

Santé environnement

Impact sanitaire de la pollution atmosphérique dans neuf villes françaises

Résultats du projet Aphekom

Christophe Declercq, Mathilde Pascal, Olivier Chanel,
Magali Corso, Aymeric Ung, Laurence Pascal,
Myriam Blanchard, Sophie Larrieu, Sylvia Medina

Sommaire

Abréviations	3
1. Introduction	4
1.1 De l'épidémiologie à l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique urbaine	4
1.2 Une obligation réglementaire	4
1.3 Un outil d'évaluation des politiques publiques dans le domaine de la qualité de l'air	4
1.4 Un outil de sensibilisation et de communication	5
1.5 Objectifs	5
2. Méthodes	6
2.1 Données de qualité de l'air	7
2.2 Indicateurs de santé et fonctions concentration-réponse	7
2.3 Calculs d'impact	8
2.4 Évaluation économique	10
3. Résultats	11
3.1 Caractéristiques des villes	11
3.2 Indicateurs de qualité de l'air	12
3.3 Indicateurs sanitaires	12
3.4 Impact sanitaire à court-terme des PM ₁₀	12
3.5 Impact sanitaire à court terme de l'ozone	15
3.6 Impact à long-terme des PM _{2,5}	16
3.7 Impact à long terme de l'ozone	16
3.8 Évaluation économique	18
4. Discussion	19
4.1 Principaux résultats	19
4.2 Sources d'incertitude	20
4.3 Présentation des résultats	22
4.4 Interprétation des résultats	22
4.5 Conclusions	23
Références bibliographiques	24
Annexes	28

Impact sanitaire de la pollution atmosphérique dans neuf villes françaises. Résultats du projet Aphekom

Auteurs

Christophe Declercq, Mathilde Pascal, Olivier Chanel, Magali Corso, Aymeric Ung, Laurence Pascal, Myriam Blanchard, Sophie Larrieu, Sylvia Medina, Institut de veille sanitaire (InVS), Département santé environnement (DSE)

Relecteur

Lydia Nikasinovic, Université Paris-Descartes

Remerciements

En ce qui concerne les villes françaises, nous tenons tout particulièrement à remercier les Associations agréées de surveillance de la qualité de l'air (Aasqa) dans les neufs agglomérations : Airaq, Atmo Nord-Pas de Calais, Air Rhône-Alpes, Atmo Paca, Airparif, Air Normand, Aspa et Oramip (Toulouse), le CépiDC de l'Inserm, l'Agence technique de l'information médicale (ATIH), le service des systèmes d'information de l'InVS, ainsi que nos collègues des Cire Aquitaine, Île-de-France, Lorraine-Alsace, Midi-Pyrénées, Nord, Normandie, Rhône-Alpes et Sud, et de l'Observatoire de santé d'Île-de-France.

Ce travail a été réalisé dans le cadre du projet Aphekom (*Improving Knowledge and Communication for Decision Making on Air Pollution and Health in Europe*) et financé par le programme *Community Action in the Field of Public Health* (2003-2008) de la Commission européenne (*Grant Agreement N° 2007105*) et soutenu par les nombreuses institutions nationales et locales qui y ont apporté leur concours.

- les membres du réseau Aphekom :

INSTITUT DE VEILLE SANITAIRE, InVS, Saint-Maurice, France – Sylvia Medina, Kanwal Eshai, Christophe Declercq, Mathilde Pascal, Magali Corso, Agnès Lefranc, Alain Le Tertre, Aymeric Ung, Myriam Blanchard, Sophie Larrieu, Tek-Ang Lim, Laurence Pascal, Morgane Stempfelet

UNIVERSITÉ d'UMEÅ, Umeå University,, Suède – Bertil Forsberg, Lars Modig, Kadri Meister, Hans Orru

UNIVERSITÉ MÉDICALE DE VIENNE, MuW, Autriche – Hanns Moshhammer, Manfred Neuberger, Daniela Haluza, Hans-Peter Hutter

AGENCE DE SANTÉ PUBLIQUE DE BARCELONE, ASPB, Espagne – Manuel Nebot, Anna Perez, Natalia Valero

CENTRE DE RECHERCHE EN ÉPIDÉMIOLOGIE ENVIRONNEMENTALE, CREAL, Barcelone, Espagne, INSTITUT TROPICAL ET DE SANTÉ PUBLIQUE SUISSE, SWISS TPH, et UNIVERSITÉ DE BÂLE, Bâle, Suisse – Nino Künzli, Laura Perez-Grau, Xavier Basagaña, David Agis Cherta

INSTITUT DE TECHNOLOGIE DE DUBLIN, DIT, Irlande – Patrick Goodman, Susann Henschel

ST. GEORGE'S, UNIVERSITÉ DE LONDRES, SGUL, Royaume-Uni – Richard Atkinson

DEPARTEMENT D'HYGIÈNE, D'ÉPIDÉMIOLOGIE ET DE STATISTIQUES MÉDICALES, ÉCOLE DE MÉDECINE, UNIVERSITÉ D'ATHÈNES, NKUA, Grèce – Klea Katsouyanni, Antonis Analitis, Konstantina Dimakopoulou, Alexandros Gryparis, Eva Kougea, Xanthi Pedeli

CENTRE D'ÉCONOMIE ET D'ÉTHIQUE POUR L'ENVIRONNEMENT ET LE DÉVELOPPEMENT, C3ED, UNIVERSITÉ DE VERSAILLES SAINT-QUENTIN-EN-YVELINES, UVSQ, France – Yorghos Remvikos, Delphine Delalande, Jeroen Van der Sluijs, Martin O'Connor

ÉCOLE DE VALENCE POUR LES ÉTUDES SUR LA SANTÉ, EVES et CENTRE DE RECHERCHE EN SANTÉ PUBLIQUE, CSISP, Valence, Espagne – Ferran Ballester, Carmen Iñiguez, Marisa Estarlich

INSTITUT BRUXELLOIS POUR LA GESTION DE L'ENVIRONNEMENT, IBGE, Belgique – Catherine Bouland

FONDATION BASQUE POUR L'INNOVATION ET LA RECHERCHE EN SANTÉ, BIOEF, Vitoria-Gasteiz, Espagne – Teresa Martínez-Rueda, Koldo Cambra, Eva Alonso, Sausan Malla, Francisco Cirarda

ÉCOLE ANDALOUSE DE SANTÉ PUBLIQUE, EASP, Grenade, Espagne – Antonio Daponte, Piedad Martin-Olmedo, Alejandro Lopez-Ruiz, Marina Lacasaña, Pablo Sánchez-Villegas

INSTITUT NATIONAL DE SANTÉ PUBLIQUE, IPHB, Bucarest, Roumanie – Emilia Maria Nicu, Bogdan Constantin Stolica, Ioana Pertache

INSTITUT DE SANTÉ PUBLIQUE DE LA RÉPUBLIQUE DE SLOVÉNIE, IVZ RS, Ljubljana, Slovénie – Peter Otorepec, Katarina Bitenc, Ana Hojs

INSTITUT NATIONAL DE SANTÉ ENVIRONNEMENTALE, NIEH, Budapest, Hongrie – Anna Páldy, János Bobvos, Gizella Nador

AUTORITÉ SANITAIRE DE ROME, ASL RM/E, Italie – Francesco Forastiere, Giulia Cesaroni, Chiara Badaloni

- le comité scientifique Apekom :

UNIVERSITÉ DE BATH, Royaume-Uni – Alistair Hunt

INSTITUT DE SANTÉ DU TRAVAIL, Edimbourg, Royaume-Uni – Brian Miller, Fintan Hurley

ORGANISATION MONDIALE DE LA SANTÉ, CENTRE EUROPÉEN DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA SANTÉ, OMS Europe, Bonn, Allemagne – Michal Krzyzanowski

ORGANISATION MONDIALE DE LA SANTÉ, CENTRE EUROPÉEN DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA SANTÉ, OMS Europe, Rome, Italie – Martin Kraye Von Krauss

COMMISSION EUROPÉENNE CENTRE COMMUN DE RECHERCHE, EC JRC, Ispra, Italie – Peter Pärt

CONSEIL SUPÉRIEUR D'INVESTIGATIONS SCIENTIFIQUES, CSIC, Barcelone, Espagne – Xavier Querol

ÉCOLE MAILMAN DE SANTÉ PUBLIQUE, UNIVERSITÉ DE COLUMBIA, New York, États-Unis – Patrick Kinney

- les autres contributeurs au projet Apekom :

UNIVERSITÉ BRUNEL, Londres, Royaume-Uni – Ariana Zeka

CENTRE NATIONAL DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE, CNRS, GROUPEMENT DE RECHERCHE EN ÉCONOMIE QUANTITATIVE D'AIX MARSEILLE, GREQAM, et INSTITUT D'ÉCONOMIE PUBLIQUE, IDEP, Marseille, France – Olivier Chanel

OBSERVATOIRE RÉGIONAL DE SANTÉ D'ILE-DE-FRANCE, ORSIF, Paris, France – Sabine Host, Edouard Chagnoux

SAKLAD CONSULTANTS FOR COMMUNICATIONS STRATEGY, Paris et New York – Michael Saklad

ADMINISTRATION DE L'ENVIRONNEMENT DE STOCKHOLM, Suède – Christer Johansson and Boel Lövenheim

WWAM WRITERS LTD, Birmingham, Royaume-Uni – Geoff Davies

- la coordination du projet

INSTITUT DE VEILLE SANITAIRE, InVS, France - Sylvia Medina

UNIVERSITÉ D'UMEÅ, Umeå University, Suède - Bertil Forsberg

Abréviations

ACS	American Cancer Society
Afsset	Agence française de sécurité sanitaire de l'environnement et du travail
Aphea	Air Pollution and Health, a European Approach
Apheis	Air Pollution and Health, a European Information System
Aphekom	Improving Knowledge and Communication for Decision Making on Air Pollution and Health in Europe
Aphena	Air Pollution and Health, a European and North American Approach
CépiDC	Centre d'épidémiologie des causes médicales de décès
CIM-10	Classification internationale des maladies (10 ^e révision)
CO	Monoxyde de carbone
Enhis	Environment and Health Information System
EIS	Évaluation de l'impact sanitaire
IC95%	Intervalle de confiance à 95 %
Inserm	Institut national de la santé et de la recherche médicale
InVS	Institut de veille sanitaire
NO₂	Dioxyde d'azote
OMS	Organisation mondiale de la santé
PM	Particules en suspension
PM₁₀	Particules en suspension de diamètre aérodynamique inférieur à 10 microns
PM_{2,5}	Particules en suspension de diamètre aérodynamique inférieur à 2,5 microns
PMSI	Programme de médicalisation des systèmes d'information
PNSE	Plan national santé-environnement
PRQA	Plan régional de la qualité de l'air
RR	Risque relatif
RSA	Résumé de sortie anonyme
TEOM	Tapered Element Oscillating Microbalance
UV	Ultra-violet
VOLY	Valeur d'une année de vie
VSL	Valeur d'une vie statistique

1. Introduction

1.1. De l'épidémiologie à l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique urbaine

Les nombreuses études épidémiologiques réalisées, dans différentes zones géographiques dans le monde, ont mis en évidence l'existence d'associations, à court et long terme, entre les niveaux de pollution couramment observés et différents indicateurs sanitaires (mortalité, hospitalisations, visites aux urgences...). En France, ces relations à court terme ont été établies dans le cadre du programme multicentrique Psas (Programme de surveillance air et santé) de l'Institut de veille sanitaire (InVS) [1,2].

La nature causale de la relation entre mortalité et pollution atmosphérique qui a soulevé de nombreux questionnements est maintenant considérée comme plausible [3], notamment pour les particules en suspension [4]. Selon Filleul *et al.* [5], la plupart des éléments d'appréciation de la causalité sont respectés, notamment la constance, la cohérence, la temporalité, l'existence de relations exposition-risque et les bénéfices sanitaires d'une diminution des niveaux de polluants montrés par les études d'interventions.

Cette hypothèse de causalité rend possible l'utilisation des relations exposition-risque établies par les études épidémiologiques dans le cadre d'évaluations d'impact sanitaire (EIS) de la pollution atmosphérique urbaine. Une EIS vise à quantifier l'impact de la pollution atmosphérique sur la santé (par exemple le nombre de cas « attribuables ») à court et à long terme à partir de relations exposition-risque (E-R) issues des études épidémiologiques, lorsque la nature causale de la relation mise en évidence peut être raisonnablement acceptée. Les résultats de ces EIS permettent d'estimer dans une population donnée un nombre d'événements sanitaires ou d'années de vie perdues attribuables à la pollution atmosphérique urbaine.

Des études menées dans différentes villes françaises [6] ou en Europe [7] ont permis de montrer que malgré un risque individuel faible, l'impact sanitaire collectif de la pollution de l'air n'est pas négligeable en termes de santé publique.

1.2. Une obligation réglementaire

En France, la gestion de la qualité de l'air est régie par la loi sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie du 30 décembre 1996 (Laure) qui reconnaît l'existence d'un impact sanitaire de la pollution atmosphérique et le droit à chacun de respirer un air qui ne nuise pas à sa santé. Cette loi rend obligatoire la surveillance de la qualité de l'air, la définition d'objectifs de qualité et l'information du public. Elle prévoit la mise en place de Plans régionaux pour la qualité de l'air (PRQA) qui fixent des orientations visant à prévenir, réduire ou atténuer les effets de la pollution atmosphérique. Ils doivent s'appuyer, entre autres, sur une évaluation des effets de la qualité de l'air sur la santé qui peut être obtenue grâce à une démarche d'évaluation de l'impact sanitaire.

Par ailleurs, la loi du 9 août 2004 relative à la politique de santé définit dans son rapport annexe 100 objectifs d'amélioration de l'état de santé de la population à atteindre dont l'objectif n°20 « Réduire l'exposition de la population aux polluants atmosphériques ». Un des indicateurs de suivi au niveau national de cet objectif est la réalisation, avec une périodicité quinquennale, d'EIS à court terme dans les agglomérations de plus de 100 000 habitants où les niveaux d'exposition aux polluants atmosphériques sont mesurés.

1.3. Un outil d'évaluation des politiques publiques dans le domaine de la qualité de l'air

Une évaluation de l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique est un outil décisionnel fournissant des informations actualisées, simples et facilement accessibles sur l'impact sanitaire des concentrations de polluants atmosphériques en termes de nombre d'événements sanitaires

attribuables à la pollution. Ces EIS fournissent aux décideurs et professionnels de la santé et de l'environnement une aide à la décision dans les politiques locales en matière de protection de la santé des populations vis-à-vis des polluants atmosphériques, en prenant en compte les conséquences sanitaires de la qualité de l'air. Elles permettent aussi de guider et d'optimiser la surveillance météorologique des polluants en encourageant le développement de la mesure de nouveaux polluants ou la mise en place de nouvelles stations pour améliorer la réalisation de ces mesures.

Sur le plan réglementaire, outre son intérêt dans les PRQA, la démarche d'EIS de la pollution atmosphérique urbaine constitue un outil d'aide à la décision pour les autres plans locaux de gestion de la qualité de l'air : Plans de protection de l'atmosphère (PPA) et Plans de déplacements urbains (PDU). Une EIS permet ainsi de fixer des objectifs d'amélioration de la qualité de l'air fondés sur des critères objectifs de santé publique. Les bénéfices attendus de différents scénarii d'évolution de la pollution atmosphérique peuvent également être mis en perspective. Ils permettent ainsi de comparer l'efficacité de différentes stratégies en termes de bénéfices sanitaires et d'orienter les décisions pouvant avoir une influence sur la qualité de l'air. De même, les EIS peuvent être utiles pour évaluer l'impact sanitaire des mesures de diminution des niveaux de pollution préconisées dans les lois votées dans les suites du Grenelle de l'environnement ou dans les Plans nationaux santé-environnement (PNSE 1 et 2).

