

# **APHEIS** Air Pollution and Health: A European Information System

Evaluation de l'impact sanitaire  
de la pollution atmosphérique en Europe

**Rapport de la troisième phase**

**2002-2003**

**Juillet 2004**



## **Financement du programme**

Apheis est cofinancé par le Programme de Lutte contre les Maladies Liées à la Pollution de la DG SANCO (Santé et protection des consommateurs) de la Commission européenne (n° de contrats SI2.131174 [99CVF2-604], SI2.297300 [2000CVG2-607] et SI2.326507 [2001CVG2-602]) et les instituts participants.

## **Remerciements**

Pour leur aide précieuse dans l'élaboration de ce document, nous souhaiterions remercier tout particulièrement Elena Boldo soutenue par une subvention du Ministère régional de la santé, Gouvernement régional de Madrid, Espagne (Orden 566/2001); Michal Krzyzanowski, Centre européen de l'OMS pour l'environnement et la santé, Bonn ; Emilia Maria Niciu, Institut de santé publique, Bucarest ; Hans Guido Mueke, Centre collaborateur de l'OMS (Air), Agence fédérale pour l'environnement, Berlin ; Belén Zorrilla, Institut de santé publique, Madrid ; Koldo Cambra, Ministère de la santé, Gouvernement basque, Vitoria ; Michael Saklad de Saklad Consultants, Paris ; Richard Atkinson, Hôpital Saint-Georges, Londres RU; Alain Le Tertre, Florian Franke, Sylvie Cassadou, Laurence Pascal, Adeline Maulpoix et Christel Guillaume, Institut de veille sanitaire, France.

Nous souhaiterions également remercier Fintan Hurley de l'Institut de la médecine du travail, Edimbourg, et Reinhard Kaiser des Centres de contrôle et de prévention des maladies, Atlanta.

## Abréviations

<b>Etude ACS</b>	American Cancer Society Study Etude de la Société américaine contre le cancer
<b>AirQ</b>	Air Quality Health Impact Assessment WHO software (Logiciel OMS pour l'évaluation de l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique)
<b>APHEA</b>	Air Pollution and Health: A European approach
<b>APHEIS</b>	Air Pollution and Health: A European Information System
<b>IC</b>	Intervalles de confiance
<b>Fonctions E-R</b>	Fonctions exposition-risque
<b>EIS</b>	Evaluation de l'impact sanitaire
<b>CIM</b>	Classification internationale des maladies
<b>InVS</b>	Institut de veille sanitaire
<b>MCP</b>	Mortalité par cancer du poumon
<b>P5</b>	5 <sup>ème</sup> percentile de la distribution du polluant
<b>P95</b>	95 <sup>ème</sup> percentile de la distribution du polluant
<b>PM<sub>10</sub></b>	Particules de diamètre inférieur à 10 micromètres
<b>PM<sub>2,5</sub></b>	Particules de diamètre inférieur à 2,5 micromètres
<b>PSAS-9</b>	Programme de surveillance air et santé dans neuf villes françaises
<b>RR</b>	Risque relatif
<b>ET</b>	Ecart-type
<b>TEOM</b>	Tapered oscillating microbalance method (mesure par microbalance)
<b>PTS</b>	Particules totales en suspension
<b>WHO-ECEH</b>	World Health Organization - European Centre for Environment and Health (Centre européen pour l'environnement et la santé de l'OMS)
<b>APVP</b>	Années potentielles de vie perdues

## Participants du programme Apehis

**Athènes** : Antonis Analitis, Giota Touloumi, Klea Katsouyanni, Département d'hygiène et d'épidémiologie, Université d'Athènes, Athènes, Grèce

**Barcelone** : Lucía Artazcoz, Antoni Plasència, Agencia Municipal de Salut Pública (Institut municipal de santé publique), Barcelone, Espagne

**Bilbao** : Koldo Cambra, Eva Alonso, Francisco Cirarda, Teresa Martínez, Departamento de Sanidad, Gobierno Vasco, Vitoria-Gasteiz, Espagne

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

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

**Cracovie** : Krystyna Szafraniec, Epidémiologie et médecine préventive, Université Jagiellonian, Cracovie, Pologne.

**Dublin** : Pat Goodman et Luke Clancy, Hôpital Saint James, Dublin, Irlande

**France**, programme PSAS-9 : Sylvie Cassadou (Toulouse), Pascal Fabre (Lille), Hélène Prouvost, Christophe Declercq (Observatoire régional de santé Nord-Pas-de-Calais - Lille), Daniel Eilstein (Strasbourg), Laurent Filleul (Bordeaux), Laurence Pascal (Marseille), Jean François Jusot (Lyon), Myriam D'Helf (Rouen, Le Havre), Agnès Lefranc, Benoit Chardon (Observatoire régional de santé d'Île-de-France - Paris), et Alain Le Tertre, Institut de veille sanitaire, Saint-Maurice

**Ljubljana/Celje** : Tina Gale, Peter Otorepec, Matej Gregoric, Inštitut za Varovanje Zdravja RS, (Institut de santé publique), Ljubljana, République de Slovénie

**Londres** : Richard Atkinson et Ross Anderson, Faculté de médecine de l'Hôpital Saint George, Londres, RU

**Madrid** : Mercedes Martínez (Dirección General de Salud Pública), Belén Zorrilla, Laura Lopez, Ana Gandarillas, Elena Boldo (Instituto de Salud Pública) Consejería de Sanidad, Laura Crespo (Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental) Consejería de Medio Ambiente, Comunidad de Madrid (Ministère de santé publique, Ministère régional de la santé, Gouvernement régional de Madrid), Madrid, Espagne.

**Rome** : Ursula Kirchmayer et Paola Michelozzi, ASL RM/E Azienda Sanitaria Locale Roma E (Autorité sanitaire locale Rome E), Rome, Italie

**Séville** : Inmaculada Aguilera, Antonio Daponte, Escuela Andaluza de Salud Pública (Institut andalou de santé publique), Grenade, Espagne

**Stockholm/Gothenburg** : Bertil Forsberg, Bo Segerstedt, Lars Modig, Umeå Universitet, Institutionen för folkhalsa och klinisk medicin (Université Umeå, Ministère de santé publique et de médecine clinique), Umeå, Suède

**Tel-Aviv** : Sarah Hellmann, Ayana Goren, Ministère de l'épidémiologie et de la médecine préventive, Université de Tel-Aviv, Tel-Aviv, Israël

**Valence** : Ferrán Ballester, Carmen Iñiguez et José Luis Bosch (Conseil municipal), Escuela Valenciana de Estudios para la Salud (Institut valencien des études de santé), Valence, Espagne

## **Comité de pilotage**

Ross Anderson, Faculté de médecine de l'Hôpital Saint George, Londres, RU

Emile De Saeger, Nikolaos Stilianakis, Centre de recherche associé, Institut pour l'environnement et le développement durable, Centre de recherche associé Ispra, Italie

Klea Katsouyanni, Ministère de l'hygiène et de l'épidémiologie, Université d'Athènes, Athènes, Grèce

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

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

Joel Schwartz, Département de santé publique de Harvard, Boston, Etats-Unis

## **Coordinateurs**

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

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

## **Contact**

Sylvia Medina, coordinatrice du programme

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

## **Site internet Apheis**

[www.apheis.net](http://www.apheis.net)

**Comment est organisé Apheis?**



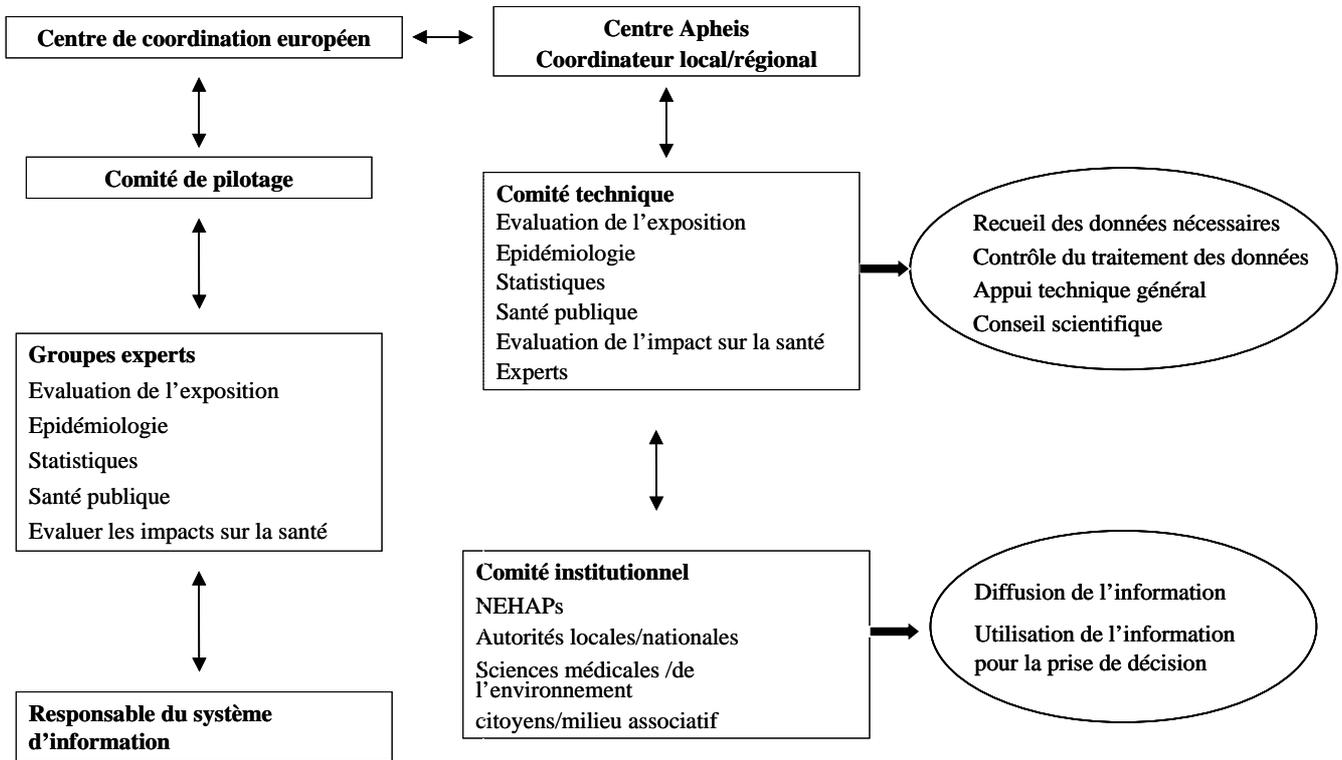
**Le programme Apehis comprend 16 centres totalisant 26 villes participantes de 12 pays européens (Figure A).**

**Figure A. Centres APHEIS par pays**

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

Chaque centre Apehis est membre d'une institution locale, régionale ou nationale, active dans le domaine de la santé environnementale. Les modèles d'organisation (Figure B) structurant le développement d'Apehis sont larges et diversifiés en termes de domaines d'expertise technique et scientifique (par exemple les Groupes experts et les Comités techniques) et fonctionnent correctement. Néanmoins, il est souhaitable d'accroître l'implication des décideurs dans cette organisation pour soutenir les activités d'Apehis via les Comités de pilotage institutionnels.

