

Ce document est la traduction française du rapport Apehis paru en octobre 2002. Il est le produit de la deuxième année de travail de ce programme européen et présente les résultats, synthétisés puis détaillés pour chaque ville française, de l'évaluation d'impact sanitaire des 26 villes participant à Apehis.

Mis en place en 1999, le programme Apehis a pour but de fournir aux décideurs européens, aux professionnels de la santé et de l'environnement et au grand public, des informations actualisées et faciles d'accès, afin de les aider à prendre des décisions éclairées sur les questions auxquelles ils doivent faire face quotidiennement dans le domaine de la pollution de l'air et de ses effets sur la santé publique.

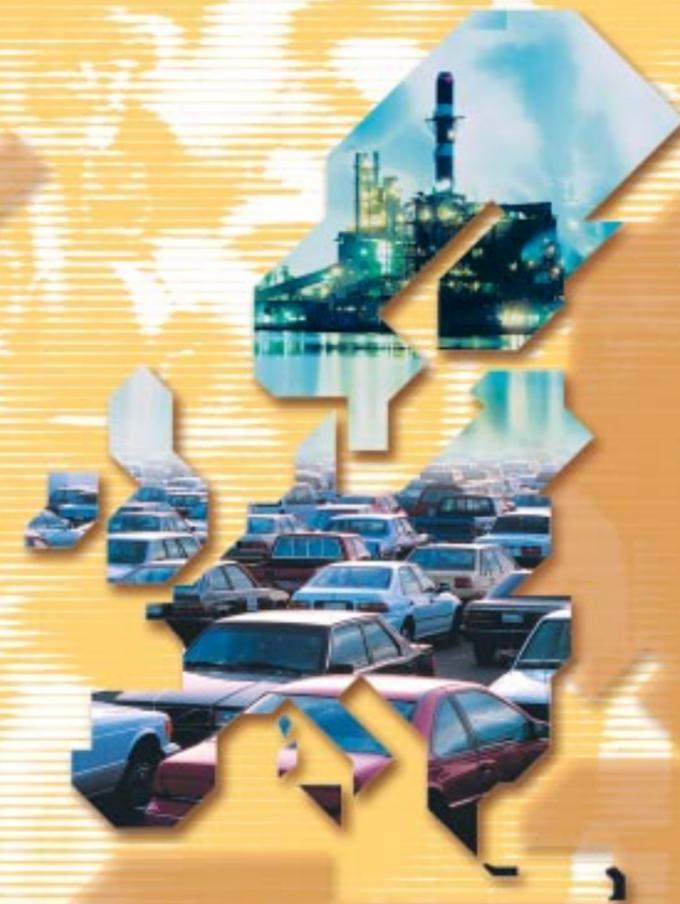
Afin d'atteindre cet objectif, la première et la seconde phase du programme Apehis ont été consacrées à la mise en place d'un réseau de professionnels de l'environnement et de la santé dans 26 villes européennes, d'un système de surveillance épidémiologique fournissant des informations en continue et d'un ensemble d'évaluations d'impact sanitaire de la pollution de l'air dans ces villes.

Ce travail constitue une première étape dans la réponse aux besoins d'information, à l'échelle locale et européenne, des différents publics visés dans ce programme.

APHEIS

Air Pollution and Health: a European Information System

Evaluation de l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique dans 26 villes européennes



Synthèse des résultats européens et résultats détaillés des villes françaises issus du rapport paru en octobre 2002



ISBN : 2-11-093269-4
Tirage : 1 600 exemplaires
Prix : (non vendu)
Imprimé par Maulde & Renou – Paris
Dépôt légal : octobre 2003



INSTITUT DE
VEILLE SANITAIRE

Département santé environnement

12, rue du Val d'Osne - 94415 Saint-Maurice cedex
Tél. : 33 (0) 1 41 79 67 00 - Fax : 33 (0) 1 41 79 67 67
<http://www.invs.sante.fr>

APHEIS

Air Pollution and
Health: a European
Information System

Evaluation de l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique dans 26 villes européennes



**Synthèse des résultats européens et résultats détaillés
des villes françaises issus du rapport paru en octobre 2002**



Financements

Apheis est cofinancé par le Programme sur les pathologies liées à la pollution de l'air de la DG SANCO de la Commission européenne (contrats n° SI2.131174 [99CVF2-604], SI2.297300 [2000CVG2-607] et SI2.326507 [2001CVG2-602]) et par différents instituts participants.

Remerciements

Nous souhaitons remercier plus particulièrement M. Michael Saklad, de Saklad Consultants à Paris, pour son aide dans la préparation de ce document, M. Nino Künzli de l'Institut de médecine sociale et préventive de l'Université de Bâle, M. Philippe Quénel de l'Institut de veille sanitaire à Saint-Maurice, et M. Reinhard Kaiser des Centres pour la prévention et le contrôle des maladies, à Atlanta, pour leurs commentaires et suggestions fort utiles.

GLOSSAIRE

- Airnet** : réseau thématique européen sur pollution atmosphérique et santé
- Aphea** : programme européen « Air Pollution and Health: a European Approach »
- Apheis** : programme européen « Air Pollution and Health: a European Information System »
- Cafe** : programme européen « Clean Air For Europe »
- Cim** : classification internationale des maladies
- Cov** : composés organiques volatils
- CO** : monoxyde de carbone
- CO₂** : dioxyde de carbone
- Dim** : Département d'information médicale
- Drire** : Direction régionale de l'industrie, de la recherche et de l'environnement
- ET** : écart type
- EIS** : évaluation d'impact sanitaire
- Emecas** : étude sur l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique dans 14 villes espagnoles
- Erpurs** : programme régional Ile-de-France « Evaluation des Risques de la Pollution URbaine pour la Santé »
- EUROHEIS** : programme européen : « A european health and environment system for disease and exposure mapping and risk assessment »
- Fer** : fonction exposition-risque
- IARC** : International Agency for Research on Cancer (Centre international de recherche contre le cancer)
- IC** : intervalle de confiance
- Inserm** : Institut national de la santé et de la recherche médicale
- InVS** : Institut de veille sanitaire
- NEHAPs** : National Environment and Health Action PlanS
- NO** : monoxyde d'azote
- NO₂** : dioxyde d'azote
- O₃** : ozone
- pc10** : 10^{ème} percentile de la distribution du polluant
- pc90** : 90^{ème} percentile de la distribution du polluant
- Paca** : Provence Alpes Côte-d'Azur
- Pb** : plomb
- PDU** : plan de déplacement urbain
- PM10** : particules d'un diamètre aérodynamique inférieur à 10 microns
- PM2,5** : particules d'un diamètre aérodynamique inférieur à 2,5 microns
- PMSI** : programme de médicalisation des systèmes d'information
- PPA** : plan de protection de l'atmosphère
- PRQA** : plan régional de la qualité de l'air
- PSAS-9** : programme de surveillance air et santé – 9 villes
- PTS** : particules totales en suspension
- SO₂** : dioxyde de soufre
- WHO** : World Health Organisation (Organisation Mondiale de la Santé)

TABLE DES MATIERES

| | |
|---|-----------|
| Résumé | 9 |
| Qu'est-ce qui caractérise le programme Apehis ? | 9 |
| Qu'avons-nous appris ? | 9 |
| Comment interpréter les résultats ? | 10 |
| Quelles sont les prochaines étapes du programme ? | 11 |
| Les acteurs du programme Apehis | 13 |
| Contexte et objectifs du programme Apehis | 17 |
| Méthodes utilisées dans le programme Apehis | 19 |
| Organisation du Réseau Apehis | 19 |
| Collecte et analyse des données | 22 |
| Evaluation de l'impact sanitaire | 22 |
| Effets à court terme de la pollution atmosphérique particulaire..... | 22 |
| Effets à long terme des particules..... | 23 |
| Synthèse des résultats | 25 |
| Statistiques descriptives | 25 |
| Caractéristiques démographiques | 25 |
| Niveaux de pollution atmosphérique | 25 |
| Indicateurs sanitaires | 31 |
| Mortalité..... | 31 |
| Admissions hospitalières..... | 32 |
| Gains sanitaires potentiels pour différents scénarii de réduction des niveaux de particules PM10 et de Fumées noires | 34 |
| Scénarii de réduction des particules PM10 | 34 |
| Résultats relatifs à la réduction des particules PM10 | 35 |
| Scénarii de réduction des Fumées noires | 42 |
| Résultats relatifs à la réduction des Fumées noires | 42 |
| Comment interpréter les résultats | 45 |
| Validité de la démarche d'évaluation d'impact sanitaire : la pollution atmosphérique est-elle la cause des effets observés ? | 45 |
| Puissance de l'association | 45 |
| Spécificité des effets | 45 |
| Absence d'ambiguïté temporelle | 45 |
| Relation dose-effet | 46 |
| Constance des résultats | 46 |
| Cohérence des preuves | 46 |
| Plausibilité biologique | 46 |
| Preuves de situations « quasi-expérimentales » | 47 |
| Fiabilité des résultats | 47 |
| Rappels des principaux résultats | 47 |

| | |
|--|------------|
| Facteurs influençant la fiabilité des résultats de notre EIS | 48 |
| Prise en compte des incertitudes | 49 |
| Une approche prudente | 49 |
| Délais d'anticipation des décès attribuables à la pollution atmosphérique | 50 |
| Signification des décès attribuables | 50 |
| Conclusion | 57 |
| Perspectives du programme Apehis | 59 |
| Evaluation de l'impact sanitaire dans les neuf villes françaises du programme PSAS-9 | 61 |
| Loi sur l'air, PRQA, PPA, PDU et PSAS-9 | 61 |
| Complémentarité entre Apehis et PSAS-9 | 61 |
| Bordeaux | 63 |
| Le Havre | 69 |
| Lille | 73 |
| Lyon | 79 |
| Marseille | 85 |
| Paris | 91 |
| Rouen | 97 |
| Strasbourg | 101 |
| Toulouse | 107 |
| Annexes | 113 |
| Annexe 1 | 115 |
| WHO guidelines for assessing and using epidemiological evidence for environmental-health risk assessment | 115 |
| Annexe 2 | 117 |
| Exposure – Response (E-R) functions used by Apehis for the HIA | 117 |
| Annexe 3 | 119 |
| Council Directive 1999/30/EC of 22 April 1999 | 119 |
| Annexe 4 | 121 |
| Exposure Assessment | 121 |
| Annexe 5 | 131 |
| Health data for health impact assessment | 131 |
| Annexe 6 | 135 |
| Case studies of interventions to reduce air pollution levels in Dublin, Gothenburg and Stockholm | 135 |



RÉSUMÉ

La pollution de l'air reste un problème de santé publique en Europe, malgré des normes plus sévères en matière de taux d'émissions, une surveillance plus stricte de la pollution atmosphérique et la baisse des niveaux de certains types de polluants atmosphériques.

Cette situation a conduit à la création du programme Apehis en 1999, afin de fournir aux décideurs européens, aux professionnels de l'environnement et de la santé, aux médias et au grand public des informations actualisées et facilement exploitables sur la pollution de l'air et la santé publique, dans le but de les aider à prendre les décisions les mieux adaptées compte tenu des problèmes politiques, professionnels et individuels auxquels ils sont confrontés dans ce domaine.

Pour élaborer cette source d'informations, Apehis a mis en place un réseau rassemblant des professionnels de l'environnement et de la santé au niveau local, régional et national à travers l'Europe. Ce réseau effectue une surveillance épidémiologique qui fournit en permanence les informations nécessaires aux évaluations de l'impact sanitaire (EIS) de la pollution atmosphérique.

Au cours de sa première année d'existence (1999-2000), Apehis a atteint deux objectifs clés : il a défini les meilleurs indicateurs à utiliser pour la surveillance épidémiologique et les EIS et il a identifié les instances les mieux placées pour mettre en œuvre le système de surveillance dans 26 villes de 12 pays européens.

La version complète du rapport Apehis (en anglais) présente les travaux réalisés au cours de la deuxième année du programme Apehis, qui s'est achevé en avril 2002. Il présente en particulier les résultats des EIS effectuées dans toutes les villes, d'abord de façon globale puis individuellement pour chaque ville. La version française présentée ici comprend la partie commune à toutes les villes et les rapports individuels des 9 villes françaises participant au programme Apehis.

Les résultats de cette étude constituent une première étape dans la réponse aux besoins d'information des différents publics ciblés par le programme.

Qu'est-ce qui caractérise le programme Apehis ?

Le programme Apehis a permis d'obtenir une EIS de la pollution atmosphérique à grande échelle en Europe. Ce programme est également le premier à fournir des informations à la fois au niveau local et européen. Plus précisément, Apehis a réalisé simultanément une EIS locale dans chaque ville et a compilé les résultats locaux en une EIS européenne globale regroupant la totalité des villes.

Cette approche multi-niveaux offre deux avantages principaux. Tout d'abord, les évaluations locales fournissent aux villes des données utiles à la prise de décision au niveau local (par exemple pour la planification des transports, la mise au point de mesures de réduction des taux de pollution atmosphérique). Parallèlement, les autorités européennes disposent d'une vue d'ensemble et d'un outil de prise de décision en matière de pollution de l'air et de santé publique au niveau européen.

Qu'avons-nous appris ?

Nous avons choisi différents scénarii d'EIS afin de présenter aux décideurs au niveau local, national et européen un éventail des gains sanitaires potentiels à court et à long termes découlant de différents scénarii de réduction de la pollution atmosphérique. Ces scénarii ont pris en compte les valeurs guides de la Directive 1999/30/CE du 22 avril 1999, concernant les particules PM10 à l'horizon 2005 et 2010.

Certains pays présentant déjà de faibles niveaux de particules PM10 et de Fumées noires, nous avons également proposé un scénario pour des réductions moins importantes, par exemple 5 µg/m³.

En ce qui concerne ce dernier scénario, dans les 19 villes européennes (soit environ 32 millions d'habitants) mesurant des particules PM10, l'EIS estime à 5 547 (la fourchette variant entre 3 235 et 7 439) les décès qui pourraient être évités chaque année si, toutes choses égales par ailleurs, l'exposition à long terme à des concentrations ambiantes de PM10 était réduite de 5 µg/m³. Au moins 15 % de ces décès constituent l'impact à court terme de la pollution atmosphérique dans ces villes.

Si l'on choisit comme indicateur de pollution les Fumées noires dans les 15 villes qui les mesurent, (soit presque 25 millions d'habitants), l'EIS à court terme estime que, toutes choses égales par ailleurs, 577 décès anticipés (la fourchette variant entre 337 et 818) pourraient être évités chaque année par une réduction de 5 µg/m³ des concentrations ambiantes de Fumées noires. Nous n'avons pris en compte pour cet indicateur que l'impact à court terme, car lorsque nous avons fait l'étude, nous ne disposions pas de fonctions exposition-risque pour les risques à long terme d'une exposition aux Fumées noires. Une étude néerlandaise publiée très récemment montre que les risques liés à une exposition à long terme aux Fumées noires sont du même ordre de grandeur que ceux liés à une exposition à long terme aux PM10.

Comme le montrent ces chiffres, si au plan individuel, les risques sanitaires liés aux facteurs environnementaux tels que la pollution atmosphérique sont moindres que ceux liés à d'autres causes, telles que le tabagisme ou l'obésité, le risque lié à la pollution atmosphérique ne doit cependant pas être sous-estimé en terme d'impact sur la santé publique.

En effet, la faible valeur de ces risques au plan individuel (relativement à d'autres risques) ne doit pas occulter le fait que la pollution atmosphérique est omniprésente et que, par conséquent, toute la population y est exposée. Dans ce contexte, des modifications mêmes mineures des niveaux de pollution atmosphérique peuvent avoir un impact non négligeable sur la santé publique.

Ainsi, l'étude conclut que des réductions modestes des niveaux de pollution atmosphérique ont un impact sur la santé publique, et que cet impact justifie la prise de mesures préventives, même dans les villes présentant un niveau modéré de pollution atmosphérique.

Les résultats des évaluations de l'impact sanitaire du programme Apheis sont en outre cohérents avec ceux obtenus par d'autres organismes ayant effectué des études similaires. Nos résultats viennent donc apporter une preuve supplémentaire que la pollution atmosphérique continue d'avoir un réel impact sur la santé publique.

Comment interpréter les résultats ?

Pour permettre de comparer les résultats entre les 26 villes participantes, notre réseau a élaboré une méthode commune s'appuyant sur les recommandations de l'OMS et l'a appliquée de façon standardisée dans toutes les villes.

Certaines incertitudes étant inhérentes aux calculs des EIS, nous avons adopté une approche prudente dans les estimations. Par exemple, en ce qui concerne la mortalité, nous n'avons pas étudié séparément les effets de la pollution atmosphérique sur les nouveaux-nés et les enfants en bas âge, populations pour lesquelles l'impact sanitaire en terme d'années potentielles de vie perdues peut être important même si le risque individuel est faible.

Par ailleurs, nous n'avons pas non plus pris en compte l'impact de la pollution atmosphérique sur d'autres indicateurs sanitaires répertoriés par l'OMS et qui peuvent être pertinents pour les EIS.

Nous avons en outre limité notre analyse aux PM10 et aux Fumées noires parmi les différents indicateurs de pollution possibles. Nous n'avons par exemple pas évalué l'effet indépendant de l'ozone.

Enfin, comme le niveau d'exposition de référence utilisé pour le calcul de l'impact sanitaire influence fortement les résultats, nous avons réalisé les calculs pour une gamme de plusieurs niveaux de référence dans différents scénarii afin de fournir un ensemble d'évaluations réalistes et prudentes des gains sanitaires potentiels liés à une réduction de la pollution atmosphérique.

Une autre préoccupation était l'incertitude liée à l'utilisation de fonctions exposition-risque établies dans d'autres populations que celles étudiées ici. En ce qui concerne l'exposition à court terme à la pollution atmosphérique, ce problème ne se posait pas car nous utilisons les fonctions exposition-risque récemment mises au point par l'étude APHEA 2 dont les villes, à quelques exceptions près, sont les mêmes que celles du programme Apehis.

En revanche, concernant l'exposition à long terme à la pollution atmosphérique, en l'absence d'études européennes sur la mortalité au moment où nous avons réalisé l'étude, nous avons sélectionné la fonction exposition-risque utilisée dans l'EIS réalisée en Autriche, France et Suisse, et basée sur deux études de cohorte américaines réanalysées par le Health Effects Institute. La validité de transposer ces fonctions entre les Etats-Unis et l'Europe reste une question ouverte, car la composition des particules et les caractéristiques des populations peuvent présenter des différences entre les deux continents. Cependant, une étude néerlandaise publiée très récemment sur les effets à long terme de la pollution atmosphérique montre que les résultats européens sont très proches de ceux des études américaines.

Pour finir, le degré d'anticipation des décès liés à la pollution atmosphérique commence à être connu. Dans les études de séries chronologiques réalisées pour étudier les effets à court terme de la pollution atmosphérique, pour les personnes présentant une affection respiratoire chronique, l'anticipation du décès serait, en moyenne, de l'ordre de 2 à 3 semaines. Pour les personnes décédées présentant une affection cardio-vasculaire, l'anticipation du décès serait, en moyenne, de l'ordre de deux mois.

Les études de cohorte sur les effets à long terme de la pollution atmosphérique estiment une augmentation de l'espérance de vie de l'ordre d'un an par individu en moyenne sur l'ensemble de la population dans les villes moins polluées comparées aux villes plus polluées.

Quelles sont les prochaines étapes du programme ?

En traduisant les résultats épidémiologiques en un outil d'aide à la décision, le programme Apehis tente de combler le fossé entre observation et actions.

Au cours de sa deuxième année d'existence, le programme a effectué une EIS d'où il ressort une description prudente, mais fidèle et détaillée, de l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique dans 26 villes européennes. Il montre que la pollution atmosphérique reste une préoccupation de santé publique en Europe.

Pour que les informations que nous obtenons et diffusons soient aussi exactes et à jour que possible, au cours de la troisième année du programme Apehis, qui a débuté en avril 2002, nous mettons au point de nouvelles fonctions exposition-risque sur les effets à court terme de la pollution atmosphérique, en nous basant sur notre système de surveillance épidémiologique. Nous calculons également le nombre d'années de vie perdues ou diminution de l'espérance de vie, en plus du nombre absolu de décès attribuables, afin d'enrichir l'estimation des impacts sanitaires d'une exposition à long terme à la pollution atmosphérique.

Notre mission est de mettre nos résultats à la disposition des publics les plus larges possibles, dans le but de faciliter la prise de décision dans les domaines de la gestion de la qualité de l'air, des réglementations, des systèmes de soin et des comportements individuels. Pour ce faire - pendant la troisième année et pour la première fois - nous explorons et analysons dans un premier temps les besoins en information des décideurs gouvernementaux confrontés au problème de l'impact de la pollution atmosphérique sur la santé publique pour nous permettre d'y répondre le mieux possible, dans la forme et dans le fond.

Dans une future phase du programme Apehis, une nouvelle étape consistera à collaborer avec des économistes afin de calculer les coûts pour la société des impacts sanitaires de la pollution atmosphérique dans les villes participant au programme.

Nous espérons également impliquer le programme Apehis plus étroitement dans les autres programmes locaux, régionaux, nationaux et européens tels que NEHAPs (National Environmental

Action Plans), le réseau européen Airnet et le programme Cafe (Clean Air for Europe) pour partager avec eux nos méthodes et résultats.

Nous rappelons qu'Apheis est un programme évolutif planifié sur plusieurs années et se développant en plusieurs phases, destiné à répondre aux principales questions sur la pollution atmosphérique et la santé publique en Europe. Chaque phase du programme s'appuie sur les résultats des phases précédentes, afin de former un tout cohérent.

Pour être réellement efficace et pouvoir répondre en permanence aux besoins en informations des publics auxquels il s'adresse, le programme Apheis nécessite l'engagement constant et le soutien financier de la Commission européenne et de ses états membres.

Ce rapport, ainsi que d'autres informations concernant le programme Apheis et ses participants, sont disponibles sur le site Web www.apheis.org.



LES ACTEURS DU PROGRAMME Apheis

Centres participants et référents locaux

Athènes : Klea Katsouyanni et Giota Touloumi, Département d'hygiène et d'épidémiologie, Université d'Athènes, Athènes, Grèce.

Barcelone : Lucía Artazcoz et Marc Saez, Institut Municipal de Salut Pública (Institut municipal de santé publique), Barcelone, Espagne.

Bilbao : Koldo Cambra et Eva Alonso, Departamento de Sanidad (Département de Santé du Gouvernement Basque), Gobierno Vasco, Vitoria-Gasteiz, Espagne.

Bucarest : Emilia Maria Niciu, Institutul de Sanatate Publica (Institut de santé publique), Bucarest, Roumanie.

Budapest : Anna Paldy, Eszter Erdei et Janos Bobvos, " Fodor József " Országos Közegészségügyi Központ Országos Környezetegészségügyi Intézet (Centre national " Jozsef Fodor " pour la santé publique, Institut national de santé environnementale), Budapest, Hongrie.

Cracovie : Janusz Swiatczak et Bogdan Wojtyniak, Institut national d'hygiène, Varsovie, Pologne.

Dublin : Pat Goodman et Luke Clancy, Saint James Hospital, Dublin, Irlande.

France, villes du programme PSAS-9 : Sylvie Cassadou (Toulouse), Christophe Declercq et Hélène Prouvost (Lille), Daniel Eilstein (Strasbourg), Laurent Filleul (Bordeaux), Laurence Pascal (Marseille), Philippe Saviuc (Lyon), Abdelkrim Zeghnoun (Rouen, Le Havre), Dave Campagna et Catherine Nunes (Paris), et Alain Le Tertre, Institut de veille sanitaire, Saint-Maurice.

Ljubljana/Celje : Metka Macarol Hiti et Peter Otorepec, Inštitut za Varovanje Zdravja RS, (Institut de santé publique), Ljubljana, République de Slovénie.

Londres : Ross Anderson et Richard Atkinson, Saint George's Hospital Medical School (Ecole de médecine de l'Hôpital Saint Georges), Londres, Royaume Uni.

Madrid : Mercedes Martinez et Belén Zorrilla, Dirección General de Salud Pública, Consejería de Sanidad, Comunidad de Madrid (Département de santé publique, Ministère régional de la santé, Gouvernement régional de Madrid), Madrid, Espagne.

Rome : Paola Michelozzi et Ursula Kirchmayer, ASL RM/E Azienda Sanitaria Locale Roma E (Autorités sanitaires locales de Rome E), Rome, Italie.

Séville : Antonio Daponte, Escuela Andaluza de Salud Pública (Ecole andalouse de santé publique), Grenade, Espagne.

Stockholm/Göteborg : Bertil Forsberg, Umeå Universitet, Institutionen för folkhalsa och klinisk medicin (Université d'Umeå, Département de santé publique et de médecine clinique), Umeå, Suède

Tel-Aviv : Ayana Goren, Département d'épidémiologie et de médecine préventive, Université de Tel-Aviv, Tel-Aviv, Israël.

Valence : Ferran Ballester, Carmen Iñiguez et Jose Luis Bosch (Conseil municipal), Escuela Valenciana de Estudios para la Salud (Ecole de Valence pour les études sanitaires), Valence, Espagne.

Comité scientifique

Ross Anderson, Ecole de médecine de l'hôpital Saint Georges, Londres, Royaume Uni

Emile De Saeger, Centre communautaire de recherches, Institut pour l'environnement et le développement durable, Ispra, Italie

Klea Katsouyanni, Département d'hygiène et d'épidémiologie, Université d'Athènes, Athènes, Grèce

Michal Krzyzanowski, Centre européen OMS pour l'environnement et la santé, Bureau de Bonn, Allemagne

Hans-Guido Mücke, Umweltbundesamt – Agence fédérale pour l'environnement, Centre de collaboration OMS, Berlin, Allemagne

Joel Schwartz, Ecole de santé publique d'Harvard, Boston, Etats-Unis

Roel Van Aalst, Agence européenne pour l'environnement, Copenhague, Danemark

Coordinateurs

Sylvia Medina, Institut de veille sanitaire, Saint-Maurice, France

Antoni Plasència, Institut Municipal de Salut Pública (Institut municipal de santé publique), Barcelone, Espagne

Assistante

Claire Sourceau, Institut de veille sanitaire, Saint-Maurice, France

Contacts

Sylvia Medina, coordinatrice du programme

Département santé environnement, Institut de veille sanitaire (InVS), 12 rue du Val d'Osne, 94410 Saint-Maurice Cedex, France. email: s.medina@invs.sante.fr. fax : +33-1-41-79-67-68.

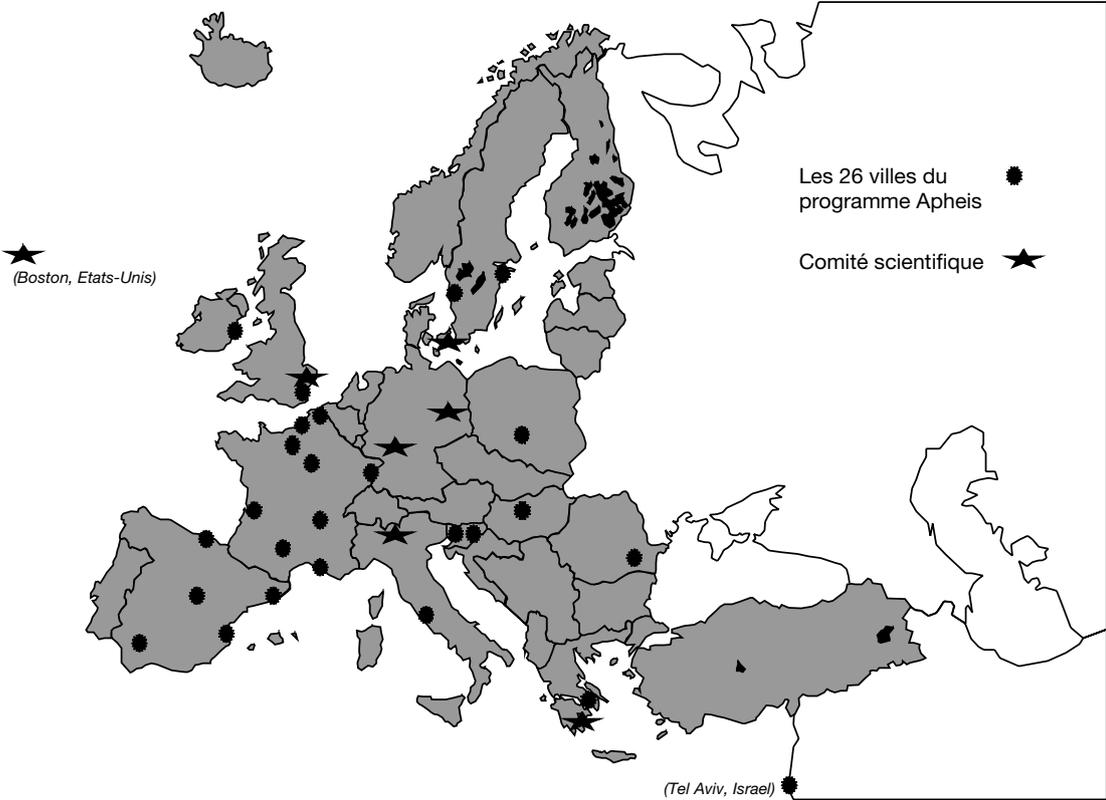
Antoni Plasència, coordinateur du programme

Institut Municipal de Salut Pública de Barcelona, Pl. Lesseps, num 1, 08023 Barcelone, Espagne. email: aplasenc@imsb.bcn.es. fax : +34-93-217-31-97.

Site Web d'Apheis

www.apheis.org

Les centres du programme Apheis





CONTEXTE ET OBJECTIFS DU PROGRAMME Apheis

La pollution de l'air reste un problème de santé publique en Europe, malgré des normes plus sévères en matière de taux d'émissions, une surveillance plus stricte de la pollution atmosphérique et la baisse des niveaux de certains types de polluants atmosphériques.

Cette situation a conduit en 1999 à la création du programme Apheis. Dans le but d'aider à prendre les décisions les mieux adaptées aux problèmes politiques, professionnels et individuels en relation avec la qualité de l'air, le programme Apheis se propose de fournir aux décideurs européens, aux professionnels de l'environnement et de la santé, aux médias et au grand public des informations compréhensibles, actualisées et facilement utilisables sur la pollution de l'air et la santé publique.

Pour élaborer cette source d'information, Apheis a mis en place un système de surveillance épidémiologique générant en continu les données nécessaires aux EIS de la pollution atmosphérique en Europe.

Au cours de sa première année d'existence (1999-2000), Apheis a atteint deux de ses principaux objectifs : il a défini les meilleurs indicateurs à utiliser pour la surveillance épidémiologique et les EIS en Europe ; et il a identifié les structures les plus à même de mettre en œuvre le système de surveillance dans les 26 villes des 12 pays européens participant au programme¹.

Le présent rapport décrit les travaux réalisés au cours de la deuxième année du programme qui s'est achevée en avril 2002. Il constitue une première étape pour répondre aux besoins en information des différents publics ciblés par le programme.

Pour rassembler ces informations, Apheis a mis en place un réseau européen de professionnels de l'environnement et de la santé publique qui réalisent une surveillance épidémiologique et des EIS de la pollution atmosphérique dans 26 villes d'Europe. Les données obtenues sont analysées et présentées par Apheis sous la forme de rapports, tels que celui-ci, afin de satisfaire les besoins en informations évoqués précédemment.

Afin de répondre aux besoins d'information des différents publics visés, ce rapport fournit tout d'abord aux décideurs et aux gouvernements des données et des analyses scientifiques qui pourront les aider à prendre des décisions éclairées concernant la pollution atmosphérique et la santé publique.

Les professionnels de l'environnement y trouveront des informations qui leur permettront d'inclure une perspective de santé publique dans le développement de nouvelles stratégies de mesure de la qualité de l'air.

Les professionnels de la santé et de la santé publique y trouveront des informations scientifiques qui leur permettront d'être mieux informés des impacts sanitaires de la pollution atmosphérique et ainsi de pouvoir mieux conseiller les patients et les décideurs dans ce domaine.

Les médias y trouveront des informations qui les aideront à mieux comprendre les conséquences sanitaires de l'exposition à la pollution atmosphérique et disposeront des données et résultats scientifiques les plus récents dans ce domaine.

Enfin, le grand public y trouvera des informations qui lui permettront de mieux comprendre l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique et d'adapter les comportements personnels.

Organisation du rapport

Dans ce rapport, nous décrivons tout d'abord brièvement l'organisation du réseau Apheis et la méthode employée pour réaliser les EIS.

Nous présentons et comparons ensuite les caractéristiques et les EIS des villes participantes.

La section suivante explique comment interpréter les résultats. Elle est suivie des principales conclusions et des futures étapes envisagées pour le programme.

La dernière section se compose des rapports de chacune des 9 villes françaises, suivie des annexes en anglais.

Références bibliographiques

1. Medina S., Plasència A., Artazcoz L. Quénel P., Katsouyanni K., Mücke HG., De Saeger E., Krzyzanowsky M., Schwartz J. and the contributing members of the Apehis group. APHEIS Monitoring the Effects of Air Pollution on Public Health in Europe. Scientific report, 1999-2000. Institut de veille sanitaire, Saint-Maurice, mars 2001 ; 136 pages (www.apheis.org)



MÉTHODES UTILISÉES DANS LE PROGRAMME Apheis

Organisation du Réseau Apheis

Le programme Apheis comprend 16 centres totalisant 26 villes participantes dans 12 pays européens (Figure A). Chaque centre Apheis appartient à une institution locale, régionale ou nationale active dans le domaine de la santé et de l'environnement.

Pendant la première année du programme, une enquête de faisabilité a montré qu'en termes institutionnels et opérationnels, la plupart des centres Apheis pouvaient créer une organisation capable d'élaborer et d'utiliser des rapports réguliers et standardisés sur les retombées sanitaires de la pollution atmosphérique¹.

L'enquête a également montré que les degrés variables d'implication (local, régional, national) des institutions de chaque centre nécessitaient des modèles organisationnels différents. Ces modèles vont d'une organisation simple, faisant intervenir surtout des professionnels de l'environnement et de la santé publique et des scientifiques d'autres disciplines, jusqu'à une structure complexe et organisée, comprenant un éventail plus large de partenaires scientifiques et techniques et une implication plus forte des institutions dans les décisions, à travers la présence d'un comité institutionnel (Figure B).

Au cours de la deuxième année d'existence du programme Apheis, les différents centres participants ont organisé la collecte et le traitement des données sur l'exposition à la pollution atmosphérique et les indicateurs sanitaires *ad hoc* ainsi que des données concernant les caractéristiques climatiques, géographiques et démographiques de chaque ville. Ceci permet d'établir régulièrement des rapports harmonisés comme celui-ci sur l'EIS de la pollution atmosphérique dans chaque ville.

Les tableaux 1 et 2 décrivent le profil des experts et le niveau d'implication des institutions de chaque centre Apheis. Au total, le programme fait actuellement appel à plus de 200 professionnels dans 26 villes, issus dans leur grande majorité du secteur de la santé (58 %), mais aussi de celui de l'environnement (24 %) et d'autres disciplines (5 %). Ceci donne une moyenne de huit professionnels par centre (de 2 à 23) (Tableau 1). L'enquête a également vérifié que tous les centres pouvaient disposer d'un coordinateur officiel qui, dans la plupart des cas, relevait d'un institut de santé publique.

La plupart des centres témoignent d'un certain niveau d'implication des institutions, soit local (85 %), soit régional (58 %) soit national (31 %) (voir le Tableau 2). Dans 31 % des centres, on observe également la participation d'organisations universitaires ou de défense de l'environnement. Cette participation a été formalisée aux niveaux techniques et scientifiques dans la plupart des villes, avec une implication explicite au niveau décisionnel à Barcelone, dans les neuf villes françaises et les deux villes suédoises.

En conclusion, les modèles organisationnels sur lesquels s'appuie le développement d'Apheis sont aussi vastes que divers en termes de domaines de compétences techniques et scientifiques. De même, des experts locaux, régionaux et nationaux des secteurs de la santé et de l'environnement sont présents dans la majorité des centres. Néanmoins, bien que les structures techniques indispensables aient été créées lors de la première phase, il semble souhaitable d'impliquer davantage les décideurs dans les modèles organisationnels afin de soutenir les activités du programme Apheis à l'avenir.

Figure A. Centres Apheis par pays

| Pays | Centres | Villes |
|-------------|---|--|
| France | France (PSAS-9 Programme) | Bordeaux Le Havre Lille Lyon Marseille Paris Rouen Strasbourg Toulouse |
| Grèce | Athènes | Athènes |
| Hongrie | Budapest | Budapest |
| Irlande | Dublin | Dublin |
| Israël | Tel Aviv | Tel Aviv |
| Italie | Rome | Rome |
| Pologne | Cracovie | Cracovie |
| Roumanie | Bucarest | Bucarest |
| Slovénie | Slovénie | Celje Ljubljana |
| Espagne | Barcelone Bilbao Madrid Séville Valence | Barcelone Bilbao Madrid Séville Valence |
| Suède | Suède | Göteborg Stockholm |
| Royaume Uni | Londres | Londres |

Figure B. Modèle organisationnel général d'Apheis et ses fonctions

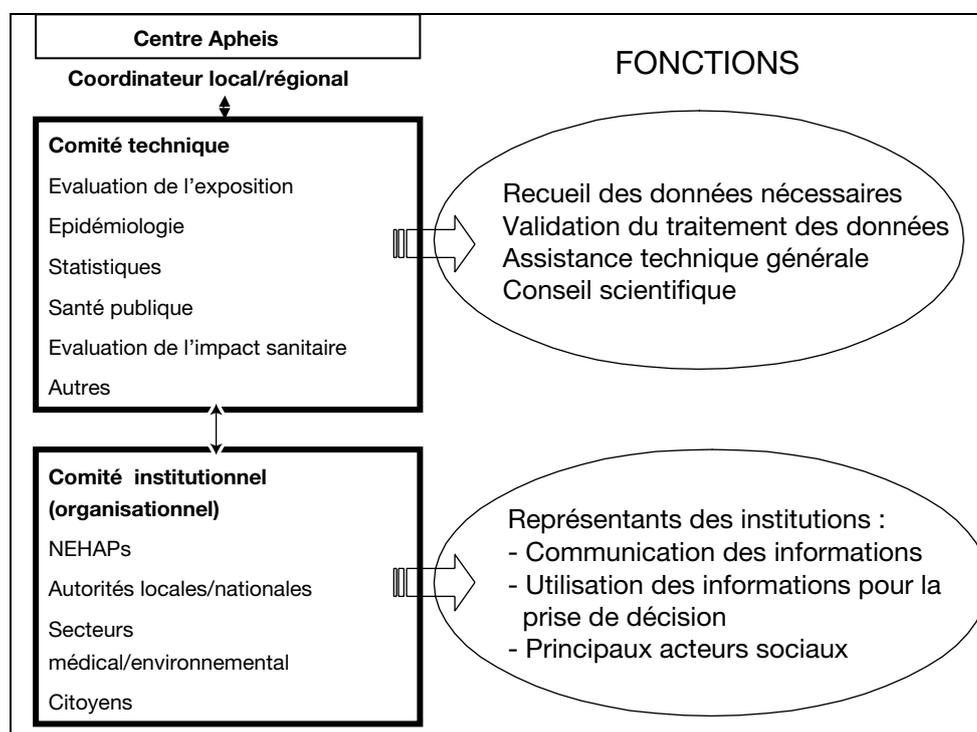


Tableau 1. Nombre de spécialistes actifs dans chaque centre Apehis par domaine de compétence et par ville

| Ville | Coordinateur | Domaine de compétence | | |
|------------|--------------|-----------------------|-------|-------|
| | | Qualité de l'air | Santé | Autre |
| Athènes | 1 | – | – | 1 |
| Barcelone | 1 | 4 | 7 | 2 |
| Bilbao | 1 | 1 | 4 | – |
| Bordeaux | 1 | 2 | 8 | – |
| Bucarest | 1 | 1 | 3 | – |
| Budapest | 1 | 1 | 1 | – |
| Celje | 2 | 1 | 1 | – |
| Cracovie | 1 | 2 | 4 | – |
| Dublin | 1 | – | 1 | – |
| Göteborg | 1 | 4 | 6 | 1 |
| Le Havre | 1 | 2 | 3 | – |
| Lille | 2 | 3 | 8 | – |
| Ljubljana | 1 | 1 | 2 | – |
| Londres | 1 | – | 1 | – |
| Lyon | 1 | 2 | 9 | – |
| Madrid | 1 | 4 | 4 | – |
| Marseille | 1 | 5 | 17 | – |
| Paris | 1 | 3 | 3 | 3 |
| Rome | 1 | (*) | 1 | – |
| Rouen | 1 | 4 | 5 | – |
| Séville | 1 | – | 3 | – |
| Stockholm | 1 | 4 | 6 | 1 |
| Strasbourg | 1 | 2 | 6 | – |
| Tel Aviv | 1 | 2 | 2 | 2 |
| Toulouse | 1 | 1 | 7 | – |
| Valence | 1 | 2 | 9 | – |

(*) désigne un certain niveau d'implication non précisé

Tableau 2. Niveaux d'implication des institutions dans chaque centre Apehis

| Ville | Niveau d'implication des institutions | | | |
|------------|---------------------------------------|----------|----------|-------|
| | Local | Régional | National | Autre |
| Athènes | – | – | – | X |
| Barcelone | X | X | – | X |
| Bilbao | – | X | – | – |
| Bordeaux | X | X | – | – |
| Bucarest | X | – | X | – |
| Budapest | X | – | X | – |
| Celje | X | – | X | – |
| Cracovie | X | – | X | X |
| Dublin | – | – | – | X |
| Göteborg | X | – | X | X |
| Le Havre | X | X | – | – |
| Lille | X | X | – | X |
| Ljubljana | X | – | X | – |
| Londres | X | X | – | – |
| Lyon | X | X | – | – |
| Madrid | X | X | – | – |
| Marseille | X | X | – | – |
| Paris | X | X | – | – |
| Rome | X | X | – | – |
| Rouen | X | X | – | – |
| Séville | – | – | – | X |
| Stockholm | X | – | X | X |
| Strasbourg | X | X | – | – |
| Tel Aviv | X | – | X | – |
| Toulouse | X | X | – | – |
| Valence | X | X | – | – |

Collecte et analyse des données

Les méthodes de collecte et d'analyse des données sur la pollution atmosphérique et des données sanitaires dans les 26 villes européennes ont été décrites dans le rapport de la première année du programme. Les membres d'Apheis ont élaboré un protocole pour la création et la mise en œuvre du système de surveillance épidémiologique. Ils ont également mis au point un protocole commun de collecte et d'analyse des données pour l'évaluation de l'impact sanitaire¹.

Évaluation de l'impact sanitaire

Dans le domaine de la pollution atmosphérique, l'EIS peut jouer un rôle dans l'évaluation de différents scénarii réglementaires de réduction des niveaux de pollution, dans l'évaluation de nouvelles directives de qualité de l'air et dans le calcul des coûts économiques externes de la pollution atmosphérique ou des réductions de ces coûts liées à des mesures préventives.

L'EIS dans ce domaine fournit le nombre d'événements sanitaires attribuables à la pollution atmosphérique dans la population cible.

Pour mener à bien sa tâche, Apheis a appliqué les recommandations de l'OMS pour l'évaluation et l'utilisation des preuves épidémiologiques dans l'évaluation des risques sanitaires liés à l'environnement^a. Sur cette base, le programme a élaboré son propre protocole d'analyse statistique et d'EIS¹.

Les principales étapes de l'EIS se décomposent comme suit :

- a. Quantification de l'exposition
- b. Définition des indicateurs sanitaires
- c. Sélection des fonctions exposition-risque quantifiées par les risques relatifs (RR) correspondants
- d. Calcul de l'incidence des indicateurs sanitaires considérés dans la population étudiée
- e. Calcul du nombre de cas attribuables dans la population étudiée.

Effets à court terme de la pollution atmosphérique particulaire

Pour sa première évaluation de l'impact sanitaire, Apheis a analysé les effets à court terme des particules (PM10 et Fumées noires) sur la mortalité anticipée et les admissions hospitalières^b.

Pendant cette phase de notre travail, nous avons utilisé les risques relatifs récemment estimés par l'étude APHEA 2^c pour les indicateurs sanitaires suivants :

- Effets à court terme de la pollution atmosphérique sur la mortalité totale, à l'exception des accidents et des morts violentes.
- Effets à court terme sur les admissions hospitalières pour pathologies respiratoires chez les 65 ans et plus.
- Effets à court terme sur les admissions hospitalières pour pathologies cardiaques tous âges confondus.

Dans les futures phases du projet, Apheis mettra au point de nouvelles fonctions exposition-risque des effets à court terme de la pollution atmosphérique et augmentera le nombre d'indicateurs sanitaires étudiés.

Les estimations des impacts des variations à court terme de la pollution atmosphérique, sont basées sur des études de séries temporelles et ne représentent qu'une part des impacts totaux qui comprennent également les effets des expositions à long terme.

^a Pour une description plus détaillée des directives de l'OMS, voir Annexe 1

^b Décès anticipés = ce sont les décès qui n'auraient pas eu lieu ce jour là si les niveaux de pollution atmosphérique avaient été au niveau de référence (Voir chapitre Interprétation des résultats)

^c Voir les fonctions exposition-risque sélectionnées dans Annexe 2

Effets à long terme des particules

Les conclusions du groupe de travail OMS de novembre 2001² indiquent que les estimations les plus complètes de l'impact sanitaire de l'exposition à la pollution atmosphérique sont celles basées sur les études de cohorte. Par conséquent, nous avons également estimé les impacts d'une exposition à long terme aux particules sur la mortalité. Dans ce but, nous avons utilisé la fonction exposition-risque utilisée dans l'EIS réalisée en Autriche, en France et en Suisse, qui se base sur deux études de cohorte américaines^a.