1.4. Un outil de sensibilisation et de communication

Ces EIS s'adressent aux décideurs, professionnels de la santé et de l'environnement, mais aussi aux médias et au grand public et participent à la sensibilisation des acteurs locaux et régionaux à des notions importantes en termes de santé publique et d'aide à la décision. Elles permettent de souligner l'importance des effets de la pollution atmosphérique sur la santé, même lorsque les normes réglementaires sont respectées et de relativiser l'impact sanitaire des dépassements de ces normes par rapport à l'impact des niveaux de pollution de fond. Ainsi, en appliquant au niveau local les acquis scientifiques récents, les EIS contribuent de manière plus efficace que des résultats plus abstraits issus de la littérature internationale à l'appropriation par les décideurs locaux de ces notions qui ont d'ailleurs été mises en avant dans le rapport publié par l'Afsset (Agence française de sécurité sanitaire de l'environnement et du travail) [8].

1.5. Objectifs

Des premiers résultats d'EIS à court terme concernant la mortalité toutes causes et les hospitalisations pour causes respiratoires chez les enfants de moins de 15 ans ont été publiés pour les neuf villes françaises du Programme de surveillance air et santé de l'InVS en 2002 [2]. D'autres résultats d'EIS à court et long terme portant sur le nombre de décès et la perte d'espérance de vie attribuables à la pollution particulaire dans les villes du Psas ont été publiés au sein du programme européen Apheis (*Air Pollution and Health, a European Information System*) [7,9,10].

Dans les suites du projet Apheis, le projet Aphekom (<http://www.aphekom.org/>) avait pour but de fournir des clefs aux parties prenantes en Europe pour mieux comprendre les impacts de la pollution atmosphérique sur la santé en Europe. À côté d'approches innovantes concernant notamment l'impact de la pollution du trafic routier sur la prévalence et l'exacerbation de maladies chroniques, l'impact de la mise en œuvre de politiques publiques ou la communication avec les parties prenantes, l'évaluation a porté sur l'impact sanitaire des particules en suspension et de l'ozone, en raison de la disponibilité de données de mesure de l'exposition, mais aussi sur la base des travaux antérieurs qui ont montré que l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique était largement dominé par le poids de ces deux indicateurs, dont les concentrations restent préoccupantes en Europe [7].

Aphekom (*Improving Knowledge and Communication for Decision Making on Air Pollution and Health in Europe*) a utilisé une méthodologie classique d'évaluation de l'impact de la pollution atmosphérique sur la santé des 39 millions d'habitants de 25 villes européennes. Nous présentons ici les résultats de cette évaluation pour les neuf villes françaises incluses dans le projet : Bordeaux, Le Havre, Lille, Lyon, Marseille, Paris, Rouen, Strasbourg et Toulouse. Le projet Aphekom a également permis la rédaction d'un guide méthodologique d'évaluation de l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique publié simultanément [11].

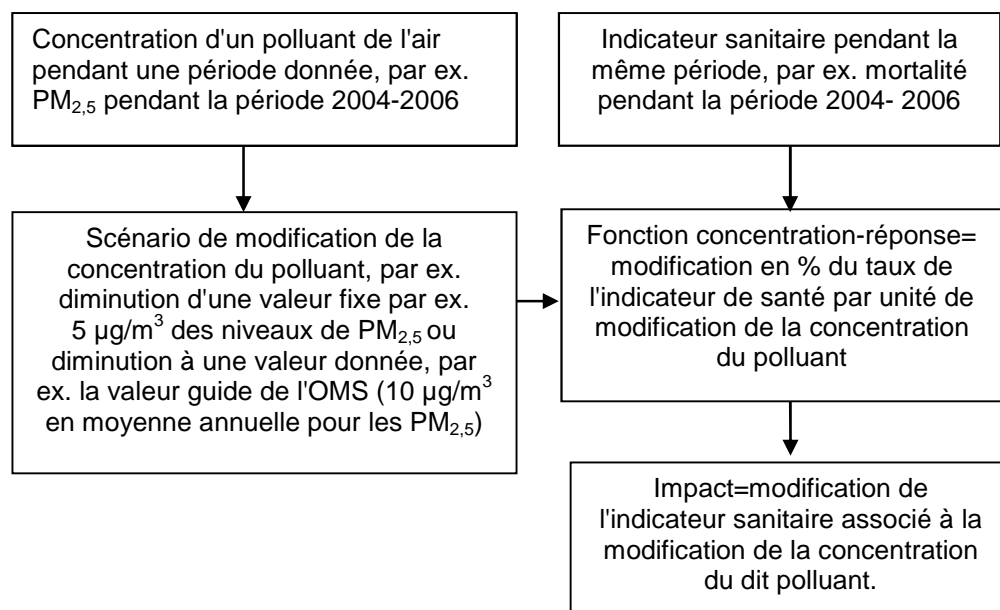
2. Méthodes

Nous présentons ici un résumé de la méthodologie utilisée, qui est présentée en détail dans le guide méthodologique pour la réalisation d'EIS pour la pollution atmosphérique urbaine [11]. En nous appuyant sur notre expérience antérieure dans les projets européens Apehis (*Air Pollution and Health: a European Information System*) et Enhis (*Environment and Health Information System*) [7], nous avons appliqué les étapes classiques d'une EIS de la pollution atmosphérique à l'échelle locale (figure 1) :

- sélection des indicateurs de qualité de l'air : nous avons retenu les impacts à court et long termes de l'exposition aux particules en suspension et à l'ozone ;
- sélection des indicateurs de santé : nous avons retenu la mortalité et les hospitalisations pour causes cardiaque et respiratoire ;
- sélection des fonctions concentration-réponse, à partir d'une revue systématique de la littérature, réalisée en privilégiant les études européennes ;
- définition de la zone d'étude, de façon à ce que la moyenne des concentrations des stations de mesure de la qualité de l'air sélectionnées soit une bonne estimation de l'exposition moyenne de la population de la zone (la composition communale des neuf zones d'étude françaises est détaillée dans l'annexe 1) ;
- définition de la période d'étude : nous avons choisi une période de 3 ans, de façon à lisser les variations des concentrations de polluants d'une année à l'autre en relation avec la météorologie;
- calculs d'impact, réalisés en suivant une méthode standardisée [11].

Une enquête sur la disponibilité des données démographiques, de santé et de qualité de l'air locales dans les 25 villes du projet Aphekom a conduit à mener l'EIS sur les impacts des particules en suspension et de l'ozone sur la mortalité, et sur les hospitalisations pour causes cardiaque et respiratoire, pendant la période 2004-2006.

Figure 1. Principes de l'évaluation locale de l'impact sanitaire (EIS) de la pollution atmosphérique



2.1. Données de qualité de l'air

Les indicateurs d'exposition à la pollution atmosphérique devaient être représentatifs de l'exposition moyenne de la population. Cela a conduit à sélectionner les stations urbaines ou périurbaines les plus représentatives, en collaboration avec les Associations agréées de surveillance de la qualité de l'air (Aasqa), en excluant les stations sous influence du trafic routier.

Les indicateurs d'exposition ont été calculés pour les années de la période 2004-2006 avec moins de 25 % des données journalières manquantes [9,12]. Les concentrations de PM étaient mesurées par la méthode TEOM (Tapered Element Oscillating Microbalance) ; les concentrations d'ozone étaient mesurées par absorption UV. Comme les mesures par TEOM sous-estiment les composés semi-volatils présents dans la particule, une correction est nécessaire pour pouvoir appliquer des fonctions exposition-risque provenant d'études épidémiologiques avec mesures par gravimétrie.

La méthodologie Aphekom prévoyait d'utiliser un facteur de correction soit estimé en temps réel soit fixe (pour l'année ou par saison), ou par défaut d'appliquer le facteur de correction de 1,3 recommandé par un groupe de travail de la Commission européenne [13]. Pour les villes françaises, nous avons appliqué des facteurs saisonniers de correction [14].

Nous avons calculé, pour chaque ville et pour chaque journée de la période d'étude, la moyenne des moyennes journalières des concentrations de PM des stations urbaines retenues, et la moyenne des maxima journaliers des moyennes glissantes sur 8 heures des stations urbaines et périurbaines retenues.

2.2. Indicateurs de santé et fonctions concentration-réponse

Au vu des données de santé et de qualité de l'air disponible localement dans les différentes villes d'Aphekom, et d'une revue systématique de la littérature épidémiologique, nous avons choisi de centrer l'EIS sur :

- les impacts à court terme des PM₁₀ et de l'ozone sur la mortalité totale (hors causes violentes et accidentelles) et sur les hospitalisations pour causes cardiaque et respiratoire ;
- les impacts à long terme de l'exposition chronique aux PM_{2,5} sur la mortalité totale (causes violentes et accidentelles incluses) et de cause cardiovasculaire.

Cette évaluation a été complétée par une analyse exploratoire de l'impact à long terme de l'ozone sur la mortalité respiratoire.

Pour les villes françaises, nous avons utilisé les données de mortalité des résidents de la zone d'étude, quel que soit le lieu de décès (décès domiciliés), fournis par le CépiDC (Centre d'épidémiologie des causes médicales de décès) de l'Inserm (Institut national de la santé et de la recherche médicale). En ce qui concerne les hospitalisations, nous avons utilisé les données du PMSI (Programme de médicalisation des systèmes d'information) correspondant aux hospitalisations des résidents de la zone d'étude dans les hôpitaux publics et privés de la zone d'étude. Les établissements hospitaliers retenus correspondaient aux établissements de court-séjour publics et privés, en excluant les établissements à activité purement chirurgicale, les centres de soins de suite et de réadaptation, les centres de lutte contre le cancer et les centres de dialyse (la liste des établissements sélectionnés est présentée à l'annexe 2). Les données ont été extraites des résumés de sortie anonymes (RSA) des séjours hospitaliers dans les établissements sélectionnés, avec mode d'entrée « en provenance du domicile ».

Les fonctions concentration-réponse ont été sélectionnées après une revue systématique de la littérature récente, privilégiant les méta-analyses d'études multi-villes réalisées en Europe. Les indicateurs de santé et les fonctions concentration-réponse utilisées sont présentés dans le tableau 1.

En ce qui concerne **les effets à long terme des PM_{2,5} sur la mortalité**, nous avons retenu un risque relatif (RR) de 1,06 (intervalle de confiance à 95% : 1,02 – 1,11) pour une augmentation de 10 µg/m³ de la concentration de PM_{2,5}, issu de l'étude de Pope *et al* [15] sur la cohorte de l'American Cancer Society (ACS). Cette estimation a été confirmée par une ré-analyse récente des données de la même cohorte [16], et est tout à fait cohérente avec des résultats récents obtenus sur la cohorte hollandaise NLCS [17]. Nous avons aussi utilisé un RR de 1,12 (1,08 – 1,15) par 10 µg/m³ pour la mortalité cardiovasculaire, issu également de l'analyse de la cohorte de l'ACS [18].

Pour les **effets à court terme des PM₁₀ sur la mortalité (hors causes violentes et accidentelles)**, nous avons utilisé un RR de 1,006 (1,004 – 1,008) par 10 µg/m³ de PM₁₀, issu de la méta-analyse réalisée par Anderson *et al* pour l'OMS Europe [19]. Les résultats récents d'études sur des villes européennes sont assez similaires. Dans dix villes italiennes, le projet EpiAir a rapporté un RR de 1,0069 (1,004 – 1,0098) [20] ; les résultats des villes européennes incluses dans le projet Aphenia étaient légèrement inférieurs, avec des RR de 1,0027 à 1,0062 selon la méthodologie de modélisation [21].

Pour les **effets à court terme des PM₁₀ sur les hospitalisations pour cause cardiaque**, nous avons utilisé un RR de 1,006 (1,003 – 1,009) par 10 µg/m³ de PM₁₀, issu de l'analyse réalisée par Atkinson *et al* dans huit villes européennes du projet Aphenia [22]. Des RR similaires ont été obtenus dans huit villes françaises : 1,008 (1,002 – 1,014) [23], dans le projet italien EpiAir : 1,0069 (1,0035 – 1,0103) [24]. Des estimations plus élevées ont été observées par le projet Emecas dans 14 villes espagnoles : 1,0156 (1,0082 – 1,0231) [25].

Pour les **effets à court terme des PM₁₀ sur les hospitalisations respiratoires**, nous avons utilisé un RR de 1,0114 (1,0062 – 1,0167) par 10 µg/m³ de PM₁₀, issu de l'analyse d'Atkinson *et al* sur huit villes européennes d'Aphenia [22]. Un RR similaire a été rapporté dans le cadre du projet EpiAir : 1,0078 (1,0040 – 1,0116) [24].

En ce qui concerne les **effets à court terme de l'ozone sur la mortalité (hors causes violentes ou accidentelles)**, nous avons retenu le RR de 1,0031 (1,0017 – 1,0052) par 10 µg/m³ d'ozone, issu de l'analyse par Gryparis *et al* des données du projet Aphenia 2 [26]. C'est l'estimateur rapporté pour la période chaude de l'année (avril-septembre), mais nous avons décidé de l'appliquer à l'ensemble de l'année, car l'estimation du RR en hiver est très proche après ajustement sur les concentrations de PM₁₀ et de CO. Cette estimation est plus faible que le RR rapporté par EpiAir : 1,007 (1,002 – 1,0121) [20] mais plus élevée que les résultats du projet Aphenia, qui étaient très variables selon la méthodologie de modélisation [21].

Pour les **effets à court terme de l'ozone sur les hospitalisations respiratoires**, nous avons utilisé un RR de 1,001 (0,991 – 1,012) par 10 µg/m³ pour la population de 15 à 64 ans et un RR de 1,005 (0,998 – 1,012) pour la population de 65 ans et plus [19]. Ces valeurs sont très similaires à celles rapportées par le projet EpiAir [20].

2.3. Calculs d'impact

Pour les **calculs d'impact à court terme**, nous avons appliqué la fonction d'impact ci-dessous aux taux observés de l'événement sanitaire considéré dans la zone d'étude pour la période donnée :

$$\Delta y = y_0 (1 - e^{-\beta \Delta x})$$

où :

- y_0 est le taux moyen de l'événement de santé considéré pendant la période d'étude ;
- Δx est la baisse de concentration moyenne du polluant considéré dans la zone d'étude pour un scénario donné ;
- β est le coefficient de la fonction exposition-réponse ; en pratique $\beta = \log(\text{RR}_{10})/10$, où RR_{10} est le risque relatif pour une augmentation de 10 µg/m³ de la concentration du polluant considéré ;
- Δy est l'impact calculé, c'est-à-dire la différence entre le taux observé de l'événement de santé et ce qu'il aurait pu être si le niveau du polluant considéré avait été inférieur de Δx .