**Figure B. Organisation générale et fonctions d'APHEIS**



Pour plus d'informations sur l'organisation d'Apheis :

Medina S., Plasència A., Artazcoz L., Quénel P., Katsouyanni K., Mücke HG., De Saeger E., Krzyzanowsky M., Schwartz J. et les membres contributeurs du groupe Apheis. APHEIS Monitoring the Effects of Air Pollution on Public Health in Europe. Rapport scientifique, 1999-2000. Institut de Veille Sanitaire, Saint-Maurice, Mars 2001 ; 136 pages ([www.apheis.net](http://www.apheis.net))

# **RAPPORT GENERAL APHEIS-3**

## **Evaluation d'impact sanitaire**

# Table des matières

<b>Introduction .....</b>	<b>3</b>
Apehis-1 et Apehis-2 .....	3
Apehis-3 .....	4
Comment est organisé ce rapport? .....	4
<b>ÉVALUATION DES IMPACTS SANITAIRES .....</b>	<b>5</b>
<b>Résumé .....</b>	<b>5</b>
<b>Introduction .....</b>	<b>7</b>
<b>Méthodes.....</b>	<b>7</b>
Principes de l'évaluation d'impact sanitaire .....	7
Caractéristiques des EIS réalisées .....	8
Indicateurs de pollution atmosphérique : les particules.....	8
Mesures de l'exposition .....	8
Considérations à propos des mesures des PM.....	9
Indicateurs sanitaires et fonctions Exposition-Risques .....	12
Évaluation des impacts sanitaires à court terme .....	12
Évaluation des impacts sanitaires à long terme .....	13
Outils de calculs : Tableur Excel du programme PSAS-9 et AirQ .....	13
Nombre de cas attribuables pour les impacts à court et long terme .....	13
Gain en termes d'espérance de vie et d'années de vie perdues.....	14
Références .....	16
<b>Résultats .....</b>	<b>18</b>
Résultats descriptifs .....	18
Caractéristiques démographiques.....	19
Niveaux de pollution atmosphérique .....	20
Indicateurs sanitaires.....	25
Gains sanitaires liés à différents scénarios de réduction de la pollution atmosphérique ...	27
Données sanitaires et données d'exposition pour les EIS à court terme .....	30
Données sanitaires et données d'exposition pour les EIS à long terme .....	32
Synthèse des résultats en terme de gains potentiels de décès attribuables à la pollution .....	35
Résultats relatifs aux fumées noires .....	36
Scénarios pour l'estimation des effets à court terme.....	36
Fumées noires : Impact à court terme sur la mortalité totale .....	36
Fumées noires : Impact à court terme sur la mortalité cardiovasculaire (CIM9 390-459) .....	39
Fumées noires : Impact à court terme sur la mortalité respiratoire (CIM9 390-459) .....	42
Résultats concernant les PM <sub>10</sub> .....	46
Scénarios pour l'estimation des effets à court terme.....	46
Scénarios pour l'estimation des effets à long terme .....	46
Le cas de Bucarest.....	46
PM <sub>10</sub> : Impact à court terme (0-1j), impact cumulé à court terme (40j) et impact à long terme sur la mortalité totale (CIM9 < 800).....	47
PM <sub>10</sub> : Impacts à court terme et impacts cumulés à court terme sur la mortalité cardiovasculaire (CIM9 390-459) .....	51
PM <sub>10</sub> : Impacts à court terme et impacts cumulés à court terme sur la mortalité respiratoire (CIM9 390-459) .....	54

PM <sub>10</sub> : Nombre de cas par estimation méta-analytique vs estimation réduite .....	58
Résultats concernant les PM <sub>2,5</sub> .....	60
Scénarios des effets à long terme .....	60
PM <sub>2,5</sub> : Impact à long terme sur la mortalité totale .....	61
PM <sub>2,5</sub> : Impact à long terme sur la mortalité cardiopulmonaire (CIM9 401-440 et 460-519) .....	63
PM <sub>2,5</sub> : Impact à long terme sur la mortalité par cancer du poumon (CIM9 162).....	65
PM <sub>2,5</sub> : Gain prévu en terme d'espérance de vie .....	68
<b>INTERPRETATION DES RESULTATS ET DISCUSSION.....</b>	<b>71</b>
Rappel des objectifs .....	71
L'hypothèse de causalité.....	71
Une approche prudente vis à vis de surestimations possibles des impacts sanitaires .....	71
L'absence de seuil de risque .....	72
Autres considérations méthodologiques .....	73
Estimation de l'exposition .....	73
Indicateurs sanitaires et leur incidence de base.....	76
Choix des fonctions exposition-risques .....	78
Outils statistiques .....	80
<b>CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS .....</b>	<b>82</b>
<b>Quels sont les impacts les plus importants ? .....</b>	<b>82</b>
Long terme versus court terme .....	82
Nombre de décès attribuables versus gain d'espérance de vie .....	82
<b>L'étendue du problème.....</b>	<b>83</b>
<b>Recommandations pour la prise de décision.....</b>	<b>83</b>
PM versus fumées noires .....	83
PM <sub>10</sub> : Respecter les valeurs limites européennes pour 2005 et 2010.....	84
PM <sub>2,5</sub> : 20 ou 15 µg/m <sup>3</sup> pour les valeurs limites européennes ? .....	84
<b>Recommandations pour une meilleure communication .....</b>	<b>85</b>
<b>Conclusion.....</b>	<b>86</b>
<b>Futures étapes.....</b>	<b>87</b>
<b>Remerciements particuliers .....</b>	<b>87</b>
<b>Références.....</b>	<b>88</b>

## Introduction

Le programme Apehis vise à satisfaire aux besoins d'information des individus et des institutions en Europe concernés par la pollution atmosphérique, qui continue à avoir un impact significatif sur la santé publique. Communiquer sur les effets sanitaires de ce type de pollution représente donc la préoccupation majeure du programme Apehis et constitue un objectif clé que nous abordons pour la première fois dans la troisième année de ce programme.

A titre de rappel, Apehis fut créé en 1999 pour fournir des informations, actualisées et faciles à utiliser, sur la pollution atmosphérique et la santé publique, aux politiques et décideurs, aux professionnels de la santé et de l'environnement, au grand public et aux médias européens afin de les aider à prendre des décisions éclairées concernant les questions politiques, professionnelles et personnelles auxquelles ils se trouvent confrontés dans ce domaine.

Pour développer cette ressource d'informations, Apehis a créé un système de surveillance de santé publique qui génère les informations nécessaires aux EIS (évaluations des impacts sanitaires) de la pollution atmosphérique en Europe, et ceci en continu à l'échelle locale, régionale, nationale et européenne.

### Apheis-1 et Apheis-2

Durant la première phase, Apheis-1, nous avons atteint deux objectifs clés :

- Nous avons défini les indicateurs les plus appropriés pour la surveillance épidémiologique et la réalisation d'évaluations des impacts sanitaires de la pollution atmosphérique en Europe. Dans ce but, Apehis a créé cinq groupes d'experts dans les domaines de la santé publique, de l'évaluation des impacts sur la santé, de l'épidémiologie, de l'évaluation de l'exposition et des statistiques. Ces groupes ont élaboré les guides définissant les meilleurs indicateurs pour la surveillance épidémiologique des effets de la pollution atmosphérique sur la santé publique en Europe et fournissant un protocole standardisé pour la collecte et l'analyse des données.
- Nous avons identifié les entités les plus aptes à mettre en œuvre le système de surveillance dans les 26 villes des 12 pays européens participant au programme. Nous avons analysé comment ces différentes entités pouvaient travailler ensemble aux échelles locales, nationales et européennes. De plus, nous avons évalué la capacité de chaque entité à mettre en œuvre, durant la seconde phase du programme, une EIS sur la pollution particulaire en utilisant les protocoles élaborés par les groupes d'experts (Medina et al, 2001).

Durant la seconde phase, Apheis-2 a utilisé son système de surveillance épidémiologique pour mener une EIS des PM<sub>10</sub> et des fumées noires. Pour cela, le programme a appliqué les protocoles évoqués ci-dessus pour recueillir et analyser les données. Cette première EIS a révélé qu'environ 544 à 1096 décès « anticipés » auraient pu être évités annuellement si, toutes choses égales par ailleurs, l'exposition à court terme aux concentrations extérieures de PM<sub>10</sub> avait été réduite de 5 µg/m<sup>3</sup> dans les villes du programme Apehis. D'autre part, la réduction attendue de la mortalité à long terme aurait été encore plus importante. L'EIS a estimé que, toutes choses égales par ailleurs, 3368 à 7744 décès « prématurés » pourraient être évités annuellement si l'exposition à long terme aux concentrations extérieures de PM<sub>10</sub> était réduite de 5 µg/m<sup>3</sup> dans chaque ville. Apehis a publié les résultats de ce travail dans son rapport de deuxième année, « Health Impact Assessment of Air Pollution in 26 European Cities » (Medina et al, 2002).

### Apheis-3

Dans la troisième phase, Apheis-3 a prévu de développer une stratégie de communication et de mettre à jour l'EIS en utilisant son système de surveillance épidémiologique.

Plus précisément, la phase Apheis-3 a poursuivi les trois objectifs suivants :

- **Stratégie de communication:** Développer une stratégie en vue d'informer les publics d'intérêt quant aux effets de la pollution atmosphérique sur la santé. En premier lieu, comprendre comment satisfaire au mieux les besoins d'information des décideurs et des conseillers, qui constituent l'un des nombreux publics clés européens concernés par l'impact de la pollution atmosphérique sur la santé publique ; et tester l'utilité du rapport Apheis par rapport à la satisfaction de ces besoins.
- **Evaluation des impacts sanitaires :** Grâce à notre surveillance épidémiologique, mettre à jour les estimations des effets de la pollution atmosphérique sur la santé et établir les nouvelles fonctions exposition-risque correspondant aux hospitalisations respiratoires tous âges (fonctions E-R), qui sont exploitables pour l'EIS ; introduire des innovations méthodologiques afin d'améliorer les estimations des impacts liés aux variations à court terme de l'exposition à la pollution atmosphérique et calculer, en plus du nombre absolu des cas attribuables, la réduction de l'espérance de vie, pour estimer les impacts sanitaires d'une exposition de longue durée à la pollution atmosphérique.
- **Collaboration:** Etudier la possibilité de réaliser une représentation géographique des résultats d'Apheis en collaborant avec Euroheis (également financé par le programme Action sur les maladies liées à la pollution).

### Comment est organisé ce rapport?

Dans ce rapport, la première section présente un rapport récapitulatif sur la stratégie de communication d'Apheis. La seconde section décrit la méthode des EIS, compare les résultats des villes participantes et interprète ces résultats. Enfin, les rapports spécifiques à chacune des 9 villes françaises participantes sont présentés.

# Évaluation des impacts sanitaires

## Résumé

Dans le cadre de la phase 3 du programme Apehis, ce rapport présente les estimations de l'impact de la pollution atmosphérique urbaine sur la santé publique dans 26 villes de 12 pays européens. Ces nouveaux résultats confirment ceux observés lors de la deuxième phase du programme : la pollution atmosphérique urbaine constitue toujours un facteur de risque sanitaire pour les populations européennes.

Concernant les niveaux de particules (PM<sub>10</sub>) mesurés dans les 26 villes, si la plupart d'entre elles respectent effectivement la valeur limite annuelle applicable en 2005 (40 µg/m<sup>3</sup>), 21 villes présentent des niveaux supérieurs à la valeur limite annuelle applicable en 2010 (20 µg/m<sup>3</sup>). Néanmoins, neuf villes ont déjà pratiquement atteint cette dernière valeur.