Pour les phases suivantes, le programme Apehis utilisera les fonctions exposition-risque les plus récentes disponibles afin d'évaluer les effets à long terme de la pollution atmosphérique.

Références bibliographiques

1. Medina S., Plasència A., Artazcoz L. Quénel P., Katsouyanni K., Mücke HG., De Saeger E., Krzyzanowsky M., Schwartz J. and the contributing members of the APHEIS group. APHEIS Monitoring the Effects of Air Pollution on Public Health in Europe. Scientific report, 1999-2000. Institut de veille sanitaire, Saint-Maurice, mars 2001 ; 136 pages (www.apheis.org)
2. Quantification of health effects of exposure to air pollution. WHO, Regional Office for Europe, Copenhagen 2001, (E74256).

^a Voir les fonctions exposition-risque sélectionnées dans l'Annexe 2.



SYNTHÈSE DES RÉSULTATS

Statistiques descriptives

Les figures et tableaux suivants présentent les caractéristiques démographiques des villes du programme Apehis, les niveaux de pollution particulaire observés et les indicateurs sanitaires utilisés pour évaluer l'impact de la pollution atmosphérique.

Caractéristiques démographiques

La population totale étudiée dans cette phase s'élève à presque 39 millions d'habitants de l'Europe de l'Ouest et de l'Est. La proportion des personnes de 65 ans et plus est d'environ 15 %, la proportion la plus élevée étant observée à Barcelone et la plus faible à Londres.

Tableau 3. Caractéristiques démographiques des 26 villes

| Ville | Année | Population | Population de 65 ans et plus |
|------------|-------|------------|------------------------------|
| | | Nombre | Pourcentage |
| Athènes | 1996 | 3 072 922 | 13 |
| Barcelone | 1999 | 1 505 581 | 20,7 |
| Bilbao | 1996 | 647 761 | 16,4 |
| Bordeaux | 1999 | 584 164 | 15,8 |
| Bucarest | 1999 | 2 028 000 | 13 |
| Budapest | 1999 | 1 775 587 | 17,5 |
| Celje | 1999 | 50 121 | 14 |
| Cracovie | 1999 | 738 150 | 13,4 |
| Dublin | 1998 | 510 139 | 13,1 |
| Göteborg | 2000 | 462 470 | 16,4 |
| Le Havre | 1999 | 254 585 | 15,1 |
| Lille | 1999 | 1 091 156 | 12,8 |
| Ljubljana | 1999 | 267 763 | 14,8 |
| Londres | 1999 | 7 285 100 | 12,6 |
| Lyon | 1999 | 782 828 | 15,7 |
| Madrid | 1998 | 2 881 506 | 17,8 |
| Marseille | 1999 | 856 165 | 18,7 |
| Paris | 1999 | 6 164 418 | 13,8 |
| Rome | 1995 | 2 685 890 | 17,2 |
| Rouen | 1999 | 434 924 | 15,2 |
| Séville | 1996 | 697 485 | 13,5 |
| Stockholm | 1999 | 1 163 015 | 15,6 |
| Strasbourg | 1999 | 451 133 | 13,3 |
| Tel Aviv | 1996 | 1 139 700 | 14,2 |
| Toulouse | 1999 | 690 162 | 13,5 |
| Valence | 1996 | 746 683 | 16,1 |

Niveaux de pollution atmosphérique

Dans cette évaluation de l'impact sanitaire, nous avons utilisé dans chaque ville, les données de PM10 ou de Fumées noires les plus récentes et pour lesquelles une année complète était disponible. Nous n'avons en outre utilisé que les mesures représentatives des zones de l'exposition des populations étudiées. La plupart du temps, ce critère limite la sélection aux mesures enregistrées par les stations urbaines (ou de fond). Dans l'Annexe 4 figure une description complète du réseau de mesure de la qualité de l'air de chaque ville, avec le nombre total et le type des stations de surveillance ainsi que le nombre de stations utilisées pour l'EIS.

Les Fumées noires ont été mesurées dans 15 villes : Athènes, Barcelone, Bilbao, Bordeaux, Celje, Cracovie, Dublin, Le Havre, Lille, Ljubljana, Londres, Marseille, Paris, Rouen et Valence.

Les PM10 ont été mesurées dans 19 villes : Bordeaux, Bucarest, Budapest, Celje, Cracovie, Göteborg, Lille, Ljubljana, Londres, Lyon, Madrid, Marseille, Paris, Rome, Séville, Stockholm, Strasbourg, Tel Aviv et Toulouse. Bilbao possédait des données de PM10 provenant d'une seule station de surveillance qui ne reflète pas forcément avec précision l'exposition moyenne des résidents de la zone de Bilbao. Pour cette raison, les données sur les PM10 de Bilbao ne figurent pas dans le rapport principal.

Certaines villes ont fourni à la fois des mesures de PM10 et de Fumées noires.

Selon la Directive 1999/30/CE du 22 avril 1999 relative aux valeurs limites pour les concentrations ambiantes du dioxyde de soufre (SO₂), du dioxyde d'azote (NO₂), des oxydes d'azote, des particules et du plomb (Journal Officiel L 163, 29/06/1999 P. 0041 – 0060)^a, la valeur limite de 50 µg/m³ des PM10 sur une durée de 24 heures ne doit pas être dépassée plus de 35 jours par an au 1^{er} janvier 2005 et pas plus de sept jours par an au 1^{er} janvier 2010 dans les Etats membres. De même, la moyenne annuelle des PM10 ne doit pas dépasser 40 µg/m³ au 1^{er} janvier 2005 et 20 µg/m³ au 1^{er} janvier 2010.

Le Tableau 4 et les Figures 1 et 2 donnent une indication des niveaux actuels de particules dans les 26 villes (niveaux moyens, écart type [ET] et percentiles (10^{ème} et 90^{ème}) de la distribution du polluant dans chaque ville).

Pour une lecture correcte de ces tableaux, il convient de rappeler qu'il est difficile de comparer les niveaux de pollution atmosphérique entre les différentes villes, en raison de l'utilisation d'années de référence différentes et des éventuelles différences liées aux techniques de mesure (voir la section « Comment interpréter les résultats » et l'Annexe 4).

Tableau 4. Niveaux de PM10 et de Fumées noires dans les 26 villes

| Ville | Année | PM10 | | | | Fumées noires | | | |
|------------|-------------|---------|-----------------|------------------|------------------|---------------|------|------|------|
| | | Moyenne | ET ¹ | P10 ² | P90 ³ | Moyenne | ET | pc10 | pc90 |
| Athènes | 1996 | | | | | 65,9 | 29,6 | 32,6 | 108 |
| Barcelone | 1999 | | | | | 32,9 | 13,5 | 19,2 | 48,4 |
| Bilbao | 1998 | | | | | 18,4 | 10,7 | 7,8 | 32,9 |
| Bordeaux | 2000 | 20,1 | 10,1 | 10,3 | 32,4 | 15,3 | 10,2 | 5,5 | 30,6 |
| Bucarest* | 1999 | 73* | 13* | 58,9* | 86,1* | | | | |
| Budapest | 1999 | 29,5 | 11,3 | 16,2 | 45,2 | | | | |
| Celje | 1999 | 36 | 19,3 | 14,8 | 58,7 | 15,6 | 14,1 | 4 | 32 |
| Cracovie | 1999 | 45,4 | 31,6 | 20,5 | 79 | 36,5 | 40 | 10,5 | 75 |
| Dublin | 1998 | | | | | 11,2 | 6,5 | 5 | 19,9 |
| Göteborg | 2000 | 14 | 7 | 6,8 | 22,3 | | | | |
| Le Havre | 1998 | | | | | 9,3 | 9,2 | 2,8 | 20,5 |
| Lille** | 1999-2000** | 19,5 | 7,9 | 11 | 30 | 8,1 | 6,8 | 2 | 18 |
| Ljubljana | 1999 | 35,7 | 19,5 | 15,7 | 61,7 | 18,3 | 15,5 | 6 | 36,7 |
| Londres | 1999 | 21,8 | 8,2 | 14 | 32 | 9,5 | 6 | 4 | 16 |
| Lyon | 2000 | 23 | 12 | 11,8 | 37,3 | | | | |
| Madrid | 1998 | 36,9 | 16,4 | 19,8 | 56,1 | | | | |
| Marseille | 2000 | 24,4 | 9,2 | 13,5 | 33,5 | 16,9 | 15,8 | 4 | 41,6 |
| Paris | 1998 | 24 | 13,6 | 12 | 38,9 | 19 | 16,8 | 7,4 | 34,8 |
| Rome | 1999 | 43,3 | 17,4 | 25,6 | 66,6 | | | | |
| Rouen | 1998 | | | | | 9,8 | 14 | 2,5 | 19,2 |
| Séville | 1996 | 44,4 | 10,7 | 32,1 | 58,9 | | | | |
| Stockholm | 2000 | 14 | 5,3 | 7,4 | 24 | | | | |
| Strasbourg | 1999 | 22,3 | 10,9 | 10,4 | 36 | | | | |
| Tel Aviv | 1996 | 56,4 | 97,8 | 24 | 78 | | | | |
| Toulouse | 2000 | 17,9 | 8,3 | 9 | 29 | | | | |
| Valence | 1999 | | | | | 23,5 | 15,6 | 10,5 | 44,9 |

¹ ET, écart-type

² pc10 : 10^{ème} percentile de la distribution

³ pc90 : 90^{ème} percentile de la distribution

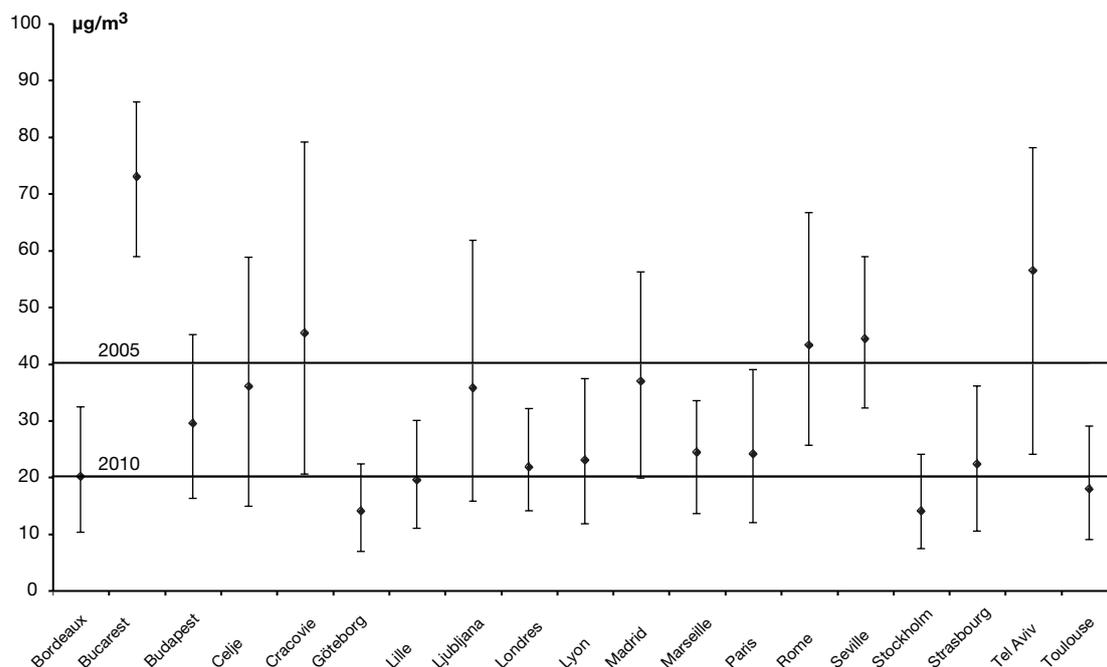
* A Bucarest, les mesures n'étaient disponibles que pour les jours de semaine du lundi au jeudi

** Pour Lille, les mesures de PM10 concernaient l'année 2000 et celles de Fumées noires concernaient l'année 1999

^a Voir Annexe 3

Dans la Figure 1, les lignes horizontales représentent les valeurs limites de 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ et de 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ fixées par la CE et qui doivent être atteintes respectivement en 2005 et 2010.

Figure 1. Niveaux moyens annuels et percentiles (10^{ème} et 90^{ème}) de la distribution des PM10



Les niveaux de PM10 les plus élevés sont observés à Bucarest, mais les mesures de cette ville n'étaient réalisées que pour quatre jours de la semaine (du lundi au jeudi), ce qui peut expliquer les valeurs élevées observées.

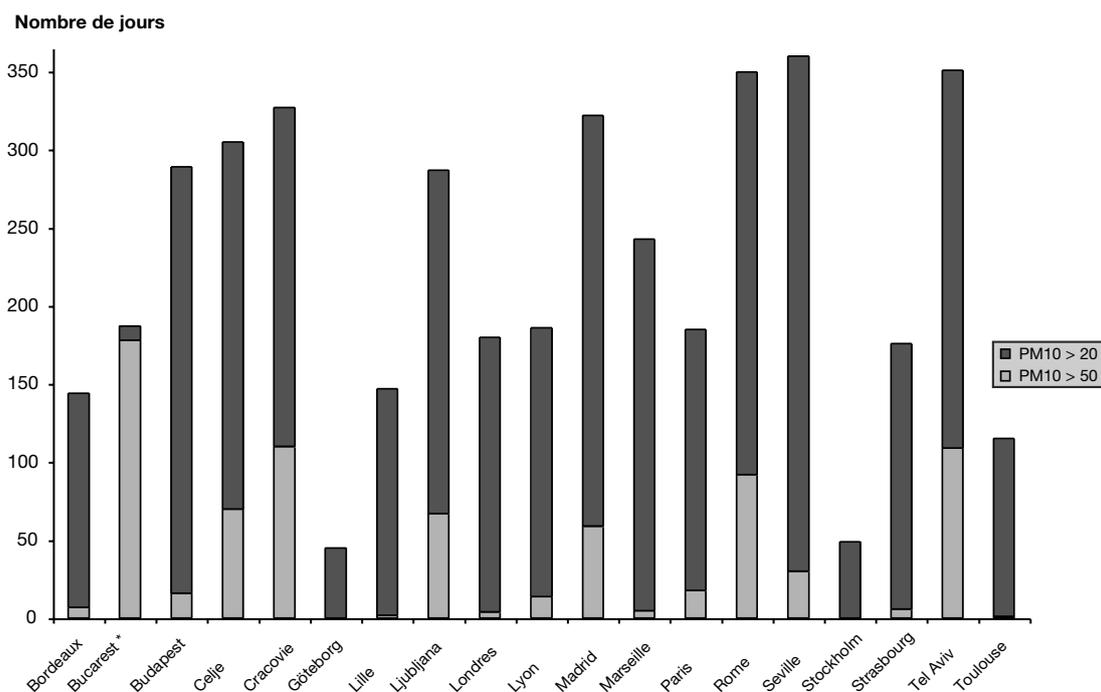
Des niveaux de PM10 élevés sont également observés à Tel Aviv, mais ils sont en partie influencés par les sables apportés du désert par les vents. Cracovie, Rome et Séville ont des niveaux de PM10 supérieurs à 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Les valeurs moyennes de la plupart des villes sont comprises entre 40 et 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Göteborg, Lille, Stockholm et Toulouse ont des niveaux inférieurs à 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Il convient de nouveau de rappeler qu'il s'agit là de moyennes annuelles d'années différentes et que les écarts observés entre les différentes villes peuvent être en partie liés à des techniques de mesures différentes (voir la section « Comment interpréter les résultats » et l'Annexe 4).

Pour chaque ville mesurant les PM10, la Figure 2 utilise différentes échelles de gris pour indiquer le nombre de jours par an au cours desquels la moyenne journalière de PM10 a dépassé les limites de 20 et 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Figure 2. Nombre de jours par an au cours desquels la moyenne journalière de PM10 a dépassé les limites de 20 et 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$



* Les mesures de Bucarest n'ont été disponibles que pour quatre jours de la semaine (du lundi au jeudi).

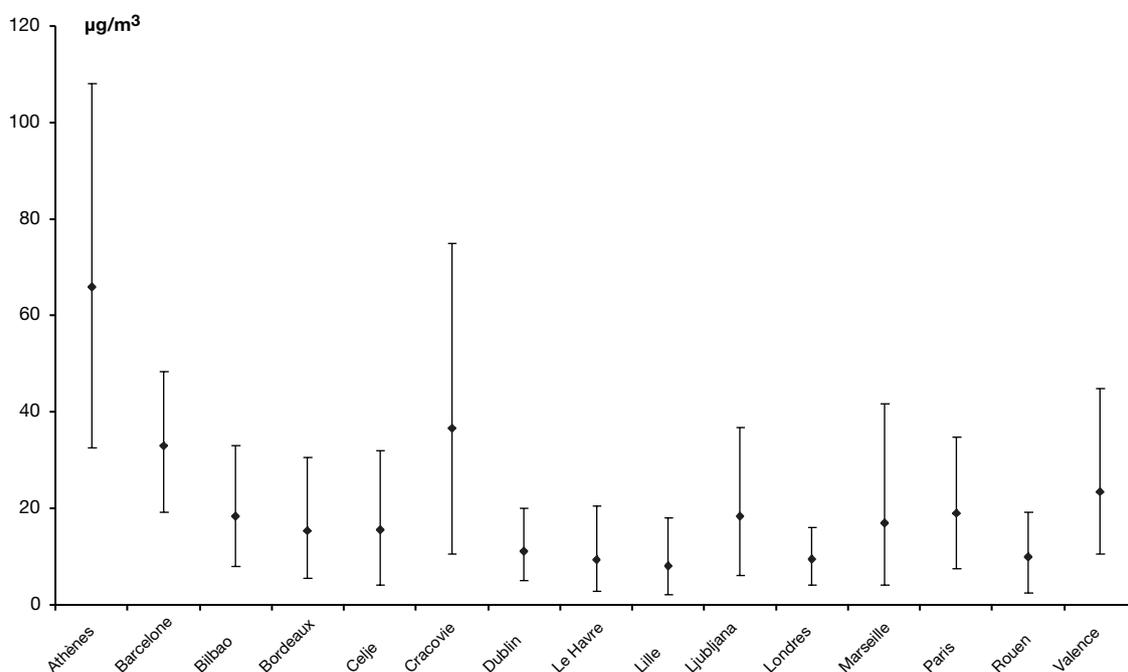
La moyenne journalière de PM10 dépasse souvent le seuil de 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Sur un an, le niveau journalier de PM10 a dépassé 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pendant 300 jours ou plus à Celje, Cracovie, Madrid, Rome, Séville et Tel Aviv. Si nous exceptons Bucarest, ce seuil a été dépassé 150 jours ou plus à Budapest, Ljubljana, Londres, Lyon, Marseille, Paris et Strasbourg.

Le nombre annuel de jours ayant dépassé 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ est le plus élevé à Cracovie (110 jours), Rome (92) et Tel Aviv (109), si nous exceptons Bucarest. Viennent ensuite Celje (70), Ljubljana (67) et Madrid (59).

Dans les autres villes, le seuil de 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ n'a été dépassé que quelques jours, et sont donc d'ores et déjà en conformité avec les valeurs limites journalières de PM10 fixées pour 2005 et qui ne doivent pas être dépassées plus de 35 fois par an.

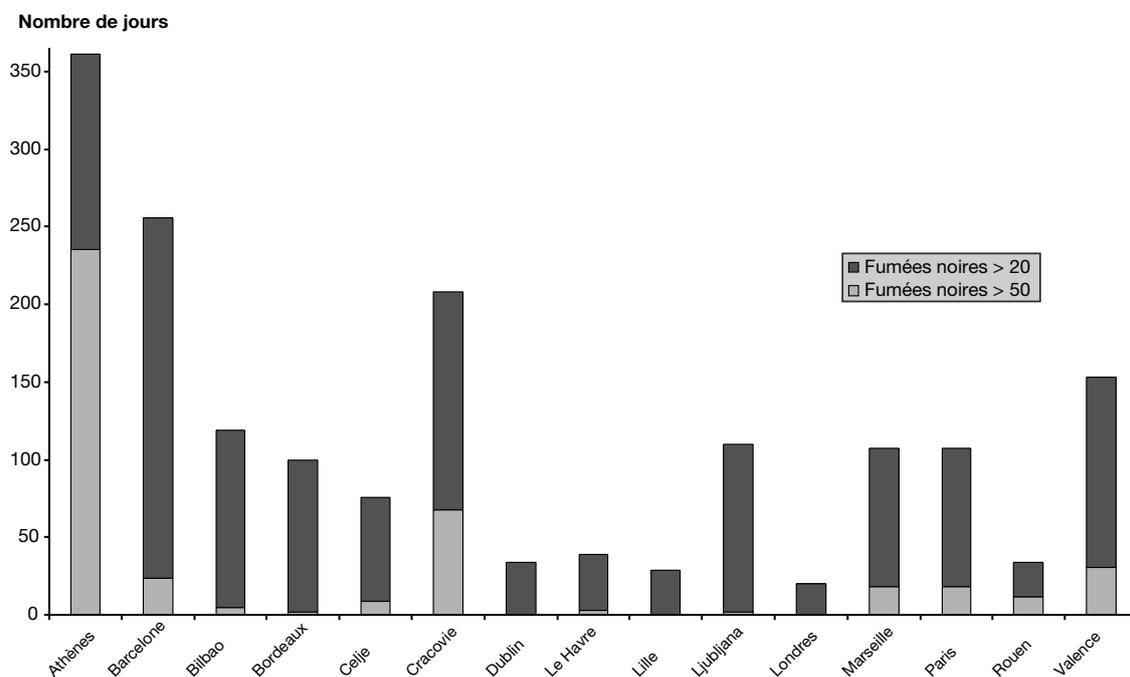
Figure 3. Niveaux moyens annuels et percentiles (10^{ème} et 90^{ème}) de la distribution des Fumées noires



En ce qui concerne les Fumées noires, les niveaux moyens les plus élevés sont observés à Athènes. L'une des raisons de ces chiffres élevés est que les deux stations sélectionnées pour la mesure des Fumées noires se trouvent au centre-ville d'Athènes, et peuvent être qualifiées de stations de proximité automobile.

Viennent ensuite Barcelone, Cracovie et Valence avec des moyennes annuelles dépassant les 20 µg/m³. Les niveaux de Fumées noires les plus bas (moins de 10 µg/m³) ont été relevés au Havre, à Lille, à Londres et à Rouen.

Figure 4. Nombre de jours par an au cours desquels les moyennes journalières de Fumées noires ont dépassé les limites de 20 et 50 µg/m³



Athènes comptabilise le nombre le plus élevé de jours de dépassement des limites de 50 et 20 µg/m³ sur 24 heures. Dans cette ville, sur un an, les niveaux journaliers moyens de Fumées noires ont dépassé 50 µg/m³ pendant 235 jours et 20 µg/m³ pendant 361 jours. Ces niveaux élevés sont probablement influencés par la proximité de la circulation automobile.

A Barcelone, le nombre de jours de dépassement du seuil de 20 µg/m³ sur 24 heures s'élève à 256, il est de 119 à Bilbao, de 100 à Bordeaux, de 208 à Cracovie, de 110 à Ljubljana, de 107 à Marseille et Paris et de 153 à Valence.

A Barcelone, Cracovie et Valence, le nombre de jours de dépassement du seuil de 50 µg/m³ s'élève respectivement à 24, 68 et 31 jours.

Indicateurs sanitaires

L'Annexe 5 donne une description complète des indicateurs sanitaires utilisés, du type des sources, de l'existence d'un programme de contrôle de la qualité, du type de codage utilisé, de l'exhaustivité des données et des conclusions sur la possibilité de comparer les données entre elles.

Mortalité

Après vérification des différents éléments présentés dans l'Annexe 5, les données de mortalité pour les 26 villes peuvent être comparées de façon fiable.

Le Tableau 5 représente le nombre moyen journalier de décès, à l'exception des morts violentes, et les taux de mortalité normalisés par tranche d'âge toutes causes confondues, morts violentes comprises, dans les 26 villes d'Apheis, en prenant la population européenne comme base de référence (IARC 1982).

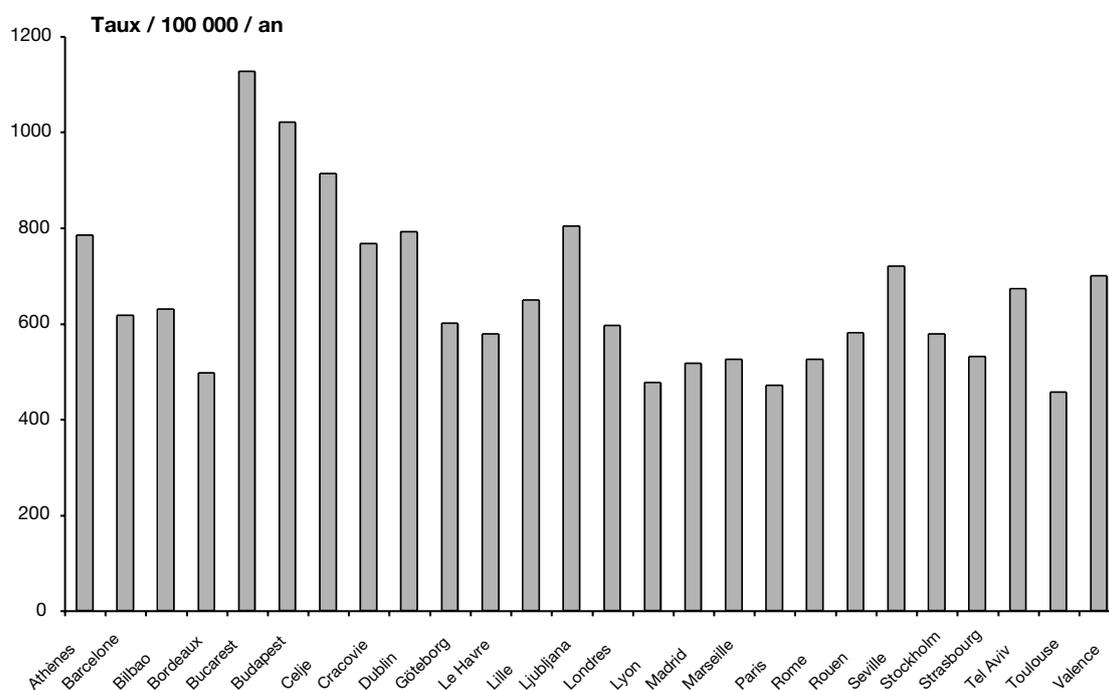
Tableau 5. Moyenne journalière (écart type) du nombre de décès et taux de mortalité standardisés dans les 26 villes

| Ville | Année | Mortalité totale* | | Standardisation ** |
|------------|-------|---------------------|--------------|--------------------|
| | | Moyenne journalière | (écart type) | Taux de mortalité |
| Athènes | 1996 | 74,5 | (14) | 784,4 |
| Barcelone | 1999 | 41,2 | (10,1) | 616,4 |
| Bilbao | 1998 | 13,8 | (4,1) | 630 |
| Bordeaux | 1999 | 12,1 | (3,9) | 497 |
| Bucarest | 1999 | 59,2 | (13,1) | 1127 |
| Budapest | 1999 | 73,6 | (10,7) | 1020,6 |
| Celje | 1999 | 1,7 | (0,35) | 913 |
| Cracovie | 1999 | 18,3 | (4,8) | 766,5 |
| Dublin | 1998 | 12,4 | (3,6) | 791 |
| Göteborg | 1999 | 13,1 | (3,8) | 600 |
| Le Havre | 1998 | 5,4 | (2,3) | 578 |
| Lille | 1998 | 21,9 | (4,8) | 648,5 |
| Ljubljana | 1999 | 7,7 | (1,6) | 803,5 |
| Londres | 1999 | 157 | (35) | 595,6 |
| Lyon | 1998 | 15,2 | (4,3) | 476,9 |
| Madrid | 1998 | 61,7 | (12) | 516,8 |
| Marseille | 1998 | 20,9 | (4,9) | 524,8 |
| Paris | 1998 | 115,6 | (14,8) | 470,2 |
| Rome | 1999 | 59 | (13) | 524,9 |
| Rouen | 1998 | 9,6 | (3,5) | 580 |
| Séville | 1996 | 15,4 | (4,7) | 719 |
| Stockholm | 1999 | 30,3 | (6,4) | 578 |
| Strasbourg | 1998 | 8,2 | (2,8) | 530,6 |
| Tel Aviv | 1996 | 27,2 | (5,5) | 672 |
| Toulouse | 1998 | 11,4 | (3,5) | 456 |
| Valence | 1999 | 17,3 | (5,9) | 699,8 |

* CIM9<800

** Taux de mortalité standardisés par groupe de 100 000 personnes, morts violentes comprises, prenant la population européenne comme base de référence (IARC 1982)

Figure 5. Taux de mortalité standardisés toutes causes confondues dans les 26 villes.



Les taux de mortalité standardisés toutes causes de décès confondues, y compris les morts violentes, sont les plus élevés à Bucarest, Budapest et Celje et varient entre 1 127 pour 100 000 à Bucarest contre 450-500 pour 100 000 à Bordeaux, Lyon, Paris et Toulouse.

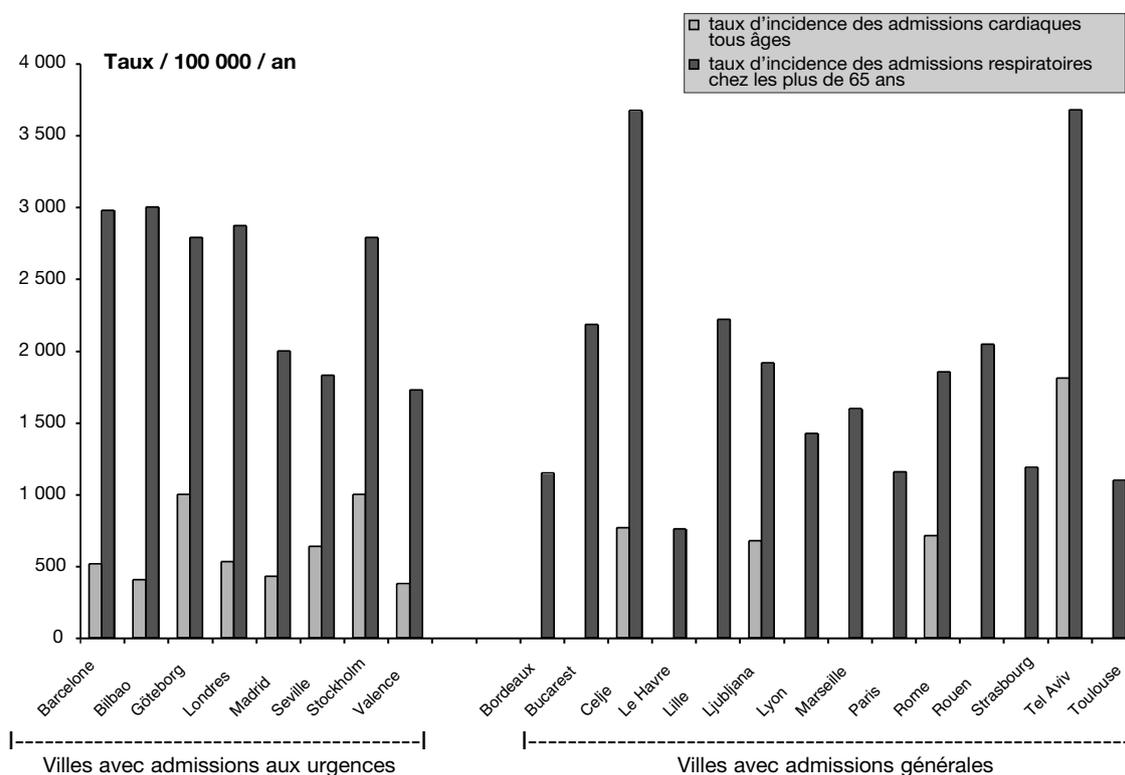
Admissions hospitalières

Vingt deux villes disposaient de données sur les admissions hospitalières. Bien que la plupart des villes possèdent des données provenant de registres accompagnés d'un programme de contrôle de la qualité, il existe des limites à la comparaison des données entre les villes.

Le principal problème pour la comparaison est la différence dans le type des admissions hospitalières disponibles : nombre total d'admissions versus admissions aux urgences. Par conséquent, les comparaisons des admissions hospitalières présentées dans la Figure 6 sont divisées en deux groupes : les villes possédant des données précisant les admissions hospitalières aux urgences (Barcelone, Bilbao, Göteborg, Londres, Madrid, Séville, Stockholm et Valence) ; et les villes ne pouvant pas fournir une distinction entre les admissions aux urgences et les admissions générales (Bordeaux, Celje, Le Havre, Lille, Ljubljana, Lyon, Marseille, Paris, Rome, Rouen, Strasbourg, Tel Aviv et Toulouse).

Une description individuelle des admissions hospitalières dans chaque ville et les EIS correspondantes figurent dans la suite de ce rapport.

Figure 6. Taux d'incidence des admissions hospitalières dans 22 villes (huit avec admissions aux urgences, 14 avec admissions générales).



Dans les 8 villes disposant de données sur les admissions hospitalières aux urgences, les taux d'incidence des admissions pour pathologies cardiaques, toutes tranches d'âge confondues, sont les plus élevés à Göteborg et Stockholm (999 pour 100 000). Les taux d'incidence des admissions pour pathologies respiratoires des plus de 65 ans sont les plus élevés à Barcelone, Bilbao, Londres et les villes suédoises (presque 3 000 pour 100 000).

Le fait que les autres villes ne puissent fournir une distinction entre les admissions aux urgences et les admissions générales rend difficile les comparaisons (voir Annexe 5).

Gains sanitaires potentiels pour différents scénarii de réduction des niveaux de particules PM10 et de Fumées noires

Les résultats des EIS présentés ci-dessous portent seulement sur les effets sur la mortalité d'une exposition à court et long terme aux particules. En raison des difficultés de comparaison évoquées ci-dessus, les EIS sur les admissions hospitalières ne sont présentées que ville par ville.

Scénarii de réduction des particules PM10

Conformément à la Directive 1999/30/CE du 22 avril 1999 relative aux valeurs limites pour les concentrations ambiantes du dioxyde de soufre (SO₂), du dioxyde d'azote (NO₂), des oxydes d'azote, des particules et du plomb (Journal Officiel L 163, 29/06/1999 P. 0041 – 0060)^a décrite précédemment, et pour tenir compte du fait que certains pays présentent d'ores et déjà de faibles niveaux de PM10, nous proposons l'EIS pour les scénarii suivants de réduction des niveaux de PM10.

Scénarii pour les effets à court terme

Nous avons utilisé trois scénarii pour estimer les effets aigus d'une exposition à court terme aux particules sur la mortalité anticipée sur une année :

- réduction des niveaux de PM10 à 50 µg/m³ sur 24 heures (valeurs limites pour 2005 et 2010), pour l'ensemble des jours dépassant cette valeur
- réduction des niveaux de PM10 à 20 µg/m³ sur 24 heures (pour tenir compte des villes présentant de faibles taux de PM10), pour l'ensemble des jours dépassant cette valeur
- réduction de 5 µg/m³ de l'ensemble des valeurs journalières sur 24 heures de PM10 (pour tenir compte des villes présentant de faibles taux de PM10).

Scénarii pour les effets à long terme

Nous avons utilisé quatre scénarii pour estimer les effets chroniques d'une exposition à long terme aux particules sur la mortalité sur une année :

- réduction de la valeur moyenne annuelle des PM10 à un niveau de 40 µg/m³ (valeurs limites pour 2005)
- réduction de la valeur moyenne annuelle des PM10 à un niveau de 20 µg/m³ (valeurs limites pour 2010 des particules PM10)
- réduction de la valeur moyenne annuelle des PM10 à un niveau de 10 µg/m³ (pour tenir compte des villes présentant de faibles taux de PM10)
- réduction de 5 µg/m³ de la valeur moyenne annuelle des PM10 (pour tenir compte des villes présentant de faibles taux de PM10).

Le cas de Bucarest

Pour établir des comparaisons avec les résultats de l'EIS dans les autres villes étudiées par le programme Apehis, nous avons remplacé les valeurs des PM10 qui manquaient pour Bucarest (seules des mesures pour quatre jours de la semaine étaient disponibles).

D'après le projet PEACE^b, les niveaux de PM10 varient généralement peu entre les jours de la semaine et les week-ends, de l'ordre de -5 % à -7 %. Cependant, pendant les campagnes

^a Voir Annexe 3

^b Hoek G, Forsberg B, Borowska M, Hlawiczka S, Vaskövi H, Welinder H, Branis M, Benes I, Kotesovec F, Hagen LO, Cyrus J, Jantunen M, Roemer W, Brunekreef B. Wintertime PM10 and Black smoke concentrations across Europe: results from the PEACE study *Atmospheric Environment* 1997; 31: 3609-3622.

européennes de mesures des PM10, les spécialistes considèrent que la concentration de PM10 les week-ends (samedi et dimanche) est de 30 % inférieure à celle du lundi au vendredi. Pour Bucarest, la moyenne annuelle de 1999 est de 73 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (mesures du lundi au jeudi). Les vendredis doivent également être pris en compte (en raison des activités industrielles et de la circulation due aux départs précoces en week-end), la « réduction du week-end » est en réalité moins importante, d'environ 20 % à 25 %, les valeurs manquantes doivent être de 55 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. En réalité, nous avons remplacé les valeurs manquantes des PM10 par une valeur moyenne de 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ appliquant ainsi une approche « a minima ».

Le remplacement de toutes les valeurs manquantes par une valeur moyenne de 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ donne les niveaux annuels de pollution suivants à Bucarest :

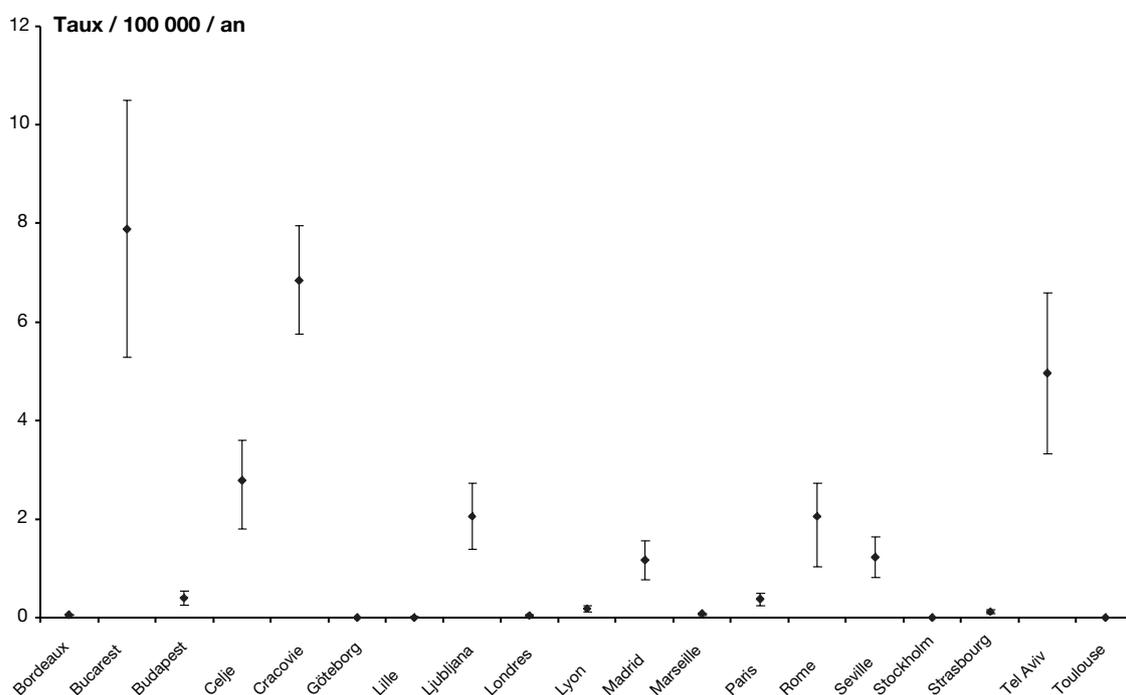
- la moyenne annuelle des valeurs journalières de PM10 serait de 56,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (SD : 18.9)
- les niveaux de PM10 atteints hypothétiquement les jours présentant les taux les plus bas (10^{ème} percentile) et les plus élevés (90^{ème} percentile) seraient respectivement de 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ et 82 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
- le nombre de jours où les PM10 dépasseraient 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ seraient de 364 jours
- le nombre de jours où les PM10 dépasseraient 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ seraient de 178 jours.

Résultats relatifs à la réduction des particules PM10

Effets à court terme

Les Figure 7 et 8 représentent les gains sanitaires potentiels, toutes choses égales par ailleurs, liés à une réduction de la moyenne journalière de PM10 à respectivement 50 et 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, pour l'ensemble des jours dépassant ces valeurs. La figure 9 présente des gains sanitaires potentiels, toutes choses égales par ailleurs, liés à une réduction de 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ des niveaux observés chaque jour. Les gains sanitaires potentiels sont exprimés sous forme de taux de mortalité pour 100 000 habitants.

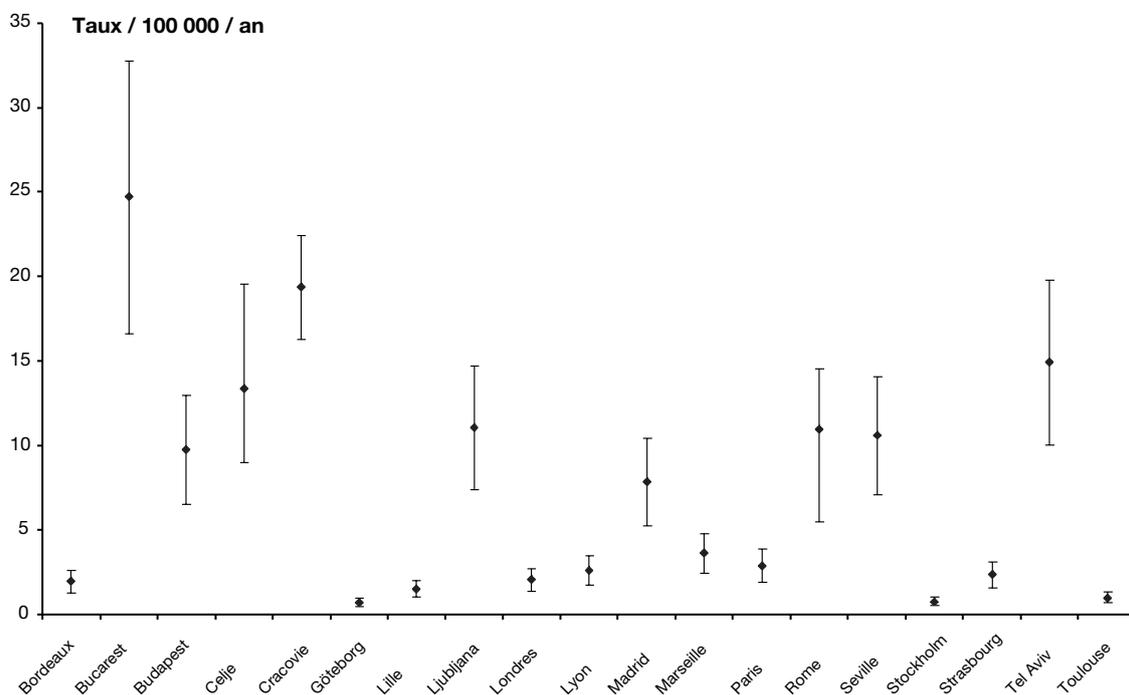
Figure 7. Gains sanitaires potentiels d'une réduction de la moyenne journalière de PM10 à 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ - Nombre de décès pour 100 000 habitants (intervalle de confiance à 95 %) attribuables aux effets à court terme des PM10



Parmi les villes mesurant les PM10, une réduction à 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de tous les jours présentant des niveaux journaliers de PM10 excédant 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ permettrait d'obtenir une réduction de plus de 5 décès pour 100 000 habitants à Bucarest, Cracovie et Tel Aviv ; les réductions des taux de mortalité seraient les plus faibles à Celje, Ljubljana, Madrid, Rome et Séville.

Bordeaux, Göteborg, Lille, Londres, Marseille, Stockholm et Toulouse présentant déjà des moyennes journalières de PM10 toujours inférieures à 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, un gain sanitaire pour ce scénario n'apparaîtrait pas pour ces villes.

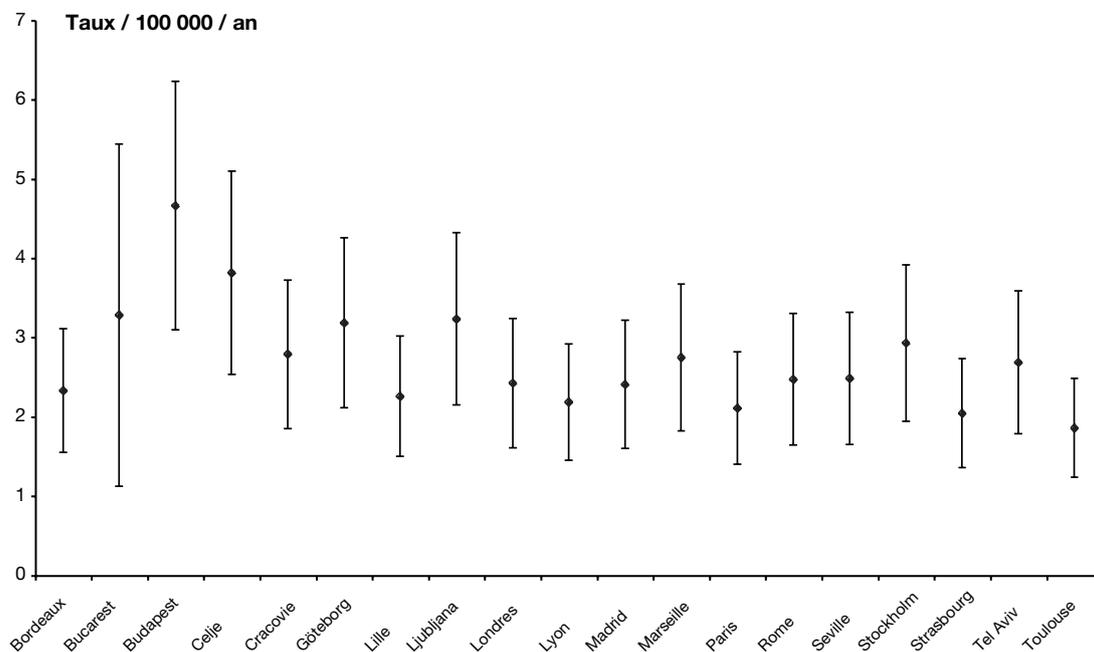
Figure 8. Gains sanitaires potentiels d'une réduction de la moyenne journalière de PM10 à 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ - Nombre de décès pour 100 000 habitants (intervalle de confiance à 95 %) attribuables aux effets à court terme des PM10.