Tableau 1. Indicateurs de santé et fonctions concentration-réponse associées utilisées dans l'évaluation des impacts sanitaires à court et long terme de la pollution atmosphérique

Impacts à court terme des PM ₁₀				
Indicateur de santé	Codes CIM-10	Âges	RR par 10 µg/m ³ (IC95 %)	Référence
Mortalité totale (hors causes violentes et accidentelles)	A00-R99	Tous	1,006 (1,004-1,008)	[19]
Hospitalisations respiratoires	J00-J199	Tous	1,0114 (1,0062-1,0167)	[22]
Hospitalisations cardiaques	I00-I52	Tous	1,006 (1,003-1,009)	[22]
Impacts à court terme de l'ozone				
Indicateur de santé	Codes CIM-10	Âges	RR par 10 µg/m ³ (IC95 %)	Référence
Mortalité totale (hors causes violentes et accidentelles)	A00-R99	Tous	1,0031 (1,0017 - 1,0052)	[26]
Hospitalisations respiratoires	J00-J199	15-64 ans	1,001 (0,991 - 1,012)	[19]
Hospitalisations respiratoires	J00-J199	65 ans et plus	1,005 (0,998 - 1,012)	[19]
Impacts à long terme des PM _{2,5}				
Indicateur de santé	Codes CIM-10	Âges	RR par 10 µg/m ³ (IC95 %)	Référence
Mortalité totale (causes violentes et accidentelles comprises)	A00-Y98	30 ans et plus	1,06 (1,02 - 1,11)	[15]
Mortalité cardiovasculaire	I00-I99	30 ans et plus	1,12 (1,08 - 1,15)	[18]
Impacts à long terme de l'ozone				
Indicateur de santé	Codes CIM-10	Âges	RR par 10 µg/m ³ (IC95 %)	Référence
Mortalité respiratoire	J00-J199	30 ans et plus	1,023 (1,006-1,038)	[27]

IC95% : intervalle de confiance à 95 %

Le calcul de l'**impact à long terme de l'exposition aux PM_{2,5}** a été réalisé de façon similaire, mais en appliquant la fonction d'impact par groupe d'âge de 5 ans de la population âgée de 30 ans et plus, en utilisant le même RR pour tous les groupes d'âge. Nous avons également utilisé des tables abrégées de mortalité du moment construites de manière classique pour la population de 30 ans et plus. Ceci nous a permis, afin d'évaluer le poids de l'exposition chronique aux PM_{2,5}, de comparer la table de mortalité observée et la table de mortalité calculée en appliquant la fonction d'impact correspondant au scénario considéré et d'estimer :

- l'impact sur l'espérance de vie moyenne à 30 ans ;
- le nombre équivalent de décès toutes causes et de causes cardiovasculaires ;
- le poids total sur la durée de vie de la population, exprimé en termes du nombre total d'années de vie, calculé comme le produit de l'espérance de vie à 30 ans et de la population estimée à 30 ans.

Deux types de scénarii (Δx) ont été considérés pour les calculs d'EIS (tableau 2) :

- une diminution des niveaux annuels de PM_{2,5} et de PM₁₀, et des maxima journaliers sur huit heures d'ozone jusqu'à la valeur guide de l'OMS [28] ;
- une diminution d'un Δx fixe de 5 µg/m³.

Tous les calculs ont été réalisés en double, à la fois avec les feuilles de calcul Microsoft-Excel® développées dans le cadre d'Aphekom et avec des scripts R [29]. Les résultats sont présentés avec un intervalle de confiance à 95%, reflétant uniquement l'incertitude de l'estimation du risque relatif.

Tableau 2. Scénarii utilisés dans les EIS

Impact	Scénario	Δx
Impacts à court terme des PM ₁₀	Diminution de 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de la moyenne annuelle	$\Delta x_{\text{annuel}} = 5 \mu\text{g}/\text{m}^3$
	Diminution de la moyenne annuelle à la valeur guide de l'OMS soit 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\Delta x_{\text{aznuel}} = \text{maximum} \{ [PM_{10}] - 20, 0 \}$
Impact à long terme des PM _{2,5}	Diminution de 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de la moyenne annuelle	$\Delta x_{\text{annuel}} = 5 \mu\text{g}/\text{m}^3$
	Diminution de la moyenne à la valeur guide de l'OMS soit 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\Delta x_{\text{annuel}} = \text{maximum} \{ [30] - 10, 0 \}$
Impacts à court terme de l'ozone	Diminution de tous les maxima journaliers sur 8 heures dépassant 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ à la valeur guide de l'OMS soit 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\Delta x_{\text{journalier}} = \text{maximum} \{ [\text{ozone}] - 100, 0 \}$
	Diminution de la moyenne annuelle de 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\Delta x_{\text{annuel}} = 5 \mu\text{g}/\text{m}^3$
Impact à long terme de l'ozone	Diminution de 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de la moyenne calculée sur les mois d'avril à septembre	$\Delta x_{\text{avril-septembre}} = 5 \mu\text{g}/\text{m}^3$

[P] : concentration moyenne du polluant P pendant la période donnée

2.4. Évaluation économique

Pour estimer la valeur économique des impacts sanitaires calculés sur la mortalité, nous avons utilisé des valeurs monétaires issues d'études sur les préférences déclarées par la population européenne en matière d'arbitrage valeur monétaire/risque de décès [31,32]. Pour l'estimation des bénéfices à attendre d'une réduction du nombre d'hospitalisations, nous avons utilisé la méthode du coût économique de la maladie. Tous les coûts sont exprimés en euros 2005.

En ce qui concerne le bénéfice associé à l'effet à court terme sur la mortalité (décès différés), nous avons fait l'hypothèse que le délai de report du décès était au plus égal à un an et nous avons valorisé chaque décès différé en appliquant une valeur pour chaque année de vie (VOLY : Value Of a Life Year). Trois valeurs pour la VOLY ont été utilisées : une estimation centrale (86 600 €), une estimation basse (40 000 €) et une estimation haute (133 200 €) [31,32].

En ce qui concerne l'effet à long terme des PM_{2,5} sur la mortalité, nous avons utilisé deux méthodes de calcul, une basée sur la valeur d'une vie statistique (VSL : Value Of a Statistical Life) appliquée aux décès différés, en faisant l'hypothèse que le délai de report du décès était beaucoup plus important, l'autre basée sur le gain total en année de vie en y appliquant les valeurs de VOLY mentionnées ci-dessus. Pour la VSL, trois valeurs ont été utilisées, une estimation centrale : 1 655 000 €, une estimation basse : 1 090 000 € et une estimation haute : 2 220 000 € [31,32].

En ce qui concerne les hospitalisations, nous avons utilisé des valeurs de coût moyen (direct et indirect) d'une hospitalisation [33,34]. Les coûts indirects liés à la perte de production ont été estimés à partir du salaire moyen journalier (source : Eurostat, 2003), en supposant que la durée moyenne d'arrêt de travail était le double de la durée moyenne d'hospitalisation. Les estimations obtenues par hospitalisation cardiaque et respiratoire sont présentées sur le tableau 3. Afin d'obtenir une estimation de l'incertitude associée, nous avons appliqué une variation de $\pm 33\%$ à ce résultat [35].

Tableau 3. Paramètres utilisés pour l'estimation des les coûts liés à une hospitalisation pour cause respiratoire et cardiovasculaire

Paramètre	Hospitalisation pour cause respiratoire	Hospitalisation pour cause cardiovasculaire
Durée moyenne d'hospitalisation (jours)	7,1	7,1
Coût par jour (€ 2005)	449	449
Hospitalisation	366	366
Pertes de production	83	83
Coût total (€ 2005)	3 777	3 777

3. Résultats

3.1. Caractéristiques des villes

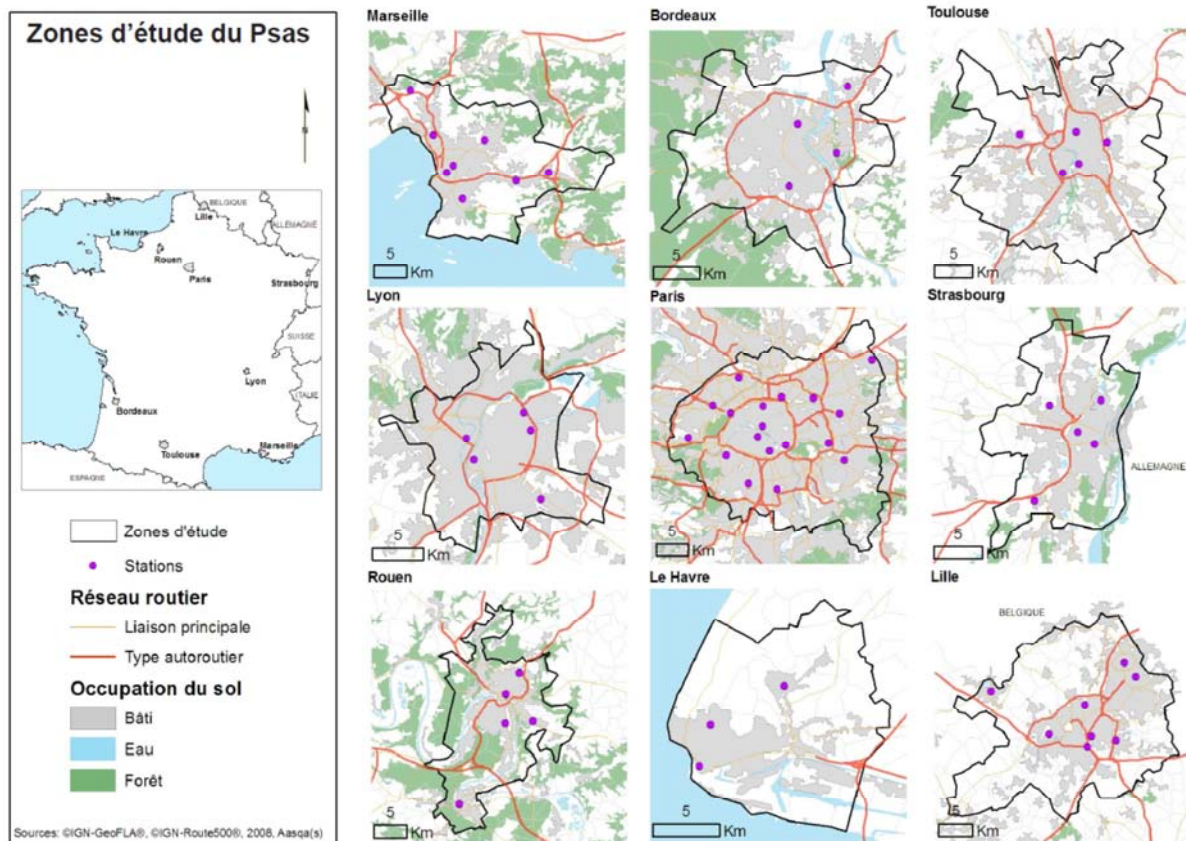
Les zones d'étude correspondant aux neuf villes concernées comptaient au total environ 12 millions d'habitants, dont 6,5 millions pour la zone d'étude de Paris (tableau 4 et figure 2). Le nombre de communes retenues pour chacune des zones d'études variait de 8 pour Marseille à 124 pour Paris.

La densité de population était aussi très variable d'une ville à l'autre, de 1 254 habitants/km² à Rouen à plus de 8 500 habitants/km² à Paris. La proportion de personnes âgées était légèrement plus élevée à Marseille que dans les autres villes.

Tableau 4. Caractéristiques démographiques des neuf villes

Zones	Communes (nombre)	Surface (km ²)	Population 2006 (effectif)	Densité de population (hab./km ²)	Proportion âgée de 65 ans et plus (%)
Bordeaux	22	334	642 397	1 923	15,1
Le Havre	16	183	245 461	1 341	15,9
Lille	87	612	1 107 861	1 810	12,6
Lyon	19	230	1 012 715	4 403	14,9
Marseille	8	442	955 702	2 162	17,8
Paris	124	762	6 507 783	8 540	12,9
Rouen	43	356	446 382	1 254	15,7
Strasbourg	20	222	440 264	1 983	13,7
Toulouse	51	530	744 284	1 404	13,3

Figure 2. Zones d'étude des neuf villes



3.2. Indicateurs de qualité de l'air

Dans les neuf villes, pour l'ozone, 3 à 12 stations ont été retenues selon la ville, 2 à 9 pour les PM_{10} et 1 à 4 pour les $PM_{2.5}$. Le niveau moyen, estimé après correction, des $PM_{2.5}$ variait de $14 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à Toulouse et au Havre, à $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à Marseille. Aucune des neuf villes françaises ne respectait la valeur guide de l'OMS, soit $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne annuelle (tableau 5). Le niveau de PM_{10} , estimé après correction, variait de $21,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à Toulouse à $29,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à Marseille. Aucune des neuf villes ne respectait la valeur guide de l'OMS ($20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne annuelle).

En ce qui concerne l'ozone, la moyenne des maxima journaliers sur 8 heures variait de $61 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à Lille à $78 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à Marseille et Toulouse pour l'année entière et de $67 \mu\text{g}/\text{m}^3$ au Havre à $104 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à Marseille pour la période d'avril à septembre (tableau 6). Aucune des villes ne respectait toute l'année la valeur guide journalière de l'OMS ($100 \mu\text{g}/\text{m}^3$), et le nombre de dépassements journaliers de cette valeur guide variait de 81 au Havre à 307 à Marseille pour l'année entière soit respectivement 7,4 % à 28,0 % de la période 2004-2006, et de 81 au Havre à 293 à Marseille pour la période d'avril à septembre, soit respectivement 14,8 % et 53,4 % des jours d'avril à septembre.

3.3. Indicateurs sanitaires

Pour chaque événement sanitaire pris en compte dans les calculs d'impact sanitaire, le nombre total d'événements est présenté sur le tableau 7.

3.4. Impact sanitaire à court terme des PM_{10}

Une diminution de la moyenne annuelle de PM_{10} à la valeur guide de l'OMS ($20 \mu\text{g}/\text{m}^3$) aurait conduit à différer plus de 245 décès par an, et à éviter 360 hospitalisations pour cause cardiaque et

673 hospitalisations respiratoires au total dans les neuf villes (tableau 8). Une diminution de $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ aurait conduit à différer 230 décès, et à éviter 330 hospitalisations cardiaques et 630 hospitalisations respiratoires.