L'impact sanitaire de l'exposition aux PM<sub>10</sub> a été estimé à très court terme (0-1 jour), court terme (40 jours) et long terme (plusieurs années) dans les 23 villes du programme Apehis mesurant ce polluant. Concernant l'impact à très court terme dans ces 23 villes, totalisant presque 36 millions d'habitants, si l'exposition à des concentrations ambiantes brutes de PM<sub>10</sub><sup>1</sup> était réduite à 20 µg/m<sup>3</sup>, et toutes choses égales par ailleurs, 2 580 décès « anticipés » pourraient être évités annuellement, dont 1 741 décès pour causes cardiovasculaires et 429 décès pour causes respiratoires. L'impact à court terme, lié à une exposition cumulée sur 40 jours, serait plus de deux fois supérieur, avec au total 5 240 décès « anticipés » évitables chaque année, dont 3 458 décès pour causes cardiovasculaires et 1 348 décès pour causes respiratoires. Enfin, l'impact à long terme d'une exposition chronique<sup>2</sup> serait encore supérieur, avec au total 21 828 décès « prématurés » évitables annuellement.

Par ailleurs, ce rapport présente également le gain sanitaire attendu de différents scénarios de réduction des PM<sub>2,5</sub> :

Concernant à la fois la mortalité totale et la mortalité pour causes spécifiques, le gain sanitaire potentiel associé à une réduction à 15 µg/m<sup>3</sup> des teneurs en PM<sub>2,5</sub> converties<sup>3</sup> est supérieur de plus de 30 % à celui d'une réduction à 20 µg/m<sup>3</sup>.

Concernant l'impact à long terme, 11 375 décès « prématurés », dont 8 053 décès pour causes cardio-pulmonaires et 1 296 décès pour cancer du poumon, auraient pu être évités annuellement si l'exposition chronique aux PM<sub>2,5</sub> converties, en moyenne annuelle, avait été réduite à 20 µg/m<sup>3</sup>. Si cette exposition avait été réduite à 15 µg/m<sup>3</sup>, ces chiffres auraient été de 16 926 décès prématurés au total, dont 11 612 décès pour causes cardio-pulmonaires et 1 901 décès pour cancer du poumon.

En terme d'espérance de vie, si la moyenne annuelle des PM<sub>2,5</sub> converties à partir des PM<sub>10</sub><sup>4</sup> n'avait pas dépassé 15 µg/m<sup>3</sup>, et toutes choses égales par ailleurs, le gain potentiel pour une

---

<sup>1</sup> Pour les EIS de l'exposition à court terme, nous avons utilisé des PM<sub>10</sub> brutes et des teneurs en fumées noires mesurées directement au niveau des stations de surveillance.

<sup>2</sup> Pour les EIS de l'exposition à long terme, nous avons dû corriger les mesures automatiques des PM<sub>10</sub> utilisées par la plupart des villes en utilisant un coefficient de correction spécifique (local ou, par défaut, le coefficient européen de 1,3) dans le but de compenser les pertes de composés organiques volatils.

<sup>3</sup> Pour la plupart des villes, les mesures des PM<sub>2,5</sub> n'étaient pas disponibles, et les teneurs en PM<sub>2,5</sub> ont dû être calculées à partir des mesures de PM<sub>10</sub>. Dans ce but, un coefficient de conversion (local ou, par défaut, le coefficient européen de 0,7) a été utilisé.

personne âgée de 30 ans serait en moyenne de 2 à 13 mois, grâce à une réduction de la mortalité totale.

Enfin, les fumées noires, souvent considérées comme un bon indicateur de la pollution atmosphérique liée au trafic, étaient mesurées dans 16 villes. Dans ces 16 villes, totalisant plus de 24 millions d'habitants, si les teneurs quotidiennes en fumées noires avaient été réduites à une valeur de  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , et toutes choses égales par ailleurs, 1 296 décès « anticipés » auraient pu être évités annuellement, dont 405 décès pour causes cardiovasculaires et 109 décès pour causes respiratoires.

L'impact sanitaire a également été formulé en terme de part de la mortalité observée attribuable à la pollution atmosphérique. Dans les villes du programme, la pollution particulaire a contribué de manière non négligeable à la mortalité globale :

- Toutes choses égales par ailleurs et en considérant seulement l'exposition à très court terme, la part de la mortalité, toutes causes confondues, attribuable aux niveaux de  $\text{PM}_{10}$  bruts supérieurs à  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  serait de 0,9 %. Cette part attribuable serait plus élevée, 1,8%, si l'on considère une exposition cumulée allant jusqu'à 40 jours. Sur le long terme, cette part attribuable représenterait 7,2 % de la mortalité totale.
- Pour les fumées noires, seule l'exposition à très court terme a été considérée (teneurs brutes). Toutes choses égales par ailleurs, la part de la mortalité toutes causes, attribuable aux niveaux de fumées noires supérieurs à  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  serait de 0,7 %.
- Pour une exposition à long terme aux  $\text{PM}_{2,5}$  converties à partir des  $\text{PM}_{10}$  corrigées, et toutes choses égales par ailleurs, la part de la mortalité toutes causes attribuable aux teneurs en  $\text{PM}_{2,5}$  converties supérieures à  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  serait de 4 % de la mortalité totale.

Comme lors de la phase précédente Apehis-2, la phase Apehis-3 a utilisé un nombre limité de polluants atmosphériques (particules) et d'indicateurs sanitaires (mortalités) dans le cadre de son EIS, ce qui constitue une approche prudente. En effet, l'impact sanitaire global de la pollution atmosphérique est probablement plus large que les chiffres présentés (impact sur les admissions hospitalières ou la consommation médicamenteuse par exemple). Apehis-3 a également posé les bases permettant de comparer les méthodes et les résultats entre les villes, et a exploré les questions méthodologiques importantes soulevées par l'EIS.

Nos résultats apportent un soutien supplémentaire au point de vue de l'OMS selon lequel « il est raisonnable de penser qu'une réduction de la pollution atmosphérique entraînera des avantages considérables pour la santé ». En outre, au moins en ce qui concerne la pollution particulaire, nos résultats vont tout à fait dans le sens des recommandations appuyées de l'OMS en faveur d'une « action politique nouvelle pour réduire les niveaux de polluants atmosphériques dont les PM,  $\text{NO}_2$  et l'ozone » (WHO 2004).

---

<sup>4</sup> Dans la plupart des villes, les mesures de  $\text{PM}_{2,5}$  n'étaient pas disponibles, et les teneurs en  $\text{PM}_{2,5}$  ont dû être calculées à partir des mesures de  $\text{PM}_{10}$ . Dans ce but, un coefficient de conversion (local ou, par défaut, le facteur européen de 0,7) a été utilisé.

## Introduction

L'information produite par Apheis est basée sur la démarche d'évaluation d'impact sanitaire. Dans le domaine de la pollution atmosphérique, cette démarche participe à l'évaluation de différents choix réglementaires en faveur d'une réduction des niveaux de pollution atmosphérique ; à l'évaluation des directives en matière de qualité de l'air ; ou au calcul des coûts monétaires externes de la pollution atmosphérique ou des avantages résultant d'actions de prévention.

Les EIS d'Apheis visent à déterminer le nombre d'évènements sanitaires, dus à la pollution atmosphérique, pouvant être évités (ou le gain en terme d'espérance de vie) dans la population cible. Ceci permet d'évaluer les différents scénarios de réglementations visant à réduire les niveaux de pollution atmosphérique, les nouvelles directives concernant la qualité de l'air par exemple. Pour l'instant, Apheis ne calcule pas les coûts monétaires externes de la pollution atmosphérique ni les avantages résultant d'actions de prévention.

Ainsi, Apheis-3 a mis à jour les EIS de la phase précédente, travaillé sur de nouveaux indicateurs de particules et de nouveaux indicateurs sanitaires et a présenté ses résultats, en plus du nombre absolu de cas, sous la forme de gains d'espérance de vie afin d'estimer les impacts sanitaires d'une exposition à long terme à la pollution particulaire.

## Méthodes

### Principes de l'évaluation d'impact sanitaire

Apheis-3 a suivi les recommandations du guide de l'OMS pour la réalisation d'EIS : Assessment and Use of Epidemiological Evidence for Environmental Health Risk Assessment (WHO 2000, 2001). Les différentes étapes de la démarche sont les suivantes :

- Estimation de l'exposition : Si l'exposition concerne un mélange de substances, il faut discuter du choix de l'(des) indicateur(s) le(les) plus pertinent(s). Les caractéristiques temporelles de l'exposition prise en compte doivent être bien définies : durée totale et pas de temps des mesures.  
La distribution des niveaux d'exposition dans la population étudiée doit être comparable à celle de la population où a été élaborée la relation exposition / risque. Si les expositions de la population étudiée sont très différentes de celles utilisées pour l'élaboration de la relation exposition / risque, il faut se demander s'il est valide d'extrapoler cette relation à la population étudiée.  
L'importance de l'impact sanitaire dépend du niveau et de l'étendue de l'exposition considérée pour l'évaluation d'impact sanitaire : cette étendue est la différence entre les niveaux de pollution observés et un niveau de référence choisi arbitrairement. Le choix d'un niveau de référence peut se faire par rapport à des connaissances épidémiologiques, par rapport à des seuils réglementaires ou par rapport au niveau de fond observé dans des zones non polluées.
- Déterminer les indicateurs sanitaires appropriés. L'objectif de l'EIS, la définition de l'exposition et la disponibilité des données nécessaires guideront le choix des indicateurs. Dans certains cas, l'EIS pourra être réalisée indépendamment pour chaque indicateur sanitaire sur lequel l'effet de la pollution est bien établi<sup>5</sup>. Dans d'autres cas, en

---

<sup>5</sup> NB : même si les indicateurs se chevauchent comme mortalité totale et mortalité par cancer pulmonaire par exemple

particulier lors de l'estimation des coûts monétaires, il faudra éviter d'étudier des indicateurs sanitaires qui se chevauchent.

- Sélectionner la relation exposition-risques. La fonction exposition-risques est la contribution majeure de l'épidémiologie à l'EIS. Cette fonction peut être représentée comme la pente d'une droite de régression ou comme le risque relatif associé à une variation donnée de l'exposition. Les fonctions exposition-risques peuvent être issues de l'analyse combinée de résultats locaux dans le cadre d'une étude multicentrique ou de méta-analyses publiées.
- Recueillir les données concernant la fréquence observée des indicateurs sanitaires. Ceci permet de quantifier la prévalence ou l'incidence des indicateurs sélectionnés. Cette information devra, de préférence, être recueillie dans la population étudiée.
- Calculer le nombre de cas attribuables : ce calcul fait l'hypothèse que la relation exposition-risques est de nature causale. Il utilise la distribution de l'exposition observée dans la population étudiée, les fonctions exposition-risques de l'épidémiologie et la fréquence observée de l'indicateur sanitaire dans la population.

## **Caractéristiques des EIS réalisées**

Dans le cadre de la présente EIS, Apehis a analysé les effets à court terme d'une exposition de courte durée aux  $PM_{10}$  et aux fumées noires sur la mortalité anticipée et les admissions hospitalières. Nous avons également estimé les impacts à long terme d'une exposition chronique aux  $PM_{10}$  et  $PM_{2,5}$  sur la mortalité prématurée.

## **Indicateurs de pollution atmosphérique : les particules**

La pollution atmosphérique est un mélange complexe de diverses substances. Cependant, la plupart des études épidémiologiques ont pu établir avec constance une association entre les particules et un certain nombre d'indicateurs sanitaires. Une étude récente de l'OMS (WHO 2003) conclut que les particules ambiantes sont considérées comme responsables en propre des effets sanitaires observés dans de grandes études épidémiologiques mettant en relation les particules ambiantes avec la mortalité et la morbidité. Cette conclusion est par ailleurs étayée par des études toxicologiques. Ces études épidémiologiques fournissent les fonctions exposition-risques nécessaires à l'EIS. Dans sa première étape, Apehis avait choisi les  $PM_{10}$  et les fumées noires en tant qu'indicateurs de pollution particulaire. Dans l'EIS présentée ci-dessous, les  $PM_{2,5}$  ont également été incluses sur la base de conclusions scientifiques récentes (WHO, 2003, 2004) et de la place des  $PM_{2,5}$  au sein du processus législatif de la CE (Annexe 11).