Si tous les jours dont la moyenne journalière des niveaux de PM10 excèdent 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ étaient ramenés à 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, les gains sanitaires seraient plus importants et concerneraient davantage de villes.

La diminution correspondante du nombre de décès pour 100 000 habitants s'élèverait à 25 à Bucarest, 19 à Cracovie, 15 à Tel Aviv, 13 à Celje et 11 à Ljubljana, Rome et Séville, et de 1 à 3 à Bordeaux, Göteborg, Lille, Londres, Lyon, Marseille, Paris, Stockholm, Strasbourg et Toulouse.

Figure 9. Gains sanitaires potentiels d'une réduction de 5 µg/m³ de la moyenne journalière de PM10 – Nombre de décès pour 100 000 habitants (intervalle de confiance à 95 %) attribuables aux effets à court terme des PM10



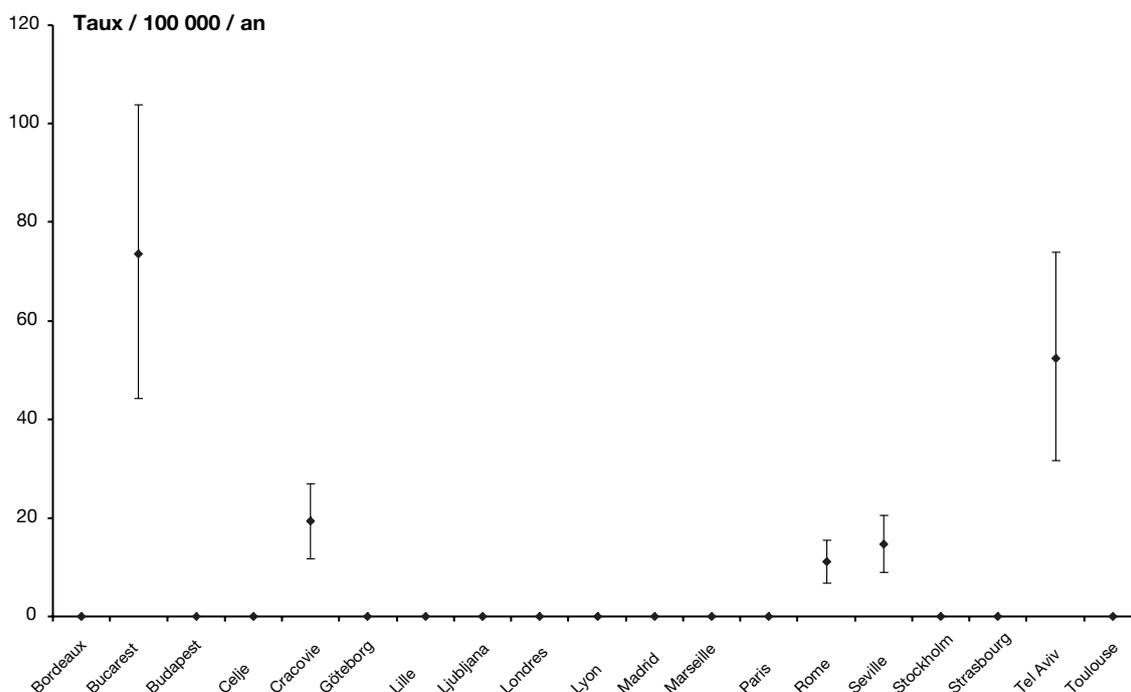
La réduction de 5 µg/m³ de la moyenne journalière de PM10 dans toutes les villes permettrait d'obtenir une diminution du nombre de décès comprise entre 2 à Toulouse et 5 à Budapest pour 100 000 habitants (selon le nombre de décès observés dans chaque ville), soit une moyenne approximative de 3 (2 à 4) décès pour 100 000 habitants pour les 19 villes mesurant les PM10.

Dans ces villes, totalisant 31 794 813 habitants européens, l'EIS a comptabilisé 820 décès (avec un intervalle de 522 à 1 053) qui pourraient être évités si, toutes choses égales par ailleurs, l'exposition à court terme aux concentrations ambiantes de PM10 était réduite de 5 µg/m³.

Effets à long terme

Les figures 10 à 13 présentent les gains sanitaires potentiels, toutes choses égales par ailleurs, d'une réduction des expositions à long terme aux PM10. Il faut noter que la plupart, mais pas la totalité, des gains potentiels liés à une réduction de l'exposition à court terme aux PM10 sont inclus dans les gains liés à une réduction de l'exposition à long terme.

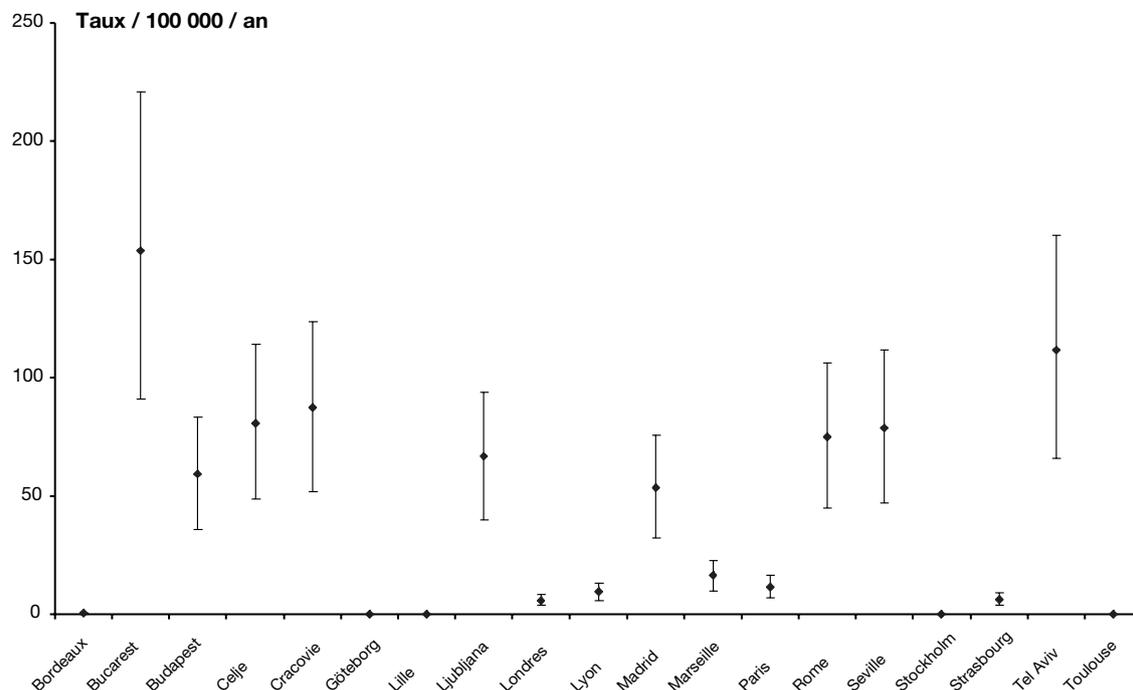
Figure 10. Gains sanitaires potentiels d'une réduction de la moyenne annuelle de PM10 à 40 µg/m³ (valeurs limites des PM10 pour 2005) - Nombre de décès pour 100 000 habitants (intervalle de confiance à 95 %) attribuables aux effets à long terme des PM10.



Parmi les villes mesurant les PM10, la réduction de la moyenne annuelle à 40 µg/m³ (valeurs limites des PM10 pour 2005) réduirait de 74 le nombre de décès pour 100 000 habitants à Bucarest (dont 11 décès liés à l'exposition à court terme aux PM10), de 19 à Cracovie (dont 3 liés à l'exposition à court terme aux PM10), de 11 à Rome (dont 2 liés à l'exposition à court terme aux PM10), de 15 à Séville (dont 2 liés à l'exposition à court terme aux PM10) et de 53 à Tel Aviv (dont 8 liés à l'exposition à court terme aux PM10).

Le reste des villes serait déjà en conformité avec ce scénario (Figure 10).

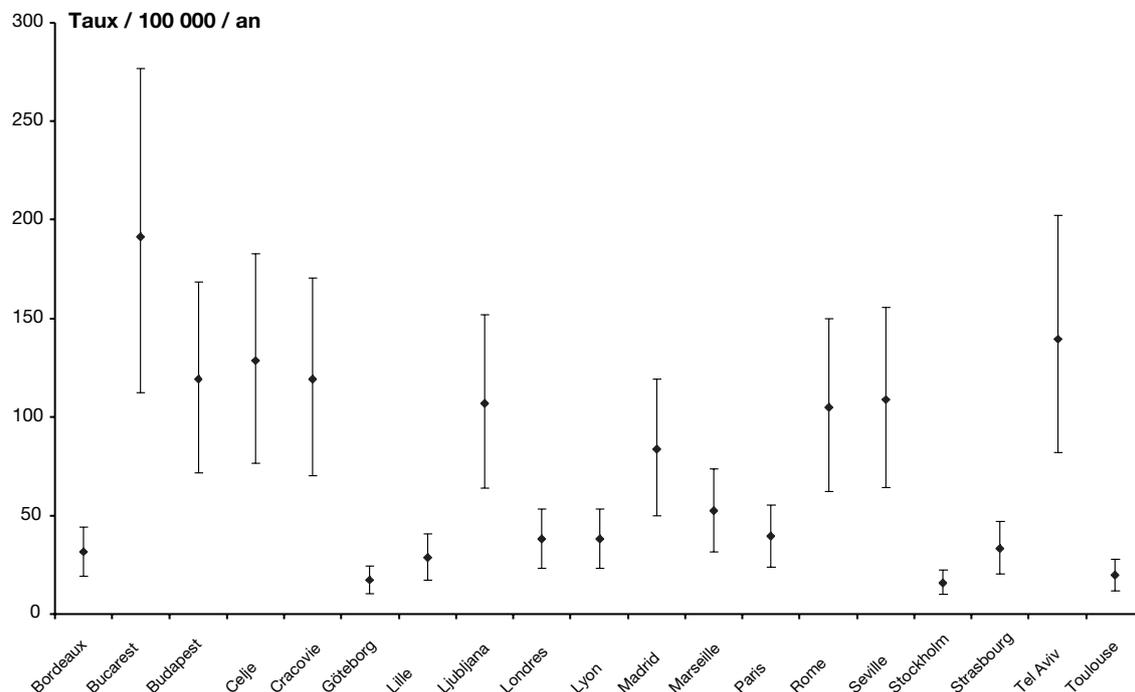
Figure 11. Gains sanitaires potentiels d'une réduction de la moyenne annuelle de PM10 à 20 µg/m³ (valeurs limites des PM10 pour 2010) - Nombre de décès pour 100 000 habitants (intervalle de confiance à 95 %) attribuables aux effets à long terme des PM10



Si nous envisageons maintenant une réduction de la moyenne annuelle des PM10 à 20 µg/m³ (valeurs limites des PM10 pour 2010), toutes les villes bénéficieraient de cette réduction des niveaux de pollution atmosphérique, sauf Bordeaux, Göteborg, Lille, Stockholm et Toulouse, qui sont déjà en conformité.

Les réductions correspondantes du nombre de décès pour 100 000 habitants seraient comprises entre 154 à Bucarest (dont 24 décès liés à l'exposition à court terme aux PM10), et 6 décès à Londres et Strasbourg, dont un décès lié à l'exposition à court terme aux PM10 (Figure 11).

Figure 12. Gains sanitaires potentiels d'une réduction de la moyenne annuelle de PM10 à 10 µg/m³ - Nombre de décès pour 100 000 habitants (intervalle de confiance à 95 %) attribuables aux effets à long terme des PM10.

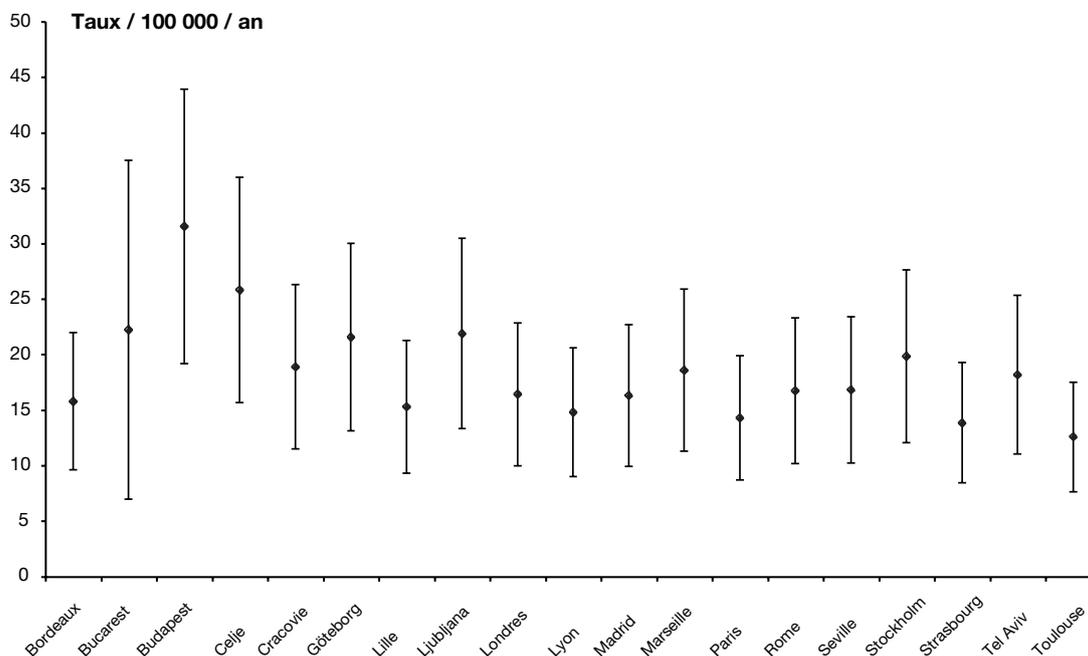


Ce scénario (Figure 12) considère une réduction des moyennes annuelles à 10 µg/m³. Même si ce scénario est optimiste pour de nombreuses villes, il permettrait aux villes présentant de faibles niveaux de pollution atmosphérique, comme les villes suédoises, Londres et quelques villes françaises, de bénéficier d'une amélioration de la qualité de l'air, car même leurs faibles niveaux sont associés à des risques sanitaires. Ces réductions constitueraient un gain évident pour toutes les autres villes.

Les gains sanitaires les plus importants se situeraient à Bucarest, Budapest, Celje, Cracovie, Ljubljana, Madrid, Rome, Séville et Tel Aviv, avec une diminution du nombre de décès variant de 191 à Bucarest (dont 31 liés à l'exposition à court terme aux PM10) à 84 à Madrid (dont 13 liés à l'exposition à court terme aux PM10) pour 100 000 habitants.

Pour Bordeaux, Göteborg, Lille, Londres, Lyon, Marseille, Paris, Stockholm, Strasbourg et Toulouse, ces diminutions seraient comprises entre 52 à Marseille (dont 8 liés à l'exposition à court terme aux PM10) et 16 à Stockholm (dont 2 liés à l'exposition à court terme aux PM10).

Figure 13. Gains sanitaires potentiels d'une réduction de la moyenne annuelle de PM10 de 5 µg/m³ - Nombre de décès pour 100 000 habitants (intervalle de confiance à 95 %) attribuables aux effets à long terme des PM10



Si les moyennes annuelles de PM10 étaient réduites de 5 µg/m³ dans toutes les villes (Figure 13), la diminution du nombre de décès pour 100 000 habitants serait alors comprise entre 32 à Budapest et 13 à Toulouse (selon le nombre de décès observés dans chaque ville) et avoisinerait une moyenne de 19 décès (11 à 25) pour 100 000 habitants dans les 19 villes mesurant les PM10.

Pour toutes ces villes, l'EIS a estimé que, toutes choses égales par ailleurs, 5 547 décès (avec un intervalle de 3 235 à 7 439) pourraient être évités annuellement si l'exposition à long terme aux concentrations ambiantes de PM10 était réduite de 5 µg/m³ dans chacune des villes.

Scénarii de réduction des Fumées noires

Aucune directive de l'Union Européenne n'a été planifiée pour les Fumées noires pour 2005 ou 2010. Néanmoins, cet indicateur de pollution a été mesuré pendant de nombreuses années dans la plupart des villes européennes. Il s'agit de particules fines (moins de $4 \mu\text{m}$) dont les effets sur la santé sont mesurables. Par conséquent, nous considérons que l'application des scénarii utilisés pour les particules PM10 est intéressante pour les Fumées noires, même si l'objectif n'est pas de comparer les résultats entre les PM10 et les Fumées noires.

Nous avons pris en compte uniquement les scénarii d'exposition à court terme ou d'effets aigus, car aucune fonction exposition-risque n'était disponible au moment de réaliser l'étude pour les effets à long terme des Fumées noires.

Scénarii pour les effets à court terme

Nous avons utilisé trois scénarii pour estimer annuellement les effets aigus sur la mortalité d'une exposition à court terme aux Fumées noires :

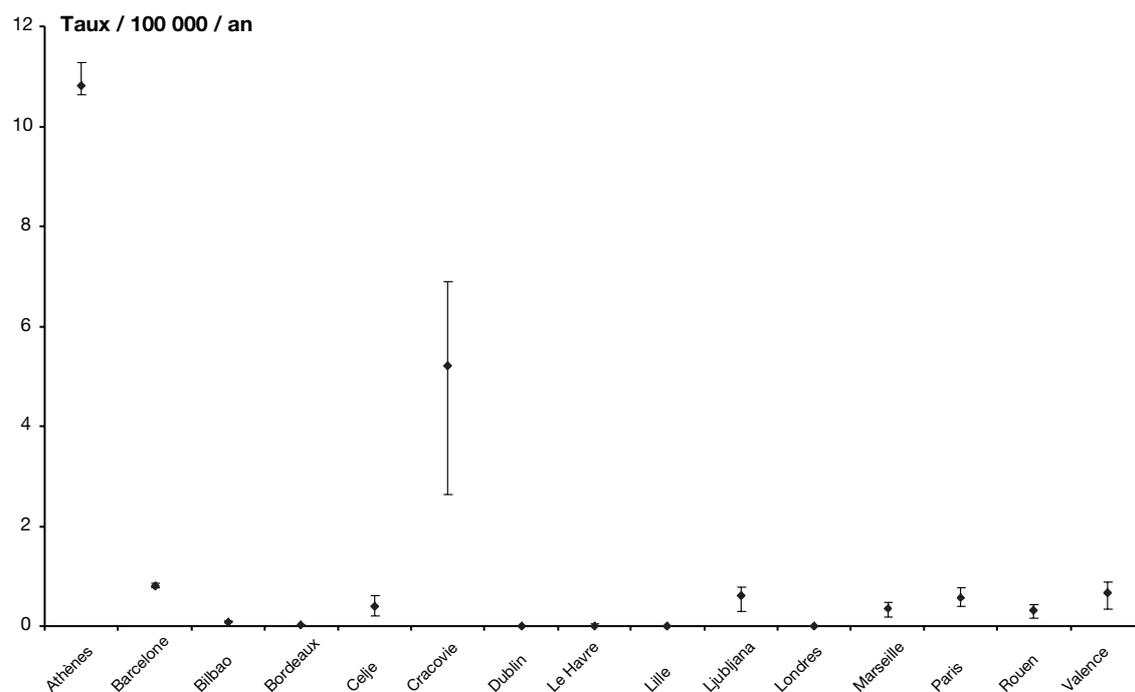
- réduction à $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de la moyenne journalière des Fumées noires de tous les jours dépassant cette valeur.
- réduction à $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de la moyenne journalière des Fumées noires de tous les jours dépassant cette valeur.
- réduction de $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de toutes les moyennes journalières des Fumées noires.

Résultats relatifs à la réduction des Fumées noires

Effets à court terme

La figure 14 représente les gains sanitaires potentiels, toutes choses égales par ailleurs, liés à une réduction à $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de la moyenne journalière des Fumées noires, pour tous les jours ayant dépassé cette valeur. Les gains sanitaires potentiels sont exposés en taux de décès pour 100 000 habitants et par an.

Figure 14. Gains sanitaires potentiels d'une réduction de la moyenne journalière de Fumées noires à $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ - Nombre de décès pour 100 000 habitants (intervalle de confiance à 95 %) attribuables aux effets à court terme des Fumées noires

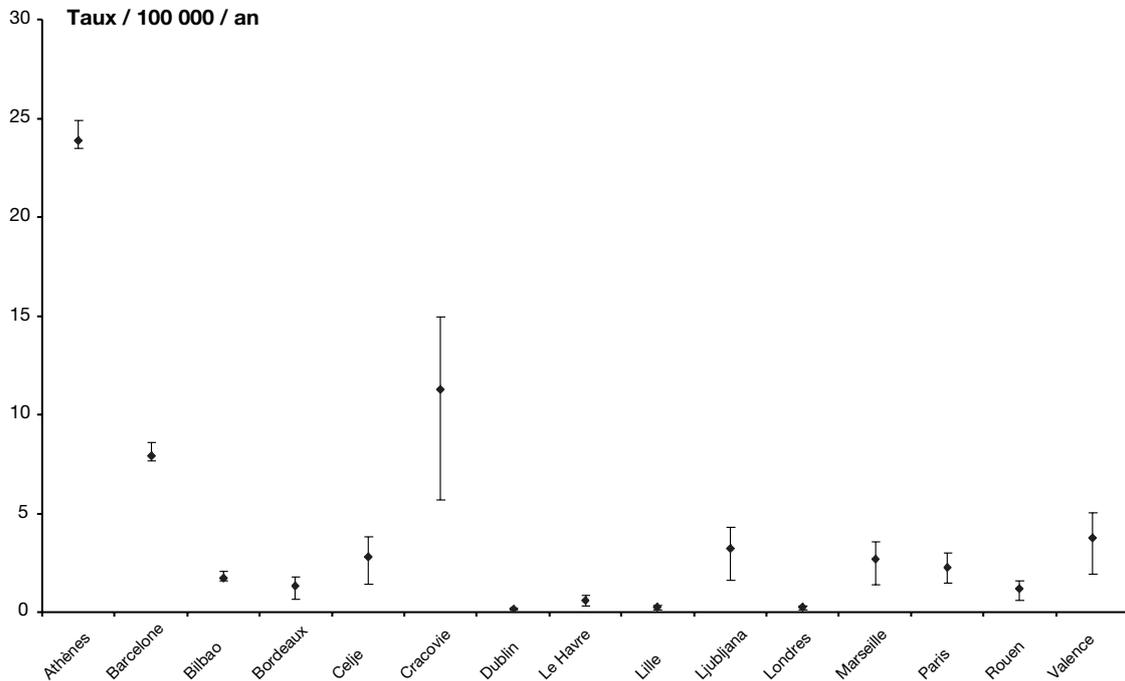


Parmi les 15 villes mesurant les Fumées noires, la diminution du nombre de décès pour 100 000 habitants serait maximale à Athènes (11 décès) pour une réduction à 50 µg/m³ les jours où la moyenne journalière des Fumées noires dépasse 50 µg/m³. Il convient toutefois de rappeler que les chiffres relevés sont les plus élevés à Athènes, probablement en raison de l'influence directe de la circulation automobile.

Cracovie montre l'intervalle de confiance à 95 % le plus large pour le nombre de décès attribuables pour 100 000 habitants (3 à 7).

Les gains sanitaires de ce scénario pour les autres villes seraient assez faibles (Figure 14).

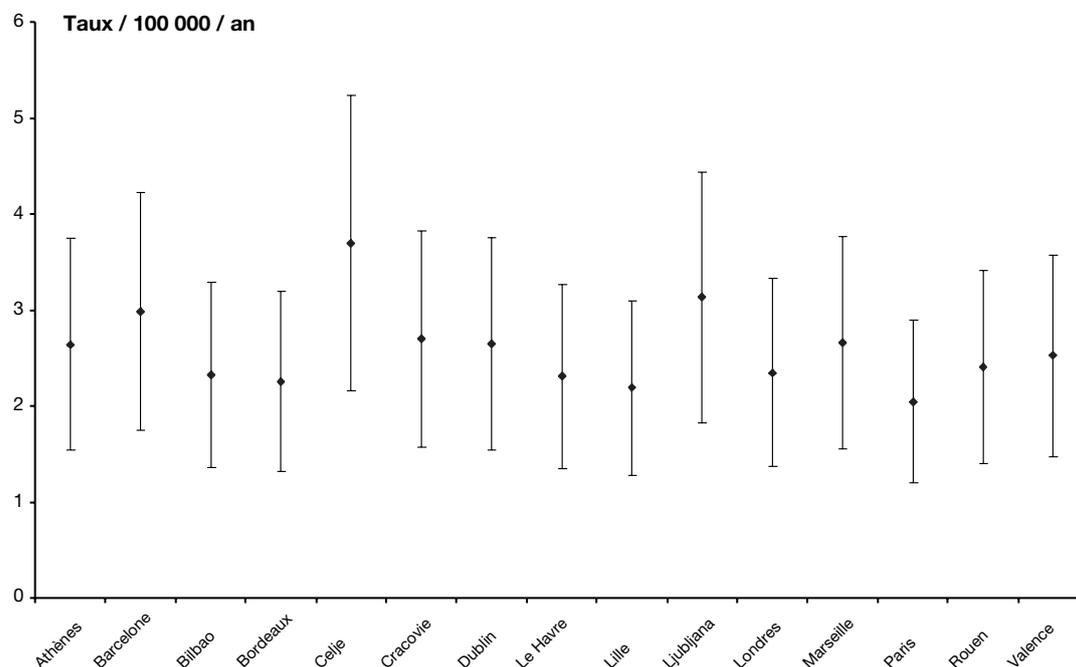
Figure 15. Gains sanitaires potentiels d'une réduction de la moyenne journalière de Fumées noires à 20 µg/m³ - Nombre de décès pour 100 000 habitants (intervalle de confiance à 95 %) attribuables aux effets à court terme des Fumées noires.



Si l'on réduisait les moyennes journalières de Fumées noires à 20 µg/m³, les jours où cette valeur est dépassée, davantage de villes observeraient une diminution du nombre de décès attribuables (Figure 15).

Ces diminutions seraient comprises dans un intervalle variant de 24 à Athènes, à 11 à Cracovie, 8 à Barcelone et de 1 à 4 à Bilbao, Bordeaux, Celje, Ljubljana, Marseille, Paris, Rouen et Valence pour 100 000 habitants.

Figure 16. Gains sanitaires potentiels d'une réduction de la moyenne journalière de Fumées noires de 5 µg/m³ - Nombre de décès pour 100 000 habitants (intervalle de confiance à 95 %) attribuables aux effets à court terme des Fumées noires.



Une réduction de 5 µg/m³ des moyennes journalières de Fumées noires dans toutes les villes mesurant cet indicateur de pollution atmosphérique, permettrait d'obtenir une diminution du nombre de décès variant de deux à quatre (selon le nombre de décès observés dans chaque ville) pour 100 000 habitants, et avoisinant en moyenne 3 décès pour 100 000 habitants (2 à 4) pour les 15 villes mesurant les Fumées noires.

Dans ces villes, qui totalisent 24 209 632 d'habitants européens, l'EIS estime, toutes choses égales par ailleurs, à 577 (de 337 à 817) le nombre de décès qui pourraient être évités par une réduction de 5 µg/m³ des concentrations ambiantes et résultant d'une exposition à court terme aux Fumées noires.



COMMENT INTERPRÉTER LES RÉSULTATS

L'EIS a permis de quantifier l'impact sur la santé publique de l'exposition à la pollution atmosphérique particulaire de presque 39 millions de citoyens européens.

Une EIS dans le domaine de la pollution atmosphérique fournit le nombre d'événements sanitaires attribuables à la pollution atmosphérique dans la population cible, en partant de l'hypothèse que la pollution atmosphérique est bien la cause des effets sanitaires observés. Les bases scientifiques de cette hypothèse ont été largement débattues dans la littérature ¹⁻⁷. Toutefois, comme la causalité est un critère requis pour une évaluation de l'impact sanitaire, nous allons étudier les preuves de la causalité dans les études sur la pollution atmosphérique en utilisant les critères proposés par Bradford Hill en 1965 ⁸.

Validité de la démarche d'évaluation d'impact sanitaire : la pollution atmosphérique est-elle la cause des effets observés ?

Puissance de l'association

Les risques sanitaires liés aux facteurs environnementaux tels que la pollution atmosphérique sont moindres que ceux liés à d'autres causes, telles que les maladies infectieuses, le tabagisme et l'obésité. Mais les faibles risques liés à la pollution atmosphérique ne doivent cependant pas être sous-estimés en terme d'impact sur la santé publique.

En réalité, ces risques relativement faibles au plan individuel méritent une attention particulière dans une perspective de santé publique parce que la pollution atmosphérique est omniprésente et donc l'ensemble de la population est exposée à ce facteur de risque pour la santé. Cette ubiquité de l'exposition signifie que même des variations mineures du niveau de cette exposition peuvent avoir un impact non négligeable sur la santé publique ⁹.

Il convient par ailleurs de remarquer que si certains groupes tels que les fumeurs peuvent contrôler leur exposition à la fumée de tabac, l'ensemble de la population ne peut pas contrôler son exposition à la pollution atmosphérique, qui est inévitable. Il s'agit d'un risque subi et non d'un risque choisi.

Enfin, dans l'ensemble de la population, nous pouvons identifier des risques plus importants de quatre façons différentes : en utilisant des mesures d'exposition plus précises ¹⁰ ; en prenant en compte un intervalle plus étendu d'exposition ; en étudiant des groupes de population plus sensibles ¹¹⁻¹³ ; ou en utilisant des diagnostics plus détaillés ^{14,15}.

Spécificité des effets

La plupart des maladies sont multifactorielles ⁸ en d'autres termes, cela signifie que plusieurs facteurs peuvent provoquer une maladie donnée. Les maladies cardiovasculaires et respiratoires peuvent avoir pour cause la pollution atmosphérique mais aussi d'autres facteurs de risque, tels que des agents respiratoires infectieux, un régime, etc. Tous ces facteurs pouvant interagir ¹⁶, lorsque nous étudions une pathologie particulière pouvant être liée à la pollution atmosphérique, il est nécessaire de quantifier la part de la pollution atmosphérique en contrôlant les autres facteurs de risque potentiels.

Absence d'ambiguïté temporelle

Pour que l'exposition en général puisse être considérée comme la cause d'un effet observé, elle doit précéder cet effet dans le temps. Des études mettant en relation la pollution atmosphérique et la

santé prouvent que ce critère est respecté. En outre, lorsque ces études recherchent un effet paradoxal, elles n'en trouvent aucun ¹⁷.

Lié au problème de la temporalité, l'effet « harvesting » émet l'hypothèse selon laquelle l'exposition à court terme à la pollution atmosphérique entraînerait un déplacement des événements sanitaires (mortalité et admissions hospitalières) de quelques jours seulement.

Des analyses récentes ¹⁸⁻²² montrent que les effets à court terme de la pollution atmosphérique sur la mortalité peuvent durer plusieurs jours, une semaine, voire jusqu'à 40 jours. Elles indiquent également que les risques augmentent avec la durée de l'exposition, en particulier en ce qui concerne la mortalité cardiovasculaire. L'effet « harvesting » est également mineur pour les admissions hospitalières et l'ampleur des effets de la pollution est doublée sur des périodes plus longues ²³.

Relation dose-effet

En général, la courbe dose-effet ou fonction exposition-risque qui relie la pollution atmosphérique particulière et la mortalité est linéaire. Par conséquent, les réductions des niveaux de pollution atmosphérique, tels que le scénario de 5 µg/m³ utilisé dans notre évaluation de l'impact sanitaire, ont les mêmes conséquences sur les effets sanitaires, quel que soit le niveau de pollution auquel on applique la réduction. Si les individus peuvent présenter des seuils différents de sensibilité à la pollution atmosphérique, cette relation linéaire signifie que pour l'ensemble de la population, il n'existe pas de seuil en dessous duquel la pollution atmosphérique n'a aucun impact sur la santé ²⁴⁻²⁵.

Comme il n'existe pas de seuil minimum, une action préventive visant à réduire les niveaux de pollution atmosphérique ne doit pas se concentrer uniquement sur les pics de pollution (quelques jours présentant des niveaux très élevés de pollution atmosphérique), car ce choix n'éviterait qu'un petit nombre d'événements sanitaires. Des actions de prévention qui chercheraient à réduire les niveaux de pollution atmosphérique à la fois chaque jour et sur le long terme seraient plus efficaces.

Constance des résultats

Les résultats épidémiologiques mettant en rapport pollution atmosphérique et santé sont comparables quel que soit le lieu où l'étude s'est déroulée et quelles que soient les méthodes statistiques utilisées ²⁶⁻³⁰. En outre, les résultats de notre EIS sont cohérents avec ceux des études récentes effectuées en Europe, en Amérique du Sud et en Amérique du Nord ³¹⁻³⁴.

Cohérence des preuves

Les effets de la pollution atmosphérique sur la santé doivent être cohérents avec la biologie et l'histoire naturelle de l'effet observé.

Les risques sanitaires sont plus importants pour les pathologies telles que l'asthme, la bronchite chronique, l'infarctus du myocarde ou l'arrêt cardiaque que pour les maladies respiratoires ou cardiovasculaires prises dans leur ensemble. Les risques sont également plus élevés lorsque l'on prend en compte les personnes âgées, les enfants en bas âge ou les patients sensibles, par opposition à la population dans sa globalité ^{12,35-37}. Les risques sont aussi plus élevés en cas d'exposition chronique à la pollution atmosphérique par rapport à l'exposition à court terme ^{35, 38-39}.

Plausibilité biologique

La plausibilité biologique se rapporte à la connaissance scientifique des mécanismes biologiques par le biais desquels la pollution atmosphérique provoque les effets suggérés par les études épidémiologiques. De nombreuses études analysent les mécanismes d'action des particules sur les systèmes circulatoire et respiratoire ⁴⁰⁻⁶⁴, ainsi que les mécanismes expliquant les interactions avec les allergènes ⁶⁵⁻⁷⁴.

Preuves de situations « quasi-expérimentales »

Lorsque le facteur d'exposition est réduit ou éliminé, on constate en général une diminution importante du nombre des événements sanitaires. Dans le domaine de la pollution atmosphérique, certaines études montrent que le nombre de décès, des admissions hospitalières et autres événements sanitaires décroît ⁷⁵⁻⁷⁸ en même temps que les niveaux de pollution atmosphérique.

Nous avons étudié les principaux critères de causalité appliqués à l'épidémiologie de la pollution atmosphérique à la lumière des connaissances scientifiques actuellement disponibles. Comme l'a toutefois déclaré Traven ⁷⁹, « la causalité est un continuum et non un caractère en tout ou rien ». Notre compréhension de la causalité continue de progresser, et il est intéressant d'observer que les preuves n'ont cessé de s'accumuler au cours des dernières années.

Bien que les critères de Hill ne soient pas tous remplis au même niveau dans ce travail, ils vont tous dans le sens d'une nature causale de la relation entre la pollution atmosphérique et la santé et justifient par conséquent les calculs de l'EIS.

Fiabilité des résultats

Lors de l'interprétation des résultats, en plus de la causalité, il est une autre question importante qui se pose, celle de la fiabilité des résultats de notre EIS. Les points suivants doivent être abordés sous cet angle.

Rappels des principaux résultats

Nous rappelons ici que notre EIS fournit le nombre d'événements sanitaires (décès ou admissions hospitalières) pouvant être attribués à la pollution atmosphérique particulaire, toutes choses égales par ailleurs, dans une ville donnée. Ces chiffres peuvent être exprimés en valeur absolue dépendant alors de la taille de la population étudiée, ou sous forme de taux pour 100 000 habitants. Les chiffres absolus décrivent la situation locale dans une ville donnée, tandis que les taux permettent des comparaisons entre les villes.

En ce qui concerne les villes mesurant les PM10 et les Fumées noires, les effets sanitaires de ces polluants ne doivent pas être ajoutés car ces données sont fortement corrélées. Par conséquent, nous avons effectué deux calculs distincts dans notre EIS.

Dans les 19 villes mesurant les PM10 et totalisant 32 millions de personnes, l'EIS estime, toutes choses égales par ailleurs, à 5 547 (avec un intervalle de 3 235 à 7 439) les décès qui pourraient être évités chaque année si les concentrations ambiantes de PM10 étaient réduites à long terme de $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. En d'autres termes, pour une réduction de $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ des moyennes annuelles de PM10 dans toutes ces villes, la diminution du nombre des décès pour 100 000 habitants serait de 19, avec un intervalle de 11 à 26. Au moins quinze pour cent de ces décès pourraient être attribués à une réduction de $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de l'exposition à court terme aux PM10.

Dans cette première EIS, pour simplifier le travail des centres, nous avons exprimé les résultats annuels sur les effets à long terme des particules sur la mortalité uniquement sous forme de décès attribuables. Les concepts de décès attribuables et d'espérance de vie étant liés, dans ses futures phases, le programme Apheis calculera également le gain en terme d'espérance de vie attribuable à une exposition à long terme aux particules. Le gain en terme d'espérance de vie, basé sur une approche dynamique, est déjà utilisé dans d'autres études ⁸⁰⁻⁸². Ce concept est particulièrement intéressant lors de l'évaluation des coûts et bénéfices économiques des politiques de santé ⁸³.

Parallèlement aux PM10, nous avons considéré les 15 villes qui mesurent les Fumées noires et totalisent presque 25 millions d'habitants ; cette EIS estime, toutes choses égales par ailleurs, à 577 (avec un intervalle de 337 à 818) le nombre annuel de décès qui pourraient être évités par une

réduction de 5 µg/m³ des concentrations ambiantes des Fumées noires dans le cas d'une exposition à court terme. En d'autres termes, si les niveaux quotidiens de Fumées noires étaient réduits de 5 µg/m³ dans toutes les villes mesurant cet indicateur de pollution atmosphérique, la réduction du nombre de décès pour 100 000 habitants serait de 3, dans un intervalle de 2 à 4. Nous n'avons pris en compte que l'impact à court terme, car nous ne disposons pas de fonctions exposition-risque pour les risques à long terme d'une exposition aux Fumées noires au moment de réaliser l'étude.

Facteurs influençant la fiabilité des résultats de notre EIS

La fiabilité des résultats de notre EIS dépend principalement de la qualité des études sélectionnées pour les fonctions exposition-risque, des méthodes statistiques utilisées pour les calculs et de la qualité des données sanitaires et des données d'exposition dans chaque ville.

En ce qui concerne les fonctions exposition-risque, nous avons utilisé les estimations des effets récemment développées dans l'étude APHEA 2 ⁸⁴⁻⁸⁶ pour l'exposition à court terme à la pollution atmosphérique, car les villes du programme Apehis sont pratiquement les mêmes que celles d'APHEA 2 qui utilisaient un protocole d'analyse commun et standardisé.

En ce qui concerne l'exposition à long terme à la pollution atmosphérique, en l'absence d'études européennes sur la mortalité à long terme et la pollution atmosphérique, nous avons sélectionné la fonction exposition-risque utilisée dans l'EIS effectuée en Autriche, en France et en Suisse ⁸⁷, qui se base sur deux études de cohorte américaines ⁸⁸⁻⁸⁹ et qui a été réanalysée par le Health Effects Institute ⁹⁰.

En ce qui concerne l'exposition à long terme, il est pertinent de soulever la question de la validité de transposer des estimateurs entre les Etats-Unis et l'Europe, car la composition des particules et les caractéristiques des populations peuvent présenter des différences entre les deux continents. Jusqu'à présent, les résultats européens sur l'exposition à court terme à la pollution atmosphérique par particules sont cohérents avec ceux des Etats-Unis, et il n'existe pas de raison connue permettant de penser que les chiffres devraient différer pour les études à long terme. En outre, une mise à jour de l'une des études américaines, l'étude ACS ⁹¹ couvrant 1,2 millions d'adultes dans 50 états, a doublé la durée de suivi à plus de 16 ans, a contrôlé un nombre plus important de facteurs de confusion et s'est appuyée sur les progrès récents de la modélisation statistique. Les résultats de cette étude confirment les associations observées dans l'étude précédente, que nous avons utilisée, et qui révèle que le nombre des décès a triplé.

Les études de cohorte européennes sur la mortalité et la pollution atmosphérique ont débuté et les premiers résultats d'une étude néerlandaise ^a publiée très récemment confirment des relations significatives entre une exposition à long terme à la pollution atmosphérique ambiante et la longévité et montrent que les résultats européens sont très proches de ceux des études américaines. Ces études européennes sur les effets à long terme seront exploitées dans les futures phases du programme Apehis.

En ce qui concerne la méthode statistique de l'EIS, nous avons utilisé les recommandations de l'OMS ⁹² comme point de départ et avons également mis au point nos propres guides méthodologiques standardisés (guides statistique et EIS) ⁹³.

En ce qui concerne les données d'exposition, les résultats de l'EIS dépendent directement des niveaux de la pollution particulaire mesurés. Ces niveaux peuvent varier largement en fonction du nombre et de l'emplacement des sites de surveillance, des méthodes analytiques utilisées et des sites sélectionnés pour notre EIS. Ceci explique l'importance d'utiliser les guides méthodologiques d'Apehis pour garantir la possibilité de comparer les données.

En ce qui concerne les indicateurs sanitaires, les données sont entièrement comparables entre les villes pour les catégories de mortalité sélectionnées. Concernant les admissions hospitalières, même si la plupart des villes possèdent des données provenant de registres accompagnés d'un programme

^a Hoek G, Brunekreff B, Goldhom S, et al. Association between mortality and indicators of traffic-related air pollution in the Netherlands: a cohort study. Lancet 2002;360: 1203-9.

de contrôle de la qualité, ces données ne sont pas strictement comparables, car certaines villes indiquaient les admissions aux urgences, tandis que d'autres, qui ne disposaient pas de ces informations, indiquaient les admissions générales. Notre étude insiste sur le fait qu'il est nécessaire de favoriser l'uniformisation des données d'admissions hospitalières en Europe.

En ce qui concerne le calcul de l'incidence de base, pour la mortalité, nous avons calculé les taux de mortalité standardisés en nous basant sur la population européenne comme référence, ce qui nous permet de comparer les taux de mortalité entre les villes. Cette possibilité de comparaison a toutefois été limitée pour l'incidence des admissions hospitalières. Par conséquent, nous présentons uniquement les données des admissions hospitalières et l'EIS correspondante dans les rapports ville par ville.

En outre, en ce qui concerne la fiabilité, l'étude européenne APHEA a signalé une hétérogénéité régionale importante dans les effets à court terme estimés des particules ambiantes ⁹⁴ utilisées dans notre EIS à court terme. Cette étude a porté sur les facteurs déterminants de cette hétérogénéité et a conclu que l'effet PM10/mortalité est modifié de façon positive par la concentration à long terme de NO₂, par la proportion NO₂/PM10, par la température moyenne et par la proportion des personnes âgées dans la population ⁹⁵. En ce qui concerne les admissions hospitalières pour pathologies respiratoires, l'étude a révélé que les effets sont modifiés par les concentrations d'ozone à long terme ⁹⁶. Les preuves très récentes de cet effet modificateur ont des implications sur l'EIS et différentes méthodes de prise en compte de cet effet pourront être proposées. Nous avons décidé d'entamer un débat au sein d'Apheis afin de savoir comment ces informations peuvent être intégrées dans les calculs des futures EIS, les résultats seront inclus dans le prochain rapport.

Prise en compte des incertitudes

Il existe des incertitudes qui doivent être prises en compte au cours des différentes étapes de calcul de l'EIS. Pour cette raison, comme dans l'EIS réalisée en Autriche, en France et en Suisse ⁸³, nous avons adopté le principe d'une approche « a minima » ou prudente.

Pour chaque étape, nous avons choisi des approches méthodologiques afin d'obtenir un impact qui peut « au minimum » être attribuable à la pollution atmosphérique, et nous avons exprimé des résultats qui tiennent compte des incertitudes des estimations des effets.

Une approche prudente

Dans cette approche, en ce qui concerne les indicateurs sanitaires étudiés, nous n'avons inclus que la mortalité totale et les admissions hospitalières pour : pathologies cardiaques dans tous les groupes d'âge et pathologies respiratoires pour les 65 ans et plus. En ce qui concerne la mortalité, nous n'avons pas étudié séparément les effets sur les nouveaux-nés et les enfants en bas âge ^{97,98}.

En ce qui concerne les admissions hospitalières, nous utilisons uniquement les scénarii d'EIS les plus conservateurs basés sur les impacts des jours dépassant les limites de 50 et 20 µg/m³.

Nous n'avons pas non plus pris en compte de nombreux autres indicateurs sanitaires répertoriés par l'OMS ⁹², et qui peuvent être pertinents pour les EIS.