Tableau 5. Distribution des moyennes journalières corrigées de PM_{10} et de $\text{PM}_{2,5}$ (en $\mu\text{g}/\text{m}^3$) dans les neuf villes (2004-2006)

Ville	Polluant	Min	P5	P25	P50	P75	P95	Max	Moy
Bordeaux	PM_{10}	6	11	16	21	30	50	114	24,9
	$\text{PM}_{2,5}$	4	7	10	13	19	33	88	15,7
Le Havre	PM_{10}	6	12	16	20	27	42	81	22,5
	$\text{PM}_{2,5}$	3	7	9	11	18	31	66	14,5
Lille	PM_{10}	7	14	20	25	33	49	101	27,6
	$\text{PM}_{2,5}$	4	7	10	14	20	35	76	16,6
Lyon	PM_{10}	5	11	15	21	30	51	123	24,7
	$\text{PM}_{2,5}$	2	6	10	14	20	38	97	16,5
Marseille	PM_{10}	4	15	21	28	37	52	125	29,9
	$\text{PM}_{2,5}$	3	7	12	17	24	40	87	19,6
Paris	PM_{10}	6	12	17	23	30	45	104	25,0
	$\text{PM}_{2,5}$	4	7	10	14	20	34	88	16,4
Rouen	PM_{10}	5	12	16	21	27	40	104	22,6
	$\text{PM}_{2,5}$	4	7	10	13	18	31	84	15,3
Strasbourg	PM_{10}	2	10	16	22	32	48	84	24,8
	$\text{PM}_{2,5}$	1	7	10	14	21	35	72	16,6
Toulouse	PM_{10}	5	9	15	20	26	41	92	21,9
	$\text{PM}_{2,5}$	4	6	9	13	18	28	48	14,2

Min : minimum, P : percentile, Max : maximum, Moy : moyenne

Tableau 6. Distribution des maxima journaliers sur 8 heures d'ozone ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) dans les neuf villes (2004-2006)

Ville	Période	Min	P5	P25	P50	P75	P95	Max	Moy	Nombre de dépassements de $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$
Bordeaux	Année entière	4	18	48	67	88	119	153	68	157
	Avril-septembre	26	57	73	87	102	119	153	88	151
Le Havre	Année entière	4	24	54	67	79	108	181	67	81
	Avril-septembre	34	54	67	78	89	108	181	67	81
Lille	Année entière	0,2	9	42	61	78	119	192	61	105
	Avril-septembre	20,5	47	64	77	92	139	192	81	105
Lyon	Année entière	2	12	40	68	93	127	178	68	207
	Avril-septembre	23	56	40	93	109	140	178	68	207
Marseille	Année entière	3	20	53	81	103	132	184	78	307
	Avril-septembre	32	20	89	102	117	142	184	104	293
Paris	Année entière	2	10	35	57	78	118	189	59	107
	Avril-septembre	2	49	64	77	94	136	189	82	107
Rouen	Année entière	1	16	44	60	77	111	160	62	86
	Avril-septembre	27	50	64	77	90	127	160	79	85
Strasbourg	Année entière	1	7	33	59	85	134	186	62	162
	Avril-septembre	1	45	33	84	104	151	186	88	161
Toulouse	Année entière	6	31	57	79	99	122	158	78	251
	Avril-septembre	41	31	85	98	99	129	158	78	236

Min : minimum, P : percentile, Max : maximum, Moy : moyenne

Tableau 7. Nombre annuel moyen d'événements par ville pour les indicateurs de santé sélectionnés (2004-2006)

Ville	Mortalité			Hospitalisations		
	Toutes causes hors accidents et morts violentes, tous âges	Toutes causes, accidents et morts violentes inclus, 30 ans et plus	Causes cardiovasculaires, 30 ans et plus	Causes respiratoires, 30 ans et plus	Causes cardiaques	Causes respiratoires
Bordeaux	4 419	4 656	1 372	297	5 603	5 022
Le Havre	2 041	2 120	536	119	2 526	2 557
Lille	7 599	7 970	2 131	546	12 427	13 607
Lyon	6 534	6 687	1 838	374	8 601	7 543
Marseille	7 925	8 226	2 406	535	13 013	9 823
Paris	37 869	38 881	9 707	2 359	53 035	56 831
Rouen	3 512	3 690	1 029	231	5 172	4 330
Strasbourg	2 903	2 977	896	169	3 261	4 261
Toulouse	4 179	4 340	1 287	244	6 876	7 583
Total	76 981	79 547	21 202	4 874	110 514	111 557

Tableau 8. Nombre annuel moyen de décès différés et d'hospitalisations évitées selon le scénario de diminution des niveaux de PM₁₀ (2004-2006)

Ville	Scénario	Nombre annuel moyen de décès différés (accidents et mort violentes exclus) [IC 95%]	Nombre annuel moyen d'hospitalisations cardiaques évitées [IC 95%]	Nombre annuel moyen d'hospitalisations respiratoires évitées [IC 95%]
Bordeaux	Diminution de 5 µg/m ³	13,2 [8,8 – 17,6]	16,7 [8,5 – 25,0]	28,4 [15,5 – 41,4]
	Diminution à la valeur guide de l'OMS (20 µg/m ³)	12,8 [8,6 – 17,1]	16,2 [8,1 – 24,3]	27,6 [15,0 – 40,2]
Le Havre	Diminution de 5 µg/m ³	6,1 [4,1 – 8,1]	7,5 [3,8 – 11,3]	14,4 [7,9 – 21,1]
	Diminution à la valeur guide de l'OMS (20 µg/m ³)	3,1 [2,1 – 4,1]	3,8 [1,9 – 5,7]	7,3 [4,0 – 10,7]
Lille	Diminution de 5 µg/m ³	22,7 [15,3 – 30,2]	37,1 [18,6 – 55,5]	76,9 [42,0 – 112,2]
	Diminution à la valeur guide de l'OMS (20 µg/m ³)	34,5 [23,0 – 45,9]	56,4 [28,3 – 84,4]	116,9 [63,8 – 170,4]
Lyon	Diminution de 5 µg/m ³	19,5 [13,0 – 26,0]	25,7 [12,9 – 38,4]	42,6 [23,3 – 62,2]
	Diminution à la valeur guide de l'OMS (20 µg/m ³)	18,5 [12,3 – 24,6]	24,3 [12,2 – 36,4]	40,4 [22,0 – 58,9]
Marseille	Diminution de 5 µg/m ³	23,7 [15,8 – 31,5]	38,9 [19,5 – 58,2]	55,5 [30,3 – 81,0]
	Diminution à la valeur guide de l'OMS (20 µg/m ³)	46,9 [31,3 – 62,4]	76,9 [38,6 – 115,1]	109,8 [60,0 – 160,0]
Paris	Diminution de 5 µg/m ³	113,1 [75,5 – 150,6]	158,4 [79,4 – 237,1]	321,2 [175,4 – 468,7]
	Diminution à la valeur guide de l'OMS (20 µg/m ³)	112,3 [75,0 – 149,6]	157,3 [78,8 – 235,5]	319,0 [174,2 – 465,5]
Rouen	Diminution de 5 µg/m ³	10,5 [7,0 – 14,0]	15,4 [7,7 – 23,1]	24,5 [13,4 – 35,7]
	Diminution à la valeur guide de l'OMS (20 µg/m ³)	5,4 [3,6 – 7,2]	7,9 [4,0 – 11,9]	12,6 [6,9 – 18,4]
Strasbourg	Diminution de 5 µg/m ³	8,7 [5,8 – 11,5]	9,7 [4,9 – 14,6]	24,1 [13,1 – 35,1]
	Diminution à la valeur guide de l'OMS (20 µg/m ³)	8,3 [5,6 – 11,1]	9,4 [4,7 – 14,0]	23,2 [12,7 – 33,8]
Toulouse	Diminution de 5 µg/m ³	12,5 [8,3 – 16,6]	20,5 [10,3 – 30,7]	42,9 [23,4 – 62,5]
	Diminution à la valeur guide de l'OMS (20 µg/m ³)	4,7 [3,1 – 6,2]	7,7 [3,9 – 11,5]	16,1 [8,8 – 23,5]
Total	Diminution de 5 µg/m³	230,0 [153,5 – 306,1]	330,1 [165,4 – 494,0]	630,5 [344,2 – 920,0]
	Diminution à la valeur guide de l'OMS (20 µg/m³)	246,5 [164,6 – 328,2]	360,1 [180,5 – 538,9]	672,8 [367,4 – 981,4]

[IC 95%] : Intervalle de confiance à 95 %

3.5. Impact sanitaire à court terme de l'ozone

Le respect de la valeur guide de l'OMS, c'est à dire l'absence de maximum journalier sur 8 heures supérieure à 100 µg/m³, aurait conduit à différer 69 décès et à éviter 62 hospitalisations respiratoires au total dans les neuf villes (tableau 9). Une diminution de 5 µg/m³ des maxima journaliers sur 8 heures aurait conduit à différer 119 décès et à éviter 197 hospitalisations respiratoires.

Tableau 9. Nombre annuel moyen de décès différés et nombre d'hospitalisations évitées selon le scénario de diminution des maxima journaliers sur huit heures d'ozone selon le scénario (2004-2006)

Ville	Scénario	Nombre annuel moyen de décès différés (accidents et mort violentes exclus) [IC95%]	Nombre annuel moyen d'hospitalisations respiratoires évitées [IC95%]
Bordeaux	Diminution de 5 µg/m ³	6,8 [3,8 – 11,4]	5,0 [0,0 – 20,8]
	Diminution des niveaux journaliers dépassant 100 µg/m ³ à la valeur guide de l'OMS de 100 µg/m ³	3,2 [1,8 – 5,4]	2,4 [0,0 – 9,8]
Le Havre	Diminution de 5 µg/m ³	3,2 [1,7 – 5,3]	2,5 [0,0 – 9,8]
	Diminution des niveaux journaliers dépassant 100 µg/m ³ à la valeur guide de l'OMS de 100 µg/m ³	1,0 [0,6 – 1,7]	0,8 [0,0 – 3,2]
Lille	Diminution de 5 µg/m ³	11,8 [6,5 – 19,7]	11,5 [0,0 – 46,6]
	Diminution des niveaux journaliers dépassant 100 µg/m ³ à la valeur guide de l'OMS de 100 µg/m ³	5,7 [3,1 – 9,5]	5,6 [0,0 – 22,6]
Lyon	Diminution de 5 µg/m ³	10,1 [5,5 – 16,9]	8,9 [0,0 – 33,6]
	Diminution des niveaux journaliers dépassant 100 µg/m ³ à la valeur guide de l'OMS de 100 µg/m ³	7,8 [4,3 – 13,0]	6,8 [0,0 – 25,9]
Marseille	Diminution de 5 µg/m ³	12,3 [9,7 – 20,5]	10,4 [0,0 – 41,8]
	Diminution des niveaux journaliers dépassant 100 µg/m ³ à la valeur guide de l'OMS de 100 µg/m ³	13,0 [7,1 – 21,7]	11,0 [0,0 – 44,2]
Paris	Diminution de 5 µg/m ³	58,6 [32,1 – 98,1]	51,8 [0,0 – 216,0]
	Diminution des niveaux journaliers dépassant 100 µg/m ³ à la valeur guide de l'OMS de 100 µg/m ³	28,6 [15,7 – 47,9]	25,3 [0,0 – 105,3]
Rouen	Diminution de 5 µg/m ³	5,4 [3,0 – 9,1]	4,6 [0,0 – 16,8]
	Diminution des niveaux journaliers dépassant 100 µg/m ³ à la valeur guide de l'OMS de 100 µg/m ³	1,7 [1,0 – 2,9]	1,5 [0,0 – 5,4]
Strasbourg	Diminution de 5 µg/m ³	4,5 [2,5 – 7,5]	4,5 [0,0 – 18,6]
	Diminution des niveaux journaliers dépassant 100 µg/m ³ à la valeur guide de l'OMS de 100 µg/m ³	3,6 [2,0 – 6,1]	3,6 [0,0 – 15,0]
Toulouse	Diminution de 5 µg/m ³	6,5 [3,5 – 10,8]	7,7 [0,0 – 32,7]
	Diminution des niveaux journaliers dépassant 100 µg/m ³ à la valeur guide de l'OMS de 100 µg/m ³	4,4 [2,4 – 7,4]	5,3 [0,0 – 22,3]
Total	Diminution de 5 µg/m³	119,0 [65,3 – 199,4]	106,9 [0,0 – 436,7]
	Diminution des niveaux journaliers dépassant 100 µg/m³ à la valeur guide de l'OMS de 100 µg/m³	69,0 [37,9 – 115,6]	62,2 [0,0 – 254,0]

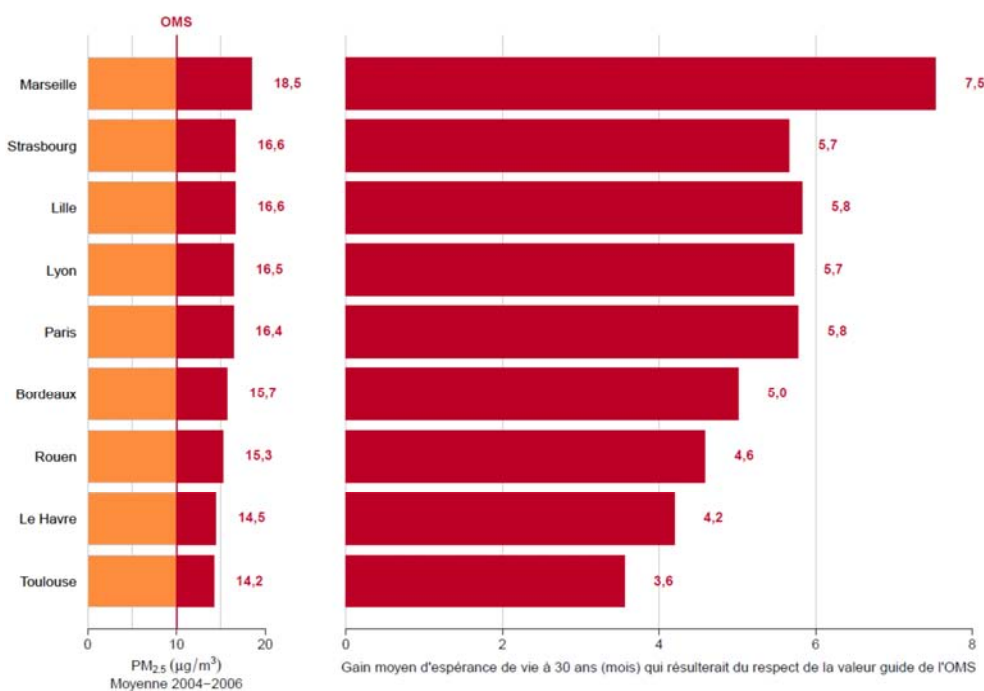
[IC95%] : Intervalle de confiance à 95 %

3.6. Impact à long terme des PM_{2,5}

Le respect de la valeur guide de l'OMS, soit une moyenne annuelle inférieure ou égale à 10 µg/m³, aurait conduit à un gain moyen d'espérance de vie à 30 ans de 3,6 mois à Toulouse à 7,5 mois à Marseille. Ceci aurait représenté un gain annuel total de près de 91 000 années de vie dans les neuf villes françaises. Cela aurait été équivalent à différer plus de 2 900 décès en moyenne par an, dont près de 1 500 décès de cause cardiovasculaire (tableau 10 et figure 3).

Une diminution de 5 µg/m³ des niveaux moyens annuels de PM_{2,5} aurait conduit à un gain moyen d'espérance de vie à 30 ans de l'ordre de 4 à 5 mois, soit un gain annuel total de plus de 71 000 années de vie. Cela aurait été équivalent à différer plus de 2 200 décès en moyenne par an, dont près de 1 200 de cause cardiovasculaire.

Figure 3. Gain moyen d'espérance de vie (mois) à 30 ans dans neuf villes françaises si les niveaux moyens annuels de particules fines (PM_{2,5}) étaient ramenés à 10 µg/m³ (valeur guide de l'OMS)



3.7. Impact à long terme de l'ozone

Une diminution de 5 µg/m³ de la moyenne des maxima journaliers sur 8 heures d'ozone pendant la période d'avril à septembre aurait conduit à éviter 55 décès de cause respiratoire en moyenne par an dans les neuf villes (tableau 11).