### ***Mesures de l'exposition***

Dans le but d'harmoniser et de pouvoir comparer les données recueillies, le groupe d'experts d'Apehis sur l'estimation de l'exposition avait préparé un questionnaire permettant à chacune des 26 villes de décrire la façon dont elle avait pu ou non appliquer les

recommandations en la matière. Ainsi, une description complète de l'évaluation de l'exposition dans chaque ville est présentée en Annexe 3 :

- le nombre total et le type de stations de surveillance présentes sur la zone d'étude ;
- le nombre de stations de mesures finalement prises en compte dans l'estimation de l'exposition ;
- les méthodes de mesure et l'utilisation des coefficients de correction des  $PM_{10}$  et/ou de conversion entre  $PM_{10}$  et  $PM_{2,5}$  ;
- l'assurance et le contrôle de la qualité des données.

### **Considérations à propos des mesures des PM**

#### *Coefficient de correction des $PM_{10}$*

Pour l'EIS à long terme, les fonctions exposition-risques utilisées sont issues d'études épidémiologiques réalisées aux Etats-Unis et employant des méthodes gravimétriques pour la mesure des  $PM_{10}$  (Künzli et al. 2000, et Pope et al. 2002). Or, en Europe, les  $PM_{10}$  sont le plus souvent mesurées par méthode TEOM (Tapered Element Oscillating Microbalance) ou atténuation  $\beta$ . Afin de se placer dans les conditions les plus proches possibles de celles des études<sup>6</sup> épidémiologiques, et dans un souci de cohérence, nous avons décidé de corriger les mesures automatiques des  $PM_{10}$  (atténuation du rayonnement  $\beta$  et TEOM) utilisées dans la plupart des villes Apehis. Le coefficient de correction appliqué vise à compenser les pertes de matières volatiles qui peuvent entraîner une sous-estimation des concentrations dans les mesures par TEOM. Un coefficient de correction local, choisi sur les conseils du réseau local de surveillance de la qualité de l'air, a été utilisé lorsqu'il était disponible. Dans le cas contraire, les villes ont utilisé le coefficient de correction européen par défaut de 1,3 recommandé par le Groupe de travail sur les particules de la CE (<http://europa.eu.int/comm/environment/air/pdf/finalwgreporten.pdf>) (voir Tableau 1 pour plus de détails).

#### *Coefficient de conversion des $PM_{10}$ en $PM_{2,5}$*

Dans beaucoup de villes, les mesures de  $PM_{2,5}$  n'étaient pas disponibles et ont dû être estimées à partir des concentrations de  $PM_{10}$ . Pour cela, un coefficient de conversion des concentration de  $PM_{10}$  en concentration de  $PM_{2,5}$  a été utilisé. Lorsqu'il était disponible, un coefficient local (entre 0,5 à 0,8), choisi sur les conseils du réseau local de surveillance de la qualité de l'air, a été appliqué. Dans le cas contraire, le coefficient de conversion par défaut de 0,7 a été utilisé. Ce coefficient par défaut a été recommandé par le Groupe de travail d'Apehis sur l'évaluation de l'exposition, en tant que valeur moyenne, sur la base de deux publications récentes. En premier lieu, dans le cadre du processus de révision et de mise à jour de la 1<sup>ère</sup> Directive fille européenne, le 2<sup>nd</sup> Exposé de principe sur les particules (version du 20 août 2003, disponible pour la Conférence sur les particules à Stockholm) présente les rapports  $PM_{2,5} / PM_{10}$  mesurés dans 72 sites différents en Europe et rapportés par plusieurs Etats membres depuis 2001. Le rapport moyen  $PM_{2,5}/PM_{10}$  est de 0,65 (intervalle 0,42-0,82 ; se = 0,09). En second lieu, Van Dingenen et al. ont publié en 2004 les résultats d'un travail de recherche européen sur 11 stations, qui estime le rapport  $PM_{2,5}/PM_{10}$  à 0,73 (se = 0,15 ; intervalle 0,57-0,85) (voir Tableau 1 et Annexe 3 pour plus de détails).

---

<sup>6</sup> voir paragraphe méthodologie EIS

*Coefficient de conversion des particules totales en suspension (PTS)*

Deux villes, Bucarest et Budapest, ont estimé que 12 stations mesurant les PTS (7%) étaient appropriées pour l'EIS. Elles ont converti les PTS en  $PM_{10}$ , en utilisant respectivement 0,6 et 0,58 comme coefficients de conversion locaux.

**Tableau 1. Méthodes de mesure, coefficients de correction et de conversion utilisés dans Apheis-3**

Ville	Méthode de mesure				Facteur de correction PM <sub>10</sub>	Facteur de conversion des PM <sub>10</sub> en PM <sub>2,5</sub>
	PM <sub>10</sub>	PM <sub>2,5</sub>	Fumées noires	PTS <sup>1</sup>		
Athènes	atténuation β		réflectométrie		1.3*	0.3-0.63*** <sup>2</sup>
Barcelone			fumée normalisée		sans objet	sans objet
Bilbao	absorbtion rayonnement β		réflectométrie		1.2 <sup>#</sup>	0.7**
Bordeaux	TEOM (50°C)	TEOM (50°C)	réflectométrie		1s; 1.3w	0.67***
Bucarest				gravimétrique	x	0.7**
Budapest				rayonnements β	xx	0.7**
Celje	TEOM (50°C)		réflectométrie		1.3*	0.7**
Cracovie	jauge β		réflectométrie		1.25 <sup>#</sup>	0.8***
Dublin			réflectométrie		sans objet	sans objet
Göteborg	TEOM (50°C)	TEOM (50°C)			1.3*	0.66***
Le Havre	TEOM (50°C)	TEOM (50°C)	réflectométrie		1 <sup>s</sup> ; 1.253 <sup>w</sup>	0.7**
Lille	TEOM (50°C)	TEOM (50°C)	réflectométrie		1.18 <sup>s</sup> ; 1.27 <sup>w</sup>	0.66***
Ljubljana	TEOM (50°C)		réflectométrie		1.3*	0.7
Londres	TEOM	TEOM	réflectométrie		1,3	0,7
Lyon	TEOM		réflectométrie		1.221 <sup>w</sup>	0.7**
Madrid	atténuation β				1 <sup>#</sup>	0.51***
Marseille	TEOM (50°C)	TEOM (50°C)	réflectométrie		1s; 1.13w	0.65***
Paris	TEOM	TEOM	réflectométrie		1 <sup>s</sup> ; 1.37 <sup>w</sup>	0.7**
Rome	jauge β				1.3*	0.7**
Rouen	TEOM (50°C)	TEOM (50°C)	réflectométrie		1 <sup>s</sup> ; 1.22 <sup>w</sup>	0.7**
Séville	atténuation β				1.13 <sup>#</sup>	0.7**
Stockholm	TEOM (50°C)	TEOM (50°C)			1.2 <sup>#</sup>	0.65***
Strasbourg	TEOM (50°C)	TEOM (50°C)			1 <sup>s</sup> ; 1.21 <sup>w</sup>	0.7**
Tel Aviv	TEOM				1.3*	0.5***
Toulouse	TEOM (50°C)	TEOM (50°C)			1s; 1.2w	0.65***
Valence			réflectométrie		sans objet	sans objet

\* Pour l'EIS, les PM<sub>10</sub> mesurées par TEOM ont été corrigées par un facteur européen par défaut de 1,3 recommandé par le groupe de travail européen sur les par

\*\* Pour convertir les PM<sub>10</sub> en PM<sub>2,5</sub> le facteur européen de conversion par défaut de 0,7 a été utilisé

\*\*\*Pour convertir les PM<sub>10</sub> en PM<sub>2,5</sub> un facteur local de conversion a été utilisé

<sup>#</sup>: obtenu à partir de mesures locales parallèles de PM<sub>10</sub>

1. PTS : particules totales en suspension

2. Etendue des facteurs de conversion car 12 facteurs mensuels ont été utilisés

<sup>s</sup>: été

<sup>w</sup>: hiver

<sup>x</sup> PM<sub>10</sub>=PTS\*0.6

<sup>xx</sup> PM<sub>10</sub>=PTS\*0.58

## Indicateurs sanitaires et fonctions Exposition-Risques

En préambule, il faut rappeler que les fonctions mathématiques reliant l'exposition au risque sanitaire, les fonction exposition – risque, sont quantifiées par un paramètre appelé risque relatif (RR).

### *Évaluation des impacts sanitaires à court terme*

A des fins de comparaison, et pour permettre une meilleure compréhension des effets de la pollution particulaire sur la santé au cours du temps, les EIS sur les effets à court terme d'une exposition de courte durée ont utilisé deux types de fonctions exposition-risques : pour une exposition de très courte durée (habituellement 1 ou 2 jours) et pour une exposition cumulée jusqu'à 40 jours.

Concernant l'exposition de très courte durée (impact à très court terme), nous avons utilisé une nouvelle fonction exposition-risques estimée par Apehis-3 pour les hospitalisations respiratoires tous âges (Annexe 4). Nous avons également utilisé des fonctions exposition-risques estimées récemment par l'OMS, et qui sont le résultat d'une méta-analyse d'études de séries temporelles et d'études de panels sur les effets des particules. Les calculs ont été réalisés par un groupe d'experts de l'hôpital St. George à Londres, avec l'aide d'un groupe de travail de l'OMS. Le rapport de l'OMS est disponible à l'adresse suivante : <http://www.euro.who.int/document/E82792.pdf>

Concernant l'exposition cumulée, Zanobetti et al. ont estimé les effets d'une exposition allant jusqu'à 40 jours sur les décès toutes causes (Zanobetti et al, 2002), les décès pour causes cardiovasculaires et les décès pour causes respiratoires (Zanobetti et al, 2003) dans l'étude APHEA-2. Le rapport de Zanobetti a montré que l'effet cumulé était plus de deux fois supérieur à celui observé pour seulement 2 jours d'exposition. Ainsi, pour Apehis-3, nous nous sommes également servis de ces estimations basées sur des modèles à retards échelonnés.

Les indicateurs sanitaires suivants ont été choisis, sur la base de la disponibilité des fonctions E-R correspondantes :

- mortalité totale, hors accidents et morts violentes
- mortalité pour causes cardiovasculaires
- mortalité pour causes respiratoires
- admissions hospitalières pour pathologies cardiaques
- admissions hospitalières pour pathologies respiratoires

D'une manière générale, la plupart des EIS, dont celles d'Apehis, utilisent des RR « méta-analytiques » (ou combinés) obtenus par analyses combinées de résultats locaux dans le cadre d'études multi-centriques. Cependant, dans des villes où a été élaborée une fonction E-R spécifique, certains auteurs ont préféré utiliser cette fonction E-R pour la réalisation de l'EIS locale avec l'argument que cette fonction était probablement plus appropriée qu'un RR « méta-analytique » pour cette ville puisque élaborée au sein de sa population. Une troisième approche, que l'on peut qualifier d'intermédiaire entre les deux précédentes, est la méthode bayésienne empirique. En effet, elle utilise à la fois le RR spécifique de chaque ville et le RR combiné pour l'ensemble des villes.