En ce qui concerne les polluants atmosphériques susceptibles d'être pris en compte, nous avons limité notre analyse aux PM10 et aux Fumées noires. Bien que ces polluants soient représentatifs du mélange atmosphérique ambiant (corrélation avec les autres polluants), l'effet indépendant de l'ozone par exemple, n'a pas été évalué.

Le choix du niveau de référence dans l'exposition à la pollution atmosphérique par les particules influence fortement les estimations de l'impact. Notre EIS propose une gamme de niveaux de référence utilisés dans différents scénarii qui peut être considérée comme une analyse de sensibilité, donnant une image réaliste et détaillée des impacts sanitaires possibles de la pollution atmosphérique.

Enfin, pour prendre en compte les incertitudes des estimations des effets, les résultats de l'EIS indiquent aussi les bornes inférieures et supérieures des intervalles de confiance à 95 %.

Délais d'anticipation des décès attribuables à la pollution atmosphérique

Les décès attribuables aux effets à court terme de la pollution atmosphérique sont des décès anticipés par rapport à leur date hypothétique en l'absence de pollution.

La question de savoir quel est le délai d'anticipation des décès se pose. Plusieurs travaux scientifiques publiés ces dernières années dans la littérature internationale, commencent à estimer ce délai.

Dans les études de séries chronologiques réalisées pour étudier les effets à court terme de la pollution atmosphérique, pour les personnes décédées présentant une affection respiratoire chronique, l'anticipation du décès serait, en moyenne, de l'ordre de 2 à 3 semaines. Pour les personnes décédées présentant une affection cardio-vasculaire, l'anticipation du décès serait, en moyenne, de l'ordre de deux mois.

Les études de cohorte sur les effets à long terme de la pollution atmosphérique estiment une augmentation de l'espérance de vie de l'ordre d'un an par individu en moyenne sur l'ensemble de la population dans les villes moins polluées comparées aux villes plus polluées.

Signification des décès attribuables

Enfin, les cas attribuables sont souvent interprétés comme des cas qui disparaîtraient si l'exposition disparaissait. Il faut toutefois être prudent lorsque l'on interprète les résultats de cette façon. Comme cela a été dit dans la section sur la causalité, dans le cas des pathologies multifactorielles, la somme des pourcentages de cas attribuables à plusieurs facteurs de risque ne donne pas un total de 100 %, et peut être plus élevée⁹⁹. Il est nécessaire de mettre au point des mesures d'impact qui prennent en compte des risques entrant en concurrence^{87,100}. Tandis que les cas attribuables aux effets à court terme pourraient être interprétés comme « évitables », cette interprétation est plus douteuse en ce qui concerne les effets à long terme, où le temps nécessaire pour observer des bénéfices peut être très long.

Bibliographie

1. Glantz SA. Air pollution as a cause of heart disease. Time for action. *J Am Coll Cardiol*. 2002 Mar 20; 39(6): 943-5.
2. Dab W, Segala C, Dor F, Festy B, Lameloise P, Le Moulec Y, Le Tertre A, Medina S, Quenel P, Wallaert B, Zmirou D. Air pollution and health: correlation or causality? The case of the relationship between exposure to particles and cardiopulmonary mortality. *J Air Waste Manag Assoc*. 2001 Feb; 51(2): 220-35.
3. Bates DV. Lines that connect: assessing the causality inference in the case of particulate pollution. *Environ Health Perspect*. 2000 Feb; 108(2): 91-2.
4. Künzli N, Braun-Fahrlander C, Rapp R, Ackermann-Liebrich U. Air pollution and health—causal criteria in environmental epidemiology. *Schweiz Med Wochenschr*. 1997 Aug 16; 127(33): 1334-44. German.
5. Gamble JF, Lewis RJ. Health and respirable particulate (PM10) air pollution: a causal or statistical association? *Environ Health Perspect*. 1996 Aug; 104(8): 838-50.
6. Ostro B. The association of air pollution and mortality: examining the case for inference. *Arch Environ Health*. 1993 Sep-Oct; 48(5): 336-42.
7. Lave LB, Seskin EP. Epidemiology, causality, and public policy. *Am Sci*. 1979 Mar-Apr; 67(2): 178-85.
8. Hill AB. The environment and diseases: association or causation ? *Proceedings of the Royal Society of Medicine* 1965; 58: 295-300.
9. Künzli N, Ackermann-Liebrich U, Brändli O, Tschopp JM, Schindler C, Leuenberger P on behalf of the SAPALDIA - Team. Clinically 'Small Effects' of Air Pollution on FVC have Large Public Health Impact. *Eur Respir J* 2000; 15 (1): 131-6.
10. Ozkaynak H, Xue J, Spengler J, Wallace L, Pellizzari E, Jenkins P. Personal exposure to airborne particles and metals : results from the particle TEAM study in Riverside, California. *J Expo Anal Environ Epidemiol* 1996; 6: 57-78.
11. Schwartz J. What are people dying of on high pollution days ? *Environmental Research* 1994; 64: 26-35.
12. Zanobetti A, Schwartz J, Gold D. Are there sensitive subgroups for the effects of airborne particles? *Environ Health Perspect*. 2000 Sep; 108(9): 841-5.
13. Gouveia N, Fletcher T. Time series analysis of air pollution and mortality : effects by cause, age and socioeconomic status. *J. Epidemiol. Community Health* 2000; 54(10) : 750-755.
14. Medina S, Le Tertre A, Dusseux E, Camard JP. Analyse des liens à court terme entre pollution atmosphérique et santé en Ile-de-France 1991-1995. *ORSIF* 1997; 101 pages.
15. Pope CA III. Epidemiology of Fine Particulate Air Pollution and Human Health: Biologic Mechanisms and Who's at Risk? *Environ. Health Perspect*. 2000; 108: 713-723.
16. Rothman, K, Greenland, S. *Modern Epidemiology*; Lippincott - Raven: Philadelphia, 1998.
17. Campbell MJ, Tobias A. Causality and temporality in the study of short-term effects of air pollution on health. *Int J Epidemiol* 2000; 29: 271-273.
18. Zeger SL, Dominici F, Samet J. Harvesting-resistant estimates of air pollution effects on mortality. *Epidemiology* 1999; 10:171-5.
19. Schwartz J. Harvesting and long term exposure effects in the relation between air pollution and mortality. *Am J Epidemiol* 2000; 151: 440-8.
20. Goodman P, Sinclair L, Clancy L, Dockery DW. Evidence of a cumulative effect of particulate air pollution on mortality in Dublin (Poster E101) in : proceedings of the ALA/ATS International Conference 1999. *Respir Crit Care Med*; 159(3): 1999.
21. Thurston GD. A critical review of PM10 mortality time-series studies. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 1996; 6: 3-21.
22. Schwartz J. Is there harvesting in the association of airborne particles with daily deaths and hospital admissions ? *Epidemiology* 2001.

23. Zanobetti A, Schwartz J, Samoli E, Gryparis A, Touloumi G, Atkinson R. et al. The temporal pattern of mortality responses to air pollution: a multicity assessment of mortality displacement. *Epidemiology*. 2002 Jan; 13(1): 87-93.
24. Schwartz J. Assessing confounding, effect modification, and thresholds in the association between ambient particles and daily deaths. *Environ. Health Perspect*. 2000; 108(6): 563-8.
25. 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 Sep 1; 152(5): 397-406.
26. Schwartz J. Air pollution and daily mortality: a review and meta-analysis. *Environmental Research* 1994; 64: 36-52.
27. Lee J-T, Schwartz J. Reanalysis of the effects of air pollution on daily mortality in Seoul, Korea : a case-crossover design. *Environ Health Perspect* 1999; 107: 633-636.
28. Neas LM, Schwartz J, Dockery D. A case-crossover analysis of air pollution and mortality in Philadelphia. *Environ Health Perspect* 1999; 107: 629-631.
29. Sunyer J, Schwartz J, Tobias A, Macfarlane D, Garcia J, Anto JM. Patients with chronic obstructive pulmonary disease are a susceptible population of dying due to urban particles : a case-crossover analysis. *Am J Epidemiol*. 2000 Jan 1; 151(1): 50-6.
30. Bateson T, Schwartz J. Control for seasonal variation and time trend in case-crossover studies of acute effects of environmental exposures. *Epidemiology* 1999; 10: 539-44.
31. 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
32. Department of Health. Committee on the Medical Effects of Air Pollutants. Quantification of the Effects of Air Pollution on Health in the United Kingdom. *London: The Stationery Office*, 1998.
33. Ostro B, Sánchez J, Aranda C, Eskeland G. Air pollution and mortality: results from a study of Santiago, Chile. *J Expo Anal Env Epid* 1996; 6: 97-114.
34. Deck LB, Post ES, Smith E, Wiener M, Cunningham K, Richmond H. Estimates of the health risk reductions associated with attainment of alternative particulate matter standards in two U.S. cities. *Risk Anal* 2001 Oct; 21(5): 821-36
35. Pope CA III. Epidemiology of Fine Particulate Air Pollution and Human Health: Biologic Mechanisms and Who's at Risk? *Environ. Health Perspect*. 2000; 108: 713-723.
36. Medina S, Le Tertre A, Quénel P, Le Moulec Y, Lameloise P, Guzzo JC, Festy B, Ferry R, Dab W. Air pollution and doctors' house calls: results from the ERPURS system for monitoring the effects of air pollution on public health in Greater Paris, France, 1991-1995. *Environmental Research*, 1997; 75 (1): 73-84
37. Zanobetti A, Schwartz J, Gold D. Are there sensitive subgroups for the effects of airborne particles? *Environ Health Perspect*. 2000 Sep; 108(9): 841-5.
38. Braun-Fahrländer C, Vuille JC, Sennhauser FH, et al. Respiratory health and long-term exposure to air pollutants in Swiss schoolchildren. SCARPOL team. Swiss study on childhood allergy and respiratory symptoms with respect to air pollution, climate and pollen. *Am J Respir Crit Care Med* 1997; 155: 1042-1049.
39. Ackermann-Lieblich U, Leuenberger P, Schwartz J, Schindler C, Monn C, Bolognini G. et al. Lung function and long term exposure to air pollutants in Switzerland. Study on Air Pollution and Lung Diseases in Adults (SAPALDIA) Team. *Am J Respir Crit Care Med* 1997 Jan; 155(1): 122-9.
40. Pope C.A. 3rd, Dockery DW, Kanner RE et al. Oxygen saturation, pulse rate, and particulate air pollution: A daily time-series panel study. *Am J Respir Crit Care Med* 1999; 159(2): 365-72.
41. Liao D, Creason J, Shy C, Williams R, Watts R, Zweidinger R. Daily variation of particulate air pollution and poor cardiac autonomic control in the elderly. *Environ Health Perspect*. 1999 Jul; 107(7): 521-5.
42. Peters A, Liu E, Verrier RL, Schwartz J, Gold DR, Mittleman M, Baliff J, Oh JA, Allen G, Monahan K, Dockery DW. Air pollution and incidence of cardiac arrhythmia. *Epidemiology*. 2000 Jan; 11(1): 11-7.
43. Minami M, Endo T, Hamaue N et al. Electrocardiographic changes induced by diesel exhaust particles (DEP) in guinea pigs. *Res Commun Mol Pathol Pharmacol* 1999; 105(1-2): 67-76.

44. Salvi S, Blomberg A, Rudell B et al. Acute Inflammatory responses in the airways and peripheral blood after short-term exposure to diesel exhaust in healthy human volunteers. *Am Resp Crit Care Med* 1999; 159(3): 702-709.
45. Tsuji H, Larson MG, Venditti FS et al. Impact of reduced heart rate variability on risk for cardiac events : the framingham heart study. *Circulation (New York)* 1996; 94(11): 2850-55.
46. Pope CA, Verrier RL, Lovett EG. Heart rate variability associated with particulate air pollution. *The American Heart Journal* 1999; 138(5): 890-99.
47. Peters A, Döring A, Wichmann H.E, Koenig W. et al. Increased plasma viscosity during an air pollution episode: a link to mortality ? *The Lancet* 1997; 349 (9065): 1582-87.
48. Peters A, Perz S, Döring A. et al. Increases in heart rate during an air pollution episode. *American Journal of Epidemiology* 1999; 150(10): 1094-98.
49. Becker S, Soukup JM, Gilmour MI, Devlin RB. Stimulation of human and rat alveolar macrophages by urban particulates. Effects on oxidant radical generation and cytokines production. *Toxicol Appl Pharmacol* 1996; 141: 637-48.
50. Baeza-Squiban F, Bonvallet V, Boland S, and Marano F. Airborne particles evoke an inflammatory response in human airway epithelium. Activation of transcription factors. *Cell Biology and Toxicology* 1999; 15: 375-380.
51. Martin LD, Krunkosky TM, Dye JA, Fischer BM, Jiang NF, Rochelle LG, Akley J, Dreher KL, Adler KB. The role of reactive oxygen and nitrogen species in the response of airway epithelium to particulates. *Environ Health Perspect* 1997; 105(Suppl5): 1301-1307.
52. MacNee W, Li X.Y, Gilmour P, Donaldson K. Systemic effect of particulate air pollution. *Inhalation Toxicology*, 2000; 12 (Supplement 3): 233-244
53. Nightingale JA, Cullinan P, Ashmore M, Rogers DF, Chung KF, Newman-Taylor AJ, Barnes PJ. Inflammatory effects of inhaled diesel exhaust particulates in normal subjects. *J Respir Crit Care Med* 1999 March; 159(3): A317. (abstract)
54. Nordenhäll C, Salvi S, Pourazar J, Wilson S, Kelly FJ, Frew AJ, Holgate ST, Sanström T. Exposure to diesel exhaust enhances the expression of IL-8 and gro- α in the bronchial epithelium of healthy subjects. *J Respir Crit Care Med* 1999 March; 159(3): A316. (abstract)
55. Fahy O, Tsiocopoulos A, Hammad H, Tonnel AB, Wallaert B. Effects of diesel organic extracts on chemokines release by normal peripheral blood mononuclear cells (PBMC). *J Respir Crit Care Med* 1999 March; 159(3): A317. (abstract)
56. Stenfors N, Helleday R, Nordenhäll C, Blomberg A, Cameron J, Rudell B, Krishna MT, Frew AJ, Holgate ST, Kelly FJ, Sandström T. Low levels of diesel exhaust induce airway inflammation. *J Respir Crit Care Med* 1999 March; 159(3): A316. (abstract)
57. Hitzfeld B, Friedrichs KH, Ring J, Behrendt. Airborne particulate matter modulates the production of reactive oxygen species in human polymorphonuclear granulocytes. *Toxicology* 1997; 120: 185-95.
58. Afaq F, Abidi P, Matin R, Rahman Q. Cytotoxicity, pro-oxidant effects and antioxidant depletion in rat lung alveolar acute lung injury. *J Toxicol Environ Health* 1997; 50: 285-305.
59. Goldsmith C, Frevert C, Imrich A, Sioutas C, Kobzik L. Alveolar macrophage interaction with air pollution particulates. *Environ Health Perspect* 1989; 105(suppl5): 1191-1195.
60. Godelski JJ, Sioutas C, Katler M, Koutrakis P. Death from inhalation of concentrated ambient air particles in animals models of pulmonary disease. *Am J Respir Crit Care Med* 1996; 153: A15.
61. Diaz-Sanchez D, Tsien A, Casillas A, Dotson AR, Saxon A. Enhanced nasal cytokine production in human beings after in vivo challenge with diesel-exhaust particles. *J Allergy Clin Immunol* 1996; 98: 114-123.
62. Salvi SS, Blomberg A, Rudell B, et al. Acute inflammatory changes in the airways of healthy human subjects following short term exposure to diesel exhaust. *Am J Respir Crit Care Med* 1997; 155: A425.
63. Li XY, Gilmour PS, Donaldson K, Mac Nee W. In vivo and in vitro proinflammatory effects of particulate air pollution (PM10). *Environ Health Perspect* 1997; 105(suppl5): 1279-83.
64. Oberdorster G, Soderholm SC, Finkenstein J. Role of alveolar macrophages in lung injury : studies with ultrafine particles. *Environ Health Perspect* 1992; 97: 193.

65. Behrendt H, Friedrich KH, Kainta-Stanicke E, et al. Allergens and pollutants in the air. A complex interaction. In : *J Ring, B Przybilla eds : New trends in Allergy III. Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg* 1991; pp 467-78.
66. Thomas P, Thaler P, Sedmeier F, Przybilla B. Exposure of pollen to pollutants : modification of protein release and histamine release capacity. *ACI News* 1994; suppl2: 460.
67. Knox C, Suphioglu P, Taylor et al. Asthma and air pollution : two major grass pollen allergen blind to diesel exhaust. *J Allergy Clin Immunol* 1996; 97; 378.
68. Ormstad H, Namork E, Gardner P, Johansen B. Scanning electrom microscopy of immunogold labeled cat allergens on the surface of airborne house dust particles. *J Immunol Methods* 1995; 187: 245-51.
69. Ormstad H, Johansen BV, Gaarder PI. Airborne house dust particles and diesel exhaust particles as allergen carriers. *Clin Exp Allergy* 1998; 28: 702-8.
70. Kobayashi T, Ito T. Diesel exhaust particulates induce nasal mucosal hyperresponsiveness on inhaled histamine aerosol. *Fundam Appl Toxicol* 1995; 27: 195-202.
71. Takafuji S, Nakagawa T. Air pollution and allergy. *Invest Allergol Clin Immunol*, 2000; 10(1): 5-10.
72. Lovik M, Hogseth AK, Gaarder PI, Hagemann R, Eide I. Diesel exhaust particles and carbon black have adjuvant activity on the local lymph node response and systemic IgE production to ovalbumin. *Toxicology* 1997; 121: 165-78.
73. Nilsen A, Hagemann R, Eide I. The adjuvant activity of diesel exhaust particles and carbon black on systemic IgE production to ovalbumin in mice after intranasal instillation. *Toxicology* 1997; 124: 225-32.
74. Steinsvik TE, Orsmstad H, Gaarder PI, Aaberge IS, Bjonness U, Lovik M. Human IgE production in hu-PBL-SCID mice injected with birch pollen and diesel exhaust particles. *Toxicology* 1998; 128: 219-30.
75. Pope A. Respiratory disease associated with community air pollution and a steel mill, Utah valley. *American Journal of Public Health* 1989; 79: 623-628.
76. Wong CM, Lam TH, Peters J, et al. Comparison between two districts of the effects of an air pollution intervention on bronchial responsiveness in primary school children in Hong Kong. *J. Epidemiol. Community Health* 1998; 52 : 571-8.
77. Heinrich J, Hoelscher B, Wjst M, Ritz B, Cyrus J, Wichmann HE. Respiratory diseases and allergies in two polluted areas in East Germany. *Environ. Health Perspect.* 1999; 107 : 53-62.
78. Goodman PG, Sinclair H, Clancy L, Dockery DW. Health Implications of Government Intervention to reduce airborne particulate pollution levels. *European Respiratory Journal* Vol. 12 supplement 28. P376s. 1998
79. Traven ND, Talbott EO, Ishii EK. Association and causation in environmental epidemiology. *Environmental epidemiology* 1991; 10: 39-46
80. Brunekreef B. Air pollution and life expectancy: is there a relation? *Occup Environ Med* ;1997; 54: 781-784.
81. Nevalainen J., Pekkanen J. The effect of particulate air pollution on life expectancy. *Sci Total Environ* 1998; 217: 137-141.
82. Department of Health. Committee on the Medical Effects of Air Pollutants. Statement and report on long-term effects of Particles on Mortality. *London: The Stationery Office*, 2001.
83. Chanel O, Scapecchi P, et Vergnaud J.C. Long term health effects and economic valuation of public policies : an application to air pollution in France. *Working Paper Greqam 01B03*, 2001.
84. Katsouyanni K, Touloumi G, Samoli E, Gryparis A, Le Tertre A, Monopolis Y et al. Confounding and effect modification in the short-term effects of ambient particles on total mortality: results from 29 European cities within the APHEA2 project. *Epidemiology.* 2001 Sep; 12(5): 521-31.
85. Atkinson RW, Anderson HR, Sunyer J, Ayres J, Baccini M, Vonk JM. et al. Acute effects of particulate air pollution on respiratory admissions: results from APHEA 2 project. *Air Pollution and Health: a European Approach. Am J Respir Crit Care Med.* 2001 Nov 15; 164(10 Pt 1): 1860-6.
86. Le Tertre A, Medina S, Samoli E, Forsberg B, Michelozzi P, Boumghar A. et al. Short term effects of particulate air pollution on cardiovascular diseases in eight European cities. *Accepted in JECH*
87. Künzli N, Kaiser R, Medina S et al. Public-health impact of outdoor and traffic-related air pollution: a European assessment. *The Lancet* 2000; 356: 795-801

88. Dockery D, Pope A, Xu X, Spengler J, Wae J, Fay M et al. An association between air pollution and mortality in six U.S.Cities. *N Engl J Med* 1993; 329(24): 1753-9.
89. Pope A, Thun M, Namboodiri M, Dockery D, Evans J, Speizer F et al. Particulate air pollution as a predictor of mortality in a prospective study of U.S.Adults. *Am J Respir Crit Care Med* 1995; 151(3): 669-74.
90. Krewski D., Burnett RT., Goldberg MS. et al. Re-analysis of the Harvard Six-cities Study and the American Cancer Society Study of air pollution and mortality. *Cambridge, MA: Health Effects Institute, 2000.*
91. Pope A, Burnett R. Thun M, Calle E., Krewski D., Ito K., Thurston G. Lung cancer, cardiopulmonary mortality, a,d long-term exposure to fine particulate air pollution. *JAMA.* 2002; 287: 1132-1141.
92. Quantification of health effects of exposure to air pollution. *WHO, Regional Office for Europe, Copenhagen 2001, (E74256)*
93. Medina S., Plasència A., Artazcoz L. Quénel P., Katsouyanni K., Mücke HG., De Saeger E., Krzyzanowsky M., Schwartz J. and the contributing members of the Apehis group. Apehis Monitoring the Effects of Air Pollution on Public Health in Europe. *Scientific report, 1999-2000. Institut de Veille Sanitaire, Saint-Maurice, March 2001; 136 pages*
94. Katsouyanni K, Touloumi G, Spix C, Schwartz J, Balducci F, Medina S. et al. Short-term effects of ambient sulphur dioxide and particulate matter on mortality in 12 European cities: results from time series data from the APHEA project. *British Medical Journal*, 1997; 314, 1658-1663.
95. Katsouyanni K, Touloumi G, Samoli E, Gryparis A, Le Tertre A, Monopolis Y. et al. Confounding and effect modification in the short-term effects of ambient particles on total mortality: results from 29 European cities within the APHEA2 project *Epidemiology* 2001; 12, 521-31.
96. Atkinson R. W, Anderson H. R, Sunyer J, Ayres J, Baccini M, Vonk J. M. et al. Acute effects of particulate air pollution and respiratory admissions: results from the APHEA2 project. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 2001; 164, 1860-6.
97. Bobak M, Leon D. The effect of air pollution on infant mortality appears specific for respiratory causes in the postneonatal period. *Epidemiology* 1999; 10(6): 666-70.
98. Brunekreef B. Air pollution kills babies. *Epidemiology* 1999; 10: 661-62.
99. Smith K, Corvalan C, Kjellström T. How much global ill health is attributable to environmental factors? *Epidemiology* 1999; 10(5): 573-84.
100. Lai D, Hardy R. Potential gains in life expectancy or years of potential life lost: impact of competing risks of death. *Int J Epidemiol* 1999; 28: 894-8



CONCLUSION

Pendant la première et la deuxième année – qui s'est achevée en avril 2002 – le programme Apehis a mis sur pied un réseau rassemblant des professionnels de l'environnement et de la santé publique au niveau local, régional et national dans toute l'Europe. Ce réseau effectue une surveillance épidémiologique et des EIS de la pollution atmosphérique dans 26 villes européennes.

Au cours de la deuxième année, nous avons effectué des EIS locales dans chacune des villes participant au projet. L'objectif consistait à fournir aux décideurs locaux les informations les plus complètes possibles sur la pollution atmosphérique et la santé publique dans leurs villes. Chaque rapport local, qui comprend l'EIS, fournit une description détaillée des caractéristiques de la ville, notamment le climat, la géographie, les sources de pollution atmosphérique, des informations sur les indicateurs sanitaires et d'autres facteurs essentiels. Toutefois, la plupart des villes n'ont pas pu établir dans leurs rapports un lien entre les mesures des PM10 et les sources des PM10. L'identification de ces liens est importante pour la prise de décision, et doit être résolue dans les futurs travaux d'Apehis.

L'étape suivante a consisté à regrouper les caractéristiques locales et les EIS en une seule étude fournissant une vue comparative des caractéristiques démographiques, de la pollution atmosphérique et des résultats d'EIS sur 32 millions de citoyens en Europe de l'Ouest et de l'Est pour les PM10 et sur 25 millions de citoyens pour les Fumées noires. L'objectif était de fournir aux décideurs européens une vue globale de la situation en Europe.

Pour garantir la comparabilité des résultats des 26 villes participantes, notre réseau a utilisé une méthodologie commune fondée sur les recommandations de l'OMS et le protocole Apehis, et l'a appliquée de façon standardisée dans toutes les villes.

Comme nous avons utilisé une méthodologie commune, nos résultats sur la mortalité sont directement comparables entre toutes les villes participantes. Ce n'est pas le cas, en revanche, pour les admissions hospitalières et notre étude insiste sur le besoin de promouvoir en Europe la production de données plus uniformisées sur les admissions hospitalières.

En harmonisant les informations sur l'estimation de l'exposition, Apehis contribue à des mesures de la pollution atmosphérique plus uniformisées en Europe. Comme les Fumées noires ont été mesurées depuis de nombreuses années dans la plupart des villes européennes, nous aimerions souligner combien il est important de continuer à mesurer cet indicateur de pollution atmosphérique. Il s'agit de particules fines (moins de 4 µm) dont les effets sur la santé sont mesurables. Nous encourageons également la mise en place de mesures des particules PM10 dans toutes les villes d'Apehis et incitons aussi les réseaux de mesure de la pollution atmosphérique à mesurer ou estimer les concentrations de PM2,5.

Nous avons choisi différents scénarii d'EIS afin de présenter aux décideurs au niveau local, national et européen, un éventail de tous les gains sanitaires potentiels à court et long terme découlant de la réduction de la pollution atmosphérique particulaire. Ces scénarii ont tenu compte de la Directive 1999/30/CE du 22 avril 1999 relative aux valeurs limites pour les concentrations ambiantes de particules et autres polluants ne devant pas être dépassées en 2005 et en 2010.

Certains pays présentant déjà des niveaux modérés de PM10 et de Fumées noires, nous avons également proposé un scénario pour des réductions moins importantes, par exemple 5 µg/m³. Nous en avons conclu que même des réductions minimales et raisonnablement possibles des niveaux de pollution atmosphérique, ont un impact sur la santé publique, et que cet impact justifie la prise de mesures préventives, même dans les villes présentant de faibles niveaux de pollution atmosphérique.

Les études de cas à Dublin, Göteborg et Stockholm, présentées à l'Annexe 6, fournissent des exemples d'interventions réalisables qui sont parvenues à réduire les niveaux de pollution atmosphérique.

La possibilité d'appliquer nos résultats à d'autres villes européennes ne participant pas au programme Apehis peut être discutée. Nous suggérons d'inclure davantage de villes dans les futures EIS d'Apehis, y compris celles qui ont déjà demandé à participer, à condition qu'elles respectent notre protocole en termes d'organisation, de collecte et d'analyse des données.

Pour conclure, en traduisant les résultats épidémiologiques en un outil d'aide à la décision, le programme Apehis tente de combler le fossé entre recherche et action.

Au cours de sa deuxième année d'existence, le programme a effectué une évaluation d'où ressort une image prudente, mais fidèle et détaillée, de l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique dans 26 villes européennes. Les résultats obtenus sont cohérents avec ceux d'autres organisations ayant effectué des EIS dans le domaine de la pollution atmosphérique. Nos résultats apportent une preuve supplémentaire sur le problème que constitue encore la pollution atmosphérique pour la santé publique en Europe.



PERSPECTIVES DU PROGRAMME Apehis

Apehis est un programme évolutif planifié sur plusieurs années en plusieurs phases, dont l'objectif est de répondre aux principales questions sur la pollution atmosphérique et la santé publique en Europe. Chaque phase du programme s'appuie sur les résultats des phases précédentes, afin de former un tout cohérent.

Pour veiller à ce que les informations que nous obtenons et diffusons soient aussi exactes et à jour que possible, au cours de la troisième année du programme Apehis, qui a débuté en avril 2002, nous mettons au point de nouvelles fonctions exposition-risque sur les effets à court terme de la pollution atmosphérique, en nous basant sur notre système de surveillance épidémiologique. Nous calculons également le nombre d'années de vie perdues ou la diminution de l'espérance de vie, en plus du nombre absolu de cas attribuables, afin d'estimer les impacts sanitaires d'une exposition à long terme à la pollution atmosphérique.

Notre mission est de mettre nos résultats à la disposition des publics les plus larges possibles, dans le but de faciliter leur prise de décision dans la gestion de la qualité de l'air, les réglementations, les systèmes de soin et les comportements individuels. Pendant la troisième année du programme, nous explorons pour la première fois les moyens permettant de répondre le mieux possible, dans la forme et dans le fond, aux besoins en information des décideurs gouvernementaux confrontés au problème de l'impact de la pollution atmosphérique sur la santé publique.

Dans une future phase du programme Apehis, une nouvelle étape consistera à explorer les besoins en informations d'autres publics et à collaborer avec des économistes afin de calculer, dans les villes participant au programme, les coûts pour la société des effets sanitaires de la pollution atmosphérique.

Nous espérons également impliquer le programme Apehis plus étroitement dans les autres programmes locaux, régionaux, nationaux et européens tels que NEHAPs (National Environmental Action Plans), le réseau européen Airnet, le programme de l'OMS sur la pollution atmosphérique et la santé, et le programme Cafe (Clean Air for Europe) et partager avec eux nos derniers résultats.

Pour être réellement efficace, assurer la surveillance épidémiologique et pouvoir répondre en permanence aux besoins en informations des publics auxquels il s'adresse, le programme Apehis nécessite l'engagement constant et le soutien financier de la Commission européenne et de ses états membres.



EVALUATION DE L'IMPACT SANITAIRE DANS LES NEUF VILLES FRANÇAISES DU PROGRAMME PSAS-9

Les EIS qui suivent sont celles des neuf villes françaises du programme PSAS-9 participant au programme Apehis.

Les scénarii présentés ici sont ceux du programme Apehis et sont construits pour les mêmes indicateurs sanitaires à l'exception des admissions hospitalières pour pathologies cardiaques indisponibles dans le cadre du PSAS-9. Ils fournissent pour chacune des 9 villes françaises des résultats complémentaires à ceux du PSAS-9. Par exemple, pour sept des neuf villes qui disposaient de données PM10, 1 561 décès seraient potentiellement évitables si, toutes choses égales par ailleurs, l'exposition à long terme aux niveaux moyens annuels de PM10 était réduite de 5 µg/m³. Parmi ces décès, 15 % environ peuvent être attribués aux effets à court terme de la pollution atmosphérique urbaine.

Loi sur l'air, PRQA, PPA, PDU et PSAS-9

La mise en place du programme PSAS-9, en juin 1997, est très liée à la promulgation de la loi sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie, le 30 décembre 1996. En effet, cette loi confie à l'état la responsabilité de la surveillance de la qualité de l'air mais aussi de ses effets sur la santé. Pour ce faire, des objectifs de qualité de l'air sont fixés en conformité avec ceux définis par l'Union européenne ou, à défaut, par l'OMS et doivent être régulièrement révisés en fonction des résultats des études épidémiologiques.

Dans chaque région, le préfet élabore un plan régional de la qualité de l'air (PRQA) afin d'atteindre les objectifs de qualité de l'air définis, en proposant de grandes orientations d'action régionales. Pour cela, le PRQA doit s'appuyer sur un état des lieux des émissions et de la qualité de l'air ainsi que sur une évaluation de ses effets sur la santé. Chaque PRQA doit être évalué et, le cas échéant, révisé cinq ans après sa parution.

Parallèlement, dans toutes les agglomérations de plus de 250 000 habitants, est élaboré un plan de protection de l'atmosphère (PPA). Le PPA, également arrêté par le préfet, a pour objet de préciser les mesures qui peuvent être prises pour atteindre les objectifs de qualité de l'air : règles de fonctionnement de certaines installations, usage des carburants et combustibles, usage des véhicules, fréquence de contrôle des émissions des installations... Le PPA est également évalué tous les cinq ans.

Enfin, pour les agglomérations de plus de 100 000 habitants, un plan de déplacements urbains (PDU) est mis en œuvre. Il définit les principes de l'organisation des transports de biens et de personnes, de la circulation et du stationnement. Son objectif est d'assurer l'équilibre entre la nécessité de circulation et d'accès, d'une part, et la protection de la santé et de l'environnement, d'autre part. Le PDU est élaboré par l'organisme localement responsable de l'organisation des transports urbains.

Complémentarité entre Apehis et PSAS-9

Afin d'éclairer le lecteur sur les différences et complémentarités d'Apehis et du Programme de Surveillance Air et Santé – 9 villes (PSAS-9) coordonné par l'Institut de veille sanitaire et dont les résultats de la deuxième phase ont été publiés au début de l'été 2002, un certain nombre de précisions peuvent être apportées. Si les objectifs du PSAS-9 sont voisins de ceux d'Apehis quoique plus intégrés au contexte législatif, un certain nombre de particularités rendent les résultats des deux programmes complémentaires.

La particularité du **PSAS-9** est de quantifier l'impact sanitaire **à court terme** (relation entre variations journalières des niveaux de pollution et variations journalières des indicateurs de santé analysée par des études de séries chronologiques) de la pollution atmosphérique à partir des risques directement estimés dans les neuf villes du programme alors que l'EIS du programme **Apehis** est réalisée à partir de risques à court et **long terme** (risques analysés sur plusieurs années par des études de cohorte) estimés par différents programmes de recherche internationaux.

Ensuite, les indicateurs sanitaires sont différents : mortalité totale pour Apehis versus mortalité totale, cardio-vasculaire et respiratoire pour PSAS-9 ; admissions hospitalières respiratoires (65 ans et plus) et cardiaques (tous âges) pour Apehis versus admissions hospitalières respiratoires (moins de 15 ans et 65 ans et plus) et cardio-vasculaires (15-64 ans et 65 ans et plus) pour PSAS-9. Par ailleurs, les indicateurs de pollution atmosphérique urbaine sont les polluants particulaires dans le programme Apehis (PM10 et Fumées noires) alors que ces indicateurs sont Fumées noires, dioxyde de soufre, dioxyde d'azote et ozone dans le programme PSAS-9 (www.invs.sante.fr).

Enfin, les scénarii de réduction de la pollution atmosphérique construits pour les estimations de l'impact sanitaire sont également différents.

Les scénarii retenus dans le programme Apehis fournissent donc pour chacune des neuf villes françaises des résultats complémentaires à ceux du PSAS-9. Ainsi en France, dans le cadre du programme PSAS-9, la surveillance de l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique urbaine se décline désormais à l'échelle locale, nationale et européenne.



BORDEAUX

Contexte

L'agglomération bordelaise est située à proximité de l'Océan Atlantique, dans une région au relief peu accidenté (plaines et côtes). La zone étudiée comprend 18 communes. Au dernier recensement de population en 1999, ces communes représentaient un total de 584 164 habitants. Elles sont réparties sur une superficie de près de 283 km², ce qui représente une densité de 2 064 hab/km². Bordeaux est soumis à un climat océanique avec des températures moyennes comprises entre 9,3°C et 18,7°C. L'humidité relative moyenne est de 54,9 % et la pluie est abondante avec 950 mm d'eau en moyenne annuelle.

Sources de pollution atmosphérique

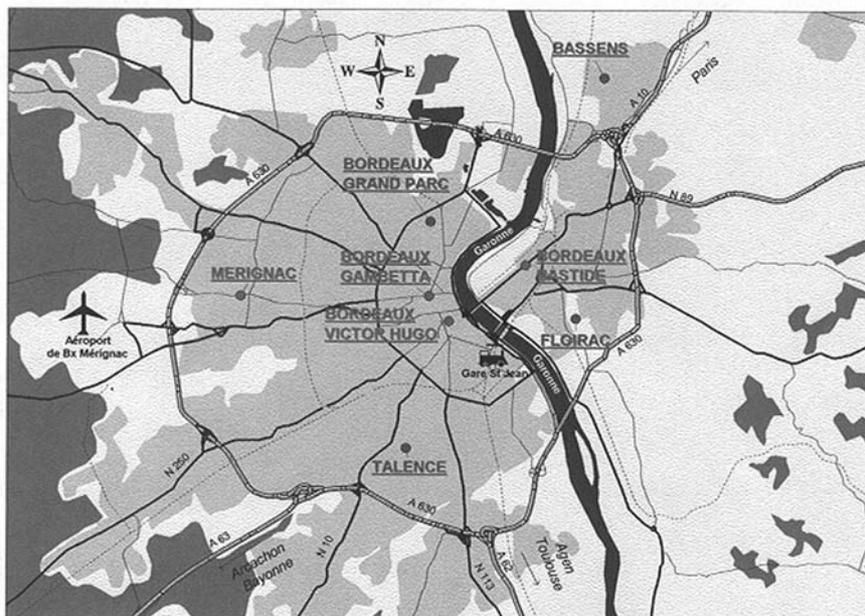
Les transports routiers constituent la principale source pour les oxydes d'azote (78,1 %), le monoxyde de carbone (83,7 %) et les composés organiques volatiles (50,5 %). Pour le dioxyde de soufre (SO₂) et l'ammoniac (NH₃), l'industrie et le traitement des déchets constituent la source la plus importante, respectivement 54,3 % et 79,3 %. Lorsqu'on observe les variations des émissions entre 1990 et 1994 en Aquitaine, on remarque une diminution de l'ensemble des émissions exceptés pour les oxydes d'azotes qui ont augmenté de 9 % sur cette période de 4 années. Il faut noter que ce bilan ne concernait pas les particules, mesurées seulement à partir de 1997 sur l'agglomération. [Source : CITEPA données de 1994].

Indicateurs d'exposition à la pollution atmosphérique

Les Fumées noires étaient mesurées depuis 1976 sur l'agglomération bordelaise et 4 sites de surveillance ont été choisis selon les critères de sélection du protocole d'Apheis. Le réseau de surveillance de la qualité de l'air AIRAQ mesure les PM10 depuis juillet 1997. Les données sélectionnées pour l'EIS sont celles mesurées sur l'année 2000 par les deux stations de type urbain et les deux stations de type péri-urbain, c'est à dire non influencées par une source ponctuelle de pollution. Sur cette période, les interquartiles des valeurs mesurées par les quatre stations se chevauchent et le coefficient de corrélation entre les différentes séries était au minimum de 0,9. Un indicateur PM10 a donc été construit à partir de ces données par la moyenne arithmétique journalière des mesures de ces quatre stations.

Lorsqu'une ou plusieurs données journalières étaient manquantes sur une ou plusieurs stations (plus de 25 % de données horaires manquantes sur les 24h), elles ont été remplacées par la méthode des moyennes saisonnières ou la méthode de régression linéaire selon la durée de la période de valeurs manquantes.

Réseau de surveillance de la qualité de l'air (source AIRAQ).



En 1997, à Bordeaux :

- le niveau moyen journalier (écart-type) de Fumées noires était de $15,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (10,2) ;
- les niveaux de Fumées noires atteints les 36 jours les moins pollués et les plus pollués étaient respectivement de $5,5$ et $30,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$;
- le niveau de Fumées noires a dépassé $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 100 jours dans l'année et $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 2 jours dans l'année.

En 2000, à Bordeaux :

- le niveau moyen journalier (écart-type) de PM10 était de $20,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (10,1) ;
- les niveaux de PM10 atteints les 36 jours les moins pollués et les plus pollués étaient respectivement de $10,3$ et $32,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$;
- le niveau de PM10 a dépassé $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 144 jours dans l'année et $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 7 jours dans l'année.

Indicateurs sanitaires

Le recueil des données de mortalité a été effectué auprès du Service commun d'information sur les causes médicales de décès (SC8) de l'Inserm. Le nombre journalier de décès correspond à la mortalité totale non accidentelle ou inconnue : codes CIM 9 < 799.9. La sélection s'est opérée sur la cause principale de décès. Le taux de mortalité standardisé sur la population européenne était de 497 pour 100 000 habitants et par an.

Les données d'admissions hospitalières ont été recueillies auprès du Département d'information médicale (DIM) de chaque établissement de soin public accueillant des habitants de la zone urbaine étudiée. A partir du programme de médicalisation des systèmes d'information (PMSI), les nombres journaliers d'admissions pour pathologie respiratoire (CIM9 [460 - 519] ; CIM10 [J00 - J99]) ont été extraits pour les patients âgés de 65 ans et plus.

Le nombre journalier moyen (écart-type) d'admissions pour pathologie respiratoire chez les patients de 65 ans et plus était en 1998 de 2,9 (2,1). L'incidence journalière correspondante était de 3,1 pour 100 000 habitants soit 1 146,8 pour 100 000 habitants et par an. Le nombre d'admissions pour pathologie cardiaque (CIM9 410-414, 427, 428) n'était pas disponible.

Quantification de l'impact sanitaire

Fumées noires

Seuls les effets à court terme ont été considérés. En effet, les fonctions exposition-risque ne sont pas disponibles pour les effets à long terme des Fumées noires.

L'estimation des impacts à court terme est présentée pour une année selon trois scénarii pour la mortalité et deux scénarii pour les admissions hospitalières :

- premier scénario : si l'ensemble des niveaux journaliers supérieurs à 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ était ramené à cette valeur,
- deuxième scénario : si l'ensemble des niveaux journaliers supérieurs à 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ était ramené à cette valeur,
- troisième scénario (pour la mortalité) : si la moyenne annuelle était diminuée de 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Les tableaux 1 et 2 présentent les résultats des estimations pour la mortalité et les admissions hospitalières respectivement.

Tableau 1. Gain sanitaire potentiel à court terme et intervalle de confiance à 95 % pour les trois scénarii de réduction des niveaux de Fumées noires – Mortalité.

| | Nombre de jours par an dépassant 20 et 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | Nombres annuels de cas attribuables | | | | | |
|--|--|-------------------------------------|------------------|------------------|-----------------------------|------------------|------------------|
| | | Nombre brut | | | Taux pour 100 000 habitants | | |
| | | Estimation centrale | Estimation basse | Estimation haute | Estimation centrale | Estimation basse | Estimation haute |
| 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | 2 | 0,1 | 0,0 | 0,1 | 0,0 | 0,0 | 0,0 |
| 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | 100 | 7,7 | 3,8 | 10,2 | 1,3 | 0,7 | 0,7 |
| Diminution de 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | SO* | 13,2 | 7,7 | 18,7 | 2,3 | 1,3 | 3,2 |

*SO : sans objet

Tableau 2. Gain sanitaire potentiel à court terme et intervalle de confiance à 95 % pour les deux scénarii de réduction des niveaux de Fumées noires – Admissions hospitalières.

| | Nombre de jours par an dépassant 20 et 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | Nombres annuels de cas attribuables | | |
|---|--|-------------------------------------|------------------|------------------|
| | | Estimation centrale | Estimation basse | Estimation haute |
| Admissions hospitalières pour pathologies respiratoires (65 ans et plus) | | | | |
| 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | 2 | 0,0 | 0,0 | 0,0 |
| 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | 100 | 0,3 | 0,0 | 2,3 |

PM10

Pour les PM10, les relations exposition-risque appropriées étant disponibles pour la mortalité, l'impact a pu être estimé à court et à long terme.

Impact à court terme

L'estimation des impacts à court terme est présentée pour une année selon trois scénarii pour la mortalité et deux scénarii pour les admissions hospitalières :

- premier scénario : si l'ensemble des niveaux journaliers observés supérieurs à 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ était ramené à cette valeur,
- deuxième scénario : si l'ensemble des niveaux journaliers observés supérieurs à 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ était ramené à cette valeur,
- troisième scénario (pour la mortalité) : si la moyenne annuelle était diminuée de 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Les tableaux 3 et 4 présentent les résultats des estimations pour la mortalité et les admissions hospitalières respectivement.

Tableau 3. Gain sanitaire potentiel à court terme et intervalle de confiance à 95 % pour les trois scénarii de réduction des niveaux de PM10 – Mortalité.

| | Nombre de jours par an dépassant 20 et 50 µg/m ³ | Nombres annuels de cas attribuables | | | | | |
|-----------------------------------|---|-------------------------------------|------------------|------------------|-----------------------------|------------------|------------------|
| | | Nombre brut | | | Taux pour 100 000 habitants | | |
| | | Estimation centrale | Estimation basse | Estimation haute | Estimation centrale | Estimation basse | Estimation haute |
| 50 µg/m ³ | 7 | 0,3 | 0,2 | 0,4 | 0,1 | 0,0 | 0,1 |
| 20 µg/m ³ | 144 | 11,3 | 7,5 | 15,0 | 1,9 | 1,3 | 2,6 |
| Diminution de 5 µg/m ³ | SO* | 13,6 | 9,0 | 18,2 | 2,3 | 1,5 | 3,1 |

*SO : sans objet

Tableau 4. Gain sanitaire potentiel à court terme et intervalle de confiance à 95 % pour les deux scénarii de réduction des niveaux de PM10 – Admissions hospitalières.

| | Nombre de jours par an dépassant 20 et 50 µg/m ³ | Nombres annuels de cas attribuables | | | | |
|---|---|-------------------------------------|------------------|------------------|--|--|
| | | Estimation centrale | Estimation basse | Estimation haute | | |
| Admissions hospitalières pour pathologies respiratoires (65 ans et plus) | | | | | | |
| 50 µg/m ³ | 7 | 0,1 | 0,1 | 0,2 | | |
| 20 µg/m ³ | 144 | 4,0 | 2,7 | 5,8 | | |

Impact à long terme

La quantification de l'impact à long terme sur la mortalité annuelle est présentée selon quatre scénarii de réduction de l'indicateur PM10 (Tableau 5) :

- premier scénario : si la moyenne annuelle était ramenée à 40 µg/m³ (valeur limite pour les PM10 en 2005),
- deuxième scénario : si la moyenne annuelle était ramenée à 20 µg/m³ (valeur limite pour les PM10 en 2010),
- troisième scénario : si la moyenne annuelle était ramenée à 10 µg/m³ (pour les villes observant d'ores et déjà de faibles niveaux de PM10),
- quatrième scénario : si la moyenne annuelle était diminuée de 5 µg/m³.