Tableau 10. Nombre annuel moyen de décès différés, gain moyen d'espérance et gain total en années de vie dans neuf villes françaises selon le scénario de diminution des niveaux moyens de PM_{2,5} (2004-2006)

Ville	Scénario	Nombre annuel moyen de décès différés [IC95%]	Nombre annuel moyen de décès cardio-vasculaires différés [IC95%]	Gain moyen d'espérance de vie à 30 ans (mois) [IC95%]	Gain total en années de vie [IC95%]
Bordeaux	Diminution de 5 µg/m ³	133,7 [45,9 - 236,7]	75,6 [51,8 - 92,6]	4,4 [1,5 - 7,9]	3 458,4 [1 170,9 - 6 222,7]
	Diminution à la valeur guide de l'OMS (10 µg/m ³)	152,6 [52,4 - 269,7]	86,1 [59,0 - 105,3]	5,0 [1,7 - 9,0]	3 957,8 [1 339,3 - 7 126,2]
Le Havre	Diminution de 5 µg/m ³	60,9 [20,9 - 107,8]	29,5 [20,2 - 36,2]	4,7 [1,6 - 8,5]	1 178,1 [399,0 - 2 119,0]
	Diminution à la valeur guide de l'OMS (10 µg/m ³)	54,3 [18,6 - 96,3]	26,4 [18,1 - 32,3]	4,2 [1,4 - 7,5]	1 049,3 [355,5 - 1 886,3]
Lille	Diminution de 5 µg/m ³	228,9 [78,5 - 405,2]	117,4 [80,4 - 143,8]	4,4 [1,5 - 7,9]	5 916,9 [2 004,5 - 1 0638,8]
	Diminution à la valeur guide de l'OMS (10 µg/m ³)	302,3 [104,0 - 533,2]	154,4 [106,1 - 188,7]	5,8 [2,0 - 10,5]	7 864,4 [2 661,4 - 1 4159,7]
Lyon	Diminution de 5 µg/m ³	192,0 [65,9 - 340,0]	101,3 [69,4 - 124,1]	4,4 [1,5 - 8,0]	5 570,4 [1 953,0 - 10 386,9]
	Diminution à la valeur guide de l'OMS (10 µg/m ³)	246,7 [84,9 - 435,4]	129,6 [89,1 - 158,5]	5,7 [1,9 - 10,2]	7 459,5 [2 521,6 - 13 448,0]
Marseille	Diminution de 5 µg/m ³	236,2 [81,0 - 418,2]	132,6 [90,8 - 162,4]	4,4 [1,5 - 7,9]	4 684,0 [1 585,9 - 8 427,7]
	Diminution à la valeur guide de l'OMS (10 µg/m ³)	398,0 [137,5 - 699,1]	221,2 [152,5 - 269,8]	7,5 [2,5 - 13,6]	8 004,6 [2 702,8 - 1 4452,3]
Paris	Diminution de 5 µg/m ³	1116,4 [383,1 - 1976,8]	534,7 [366,4 - 655,2]	4,5 [1,5 - 8,1]	41 839,0 [14 159,7 - 75 317,3]
	Diminution à la valeur guide de l'OMS (10 µg/m ³)	1422,5 [489,4 - 2510,7]	678,7 [466,3 - 830,1]	5,8 [2,0 - 10,4]	53 620,2 [18 125,2 - 96 670,1]
Rouen	Diminution de 5 µg/m ³	106,0 [36,4 - 187,6]	56,7 [38,8 - 69,5]	4,4 [1,5 - 7,8]	2 164,5 [733,4 - 3 891,3]
	Diminution à la valeur guide de l'OMS (10 µg/m ³)	111,5 [38,3 - 197,3]	59,6 [40,9 - 73,0]	4,6 [1,6 - 8,2]	2 279,5 [772,2 - 4 098,9]
Strasbourg	Diminution de 5 µg/m ³	85,5 [29,3 - 151,3]	49,4 [33,8 - 60,5]	4,3 [1,4 - 7,7]	2 320,6 [785,7 - 4 175,3]
	Diminution à la valeur guide de l'OMS (10 µg/m ³)	112,9 [38,9 - 199,2]	65,0 [44,6 - 79,4]	5,7 [1,9 - 10,2]	3 086,5 [1 043,7 - 5 562,3]
Toulouse	Diminution de 5 µg/m ³	124,6 [42,8 - 220,7]	70,9 [48,6 - 86,9]	4,2 [1,4 - 7,6]	3 934,6 [1 331,7 - 7 082,2]
	Diminution à la valeur guide de l'OMS (10 µg/m ³)	105,5 [36,2 - 187,2]	60,2 [41,2 - 73,8]	3,6 [1,2 - 6,4]	3 321,1 [1 124,8 - 5 973,2]
Total	Diminution de 5 µg/m³	2 284,2 [783,8 - 4 044,3]	1 168,1 [800,2 - 1 431,2]	-	71 266,5 [24 123,8 - 128 261,1]
	Diminution à la valeur guide de l'OMS (10 µg/m³)	2 906,3 [1 000,2 - 5 128,1]	1 481,2 [1 017,8 - 1 431,2]	-	90 642,9 [30 646,5 - 163 376,9]

[IC95%] : intervalle de confiance à 95 %

Tableau 11. Nombre annuel moyen de décès respiratoires différés dans un scénario de diminution de $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de la moyenne des maxima journaliers sur 8 heures d'ozone d'avril à septembre (2004-2006)

Ville	Nombre annuel de décès respiratoires évités [IC 95%]
Bordeaux	3,4 [0,9 – 5,5]
Le Havre	1,3 [0,4 – 2,2]
Lille	6,2 [1,6 – 10,1]
Lyon	4,2 [1,1 – 6,9]
Marseille	6,0 [1,6 – 9,9]
Paris	26,7 [7,0 – 43,6]
Rouen	2,6 [0,7 – 4,3]
Strasbourg	1,9 [0,5 – 3,1]
Toulouse	2,8 [0,7 – 4,5]
Total	55,1 [14,5 – 90,1]

[IC95%] : intervalle de confiance à 95 %

3.8. Évaluation économique

La valorisation économique des impacts calculés ci-dessus est présentée dans le tableau 12. Les résultats sont largement dominés par l'impact à long terme de l'exposition aux $\text{PM}_{2,5}$ sur la mortalité. Le bénéfice potentiel total dans les neuf villes d'un respect de la valeur guide de l'OMS pour les $\text{PM}_{2,5}$ est ainsi évalué à plus de 4,9 milliard € 2005 par an quand l'évaluation est basée sur le nombre de décès différés (de 3,2 à 6,4 milliards € selon la valeur monétaire attribuée par décès), et évalué à 7,8 milliards € 2005 quand l'évaluation est basée sur le gain annuel total en années de vie (de 3,6 à 12,1 milliards selon la valeur monétaire attribuée par année de vie).

Le bénéfice associé avec les impacts à court terme des PM_{10} et de l'ozone est nettement plus faible, mais reste cependant tout à fait substantiel. Le respect des valeurs guides de l'OMS aurait conduit à un gain annuel de plus de 25 millions € 2005 pour les PM_{10} (de 12 à 38 millions € selon la valeur monétaire aux événements sanitaires), en prenant en compte les impacts à court terme sur la mortalité et sur les hospitalisations cardiaques et respiratoires. Le respect des valeurs guides pour l'ozone aurait conduit à un bénéfice de 6 millions € 2005 (3 à 10 millions € selon la valeur monétaire attribuée aux événements sanitaires), en prenant en compte les impacts à court terme sur la mortalité et les hospitalisations respiratoires.

Tableau 12. Bénéfice annuel potentiel total dans neuf villes françaises (millions d'euros 2005) associé au respect des valeurs guides de l'OMS pour les PM₁₀ et les PM_{2,5}

Impact	Millions d'euros 2005			
	Estimation basse	Estimation centrale	Estimation haute	
Effet à long terme des PM _{2,5} sur la mortalité (30 ans et plus)	Nombre annuel de décès différés	3 167,84	4 809,88	6 451,92
	Gain total en années de vie	3 625,72	7 849,68	12 073,64
Effet à court terme des PM ₁₀	Nombre annuel de décès différés (hors accidents et morts violentes)	9,86	21,35	32,84
	Nombre annuel d'hospitalisations cardiaques évitées	0,91	1,36	1,81
	Nombre annuel d'hospitalisations respiratoires évitées	1,69	2,54	3,39
	Total	12,46	25,25	38,04
Effet à court terme de l'ozone	Nombre annuel de décès différés (hors accidents et morts violentes)	2,76	5,98	9,20
	Nombre annuel d'hospitalisations respiratoires évitées	0,16	0,24	0,31
	Total	2,92	6,21	9,51

4. Discussion

4.1. Principaux résultats

Dans le cadre du projet Aphekom, nous avons évalué le poids sur la mortalité et les hospitalisations en relation avec l'exposition aux particules en suspension et à l'ozone pendant la période 2004-2006 dans neuf villes françaises. Comme dans le projet Apehis, nous avons choisi de nous concentrer sur un nombre limité de polluants (PM et ozone) et d'événements sanitaires (mortalité et hospitalisations cardiaques et respiratoires), afin de pouvoir utiliser pour cette évaluation les données locales de santé et de qualité de l'air, et de leur appliquer des fonctions concentration-risque robustes et cohérentes. Nos résultats fournissent donc une évaluation robuste mais sous-estimée de l'impact sanitaire total de la pollution atmosphérique, et permettent ainsi d'actualiser les résultats fournis par le précédent projet Apehis [7].

Ces résultats montrent:

- qu'une diminution des concentrations moyennes annuelles de PM_{2,5} à la valeur guide de l'OMS (10 µg/m³) aurait permis un gain moyen d'espérance de vie à 30 ans de 3,6 mois à 7,5 mois selon la ville, soit un gain total de 91 000 années de vie, ce qui représente un gain de près de 8 milliards € 2005 par an en attribuant une VOLY de 86 600 € à chaque année de vie ; ceci est équivalent à différer près de 3000 décès par an, soit un gain de près de 5 milliards € 2005 en appliquant une VSL de 1 655 000 € à chaque décès ;
- qu'une diminution de la moyenne annuelle de PM₁₀ à la valeur guide de l'OMS (20 µg/m³) aurait permis d'éviter 360 hospitalisations cardiaques et 673 hospitalisations respiratoires par an dans les neuf villes, soit un bénéfice potentiel de 3,9 millions € 2005 par an ;
- que le respect de la valeur guide de l'OMS pour le maximum journalier d'ozone (100 µg/m³) aurait permis de différer 69 décès et 62 hospitalisations respiratoires par an, soit un bénéfice potentiel de 6,2 millions € par an.

4.2. Sources d'incertitude

4.2.1. Évaluation de l'exposition

Afin de limiter les biais liés à la transposition des fonctions concentration-risque de la population de l'étude épidémiologique originale à la population concernée par l'évaluation, nous avons estimé l'exposition moyenne de la population à partir des données des stations de mesure des villes étudiées, comme cela avait été fait dans les études épidémiologiques sources. Ceci nous a probablement conduit à sous-estimer l'impact à long terme de l'exposition chronique aux PM, car il peut exister en outre des contrastes substantiels d'exposition à l'intérieur des villes, en rapport notamment avec le trafic routier.

De plus, des résultats épidémiologiques récents ont suggéré que ces contrastes d'exposition infra-urbains pourraient même être plus importants que les contrastes entre villes, et qu'utiliser ces contrastes infra-urbains pourrait conduire à une estimation plus large de l'effet des PM_{2,5} sur la mortalité : ainsi, une analyse de l'effet à long terme sur la mortalité de l'exposition chronique aux PM_{2,5} estimée au lieu de résidence des participants à la cohorte de l'ACS résidant a permis d'estimer un risque relatif plus élevé (1,17 pour 10 µg/m³) que le risque relatif estimé sur l'ensemble de la cohorte en prenant en compte les contrastes d'exposition entre villes (1,06) [36].

Prendre en compte ces contrastes infra-urbains nécessiterait de pouvoir estimer les niveaux d'exposition aux PM à une résolution fine, ce qui était clairement au-delà des objectifs du projet Aphekom. De plus, l'utilisation de ces données pour l'EIS nécessiterait de disposer de fonctions concentration-risque applicables.

Les perspectives du projet européen Escape (<http://www.escapeproject.eu/>) sont très prometteuses dans ce domaine, car ce projet vise justement à explorer les contrastes infra-urbains d'exposition en combinant des mesures de terrain de dioxyde d'azote (NO₂) et de PM et de modèles de régression utilisant les données environnementales locales [37]. Le work package 4 d'Aphekom a exploré une approche alternative, en utilisant les résultats épidémiologiques récents sur les liens entre proximité du trafic et prévalence des maladies coronariennes et respiratoires chroniques.

Pendant la période 2004-2006, dans les neuf villes françaises, les PM étaient mesurées avec la méthode TEOM, qui conduit à sous-estimer les composés semi-volatiles des PM. Nous avons appliqué une correction empirique à ces données pour limiter cette sous-estimation, à l'aide de facteurs de correction fixes saisonniers, tous inférieurs à 1,3. Il est probable que, même après application de ce facteur de correction, les concentrations de PM et donc l'impact sanitaire associé sont sous-estimés. Un travail récent a ainsi montré que, pour une station urbaine de fond parisienne, la sous-estimation des PM_{2,5} par la méthode TEOM conventionnelle était de l'ordre de 50 % l'hiver et de 35 % l'été [30].

Les PM sont un mélange complexe de composés primaires et secondaires, dont il est raisonnable de penser que la toxicité varie avec la composition. Comme la composition des PM est aussi une indication de leur origine, une meilleure connaissance de la composition des PM et de l'impact de leur composition sur leurs effets sur la santé est nécessaire, et les résultats épidémiologiques récents dans ce domaine sont prometteurs [38]. En particulier, les résultats d'une réanalyse récente des données de la cohorte de l'ACS suggèrent qu'il pourrait être utile d'utiliser l'exposition au carbone suie et aux sulfates dans l'évaluation de l'impact sanitaire [39]. Ces premiers résultats devraient inciter au développement de la surveillance de l'exposition aux différents composants des PM en France.

Dans le cadre du projet Aphekom, nous avons suivi les recommandations de l'OMS [28] et nous n'avons pas considéré les effets du NO₂, gaz toxique par lui-même, dont les effets sur l'appareil respiratoire sont bien documentés. Les niveaux observés dans un contexte urbain sont cependant plus faibles que les niveaux utilisés dans les expériences contrôlées avec des volontaires humains. Il est généralement considéré que les effets observés dans les nombreuses études épidémiologiques montrant un lien entre niveaux de NO₂ et effets sur la santé, notamment respiratoire pourraient être dus, au moins en partie à d'autres polluants liés au trafic routier, par exemple les particules ultrafines, pour lesquels le NO₂ serait un *proxy* de l'exposition [40,41]. Ainsi, réaliser des calculs d'impact à la fois des PM et du NO₂ pourraient conduire à compter deux fois une partie de l'impact des PM, c'est pourquoi nous n'avons pas pris en compte le NO₂, même si cela peut nous avoir conduit à sous-estimer l'impact, notamment à court terme, de l'exposition à la pollution atmosphérique urbaine. Comme les niveaux de NO₂ connaissent actuellement une tendance à la hausse en raison d'une

augmentation des émissions primaires de NO₂ liées au trafic [42], la question de sa prise en compte dans les EIS devrait être étudiée plus en détail.

4.2.2. Indicateurs de santé

La mortalité constitue un indicateur de choix pour l'EIS, car les données sont robustes, faciles à obtenir et, pour la mortalité toutes causes, non sujette à des erreurs de classification. L'impact sur la mortalité constitue, en termes économiques, la plus grosse part des impacts. Les causes spécifiques de mortalité sont plus sujettes à des erreurs de classification, mais les effets à long terme des PM sur la mortalité cardiovasculaire sont maintenant bien documentés, même si les fonctions concentration-risque varient selon les études [43]. Nous avons donc estimé l'impact à long terme de l'exposition chronique aux PM_{2,5} sur la mortalité totale mais aussi sur la mortalité cardiovasculaire.

Pour élargir la perspective, nous avons aussi pris en compte les effets aigus des PM et de l'ozone sur les hospitalisations cardiaques et respiratoires. L'erreur de transposition des fonctions concentration-risque est probablement plus importante que pour la mortalité, car les pratiques d'enregistrement et de codage sont beaucoup plus hétérogènes entre les pays.