Apehis s'est interrogé sur la pertinence d'utiliser ces différents modes d'estimations, et le Groupe de travail des statisticiens a réalisé une analyse de sensibilité en utilisant les différents types de RR : combinés à partir d'estimations multi-centriques, estimés par méthode bayésienne empirique et spécifiques d'une ville en particulier. Des EIS

complémentaires comparant les résultats des différentes approches ont donc été menées dans certaines villes qui font par ailleurs partie du projet APHEA-2.

### ***Évaluation des impacts sanitaires à long terme***

Apheis-3 a mené des EIS sur les effets à long terme d'une exposition chronique. Les résultats ont été calculés sous deux formes : en nombres de cas attribuables pour les PM<sub>10</sub> et les PM<sub>2,5</sub> et en terme de réduction de l'espérance de vie pour les PM<sub>2,5</sub>.

Les fonctions exposition – risque étaient les suivantes :

- pour l'exposition chronique aux PM<sub>10</sub>, nous avons estimé l'impact sur la mortalité prématurée en utilisant la fonction E-R déjà appliquée dans Apheis-2. Cette fonction E-R est basée sur la première étude ACS et sur l'Etude des six villes, et a été utilisée dans l'EIS tri-nationale menée en Autriche, France et Suisse (Kunzli et al., 2000).
- Pour l'exposition chronique aux PM<sub>2,5</sub>, nous avons utilisé la moyenne des estimations de l'étude ACS la plus récente basée sur la moyenne des PM<sub>2,5</sub> (Pope, 2002). Les indicateurs sanitaires concernés par ces fonctions E-R étaient la mortalité toutes causes, la mortalité pour causes cardio-pulmonaires et la mortalité par cancer du poumon.

### **Outils de calculs : Tableur Excel du programme PSAS-9 et AirQ**

#### ***Nombre de cas attribuables pour les impacts à court et long terme***

Les calculs du nombre de cas attribuables à court et à long terme ont été effectués en utilisant un tableur Excel (Annexe 7) développé par le Programme de surveillance air & santé dans 9 villes françaises (PSAS-9), coordonné par l'Institut de veille sanitaire.

(<http://www.invs.sante.fr/psas9>).

Sous l'hypothèse d'une relation causale entre l'exposition et le risque sanitaire, l'impact sanitaire peut être estimé par la fraction attribuable : il s'agit de la part des événements sanitaires observés qui peut être attribuée à l'exposition à la pollution atmosphérique dans une population donnée et pour une période donnée (une année par exemple).

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

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

où : RR = risque relatif établi par la relation exposition / risque par rapport à un niveau d'exposition de référence ; f = prévalence de l'exposition.

Dans le cas de la pollution atmosphérique ambiante, la prévalence d'exposition est égale à 1. En effet, toute la population étudiée peut être considérée comme exposée, en moyenne, aux mêmes niveaux de pollution, quantifiés par l'indicateur d'exposition.

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

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

où : RR<sub>d</sub> = risque relatif établi par la relation exposition / risque et pour le différentiel de pollution entre le niveau observé et le niveau de référence ; Nr = nombre de cas attendus au niveau de référence.

## ***Gain en termes d'espérance de vie et d'années de vie perdues***

Nous avons calculé le gain en termes d'espérance de vie et d'années de vie perdues en utilisant le logiciel Air Quality Health Impact Assessment de WHO-ECEH (AirQ) (Annexe 8) ([http://www.euro.who.int/eprise/main/WHO/Progs/AIQ/Activities/20040428\\_2](http://www.euro.who.int/eprise/main/WHO/Progs/AIQ/Activities/20040428_2)).

Le module « tables de survie » de AirQ calcule les effets sanitaires attribuables à des variations de l'exposition à long terme. L'évaluation s'appuie sur des études épidémiologiques de cohortes montrant une augmentation du risque de mortalité pour les populations habitant dans des zones caractérisées par un niveau de pollution atmosphérique à long terme plus élevé que la moyenne. L'hypothèse sous-jacente de la démarche est la validité de l'application de la fonction exposition-risque (Risque relatif) estimée dans les études épidémiologiques (population source) à la population cible étudiée.

La structure par âge de la population étudiée et les données de mortalité spécifiques à chaque classe d'âge sont utilisées pour calculer le nombre de survivants et le nombre de décès « anticipés » pour chaque classe d'âge dans les années futures. La différence entre les fonctions de survie de la population à risque du fait d'une pollution accrue et celles des populations non exposées permet de calculer plusieurs paramètres de l'impact. Le programme présente ainsi : la réduction de l'espérance de vie à un âge donné, le nombre d'années potentielles de vie perdues du fait de décès « anticipés » sur une année, les années potentielles de vie perdues sur une année ou sur toute la période de suivi à cause du facteur de risque.

Les calculs peuvent être basés sur les RR fournis par l'utilisateur ou sur les valeurs par défaut de l'OMS. La présente version utilise pour les PM<sub>2,5</sub>, les RR de l'étude des cohortes de la American Cancer Society (Pope et al. 2002).

### *Espérance de vie*

Les calculs sur l'espérance de vie sont basés sur les considérations suivantes : la courbe de survie d'une cohorte à la naissance permet de prédire l'évolution dans le temps des décès de cette cohorte. L'espérance de vie à la naissance peut être calculée en additionnant les années de vie sur toute la période et en divisant par la taille de la cohorte initiale. L'espérance de vie conditionnelle, en supposant qu'un certain âge ait été atteint, peut être aussi calculée en additionnant les années de vie à cet âge et au-delà, et en divisant par le nombre d'individus atteignant cet âge (Miller BG dans WHO, 2001).

L'espérance de vie calculée avec une mortalité de zéro pour l'une des causes de décès peut servir à indiquer l'importance relative de cette cause de décès : une table de survie est calculée en supposant l'élimination totale d'une cause de décès particulière, et l'espérance de vie hypothétique résultante est comparée à l'espérance de vie réelle (Romeder et McWhinnie, 1977). Plus la différence est grande, plus l'importance relative de la cause de décès est élevée. Dans l'évaluation de l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique, une approche similaire peut être utilisée, et l'espérance de vie réelle peut être comparée à l'espérance de vie hypothétique obtenue pour le niveau de pollution de référence choisi. Dans ce but, les taux de risque doivent être prédits pour ce niveau de référence. Pour Aphis, nous avons supposé une réduction proportionnelle du risque identique pour chaque classe d'âge (âge > 30 ans), et nous avons calculé les taux de risque du niveau de référence en divisant les taux de risque réels par le risque relatif correspondant (RR).

### *Années potentielles de vie perdues*

Avec la version 2.2 du logiciel AirQ, les effets à long terme de la pollution atmosphérique peuvent être évalués en calculant les années potentielles de vie perdues (APVP) dans une population exposée à un certain niveau de pollution atmosphérique pour une période de temps donnée. Les APVP peuvent ainsi être attribuables à l'exposition de cette population spécifique, tous les autres facteurs étant stables sur la période de temps spécifiée. « Les années de vie perdues pour l'année de simulation initiale » comparent les nombres absolus des APVP sur la base de la distribution initiale.

Dans Apehis-3, les résultats des APVP sont présentés dans le rapport de chaque ville. Dans le présent rapport, qui est le rapport principal, nous avons choisi de présenter le gain d'espérance de vie.

## Références

Anderson R., Atkinson A., Peacock JL, Marston L et Konstantinou K. Meta-analysis of time-series and panel studies on particulate matter and ozone (O<sub>3</sub>). WHO Task Group. WHO Regional Office for Europe, Copenhagen 2004 (EUR/04/5042688)

<http://www.euro.who.int/document/E82792.pdf>

Draft final EC working group report on particulate matter. Guidance to Member States on PM<sub>10</sub> monitoring and intercomparisons with the reference methods. Janvier 2002. 69 pages  
<http://europa.eu.int/comm/environment/air/pdf/finalwgreporten.pdf>

CE (2002). Guidance to member states on PM<sub>10</sub> equivalent monitoring and intercomparisons with the reference method.

(<http://europa.eu.int/comm/environment/air/pdf/finalwgreporten.pdf>).

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

Medina S, Plasencia A, Ballester F, Mücke HG, Schwartz J. au nom du groupe Apehis. Apehis: Public Health Impact of PM<sub>10</sub> in 19 European Cities. *J Epidemiol Community Health*. 2004. *In press*.

Medina S., Plasència A., Artazcoz L. Quénel P., Katsouyanni K., Mücke HG., De Saeger E., Krzyzanowsky M., Schwartz J. et les membres participants du groupe APHEIS. APHEIS Monitoring the Effects of Air Pollution on Public Health in Europe. Scientific report, 1999-2000. Institut de Veille Sanitaire, Saint-Maurice, Mars 2001; 136 pages ([www.apheis.net](http://www.apheis.net))

Medina S., Plasència A., Artazcoz L. Quénel P., Katsouyanni K., Mücke H.-G., De Saeger E., Krzyzanowsky M., Schwartz J. et les membres participants du groupe APHEIS. APHEIS Health Impact Assessment of Air Pollution in 26 European Cities. Second year, 2000-2001. Institut de Veille Sanitaire, Saint-Maurice, Septembre 2002; 225 pages.

Miller BG. Life-table methods for predicting and quantifying long term impacts on mortality. IN: Quantification of health effects of exposure to air pollution. WHO, Regional Office for Europe, Copenhagen 2001, (EUR/01/5026342).

Pope CA 3rd, Burnett RT, Thun MJ et al. Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution. *JAMA*. Mars 2002 6;287(9):1132-41.

Romeder M, McWhinnie JR. Potential years of life lost between ages 1 and 70: An indicator of premature mortality for health planning. *International Journal of Epidemiology* 1977 (6) 2: 143-151

Van Dingenen R., Raes F., Putaud J.P. et al. A European aerosol phenomenology - 1: physical characteristics of particulate matter at kerbside, urban, rural and background sites in Europe. *Atmospheric Environment* 38 (2004); 2561 – 2577.

WHO. Health Aspects of Air Pollution with Particulate Matter, Ozone and Nitrogen Dioxide, WHO Regional Office for Europe, Copenhagen 2003 (EUR/03/5042688)

WHO. Health Aspects of Air Pollution - answers to follow-up questions from CAFE Report on a WHO working group meeting. Bonn, Germany, 15-16 Janvier 2004. WHO Regional Office for Europe, Copenhagen 2004 (EUR/04/5046026)

WHO. Evaluation and use of epidemiological evidence for environmental health risk assessment. WHO Regional Office for Europe, Copenhagen 2000 (EUR/00/5020369)

WHO. Quantification of health effects of exposure to air pollution. WHO, Regional Office for Europe, Copenhagen 2001, (EUR/01/5026342).

Zanobetti A, Schwartz J, Samoli E et al. The temporal pattern of mortality responses to air pollution: a multicity assessment of mortality displacement. *Epidemiology*. Janvier 2002;13(1):87-93.

Zanobetti A, Schwartz J, Samoli E et al. The temporal pattern of respiratory and heart disease mortality in response to air pollution. *Environ Health Perspect*. Juillet 2003;111(9):1188-93.

## Résultats

### Résultats descriptifs

Dans cette phase 3 d'Apheis, les données relatives à la pollution atmosphérique (Tableau 2) étaient disponibles à partir de l'année 2000 dans toutes les villes, à l'exception de Tel Aviv. Les données démographiques et les données sanitaires étaient également disponibles à partir de l'année 2000 dans la plupart des villes, à l'exception des villes françaises, de Séville et de Tel Aviv.