Tableau 5. Gain sanitaire potentiel à long terme et intervalle de confiance à 95 % pour les quatre scénarii de réduction des niveaux de PM10 – Mortalité.

| | Nombres annuels de cas attribuables | | | | | |
|-----------------------------------|-------------------------------------|------------------|------------------|-----------------------------|------------------|------------------|
| | Nombre brut | | | Taux pour 100 000 habitants | | |
| | Estimation centrale | Estimation basse | Estimation haute | Estimation centrale | Estimation basse | Estimation haute |
| 40 µg/m ³ | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 |
| 20 µg/m ³ | 1,9 | 1,1 | 2,6 | 0,3 | 0,2 | 0,4 |
| 10 µg/m ³ | 183,9 | 111,2 | 257,8 | 31,5 | 19,0 | 44,1 |
| Diminution de 5 µg/m ³ | 92,0 | 55,9 | 128,4 | 15,7 | 9,6 | 22,0 |

Commentaires

A partir des mesures réalisées sur la zone d'étude de Bordeaux, on observe des concentrations atmosphériques en PM10 qui dépassent les valeurs limites prévues par la directive à l'horizon 2005 et 2010. Sur un plan méthodologique, pour les Fumées noires la dernière année disponible était 1997, nous avons donc utilisé pour la quantification de l'impact les données sanitaires (mortalité et admissions hospitalières) de 1997. Pour les PM10, la dernière année disponible était l'année 2000. Les données de mortalité de 1998 ont été utilisées pour les PM10.

Dans le cadre du plan régional de la qualité de l'air, des recommandations ont été faites afin de favoriser l'amélioration de la qualité de l'air au niveau régional. Plusieurs orientations portent spécifiquement sur les poussières. Ainsi, un inventaire de l'ensemble des sources d'émissions des particules doit être fait et plusieurs orientations vont en faveur d'une réduction des émissions des sources de particules : le recours à des technologies propres, favoriser les modes de transports alternatifs à la voiture, développer les transports collectifs et leurs usages, appliquer les réglementations relatives aux émissions des véhicules.

Partenaires locaux

L. Filleul – InVS – coordinateur

I. Baldi (Institut de santé publique, d'épidémiologie et de développement)

E. Capdenat (Dim Hôpital du Bouscat)

M. Charron (Ddass Gironde)

JP. Chassaing (Dim Hôpital Bagatelle)

P. Denis (Dim Clinique mutualiste de Pessac)

V. Gilleron (Dim-CHU Bordeaux)

P. Grégoire (Airaq)

B. Léglise (Sos-Médecin)

JL. Zulian (Airaq)

FX. Jouteux (Drass Aquitaine)



LE HAVRE

Contexte

L'agglomération havraise s'étend sur un territoire de 199 km² et comptait en 1999, 254 585 habitants. Elle est située sur la rive droite de l'estuaire de la Seine à 90 km de Rouen et 220 km de Paris. Sa situation représente une ouverture stratégique sur la mer la plus fréquentée du monde, la Manche. La climatologie havraise est marquée par une influence océanique. Les températures minimales et maximales sont en moyenne de 7,9 et 13,2 °C respectivement.

Sources de pollution atmosphérique

Selon les estimations du CITEPA (1994), 38,4 % des émissions régionales de SO₂ (23,1 % pour NO_x) sont totalisées par l'agglomération havraise. Le secteur industriel est responsable de plus de 90 % de ces émissions.

Indicateurs d'exposition à la pollution atmosphérique

Les données de pollution atmosphérique ont été fournies par le réseau de surveillance de la qualité de l'air Air Normand. Les Fumées noires ont été mesurées par réflectrométrie. L'indicateur d'exposition a été construit en utilisant la moyenne arithmétique des concentrations journalières enregistrées par 6 stations de mesure. Les données météorologiques ont été fournies par Météo France.

En 1998 :

- le niveau moyen journalier (écart-type) de Fumées noires était de 9,3 µg/m³ (9,2) ;
- les niveaux de Fumées noires atteints les 36 jours les moins pollués et les plus pollués étaient respectivement de 2,8 et 20,5 µg/m³ ;
- le niveau de Fumées noires a dépassé 20 µg/m³ 39 jours dans l'année et 50 µg/m³ 3 jours dans l'année.

Indicateurs sanitaires

Les données de mortalité ont été fournies par l'Inserm. Le taux de mortalité standardisé sur la population européenne était de 578 pour 100 000 habitants et par an.

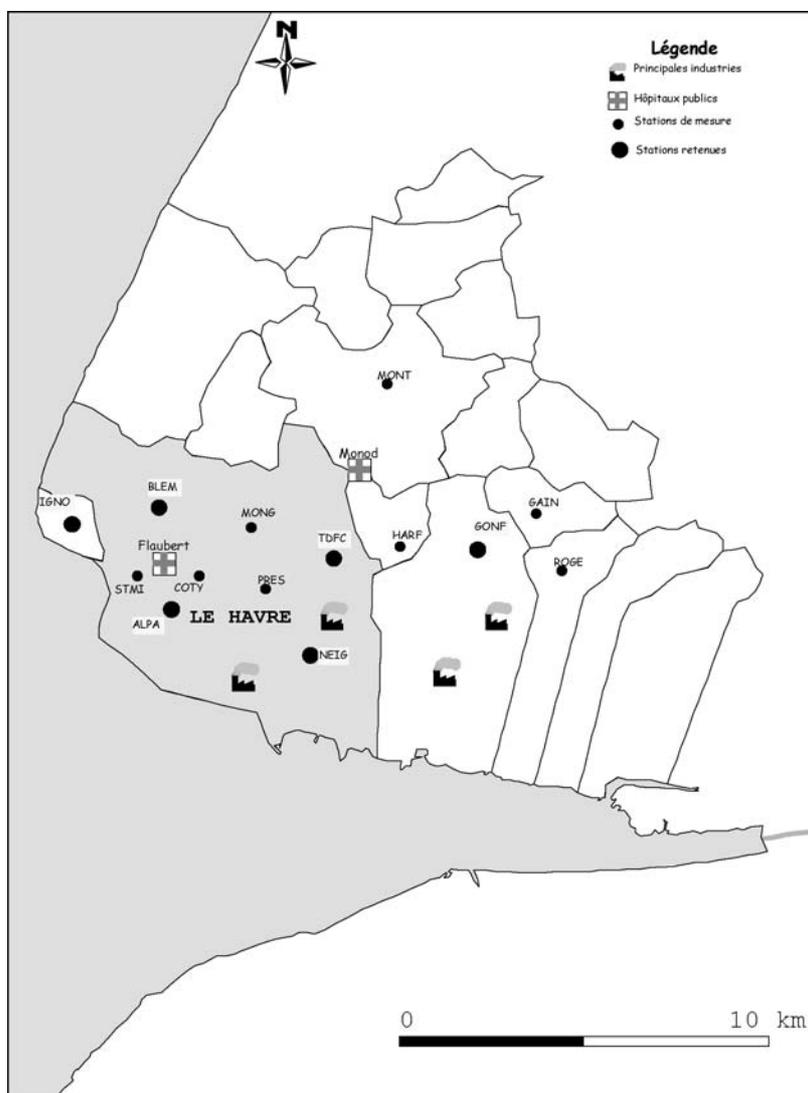
Les données d'admissions hospitalières ont été recueillies auprès des établissements publics de l'agglomération havraise. A partir du programme de médicalisation des systèmes d'information (PMSI), les nombres journaliers d'admissions pour pathologie respiratoire (CIM9 [460 – 519] ; CIM10 [J00-J99]) ont été extraits pour les patients âgés de 65 ans et plus.

En 1998 :

Le nombre moyen journalier (écart-type) d'admissions hospitalières pour causes respiratoires chez les personnes âgées de 65 et plus est de 0,8 (0,9). L'incidence journalière correspondante était de 2,1 pour 100 000 habitants, soit 759,6 pour 100 000 habitants et par an.

Le nombre d'admissions pour pathologie cardiaque (CIM9 410-414, 427, 428) n'était pas disponible.

La couverture spatiale du réseau Air Normand est représentée ci-dessous :



Source IGN - AIR NORMAND 1998

Quantification de l'impact sanitaire

Seuls les effets à court terme ont été considérés. En effet, les fonctions exposition-risque ne sont pas disponibles pour les effets à long terme des Fumées noires.

L'estimation des impacts à court terme est présentée pour une année selon trois scénarii pour la mortalité et deux scénarii pour les admissions hospitalières :

- premier scénario : si l'ensemble des niveaux journaliers supérieurs à $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ était ramené à cette valeur,
- deuxième scénario : si l'ensemble des niveaux journaliers supérieurs à $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ était ramené à cette valeur,
- troisième scénario (pour la mortalité) : si la moyenne annuelle était diminuée de $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Les tableaux 1 et 2 présentent les résultats des estimations pour la mortalité et les admissions hospitalières respectivement.

Tableau 1. Gain sanitaire potentiel à court terme et intervalle de confiance à 95 % pour les trois scénarii de réduction des niveaux de Fumées noires – Mortalité

| | Nombre de jours par an dépassant 20 et 50 µg/m ³ | Nombres annuels de cas attribuables | | | | | |
|----------------------------------|---|-------------------------------------|--------------|--------------|-----------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|
| | | Estim. centrale | Estim. basse | Estim. haute | Estim. centrale pour 100 000 hab. | Estim. basse pour 100 000 hab. | Estim. haute pour 100 000 hab. |
| 50 µg/m ³ | 3 | – | – | – | – | – | – |
| 20 µg/m ³ | 39 | 1,5 | 0,8 | 2,1 | 0,6 | 0,3 | 0,8 |
| Réduction de 5 µg/m ³ | SO* | 5,9 | 3,4 | 8,3 | 2,3 | 1,4 | 3,3 |

*SO : sans objet

Tableau 2. Gain sanitaire potentiel à court terme et intervalle de confiance à 95 % pour les deux scénarii de réduction des niveaux de Fumées noires – Admissions hospitalières.

| | Nombre de jours par an dépassant 20 et 50 µg/m ³ | Nombres annuels de cas attribuables | | |
|---|---|-------------------------------------|------------------|------------------|
| | | Estimation centrale | Estimation basse | Estimation haute |
| <i>Admissions hospitalières pour maladies respiratoires (65+)</i> | | | | |
| 50 µg/m ³ | 3 | – | – | – |
| 20 µg/m ³ | 39 | 0,0 | 0,0 | 0,3 |

Commentaires

Sur un plan méthodologique, les données les plus complètes de mortalité et d'admissions hospitalières étant disponibles jusqu'en 1998, l'étude d'impact sanitaire a été réalisée sur cette année.

En ce qui concerne la construction de l'indicateur Fumées noires, 6 stations de mesure ont été utilisées (4 urbaines et 2 industrielles). L'analyse descriptive des concentrations enregistrées par ces stations montre une bonne corrélation et des niveaux moyens journaliers très proches.

Concernant l'application locale de la loi sur l'air, la Drire est chargée de conduire, sous l'autorité du Préfet, l'élaboration du PRQA et des PPA.

Partenaires locaux

Abdelkrim Zeghnoun InVS – coordinateur

P. Beaudeau (Laboratoire d'Etude et d'Analyse - Le Havre)

E. Briquet (Dim CH du Havre)

V. Delmas (Réseau de surveillance de la qualité de l'air-Air Normand)

S. Lechangeur (Dim CH du Havre)

B. Marshall (Dim CH du Havre)



LILLE

Contexte

La Communauté urbaine de Lille (CUDL), située dans le nord de la France, compte un peu plus d'un million d'habitants. Elle rassemble 86 communes, sur un territoire de 612 km², et a un caractère nettement multipolaire, organisé autour de quatre communes importantes : Lille, Roubaix, Tourcoing et Villeneuve d'Ascq. La population de la CUDL est relativement jeune au regard des autres agglomérations françaises puisqu'elle ne compte dans sa population totale que 12,8 % de personnes âgées de plus de 65 ans.

Elle est située dans une région de relief plat, largement balayée par les vents d'ouest dominants. Le climat a un caractère modéré, sous influence maritime, avec une amplitude thermique relativement forte. Les précipitations sont moyennes et le temps est souvent brumeux ou nuageux, ce qui explique un déficit d'ensoleillement (1 900 heures de soleil par an en moyenne). Les moyennes de température journalière minimale et maximale sont respectivement de 7,0°C et 14,4°C. En moyenne, l'humidité relative est de 60,3 %.

Située au cœur de l'Europe, la Communauté urbaine de Lille est marquée par une forte concentration de flux routiers, avec superposition de trafics nationaux et internationaux sur les autoroutes (A1, A22, A23, A25) et de trafics régionaux et locaux.

Sources de pollution atmosphérique

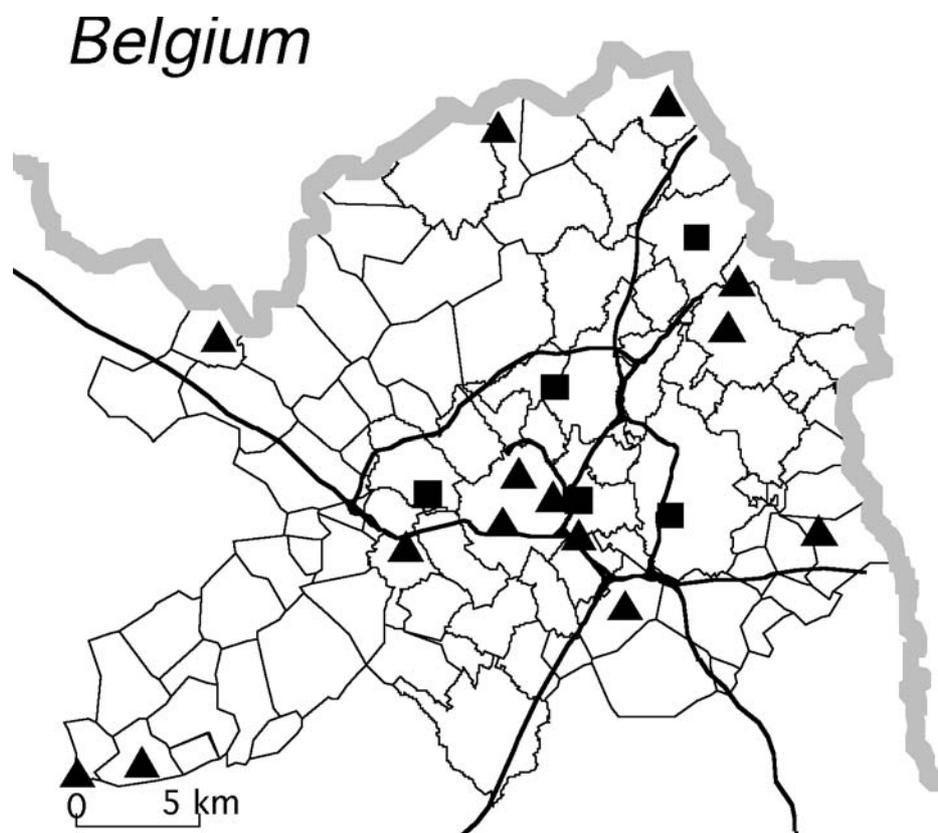
Les émissions polluantes sont dominées par les transports : en 1994, dans l'unité urbaine de Lille, ils sont responsables de 73 % des émissions de NO_x, 66 % des émissions de CO et 42 % des émissions de COV non méthaniques. Cependant, les sources industrielles continuent à jouer un rôle significatif (53 % des émissions de SO₂). [Source : CITEPA données de 1994]. En ce qui concerne les particules, les plus gros émetteurs de poussières de la CUDL étaient les 3 usines d'incinération d'ordures ménagères. Elles ont été fermées en 1998 en raison de leur non conformité, les principales sources de particules sont aujourd'hui les transports.

Indicateurs d'exposition à la pollution atmosphérique

Les concentrations atmosphériques de polluants ont été fournies par l'association agréée de mesure de la qualité de l'air AREMA Lille-Métropole. Le réseau dispose de 18 stations de mesure représentant 43 analyseurs. Neuf indicateurs de pollution atmosphérique sont mesurés en continu ainsi que les métaux (3 analyseurs) et la radioactivité (2 balises). Depuis 1997, le réseau ne mesure plus les Fumées noires. Celles-ci nous ont été fournies par le réseau manuel de surveillance de la qualité de l'air de l'Ecole des Mines de Douai qui gère, sur le territoire de la Communauté urbaine de Lille, 3 stations de mesure, dont deux stations urbaines, mesurant les niveaux de Fumées noires et d'acidité forte. Il s'agit d'analyses effectuées a posteriori sur les prélèvements recueillis. La figure 1 présente la carte des stations du réseau AREMA.

L'indicateur de particules a été bâti à partir des mesures journalières relevées sur les 5 stations urbaines de fond en 2000. Pour l'année étudiée, ces 5 stations sont très bien corrélées entre elles et présentent au maximum 3 % de valeurs manquantes dans la série de valeurs journalières. Lorsqu'une ou plusieurs données journalières étaient manquantes, elles ont été remplacées par la méthode des moyennes saisonnières. L'indicateur de Fumées noires a été construit à partir des données recueillies par les deux stations urbaines de l'Ecole des Mines pour l'année 1999.

Figure 1 : Réseau de surveillance de la qualité de l'air de la Communauté urbaine de Lille.



■ Stations urbaines PM10 utilisées pour l'EIS ; ▲ Autres stations de mesures ; — Réseau autoroutier

En 1999 :

- le niveau moyen journalier (écart-type) de Fumées noires était de $8,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (6,8) ;
- les niveaux de Fumées noires atteints les 36 jours les moins pollués et les plus pollués étaient respectivement de $2,0$ et $18,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$;
- le niveau de Fumées noires a dépassé $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 22 jours dans l'année et n'a jamais dépassé $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

En 2000 :

- le niveau moyen journalier (écart-type) de PM10 était de $19,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (7,8) ;
- les niveaux de PM10 atteints les 36 jours les moins pollués et les plus pollués étaient respectivement de $11,0$ et $30,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$;
- le niveau de PM10 a dépassé $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 131 jours dans l'année et $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 2 jours dans l'année.

Indicateurs sanitaires

Le recueil des données de mortalité a été effectué auprès du Service commun d'information sur les causes médicales de décès (SC8) de l'Inserm. Le nombre journalier de décès correspond à la mortalité totale non accidentelle ou inconnue : codes CIM 9 < 799.9. La sélection s'est opérée sur la cause principale de décès.

Le taux de mortalité standardisé sur la population européenne était de 648 pour 100 000 habitants et par an.

Les données d'admissions hospitalières ont été recueillies auprès du département d'information médicale (Dim) de chaque établissement de soin public accueillant des habitants de la zone urbaine étudiée. A partir du programme de médicalisation des systèmes d'information (PMSI), les nombres journaliers d'admissions pour pathologie respiratoire (CIM9 [460 – 519] ; CIM10 [J00-J99]) ont été extraits pour les patients âgés de 65 ans et plus.

Le nombre journalier moyen (écart-type) d'admissions pour pathologie respiratoire (CIM9 [460-519]) chez les patients de 65 ans et plus était de 8,5 (4,0). L'incidence journalière correspondante était de 6,1 pour 100 000 habitants soit 2 218,1 pour 100 000 habitants et par an.

Le nombre d'admissions pour pathologie cardiaque (CIM9 [410-414, 427, 428]) n'était pas disponible.

Quantification de l'impact sanitaire

Fumées noires

Seuls les effets à court terme ont été considérés. En effet, les fonctions exposition-risque ne sont pas disponibles pour les effets à long terme des Fumées noires.

L'estimation des impacts à court terme est présentée pour une année selon trois scénarii pour la mortalité et deux scénarii pour les admissions hospitalières :

- premier scénario : si l'ensemble des niveaux journaliers supérieurs à 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ était ramené à cette valeur,
- deuxième scénario : si l'ensemble des niveaux journaliers supérieurs à 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ était ramené à cette valeur,
- troisième scénario (pour la mortalité) : si la moyenne annuelle était diminuée de 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Les tableaux 1 et 2 présentent les résultats des estimations pour la mortalité et les admissions hospitalières respectivement.

Tableau 1. Gain sanitaire potentiel à court terme et intervalle de confiance à 95 % pour les trois scénarii de réduction des niveaux de Fumées noires – Mortalité.

| | Nombre de jours par an dépassant 20 et 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | Nombres annuels de cas attribuables | | | | | |
|--|--|-------------------------------------|------------------|------------------|-----------------------------|------------------|------------------|
| | | Nombre brut | | | Taux pour 100 000 habitants | | |
| | | Estimation centrale | Estimation basse | Estimation haute | Estimation centrale | Estimation basse | Estimation haute |
| 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | 0 | – | – | – | – | – | – |
| 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | 22 | 2,6 | 1,3 | 3,5 | 0,2 | 0,1 | 0,3 |
| Diminution de 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | SO* | 23,9 | 13,9 | 33,8 | 2,2 | 1,3 | 3,1 |

*SO : sans objet

Tableau 2. Gain sanitaire potentiel à court terme et intervalle de confiance à 95 % pour les deux scénarii de réduction des niveaux de Fumées noires – Admissions hospitalières.

| | Nombre de jours par an dépassant 20 et 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | Nombres annuels de cas attribuables | | |
|---|--|-------------------------------------|------------------|------------------|
| | | Estimation centrale | Estimation basse | Estimation haute |
| <i>Admissions hospitalières pour pathologies respiratoires (65 ans et plus)</i> | | | | |
| 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | 0 | – | – | – |
| 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | 22 | 0,2 | 0,0 | 1,5 |

PM10

Pour les PM10, les relations exposition-risque appropriées étant disponibles pour la mortalité, l'impact a pu être estimé à court et à long terme.

Impact à court terme

L'estimation des impacts à court terme est présentée pour une année selon trois scénarii pour la mortalité et deux scénarii pour les admissions hospitalières :

- premier scénario : si l'ensemble des niveaux journaliers observés supérieurs à 50 µg/m³ était ramené à cette valeur,
- deuxième scénario : si l'ensemble des niveaux journaliers observés supérieurs à 20 µg/m³ était ramené à cette valeur,
- troisième scénario (pour la mortalité) : si la moyenne annuelle était diminuée de 5 µg/m³.

Les tableaux 3 et 4 présentent les résultats des estimations pour la mortalité et les admissions hospitalières respectivement.

Tableau 3. Gain sanitaire potentiel à court terme et intervalle de confiance à 95 % pour les trois scénarii de réduction des niveaux de PM10 – Mortalité.

| | Nombre de jours par an dépassant 20 et 50 µg/m ³ | Nombres annuels de cas attribuables | | | | | |
|-----------------------------------|---|-------------------------------------|------------------|------------------|-----------------------------|------------------|------------------|
| | | Nombre brut | | | Taux pour 100 000 habitants | | |
| | | Estimation centrale | Estimation basse | Estimation haute | Estimation centrale | Estimation basse | Estimation haute |
| 50 µg/m ³ | 2 | 0,1 | 0,1 | 0,2 | 0,0 | 0,0 | 0,0 |
| 20 µg/m ³ | 131 | 16,6 | 11,1 | 22,1 | 1,5 | 1,0 | 2,0 |
| Diminution de 5 µg/m ³ | SO* | 24,6 | 16,3 | 32,9 | 2,3 | 1,5 | 3,0 |

*SO : sans objet

Tableau 4. Gain sanitaire potentiel à court terme et intervalle de confiance à 95 % pour les deux scénarii de réduction des niveaux de PM10 – Admissions hospitalières.

| | Nombre de jours par an dépassant 20 et 50 µg/m ³ | Nombres annuels de cas attribuables | | |
|---|---|-------------------------------------|------------------|------------------|
| | | Estimation centrale | Estimation basse | Estimation haute |
| Admissions hospitalières pour pathologies respiratoires (65 ans et plus) | | | | |
| 50 µg/m ³ | 2 | 0,1 | 0,1 | 0,1 |
| 20 µg/m ³ | 131 | 9,6 | 6,4 | 13,8 |

Impact à long terme

La quantification de l'impact à long terme sur la mortalité annuelle est présentée selon quatre scénarii de réduction de l'indicateur PM10 (Tableau 5) :

- premier scénario : si la moyenne annuelle était ramenée à 40 µg/m³ (valeur limite pour les PM10 en 2005),
- deuxième scénario : si la moyenne annuelle était ramenée à 20 µg/m³ (valeur limite pour les PM10 en 2010),
- troisième scénario : si la moyenne annuelle était ramenée à 10 µg/m³ (pour les villes observant d'ores et déjà de faibles niveaux de PM10),
- quatrième scénario : si la moyenne annuelle était diminuée de 5 µg/m³.

Tableau 5. Gain sanitaire potentiel à long terme et intervalle de confiance à 95 % pour les quatre scénarii de réduction des niveaux de PM10 – Mortalité.

| | Nombres annuels de cas attribuables | | | | | |
|-----------------------------------|-------------------------------------|------------------|------------------|-----------------------------|------------------|------------------|
| | Nombre brut | | | Taux pour 100 000 habitants | | |
| | Estimation centrale | Estimation basse | Estimation haute | Estimation centrale | Estimation basse | Estimation haute |
| 40 µg/m ³ | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 |
| 20 µg/m ³ | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 |
| 10 µg/m ³ | 313,8 | 189,8 | 439,7 | 28,7 | 17,4 | 40,3 |
| Diminution de 5 µg/m ³ | 166,5 | 101,1 | 232,5 | 15,3 | 9,3 | 21,3 |

Commentaires

A Lille, les données de PM10 concernent l'année 2000, le réseau surveillance de la qualité de l'air disposant depuis cette année là de 5 stations urbaines mesurant les niveaux de PM10 sur l'ensemble de notre zone d'étude. Pour les Fumées noires, les données concernent l'année 1999. Concernant les données sanitaires, les données de mortalité annuelle les plus récentes fournies par l'Inserm et les données d'admissions hospitalières étaient celles de l'année 1998. Ces données ont été rapportées aux effectifs de population de notre zone d'étude issus du recensement général de la population de 1999.

En ce qui concerne les niveaux de PM10 pour l'année 2000, on observe seulement deux jours où les concentrations sont supérieures à 50 µg/m³. Pour les Fumées noires en 1999, ce niveau n'a jamais été atteint. Depuis 1996, les concentrations moyennes annuelles de PM10 n'ont cessé de diminuer sur l'agglomération lilloise passant de 31 µg/m³ à 19,5 µg/m³ en 2000. Néanmoins, la quantification de l'impact sanitaire pour une diminution de 5 µg/m³ de la moyenne annuelle montre qu'un gain sanitaire non négligeable est encore possible.

Le plan régional de la qualité de l'air (PRQA) du Nord – Pas-de-Calais a été approuvé en avril 2001. Le plan de protection de l'atmosphère de l'agglomération de Lille est en cours d'élaboration et le plan de déplacement urbain a déjà été adopté. Le PRQA prévoit la réalisation d'études pour l'évaluation locale de l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique. Dans la région, 7 agglomérations de plus de 100 000 habitants et couvertes par un des 4 réseaux de surveillance de la qualité de l'air sont concernées par cette orientation. Il est prévu d'utiliser la méthodologie proposée par l'InVS.

Partenaires locaux

H. Prouvost – InVS – coordinatrice
C. Declercq – ORS Nord-Pas-de-Calais – coordinateur

R. Beuscart (Dim CHRU de Lille)
D. Bricoteau (Dim Centre hospitalier de Roubaix)
D. Cuny (Faculté de Pharmacie de Lille)
D. Furon, M. Mazzuca (Centre de Recherches en Santé, Travail, Ergonomie - CERESTE)
M.H. Gohier (Dim GHICL - Groupement Hospitalier de l'Institut Catholique de Lille)
D. Ilef, C. Heyman (Cirei Nord)
M. Montaye (Institut Pasteur de Lille)
E. Pascal (Drass)
M. Riquart, M. Duhoux (Drire)
I. Roussel (Appa)
J.Y. Saison (Arema-LRT)



LYON

Lyon

Contexte

De tout temps l'agglomération lyonnaise a conservé sa vocation de carrefour fluvial, ferroviaire et routier. Elle est marquée par une influence climatique plutôt continentale, avec des conditions anticycloniques d'inversion thermique en hiver. La moyenne annuelle des températures minimales est de 8°C, celle des températures maximales est de 17°C. L'humidité relative est en moyenne de 52 %.

La zone d'étude regroupe autour de Lyon 9 communes, comprend 782 828 habitants répartis sur 132 km² (densité : 5 931 hab/km²). Elle compte 405 000 emplois dont plus de 60 % sont occupés par des non-résidents de la zone d'étude, et 320 000 actifs dont plus de 50 % travaillent hors de cette zone, ce qui explique l'importance du trafic routier : environ 600 000 voitures entrent tous les jours à Lyon.

Sources de pollution atmosphérique

D'après le dernier inventaire de 1994 (CITEPA), les émissions soufrées sont pour 60 % d'origine industrielle, provenant en majorité de la raffinerie de Feyzin (Vallée du Rhône, au sud de l'agglomération), et ponctuellement des installations de chauffage urbain. Les émissions d'oxydes d'azote et de monoxyde de carbone sont pour plus de 60 % issues du trafic routier. Les particules sont d'origine variée, les plus fines étant liées au trafic routier.

Indicateurs d'exposition à la pollution atmosphérique

Coparly est le réseau de mesure de la qualité de l'air. Les données de Coparly ont permis la construction des indicateurs de pollution atmosphérique de fond utilisés pour le programme PSAS-9. Du fait de l'histoire de la constitution du réseau lyonnais (association d'anciens réseaux de mesure destinés à la surveillance des émissions industrielles), relativement peu de stations urbaines ont pu fournir un historique de données répondant aux critères d'inclusion. Du fait des restructurations récentes, cette situation est en passe d'évoluer.

Les PM10 sont mesurés depuis le premier semestre 1996 par quatre analyseurs dont trois sont influencés par le trafic, le quatrième pouvant être considéré comme implanté en site urbain. Depuis, d'autres analyseurs de PM10, et depuis 2001, 2 analyseurs de PM2,5 (l'un en site urbain) ont été implantés. Les niveaux moyens annuels de la seule station de mesure urbaine (Bossuet, cf. carte) baissent progressivement depuis 1996 : 29 µg/m³ en 1996, 32 µg/m³ en 1997, 27 µg/m³ en 1998, 23 µg/m³ en 1999 et en 2000.

Si les niveaux des indicateurs de la pollution acido-particulaire sont en diminution, les niveaux de NO₂ et de O₃ sont constants voire en légère augmentation.

Les Fumées noires ne sont pas mesurées dans les conditions qui auraient permis leur utilisation dans le cadre de ce travail. En effet, le renforcement des mesures des Fumées noires n'a pas été jugé prioritaire lors de la récente restructuration du réseau.

Les données sélectionnées pour l'EIS sont les PM10 mesurées sur l'année 2000 par les deux stations de type urbain, c'est à dire non influencées par une source ponctuelle de pollution. Sur cette période, les moyennes annuelles des deux stations sont respectivement de 23,6 et 22,5 µg/m³ et le coefficient de corrélation des deux séries est de 0,94.

La carte ci-dessous présente les stations du réseau Coparly pour le centre de l'agglomération.



Source : Coparly

Lorsqu'une ou plusieurs données journalières étaient manquantes (c'est à dire que plus de 25 % de valeurs horaires manquaient sur les 24h) sur une ou les deux stations (2,2 % de valeurs manquantes pour l'une, 6,3 % pour l'autre), elles ont été remplacées par la méthode des moyennes saisonnières ou la méthode de régression linéaire selon la durée de la période de valeurs manquantes.

Pour l'année 2000 :

- le niveau moyen journalier (écart-type) de PM10 était de 23,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (12,0) ;
- les niveaux de PM10 atteints les 36 jours les moins pollués et les plus pollués étaient respectivement de 11,8 et 37,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$;
- le niveau de PM10 a dépassé 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 186 jours dans l'année et 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 14 jours dans l'année.

Les données météorologiques ont été fournies par Météo France pour l'ensemble des villes du PSAS-9.

Indicateurs sanitaires

Le recueil des données de mortalité a été effectué auprès du Service commun d'information sur les causes médicales de décès (SC8) de l'Inserm. Le nombre journalier de décès correspond à la mortalité totale non accidentelle ou inconnue : codes CIM 9 < 799.9. La sélection s'est opérée sur la cause principale de décès.

Le nombre moyen journalier de décès est de 15,19 sur la zone d'étude. Le taux annuel de mortalité standardisé sur la population européenne est de 477 pour 100 000 habitants.

Les données d'admissions hospitalières ont été recueillies auprès du Département d'information médicale (DIM) des trois établissements de soin public accueillant des habitants de la zone urbaine étudiée (Hospices Civils de Lyon, Clinique E. André, Hôpital Saint Luc). A partir du programme de médicalisation des systèmes d'information (PMSI), les nombres journaliers d'admissions pour

pathologie respiratoire (CIM9 [460 – 519] ; CIM10 [J00-J99]) ont été extraits chez les patients âgés de 65 ans et plus.

Le nombre journalier moyen d'admissions pour pathologie respiratoire chez les 65 ans et plus était de 4,8 en 1998. L'incidence journalière correspondante était de 3,9 pour 100 000 habitants et l'incidence annuelle de 1 423,5 pour 100 000 habitants. Les données n'étaient pas disponibles pour les admissions pour pathologie cardiaque.

Quantification de l'impact sanitaire

Concernant les PM10, les impacts à court et à long terme ont été pris en compte.

Impact à court terme

L'estimation de l'impact à court terme est présentée pour une année selon trois scénarii pour la mortalité et deux scénarii pour les admissions hospitalières :

- premier scénario : si l'ensemble des niveaux journaliers observés supérieurs à 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ était ramené à cette valeur,
- deuxième scénario : si l'ensemble des niveaux journaliers observés supérieurs à 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ était ramené à cette valeur,
- troisième scénario (pour la mortalité) : si la moyenne annuelle était diminuée de 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Les tableaux 1 et 2 présentent les résultats des estimations pour la mortalité et les admissions hospitalières respectivement.

Tableau 1. Gain sanitaire potentiel à court terme et intervalle de confiance à 95 % pour les trois scénarii de réduction des niveaux de PM10 – Mortalité.

| | Nombre de jours par an dépassant 20 et 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | Nombres annuels de cas attribuables | | | | | |
|--|--|-------------------------------------|------------------|------------------|-----------------------------|------------------|------------------|
| | | Nombre brut | | | Taux pour 100 000 habitants | | |
| | | Estimation centrale | Estimation basse | Estimation haute | Estimation centrale | Estimation basse | Estimation haute |
| 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | 14 | 1,4 | 1,0 | 1,9 | 0,2 | 0,1 | 0,2 |
| 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | 186 | 20,2 | 13,5 | 26,9 | 2,6 | 1,7 | 3,4 |
| Diminution de 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | SO* | 17,1 | 11,3 | 22,8 | 2,2 | 1,4 | 2,9 |

*SO : sans objet

Tableau 2. Gain sanitaire potentiel à court terme et intervalle de confiance à 95 % pour les deux scénarii de réduction des niveaux de PM10 – Admissions hospitalières.

| | Nombre de jours par an dépassant 20 et 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | Nombres annuels de cas attribuables | | |
|---|--|-------------------------------------|------------------|------------------|
| | | Estimation centrale | Estimation basse | Estimation haute |
| Admissions hospitalières pour pathologies respiratoires (65 ans et plus) | | | | |
| 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | 14 | 0,7 | 0,5 | 1,0 |
| 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | 186 | 9,6 | 6,4 | 13,8 |

Impact à long terme

La quantification de l'impact à long terme sur la mortalité annuelle est présentée selon quatre scénarii de réduction de l'indicateur PM10 (Tableau 3) :

- premier scénario : si la moyenne annuelle était ramenée à 40 µg/m³ (valeur limite pour les PM10 en 2005),
- deuxième scénario : si la moyenne annuelle était ramenée à 20 µg/m³ (valeur limite pour les PM10 en 2010),
- troisième scénario : si la moyenne annuelle était ramenée à 10 µg/m³ (pour les villes observant d'ores et déjà de faibles niveaux de PM10),
- quatrième scénario : si la moyenne annuelle était diminuée de 5 µg/m³.

Tableau 3. Gain sanitaire potentiel à long terme et intervalle de confiance à 95 % pour les quatre scénarii de réduction des niveaux de PM10 – Mortalité.

| | Nombres annuels de cas attribuables | | | | | |
|-----------------------------------|-------------------------------------|------------------|------------------|-----------------------------|------------------|------------------|
| | Nombre brut | | | Taux pour 100 000 habitants | | |
| | Estimation centrale | Estimation basse | Estimation haute | Estimation centrale | Estimation basse | Estimation haute |
| 40 µg/m ³ | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 |
| 20 µg/m ³ | 72,8 | 44,6 | 101,8 | 9,3 | 5,7 | 13,0 |
| 10 µg/m ³ | 298,3 | 180,1 | 419,6 | 38,1 | 23,0 | 53,6 |
| Diminution de 5 µg/m ³ | 115,6 | 70,2 | 161,3 | 14,8 | 9,0 | 20,6 |

Commentaires

Compte tenu de la valeur moyenne annuelle de 23 µg/m³, les impacts à court terme sur la mortalité et les admissions hospitalières et à long terme sur la mortalité ne sont quantifiables que pour les scénarii de « réduction de la moyenne annuelle à 20 µg/m³ et 10 µg/m³ ».

Les données n'ont pu être disponibles strictement sur la même période de temps. Cependant les modifications des formes des relations exposition-risque, de la distribution des indicateurs sanitaires et d'exposition sont suffisamment faibles d'une année sur l'autre pour permettre dans ces conditions leur utilisation.

Dans la région Rhône-Alpes, le plan régional de la qualité de l'air a permis d'en faire le bilan régional et local, de proposer des orientations visant à réduire les émissions, et de dresser la liste des problématiques régionales nécessitant l'approfondissement des connaissances.

Concernant les déplacements urbains, le début de l'année 2001 a été marqué par la mise en service de 2 lignes de tramway, avec un objectif avoué de réduction de la circulation automobile (réduction de la largeur des voies de circulation automobile). Concernant la sensibilisation de la population, pour la première fois en 2001, la ville de Lyon a participé à l'opération « journée sans voiture ».

Parallèlement, une profonde restructuration du réseau de mesure de la qualité de l'air a été entreprise en 2000, et se poursuit actuellement. Elle a permis de :

- renforcer la métrologie (assurance qualité, niveau 2 « Cofrac »), l'expertise (modélisation spatiales - cartographie - et temporelles - prévisions - des données, notamment fournies par analyseurs fixes et Lidar),
- d'entreprendre l'évaluation du parc des analyseurs,
- de renforcer la communication.

Deux analyseurs de PM2,5 ont été mis en service au début de l'année 2001.

Partenaires locaux

P. Saviuc – InVS – coordinateur

F. Bouvier (Coparly)

C. Callens (Drass – SSE)

C. Colin (Dim – Hospices Civils de Lyon)

B. Fabres (Cirei Rhône-Alpes Auvergne, Drass Rhône-Alpes)

V. Formysin (Ddass Rhône)

P. Gillet (Dim Clinique Eugène André, Lyon)

J. Manchon (Dim Hôpital Saint Joseph, Lyon)

M.C. Ravault (Drass Rhône-Alpes)

S. Rey (Cirei Rhône-Alpes Auvergne, DRASS Rhône-Alpes)

P. Ritter (Direction ecologie urbaine, Ville de Lyon)

AM. Durand (Ddass Rhône)



MARSEILLE

Contexte

Constituée de cinq communes, la zone d'étude marseillaise s'étend sur une superficie de 355 km² et compte 856 165 habitants. La population est caractérisée par une tranche d'âge 65-75 ans un peu plus importante que dans les autres villes. Le bassin de Marseille est situé au bord du littoral méditerranéen à une altitude moyenne de 12 mètres. Il est entouré d'une ceinture montagneuse avec des reliefs pouvant atteindre 800 mètres. Le climat est de type méditerranéen caractérisé par un fort ensoleillement, des températures agréables variant en moyenne de 9,9°C à 19,5°C.

Le régime des vents est caractérisé par deux vents forts dominants, le mistral et le vent de sud-est et des vents modérés, brise de mer et brise de terre. Les vents dominants sont favorables à la dilution des polluants. Le régime de brise de mer ramène quant à lui la pollution à l'intérieur des terres.

Sources de pollution atmosphérique

A Marseille, la pollution atmosphérique est liée principalement au trafic automobile. La pollution par SO₂ est due aux émissions des industries encore implantées sur le site marseillais et au chauffage domestique. Les niveaux de SO₂ mesurés par les stations de proximité automobile sont également influencés par le trafic. Les niveaux de Fumées noires sont dus pour une large part aux émissions des véhicules diesels. Le trafic automobile représente la principale source de PM₁₀, mais une partie de ces particules provient de l'empoussièrement naturel (le vent du Sud transporte des particules venant du Sahara). Enfin, 53 % des émissions de NO₂ sont liés aux transports (CITEPA 1994).

Indicateurs d'exposition à la pollution atmosphérique

Les mesures de pollution ont été fournies par l'association agréée de mesure de la qualité de l'air AIRMARAIX. Ce réseau mis en place en 1982, surveille la qualité de l'air de l'est des Bouches du Rhône, du Vaucluse et du Var et dispose au total de 39 stations fixes. La zone d'étude marseillaise est couverte par 13 stations mesurant 7 polluants différents.

Les Fumées noires sont mesurées, pour les stations les plus anciennes, depuis 1982. Actuellement, six stations de proximité trafic et 2 stations urbaines (St Louis et Ste Marguerite) mesurent ce polluant. Les capteurs de PM₁₀ ont été installés progressivement depuis la fin de l'année 1998, au niveau de 3 stations urbaines (St Louis, Cinq Avenues et Thiers/Noailles) et d'une station de proximité trafic.

Pour réaliser l'EIS, les moyennes 24h des stations urbaines bien corrélées entre elles ont été utilisées. La moyenne 24h était validée par le réseau si moins de 25 % des valeurs horaires étaient manquantes. L'indicateur de Fumées noires correspond à la moyenne arithmétique des deux stations urbaines pour l'année 1998 et l'indicateur de PM₁₀ correspond à la moyenne arithmétique des mesures des trois stations urbaines pour l'année 2000. Lorsqu'une ou plusieurs données journalières étaient manquantes sur les stations, elles ont été remplacées par la méthode des moyennes saisonnières ou la méthode de régression linéaire selon la durée de la période de valeurs manquantes.

Les données météorologiques fournies par les services de Météo-France, proviennent de la station de mesure située sur l'aéroport Marseille-Marignane.

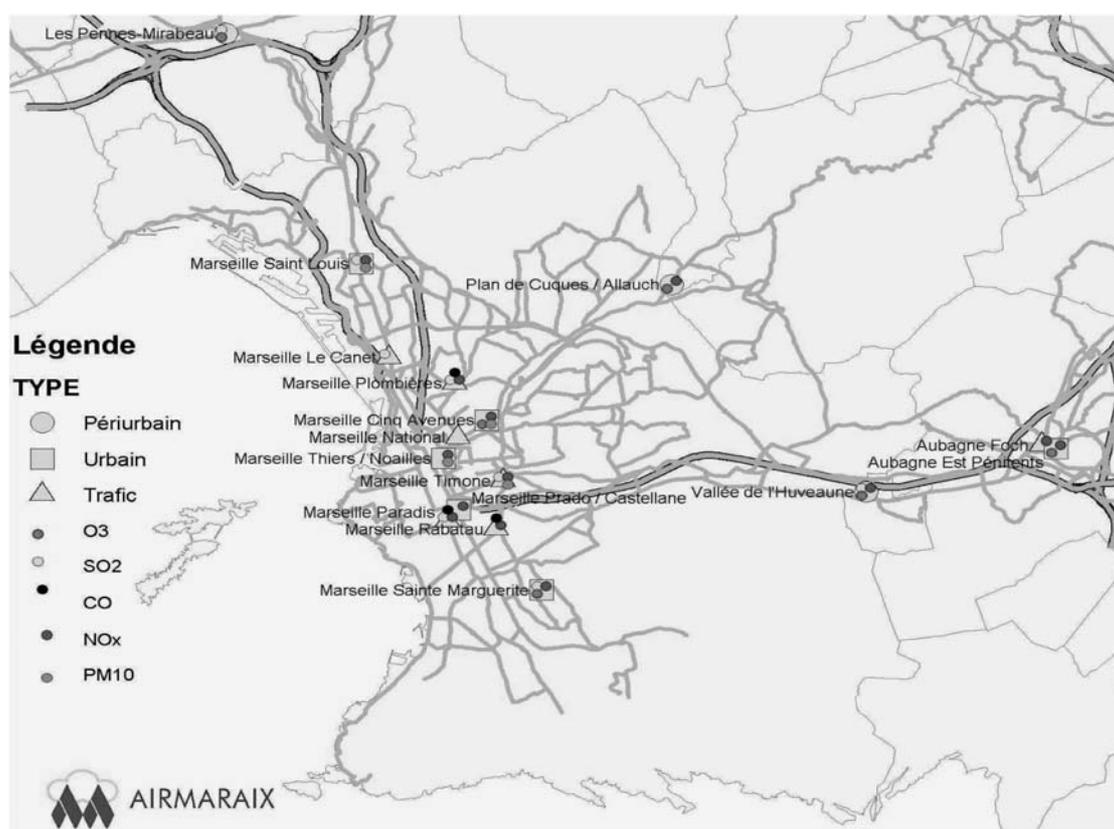
En 1998 :

- le niveau moyen journalier (écart-type) de Fumées noires était de 16,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (15,8) ;
- les niveaux de Fumées noires atteints les 36 jours les moins pollués (10ème percentile) et les plus pollués (90ème percentile) étaient respectivement de 4,0 et 41,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$;
- le niveau de Fumées noires a dépassé 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 107 jours dans l'année et 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 18 jours dans l'année.