Comme nous nous sommes limités à la mortalité et aux hospitalisations, notre estimation du poids de la pollution de l'air sur la santé est clairement sous-estimée. En particulier, nous n'avons pas pris en compte l'impact sur le développement et l'histoire naturelle des maladies chroniques. Le work package 4 d'Aphekom a exploré l'emploi d'approches innovantes pour évaluer l'impact de la pollution de l'air liée au trafic routier sur la prévalence et l'exacerbation des maladies chroniques coronariennes et respiratoires [44].

4.2.3. Fonctions concentration-réponse

Nous avons de préférence utilisé des fonctions concentration-risque issues d'études européennes multi-villes et multi-pays. Pour les impacts à court terme, comme nous l'avons indiqué dans la section méthodes, les fonctions choisies étaient cohérentes avec d'autres résultats récents d'études multi-villes menées dans un seul pays, comme le programme français Psas [23], le projet espagnol EMECAS [25] et l'étude italienne EPI-AIR [20,24].

Pour les effets à long terme des PM, nous avons utilisé les résultats de la cohorte américaine de l'ACS [15,18], comme dans le projet européen Apehis [7] et dans d'autres EIS récents (voir par ex [45]). En raison de sa forte puissance statistique, les résultats de la cohorte de l'ACS restent actuellement les meilleurs dont nous disposons. Cependant, il est intéressant de constater que les résultats existants de cohortes européennes sont très cohérents même si moins puissants, et justifient l'emploi des résultats de la cohorte de l'ACS pour l'EIS en Europe. Par exemple, les résultats de la cohorte hollandaise NLCS-AIR [17] sont très proches de ceux de l'ACS. En ce qui concerne l'impact à long terme sur la mortalité cardiovasculaire, les résultats sont un peu plus discordants: le RR estimé dans la cohorte NLCS-AIR est de 1,04 contre 1,12 dans la cohorte de l'ACS.

En ce qui concerne l'ozone, nous sommes parmi les premiers à explorer l'impact à long terme de l'exposition à l'ozone sur la mortalité respiratoire, en utilisant les résultats récents de la cohorte de l'ACS [27] sur le lien entre exposition moyenne à l'ozone entre avril et septembre et mortalité respiratoire à long terme. En termes de décès différés, pour une baisse des niveaux d'ozone de 5 µg/m³, l'impact estimé des expositions répétées pendant l'été à l'ozone est de moins de la moitié de l'impact à court terme sur la mortalité. Ce résultat n'est pas surprenant dans la mesure où l'impact à long terme concerne uniquement la mortalité respiratoire, alors que l'impact à court terme concerne l'ensemble des décès hors accidents et morts violentes. Cependant, l'impact sur l'espérance de vie est probablement plus important pour l'exposition chronique (ou répétée) à l'ozone, les résultats obtenus ne sont donc pas vraiment comparables. D'autre part, ces résultats sont basés sur une seule étude et sont donc moins robustes que les résultats pour les PM. Des travaux de recherche sur l'impact à long terme de l'ozone sont clairement nécessaires.

L'incertitude liée à l'estimation des fonctions concentration-risque dans les études épidémiologiques sources doit être également prise en compte. En ce qui concerne par exemple l'impact à long terme des PM_{2,5} sur la mortalité, l'intervalle de confiance à 95 % du risque relatif par 10 µg/m³ dans l'étude de la cohorte de l'ACS [15] va de 1,02 à 1,11. En termes de nombre total de décès différés dans les neuf villes pour un scénario de respect de la valeur guide de l'OMS, cela se traduit par un intervalle de

1 000 à 5 000 décès par an (estimation centrale : environ 3 000 décès). L'intervalle de confiance de l'étude source ne traduit cependant pas toutes les incertitudes de cette étude source, notamment celles liées à la représentativité de la population de l'étude source (par rapport à la population à laquelle le risque relatif est appliqué), la forme de la fonction concentration-risque, les biais de mesure de l'exposition. Kinney *et al.* [46] ont montré comment la prise en compte formalisée du jugement d'experts sur l'incertitude des fonctions concentration-risque pouvait conduire à des intervalles beaucoup plus larges.

4.3. Présentation des résultats

Comme le poids le plus important de la pollution de l'air sur la santé est lié à l'impact à long terme de l'exposition chronique aux PM sur la mortalité, il convient d'utiliser une présentation judicieuse des résultats. Il est classique de présenter l'impact de facteurs de risque majeurs (tabac, alcool, obésité mais aussi pollution de l'air [47]) sur la mortalité en termes de décès « attribuables » ou « différés ». Il est vrai qu'en cas de diminution des niveaux de PM les taux de mortalité vont diminuer et donc aussi le nombre annuel de décès. Cependant, à long terme, cette baisse des taux de mortalité va conduire la population à vivre plus longtemps et donc, comme la population sera plus âgée, le nombre annuel de décès va progressivement augmenter de nouveau [48]. Cela a conduit plusieurs auteurs à recommander de présenter ces résultats en termes d'impact sur l'espérance de vie, car cet impact persistera lui à long terme [49].

L'espérance de vie du moment, comme indicateur transversal, est à la fois un bon indicateur synthétique de la mortalité d'une population une année donnée, et une estimation de l'espérance de vie moyenne d'un sujet de la population, sous réserve de conditions de stabilité de la population. Cet indicateur a, par exemple, été utilisé pour évaluer *ex post* l'impact de la diminution des niveaux de PM_{2,5} aux États-Unis [50]. Nous avons donc choisi de présenter nos résultats en termes de gain potentiel d'espérance de vie du moment une année donnée, comme indicateur du poids des PM_{2,5} sur la mortalité.

Nous avons calculé le gain d'espérance de vie à 30 ans, car nous avons utilisé les résultats de la cohorte de l'ACS [15,18] dont les sujets étaient âgés de 30 ans et plus au moment de leur recrutement. Nous n'avons donc pas pris en compte les effets des PM sur la mortalité infantile [51], car les résultats épidémiologiques sont moins robustes et car les données sur la première année de vie sont statistiquement moins stables quand on travaille avec des tables de mortalité locales. Le lecteur devra donc prendre garde à ne pas confondre espérance de vie à la naissance et espérance de vie à 30 ans. Cependant, comme l'impact des PM a été pris en compte à partir de 30 ans, la différence entre gain sur l'espérance de vie à la naissance et gain sur l'espérance de vie à 30 ans est négligeable.

Nous avons aussi voulu quantifier l'impact total sur la population en termes de gain potentiel total d'années de vie [49]. Ceci était en particulier nécessaire pour la valorisation économique. Cet indicateur a été obtenu par différence entre la table de mortalité du moment observée et la table de mortalité qui aurait pu être observée si les niveaux de PM avaient diminué. Nous avons également présenté les résultats en termes de nombre de décès différés, qui reste un indicateur utile du poids des PM sur la mortalité.

4.4. Interprétation des résultats

Nous avons adopté dans ce travail une approche contrefactuelle. C'est à dire que nous avons comparé l'état de santé de la population des neuf villes avec ce qu'il aurait pu être si les niveaux de pollution avaient été diminués et si le délai nécessaire à l'apparition des effets sur la santé avait été écoulé. Cette approche, ancrée dans le concept épidémiologique de risque attribuable [52] permet d'estimer le poids actuel de la pollution de l'air sur la santé, avec l'hypothèse que des politiques publiques d'amélioration de la qualité de l'air pourraient conduire à une diminution de ce poids. C'est également l'approche utilisée notamment dans le projet Apehis [7,9,10], dans le projet Global Burden of Disease de l'OMS [53] ou dans la deuxième partie d'un rapport récent du COMEAP sur l'impact des particules en suspension sur la mortalité au Royaume Uni [45].

Cette approche est apparentée à, mais différente de l'approche prédictive de l'évaluation de l'impact sanitaire utilisée classiquement dans l'analyse coût-bénéfice de politiques publiques [54] : cette

dernière approche vise à évaluer le bénéfice futur pour la santé de politiques publiques mises en œuvre aujourd'hui, ce qui impose de prendre en compte les tendances en termes démographiques et d'état de santé, le délai de mise en œuvre des politiques publiques et le délai d'apparition des effets sur la santé. C'est l'approche qui a été utilisée dans l'analyse coût-bénéfice du programme CAFE [35] ou dans la première partie du rapport du COMEAP [45].

La différence entre les deux approches a notamment son importance dans l'interprétation des résultats de la valorisation économique. Les résultats de notre approche contrefactuelle doivent être interprétés en termes de gains annuels potentiels. Ils sont robustes et simples à comprendre. Il doit cependant être clair pour le lecteur que ces gains ne seront obtenus qu'à moyen terme et non immédiatement après la mise en place de politiques d'amélioration de la qualité de l'air.

4.5. Conclusions

Dans le cadre du projet européen Aphekom, nous avons évalué le poids de l'exposition aux particules en suspension et à l'ozone sur la mortalité et les hospitalisations cardiaques et respiratoires dans neuf villes françaises pendant la période 2004-2006. Nous avons comparé la situation sanitaire de la population des neuf villes pendant cette période avec ce qu'elle aurait pu être si les niveaux de PM et d'ozone avaient respecté les valeurs guides de l'OMS et s'ils avaient été diminués de $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Nos résultats viennent ainsi mettre à jour les résultats du projet Apehis [7] et montrent la persistance d'un impact tout à fait substantiel de la pollution de l'air sur la santé dans les villes françaises, dominé par l'impact à long terme des $\text{PM}_{2,5}$ sur la mortalité. Ces résultats devraient encourager la mise en œuvre de politiques publiques d'amélioration de la qualité de l'air au niveau local, national et européen. Plusieurs travaux ont montré que les bénéfices prédits d'une diminution des concentrations de PM étaient réellement observés quand les niveaux de PM_{10} diminuaient effectivement [50,55].

Références bibliographiques

- [1] Blanchard M, Borrelli D, Chardon B, Chatignoux É, Declercq C, Fabre P, *et al.* Programme de surveillance air et santé. Analyse des liens à court terme entre pollution atmosphérique urbaine et mortalité dans neuf villes françaises. Saint-Maurice : Institut de veille sanitaire; 2008.
- [2] Cassadou S, Declercq C, Eilstein D, Filleul L, Le Tertre A, Médina S, *et al.* Programme de surveillance air et santé 9 villes. Surveillance des effets sur la santé liés à la pollution atmosphérique en milieu urbain. Phase II. Saint-Maurice : Institut de veille sanitaire; 2002.
- [3] Dab W, Ségala C, Dor F, Festy B, Lameloise P, Le Moullec Y, *et al.* 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;51:220-35.
- [4] Pope CA, Dockery DW. Health effects of fine particulate air pollution: lines that connect. *J Air Waste Manag Assoc* 2006;56:709-42.
- [5] Filleul L, Medina S, Cassadou S. La pollution atmosphérique particulaire urbaine : de l'épidémiologie à l'impact sanitaire en santé publique. *Rev Epidemiol Sante Publique* 2003;51:527-42.
- [6] D'Helf-Blanchard M. Synthèse des évaluations d'impact sanitaire de la pollution atmosphérique urbaine, France, 1995-2002. *Bulletin épidémiologique hebdomadaire* 2005;(19):85-6.
- [7] Medina S, Le Tertre A, Saklad M, on behalf of the Apehis Collaborative Network. The Apehis project: Air Pollution and Health. A European Information System. *Air Qual Atmos Health* 2009;2:185-98.
- [8] Pollution par les particules dans l'air ambiant. Synthèse en vue d'un appui à l'élaboration de seuils d'information et d'alerte du public pour les particules dans l'air ambiant. Avis de l'Afsset. Rapport d'expertise collective. Maisons-Alfort : Agence française de sécurité sanitaire de l'environnement et du travail; 2009.
- [9] Ballester F, Medina S, Boldo E, Goodman P, Neuberger M, Iñiguez C, *et al.* Reducing ambient levels of fine particulates could substantially improve health: a mortality impact assessment for 26 European cities. *J Epidemiol Community Health* 2008;62:98-105.
- [10] Boldo E, Medina S, Le Tertre A, Hurley F, Mücke HG, Ballester F, *et al.* Apehis: Health impact assessment of long-term exposure to PM_{2.5} in 23 European cities. *Eur J Epidemiol* 2006;21:449-58.
- [11] Ung A, Pascal M, Chanel O, Corso M, Blanchard M, Medina S, Declercq C,. Comment réaliser une évaluation de l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique urbaine ? Guide méthodologique. Saint-Maurice : Institut de veille sanitaire; 2012.
- [12] Directive 2008/50/CE du Parlement européen et du Conseil du 21 mai 2008 concernant la qualité de l'air ambiant et un air pur pour l'Europe. 2008.
- [13] EC working group on particulate matter. A report on guidance to member states on PM10 monitoring and intercomparisons with the reference method. 2002.
- [14] Houdret JL, Mathe F, Dybiak R, Angotzi C Métrologie des particules. Programme pilote national de surveillance des particules PM₁₀ et PM_{2.5}. Laboratoire central de surveillance de la qualité de l'Air; 2002.

- [15] Pope CA, III, Burnett RT, Thun MJ, Calle EE, Krewski D, Ito K, *et al.* Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution. *JAMA* 2002;287:1132-41.
- [16] Krewski D, Jerrett M, Burnett RT, Ma R, Hughes E, Shi Y, *et al.* Extended Follow-Up and Spatial Analysis of the American Cancer Society Study Linking Particulate Air Pollution and Mortality. Boston : Health Effects Institute; 2009.
- [17] Beelen R, Hoek G, van den Brandt PA, Goldbohm RA, Fischer P, Schouten LJ, *et al.* Long-term effects of traffic-related air pollution on mortality in a Dutch cohort (NLCS-AIR study). *Environ Health Perspect* 2008;116:196-202.
- [18] Pope CA, III, Burnett RT, Thurston GD, Thun MJ, Calle EE, Krewski D, *et al.* Cardiovascular mortality and long-term exposure to particulate air pollution: epidemiological evidence of general pathophysiological pathways of disease. *Circulation* 2004 ;109:71-7.
- [19] Anderson HR, Atkinson RW, Peacock JL, Marston L, Konstantinou K. Meta-analysis of time-series studies and panel studies of Particulate Matter (PM) and Ozone (O₃). Report of a WHO task group. Copenhagen : WHO Regional Office for Europe; 2004.
- [20] Stafoggia M, Faustini A, Rognoni M, Tessari R, Cadum E, Pacelli B, *et al.* Inquinamento atmosferico e mortalità in dieci città italiane. Risultati del Progetto EpiAir. *Epidemiol Prev* 2009;33(6 Suppl 1):65-76.
- [21] Katsouyanni K, Samet JM, Anderson HR, Atkinson R, Le Tertre A, Medina S, *et al.* Air Pollution and Health: A European and North American Approach Report. Health Effects Institute; 2009.
- [22] Atkinson RW, Anderson HR, Medina S, Iñiguez C, Forsberg B, Segerstedt B, *et al.* Analysis of all-age respiratory hospital admissions and particulate air pollution within the Apehis programme. In: APHEIS Air Pollution and Information System. Health Impact Assessment of Air Pollution and Communication Strategy. Third-year Report. Saint-Maurice : Institut de veille sanitaire; 2005. p. 127-33.
- [23] Larrieu S, Jusot JF, Blanchard M, Prouvost H, Declercq C, Fabre P, *et al.* Short term effects of air pollution on hospitalizations for cardiovascular diseases in eight French cities: The PSAS program. *Sci Total Environ* 2007;387:105-12.
- [24] Colais P, Serinelli M, Faustini A, Stafoggia M, Randi G, Tessari R, *et al.* Inquinamento atmosferico e ricoveri ospedalieri urgenti in nove città italiane. Risultati del Progetto EpiAir. *Epidemiol Prev* 2009;33(6 Suppl 1):77-94.
- [25] Ballester F, Rodríguez P, Iñiguez C, Saez M, Daponte A, Galán I, *et al.* Air pollution and cardiovascular admissions association in Spain: results within the EMECAS project. *J Epidemiol Community Health* 2006;60:328-36.
- [26] Gryparis A, Forsberg B, Katsouyanni K, Analitis A, Touloumi G, Schwartz J, *et al.* Acute effects of ozone on mortality from the "Air pollution and health: a European approach" project. *Am J Respir Crit Care Med* 2004;170:1080-7.
- [27] Jerrett M, Burnett RT, Pope CA, III, Ito K, Thurston G, Krewski D, *et al.* Long-Term Ozone Exposure and Mortality. *N Engl J Med* 2009;360:1085-95.
- [28] Air quality guidelines. Global update 2005. Particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide. Copenhagen : World Health Organization Regional Office for Europe; 2006.
- [29] R Development Core Team. R: A language and environment for statistical computing. Vienna : R Foundation for Statistical Computing; 2010.

