés aux expositions environnementales. *RESP* 1995 ; 43 : 423-31.
4. Institut de veille sanitaire, Institut national de l'environnement industriel et des risques. *Évaluation du risque sanitaire résiduel pour les populations fréquentant les plages polluées par le fioul rejeté par l'Erika, après dépollution : rapport de l'étude*. Saint-Maurice ; Verneuil en Halatte : Institut de veille sanitaire ; Institut national de l'environnement industriel et des risques, 2000 ; 47 p.
5. Verger P, Charpin F, Mansoux H, Bard D. Accidents radiologiques et santé publique : une étude d'évaluation des risques. *ERS* 2002 ; 1 : 15-21.
6. Glorennec P, Quénel P. *Évaluation de l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique urbaine : guide méthodologique*. Saint-Maurice : Institut de veille sanitaire, 1999 ; 48 p.
7. Silverman F, Pengelly LD, Mintz S, et al. Exposure estimates in assessing health effects of air pollution. *Environ Monit Assess* 1982 ; 2 : 233-45.
8. Janssen NAH, Hoek G, Harssema H, Brunekreef B. Childhood exposure to PM<sub>10</sub> : relationship between personal, classroom and outdoor concentrations. *Occup Environ Med* 1997 ; 54 : 888-94.
9. Janssen NAH, Hoek G, Harssema H, Brunekreef B. Personal sampling of airborne particles : method performance and data quality. *J Expo Anal Environ Epidemiol* 1998 ; 8 : 37-49.
10. Le Tertre A, Quénel P, Medina S. Modélisation des liens à court terme entre la pollution atmosphérique et la santé. Un exemple : SO<sub>2</sub> et mortalité totale, Paris, 1987-1990. *RESP* 1998 ; 46 : 316-28.
11. Le Tertre A, Quénel P, Eilstein D, et al. Short-term effects of air pollution on mortality in nine french cities: a quantitative summary. *Arch Environ Health* 2002 ; 57 : 311-9.

12. Pascal L, Cassadou S, Declercq C, *et al.* Indicateurs de morbidité hospitalière à partir des données du PMSI : application dans la surveillance des effets à court terme de la pollution atmosphérique urbaine dans 9 villes françaises. Journées Emois 2002, Nancy, mars 2002.
13. Air Quality Impact Assessment Tool (Air Q). WHO European Centre on Environment and Health, Bilthoven Division : A. van Leeuwenhoeklaan 9, NL-3721 MA Bilthoven, Netherlands (<eceh@who.nl>).
14. Dab W, Ségala C, Dor F, *et al.* Pollution atmosphérique et santé : corrélation ou causalité ? Le cas de la relation entre l'exposition aux particules et la mortalité cardio-pulmonaire. *Pollution Atmosphérique* 2001 ; 170 : 219-34.
15. Medina S. *Pollutions atmosphériques urbaines : études épidémiologiques et impact en santé publique*. Thèse de doctorat, Université Paris V, 2001 ; 373 p.
16. Bonvallet N, Dor F. *Valeurs toxicologiques de référence : méthodes d'élaboration*. Saint Maurice : Institut de veille sanitaire, février 2002 ; 84 p.
17. Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie (ADEME). *Classification et critères d'implantation des stations de surveillance de la qualité de l'air*. Paris : ADEME, 2002 ; 63 p.
18. Wojtyniak B, Piekarski T. Short-term effects of air pollution on mortality in Polish urban populations. What is different? *J Epidemiol Community Health* 1996 ; 50 : S36-41.
19. Izzotti A, Parodi S, Quaglia A, Fare C, Vercelli M. The relationship between urban airborne pollution and short term mortality : quantitative and qualitative aspects. *Eur J Epidemiol* 2000 ; 16 : 1027-34.
20. Daniels MJ, Dominici F, Samet JM, Zeger SL. Estimating particulate matter-mortality dose-response curves and threshold levels: an analysis of daily time-series for the 20 largest US cities. *Am J Epidemiol* 2000 ; 152 : 397-406.
21. Medina S, Plasencia A, Artazcoz L, *et al.* APHEIS Health Impact Assessment of Air Pollution in 26 European Cities. Second year report, 2000-2001. Saint-Maurice : Institut de veille sanitaire, 2002 ; 225 p.
22. Künzli N, Kaiser R, Medina S, *et al.* Public-health impact of outdoor and traffic-related air pollution: a European assessment. *Lancet* 2000 ; 356 : 795-801.