En 2000 :

- le niveau moyen journalier (écart-type) de PM10 était de 24,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (9,2) ;
- les niveaux de PM10 atteints les 36 jours les moins pollués (10ème percentile) et les plus pollués (90ème percentile) étaient respectivement de 13,5 et 35,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$;
- le niveau de PM10 a dépassé 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 243 jours dans l'année et 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 5 jours dans l'année.

Réseau de surveillance de la qualité de l'air (source AIRMARAIX).



Indicateurs sanitaires

Le recueil des données de mortalité a été effectué auprès du CepiDC de l'Inserm. Le nombre journalier de décès correspond à la mortalité totale non accidentelle ou inconnue (codes CIM 9 < 799.9). La sélection s'est opérée sur la cause principale de décès.

Le taux de mortalité standardisé sur la population européenne est de 525 pour 100 000 habitants.

Les données d'admissions hospitalières ont été recueillies auprès des départements d'information médicale (DIM) de chacun des 5 établissements de l'assistance publique de Marseille (AP-HM) et de 4 hôpitaux participant au service public. A partir du programme de médicalisation des systèmes d'information (PMSI), les nombres journaliers d'admissions pour pathologie respiratoire (CIM9 [460 – 519] ; CIM10 [J00-J99]) ont été extraits pour les patients âgés de 65 ans et plus.

En 1998, le nombre journalier moyen (écart-type) d'admissions pour pathologie respiratoire (CIM9 [460-519]) chez les patients de 65 ans et plus était de 7 (4,1). L'incidence journalière correspondante était de 4,4 pour 100 000 habitants, soit 1 595,8 admissions pour 100 000 habitants et par an. Le nombre d'admissions pour pathologie cardiaque (CIM9 [410-414, 427, 428]) n'était pas disponible.

Quantification de l'impact sanitaire

Fumées noires

Pour les Fumées noires, seul l'impact à court terme a été considéré puisqu'il n'existe pas pour l'instant de courbe exposition-risque valide pour les effets à long terme.

L'estimation de l'impact à court terme sur la mortalité et les admissions hospitalières est présentée pour une année selon trois scénarii :

- premier scénario : si l'ensemble des niveaux journaliers observés supérieurs à 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ était ramené à cette valeur,
- deuxième scénario : si l'ensemble des niveaux journaliers observés supérieurs à 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ était ramené à cette valeur,
- troisième scénario (pour la mortalité) : si la moyenne annuelle était diminuée de 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Les tableaux 1 et 2 présentent les résultats des estimations pour la mortalité et les admissions hospitalières respectivement.

Tableau 1. Gain sanitaire potentiel à court terme et intervalle de confiance à 95 % pour les trois scénarii de réduction des niveaux de Fumées noires – Mortalité.

| | Nombre de jours par an dépassant 20 et 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | Nombres annuels de cas attribuables | | | | | |
|--|--|-------------------------------------|------------------|------------------|-----------------------------|------------------|------------------|
| | | Nombre brut | | | Taux pour 100 000 habitants | | |
| | | Estimation centrale | Estimation basse | Estimation haute | Estimation centrale | Estimation basse | Estimation haute |
| 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | 18 | 3,0 | 1,5 | 4,0 | 0,4 | 0,2 | 0,5 |
| 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | 107 | 23,0 | 11,5 | 30,6 | 2,7 | 1,3 | 3,6 |
| Diminution de 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | SO* | 22,8 | 13,3 | 32,3 | 2,7 | 1,6 | 3,8 |

*SO : sans objet

Tableau 2. Gain sanitaire potentiel à court terme et intervalle de confiance à 95 % pour les deux scénarii de réduction des niveaux de Fumées noires – Admissions hospitalières.

| | Nombre de jours par an dépassant 20 et 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | Nombres annuels de cas attribuables | | |
|---|--|-------------------------------------|------------------|------------------|
| | | Estimation centrale | Estimation basse | Estimation haute |
| Admissions hospitalières pour pathologies respiratoires (65 ans et plus) | | | | |
| 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | 18 | 0,2 | 0,0 | 1,5 |
| 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | 107 | 1,3 | 0,0 | 11,5 |

PM10

Concernant les PM10, les impacts à court et à long terme ont été pris en compte.

Impact à court terme

L'estimation de l'impact à court terme est présentée pour une année selon trois scénarii pour la mortalité et deux scénarii pour les admissions hospitalières :

- premier scénario : si l'ensemble des niveaux journaliers observés supérieurs à 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ était ramené à cette valeur,

- deuxième scénario : si l'ensemble des niveaux journaliers observés supérieurs à 20 µg/m³ était ramené à cette valeur,
- troisième scénario (pour la mortalité) : si la moyenne annuelle était diminuée de 5 µg/m³.

Les tableaux 3 et 4 présentent les résultats des estimations pour la mortalité et les admissions hospitalières respectivement.

Tableau 3. Gain sanitaire potentiel à court terme et intervalle de confiance à 95 % pour les trois scénarii de réduction des niveaux de PM10 – Mortalité.

| | Nombre de jours par an dépassant 20 et 50 µg/m ³ | Nombres annuels de cas attribuables | | | | | |
|-----------------------------------|---|-------------------------------------|------------------|------------------|-----------------------------|------------------|------------------|
| | | Nombre brut | | | Taux pour 100 000 habitants | | |
| | | Estimation centrale | Estimation basse | Estimation haute | Estimation centrale | Estimation basse | Estimation haute |
| 50 µg/m ³ | 5 | 0,6 | 0,4 | 0,7 | 0,07 | 0,05 | 0,08 |
| 20 µg/m ³ | 243 | 30,9 | 20,7 | 41,2 | 3,6 | 2,4 | 4,8 |
| Diminution de 5 µg/m ³ | SO* | 23,5 | 15,6 | 31,4 | 2,7 | 1,8 | 3,7 |

*SO : sans objet

Tableau 4. Gain sanitaire potentiel à court terme et intervalle de confiance à 95 % pour les deux scénarii de réduction des niveaux de PM10 – Admissions hospitalières.

| | Nombre de jours par an dépassant 20 et 50 µg/m ³ | Nombres annuels de cas attribuables | | | | |
|---|---|-------------------------------------|------------------|------------------|--|--|
| | | Estimation centrale | Estimation basse | Estimation haute | | |
| <i>Admissions hospitalières pour pathologies respiratoires (65 ans et plus)</i> | | | | | | |
| 50 µg/m ³ | 5 | 0,3 | 0,2 | 0,4 | | |
| 20 µg/m ³ | 243 | 15,5 | 10,4 | 22,3 | | |

Impact à long terme

La quantification de l'impact à long terme sur la mortalité annuelle est présentée selon quatre scénarii de réduction de l'indicateur PM10 (Tableau 5) :

- premier scénario : si la moyenne annuelle était ramenée à 40 µg/m³ (valeur limite pour les PM10 en 2005),
- deuxième scénario : si la moyenne annuelle était ramenée à 20 µg/m³ (valeur limite pour les PM10 en 2010),
- troisième scénario : si la moyenne annuelle était ramenée à 10 µg/m³ (pour les villes observant d'ores et déjà de faibles niveaux de PM10),
- quatrième scénario : si la moyenne annuelle était diminuée de 5 µg/m³.

Tableau 5. Gain sanitaire potentiel à long terme et intervalle de confiance à 95 % pour les quatre scénarii de réduction des niveaux de PM10 – Mortalité.

| | Nombres annuels de cas attribuables | | | | | |
|-----------------------------------|-------------------------------------|------------------|------------------|-----------------------------|------------------|------------------|
| | Nombre brut | | | Taux pour 100 000 habitants | | |
| | Estimation centrale | Estimation basse | Estimation haute | Estimation centrale | Estimation basse | Estimation haute |
| 40 µg/m ³ | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 |
| 20 µg/m ³ | 140,0 | 85,1 | 195,4 | 16,3 | 9,9 | 22,8 |
| 10 µg/m ³ | 448,7 | 270,3 | 631,4 | 52,4 | 31,6 | 73,7 |
| Diminution de 5 µg/m ³ | 158,9 | 96,5 | 221,8 | 18,6 | 11,3 | 25,9 |

Commentaires

On observe à Marseille des valeurs de PM10 d'ores et déjà en accord avec les valeurs limites prévues par la directive à l'horizon 2005. Considérant la moyenne annuelle de PM10 (24,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), l'impact à long terme sur la mortalité a été quantifié pour une réduction de la moyenne annuelle à 20 et 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Sur un plan méthodologique, les données de mortalité et les données d'admissions hospitalières étant disponibles jusqu'en 1998, l'étude d'impact sanitaire a été réalisée à partir des données sanitaires et des données de Fumées noires de 1998. Par contre l'indicateur de PM10 a été construit sur l'année 2000 qui correspondait à la première année complète de mesures. Après avoir estimé que les niveaux ne devaient pas avoir beaucoup évolué, l'EIS a été réalisée avec les données sanitaires de 1998 et les données de PM10 de 2000.

En ce qui concerne l'évolution de la pollution atmosphérique sur notre zone d'étude, on peut constater que les niveaux de SO_2 ont diminué régulièrement depuis 1983 à cause de la désindustrialisation et de la limitation des émissions pour les industries et le chauffage. De même, les niveaux de Fumées noires ont diminué jusqu'à la fin des années 80 puis on note une augmentation liée à la part grandissante des véhicules diesel dans la constitution du parc automobile. Depuis 10 ans, les niveaux de NO_2 sont stables. Enfin, les niveaux d'ozone liés au fort ensoleillement de la période estivale sont élevés, conduisant régulièrement à des dépassements de normes.

Depuis 2000-2001, AIRMARAIX complète son système de surveillance en mesurant de nouveaux polluants. La station urbaine de St Louis mesure en continu 4 métaux lourds (cadmium, plomb, nickel, arsenic) et 53 composés organiques volatils (COV) comprenant les 40 composés spécifiés dans la directive ozone. La station urbaine de Cinq Avenues mesure 10 hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP). Enfin, dans le cadre du programme national de surveillance des particules, 2 stations urbaines mesurant les PM2,5 ont été installées. Le réseau de mesure développe, entre autres, un cadastre régional des émissions et travaille à l'amélioration de l'expertise dans le domaine de la spatialisation de la pollution.

En ce qui concerne Marseille, le PRQA Provence-Alpes-Côte-d'Azur a été définitivement approuvé par Monsieur le Préfet de Région, le 11 mai 2000. Il comprend 38 orientations réparties en différents thèmes :

- Développement de la surveillance de la qualité de l'air (orientations 1 et 2).
- Recommandations sanitaires et environnementales, informations du public (orientations 3 à 8).
- Améliorer et préserver la qualité de l'air :
 - lutte contre la pollution photochimique (orientations 9 à 20)
 - lutte contre la pollution industrielle (orientations 21 à 26)
 - réduction de la pollution liée au trafic (orientations 27 à 35)
- Dispositions générales (orientations 36 à 38).

La première étape de suivi et d'évaluation du PRQA est en cours de réalisation. Il s'agit de définir des indicateurs de suivi du PRQA.

De plus, des évaluations d'impact sanitaire basées sur le guide méthodologique de l'InVS ont été réalisées (EIS sur Aix en Provence et Martigues) ou vont être réalisées (Toulon et Avignon) pour les principales agglomérations de la région.

Partenaires locaux

Laurence Pascal – InVS – coordinatrice

P. Alesandrini (Drass Provence-Alpes-Côte-d'Azur)

A. Armengaud (Drass Provence-Alpes-Côte-d'Azur - Cire Sud)

A. Bagdadlian (Dim Hôpital Desbieff)
R. Banda (Dim Hôpital Saint-Joseph)
N. Bennedjai (Ville de Marseille – Service santé environnement)
N. Bialowons (Dim Clinique Bonneveine)
F. Charlet (Ddass Bouches du Rhône - Inspection de la santé)
D. Charpin (Hôpital Nord-Service pneumologie)
M. Dubuc (Dim Hôpitaux Nord)
L. Durif (Dim Hôpital Conception)
M. Fieschi (Dim Hôpital Timone Adultes)
J.P. Ulasien (Drise Provence-Alpes-Côte-d'Azur)
M. Garans (Ddass Bouches du Rhône Service santé-environnement)
P. Guieu-Renzi (AIRMARAIX)
D. Robin (AIRMARAIX)
B. Giusiano (v Hôpital Timone Enfants)
F. Grimaldi (APPA - Faculté de Pharmacie)
J.C. Lardic (Ville de Marseille - Direction environnement et déchets)
J.L. Lasalle (Drass Provence-Alpes-Côte-d'Azur - CIRE Sud)
E. Plaisant (v Hôpital Ambroise-Paré)
R. Sambuc (Dim Hôpital Conception)
X. Thirion (Dim Hôpitaux Sud)



PARIS

Contexte

La petite couronne s'étale sur 762 km² et compte environ 6 millions d'habitants dont 13,8 % de personnes âgées de 65 ans et plus. Elle comprend Paris, à la fois ville et département, et trois autres départements très hétérogènes en terme de densité. Paris concentre, sur 13,7 % de la superficie, environ 35 % des habitants de la petite couronne, soit une densité moyenne de 20 169 hab/km². Les autres départements sont les Hauts-de-Seine avec une densité de 8 135 hab/km²; la Seine-Saint-Denis (5 855 hab/km²) et le Val-de-Marne, le plus grand département de la zone d'étude (245 km²) mais celui dont la densité de population est la plus faible avec 5 007 hab/km².

Le climat de l'Ile-de-France est tempéré, soumis aux influences océaniques et continentales. Les vents du Nord-Ouest sont dominants et les précipitations relativement basses (641 millimètres/an en moyenne), avec un maximum pendant l'automne et un minimum en février (source : Féron 1995). La température moyenne annuelle est de 11°C, avec une amplitude thermique de 16°C. Les périodes de grands froids ou de fortes chaleurs sont rares et brèves.

En 1994, l'Observatoire régional de la santé (ORS), cofinancé par le Conseil régional de la région de l'Ile-de-France et l'Etat, a créé le programme Erpurs pour la zone métropolitaine de Paris. C'est le premier système épidémiologique de surveillance des effets sur la santé de la pollution atmosphérique. Il a servi de modèle pour le programme français PSAS-9 et pour le programme européen Apheis.

Le plan régional de la qualité de l'air, rendu public en mars 1999, a permis de dresser un bilan de la qualité de l'air et de proposer des orientations en termes d'actions à mener sur les différentes sources de pollution. Ainsi, le contrat de plan 2000-2006 prévoit de favoriser les transports en commun, le développement des véhicules propres et la maîtrise de l'énergie.

Sources de pollution atmosphérique

Le transport routier constitue la principale source de pollution atmosphérique dans la zone métropolitaine de Paris. Il contribue à 66 % des émissions d'oxydes d'azote, à 50 % des émissions de particules, et à 67 % des émissions d'oxyde de carbone (source : CITEPA 1994).

Indicateurs d'exposition à la pollution atmosphérique

Les indicateurs de pollution sont calculés et validés par le réseau de surveillance de la qualité de l'air (AIRPARIF). Seules les stations de mesures dites « urbaines » qui rendent compte d'une pollution urbaine de fond et non de proximité ont été retenues pour l'analyse. Au total, dix stations sont retenues pour l'étude des Fumées noires et deux pour celle des particules (PM10). Il s'agit des valeurs moyennes relevées sur 24 heures.

La valeur moyenne quotidienne d'une station est retenue seulement si plus de 75 % de valeurs horaires sont disponibles.

Les données météorologiques ont été fournies par Météo France à partir de la station de mesure du parc de Montsouris (Paris). Il s'agit de la température minimale, moyenne, maximale, du point de rosée et de l'humidité relative de chaque jour de l'étude.

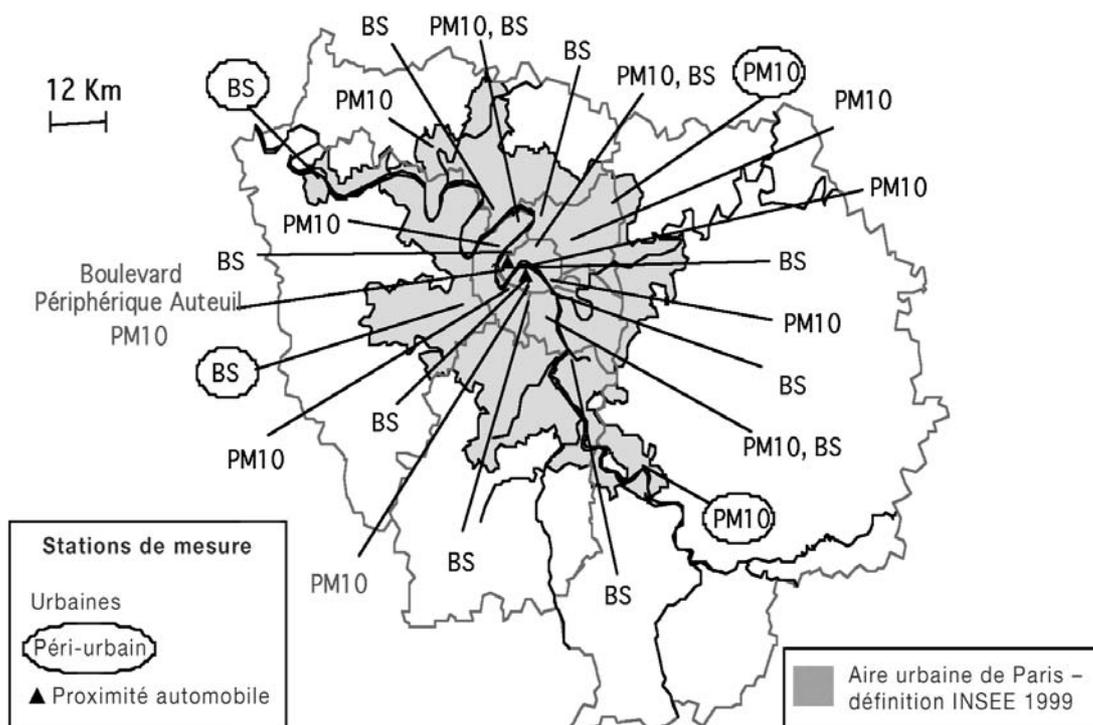
Principaux résultats pour les PM10 et les Fumées noires – données 1998 source Airparif.

| | Moyenne journalière (écart-type) en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | Dixième percentile * en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | Quatre-vingt dixième percentile ** en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | Le nombre de jours où le niveau du polluant a excédé $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ | le nombre de jours où le niveau du polluant a excédé $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ |
|---------------|--|--|--|--|--|
| Fumées noires | 19 (16,8) | 7,4 | 34,8 | 107 | 18 |
| PM10 | 24 (13,6) | 12,0 | 38,9 | 185 | 18 |

* niveau atteint les 36 jours de plus faible pollution

** niveau atteint les 36 jours de plus forte pollution

Stations de mesure des PM10 et Fumées noires (BS) (Source : AIRPARIF le 1er février 2002)



Indicateurs sanitaires

Les données de mortalité sont obtenues auprès du service d'information spécialisé dans l'étude des causes médicales de décès à l'Institut national de la santé et de la recherche médicale (Inserm SC8). Le codage des causes de décès est réalisé d'après la neuvième classification internationale des maladies (CIM9). Seuls les décès non accidentels (CIM9<800) sont retenus. Ainsi, le taux de mortalité pour Paris standardisé sur la population européenne est de 470 pour 100 000 habitants.

Les données sur les hospitalisations sont fournies par le service d'épidémiologie de l'AP-HP (Assistance publique des hôpitaux de Paris). Elles portent uniquement sur les données issues du PMSI dans les hôpitaux de court et moyen séjour de l'AP-HP. En moyenne en 1998, 27 patients âgés de 65 ans ou plus sont hospitalisés chaque jour pour pathologie respiratoire (CIM9 [460-519]) dans les hôpitaux du groupe (écart-type : 9,35). Le taux d'incidence correspondant était de 3,16, c'est-à-dire 1 156,9 pour 100 000 habitants.

Aucune donnée n'est disponible pour des admissions pour pathologies cardiaques.

Quantification de l'impact sanitaire

Les Fumées noires

Pour les Fumées noires, seul l'impact à court terme a été considéré puisqu'il n'existe pas pour l'instant de courbe exposition-risque valide pour les effets à long terme.

L'estimation de l'impact sur la mortalité et les admissions hospitalières à court terme est présentée pour une année selon trois scénarii :

- premier scénario : si l'ensemble des niveaux journaliers observés supérieurs à 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ était ramené à cette valeur,
- deuxième scénario : si l'ensemble des niveaux journaliers observés supérieurs à 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ était ramené à cette valeur,
- troisième scénario (pour la mortalité) : si la moyenne annuelle était diminuée de 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Les tableaux 1 et 2 présentent les résultats des estimations pour la mortalité et les admissions hospitalières respectivement.

Tableau 1. Gain sanitaire potentiel à court terme et intervalle de confiance à 95 % pour les trois scénarii de réduction des niveaux de Fumées noires – Mortalité.

| | Nombre de jours par an dépassant 20 et 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | Nombres annuels de cas attribuables | | | | | |
|--|--|-------------------------------------|------------------|------------------|-----------------------------|------------------|------------------|
| | | Nombre brut | | | Taux pour 100 000 habitants | | |
| | | Estimation centrale | Estimation basse | Estimation haute | Estimation centrale | Estimation basse | Estimation haute |
| 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | 18 | 35,4 | 23,5 | 47,1 | 0,6 | 0,4 | 0,8 |
| 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | 107 | 137 | 90,9 | 183 | 2,2 | 1,5 | 3,0 |
| Diminution de 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | SO* | 126,0 | 73,6 | 178,5 | 2,0 | 1,2 | 2,9 |

*SO : sans objet

Tableau 2. Gain sanitaires potentiel à court terme et intervalle de confiance à 95 % pour les deux scénarii de réduction des niveaux de Fumées noires – admissions hospitalières.

| | Nombre de jours par an dépassant 20 et 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | Nombres annuels de cas attribuables | | |
|--|--|-------------------------------------|------------------|------------------|
| | | Estimation centrale | Estimation basse | Estimation haute |
| <i>Hospitalisations pour pathologies respiratoires (les personnes âgées de 65 ans et plus)</i> | | | | |
| 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | 18 | 1,3 | 0 | 12,1 |
| 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | 107 | 5,2 | 0 | 47,1 |

PM10

Pour les PM10, les relations exposition-risque appropriées étant disponibles pour la mortalité, l'impact a pu être estimé à court et à long terme.

Impact à court terme

Trois scénarii sont présentés pour estimer les effets à court terme des PM10 sur la mortalité ou les admissions hospitalières sur un an (tableaux 3 et 4) :

- une réduction des niveaux quotidiens de PM10 supérieurs à 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ à 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$,
- une réduction des niveaux quotidiens PM10 supérieurs à 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ à 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$,
- une réduction de 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en valeur moyenne annuelle de PM10.

Tableau 3. Gain sanitaire potentiel à court terme et intervalle de confiance à 95 % pour les trois scénarii de réduction des niveaux de PM10 – Mortalité.

| | Nombre de jours par an dépassant 20 et 50 µg/m ³ | Nombres annuels de cas attribuables | | | | | |
|------------------------|---|-------------------------------------|------------------|------------------|-----------------------------|------------------|------------------|
| | | Nombre brut | | | Taux pour 100 000 habitants | | |
| | | Estimation centrale | Estimation basse | Estimation haute | Estimation centrale | Estimation basse | Estimation haute |
| 50 µg/m ³ | 18 | 22,8 | 15,1 | 30,4 | 0,4 | 0,2 | 0,5 |
| 20 µg/m ³ | 185 | 177,7 | 117,9 | 237,3 | 2,9 | 1,9 | 3,8 |
| By 5 µg/m ³ | SO* | 129,9 | 86,2 | 173,7 | 2,1 | 1,4 | 2,8 |

*SO : sans objet

Tableau 4. Gain sanitaire potentiel à court terme et intervalle de confiance à 95 % pour les deux scénarii de réduction des niveaux de PM10 – Admissions hospitalières.

| | Nombre de jours par an dépassant 20 et 50 µg/m ³ | Nombres annuels de cas attribuables | | |
|---|---|-------------------------------------|------------------|------------------|
| | | Estimation centrale | Estimation basse | Estimation haute |
| <i>Admissions hospitalières pour pathologies respiratoires (65 ans et plus)</i> | | | | |
| 50 µg/m ³ | 18 | 7,7 | 5,1 | 11,0 |
| 20 µg/m ³ | 185 | 59,8 | 39,9 | 86,1 |

Impact à long terme

Nous avons utilisé quatre scénarii pour estimer les effets à long terme de l'exposition aux PM10 sur la mortalité annuelle (tableau 5) :

- premier scénario : si la moyenne annuelle était ramenée à 40 µg/m³ (valeur limite pour les PM10 en 2005),
- deuxième scénario : si la moyenne annuelle était ramenée à 20 µg/m³ (valeur limite pour les PM10 en 2010),
- troisième scénario : si la moyenne annuelle était ramenée à 10 µg/m³ (pour les villes observant d'ores et déjà de faibles niveaux de PM10),
- quatrième scénario : si la moyenne annuelle était diminuée de 5 µg/m³.

Tableau 5. Gain sanitaire potentiel à long terme et intervalle de confiance à 95 % pour les quatre scénarii de réduction des niveaux de PM10 – Mortalité.

| | Nombres annuels de cas attribuables | | | | | |
|-----------------------------------|-------------------------------------|------------------|------------------|-----------------------------|------------------|------------------|
| | Nombre brut | | | Taux pour 100 000 habitants | | |
| | Estimation centrale | Estimation basse | Estimation haute | Estimation centrale | Estimation basse | Estimation haute |
| 40 µg/m ³ | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 |
| 20 µg/m ³ | 721,8 | 438,6 | 1 007,0 | 11,7 | 7,1 | 16,3 |
| 10 µg/m ³ | 2 431,0 | 1 464,9 | 3 419,8 | 39,4 | 23,8 | 55,5 |
| Diminution de 5 µg/m ³ | 878,9 | 533,6 | 1 227,0 | 14,3 | 8,7 | 19,9 |

Commentaires

La réduction des niveaux annuels moyens des PM10 de 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ à Paris permettrait potentiellement une baisse du nombre de décès à court terme de 130 par an et du nombre de décès à long terme de 879 par an. La réduction de l'émission quotidienne des PM10 à 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ permettrait une diminution du nombre de décès à court terme de 178 par an et du nombre de décès à long terme de 722 par an tandis qu'une action moins brutale (réduction du niveau quotidien des PM10 à 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) réduirait seulement le nombre de décès à court terme de 23 par an. L'impact positif sur la mortalité d'une réduction de l'émission quotidienne de Fumées noires est semblable à celui d'une réduction quotidienne de PM10.

Un impact sur les admissions hospitalières pour une telle réduction quotidienne des PM10 ou des Fumées noires est également observée. Ainsi, en réduisant l'émission quotidienne des PM10 à 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ on obtient une diminution de 60 admissions par an pour les maladies respiratoires des personnes âgées de 65 ans et plus.

Il apparaît que la réduction des niveaux moyens annuels seraient plus efficaces, en terme d'impact sanitaire, que la seule suppression des "pics" de pollution. Une telle politique semble essentielle à Paris compte tenu de la taille de la population exposée.

La loi sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie du 30 décembre 1996 préconise la mise en place de plans régionaux pour la qualité de l'air (PRQA), de plans de déplacements urbains (PDU) et de plans de protection de l'atmosphère (PPA). Le PRQA rapporte que les conséquences de la pollution atmosphérique en matière de santé publique, d'environnement et de patrimoine bâti sont importantes et exigent une action déterminée afin d'améliorer la qualité de l'air. Cette politique doit viser les niveaux moyens annuels de pollution qui sont plus préoccupants que les niveaux de pointe. Elle est indispensable dans le cœur de l'agglomération parisienne, secteur le plus exposé aux émissions.

En Ile-de-France, les valeurs limites de particules en suspension mesurées par l'indice des Fumées noires étaient largement respectées pour l'année tropique 1997-98 et ces niveaux étaient très voisins des objectifs de qualité retenus au niveau européen (Drire Ile-de-France 2000). De la même façon, les mesures de particules fines PM10 effectuées aux sites de fond respectent le nouvel objectif de qualité de 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne annuelle. Ce n'est toutefois pas le cas de l'unique point de mesure en proximité automobile (en bordure du boulevard périphérique, porte d'Auteuil).

Parmi les différentes politiques à entreprendre ou à renforcer, le durcissement des normes d'émissions, qu'il concerne les véhicules, les activités industrielles, le chauffage ou l'utilisation des solvants, est assurément le moyen le plus efficace. Il permet déjà d'envisager une très forte amélioration de la qualité de l'air. La simple application des normes en vigueur en matière de véhicules devrait entraîner, entre 1994 et 2005, une diminution jusqu'à 70 % des émissions de certains polluants malgré des hypothèses de forte croissance du trafic automobile (hypothèses du schéma directeur de la région Ile-de-France).

Le bilan actuel des sources d'émissions, notamment d'oxydes d'azote, montre que l'effort doit principalement porter sur le secteur des transports et en particulier sur la voiture particulière et les poids lourds. Des actions doivent être mises en œuvre parallèlement au durcissement des normes et à une éventuelle adaptation de la fiscalité nationale ou locale pour assurer une meilleure prise en compte des considérations environnementales et du principe pollueur-payeur. Il convient en premier lieu d'informer les Franciliens, dès l'école et au quotidien, sur la qualité de l'air : son état, ses mécanismes et la nature des activités polluantes. Il importe de donner à la pollution atmosphérique sa juste place au sein des problématiques urbaines, sans la sous-estimer ou la diaboliser car seule une information objective est susceptible de permettre à terme des modifications de comportement en matière de déplacement ou de mode de vie. La limitation du trafic automobile, grâce notamment au développement des transports en commun, doit également contribuer à la diminution déjà prévue des émissions liées au trafic. Surtout, la réduction du trafic des poids lourds en transit dans l'agglomération centrale est nécessaire pour réduire la pollution au sein de cette zone très exposée. Ces orientations et leurs liens avec l'urbanisme ou les politiques de stationnement seront déclinés dans le cadre du plan de déplacements urbains. Enfin, il convient de faciliter la diffusion des

technologies les plus récentes et les plus respectueuses de l'environnement aussi bien dans le domaine des transports que dans l'habitat, et dans le domaine des activités humaines en général.

Références

Dirre Ile-de-France, plan régional de qualité de l'air en Ile-de-France. Edition Approuvée mai 2000. Sartrouville, septembre 2000, 160 p.

Féron M. Connaître et Comprendre l'Ile-de-France. Région. Poche. Edition Lec, Hatier. 1995, 112 p.

Partenaires associés de Paris

R. Ferry – ORS Ile-de-France – coordinatrice

D. Campagna (ORS Ile-de-France)

C. Nunes (ORS Ile-de-France)

P. Lameloise (AIRPARIF)

W. Dab (Conservatoire national des arts et métiers (Cnam))

I. Momas (Faculté de Pharmacie Paris V)

Y. Le Moullec (Laboratoire d'hygiène de la ville de paris (LHVP))

B. Festy (Appa)

J. Holstein (AP-HP)

E. Michel (Inserm SC8)



ROUEN

Contexte

L'agglomération rouennaise est située à 120 km au Nord-Ouest de Paris. Elle s'étend sur un territoire d'environ 320 km² et comptait, en 1999, 434 924 habitants (15 % âgés de 65 ans et plus). Ses caractéristiques topographiques lui confèrent une situation de cuvette entourée de collines qui, ajoutées à des vents faibles et/ou des phénomènes d'inversion thermique limitent la dispersion des polluants. L'agglomération est soumise principalement à des vents dominants de sud-ouest qui poussent les panaches de pollution de la zone industrielle vers le centre ville. Les brouillards matinaux sont assez fréquents. Les températures minimales et maximales sont en moyenne de 6,2 et 14,4°C, respectivement. L'agglomération présente le long de la Seine, une importante implantation industrielle.

Sources de pollution atmosphérique

Selon le CITEPA (1994), la part de l'agglomération rouennaise dans les émissions régionales est estimée à 16 % pour le dioxyde de soufre (SO₂) et 11 % pour l'oxyde d'azote (NO₂). 93 % des émissions rouennaises de SO₂ sont dues au secteur industriel. Les transports routiers et le secteur industriel se partagent les émissions de NO_x.

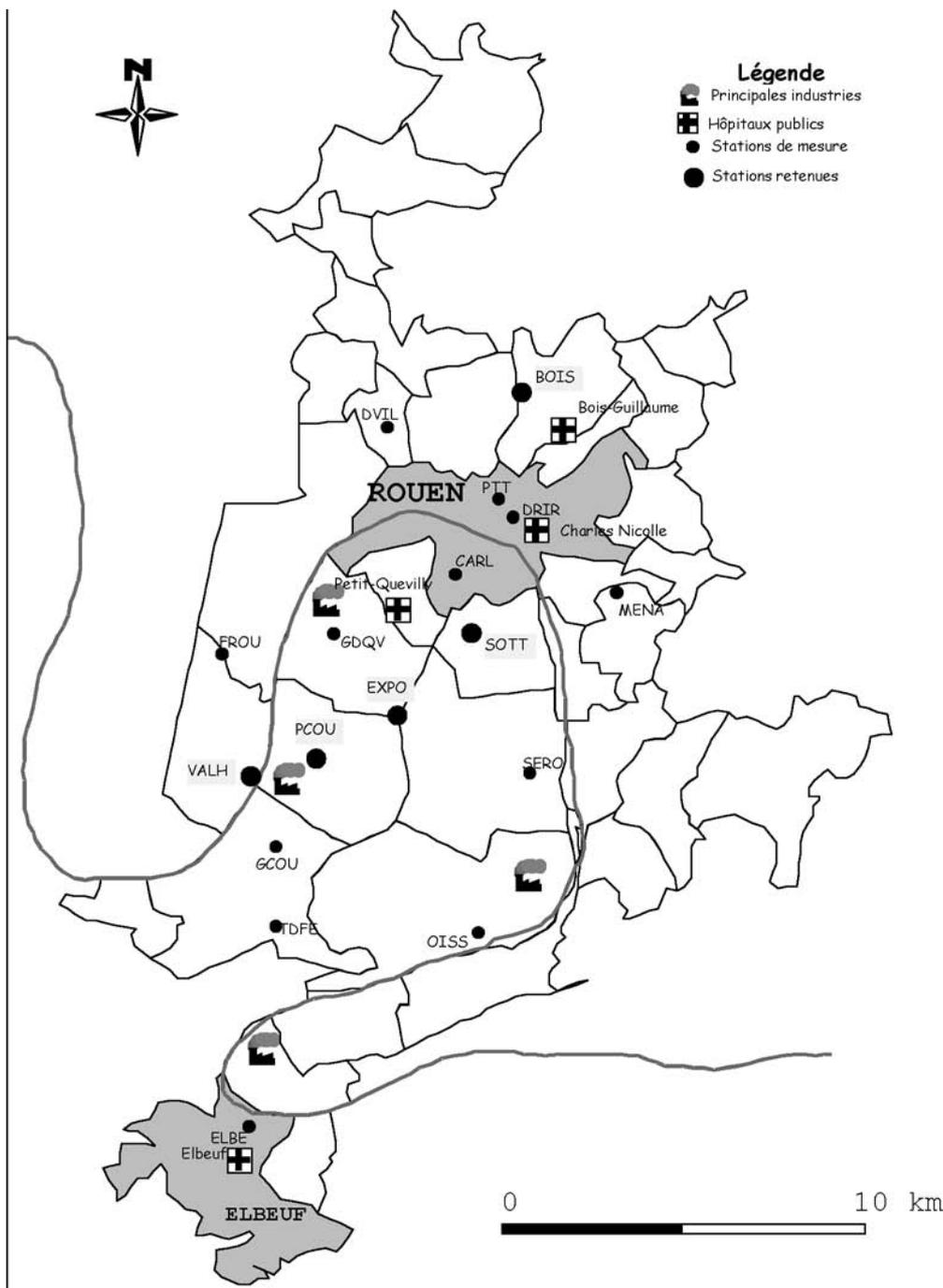
Indicateurs d'exposition à la pollution atmosphérique

Les données de pollution atmosphérique ont été fournies par le réseau de surveillance de la qualité de l'air Air Normand. Les Fumées noires ont été mesurées par réflectrométrie. L'indicateur d'exposition a été construit en utilisant la moyenne arithmétique des concentrations journalières enregistrées par 5 stations de mesure de fond de la zone d'étude. Pour être sélectionnées, les stations de mesure devaient être suffisamment corrélées ($r \geq 0,70$) et mesurer des niveaux de pollution relativement proches. Les données météorologiques ont été fournies par Météo France.

En 1998 :

- le niveau moyen journalier (écart- type) de Fumées noires était de 9,8 µg/m³ (14),
- les niveaux de Fumées noires atteints les 36 jours les moins pollués et les plus pollués étaient respectivement de 2,5 et 19,2 µg/m³,
- le niveau de Fumées noires a dépassé 20 µg/m³ 34 jours dans l'année et 50 µg/m³ 12 jours dans l'année.

La couverture spatiale du réseau Air Normand est représentée ci-dessous :



Source IGN - AIR NORMAND 1998

Indicateurs sanitaires

Les données de mortalité ont été fournies par l'Inserm. Le taux de mortalité standardisé sur la population européenne était de 580 pour 100 000 habitants et par an.

Les données d'admissions hospitalières ont été recueillies auprès des établissements publics de l'agglomération rouennaise. A partir du programme de médicalisation des systèmes d'information

(PMSI), les nombres journaliers d'admissions pour pathologie respiratoire (CIM9 [460 – 519] ; CIM10 [J00-J99]) ont été extraits chez les patients âgés de 65 ans et plus.

En 1998 :

Le nombre moyen journalier (écart-type) d'admissions hospitalières pour causes respiratoires chez les personnes âgées de 65 et plus est de 3,7 (2,35). L'incidence journalière correspondante était de 5,6 soit 2 042,9 pour 100 000 habitants et par an. Le nombre d'admissions pour pathologie cardiaque n'était pas disponible.

Quantification de l'impact sanitaire

Seuls les effets à court terme ont été considérés. En effet, les fonctions exposition-risque ne sont pas disponibles pour les effets à long terme des Fumées noires.

L'estimation des impacts à court terme est présentée pour une année selon trois scénarii pour la mortalité et deux scénarii pour les admissions hospitalières :

- premier scénario : si l'ensemble des niveaux journaliers supérieurs à 50 µg/m³ était ramené à cette valeur,
- deuxième scénario : si l'ensemble des niveaux journaliers supérieurs à 20 µg/m³ était ramené à cette valeur,
- troisième scénario (pour la mortalité) : si la moyenne annuelle était diminuée de 5 µg/m³.

Les tableaux 1 et 2 présentent les résultats des estimations pour la mortalité et les admissions hospitalières respectivement.

Tableau 1. Gain sanitaire potentiel à court terme et intervalle de confiance à 95 % pour les trois scénarii de réduction des niveaux de Fumées noires – Mortalité.

| | Nombre de jours par an dépassant 20 et 50 µg/m ³ | Nombres annuels de cas attribuables | | | | | |
|----------------------------------|---|-------------------------------------|--------------|--------------|-----------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|
| | | Estim. centrale | Estim. basse | Estim. haute | Estim. centrale pour 100 000 hab. | Estim. basse pour 100 000 hab. | Estim. haute pour 100 000 hab. |
| 50 µg/m ³ | 12 | 1,4 | 0,7 | 1,9 | 0,3 | 0,2 | 0,4 |
| 20 µg/m ³ | 34 | 5,1 | 2,5 | 6,8 | 1,2 | 0,6 | 1,6 |
| Réduction de 5 µg/m ³ | SO* | 10,5 | 6,1 | 14,8 | 2,4 | 1,4 | 3,4 |

*SO : sans objet

Tableau 2. Gain sanitaire potentiel à court terme et intervalle de confiance à 95 % pour les deux scénarii de réduction des niveaux de Fumées noires – Admissions hospitalières.

| | Nombre de jours par an dépassant 20 et 50 µg/m ³ | Nombres annuels de cas attribuables | | |
|---|---|-------------------------------------|------------------|------------------|
| | | Estimation centrale | Estimation basse | Estimation haute |
| Admissions hospitalières pour maladies respiratoires (65+) | | | | |
| 50 µg/m ³ | 12 | 0,1 | 0,0 | 0,8 |
| 20 µg/m ³ | 34 | 0,3 | 0,0 | 2,9 |

Commentaires

Comme pour l'agglomération havraise, les données les plus complètes de mortalité et d'admissions hospitalières étant disponibles jusqu'en 1998, l'étude d'impact sanitaire a été réalisée sur cette année. En ce qui concerne les Fumées noires, c'est l'année 1998 qui a été également utilisée.

Concernant la construction de l'indicateur Fumées noires utilisé pour l'EIS, 5 stations de mesure ont été utilisées (3 urbaines et 2 industrielles). Cependant, l'analyse descriptive des concentrations enregistrées par ces stations montre une bonne corrélation et des niveaux moyens journaliers très proches.

La loi sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie du 30 décembre 1996 donne le moyen aux régions de formaliser leur politique en matière de lutte contre la pollution atmosphérique tout en assurant une homogénéité au niveau national. Outre le renforcement du dispositif de surveillance et d'alerte mis en œuvre par le réseau de surveillance Air Normand, son application conduira à l'élaboration de 3 types de plans :

- Un plan régional pour la qualité de l'air (PRQA) visant à définir les grandes orientations de la politique régionale en concertation avec tous les acteurs locaux (représentants de l'état, collectivités territoriales et locales, associations, responsables d'activités polluantes).
- Des plans de protection de l'atmosphère (PPA) pour les agglomérations de plus de 250 000 habitants afin de ramener, par des actions concrètes, la pollution à un niveau inférieur aux valeurs limites européennes.
- Des plans de déplacements urbains (PDU) pour les agglomérations de plus de 100 000 habitants afin d'organiser les transports, la circulation et le stationnement de manière à minimiser leur impact sur la qualité de l'air.

La Drire est chargée de conduire, sous l'autorité du Préfet, l'élaboration du PRQA et des PPA.

Partenaires locaux

Abdelkrim Zeghnoun – coordinateur InVS

P. Barco (Dim CH d'Elbeuf)

C. Bel (Réseau de surveillance de la qualité de l'air-Air Normand)

M. Bobbia (Réseau de surveillance de la qualité de l'air-Air Normand)

P. Czernichow (Département d'épidémiologie et de santé publique CHU de Rouen)

M. Duclot (Ddass Seine Maritime)

V. Delmas (Réseau de surveillance de la qualité de l'air-Air Normand)

L. Froment (Desp CHU de Rouen)

C. Tain (Drire Seine Maritime)

F. Voisin (Dim CH d'Elbeuf)



STRASBOURG

Contexte

La zone d'étude couvre la Communauté urbaine de Strasbourg (C.U.S.) dont la population (451 133 habitants sont répartis sur 27 communes soit 304 km² avec une densité de 1 484 hab/km²) est jeune, relativement aux données nationales.

Sa situation dans le Fossé rhénan (avec les Vosges à l'ouest et la Forêt Noire à l'est) favorise la stagnation de masses d'air à l'échelle régionale et accentue le phénomène de dôme de pollution urbaine. Le climat de la région est de type océanique à tendance continentale avec une température moyenne comprise entre 6.5°C et 15.2°C. L'humidité relative moyenne est de 55,8 %.

En 1997, on comptait, dans la C.U.S., 1 070 000 déplacements par jour en voiture. Mais Strasbourg prend de nombreuses mesures visant à une amélioration de la qualité de l'air (nouveau plan de circulation du centre ville, tram, renforcement du réseau de transport en commun, nouveaux espaces piétons, pistes cyclables, espaces verts, etc.).

Le PRQA a été définitivement approuvé en décembre 2000. Le document produit fait le bilan de la qualité de l'air, des sources d'émission, des différents travaux menés localement et énonce les différentes propositions visant à améliorer la surveillance de la qualité de l'air et les propositions relatives à la maîtrise des émissions ainsi qu'à l'information de la population.

Sources de pollution atmosphérique

Les émissions de SO₂ sont issues principalement de l'industrie (70 % en 1997) et à un degré moindre du résidentiel-tertiaire (24 %, en 1997). Les sources de particules se répartissent de façon plus équilibrée entre les trois types principaux (en 1997, 40 % pour le résidentiel-tertiaire, 26 % pour l'industrie et 34 % pour les transports). Les émissions de particules issues du chauffage sont essentiellement dues à la combustion de bois (97 %). Les émissions des NO_x sont dues majoritairement aux déplacements (en 1997, 65 %) mais aussi à l'industrie (25 %) et au résidentiel-tertiaire (10 %). Les COV non méthaniques, en 1997, sont dus à 38 % à l'industrie, 25 % aux déplacements, 15 % au résidentiel-tertiaire. En particulier, les émissions de benzène sont attribuables surtout aux transports (75 %). Les émissions de CO se répartissent essentiellement entre le résidentiel-tertiaire et les transports (en 1997, respectivement 43 et 55 %) (Sources : CITEPA, 1997 ; LPCA – Plan de Protection Atmosphérique Strasbourg/Kehl, 1990).