**Tableau 2. Années relatives à la pollution atmosphérique et aux données sanitaires utilisées**

Ville	Données de pollution atmosphérique			Données sanitaires	
	Fumées noires	PM <sub>10</sub>	PM <sub>2,5</sub>	Mortalité	Admissions hospitalières
Athènes	2001	2001	PM <sub>2,5</sub> converties à partir des PM <sub>10</sub>	2001	
Barcelone	2000			2000	2000
Bilbao	2002	2002	PM <sub>2,5</sub> converties à partir des PM <sub>10</sub>	2001	2001
Bordeaux	2002	2000	2002	1999	2000
Bucarest		2000 PM <sub>10</sub> converties à partir des PTS	PM <sub>2,5</sub> converties à partir des PM <sub>10</sub>	2000	
Budapest		2000 PM <sub>10</sub> converties à partir des PTS	PM <sub>2,5</sub> converties à partir des PM <sub>10</sub>	2000	2000
Celje	2000	2000	PM <sub>2,5</sub> converties à partir des PM <sub>10</sub>	2000	2000
Cracovie	2000	2000	PM <sub>2,5</sub> converties à partir des PM <sub>10</sub>	2000	
Dublin	2000			2000	
Göteborg		2000	2000	2000	2000
Le Havre	2000	2000	2002	1999	2000
Lille	2001	2001	2001	1999	2001
Ljubljana	2000	2000	PM <sub>2,5</sub> converties à partir des PM <sub>10</sub>	2000	2000
Londres	2001	2001	2001	2001	2001
Lyon	2001	2000	PM <sub>2,5</sub> converties à partir des PM <sub>10</sub>	1999	2000
Madrid		2000	PM <sub>2,5</sub> converties à partir des PM <sub>10</sub>	2000	2001
Marseille	2000	2000	2002	1999	2001
Paris	2000	2000	2000	1999	2001
Rome		2001	PM <sub>2,5</sub> converties à partir des PM <sub>10</sub>	2001	2001
Rouen	2001	2001	2002	1999	2000
Séville		2000	PM <sub>2,5</sub> converties à partir des PM <sub>10</sub>	2000	1999
Stockholm		2000	2000	2000	2000
Strasbourg		2002	2002	1999	2000
Tel Aviv		1998	PM <sub>2,5</sub> converties à partir des PM <sub>10</sub>	1998	1998
Toulouse		2000	2000	1999	2000
Valence	2000			2000	2000

### **Caractéristiques démographiques**

La population totale étudiée par Apehis-3, s'élevant à presque 39 millions d'habitants, est comparable à la population précédente couverte par la phase Apehis-2. La proportion de personnes âgées de plus de 60 ans a augmenté de 1 % par rapport aux résultats de Apehis-2, allant de 12,8 % à Dublin et Lille jusqu'à 21,9 % à Barcelone (Tableau 3).

**Tableau 3. Caractéristiques démographiques**

Ville	Année	Population	Population de 65 ans et plus
		Nombre	Pourcentage
Athènes	2001	3 188 305	15,9
Barcelone	2000	1 512 971	21,9
Bilbao	2001	708 395	19,3
Bordeaux	1999	584 164	15,8
Bucarest	2000	2 009 200	13,0
Budapest	2000	1 797 088	18,7
Celje	2000	48 943	14,9
Cracovie	2000	737 927	13,6
Dublin	2002	495 781	12,8
Göteborg	2000	462 470	16,4
Le Havre	1999	254 585	15,1
Lille	1999	1 091 156	12,8
Ljubljana	2000	263 290	20,9
Londres	2001	6 796 900	13,8
Lyon	1999	782 828	15,7
Madrid	2000	2 938 723	21,4
Marseille	1999	856 165	18,7
Paris	1999	6 164 418	13,2
Rome	2000	2 643 581	18,0
Rouen	1999	434 924	15,2
Séville	2000	700 715	13,9
Stockholm	2000	1 173 000	15,6
Strasbourg	1999	451 133	13,3
Tel Aviv	1998	1 139 360	15,0
Toulouse	1999	690 162	13,5
Valence	2000	742 813	19,0

## **Niveaux de pollution atmosphérique**

Les mesures de fumées noires ont été fournies par 16 villes (avec une ville supplémentaire par rapport à Apehis-2 : Lyon) : Athènes, Barcelone, Bilbao, Bordeaux, Celje, Cracovie, Dublin, Le Havre, Lille, Ljubljana, Lyon, Londres, Marseille, Paris, Rouen et Valence.

Les mesures de PM<sub>10</sub> ont été fournies par 21 villes (avec quatre villes supplémentaires par rapport à Apehis-2 : Athènes, Bilbao, Le Havre et Rouen) : Athènes, Bilbao, Bordeaux, Celje, Cracovie, Göteborg, Le Havre, Lille, Ljubljana, Londres, Lyon, Madrid, Marseille, Paris, Rome, Rouen, Séville, Stockholm, Strasbourg, Tel Aviv et Toulouse. Bucarest et Budapest ont converti les PTS en PM<sub>10</sub>.

Pour la première fois dans le programme Apehis, des mesures des PM<sub>2,5</sub> ont été fournies par 11 villes : Bordeaux, Göteborg, Le Havre, Lille, Londres, Marseille, Paris, Rouen, Stockholm, Strasbourg et Toulouse. Les autres villes ont converti les PM<sub>2,5</sub> à partir des PM<sub>10</sub>. Certaines villes ont donc fourni les mesures pour plusieurs indicateurs particuliers.

Selon la directive 1999/30/CE (22 avril 1999) du Conseil Européen concernant les valeurs limites pour le dioxyde de soufre, le dioxyde d'azote et tous les oxydes d'azote, les particules et le plomb dans l'air ambiant (Journal officiel L 163, 29/06/1999 P. 0041 – 0060), la valeur limite de 50 µg/m<sup>3</sup> de PM<sub>10</sub> (24 heures) ne soit pas être dépassée plus de 35 jours par an au 1<sup>er</sup> janvier 2005, et pas plus de sept jours par an au 1<sup>er</sup> janvier 2010 dans les Etats membres. En outre, la moyenne annuelle de PM<sub>10</sub> ne doit pas dépasser la valeur limite de 40 µg/m<sup>3</sup> au 1<sup>er</sup> janvier 2005 et 20 µg/m<sup>3</sup> au 1<sup>er</sup> janvier 2010.

Le tableau 4 et les figures 1 à 3 fournissent une vue d'ensemble des niveaux de pollution particulaire observés dans les 26 villes (teneurs moyennes, écart type [ET], 5<sup>ème</sup> et 95<sup>ème</sup> percentiles de la distribution du polluant dans chaque ville). Il s'agit des valeurs directement mesurées sans correction ni conversion. Le tableau 7 en revanche présente les concentrations d'exposition modifiées pour les contraintes de l'EIS à long terme (voir paragraphe « Mesures de l'exposition »).

Lors de la lecture de ces tableaux et figures, il faut garder à l'esprit les différentes sources possibles de variabilité dans les mesures de l'exposition (voir section « Comment interpréter les résultats »).

**Tableau 4. Teneurs en PM<sub>10</sub>, PM<sub>2,5</sub> et fumées noires (µg/m<sup>3</sup>) mesurées dans les 26 villes Apehis.**

Ville	Année	PM <sub>10</sub>				PM <sub>2,5</sub>				Fumées noires			
		moyenne	écart-type	P5 <sup>1</sup>	P95 <sup>2</sup>	moyenne	écart-type	P5	P95	moyenne	écart-type	P5	P95
Athènes	2001	52	19	25	87					77	37	28	147
Barcelone	2000									32	1	11	59
Bilbao	2002	36	17	16	69					13	6	6	25
Bordeaux	2000/2002 <sup>3</sup>	20	10	9	43	13	6	6	25	11	11	3	33
Bucarest <sup>4</sup>	2000	61	20	40	88								
Budapest <sup>4</sup>	2000	29	12	13	50								
Celje	2000	36	20	11	70					14	16	1	47
Cracovie	2000	32	18	12	70					31	28	8	94
Dublin	2000									9	5	3	18
Göteborg	2000	14	7	5	27	9	5	3	18				
Le Havre	2000/2002 <sup>3</sup>	21	8	11	39	13	8	6	29	7	7	2	19
Lille	2001	21	12	10	39	16	11	7	31	10	4	6	18
Ljubljana	2000	32	24	4	72					15	17	3	44
Londres	2001	22	8	13	38	13	6	7	24	9	6	3	21
Lyon	2000/2001 <sup>3</sup>	23	12	10	45					48	21	20	87
Madrid	2000	37	17	15	69								
Marseille	2000/2002 <sup>3</sup>	27	10	13	42	18	8	8	33	18	13	5	43
Paris	2000	22	9	12	37	14	7	7	26	16	11	6	34
Rome	2001	47	17	25	77								
Rouen	2001/2002 <sup>3</sup>	21	9	12	38	15	8	7	29	8	7	3	24
Séville	2000	44	12	27	65								
Stockholm	2000	14	7	7	29	9	4	5	18				
Strasbourg	2002	23	12	9	46	16	10	6	34				
Tel Aviv	1998	65	119	29	105								
Toulouse	2000	24	10	11	44	16	7	7	30				
Valence	2000									20	11	8	40

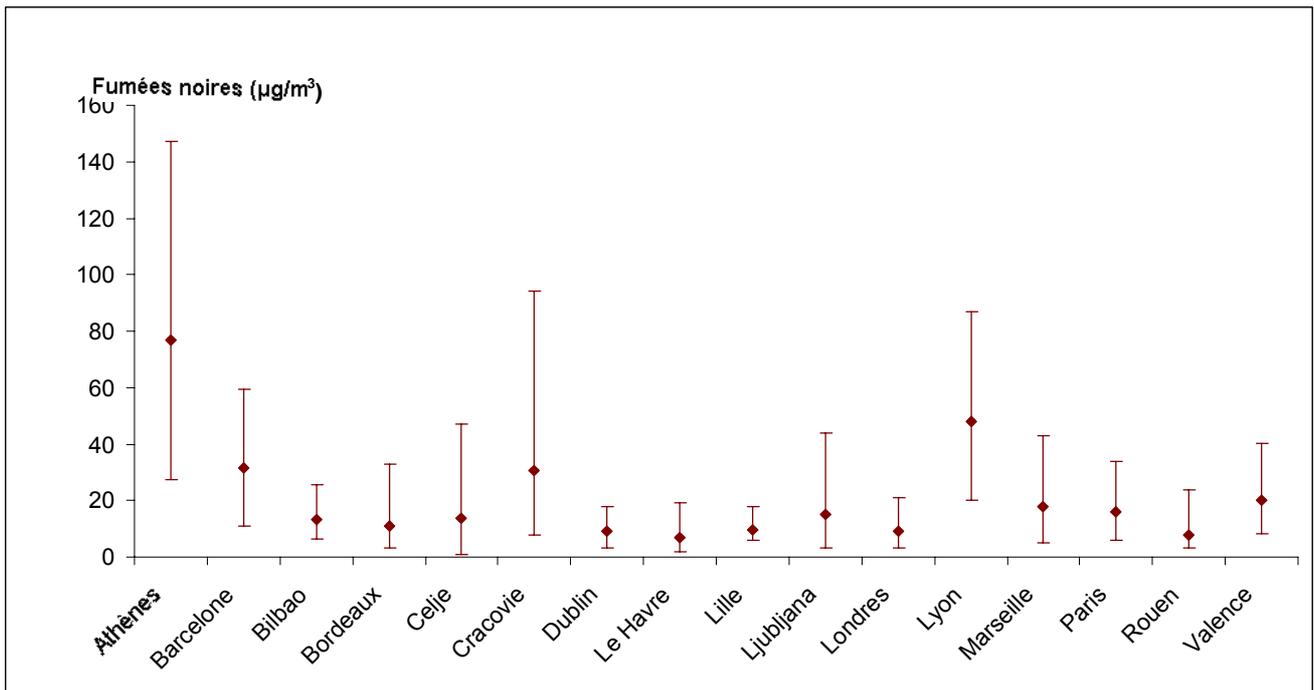
1. P5: 5<sup>ème</sup> percentile de la distribution du polluant