23. Bellander T, Svartengren M, Berglind N, Staxler L, Järup L. *The Stockholm Study on Health Effects of Air Pollution and their Economic Consequences. Part II : Particulate matter, nitrogen dioxide, and health effects. Exposure-response relations and health consequences in Stockholm County (SHAPE)*. Stockholm (Sweden): Swedish National Road Administration (Vägverket); Stockholm Environment and Health Protection Administration, 1999 ; 75 p.
24. Hurley JF, Holland MR, Markandya A, *et al.* *Towards assessing and costing the health impacts of ambient particulate air pollution in the UK*. Edinburgh : Institute of Occupational Medicine 2000 ; 247 p. (Report TM/00/07).
25. WHO Regional Office for Europe. Evaluation and use of epidemiological evidence for environmental health risk assessment. *Environ Health Perspect* 2000 ; 108 : 997-1002.
26. WHO Regional Office for Europe. *Quantification of the health effects of exposure to air pollution. Report on a WHO working group*. Bilthoven (The Netherlands) : WHO, 2000 ; 29 p.
27. Medina S, Plasencia T, De Saeger E, *et al.* APHEIS : un outil d'information qui répond aux questions clés sur la pollution de l'air et la santé en Europe. *Pollution Atmosphérique* 2002 ; (numéro spécial) : 93-101.
28. Clancy L, Goodman P, Sinclair H, Dockery D. Effect of air-pollution control on death rates in Dublin, Ireland: an intervention study. *Lancet* 2002 ; 360 : 1210-4.
29. Quénel P, Zmirou D, Dab W, Le Tertre A, Medina S. Premature death and long-term mortality effects of air pollution. *Int J Epidemiol* 1999 ; 28 : 2.
30. McMichael AJ, Anderson HR, Brunekreef B, Cohen AJ. Inappropriate use of daily mortality analyses to estimate longer-term mortality effects of air pollution. *Int J Epidemiol* 1998 ; 27 : 450-3.
31. Utell MJ, Samet J. Particulate air pollution and health. *Am R Respir Dis* 1993 ; 147 : 1334-5.
32. Schwartz J. Harvesting and long-term exposure effects in the relation between air pollution and mortality. *Am J Epidemiol* 2000 ; 151 : 440-8.
33. Schwartz J. Is there harvesting in the association of airborne particles with daily deaths and hospital admissions? *Epidemiology* 2001 ; 12 : 55-61.
34. Zeger S, Dominici F, Samet J. Harvesting-resistant estimates of air pollution effects on mortality. *Epidemiology* 1999 ; 10 : 171-5.
35. Dockery D, Pope A, Xu X, *et al.* An association between air pollution and mortality in six US cities. *N Engl J Med* 1993 ; 329 : 1753-9.
36. Pope CA, Thun MJ, Namboodiri MM, *et al.* Particulate air pollution as a predictor of mortality in a prospective study of US adults. *Am J Respir Crit Care Med* 1995 ; 151 : 669-79.
37. Abbey DE, Nishino N, McDonnell WF, *et al.* Long-term inhalable particles and other air pollutants related to mortality in nonsmokers. *Am J Respir Crit Care Med* 1999 ; 159 : 373-82.
38. Pope CA, Burnett RT, Thun MJ, *et al.* Lung Cancer, cardiopulmonary mortality and long-term exposure to fine particulate air pollution. *JAMA* 2002 ; 287 : 1132-41.
39. Hoek G, Brunekreef B, Goldbohm S, Fischer P, Van den Brandt PA. Association between mortality and indicators of traffic-related air pollution in the Netherlands: a cohort study. *Lancet* 2002 ; 360 : 1203-9.
40. Loi n° 96-1236 du 30 décembre 1996 sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie. *Journal Officiel de la République française* 1<sup>er</sup> janvier 1997 : 11.
41. Décret n° 98-360 du 6 mai 1998 relatif à la surveillance de la qualité de l'air et de ses effets sur la santé et sur l'environnement, aux objectifs de qualité de l'air, aux seuils d'alerte et aux valeurs limites. *Journal Officiel de la République française* 6 mai 1998 : 8998.
42. Directive 1999/30/CE. Directive du Conseil du 22 avril 1999 relative à la fixation de valeurs limites pour l'anhydride sulfureux, le dioxyde d'azote et les oxydes d'azote, les particules et le plomb dans l'air ambiant. *Journal officiel* L163, 29 juin 1999 : 41-60.
43. Observatoire régional de l'air de Midi-Pyrénées. *Étude Plan de déplacements urbains : modélisation de la qualité de l'air ambiant selon les différents scénarios retenus*. Toulouse : ORAMIP, 2001 ; 61 p.