Indicateurs d'exposition à la pollution atmosphérique

L'ASPA (réseau de mesure de la qualité de l'air en Alsace) dispose de 11 stations réparties dans la Communauté urbaine de Strasbourg. Les polluants mesurés sont le SO₂, les particules, les oxydes d'azote, O₃, le CO, le CO₂, le plomb et la radioactivité.

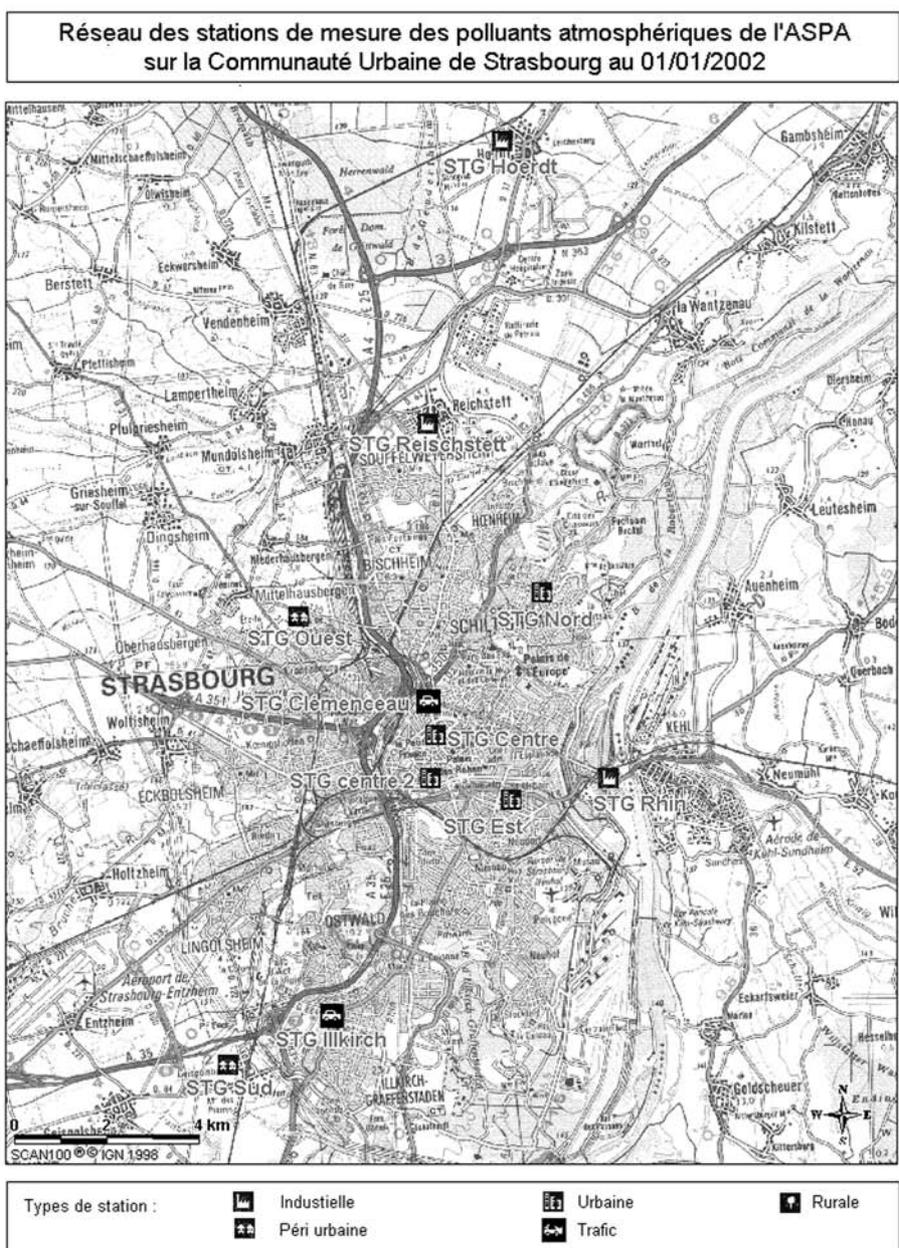
Il n'y a pas de mesure des Fumées noires. Les PM₁₀ sont mesurées au niveau d'une station urbaine (Strasbourg centre) depuis le 13/05/98. Les données sont bien corrélées en 1999 ($r = 0,97$) avec les mesures de PM₁₃ d'une station de proximité automobile (Strasbourg Illkirch). Les moyennes des deux séries sont très proches (21,2 µg/m³ pour les PH13 et 22,0 µg/m³ pour les PM10). Les écarts-types des distributions des deux séries sont voisins également (respectivement 12,0 et 11,1 µg/m³). Aussi, l'indicateur particulaire utilisé pour l'EIS a-t-il été calculé à partir de la moyenne arithmétique

de ces deux indicateurs en 1999. Il aurait été possible de réaliser ce calcul à partir de la seule série PM10 mais pour des raisons de cohérence avec l'analyse pratiquée dans le cadre du PSAS-9, il a été décidé de conserver l'indicateur combiné. Les valeurs manquantes ont été remplacées selon le protocole défini au cours du PSAS-9.

Ainsi, pour 1999 :

- Le niveau moyen et l'écart-type des concentrations de PM10 sont respectivement de 22,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ et 10,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.
- Le 10^{ème} centile de la distribution (36 jours de plus faibles concentrations) est de 10,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, le 90^{ème} centile (36 jours de plus fortes concentrations) est de 36,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.
- La concentration en PM10 a dépassé 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ durant 176 jours.
- La concentration en PM10 a dépassé 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ durant 6 jours.

Remarque : les données météorologiques ont été fournies par Météo-France comme pour l'ensemble des villes du PSAS-9.



Indicateurs sanitaires

Le recueil des données de mortalité a été effectué auprès du Service commun d'information sur les causes médicales de décès (SC8) de l'Inserm. Le nombre journalier de décès pour chaque ville correspond à la mortalité totale non accidentelle ou inconnue : codes CIM 9 < 799.9. La sélection s'est opérée sur la cause principale de décès.

Les données d'admissions hospitalières ont été recueillies auprès du département d'information médicale (DIM) de chaque établissement de soin public accueillant des habitants de la zone urbaine étudiée (4 hôpitaux). A partir du programme de médicalisation des systèmes d'information (PMSI), les nombres journaliers d'admissions pour pathologie respiratoire (CIM9 [460 – 519] ; CIM10 [J00-J99]) ont été extraits chez les patients âgés de 65 ans et plus.

Le taux de mortalité standardisé sur la population européenne était de 531 décès pour 100 000 habitants.

L'effectif de la population des 65 ans et plus était en 1998 de 60 001. Le nombre moyen journalier d'admissions hospitalières pour motif respiratoire chez les plus de 65 ans en 1998 et son écart-type étaient respectivement de 1,95 et 1,53. Le taux d'incidence annuel correspondant était de 1 187,65 cas pour 100 000.

Aucune donnée d'hospitalisation de cause cardiovasculaire n'était disponible.

Quantification de l'impact sanitaire

L'effet sur la santé des expositions aux PM10 à court et long terme a été illustré par différents scénarii de réduction des expositions aiguë et chronique à la pollution.

Impact à court terme

Trois scénarii ont été choisis pour estimer les effets à court terme de l'exposition aux PM10 sur la mortalité et les hospitalisations durant 1 an.

- pour une réduction des niveaux de PM10, les jours où la concentration journalière était supérieure à 50 µg/m³, à la valeur 50 µg/m³,
- pour une réduction des niveaux de PM10, les jours où la concentration journalière était supérieure à 20 µg/m³, à la valeur 20 µg/m³,
- pour une réduction du niveau moyen annuel de PM10 de 5 µg/m³ (mortalité).

Les tableaux 1 et 2 présentent les gains sanitaires estimés pour la mortalité et les admissions hospitalières respectivement, pour les trois scénarii.

Tableau 1. Gain sanitaire potentiel à court terme et intervalle de confiance à 95 % pour les trois scénarii de réduction des niveaux de PM10 – Mortalité.

| | Nombre de jours par an dépassant 20 et 50 µg/m ³ | Nombres annuels de cas attribuables | | | | | |
|-----------------------------------|---|-------------------------------------|------------------|------------------|-----------------------------|------------------|------------------|
| | | Nombre brut | | | Taux pour 100 000 habitants | | |
| | | Estimation centrale | Estimation basse | Estimation haute | Estimation centrale | Estimation basse | Estimation haute |
| 50 µg/m ³ | 6 | 0,5 | 0,4 | 0,7 | 0,1 | 0,1 | 0,2 |
| 20 µg/m ³ | 176 | 10,6 | 7,1 | 14,1 | 2,3 | 1,6 | 3,1 |
| Diminution de 5 µg/m ³ | SO* | 9,2 | 6,1 | 12,3 | 2,0 | 1,4 | 2,7 |

*SO : sans objet

Tableau 2. Gain sanitaire potentiel à court terme et intervalle de confiance à 95 % pour les deux scénarii de réduction des niveaux de PM10 – Admissions hospitalières.

| | Nombre de jours par an dépassant 20 et 50 µg/m ³ | Nombres annuels de cas attribuables | | |
|---|---|-------------------------------------|------------------|------------------|
| | | Estimation centrale | Estimation basse | Estimation haute |
| <i>Admissions hospitalières pour pathologies respiratoires (65 ans et plus)</i> | | | | |
| 50 µg/m ³ | 6 | 0,2 | 0,1 | 0,3 |
| 20 µg/m ³ | 176 | 3,7 | 2,5 | 5,4 |

Impact à long terme

Afin d'estimer les effets à long terme d'une exposition aux PM10 sur la mortalité, 4 scénarii ont été utilisés :

- réduction du niveau moyen annuel des PM10 à la valeur 40 µg/m³ (objectif européen de réduction des concentrations en PM10 pour 2005),
- réduction du niveau moyen annuel des PM10 à la valeur 20 µg/m³ (objectif européen de réduction des concentrations en PM10 pour 2010),
- réduction du niveau moyen annuel des PM10 à la valeur 10 µg/m³ (pour tenir compte des villes à faible niveau de PM10),
- réduction du niveau moyen annuel de PM10 de 5 µg/m³.

Le tableau 3 présente le nombre et le taux de décès annuel attribuable aux PM10 ainsi que leurs intervalles de confiance (IC 95 %) dans les différents scénarii évoqués.

Tableau 3. Gain sanitaire potentiel à long terme et intervalle de confiance à 95 % pour les quatre scénarii de réduction des niveaux de PM10 – Mortalité.

| | Nombres annuels de cas attribuables | | | | | |
|-----------------------------------|-------------------------------------|------------------|------------------|-----------------------------|------------------|------------------|
| | Nombre brut | | | Taux pour 100 000 habitants | | |
| | Estimation centrale | Estimation basse | Estimation haute | Estimation centrale | Estimation basse | Estimation haute |
| 40 µg/m ³ | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 |
| 20 µg/m ³ | 28,7 | 17,5 | 40,0 | 6,4 | 3,9 | 8,9 |
| 10 µg/m ³ | 150,3 | 90,7 | 211,2 | 33,3 | 20,1 | 46,8 |
| Diminution de 5 µg/m ³ | 62,3 | 37,9 | 87,0 | 13,8 | 8,4 | 19,3 |

Commentaires

L'EIS réalisée à Strasbourg utilise les niveaux de particules mesurés en 1999 et les indicateurs sanitaires (mortalité totale, hospitalisations pour pathologies respiratoires chez les plus de 65 ans) enregistrés en 1998. L'indicateur particulaire est construit comme moyenne des niveaux journaliers de PM10 (mesurés dans une station urbaine) et de PM13 (station de proximité automobile) après contrôle de la corrélation des deux séries et après avoir vérifié que leurs niveaux moyens sont voisins.

Dans l'ensemble des cas (effets à court et long terme, mortalité et hospitalisation) les bénéfices attendus suite à la réduction des niveaux de particules sont nettement positifs pour le niveau 10 µg/m³, faibles pour le niveau 20 µg/m³ et sont proches de 0 au delà. Ceci résulte du fait que le niveau moyen a presque atteint 20 µg/m³, objectif fixé pour 2010.

L'ASPA, depuis 1997, met en œuvre des procédures d'information et de mesures d'urgence relatives aux particules fines en suspension, basées sur les seuils moyennés sur 24 heures (niveau 2 : 80 µg/m³ ; niveau 3 : 125 µg/m³).

De nombreuses mesures ont été entreprises afin de diminuer les émissions de particules : développement du transport collectif (allongement et création de nouvelles lignes du tramway), limitation du stationnement en ville, location de vélos, parkings relais, campagnes « chaudières propres », échanges d'informations et de « savoir-faire » avec les régions limitrophes (Suisse, Allemagne).

Le PRQA pour l'Alsace a été définitivement accepté en décembre 2000. Le document produit (disponible sur support papier et sur CDROM) analyse la qualité de l'air (distribution de la pollution de fond, types de pollution), les sources, les différents travaux menés localement (pôle strasbourgeois du PSAS-9, participation d'un service de pneumologie du CHU à l'étude ISAAC, étude réalisée avec le réseau de médecins sentinelle RAMSES, etc.) et suggère un ensemble de propositions visant à améliorer la surveillance de la qualité de l'air, le contrôle des émissions et l'information de la population. Le rapport fait aussi le bilan des équipes et des structures contribuant à la connaissance de la qualité de l'air et de ses effets sur l'environnement.

En mai 2001, a eu lieu la première réunion du Comité de suivi du PRQA. Le rôle de ce Comité est de coordonner le suivi des propositions du PRQA, d'informer et de responsabiliser le public, de favoriser la mise en place d'actions visant à l'amélioration de la qualité de l'air. Le Comité est composé d'un ensemble de groupes de travail, issus naturellement des différents groupes de travail du PRQA : groupe « Information et communication », « Énergies », « Surveillance de la qualité de l'air », « Sources mobiles », « Sources fixes », et « Effet sur la santé ».

Les suggestions et souhaits du dernier groupe de projet sont centrés sur l'aide à apporter aux études épidémiologiques sur les effets à court et long termes sur l'asthme et les allergies ainsi qu'à l'étude de la qualité de l'air intérieur.

Parallèlement au suivi du PRQA, suivant en cela le texte de la loi sur l'air, un groupe de travail « Air et santé » a été constitué avec pour objectif la réflexion sur la mise en place d'une structure régionale de la surveillance de la qualité de l'air et de ses effets sur l'environnement et la santé.

Partenaires

D. Eilstein (InVS) – coordinateur

O. Boux (Dim Hospices Civils de Strasbourg)

J.F. Donnard (Drass du Bas-Rhin)

A. Guillard (Ddass du Bas-Rhin)

F. Hugel (Service communal d'hygiène et de santé de la ville de Strasbourg)

J. Kleinpeter (Aspa)

G. Nisand (Dim Hospices Civils de Strasbourg)

N. Roeslin (Dim Hospices Civils de Strasbourg)

A. Target (Aspa)

C. Weidmann (Dim Hospices Civils de Strasbourg)



TOULOUSE

Contexte

Située au sein d'une plaine au climat océanique mais aux étés chauds, Toulouse est balayée par le vent d'Ouest, frais et humide, et le vent d'Autan sec et violent. Les pluies venant de l'océan Atlantique sont abondantes avec 628 mm d'eau et 95 jours de pluie en 1995. La moyenne des températures minimales est de 9,6°C et celle des températures maximales est de 18,7°C.

La zone étudiée comprend 62 communes, soit 690 162 habitants (13,5 % âgés de 65 ans et plus) répartis sur 635 km². Elle est donc caractérisée par une faible densité de population (1 087 hab/km²) au regard d'autres agglomérations. Elle est également caractérisée par d'importants déplacements de ses habitants entre la banlieue et le centre ville, essentiellement en voiture individuelle. En 1996, sur 2,5 millions de déplacements, 63 % se font en voiture particulière. Néanmoins, sur la période 1990-1996, la part de la voiture semble se stabiliser, probablement grâce à la mise en circulation du métro (1993).

Le plan régional de la qualité de l'air, rendu public en mars 1999, a permis de dresser un bilan de la qualité de l'air et de proposer des orientations vis-à-vis des actions à mener sur les sources de pollution atmosphérique.

Sources de pollution atmosphérique

Les transports routiers constituent la principale source de pollution atmosphérique. Même si l'on considère le dioxyde de soufre, polluant plus classiquement de source industrielle ou domestique, la part des transports routier est la plus importante : 40,9 % versus 31,3 % pour la part domestique et activités tertiaires et 26,5 % pour la part industrie, traitement des déchets, extraction et transfert d'énergie. Concernant les oxydes d'azote, la part du transport routier s'élève à 74,1 %. Il faut noter que ce bilan ne concernait pas les particules, mesurées seulement à partir de 1999 sur l'agglomération. [Source : CITEPA données de 1994].

Indicateurs d'exposition à la pollution atmosphérique

Les mesures de pollution ont été fournies par l'association agréée de mesure de la qualité de l'air ORAMIP.

Ce réseau dispose au total de 13 stations sur l'agglomération et mesure sept polluants différents (cf carte ci-dessous). L'explosion, le 21 septembre 2001, du site industriel chimique AZF a détruit trois stations : deux stations de type urbain (Maurice Jacquier et Léo Lagrange) et une station de proximité industrielle (Afp).

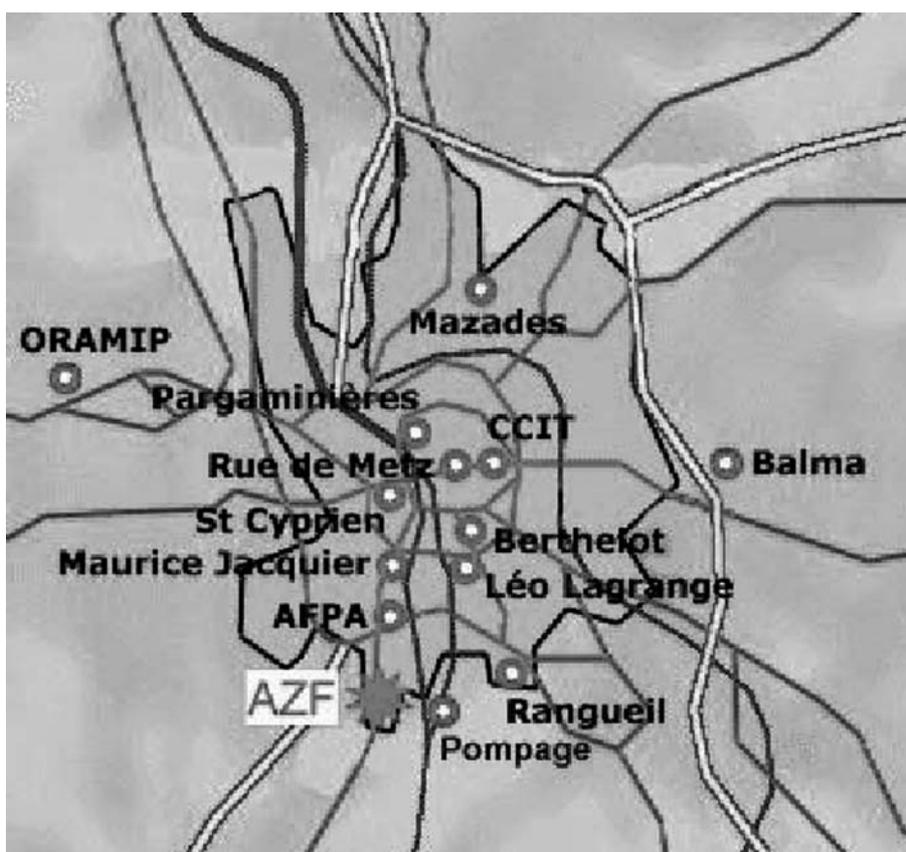
Les Fumées noires n'ont jamais été mesurées à Toulouse. Les PM10 sont mesurées par le réseau depuis, respectivement les 30/04/99 et 28/05/99 pour les deux stations urbaines (M. Jacquier et Berthelot), et depuis le 07/08/99 pour la station de proximité trafic (CCIT). Les données sélectionnées pour l'EIS sont celles mesurées sur l'année 2000 par les deux stations de type urbain, c'est à dire non influencées par une source ponctuelle de pollution. Sur cette période, les interquartiles des concentrations mesurées par les stations se chevauchent et le coefficient de corrélation des deux séries est de 0,7. Un indicateur PM10 a donc été construit à partir de ces données par la moyenne arithmétique journalière des mesures de ces deux stations.

Lorsqu'une ou plusieurs données journalières étaient manquantes sur une ou les deux stations (plus de 25 % de données horaires manquantes sur les 24h), elles ont été remplacées par la méthode des moyennes saisonnières ou la méthode de régression linéaire selon la durée de la période de valeurs manquantes.

En 2000 :

- le niveau moyen journalier (écart-type) de PM10 était de 17,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (8,3) ;
- les niveaux de PM10 atteints les 36 jours les moins pollués et les plus pollués étaient respectivement de 9,0 et 29,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$;
- le niveau de PM10 a dépassé 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 115 jours dans l'année et 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 1 jour dans l'année.

Réseau de surveillance de la qualité de l'air (source ORAMIP).



Source : ORAMIP

Indicateurs sanitaires

Le recueil des données de mortalité a été effectué auprès du Service commun d'information sur les causes médicales de décès (SC8) l'Inserm. Le nombre journalier de décès correspond à la mortalité totale non accidentelle ou inconnue : codes CIM 9 < 799.9. La sélection s'est opérée sur la cause principale de décès.

Le nombre moyen journalier de décès sur la zone d'étude était de 11,4 (3,5) en 1998, correspondant à un taux standardisé sur la population européenne de 456 pour 100 000 habitants.

Les données d'admissions hospitalières ont été recueillies auprès du département d'information médicale (DIM) des deux établissements de soin publics (CHU et hôpital Joseph Ducuing) accueillant

des habitants de la zone urbaine étudiée. A partir du programme de médicalisation des systèmes d'information (PMSI), les nombres journaliers d'admissions pour pathologie respiratoire (CIM9 [460 – 519] ; CIM10 [J00-J99]) ont été extraits chez les patients âgés de 65 ans et plus.

Le nombre journalier moyen (écart-type) d'admissions pour pathologie respiratoire chez les patients de 65 ans et plus était en 1998 de 2,8 (2,1). L'incidence journalière correspondante était de 3,0 pour 100 000 habitants soit 1 096,9 pour 100 000 habitants et par an. Le nombre d'admissions pour pathologie cardiaque n'était pas disponible.

Quantification de l'impact sanitaire

Concernant les PM10, les impacts à court et à long terme ont été pris en compte.

Impact à court terme

L'estimation des impacts à court terme est présentée pour une année selon trois scénarii pour la mortalité et deux scénarii pour les admissions hospitalières :

- premier scénario : si l'ensemble des niveaux journaliers observés supérieurs à 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ était ramené à cette valeur,
- deuxième scénario : si l'ensemble des niveaux journaliers observés supérieurs à 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ était ramené à cette valeur,
- troisième scénario (pour la mortalité) : si la moyenne annuelle était diminuée de 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Les tableaux 1 et 2 présentent les résultats des estimations pour la mortalité et les admissions hospitalières respectivement.

Tableau 1. Gain sanitaire potentiel à court terme et intervalle de confiance à 95 % pour les trois scénarii de réduction des niveaux de PM10 – Mortalité.

| | Nombre de jours par an dépassant 20 et 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | Nombres annuels de cas attribuables | | | | | |
|--|--|-------------------------------------|------------------|------------------|-----------------------------|------------------|------------------|
| | | Nombre brut | | | Taux pour 100 000 habitants | | |
| | | Estimation centrale | Estimation basse | Estimation haute | Estimation centrale | Estimation basse | Estimation haute |
| 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | 1 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 |
| 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | 115 | 6,9 | 4,6 | 9,2 | 1,0 | 0,7 | 1,3 |
| Diminution de 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | SO* | 12,8 | 8,5 | 17,1 | 1,9 | 1,2 | 2,5 |

*SO : sans objet

Tableau 2. Gain sanitaire potentiel à court terme et intervalle de confiance à 95 % pour les deux scénarii de réduction des niveaux de PM10 – Admissions hospitalières.

| | Nombre de jours par an dépassant 20 et 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | Nombres annuels de cas attribuables | | |
|---|--|-------------------------------------|------------------|------------------|
| | | Estimation centrale | Estimation basse | Estimation haute |
| Admissions hospitalières pour pathologies respiratoires (65 ans et plus) | | | | |
| 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | 1 | 0,0 | 0,0 | 0,0 |
| 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | 115 | 2,5 | 1,7 | 3,7 |

Impact à long terme

La quantification de l'impact à long terme sur la mortalité annuelle est présentée selon quatre scénarii de réduction de l'indicateur PM10 (Tableau 3) :

- premier scénario : si la moyenne annuelle était ramenée à 40 µg/m³ était ramené à cette valeur (valeur limite pour les PM10 en 2005),
- deuxième scénario : si la moyenne annuelle était ramenée à 20 µg/m³ était ramené à cette valeur (valeur limite pour les PM10 en 2010),
- troisième scénario : si la moyenne annuelle était ramenée à 10 µg/m³ était ramené à cette valeur (pour les villes observant d'ores et déjà de faibles niveaux de PM10),
- quatrième scénario : si la moyenne annuelle était diminuée de 5 µg/m³.

Tableau 3. Gain sanitaire potentiel à long terme et intervalle de confiance à 95 % pour les quatre scénarii de réduction des niveaux de PM10 – Mortalité.

| | Nombres annuels de cas attribuables | | | | | |
|-----------------------------------|-------------------------------------|------------------|------------------|-----------------------------|------------------|------------------|
| | Nombre brut | | | Taux pour 100 000 habitants | | |
| | Estimation centrale | Estimation basse | Estimation haute | Estimation centrale | Estimation basse | Estimation haute |
| 40 µg/m ³ | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 |
| 20 µg/m ³ | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 |
| 10 µg/m ³ | 136,1 | 82,4 | 190,5 | 19,7 | 11,9 | 27,6 |
| Diminution de 5 µg/m ³ | 86,7 | 52,6 | 121,0 | 12,6 | 7,6 | 17,5 |

Commentaires

A partir de l'ensemble de ces résultats, on observe sur Toulouse des valeurs de PM10 d'ores et déjà en accord avec les valeurs limites prévues par la directive à l'horizon 2005 et 2010. L'impact à court terme sur la mortalité et les admissions hospitalières n'est donc quantifiable que dans le scénario « réduction de tous les niveaux journaliers à 20 µg/m³ » et l'impact à long terme sur la mortalité dans le scénario « réduction de la moyenne annuelle à 10 µg/m³ ».

Néanmoins, la quantification de l'impact sanitaire pour une diminution minimale de 5 µg/m³ de la moyenne annuelle montre qu'un gain sanitaire non négligeable est encore possible. De plus, en raison de sa situation géographique et de ses conditions climatiques, la pollution est majoritairement de type photo-oxydant avec des niveaux d'ozone élevés. Or, ce type d'indicateur n'est pas pris en compte dans ce travail.

Sur un plan méthodologique, la seule année complète de données disponibles pour les PM10 était l'année 2000, tandis que les données sanitaires n'étaient disponibles que jusqu'en 1998. Les deux séries de valeurs ne sont donc pas tout à fait contemporaines.

Comme on l'a vu plus haut, la part des émissions liée au transport est largement majoritaire sur Toulouse même si la mise en place du métro a semble-t-il permis une stabilisation des transports en voiture particulière entre 1990 et 1996.

Dans le cadre du PDU en 2000, ont été examinés trois scénarii d'aménagements du transport urbain pour le futur. Le premier scénario, pris pour référence, est dit « au fil de l'eau » : aucune mesure particulière n'est prise, en dehors des programmes déjà prévus. Le deuxième scénario comprend le développement du métro, du réseau bus et du réseau ferré urbain et inter-urbain. Le troisième scénario, plus volontariste, propose de compléter le réseau de transport en commun par un système de bus guidé (alimentation mixte thermique et électrique), une intensification des fréquences, de la vitesse et de la régularité des bus par l'aménagement des voiries, un ajournement des projets de voirie routière, un fort développement du réseau cyclable.

Ces trois scénarii ont fait l'objet d'une modélisation en terme de trafic : il apparaît que le dernier permettrait d'atteindre les objectifs de la loi sur l'air concernant la part des trajets effectués en

transport en commun, deux-roues et voiture particulière même en prenant en compte la forte évolution démographique de l'agglomération ces dernières années. Les différentes options d'aménagement de ces scénarii ont été débattues et le troisième scénario a finalement été adopté.

Par la suite, une modélisation, coordonnée par l'ORAMIP, des concentrations ambiantes urbaines de NO_x et PM10 a été réalisée pour le scénario le plus volontariste. Elle prend en compte le trafic estimé mais également les émissions industrielles. Elle permettra de traduire les options prises en matière d'aménagement en niveau d'exposition pour la population.

Partenaires locaux

S. Cassadou – InVS – coordinatrice

C. Baudinat (Drass Midi-Pyrénées)

F. Cayla (ORS Midi-Pyrénées)

D. Fabre (Dim CHU Toulouse)

C. Ricoux et C. Hémerly (Cirei Sud-Ouest)

A. Lucido (Dim Hôpital Joseph Ducuing)

M. Meybeck (Oramip)

M.C. Remesy (Service communal d'hygiène et de santé de la ville de Toulouse)



ANNEXES





ANNEXE 1

WHO guidelines for assessing and using epidemiological evidence for environmental-health risk assessment

Following the recommendations of the WHO guidelines on the assessment and use of epidemiological evidence for Environmental Health Risk Assessment^{1,2}, the major steps in the process of HIA are summarised here:

- specify the purpose of the assessment, associating decision-makers, scientists, and stakeholders.
- specify the methods used to quantify uncertainties in each step of quantification where uncertainties come into play and assumptions that have to be made.
- specify exposure. If exposure represents a mixture, the selection of the most reasonable indicator(s) of the mixture has to be discussed. Attention should be paid to the time dimension of exposure (averaging times and duration). The distribution of exposure in the target population and in the epidemiological studies used to derive the exposure-response functions should be coherent. The magnitude of the impact depends on the level and range of exposure for which HIA is required to estimate attributable cases. The choice of a reference level may consider epidemiological and other data with regard to issues such as the existence of thresholds and natural background levels. If exposure in the target population exceed or are below those studied, it will be necessary to determine whether exposure-response functions should be extrapolated or not.
- define the appropriate health outcomes. The purpose of the HIA, the definition of exposure and the availability of the necessary data will guide the selection of outcomes. In some cases, the HIA should be assessed separately for each health outcome for which there is evidence of an effect. In other cases, in particular when estimating the monetary costs, we should avoid overlapping of various health outcomes.
- specify the exposure-response relationship. The exposure-response function is the key contribution of epidemiology to HIA. The function may be reported as a slope of a regression line or as a relative risk for a given change in exposure. Exposure-response functions may be derived from pooled analysis or published meta-analyses.
- derive population baseline frequency measures for the health outcomes under consideration, this is to quantify the prevalence or incidence of the selected outcomes. This information should preferably be obtained from the target population for which HIA is being made.
- calculate the number of attributable cases, under the assumption that exposure causes the health outcome, based on the distribution of the exposure in the target population, the estimates of the epidemiology exposure-response function and the observed baseline frequency of the health outcome in the population. The uncertainties in the data that contribute calculation to the impact assessment, as well as natural sources of heterogeneity in the effect of exposure will often require the calculation of a range of estimates of attributable cases in order to describe fully the likely impact of exposure and better reflect the uncertainty.

Interpreting results of the HIA includes explicit discussion of assumptions and limitations. Sensitivity analyses in which the effects of key assumptions are explored quantitatively, may provide a better sense of the overall uncertainty of the estimates than purely qualitative discussions.

1. Evaluation and use of epidemiological evidence for Environmental Health Risk Assessment. WHO Regional Office for Europe, Copenhagen 2000 (EUR/00/5020369)

2. Quantification of health effects of exposure to air pollution. WHO, Regional Office for Europe, Copenhagen 2001, (E74256)

Finally, attributable cases are often interpreted as the preventable fraction, meant to be prevented, had exposure been removed. Caution, however, is warranted with such an interpretation. First, the benefit of removal of a particular exposure may only rarely be estimated.

The benefit may be realised much later than or not to the full extent, predicted. In our case, lower air pollution levels would take years to be fully realised. Second, the attributable risk estimation does not take competing risks into account. Removing one risk factor, e.g., air pollution, will increase the relative importance and contribution of other risks and causes of morbidity and mortality. Accordingly, it is well known for multicausal diseases that the sum of attributable cases across several risk factors does not add up to 100% but may be larger.



ANNEXE 2

Exposure – Response (E-R) functions used by Apehis for the HIA

For short-term effects of particles on total mortality, respiratory and cardiovascular hospital admissions, the E-R functions are provided by the APHEA2 study:

| Health indicator | PM10 | | Black smoke | |
|--|-----------------------------|-------------|-----------------------------|-------------|
| | RR for 10 µg/m ³ | 95%CI | RR for 10 µg/m ³ | 95%CI |
| Total mortality All ages ICD9 <800 (1) | 1.006 | 1.004-1.008 | 1.006 | 1.003-1.008 |
| Respiratory hospital admissions 65 years + ICD9 460-519 (2) | 1.009 | 1.006-1.013 | 1.001 | 1.000-1.009 |
| Cardiac hospital admissions all ages ICD9 410-414.427.428 (3) | 1.005 | 1.002-1.008 | 1.011 | 1.004-1.018 |

For long-term effects of PM10, the E-R functions used come from the HIA in Austria, France and Switzerland⁴ based in two American cohort studies (4).

| Health indicator | RR for 10 µg/m ³ | 95%CI |
|--|-----------------------------|-------------|
| Total mortality 30 years + ICD9 <800 | 1.043 | 1.026-1.061 |

1. Katsouyanni K, Touloumi G, Samoli E, Gryparis A, Le Tertre A, Monopoli Y, Rossi G, Zmirou D, Ballester F, Boumghar A, Anderson HR, Wojtyniak B, Paldy A, Braunstein R, Pekkanen J, Schindler C, Schwartz J. Confounding and effect modification in the short-term effects of ambient particles on total mortality: results from 29 European cities within the APHEA2 project. *Epidemiology*. 2001 Sep.12(5):521-31.

2. Atkinson RW, Anderson HR, Sunyer J, Ayres J, Baccini M, Vonk JM, Boumghar A, Forastiere F, Forsberg B, Touloumi G, Schwartz J, Katsouyanni K. Acute effects of particulate air pollution on respiratory admissions: results from APHEA 2 project. *Air Pollution and Health: a European Approach. Am J Respir Crit Care Med*. 2001 Nov 15; 164(10 Pt 1): 1860-6.

3. Le Tertre A, Medina S, Samoli E, Forsberg B, Michelozzi P, Boumghar A, Vonk J.M, Bellini A, Atkinson R, Ayres J.G, Sunyer J, Schwartz J, Katsouyanni K Short term effects of particulate air pollution on cardiovascular diseases in eight European cities. Accepted in JECH.

4. Künzli N, Kaiser R, Medina S et al. Public-health impact of outdoor and traffic-related air pollution: a European assessment. *The Lancet* 2000; 356:795-801.



ANNEXE 3

Council Directive 1999/30/EC of 22 April 1999

Relating to limit values for sulphur dioxide, nitrogen dioxide and oxides of nitrogen, particulate matter and lead in ambient air.

Official Journal L 163, 29/06/1999 P. 0041 - 0060

Article 5

Particulate matter

1. Member States shall take the measures necessary to ensure that concentrations of PM10 in ambient air, as assessed in accordance with Article 7, do not exceed the limit values laid down in Section I of Annex III as from the dates specified therein. The margins of tolerance laid down in Section I of Annex III shall apply in accordance with Article 8 of Directive 96/62/EC.
2. Member States shall ensure that measuring stations to supply data on concentrations of PM2,5 are installed and operated. Each Member State shall choose the number and the siting of the stations at which PM2,5 is to be measured as representative of concentrations of PM2,5 within that Member State. Where possible sampling points for PM2,5 shall be co-located with sampling points for PM10. Within nine months of the end of each year Member States shall send the Commission the arithmetic mean, the median, the ninety-eighth percentile and the maximum concentration calculated from measurements of PM2,5 over any twenty-four hours within that year. The ninety-eighth percentile shall be calculated in accordance with the procedure laid down in Section 4 of Annex I to Council Decision 97/101/EC of 27 January 1997 establishing a reciprocal exchange of information and data from networks and individual stations measuring ambient air pollution within the Member States(6).
3. Action plans for PM10 prepared in accordance with Article 8 of Directive 96/62/EC and general strategies for decreasing concentrations of PM10 shall also aim to reduce concentrations of PM2,5.
4. Where the limit values for PM10 laid down in Section I of Annex III are exceeded owing to concentrations of PM10 in ambient air due to natural events which result in concentrations significantly in excess of normal background levels from natural sources, Member States shall inform the Commission in accordance with Article 11(1) of Directive 96/62/EC, providing the necessary justification to demonstrate that such exceedances are due to natural events. In such cases, Member States shall be obliged to implement action plans in accordance with Article 8(3) of Directive 96/62/EC only where the limit values laid down in Section I of Annex III are exceeded owing to causes other than natural events.
5. Member States may designate zones or agglomerations within which limit values for PM10 as laid down in Section I of Annex III are exceeded owing to concentrations of PM10 in ambient air due to the resuspension of particulates following the winter sanding of roads. Member States shall send the Commission lists of any such zones or agglomerations together with information on concentrations and sources of PM10 therein. When informing the Commission in accordance with Article 11(1) of Directive 96/62/EC, Member States shall provide the necessary justification to demonstrate that any exceedances are due to such resuspended particulates, and that reasonable measures have been taken to lower the concentrations. Within such zones or agglomerations Member States shall be obliged to implement action plans in accordance with Article 8(3) of Directive 96/62/EC only where the limit values laid down in Section I of Annex III are exceeded owing to PM10 levels other than those caused by winter road sanding.

ANNEX III

LIMIT VALUES FOR PARTICLES (PM10)

| | Mean period | Limit value | Margin of tolerance | Date on which the limit value must be respected |
|---|-------------|--|---|---|
| PHASE I | | | | |
| 1. 24 hours limit value for the human health protection | 24 hours | 50 µg/m ³ PM10 to be not exceeded more than 35 times per year | 50% at the date of entering into force of the present directive, with reduction by 1 st january 2001, and every 12 months following, by a constant percentage, until reaching 0% at 1 st january 2005 | 1 st January 2005 |
| 2. Annual limit value for the human health protection | 1 year | 40 µg/m ³ PM10 | 20% at the date of entering into force of the present directive, with reduction by 1 st january 2001, and every 12 months following, by a constant percentage, until reaching 0% at 1 st january 2005 | 1 st January 2005 |
| PHASE II | | | | |
| 1. 24 hours limit value for the human health protection | 24 hours | 50 µg/m ³ PM10 to be not exceeded more than 7 times per year | According to the data; should be equivalent to the limit value of Phase I | 1 st January 2010 |
| 2. Annual limit value for the human health protection | 1 year | 20 µg/m ³ PM10 | 50% at the date of 1 st january 2005, with reduction every 12 months following, by a constant annual percentage, to reach 0% at 1 st january 2010 | 1 st January 2010 |



ANNEXE 4

Exposure Assessment

Hans-Guido Mücke and Emile De Saeger

In order to harmonise and compare the information relevant to exposure assessment in 26 Apehis cities in 12 countries a questionnaire was prepared by the Exposure Assessment Advisory Group. The following text summarises and interprets the findings of this group.

All twenty six cities completed Annexe 4.

Table A

Table A gives an overview of the results to questions 1 to 13, 15 and 16 in Annexe 4.

Air monitoring stations

Apehis cities reported that PM10/BS/TSP measurements were made at a total of 259 monitoring stations. 127 stations were selected as exposure relevant and appropriate for calculating health impact assessments (HIA).

a) PM10

PM10 was measured in 20 cities at 106 monitoring stations. Eighteen cities selected and evaluated 54 stations (51%) as exposure and HIA relevant.

b) Black Smoke (BS)

Fifteen cities measured BS at 125 stations. 61 stations (49%) were assessed as exposure and HIA relevant.

c) Total suspended particulates (TSP)

TSP measurements were made in six cities at 28 stations, whereas only two cities evaluated 12 TSP monitoring stations (43%) as appropriate for HIA.

Altogether 127 PM10/BS/TSP monitoring stations (49%) have to be considered as exposure and HIA relevant. Due to the fact that in six cases PM10 and BS were measured in parallel at the same site, 121 stations were finally considered for the HIA evaluation (see table B).

Measurement methods

a) PM10

The applied automatic PM10 measurement methods can be distinguished into the β -ray absorption method (in 4 cities at 12 stations) and the tapered oscillating microbalance method (TEOM, which is applied in 14 cities at 42 stations).

b) BS

Reflectometry is the commonly used measurement method for BS (in 15 cities at 61 stations).

c) TSP

TSP is measured by using β -ray absorption method in one city, the second city uses the gravimetric method.

Tables B and C

Tables B and C summarise the results of question 14 in Annexe 4, which considered the classification types of exposure relevant air monitoring stations by measured pollutant (PM10, BS or TSP).

Classification of monitoring stations

Table B gives an overview of the classification of a total of 121 exposure and HIA relevant PM10/BS/TSP monitoring stations in the 26 cities.

The evaluation of table B is collated in table C. Due to the fact that for six stations both BS and PM10 have been used for the assessment, the total number of exposure relevant monitoring sites in this respect is 127 (100%). In the majority of cases 78 monitoring stations (61%) are classified as urban residential. 16 stations each were classified as commercial or traffic-related (13% each), followed by sub-urban (8%), industrial (3%) and others (2%).

With regard to the requirements of the first Daughter Directive 1999/30/EC it can be concluded that around 80% of the reported air monitoring sites (classified as urban residential, commercial and sub-urban) can be considered as appropriate for HIA.

Interpretation and Conclusion

In the following section, the results of Annexe 4 are compared to and interpreted as a function of the Apehis Guidelines on Exposure Assessment.

Air quality indicators (PM10, BS and TSP)

The measurement interval of 24 hour averages for PM10 and BS complies with the given recommendations for all monitoring stations. This occurred for the TSP measurement in two cities, too.

Site selection

Altogether 101 monitoring stations are in accordance with the Apehis site selection criteria. It has to be considered that 20 stations are classified in a way that they actually should be excluded for further HIA calculations (in three cities 16 stations are traffic-related, and four stations in two cities are in the industrial vicinity).

Despite this, the data from these stations should be used for HIA, because there are still some uncertainties in the interpretation of the local classifications used.

Number of stations

The number of reported stations varies broadly from city to city (for PM10 from one up to 14, and for BS from one up to eight per city). It might be that in some cases only one or two stations for large cities do not reflect the population exposure correctly, and may underestimate the exposure of the total urban population.

Measurement methods and factors

The PM10/BS/TSP measurement methods were reported completely. Concerning the use of TEOM the answer of the used probe temperature was given in six of 14 cases only. Because the TEOM

probe temperature can be changed there might be an unknown uncertainty. Conversion or correction factors were given for calculating PM10 from TSP measurements and in three other cases.

Quality assurance and control (QA/QC), and data quality (DQ)

Most cities reported that QA/QC activities are implemented; this is not the case in three cities. One city does not know the answer yet, and one city did not report.

All cities reported that the DQ could be assessed as validated, only for two cities no answer was given.

As an overall conclusion, it can be stated that the Apheis Guidelines on Exposure Assessment are already in use in the centres with different degrees of application. One big challenge of Apheis is the interaction of local and/or national environmental and health authorities. With regard to the broad variety of responsibilities in Europe, the Apheis cities were able to contact the relevant environmental institutions to collate and provide reliable results for the exposure and health impact assessment of PM10 and BS.