- [30] Favez O, Cachier H, Sciare J, Le Moullec Y. Characterization and contribution to PM_{2.5} of semi-volatile aerosols in Paris (France). *Atmospheric Environment* 2007;41:7969-76.
- [31] Desaignes B, Ami D, Bartzak A, Braun-Kohlová M, Chilton S, Czajkowski M, *et al.* Economic Valuation of Air Pollution Mortality. A 9-Country Contingent Valuation Survey of Value of a Life Year (VOLY). *Ecol Indic* 2011;11:902-10.
- [32] Rainer F, Rabl A, Hirschberg S, Desaignes B, Markandya A, de Nocker L. New elements for the assessment of external costs from energy technologies. Final report to the European Commission DG Research Technological Development and Demonstration. Stuttgart : Institute of Energy Economics and the Rational Use of Energy; 2004.
- [33] Commission staff working document accompanying document to the Communication and Recommendation on patient safety, including the prevention and control of healthcare-associated infections. Brussels : Commission of the European Communities; 2008.
- [34] Ready R, Navrud SI, Day B, Dubourg R, Machado F, Mourato S, *et al.* Benefit Transfer in Europe: How Reliable Are Transfers between Countries? *Environmental and Resource Economics* 2004;29:67-82.
- [35] Hurley F, Hunt A, Cowie H, Holland M, Miller B, Pye S, *et al.* Methodology for the Cost-Benefit analysis for CAFE. Volume 2: Health Impact Assessment. Oxon : AEA Technology Environment; 2005.
- [36] Jerrett M, Burnett RT, Ma R, Pope CA, Krewski D, Newbold KB, *et al.* Spatial analysis of air pollution and mortality in Los Angeles. *Epidemiology* 2005;16:727-36.
- [37] Hoek G, Beelen R, de Hoogh K, Vienneau D, Gulliver J, Fischer P, *et al.* A review of land-use regression models to assess spatial variation of outdoor air pollution. *Atmos Environ* 2008;42:7561-78.
- [38] Lippmann M. Semi-continuous speciation analyses for ambient air particulate matter: an urgent need for health effects studies. *J Expo Sci Environ Epidemiol* 2009;19:235-47.
- [39] Smith KR, Jerrett M, Anderson HR, Burnett RT, Stone V, Derwent R, *et al.* Public health benefits of strategies to reduce greenhouse-gas emissions: health implications of short-lived greenhouse pollutants. *Lancet* 2009 ;374:2091-103.
- [40] HEI Panel on the health effects of traffic-related air pollution. Traffic-related air pollution: a critical review of the literature on emissions, exposure and health effects. Boston : Health Effects Institute; 2010.
- [41] Searl A. A review of the acute and long term impacts of exposure to nitrogen dioxide in the United Kingdom. Edinburgh : Institute of Occupational Medicine; 2004.
- [42] Carslaw DC, Beevers SD, Bell MC. Risks of exceeding the hourly EU limit value for nitrogen dioxide resulting from increased road transport emissions of primary nitrogen dioxide. *Atmospheric Environment* 2007;41:2073-82.
- [43] Brook RD, Rajagopalan S, Pope CA, Brook JR, Bhatnagar A, Diez-Roux AV, *et al.* Particulate Matter Air Pollution and Cardiovascular Disease: An Update to the Scientific Statement From the American Heart Association. *Circulation* 2010;121:2331-78.
- [44] Künzli N, Perez L, Lurmann F, Hricko A, Penfold B, McConnell R. An Attributable Risk Model for Exposures Assumed to Cause Both Chronic Disease and its Exacerbations. *Epidemiology* 2008;19:179-95.
- [45] Committee on the Medical Effects of Air Pollutants. The Mortality Effects of Long-Term Exposure to Particulate Air Pollution in the United Kingdom. A report by the Committee on the Medical Effects of Air Pollutants. Chilton, Didcot : Health Protection Agency; 2010.

- [46] Kinney PL, Roman HA, Walker KD, Richmond HM, Conner L, Hubbell BJ. On the use of expert judgment to characterize uncertainties in the health benefits of regulatory controls of particulate matter. *Environmental Science & Policy* 2010;13:434-43.
- [47] Künzli N, Kaiser R, Medina S, Studnicka M, Chanel O, Filliger P, *et al.* Public-health impact of outdoor and traffic-related air pollution: a European assessment. *Lancet* 2000;356:795-801.
- [48] Miller BG, Hurley JF. Life table methods for quantitative impact assessments in chronic mortality. *J Epidemiol Community Health* 2003;57:200-6.
- [49] Brunekreef B, Miller BG, Hurley FJ. The brave new world of lives sacrificed and saved, deaths attributed and avoided. *Epidemiology* 2007;18:785-8.
- [50] Pope CA, Ezzati M, Dockery DW. Fine-particulate air pollution and life expectancy in the United States. *N Engl J Med* 2009;360:376-86.
- [51] Lacasaña M, Esplugues A, Ballester F. Exposure to ambient air pollution and prenatal and early childhood health effects. *Eur J Epidemiol* 2005;20:183-99.
- [52] Benichou J. Biostatistics and epidemiology: measuring the risk attributable to an environmental or genetic factor. *C R Biol* 2007;330:281-98.
- [53] Cohen AJ, Anderson HR, Ostro B, Pandey KD, Krzyzanowski M, Künzli N, *et al.* The global burden of disease due to outdoor air pollution. *J Toxicol Environ Health A* 2005;68:1301-7.
- [54] Mindell J, Ison E, Joffe M. A glossary for health impact assessment. *J Epidemiol Community Health* 2003;57:647-51.
- [55] Clancy L, Goodman P, Sinclair H, Dockery DW. Effect of air-pollution control on death rates in Dublin, Ireland: an intervention study. *Lancet* 2002;360:1210-4.

Annexe 1 : Composition communale des zones d'étude

Communes de la zone d'étude de Bordeaux

Communes	Code Insee
Artigues-près-Bordeaux	33013
Bassens	33032
Bègles	33039
Bordeaux	33063
Bouliac	33065
Le Bouscat	33069
Bruges	33075
Cadaujac	33080
Carbon-Blanc	33096
Cenon	33119
Eysines	33162
Floirac	33167
Gradignan	33192
Le Haillan	33200
Le Taillan Médoc	33519
Lormont	33249
Mérignac	33281
Pessac	33318
Sainte Eulalie	33397
Talence	33522
Tresses	33535
Villenave-d'Ornon	33550

Communes de la zone d'étude de Marseille

Communes	Code Insee
Allauch	13002
Aubagne	13005
Gémenos	13042
Marseille	13055
Les Pennes-Mirabeau	13071
La Penne-sur-Huveaune	13070
Plan-de-Cuques	13075

Communes de la zone d'étude du Havre

Communes	Code Insee
Epouville	76238
Fontaine-la-Mallet	76270
Fontenay	76275
Gainneville	76296
Gonfreville-l'Orcher	76305
Harfleur	76341
Le Havre	76351
Manéglise	76404
Montivilliers	76447
Notre-Dame du Bec	76477
Octeville-sur-Mer	76481

Communes	Code Insee
Rogerville	76533
Rolleville	76534
Sainte-Adresse	76552
Saint-Laurent-de-Brèvedent	76596
Saint-Martin-du-Manoir	76616

Communes de la zone d'étude de Lyon

Communes	Code Insee
Bron	69029
Caluire et Cuire	69034
Collonges-au-Mont-d'Or	69063
Ecully	69081
Fontaine-sur-Saone	69088
Irigny	69100
La Mulatière	69142
Lyon	69123
Oullins	69149
Pierre Bénite	69152
Rillieux-La-Pape	69286
Saint Fons	69199
Sainte Foy les Lyon	69202
Saint-Genis-Laval	69204
Saint-Priest	69290
Tassin-la-Demi-Lune	69244
Vaulx-en-Velin	69256
Vénissieux	69259
Villeurbanne	69266

Communes de la zone d'étude de Lille

Communes	Code Insee
Anstaing	59013
Armentières	59017
Baisieux	59044
Beaucamps Ligny	59056
Bondues	59090
Bousbecque	59098
Bouvines	59106
Capinghem	59128
Chereng	59146
Comines	59152
Croix	59163
Deulemont	59173
Don	59670
Emmerin	59193
Englos	59195
Ennetières en Weppes	59196
Erquinghem le Sec	59201
Erquinghem Lys	59202
Escobecques	59208
Faches Thumesnil	59220
Forest sur Marque	59247
Fournes en Weppes	59250
Frelinghien	59252
Fretin	59256
Gruson	59275

Communes	Code Insee
Hallennes Lez	59278
Haubourdin	
Halluin	59279
Hantay	59281
Haubourdin	59286
Hem	59299
Herlies	59303
Houplin Ancoisne	59316
Houplines	59317
Illies	59320
La Bassee	59051
La Chapelle	
d'Armentieres	59143
La Madeleine	59368
Lambersart	59328
Lannoy	59332
Leers	59339
Lesquin	59343
Lezennes	59346
Lille	59350
Lille - Hellemmes	59298
Linselles	59352
Lomme	59355
Lompret	59356
Loos	59360
Lys Lez Lannoy	59367
Marcq en Baroeul	59378
Marquette Lez Lille	59386
Marquillies	59388
Mons en Baroeul	59410
Mouvax	59421
Neuville en Ferrain	59426
Noyelles les Seclin	59437
Perenchies	59457
Peronne en Melantois	59458
Premesques	59470
Quesnoy sur Deule	59482
Ronchin	59507
Roncq	59508
Roubaix	59512
Sailly Lez Lannoy	59522
Sainghin en Melantois	59523
Sainghin en Weppes	59524
Saint André lez Lille	59550
Salome	59530
Santes	59553
Seclin	59560
Sequedin	59566
Templemars	59585
Toufflers	59598
Tourcoing	59599
Tressin	59602
Vendeville	59609
Verlinghem	59611
Villeneuve d'Ascq	59009
Wambrechies	59636
Warneton	59643
Wasquehal	59646
Wattignies	59648
Wattrelos	59650
Wavrin	59653
Wervicq Sud	59656
Wicres	59658
Willems	59660

Communes de la zone d'étude de Paris	
Communes	Code Insee
Ablon-sur-Seine	94001
Alfortville	94002
Antony	92002
Arcueil	94003
Asnières-sur-Seine	92004
Aubervilliers	93001
Aulnay-sous-Bois	93005
Bagneux	92007
Bagnolet	93006
Bobigny	93008
Bois-Colombes	92009
Boissy-Saint-Léger	94004
Bondy	93010
Bonneuil-sur-Marne	94011
Boulogne-Billancourt	92012
Bourg-la-Reine	92014
Bry-sur-Marne	94015
Cachan	94016
Champigny-sur-Marne	94017
Charenton-le-Pont	94018
Châtenay-Malabry	92019
Châtillon	92020
Chaville	92022
Chennevières-sur-Marne	94019
Chevilly-Larue	94021
Choisy-le-Roi	94022
Clamart	92023
Clichy	92024
Clichy-sous-Bois	93014
Colombes	92025
Coubron	93015
Courbevoie	92026
Créteil	94028
Drancy	93029
Dugny	93030
Épinay-sur-Seine	93031
Fontenay-aux-Roses	92032
Fontenay-sous-Bois	94033
Fresnes	94034
Gagny	93032
Garches	92033
Gennevilliers	92036
Gentilly	94037
Gournay-sur-Marne	93033
Issy-les-Moulineaux	92040
Ivry-sur-Seine	94041
Joinville-le-Pont	94042
L' Hay-les-Roses	94038
L' Île-Saint-Denis	93039
La Courneuve	93027
La Garenne-Colombes	92035
La Queue-en-Brie	94060
Le Blanc-Mesnil	93007
Le Bourget	93013
Le Kremlin-Bicêtre	94043
Le Perreux-sur-Marne	94058
Le Plessis-Robinson	92060
Le Plessis-Trévisé	94059
Le Pré-Saint-Gervais	93061
Le Raincy	93062
Les Lilas	93045
Les Pavillons-sous-Bois	93057
Levallois-Perret	92044
Limeil-Brévannes	94044

Communes	Code Insee
Livry-Gargan	93046
Maisons-Alfort	94046
Malakoff	92046
Mandres-les-Roses	94047
Marnes-la-Coquette	92047
Marolles-en-Brie	94048
Meudon	92048
Montfermeil	93047
Montreuil	93048
Montrouge	92049
Nanterre	92050
Neuilly-Plaisance	93049
Neuilly-sur-Marne	93050
Neuilly-sur-Seine	92051
Nogent-sur-Marne	94052
Noiseau	94053
Noisy-le-Grand	93051
Noisy-le-Sec	93053
Orly	94054
Ormesson-sur-Marne	94055
Pantin	93055
Paris	75056
Périgny	94056
Pierrefitte-sur-Seine	93059
Puteaux	92062
Romainville	93063
Rosny-sous-Bois	93064
Rueil-Malmaison	92063
Rungis	94065
Saint-Cloud	92064
Saint-Denis	93066
Saint-Mandé	94067
Saint-Maur-des-Fossés	94068
Saint-Maurice	94069
Saint-Ouen	93070
Santeny	94070
Sceaux	92071
Sevran	93071
Sèvres	92072
Stains	93072
Sucy-en-Brie	94071
Suresnes	92073
Thiais	94073
Tremblay-en-France	93073
Valenton	94074
Vanves	92075
Vaucresson	92076
Vaujours	93074
Villecresnes	94075
Ville-d'Avray	92077
Villejuif	94076
Villemomble	93077
Villeneuve-la-Garenne	92078
Villeneuve-le-Roi	94077
Villeneuve-Saint-Georges	94078
Villepinte	93078
Villetaneuse	93079
Villiers-sur-Marne	94079
Vincennes	94080
Vitry-sur-Seine	94081