2. P95: 95<sup>ème</sup> percentile de la distribution du polluant

3. Pour Bordeaux, année 2000 pour les PM<sub>10</sub> et 2002 pour les PM<sub>2,5</sub> et les Fumées noires ; pour Le Havre et Marseille, année 2000 pour les PM<sub>10</sub> et les Fumées noires et année 2002 pour les PM<sub>2,5</sub> ; pour Lyon, année 2000 pour les PM<sub>10</sub> et 2001 pour les Fumées noires ; pour Rouen, année 2001 pour les Fumées noires et les PM<sub>10</sub> et année 2002 pour les PM<sub>2,5</sub>

4. PM<sub>10</sub> converties à partir des PTS

**Figure 1. Teneurs annuelles moyennes, 5<sup>ème</sup> et 95<sup>ème</sup> percentiles de la distribution des fumées noires.**

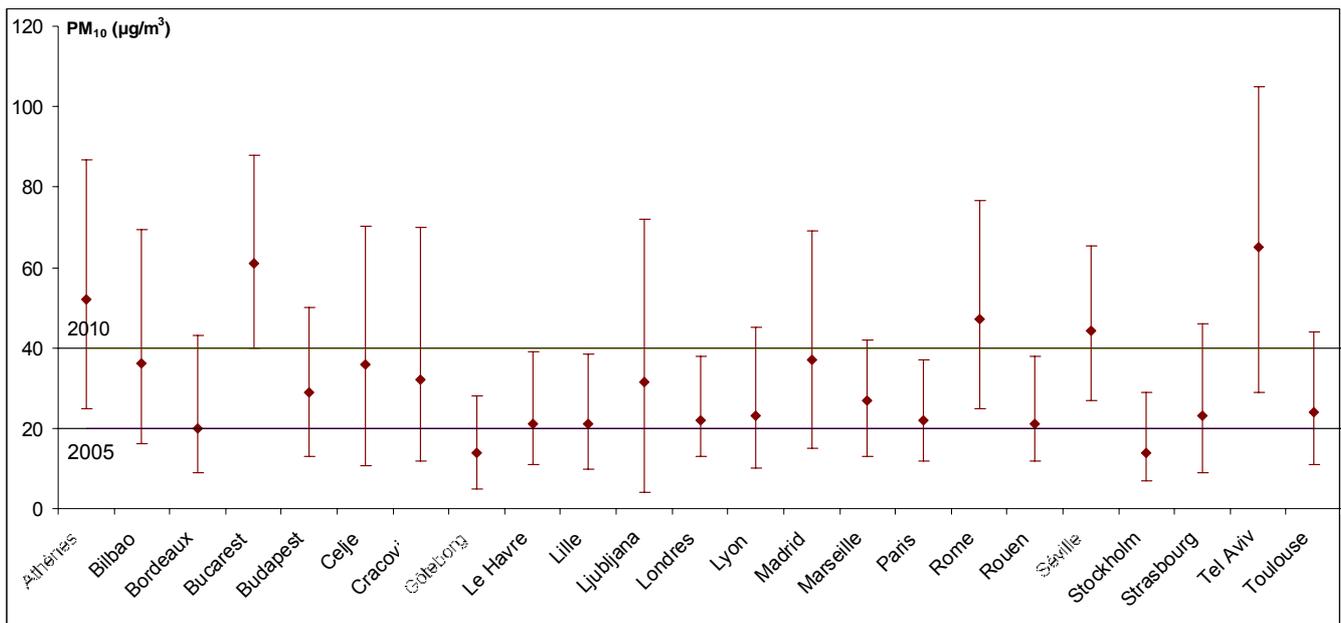


Comme lors de la phase précédente Apehis-2, Athènes présente des niveaux moyens de fumées noires de loin les plus élevés ( $77 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). L'une des raisons expliquant ces niveaux est toujours le type des stations choisies pour mesurer les fumées noires : il s'agit de stations de proximité automobile se situant au centre d'Athènes. Notons que, toutes choses égales par ailleurs, les teneurs en fumées noires dans cette ville ont augmenté de 17 % ( $11 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) entre 1996 et 2001.

Lyon, Barcelone et Cracovie suivent Athènes de près, avec des teneurs supérieures à  $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Concernant les tendances, la plupart des villes ont présenté une réduction de leurs niveaux en fumées noires.

Les teneurs en fumées noires les plus basses (inférieures à  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) sont observées à Dublin, Le Havre, Londres et Rouen.

**Figure 2. Teneurs annuelles moyennes et 5<sup>ème</sup> et 95<sup>ème</sup> percentiles de la distribution des PM<sub>10</sub>**



Les lignes horizontales indiquent les valeurs limites annuelles moyennes de PM<sub>10</sub> de la Commission européenne (CE) égales à 40 µg/m<sup>3</sup> et 20 µg/m<sup>3</sup> à atteindre respectivement en 2005 et 2010.

Tel Aviv présente les concentrations moyennes les plus élevées en PM<sub>10</sub> (65 µg/m<sup>3</sup>), qui sont en partie influencées par les sables poussés par le vent depuis le désert. Toutes choses égales par ailleurs, les teneurs en PM<sub>10</sub> dans cette ville ont augmenté de 15 % (8,6 µg/m<sup>3</sup>) entre 1996 et 1998.

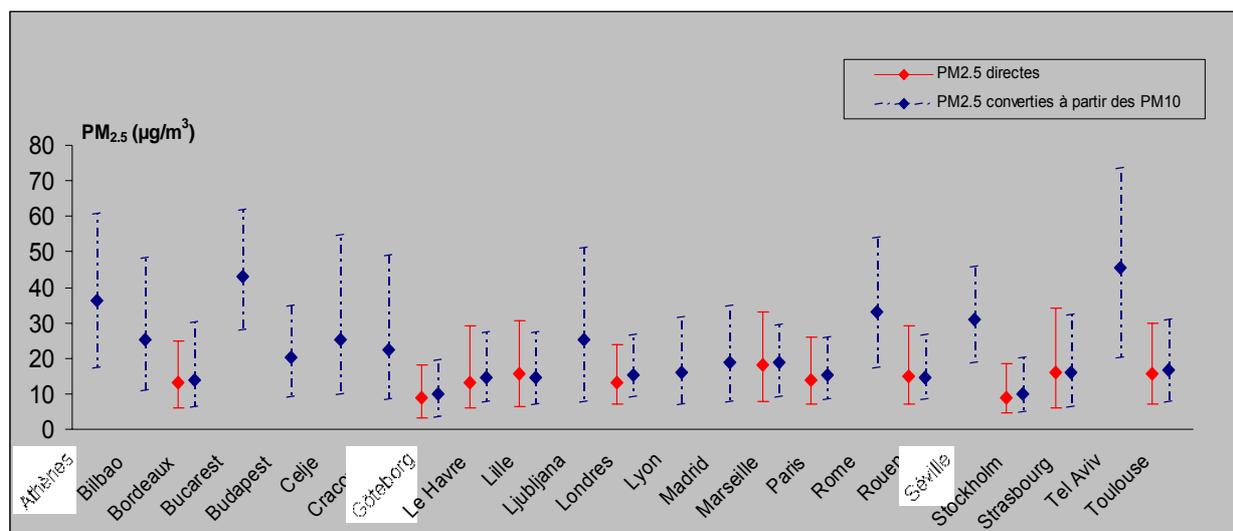
Bucarest présente toujours des concentrations élevées (61 µg/m<sup>3</sup>), mais celles-ci sont plus faibles que dans Apehis-2 (73 µg/m<sup>3</sup>). Dans cette ville, les mesures continuent à être uniquement disponibles pour 4 jours de la semaine (du lundi au jeudi) ; ceci peut expliquer les teneurs élevées observées.

Athènes, qui mesure les PM<sub>10</sub> pour la première fois dans le cadre du programme Apehis, présente également des teneurs relativement élevées (52 µg/m<sup>3</sup>), notamment du fait que quatre des six stations mesurant les PM<sub>10</sub> ont été caractérisées en tant que stations de proximité automobile.

Rome et Séville présentent des teneurs en PM<sub>10</sub> supérieures à la valeur limite annuelle de 40 µg/m<sup>3</sup>, qui ne doit pas être dépassée au 1<sup>er</sup> janvier 2005. En comparaison avec Apehis-2, toutes choses égales par ailleurs, Cracovie se situe désormais en-dessous de cette limite, la plupart des villes se situant dans la plage de 40 à 20 µg/m<sup>3</sup>. Göteborg et Stockholm continuent à présenter des concentrations inférieures à 20 µg/m<sup>3</sup>.

Rappelons à nouveau que les moyennes des différentes années peuvent varier pour différentes raisons liées aux mesures dans les différentes villes (voir section « Comment interpréter les résultats » et Annexe 3).

**Figure 3. Moyennes annuelles, 5<sup>ème</sup> et 95<sup>ème</sup> percentiles de la distribution des PM<sub>2,5</sub> directes, et des PM<sub>2,5</sub> converties à partir des PM<sub>10</sub> en utilisant le coefficient de conversion européen.**



Les mesures directes des PM<sub>2,5</sub> sont comprises entre 9 µg/m<sup>3</sup>, à Göteborg et Stockholm, et 18 µg/m<sup>3</sup>, à Marseille.

Le coefficient de conversion PM<sub>10</sub>/PM<sub>2,5</sub> européen, égal à 0,7, a été utilisé dans les villes où un coefficient de conversion local n'était pas disponible. Afin d'évaluer la validité locale de ce coefficient par défaut, nous avons demandé aux villes disposant à la fois de mesures directes des PM<sub>10</sub> et des PM<sub>2,5</sub> de comparer les mesures directes des PM<sub>2,5</sub> et les mesures des PM<sub>2,5</sub> converties en utilisant le coefficient de conversion européen.