Appendix 4 – Table A (1 Total area, 2 Area covered by air network, 3 4 week days (Monday-Thursday))

| City | Area 1 (km ²) | Area 2 (km ²) | Popul. (Mio.) | PM ₁₀ | BS | TSP | PM ₁₀ HIA | BS HIA | TSP HIA | Interval | QA/QC | DQ | Method | Factor |
|------------|---------------------------|---------------------------|---------------|------------------|------------|-----------|----------------------|-----------|-----------|-------------------|------------|--------|-------------------------|-----------------------------------|
| Athens | 350 | | 3.0 | | 6 | | | 2 | | 24 h | yes | | reflectometry | |
| Barcelona | 99 | | 1.5 | | 20 | 2 | | 7 | | 24 h | no | valid. | normalised smoke | |
| Bilbao | 105 | 105 | 0.6 | 2 | | 7 | 1 | | | cont. | no | valid. | β-radiation absorption | |
| | | | | | 9 | | | 9 | | 24 h | no | valid. | reflectometry | |
| Bordeaux | 560 | 283 | 0.6 | 7 | | | 4 | | | 24 h | yes | valid. | TEOM | |
| | | | | | 4 | | | 4 | | 24 h | yes | valid. | reflectometry | |
| Bucharest | 238 | 180 | 2.0 | | | 5 | | | 4 | 24 h ³ | yes | valid. | gravimetric | PM10 = TSP x 0.6 |
| Budapest | 524 | 524 | 1.8 | | | 8 | | | 8 | cont. | yes | valid. | β-ray-operation | PM10 = TSP x 0.58 |
| Celle | 230 | 100 | 0.05 | 2 | | | 1 | | | cont. | | valid. | TEOM (50°C) | |
| | | | | | 1 | | | 1 | | 24 h | | valid. | reflectometry | |
| Cracow | 320 | 320 | 0.7 | 6 | | | 1 | | | 24 h | yes | valid. | β-gauge-monitor | |
| | | | | | 12 | | | 1 | | 24 h | yes | valid. | reflectometry | |
| Dublin | 113 | 113 | 0.5 | 3 | | | | 6 | | 24 h | yes | valid. | reflectometry | |
| | | | | | 14 | | | | | 24 h | yes | valid. | reflectometry | |
| Göteborg | 282 | 282 | 0.5 | 4 | | | 1 | | | cont. | yes | valid. | TEOM (50°C) | 1.03 x PM10 + 3 µg/m ³ |
| Le Havre | 199 | 199 | 0.2 | | 7 | | | 6 | | 24 h | yes | valid. | reflectometry | |
| Lille | 612 | 612 | 1.1 | 7 | | | 5 | | | cont. | don't know | valid. | TEOM | |
| | | | | | 3 | | | 2 | | 24 h | | valid. | reflectometry | |
| Ljubljana | 902 | 400 | 0.2 | 2 | | | 2 | | | cont. | yes | valid. | TEOM (50°C) | |
| | | | | | 4 | | | 3 | | 24 h | yes | valid. | reflectometry | |
| London | 1600 | 1600 | 7.2 | 13 | | | 1 | | | cont. | yes | valid. | TEOM | |
| | | | | | 8 | | | 1 | | 24 h | yes | valid. | reflectometry | |
| Lyon | 500 | 132 | 0.8 | 4 | | 1 | | | | | | | TEOM | |
| Madrid | 606 | 606 | 2.9 | 25 | | | 14 | | | cont. | yes | valid. | TEOM | 1.3 |
| Marseille | 355 | 355 | 0.8 | 4 | | | 3 | | | cont. | yes | valid. | TEOM (50°C) | |
| | | | | | 8 | | | 2 | | 24 h | yes | valid. | reflectometry | |
| Paris | 762 | 762 | 6.2 | 3 | | | 3 | | | hourly | yes | valid. | TEOM | |
| | | | | | 10 | | | 10 | | | yes | valid. | reflectometry | |
| Rome | 1495 | 320 | 2.7 | 4 | | | 4 | | | cont. | yes | valid. | β-gauge monitor | |
| Rouen | 320 | 320 | 0.4 | | 5 | | | 5 | | 24 h | yes | valid. | reflectometry | |
| Seville | 141 | 90 | 0.5 | 10 | | | 6 | | | cont. | yes | valid. | β-radiation-attenuation | |
| Stockholm | 500 | 500 | 1.2 | 3 | | | 1 | | | cont. | yes | valid. | TEOM (50°C) | 1.03 x PM10 + 3 µg/m ³ |
| Strasbourg | 304 | 304 | 0.5 | 1 | | | 1 | | | cont. | yes | valid. | TEOM (50°C) | |
| Tel Aviv | 171 | 52 | 1.1 | 2 | | | 2 | | | cont. | yes | valid. | TEOM | |
| Toulouse | 713 | 635 | 0.7 | 3 | | | 2 | | | cont. | yes | valid. | TEOM | |
| Valencia | 100 | 47 | 0.7 | | 14 | 5 | | | | 24 h | yes | valid. | β-ray-atomic-absorption | |
| | | | | | | | | 2 | | 24 h | yes | valid. | reflectometry | |
| Sum | | | | 104 | 124 | 28 | 53 | 60 | 12 | | | | | |

¹ PM10 data for Bilbao was not used for the core HIA

Appendix 4 - Table B

| CITY | SITE | CLASSIFICATION | POLLUTANT |
|------------|------------------------|--------------------------------|-----------|
| ATHENS | Patision | commercial | BS |
| | Peiraias | commercial | BS |
| BARCELONA | Llull | residential | BS |
| | Paris/Urgell | residential | BS |
| | Pl. Orfila | commercial | BS |
| | Pl. Palau | commercial | BS |
| | Pl. Universitat/Balmes | commercial | BS |
| | Po. Zona Franca | residential | BS |
| | Sants | commercial | BS |
| BILBAO | Barakaldo-San Eloy | residential | BS |
| | Barakaldo-Llano | residential | BS |
| | Bilbao-Sanidad | residential | BS |
| | Erandio-Astrabudúa | residential | BS |
| | Getxo-Las Arenas | residential | BS |
| | Leioa-Lamiako | residential | BS |
| | Santurtzi-Ayuntamiento | residential | BS |
| | Sestao-Plaza | residential | BS |
| | Sestao-Rivas | residential | BS |
| | Getxo-Algorta | residential | PM10 |
| BORDEAUX | Grand-Parc | urban/residential | PM10 |
| | Talence | urban/residential | PM10 |
| | Floirac | sub-urban | PM10 + BS |
| | Bassens | sub-urban | PM10 + BS |
| | Place de la victoire | urban residential | BS |
| | IEEB | urban residential | BS |
| BUCHAREST | ISPB | residential | TSP |
| | Policolor | residential/traffic/industrial | TSP |
| | Sintofarm | residential/traffic/industrial | TSP |
| | Romaero | residential/traffic | TSP |
| BUDAPEST | Laborc street | residential | TSP |
| | Szena square | residential/commercial | TSP |
| | Déli street | residential/commercial | TSP |
| | Baross square | residential/commercial | TSP |
| | Kosztolanyi square | residential/commercial | TSP |
| | Erzsebet square | residential/commercial | TSP |
| | Gergely square | residential | TSP |
| | Ilosvai square | residential | TSP |
| CELJE | Bolnica | residential | PM10 + BS |
| CRACOW | Kurczaba Str | residential | PM10 |
| | Pradnicka Str | residential | BS |
| DUBLIN | Royal Dublin Society | sub-urban | BS |
| | Mountjoy Square | residential | BS |
| | Clontarf | sub-urban | BS |
| | Finglas | sub-urban | BS |
| | Herbert Street | residential | BS |
| | Bluebell | sub-urban | BS |
| GOTHENBURG | Femman, Nordstan | commercial | PM10 |

Appendix 4 - Table B (cont.)

| CITY | SITE | CLASSIFICATION | POLLUTANT |
|-------------|--------------------------------|------------------------|------------------|
| LE HAVRE | Ignauval | residential | BS |
| | Bléville-Maison des Jardins | residential | BS |
| | Air Normand | residential | BS |
| | TDF Caucriauville | sub-urban | BS |
| | Les Neiges | industrial | BS |
| | Gonfreville l'Orcher | industrial | BS |
| LILLE | Croix | residential | BS |
| | Wattrelos | residential | BS |
| | Marcq-En-Baroeul | residential | PM10 |
| | Lille-Rives | residential | PM10 |
| | Tourcoing | residential | PM10 |
| | Lomme | residential | PM10 |
| | Villeneuve D'Ascq | residential | PM10 |
| LJUBLJANA | HMZ | residential | PM10 + BS |
| | Figovec | commercial/residential | PM10 + BS |
| | Moste | residential | BS |
| LONDON | Bloomsbury | residential | PM10 |
| | London City | commercial | BS |
| LYON | Croix Luizet | residential | PM10 |
| | Bossuet | residential | PM10 |
| MADRID | Glorieta Carlos V | traffic | PM10 |
| | Plaza Del Carmen | traffic | PM10 |
| | Marqués De Salamanca | traffic | PM10 |
| | Esquelas Aguirre | traffic | PM10 |
| | Ramón Y Cajal | traffic | PM10 |
| | Plaza De Castilla | traffic | PM10 |
| | Arturo Soria | traffic | PM10 |
| | Villa Verde | traffic | PM10 |
| | Gta. Marqués De Vadillo | traffic | PM10 |
| | Alto Extremadura | traffic | PM10 |
| | Moratalaz | residential | PM10 |
| | Isaac Peral | traffic | PM10 |
| | Alcala | traffic | PM10 |
| | Casa De Campo | others | PM10 |
| MARSEILLE | Saint Louis | residential | PM10 + BS |
| | Cinq Avenues | residential | PM10 |
| | Thiers/Noailles | residential | PM10 |
| | Saint Marguerite | residential | BS |
| PARIS | Paris 12 | residential | PM10 |
| | Bobigny | residential | PM10 |
| | Boulevard périphérique Auteuil | traffic | PM10 |
| | Paris 18 | residential | BS |
| | Paris Tour st Jacques | residential | BS |
| | Paris 7 | residential | BS |
| | Paris 8 | residential | BS |
| | Paris 14 | residential | BS |
| | Gennevilliers | residential | BS |
| | Ivry | residential | BS |
| | Vitry | residential | BS |
| | Montreuil | residential | BS |
| | Saint Denis | residential | BS |

Appendix 4 - Table B (cont.)

| CITY | SITE | CLASSIFICATION | POLLUTANT |
|------------|----------------------|---------------------------|-----------|
| ROME | Arenula | traffic | PM10 |
| | Fermi | traffic | PM10 |
| | Magna Grecia | traffic | PM10 |
| | Ada | others | PM10 |
| ROUEN | Val de la Haye-Ecole | industrial | BS |
| | Petit Couronne | industrial | BS |
| | Parc Expositions | residential | BS |
| | Bois Guillaume | sub-urban | BS |
| | Sotteville | residential | BS |
| SEVILLE | Ranilla | residential | PM10 |
| | Reina Mercedes | residential | PM10 |
| | Principes | others | PM10 |
| | Enramadilla | residential | PM10 |
| | Macarena | residential | PM10 |
| | Torneo | residential | PM10 |
| STOCKHOLM | Rosenlundsgatan | commercial/residential | PM10 |
| STRASBOURG | Strasbourg Centre | residential | PM10 |
| TEL-AVIV | SL | residential | PM10 |
| | TM | commercial/residential | PM10 |
| TOULOUSE | Lycée Berthelot | residential | PM10 |
| | Rue M. Jaquier | residential | PM10 |
| VALENCIA | Viveros | public garden/residential | BS |
| | Cruz Cubierta | residential | BS |

Appendix 4 - Table C

| Classification types of exposure (HIA) relevant air monitoring stations | | | | |
|---|-----------|-----------|-----------|-------------------|
| Type | PM10 | BS | TSP | Sum |
| Traffic | 16 | – | – | 16 (13%) |
| Kerbside | – | – | – | |
| Building line | – | – | – | |
| Commercial | 3 | 8 | 5 | 16 (13%) |
| Urban residential | 30 | 41 | 7 | 78 (61%) |
| Sub-urban | 2 | 8 | – | 10 (8%) |
| Rural | – | – | – | |
| Industrial | – | 4 | – | 4 (3%) |
| Others (e.g. public gardens) | 3 | – | – | 3 (2%) |
| TOTAL | 54 | 61 | 12 | 127 (100%) |

H.-Guido Mücke and Emile De Saeger
for the Exposure Assessment Advisory Group

Update of Annex 4

Dear all,

As announced last Saturday, please find enclosed a new version of Appendix 4.

As discussed, due to the heterogeneity of the presented information in Appendix 4, a comparison and are not currently possible for us. The new Appendix 4 form is necessary to get a harmonised compilation in order to compare and interpret the relevant information on exposure assessment for each city.

The requested information for Appendix 4 are in line with the Guideline of the Exposure Assessment Advisory Group.

Your contribution is now kindly requested to support our work of interpretation of the city specific data.

As concluded, please fill in the information in the Appendix 4 form by 8 February 2002 and send it to Sylvia, so that we can work on the interpretation between 11 and 22 February 2002.

Thank you very much for your kind assistance.

Appendix 4 questionnaire

This questionnaire will allow to provide a harmonised compilation of information indicating the exposure relevant area of the city, the number of PM10 or BS monitoring sites, and the type, sampling and measurement characteristics of the stations selected for the HIA of Apheis

1. City: _____
2. Agglomeration area of the city (km²): _____
3. Area (km²) covered by the air monitoring network in the city: _____
4. Population in this (exposure relevant) area: _____
5. Total number of PM10 monitoring stations in this area: _____
6. Total number of BS monitoring stations in this area: _____
7. Total number of TSP monitoring stations in this area: _____
8. Number of selected PM10 monitoring stations for HIA: _____
9. Number of selected BS monitoring stations for HIA: _____
10. Number of selected TSP monitoring stations for HIA: _____

Measurement interval (please tick)

continuous hourly 24 hours weekly 2 weekly

Quality assurance and control (please tick)

yes no do not know

Data quality (please cross)

validated data unvalidated data



ANNEXE 5

Health data for health impact assessment

Belén Zorrilla and Mercedes Martinez

Mortality data

To estimate the acute effects of air pollution on premature mortality, we have used the daily number of deaths among residents of each city out of the total mortality excluding external causes of death (ICD9 <800; ICD10: chapters I-XVIII).

The information sources for the mortality data are the national, regional or local, mortality registries for all the cities. The year used in each city depends on the availability of the data. Death registration is complete in all of them. The completeness of the data for the basic cause of death was 99% or more in 23 of the 26 cities. One city, Tel Aviv, has 4.6% missing data, and we do not know this percentage for two of the cities (Table 1).

Because we considered all causes of death (excluding external causes of death), erroneous entries or local differences in the selection of cause of death do not affect the comparability of the data.

Hospital admissions data

To estimate the acute effects on hospital admissions, we have selected hospital admissions for residents in each of the cities with discharge diagnosis of respiratory diseases (65 years and older) and cardiac diseases.

For respiratory diseases, the following codes were selected: 460-519 (ICD 9), and the corresponding codes on ICD10: J00-J99.

For cardiac diseases, the codes selected are those corresponding to Ischemic heart diseases (ICD9:410-414; ICD10:I20-I25), cardiac arrhythmias (ICD9 427; ICD10: I47-I49) including cardiac arrest (heart attack) (ICD9 427.5; ICD10:I46) and heart failure (ICD 9: 428; ICD10: I50).

Whenever possible only emergency admissions were selected.

Most of the cities obtain the data from registries, excluding Madrid which uses a survey on a sample of Hospital Discharge orders.

A discharge diagnosis has been used in all cases.

The completeness of the registries is quite high, 100% in most of them. Barcelona and Valencia have a slightly smaller level of completeness. Bordeaux, Lyon, Le Havre, Lille, Marseille, Paris, Rouen, Strasbourg and Toulouse only include public hospitals admissions, so they may underestimate the impact. The completeness of the registers used by Tel Aviv, Bucharest and London is unknown (Table 2).

All the registries, except two, run a quality control programme and completeness in the diagnosis for the cause of admission is quite high, with a percentage of missing data of 1% or lower in 14 of the 18 registries.

The main problem for comparability is the differences in the availability of information in some of the registries. The information sources used in Barcelona, Bilbao, Gothenburg, London, Madrid, Seville, Stockholm and Valencia allow selecting emergency admissions. Yet, for Bordeaux, Bucharest, Celje, Lyon, Le Havre, Lille, Ljubljana, Marseille, Paris, Rome, Rouen, Strasbourg, Tel Aviv and Toulouse, it is not possible to distinguish between emergency and total admissions¹. This could result in an overestimation of cardiac and respiratory admissions. We do not know the percentage of emergencies out of the total admissions for each city, therefore the comparison between the latter cities and those cities able to select only emergency admissions must be done with care.

1. According to Hospital admissions in Madrid, around 21% of H.A. for cardiac diseases and 20% for respiratory diseases in people 65 and more are elective, i.e. non-emergency, admissions.

Appendix 5. Table 1. - Characteristics of the information sources for mortality data.

| CITY | Type of source | Year | Source | Quality control programme | % Missing data in basic cause death | Codification | |
|------------|----------------|------|---|---------------------------|-------------------------------------|--------------|------------------|
| | | | | | | ICD | Manual Automatic |
| Athens | Register | 1996 | National statistical Service of Greece; | - | - | ICD9 | 100% |
| Barcelona | Register | 1999 | Barcelona city council. | yes | 0% | ICD9 | 100% |
| Bilbao | Register | 1998 | Mortality Register of the Basque Autonomous Community; | yes | 0% | ICD9 | 100% |
| Bordeaux | Register | 1998 | Institut National de la Santé et de la Recherche Médicale (CepiDC) | yes | 0% | ICD9 | 100% |
| Bucharest | Register | 1999 | Medical Statistics Centre. Ministry of Health and Family and National Institute of Statistics | - | - | ICD10 | - |
| Budapest | Register | 1999 | Central Statistical Office, Budapest | yes | 0,19% | ICD10 | 100% |
| Celje | Register | 1999 | Institute of Public Health of the Republic of Slovenia | yes | 0% | ICD10 | 100% |
| Cracow | Register | 1996 | Department of Medical Statistics, NIH | yes | 0,1% | ICD9 | 100% |
| Dublin | Register | 1998 | National Register, Central Statistics Office | yes | 0% | ICD9 | 100% |
| Gothenburg | Register | 1999 | National Registry | yes | 0,8% | ICD10 | 100% |
| Le Havre | Register | 1998 | Institut National de la Santé et de la Recherche Médicale (CepiDC) | yes | 0% | ICD9 | 100% |
| Lille | Register | 1998 | Institut National de la Santé et de la Recherche Médicale (CepiDC) | yes | 0% | ICD9 | 100% |
| Ljubljana | Register | 1999 | Institute of Public Health of the Republic of Slovenia | yes | 0% | ICD10 | 100% |
| London | Register | 1999 | Office for National Statistics | yes | 3% | ICD9 | - 100% |
| Lyon | Register | 1998 | INSERM | yes | 0% | ICD9 | 100% |
| Madrid | Register | 1998 | Mortality Register. Statistics Institute. Madrid Autonomous Community | yes | 0,18% | ICD9 | 40% |
| Marseille | Register | 1998 | Institut National de la Santé et de la Recherche Médicale (CepiDC) | yes | 0% | ICD9 | 100% |
| Paris | Register | 1998 | INSERM SC8 | yes | 0% | ICD9 | 100% |
| Rome | Register | 1999 | Registro Nominativo delle cause di morte; Regione Lazio | yes | <0,1% | ICD9 | 100% |
| Rouen | Register | 1998 | Institut National de la Santé et de la Recherche Médicale (CepiDC) | yes | 0% | ICD9 | 100% |
| Seville | Register | 1999 | Mortality Register of Andalusia. | yes | 0% | ICD9 | 100% |
| Stockholm | Register | 1999 | National Registry | yes | 0,8% | ICD10 | 100% |
| Strasbourg | Register | 1998 | Institut National de la Santé et de la Recherche Médicale (CepiDC) | yes | 0% | ICD9 | 100% |
| Tel-Aviv | Register | 1996 | Department of Information. Ministry of Health | yes | 4,6% | ICD9 | 100% |
| Toulouse | Register | 1998 | Institut National de la Santé et de la Recherche Médicale (CepiDC) | yes | 0% | ICD9 | 100% |
| Valencia | Register | 1999 | Mortality Register of the Valencian Community | yes | 0% | ICD10 | 55% 45% |

Appendix 5. Table 2. - Characteristics of the information sources of hospital admission data on cardiac and respiratory diseases.

| CITY | Type of source | Year | Source | ICD | Quality control | Completeness (%) | % Missing data cause admission | Type of H. admissions | |
|------------|----------------|-----------|---|-----|----------------------------|--|--------------------------------|-----------------------|-----------|
| | | | | | | | | Total | Emergency |
| Barcelona | Register | 1999 | Minimum set of Basic Hospital Data | 9 | Yes | 70 | 0.2 | | X |
| Bilbao | Register | 1998-2000 | Hospital Discharge Register. Basque Autonomous Community | 9 | Yes | 99.9 | 0.3 | | X |
| Bordeaux | Register | 1997 | PMSI | 10 | Yes | - | 0 | X | |
| Bucharest | Register | 1999 | Medical Statistic Centre of the Ministry of Health and Family | 10 | - | - | - | X | |
| Celje | Register | 1999 | Institute of Public Health of the Republic of Slovenia | 10 | Yes | 100 | 0 | X | |
| Gothenburg | Register | 1999 | National Hospital Discharge Register | 10 | Yes | >99 | 1 | | X |
| Le Havre | Register | 1998 | PMSI | 10 | Yes | - | 0 | X | |
| Lille | Register | 1998 | PMSI | 10 | Yes | - | 0 | X | |
| Ljubljana | Register | 1999 | Institute of Public Health of the Republic of Slovenia | 10 | Yes | 100 | 0 | X | |
| London | Register | 1999 | Health Episodes Statistics | 10 | Yes | - | - | | X |
| Lyon | Register | 1999 | PMSI | 10 | Yes | >95 | 0 | X | |
| Marseille | Register | 1998 | PMSI | 10 | Yes | - | 0 | X | |
| Paris | Register | 1998 | PMSI de L'Assistance Publique des Hôpitaux de Paris | 10 | Yes | 100 | 0 | X | |
| Rome | Register | 1999 | Sistema Informativo Ospedaliero (SIO) | 9 | Yes | 96 | 0.1 | X | |
| Rouen | Register | 1998 | PMSI | 10 | Yes | - | 0 | X | |
| Seville | Register | 1999 | Minimum set of Basic Hospital Data. Andalusia Health Service | 9 | Yes | 100 | 0.3 | | X |
| Stockholm | Register | 1999 | National Hospital Discharge Register | 10 | Yes | >99 | 1 | | X |
| Strasbourg | Register | 1998 | PMSI | 10 | Yes | - | 0 | X | |
| Tel-Aviv | Register | 1996 | Department of Information. Ministry of Health | 9 | Yes | 100 | 3 | X | |
| Toulouse | Register | 1998 | PMSI | 10 | Yes | - | 100 | X | |
| Valencia | Register | 1999 | Minimum set of Basic Hospital Data | 9 | Yes | 85 | - | | X |
| City | Type of Source | Year | Source | ICD | Sample size | Coefficient of variation | | Type of H. admissions | |
| Madrid | Survey | 1998 | Hospital Morbidity Survey. National Statistics Institute. | 9 | 25% of Hospital discharges | - Respiratory diseases: 2% - Cardiac diseases: 2% | | | Emergency |

Athens, Budapest, Cracow and Dublin have not estimated the impact on hospital admissions

Appendix 5 questionnaire

City:

Mortality data

1. Type of source: register
2. Source (name and year):
3. Quality control program: yes no don't know
4. Percentage of cases registered with missing data in the basic cause of death:
5. Codification: manual (%) / automatic (%)
ICD9: yes no

Hospital admission data

A) Type of source: Survey

1. Source: (name and year)
2. Definition of episodes included:
3. Periodicity: annual or other
4. Sample size: (percentage of total annual hospital admissions in your city)
5. Relative error (coefficient of variation) (95% C.I.) for emergency hospital admissions for:
 - Respiratory diseases >65 years (ICD9: 460-519):
 - Cardiac diseases (410-414, 427, 428): (95% C.I.):
6. Codification ICD9: Yes No
7. Type of hospital admissions considered in the analysis:
 - total admissions – emergency admissions

B) Type of source: Register

1. Source: (name and year)
2. Definition of episodes included:
3. Codification: ICD9.
4. Quality control program: yes no don't know
5. Completeness of the register (% of total annual episodes of hospital admissions registered):
6. Percentage of cases registered with missing data in the cause of admission (as a quality indicator):
7. Type of hospital admissions considered in the analysis:
 - total admissions – emergency admissions



ANNEXE 6

Case studies of interventions to reduce air pollution levels in Dublin, Gothenburg and Stockholm

Summary of the Intervention to Reduce Particulate Pollution Levels in Dublin

Pat Goodman and Luke Clancy

Throughout the 1980s Dublin experienced severe particulate pollution events, with EU limits regularly breached. Kelly and Clancy¹ reported on a doubling of case fatality rates at a general hospital during a serious smog event in January 1982. The EU limit for black smoke at the time was 250 µg/m³, individual monitoring stations regularly reported values greater than 1 000 µg/m³, daily values averaged over a number of monitoring stations reached up to 880 µg/m³.

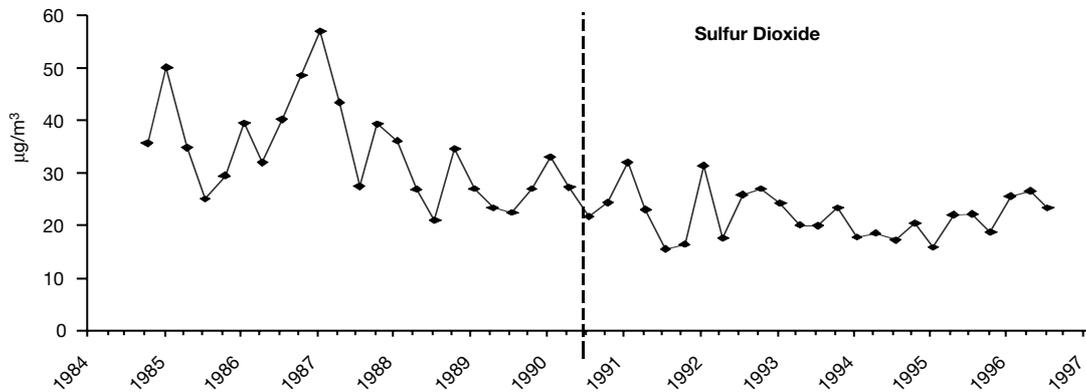
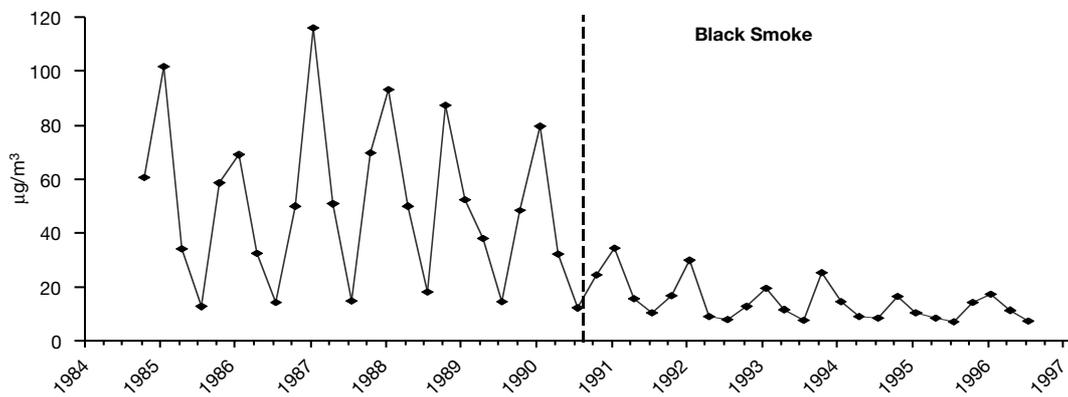
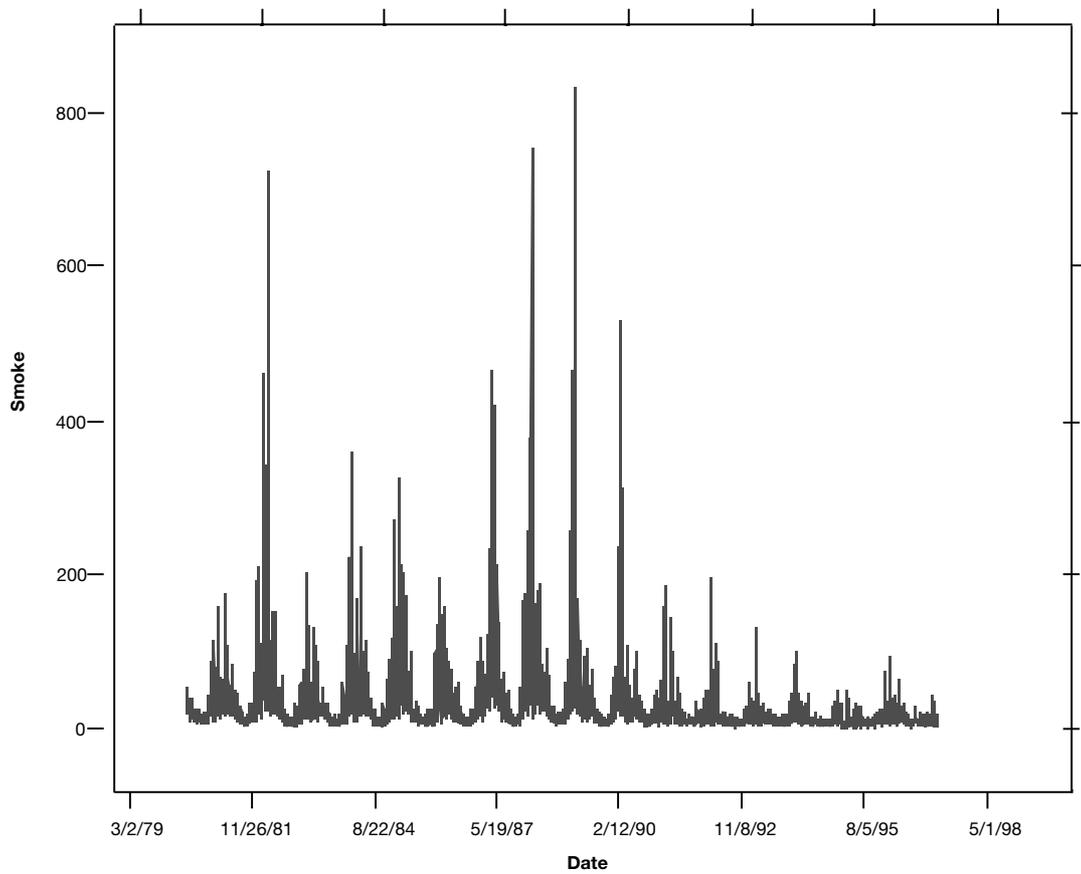
Domestic heating systems were viewed as being the major contributor to particulate pollution levels. Convery² reported that, in 1984, all social housing and 80% of private housing in Dublin used solid fuel as a means of space heating. Throughout this period the government had given householders a grant to install solid fuel based heating systems. This was in response to the 1970 world oil crisis, and to an attempt to reduce the nations dependence on imported oil.

The health effects report led to public pressure on the government to take some form of intervention to reduce pollution levels. In 1987 they tried introducing a *smoke free zone* in one of the worst polluted areas; this did not prove to be successful as it was difficult to enforce. The government then introduced legislation³ that came into effect from the 1st September 1990. This banned the marketing, sale and distribution of smoky coal in the greater Dublin area. This proved very successful as it targeted the supply of coal and was a lot easier to enforce. In addition to this, natural gas had become available in Dublin, and were attractive financial packages were available to allow householders to convert their heating systems to natural gas.

The ban on smoky coal proved to be immediately successful at reducing particulate pollution levels.

| | | Total | Autumn (Sept-Nov) | Winter (Dec-Feb) | Spring (Mar-May) | Summer (Jun-Aug) |
|--|---------------|-------|----------------------|---------------------|---------------------|---------------------|
| Black Smoke (µg/m³) | | | | | | |
| Pre-ban | 1984-90 | 50.2 | 62.4 | 85.4 | 39.6 | 14.4 |
| Post-ban | 1990-96 | 14.6 | 18.3 | 21.5 | 10.9 | 8.2 |
| | Change | -35.6 | -44.1 | -63.8 | -28.7 | -6.2 |
| Sulfur Dioxide (µg/m³) | | | | | | |
| Pre-ban | 1984-90 | 33.4 | 35.7 | 40.4 | 31.2 | 26.3 |
| Post-ban | 1990-96 | 22.1 | 21.7 | 24.9 | 21.2 | 20.7 |
| | Change | -11.3 | -14.1 | -15.5 | -10.0 | -5.6 |

The results in the table above show that, when the 6 years before the introduction of the ban on smoky coal were compared with the 6 years after the introduction of the ban, particulate pollution levels fell by over 50%. The biggest decrease was in wintertime when particulate levels fell by over 63%. The change in sulphur dioxide levels was not as dramatic, however. Sulphur dioxide levels never reached the extreme high values in the period before the ban in comparison to the high concentrations of particulates that had been recorded.



The graphs above show the dramatic change in particulate pollution levels that occurred with the introduction of the ban on smoky coal in Dublin. Apart from the decrease in average particulate pollution levels, it is also quite noticeable that the peaks or maximum values have fallen significantly. Because of the success of this intervention, the Irish government have extended it to cover other large urban areas, with similar results being reported.

Health Implications

An initial report on the health implications of this intervention was presented at the ERS meeting in Geneva 1998⁴. A detailed paper on this intervention has been accepted for publication⁵.

References

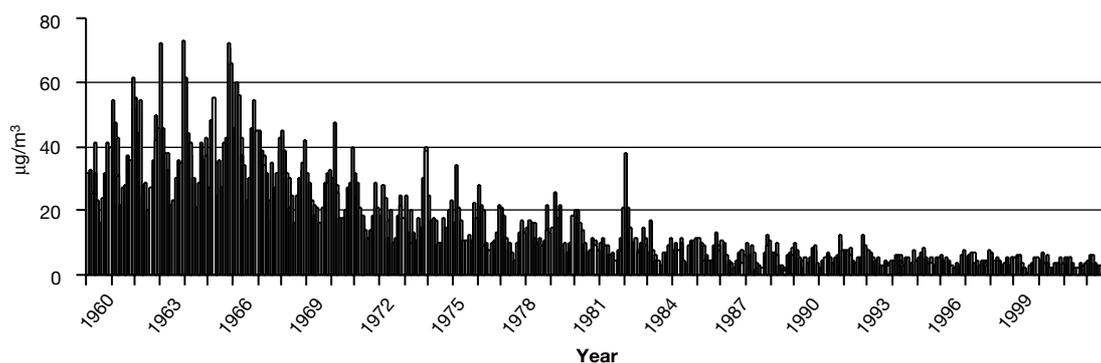
1. KELLY I, AND CLANCY L, *Mortality in a General Hospital and Urban Air Pollution*. Irish Medical Journal; **77**: 10: 322-324. 1984
2. CONVERY F, *Irish Policy Options*. Chapter 8. *Air Pollution in Ireland-Dublin- a case study*. (Eds Molan C, and Walsh J) Royal Dublin Society 1988.
3. Air Pollution Act, 1987 (Marketing, Sale and Distribution of Fuels) Regulations, 1990. SI. 123 of 1990. Gov. Publications Office.
4. GOODMAN PG, SINCLAIR H, CLANCY L, DOCKERY DW. *Health Implications of Government Intervention to reduce airborne particulate pollution levels*. European Respiratory Journal Vol. 12 supplement 28. P376s. 1998.
5. DOCKERY DN, GOODMAN PG, SINCLAIR H and CLANCY L. Effect of Air Pollution Control on Mortality in Dublin. In press 2002.

Case Study - Marked Improvements in Air Quality in Gothenburg

Bertil Forsberg and Jesper Lindgren

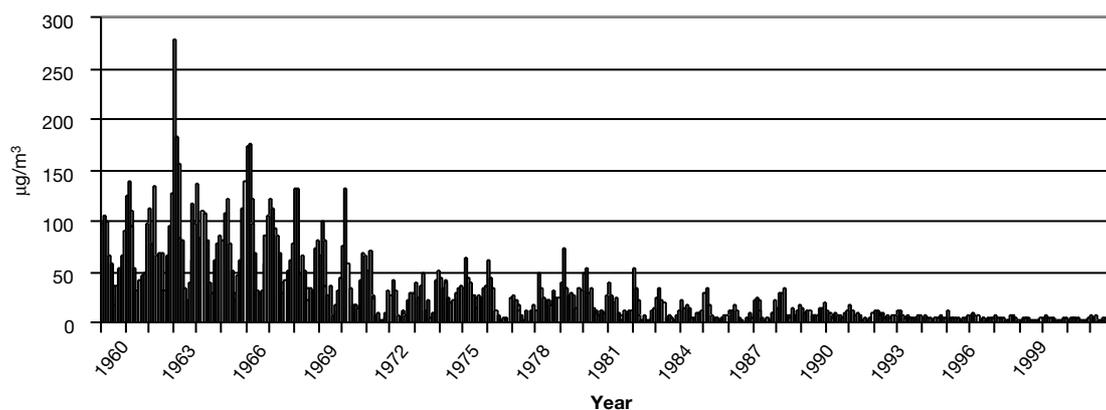
With 467,000 inhabitants, Gothenburg is Sweden's second-largest city. It lies at the mouth of the Göta Älv river on the Skagerrak coast, and its business character has been shaped by shipping and automobile manufacturing. By European standards, Gothenburg is today part of the industrial cities with rather good air quality. It has not always been that way. There have been marked improvements in the air quality in Gothenburg in the past 30 years. The levels of black smoke, sulphur dioxide, carbon monoxide and lead have declined sharply. Low levels were already reached many years ago, and thus the decline during the last 10 years has been slower.

Monthly mean levels of black smoke in Gothenburg, 1960-2001



Improvements in black smoke levels in air have been achieved thanks to plants, dust collectors and the expansion of the municipal heating network. Since 1994, BS has been estimated from PM measurements.

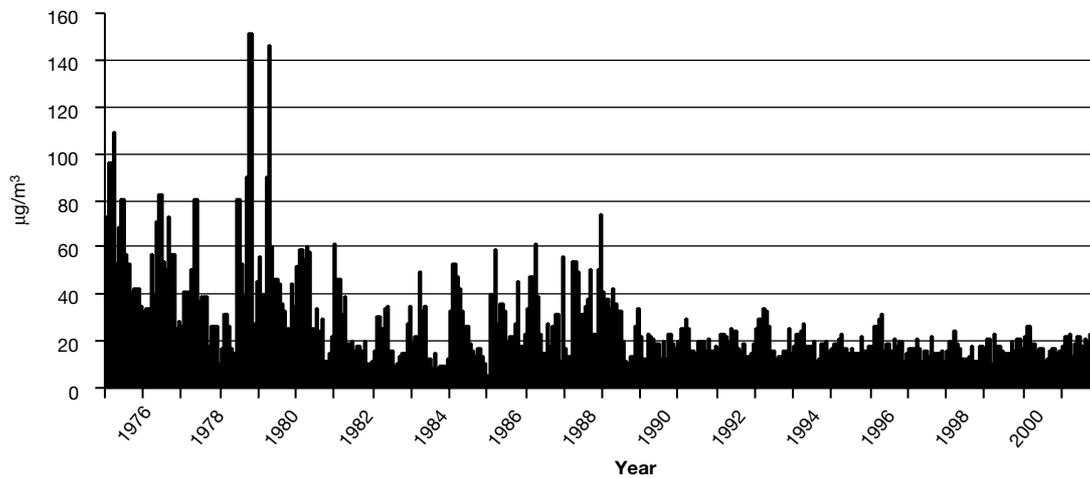
Monthly mean levels of SO_2 in Gothenburg, 1960-2001



Improvement in sulphur dioxide is largely due to the reduction of sulphur in the fuel starting in 1971.

Various measures have enabled such improvements: extensions to the district-heating grid were installed many years ago, emissions from industries have declined due to dust collectors, and the sulphur content in heating oil and diesel oil for vehicles has been reduced. Traffic emissions have also declined, thanks to catalytic converters, engine development and better fuels. More and more buses run on natural gas than on diesel fuel. Environmental zones have been introduced to stop polluting vehicles from going into the centre of Gothenburg. This has led to a reduction in emissions from heavy traffic. About 96% of the vehicles that use these zones comply with the requirements.

Monthly mean levels of PM10 in Gothenburg, 1976-2001

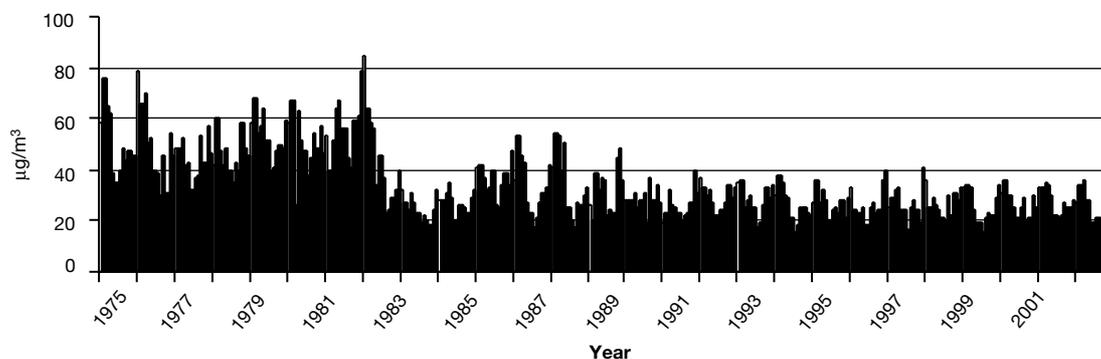


PM levels have also been decreasing slightly also in recent years.

The air today and tomorrow

If the quantities of particles, sulphur, carbon monoxide and lead have declined sharply, such progress has not been achieved for other pollutants, such as nitric oxides and benzene, due to increasing traffic. The level of air pollution also depends greatly on the place, time of year and day. The air least polluted by car exhausts is found in the outer areas of Gothenburg. The air is worst in the major thoroughfares in low-lying terrain. The Gothenburg agreement (“Göken”) achieved environmental improvements, such as the extension of tramways (“Kringen”) and investments in terminals and bus stops for public transport. The number of cars running on alternative fuels in the municipality is increasing. The City Council implemented the “Environmental Vehicles in Gothenburg” project, whose aim is to increase substantially the number of environment-friendly vehicles in the region by the year 2003. Half the vehicles used in the city’s own activities will be replaced, which currently involves about 800 vehicles.

Monthly mean levels of NO₂ in Gothenburg, 1975-2001



In the past 10 years, levels of NO₂ discharges have remained the same despite increasing traffic, thanks mostly to catalytic converters, which became compulsory for 1989 cars.

Case Study of Stockholm: Improvements in Air Pollution Due to Recent and Historical Steps

Lars Modig and Christer Johansson

Stockholm County has approximately 1.8 million inhabitants, which corresponds to about 20% of the overall Swedish population. The majority of the inhabitants live in 21 parishes. The Apheis study area includes in total 41 parishes and has a population of 1.16 million people, with 15.6 % older than 65 years.

The growth of Stockholm's population is linked to the industrial revolution, and the migration from rural areas, which started at the beginning of the 19th century. A consequence of this increasing urbanisation is the steam produced by the various kinds of environmental pollution, the major sources in Stockholm being heating, industry and traffic.

In the beginning of the last century, heating was a considerable source of pollution due to many small wood and coal burning furnaces, which among other things resulted in high levels of black smoke and hydrocarbons. Gradually, larger central heating systems replaced small wood stoves, and the levels of BS and hydrocarbons decreased. Nevertheless, at the same time, heating oil was introduced as a fuel, which dramatically increased the emissions of sulphur dioxide.

At the beginning of the 1960s, levels of sulphur dioxide in the central parts of Stockholm exceeded $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Figure 1) and during the winter months the concentration could rise above $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$. The work of reducing the SO_2 -emissions already started in the beginning of 1950s when the first district heating system was built. The main purpose was not only to reduce the levels of air pollution, but also to generate electricity.

District heating systems developed gradually, and during the 1960s approximately 4% of the produced energy was generated by district heating; in the 1970s the percentage had reached 33%, and 61% in the middle of the 1990s.

The most important decrease in SO_2 concentrations was seen between 1965 and 1972; in some parts of the city the levels decreased by approximately $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$. This dramatic decrease was not only a result of district heating, but also of regulations on the amount of sulphur in heavy oils. In 1968, a regulation (SFS 1968:551) set the maximum percentage of sulphur in heavy oils at 2.5% (before the regulation, the average percentage was 3-4%). This regulation was successively tightened, and in 1984 the maximum amount of sulphur was 1%.

During the 1980s, the levels of SO_2 fell below $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in most parts of Stockholm, and in 1995 the concentrations were on average $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, which corresponds to twice the background level.

In a study made by the Stockholm Environment and Health Protection Administration, a model calculation was made to describe the levels of sulphur in the absence of district heating (Johansson et al). The results show that inner city parts of Stockholm would have had two to six times higher concentrations of SO_2 and more rural areas 10-30 % higher compared to the actual levels of 1995.

The Stockholm region initiated the development of an environmental protection plan in the early 1970s, with the aim of developing guidelines for further environmental work. This work was somewhat focused on air pollution but also on other issues such as traffic noise and sewage storage.

While emissions from heating-related combustion sources decreased, traffic was becoming the main source of air pollution in the city of Stockholm. The number of passenger cars passing through Stockholm city decreased somewhat between 1975 and 1980, but increased more or less constantly during the 1980s. A peak was observed in 1989 followed by a small reduction, and throughout the 1990s the traffic was quite constant. The urban background levels of NO_2 were rather stable between 1982 and 1989, despite the increasing traffic, and the yearly averages were approximately $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$. This might be a result of developing district heating.

In 1989, the Swedish government decided to implement restrictions on exhaust fume emissions from newly built cars. In practice, this meant restrictions on new cars without catalytic-equipped engines. About 10% of the private cars in Stockholm had catalytic engines in 1990, and in the middle of the

1990s the percentage was up to 50-60%. In 1992/1993, restrictions regarding exhaust emissions were tightened also for heavy traffic. This had a positive effect on the NO_x emissions, and the urban background levels dropped. Also, in 1989, Stockholm County revised its environmental protection plan, which indirectly resulted in mounting numbers of citizens using by public transportation.

These actions have had clearly positive effects on the air pollution levels in Stockholm, not only on the levels of NO_x and SO₂ but also on the concentrations of BS, CO, particulate matter and hydrocarbons. Measurements of PM did not start until 1992, and up to now there has not been any obvious trend in concentrations. The tightened regulations regarding emissions from vehicles, and the rising price of petrol/diesel fuel has forced the car industry to improve its products, which of course also contributes to the lowering of emission levels. The introduction of buses running on alternative fuels, like ethanol, has also been an important aspect for mainly reducing the amount of emitted carbon dioxide. In 1995, approximately one quarter of the local buses in Stockholm city used ethanol.

References

JOHANSSON C, HADENIUS A, AND JOHANSSON P-Å. The effects of district heating on emissions and depositions in Stockholm (in Swedish). SLB-analys, Rapport 4:98. 1998.

Figure 1. Modelled and measured sulphur dioxide levels in Stockholm during the 1960s.