Communes de la zone d'étude de Rouen

Communes	Code Insee
Amfreville-la-Mi-Voie	76005
Les Authieux-sur-le-Port-Saint-Ouen	76039
Belbeuf	76069
Bihorel	76095
Bonsecours	76103
Bois-Guillaume	76108
Boos	76116
Canteleu	76157
Caudebec-lès-Elbeuf	76165
Cléon	76178
Darnétal	76212
Déville-lès-Rouen	76216
Elbeuf	76231
Fontaine-sous-Préaux	76273
Gouy	76313
Grand-Couronne	76319
Le Grand-Quevilly	76322
Le Houlme	76366
Malaunay	76402
Maromme	76410
Le Mesnil-Esnard	76429
Montigny	76446
Mont-Saint-Aignan	76451
Montville	76452
Moulineaux	76457
Notre-Dame-de-Bondeville	76474
Franqueville-Saint-Pierre	76475
Oissel	76484
Orival	76486
Petit-Couronne	76497
Le Petit-Quevilly	76498
Roncherolles-sur-le-Vivier	76536
Rouen	76540
Saint-Aubin-Épinay	76560
Saint-Aubin-lès-Elbeuf	76561
Saint-Etienne-du-Rouvray	76575
Saint-Léger-du-Bourg-Denis	76599
Saint-Martin-du-Vivier	76617
Saint-Pierre-lès-Elbeuf	76640
Sotteville-lès-Rouen	76681
Tourville-la-Rivière	76705
Val-de-la-Haye	76717
La Vaupalière	76728

**Communes de la zone d'étude de
Strasbourg**

Communes	Code Insee
Achenheim	67001
Bischheim	67043
Eckbolsheim	67118
Geispolsheim	67152
Hoenheim	67204
Illkirch-Graffenstaden	67218
Lampertheim	67256
Lingolsheim	67267
Mittelhausbergen	67296
Mundolsheim	67309
Niederhausbergen	67326
Oberhausbergen	67343
Oberschaeffolsheim	67350
Ostwald	67365
Reichstett	67389
Schiltigheim	67447
Souffelweyersheim	67471
Strasbourg	67482
Vendenheim	67506
Wolfisheim	67551

**Communes de la zone d'étude de
Toulouse**

Communes	Code Insee
Aucamville	31022
Aureville	31025
Auzeville-Tolosane	31035
Auzielle	31036
Balma	31044
Beaupuy	31053
Beuzelle	31056
Blagnac	31069
Castanet-Tolosan	31113
Castelginest	31116

Communes	Code Insee
Colomiers	31149
Cornebarrieu	31150
Cugnaux	31157
Daux	31160
Escalquens	31169
Flourens	31184
Fonbeauzard	31186
Frouzins	31203
Goyrans	31227
La Salvetat-Saint-Gilles	31526
Labege	31254
Lacroix-Falgarde	31259
Launaguet	31282
Lauzerville	31284
L'Union	31561
Mervilla	31340
Mondonville	31351
Mondouzil	31352
Montberon	31364
Montrabe	31389
Pechabou	31409
Pechbonnieu	31410
Pechbusque	31411
Pin-Balma	31418
Pinsaguel	31420
Plaisance-Du-Touch	31424
Portet-Sur-Garonne	31433
Quint-Fonsegrives	31445
Ramonville-Saint-Agne	31446
Rebigue	31448
Roques	31458
Roquettes	31460
Saint-Alban	31467
Saint-Jean	31488
Saint-Loup-Cammas	31497
Saint-Orens-De-Gameville	31506
Toulouse	31555
Tournefeuille	31557
Vieille-Toulouse	31575
Vigoulet-Auzil	31578
Villeneuve-Tolosane	31588

Annexe 2 : Établissements hospitaliers sélectionnés dans les neuf villes

Etablissements de la zone d'étude de Bordeaux

Etablissements	Finess
Hôpital suburbain du Bouscat	330000332
MSP Bagatelle	330000340
Clinique Tivoli	330780115
Polyclinique Cenon	330780248
Polyclinique des 4 pavillons	330780263
Polyclinique Caudéran	330780354
Polyclinique des Cèdres	330780388
Polyclinique Bordeaux Nord Aquitaine	330780479
Clinique Saint Martin	330780503
Clinique mutualiste de Pessac	330780529
Polyclinique du Tondu	330781402
Polyclinique Jean Villar	330782582
Hopitaux de Bordeaux et Talence	330781196

Etablissements de la zone d'étude du Havre

Etablissements	Finess
Clinique les Ormeaux	760780791
CMCO le Petit Moulin	760780833
CH Le havre	760780726

Etablissements de la zone d'étude de Rouen

Etablissements	Finess
CHI Elbeuf	760024042
Clinique St Hilaire	760780619
CHU Rouen	760780239

Etablissements de la zone d'étude de Lille

Etablissements	Finess
CHR Lille	590780193
CH Armentières	590782637
Clinique Lille Sud	590780250
Polyclinique du Bois	590780268
ES St Philibert de Lomme	590800009
Clinique Ambroise Paré	590780342
Polyclinique de la Louvière	590780383
Clinique St Jean	590782496
Polyclinique de Villeneuve d'Ascq	590782546
Polyclinique du Parc	590782553

ES St Vincent – St Antoine	590797353
CH Roubaix	590782421
CH Tourcoing	590781902
Clinique de la Victoire	590817458
Clinique le Sablier	590817474
Clinique du val de Lys	590817839
CH Seclin	590780227

Etablissements de la zone d'étude de Lyon

Etablissements	Finess
Centre hospitalier Saint Joseph Saint Luc	690805361
Clinique Charcot	690780366
Clinique de la sauvegarde	690780648
Clinique mutualiste de Lyon	690781836
Clinique du Tonkin	690782834
Infirmier protestante	690793468
Clinique la Roseraie	690780416
HIA Desgenettes	690780093
Hospices Civils	690781810

Etablissements de la zone d'étude de Strasbourg

Etablissements	Finess
Clinique Adassa	670780147
Clinique Toussaint	670797539
Clinique des Diaconesses	670780162
Clinique de l'Orangerie	670780170
Clinique Sainte-Barbe	670780188
Clinique Sainte-Odile	670780204
Clinique Sainte-Anne	670780212
CHU de Strasbourg	670780055

Etablissements de la zone d'étude de Marseille

Etablissements	Finess
Hôpital Aubagne	130781446
Hôpital St Joseph	130785652
Clinique Bonneveine	130783665
Hôpital du Camas	130783228
Hôpital Ambroise Paré	130785355
Hôpital Desbieff	130785363
Clinique de la Casamance	130781479
Clinique Bouchard	130783327

Clinique Bouchard 8ème	130783962
Centre cardiovasculaire Valmante	130789159
Clinique résidence du parc	130037922
Hôpital d'Allauch	130000516
Hôpital privé Beaugerard	130784713
Hôpital privé Clairval	130784051
Clinique Vert Coteau	130785678
AP-HM	130786049

Etablissements de la zone d'étude de Toulouse

Etablissements	Finess
Clinique Sarrus	310780135
Clinique du Château	310780192
Clinique Pasteur	310780259
Clinique Ambroise Paré	310780382
Clinique des Cèdres	310781000
Hôpital Joseph Ducaing	310781067
CHU Toulouse	310781406
Nouvelle Clinique de l'Union	310780283
Clinique St Jean Languedoc	310780101
Polyclinique du Parc	310780309

Etablissements de la zone d'étude de Paris

Etablissements	Finess
Hôpital Saint-Joseph	750000523
Fondation Ophtalmologique Rothschild	750000549
Groupe Hospitalier Diaconesses Croix Saint Simon	750006728
HIA du Val de Grace	750120016
Institut Mutualiste Montsouris	750150104
Hôpital Leopold Bellan	750150146
Clinique Méd. Pédagogique Edouard Rist	750150252
Cte Médico-Chirurgical Porte de Pantin	750150286
Centre Pasteur Vallery Radot	750150310
Hôpital Henry Dunant	750150377
Clinique Geoffroy Saint-Hilaire	750300071
Clinique Saint Jean de Dieu	750300121
Clinique de L'alma	750300139
Maison de Chirurgie Clinique Turin	750300154
Centre Medico-Chirurgical de Vinci	750300287
Hôpital Privé des Peupliers	750300360
Clinique Georges Bizet	750300766
Clinique Internationale Parc Monceau	750300915
Clinique Chirurg Allera-Labrouste	750301137
Clinique du Mont-Louis	750301145
AP-HP	750712184
Clinique La Francilienne	770300176

Hôpital Suisse De Paris	920000635
Hôp. N-D du Perpetuel Secours	920000643
Hôpital Foch	920000650
Hertford British Hospital	920000676
Centre Chirurgical Marie Lannelongue	920000684
CHI 4 Villes	920009909
Hôpital Max Fourestier	920110020
CH de Courbevoie-Neuilly/Seine	920110038
CH Puteaux	920110046
CH Départemental de Stell	920110053
Hôpital Chirurgical Gouin	920150018
Hôpital Privé d'Antony	920300043
Clinique du Plateau	920300266
Clinique Lambert	920300415
Clinique de Meudon la Forêt	920300597
Ctre Chirurgical Ambroise Paré	920300753
Clinique Hartmann	920300761
Hôpital Américain de Paris	920300787
Clinique Les Martinets	920300837
Maison Médicale N.D. du Lac Rueil	920300845
Centre Chirurgical Val D'or	920300936
Clinique de La Porte St-Cloud	920301033
Clinique de La Défense	920803798
CHI Le Raincy-Montfermeil	930018486
Ctre Hosp Intercomm André Grégoire	930110036
CHI Robert Ballanger	930110069
Clinique de L'orangerie	930300017
Hôpital Européen de Paris Roseraie	930300025
Hôpital Privé de l'Est Parisien	930300066
Centre Médico Chirurgical Floréal	930300082
Hôpital Privé de la Seine Saint Denis	930300116
Clinique de Neuilly-sur-Marne	930300363
Clinique Hoffmann	930300504
Clinique de l'Estrée	930300553
Clinique du Landy	930300587
Hôpital Privé du Vert Galant	930300595
Clinique de la Dhuis	930300629
Clinique de Noisy-Le-Grand	930300637
Centre Cardiologique du Nord	930300645
Hôpital Saint-Camille-Bry S/M	940000649
Ctre Hosp. Spécialisé en Pneumologie	940000656
CHI de Créteil	940110018
Hôpital National de Saint Maurice	940110034
CHI de Villeneuve-St-Georges	940110042
Hôpital Privé Paul d'Egine	940300031
Hôpital Privé Armand Brillard	940300270
Clinique de L'orangerie	940300288
Clinique Gaston Metivet	940300379
Hôpital Privé de Thiais	940300445
Polyclinique de Villeneuve-St-Georges	940300494
Clinique Chirurgicale de Vitry	940300569

Impact sanitaire de la pollution atmosphérique dans neuf villes françaises

Résultats du projet Aphekom

La causalité des relations, tant à court qu'à long terme, entre exposition à la pollution atmosphérique urbaine et santé est désormais largement acceptée. L'existence d'études épidémiologiques quantifiant les relations entre le niveau d'un indicateur d'exposition à la pollution de l'air et le risque de survenue d'un événement de santé rend possible l'évaluation des impacts sanitaires de la pollution atmosphérique à l'échelle d'une agglomération. Cette démarche a été appliquée pour la période 2004-2006 à neuf villes de France métropolitaine dans le cadre du projet européen Aphekom.

Les indicateurs d'exposition à la pollution atmosphérique ont été construits à partir des niveaux de polluants mesurés par les stations de fond des réseaux de surveillance de la qualité de l'air. Les indicateurs de santé ont été construits à partir des données du PMSI (hospitalisations) et du CépiDc (décès). Les relations exposition-risque pertinentes ont été sélectionnées sur la base d'une revue de la littérature. Les méthodes classiques de calcul de l'impact sanitaire ont été utilisées pour évaluer, sous différents scénarios de réduction des niveaux de polluants, le nombre de cas évitables (impacts à court et long terme) et le gain d'espérance de vie (impacts à long terme). Une valorisation monétaire de ces bénéfices sanitaires potentiels a été réalisée en utilisant une approche basée sur le consentement à payer pour la mortalité et une approche coût de la maladie pour les hospitalisations.

Pour les neuf agglomérations totalisant 12 millions d'habitants, le respect des valeurs guide de l'OMS pour les niveaux d'ozone aurait conduit à différer 69 décès/an et à éviter 62 hospitalisations respiratoires. Pour les niveaux de particules (PM_{10}), ce sont 360 hospitalisations par an pour causes cardiaques et 673 pour causes respiratoires qui auraient pu être évitées. Pour les particules fines, à long terme, le respect des valeurs guides de l'OMS aurait entraîné un gain moyen d'espérance de vie à 30 ans de 3,6 à 7,5 mois selon la ville, représentant au total plus 2 900 décès/an différés en moyenne. Ces impacts à long terme sont ceux dont la valorisation économique est la plus élevée, avec un montant annuel estimé de 4,9 milliards €/an.

Ces résultats mettent en évidence la persistance d'un impact substantiel de la pollution de l'air sur la santé dans les villes françaises. Ils sont ainsi susceptibles d'encourager la mise en œuvre de politiques publiques d'amélioration de la qualité de l'air au niveau local.

Mots clés : pollution atmosphérique, impact sanitaire, long terme, court terme, mortalité, hospitalisation, maladie respiratoire, maladie cardiovasculaire, milieu urbain, Europe

Health impact of air pollution in nine French cities

Results from the Aphekom project

The short- and long-term effects of exposure to urban air pollution on health are now well established. These health impacts can be quantified in a metropolitan area by applying concentration-response functions drawn from epidemiological studies to local air quality and health data. This method was applied for the 2004-2006 period to the nine French cities in the Aphekom European project. Data from background air quality monitors were used to estimate population exposure to air pollution. Health indicators were constructed using data from the PMSI (hospitalizations) and CépiDc (mortality) databases. The concentration-response functions were selected from a literature review. Conventional health impact assessment methods were used to quantify the number of avoidable hospitalizations and postponed deaths, as well as the gain in life expectancy, for various scenarios of decrease of particulate matter and ozone levels. The monetary value of these health benefits was assessed using a willingness-to-pay approach for mortality, and a cost-of-illness approach for morbidity.

In the nine cities totaling 12 million people, complying with WHO air quality guidelines for ozone ($100 \mu\text{g}/\text{m}^3$) would have postponed 69 deaths per year and prevented 66 respiratory hospitalizations per year.

Complying with the PM_{10} guideline ($20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for particulate matter with an aerodynamic diameter less than $10 \mu\text{m}$) would have prevented 360 hospitalizations for cardiac diseases and 673 hospitalizations for respiratory causes per year.

Complying with the $PM_{2.5}$ guideline ($10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for particulate matter with an aerodynamic diameter less than $2.5 \mu\text{m}$) would have produced an average gain in life expectancy at age 30 of 3.6 to 7.5 months depending on the city; this gain is equivalent to a yearly burden of over 2,900 postponed deaths per year in the nine cities.

The monetary value of these potential health benefits is largely dominated by the long-term effects of $PM_{2.5}$ on mortality with a total estimated value of € 4.9 billion per year.

These findings highlight the continuing, significant impact of air pollution on health in French cities and should encourage the adoption and implementation of public policies aimed at improving air quality.

Citation suggérée :

Declercq C, Pascal M, Chanel O, Corso M, Ung A *et al.* Impact sanitaire de la pollution atmosphérique dans neuf villes françaises. Résultats du projet Aphekom. Saint-Maurice: Institut de veille sanitaire; 2012. 33 p. Disponible à partir de l'URL : <http://www.invs.sante.fr>

INSTITUT DE VEILLE SANITAIRE

12 rue du Val d'Osne

94415 Saint-Maurice Cedex France

Tél. : 33 (0)1 41 79 67 00

Fax : 33 (0)1 41 79 67 67

www.invs.sante.fr

ISSN : 1958-9719

ISBN-NET : 978-2-11-129760-9

Réalisé par Service communication - InVS

Dépôt légal : septembre 2012