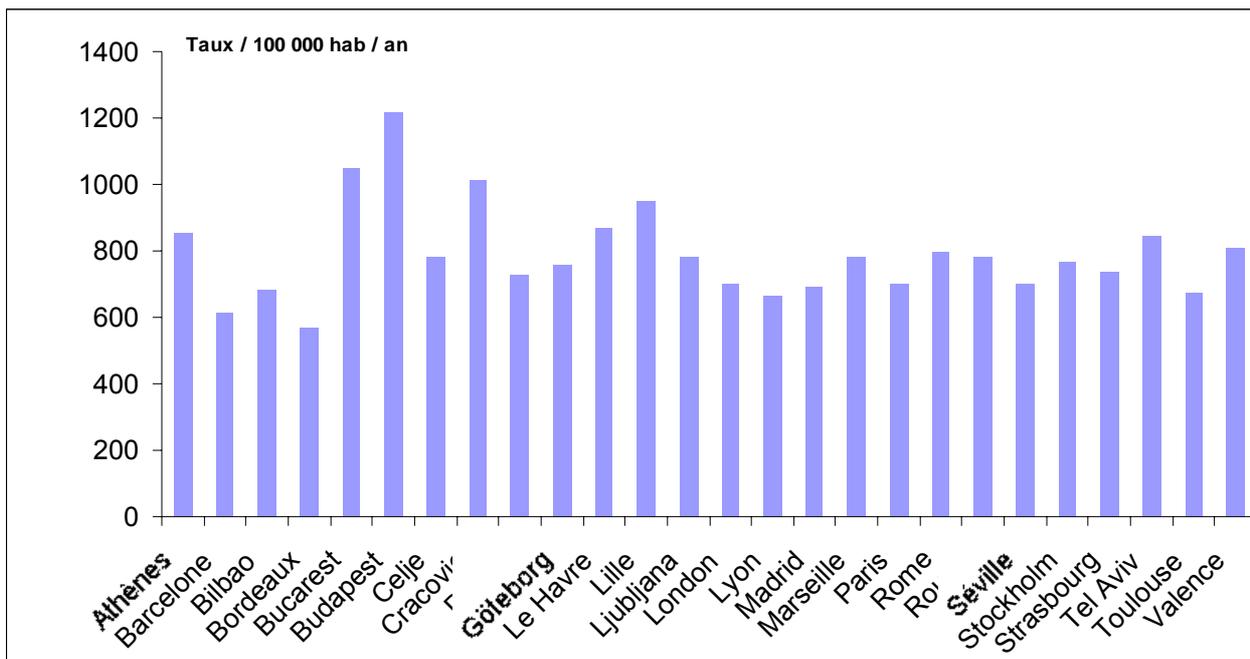
La Figure 3 montre que les teneurs en PM<sub>2,5</sub> converties en utilisant le coefficient de conversion européen à partir des PM<sub>10</sub> sont assez similaires aux mesures directes, bien que parfois légèrement supérieures. Les teneurs en PM<sub>2,5</sub> converties à partir des PM<sub>10</sub> suivent les tendances des PM<sub>10</sub>.

## Indicateurs sanitaires

### Mortalité

La Figure 4 présente les taux de mortalité standardisés pour toutes causes de décès, y compris les accidents et morts violentes, dans les 26 villes. Les taux les plus élevés sont observés à Budapest, Bucarest et Cracovie (plus de 1000 pour 100 000).

**Figure 4. Taux de mortalité standardisés sur l'âge\* pour toutes causes de décès dans les 26 villes.**



\*Taux pour 100 000 utilisant la population européenne pour l'année 2000 comme population de référence (Nations Unies, 2001)<sup>7</sup>

### Admissions hospitalières

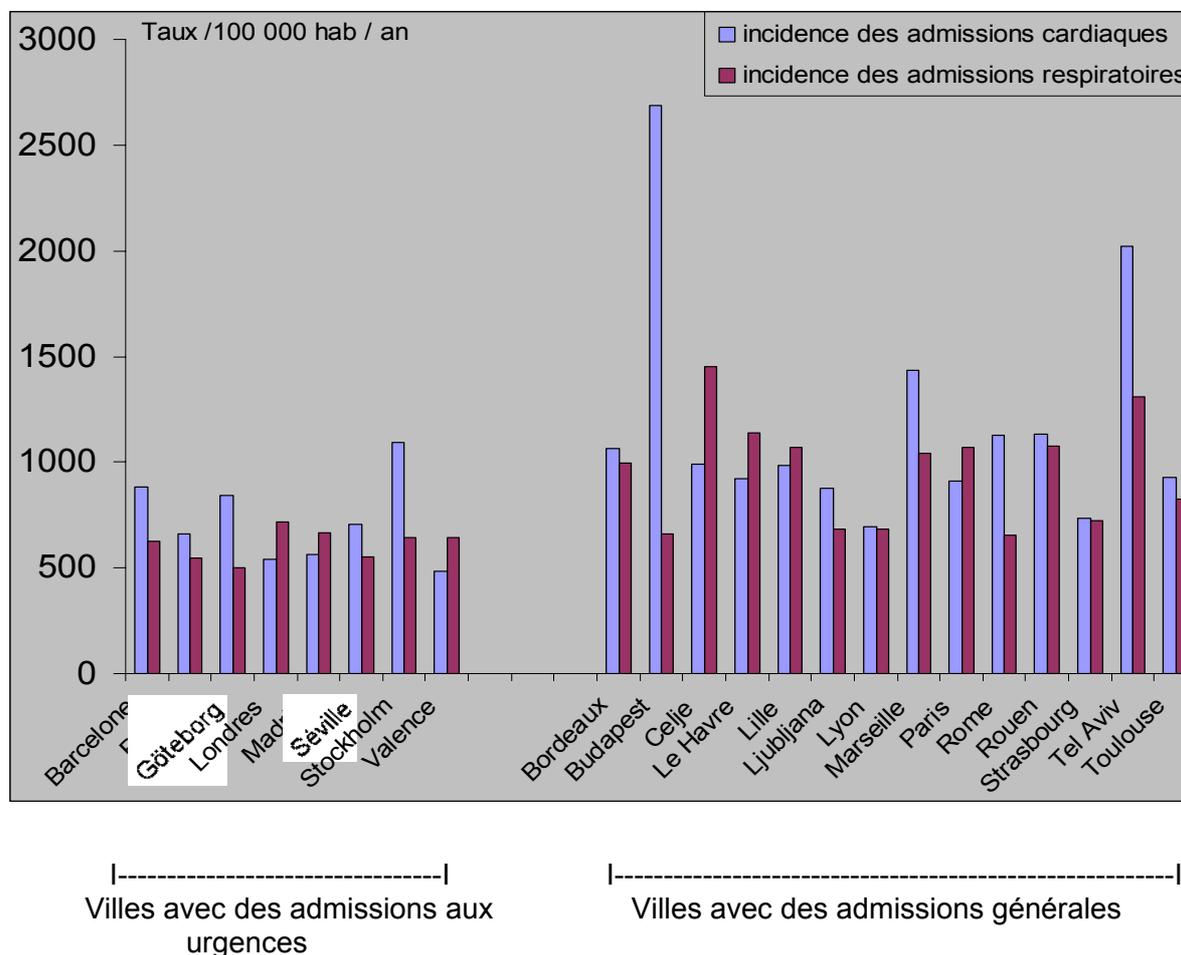
Vingt-deux villes ont fourni des données concernant les admissions hospitalières dans Aphis-3. Toutes les sources de données utilisées appliquent un programme de contrôle qualité, et les diagnostics sur la cause des admissions sont codés de façon relativement exhaustive, avec un pourcentage de données manquantes inférieur ou égal à 1 % dans 19 des 22 sources de données. Nous n'avons pas eu connaissance de ce pourcentage pour deux villes (Londres et Tel Aviv).

La comparaison des données entre les villes reste difficile en raison de différences dans la nature de ces données : dans 9 villes, il est possible de sélectionner les admissions des services d'urgence (Barcelone, Bilbao, Budapest, Gothenburg, Londres, Madrid, Séville, Stockholm et Valence), tandis que dans les 13 autres, seules les admissions totales sont disponibles (Bordeaux, Celje, Le Havre, Lille, Ljubljana, Lyon, Marseille, Paris, Rome, Rouen, Strasbourg, Tel Aviv et Toulouse).

<sup>7</sup> United Nations. Population Division Department of Economic and Social Affairs. World Population Prospects: The 2000 Revision.

Enfin, Athènes, Bucarest, Cracovie et Dublin n'ont pas estimé l'impact sur les admissions hospitalières.

**Figure 5. Taux d'incidence des admissions hospitalières dans 22 villes (dont 9 avec des admissions aux urgences, et 13 avec des admissions générales)**



Dans les neuf villes où des données spécifiques sur les admissions aux urgences étaient disponibles, le taux d'incidence des admissions pour pathologies cardiaques tous âges est le plus élevé à Budapest (2 686 pour 100 000), suivi par Stockholm (1 093 pour 100 000), et le plus faible à Valence (485 pour 100 000). Le taux d'incidence des admissions pour pathologies respiratoires est légèrement plus élevé à Londres (719 pour 100 000).

A Budapest, le taux élevé des admissions hospitalières aux urgences de cardiologie, a été vérifié, comparé aux 3 années précédentes et confirmé. Il peut être expliqué par un fort taux de mortalité, mais aussi par l'habitude des gens d'appeler une ambulance au lieu de se rendre chez les médecins généralistes.

Dans les 13 villes où la distinction entre admissions aux urgences et autres types d'admissions n'a pas pu être faite, le taux d'incidence des admissions pour pathologies cardiaques tous âges est le plus élevé à Tel Aviv (2 018 pour 100 000). Cinq villes ont présenté des taux supérieurs à 1000 pour 100 000 : Bordeaux, Lille, Marseille, Rome et Rouen. Les taux d'incidence des admissions pour pathologies respiratoires sont les plus élevés à Celje, Le Havre, Marseille, Paris, Rouen et Tel Aviv (supérieurs à 1 000 pour 100 000).

Notons que dans les deux groupes, toutes choses égales par ailleurs, les taux d'incidence des admissions pour pathologies respiratoires tous âges sont de 3 à 6 fois moins élevés que dans Apehis-2, où seules les admissions pour pathologies respiratoires des plus de 65 ans avaient été considérées. Les taux d'incidence des admissions pour pathologies cardiaques sont plus variables et demeurent comparables à ceux observés lors d'Apehis-2.

En raison des difficultés de comparaison décrites ci-dessus, les résultats des EIS concernant les admissions hospitalières ne sont pas présentés dans ce rapport global mais figurent dans les rapports spécifiques à chaque ville.

### **Gains sanitaires liés à différents scénarios de réduction de la pollution atmosphérique**

Les tableaux 5-a et 5-b résument les EIS menées dans Apehis-3 en précisant : les indicateurs de la pollution atmosphérique étudiés, les indicateurs sanitaires et les codes CIM correspondants, les outils de calcul utilisés, les risques relatifs (ou fonctions E-R) sélectionnés et enfin, les scénarios et niveaux de références choisis.

**Tableau 5a. Paramètres utilisés pour l'évaluation des impacts sanitaires à court terme.**

EIS COURT TERME : nombres de cas attribuables							
	Indicateur sanitaire	CIM		Outil de calcul	RR (IC 95%) pour une augmentation de 10 µg/m <sup>3</sup>	Scénarios	Références
Polluant		CIM9	CIM10			Moyenne journalière	
EIS CT pour toutes les villes Apehis							
Fumées noires	Tous âges, mortalité toutes causes (sauf causes externes)	< 800	A00-R99		1.006 (1.004 - 1.009)		OMS, 2004
	Tous âges, mortalité cardiovasculaire	390-459	I00-I99	PSAS-9	1.004 (1.002 - 1.007)	Réduction à 50 µg/m <sup>3</sup>	OMS, 2004
	Tous âges, mortalité respiratoire	460-519	J00-J99	Feuille de calcul	1.006 (0.998 - 1.015)	Réduction à 20 µg/m <sup>3</sup>	OMS, 2004
	Tous âges, admissions hospitalières pour path. cardiaque	390-429	I00-I52	Excel	1.011 (1.004 - 1.019)	Réduction de 5 µg/m <sup>3</sup>	APHEIS 3, 2004
	Tous âges, admissions hospitalières pour path. respiratoire	460-519	J00-J99		1.0030 (0.9985 - 1.0075)		APHEIS 3, 2004
PM <sub>10</sub> court terme 0-1 jours	Tous âges, mortalité toutes causes (sauf causes externes)	< 800	A00-R99		1.006 (1.004 - 1.008)		OMS, 2004
	Tous âges, mortalité cardiovasculaire	390-459	I00-I99	PSAS-9	1.009 (1.005 - 1.013)	Réduction à 50 µg/m <sup>3</sup>	OMS, 2004
	Tous âges, mortalité respiratoire	460-519	J00-J99	Feuille de calcul	1.013 (1.005 - 1.021)	Réduction à 20 µg/m <sup>3</sup>	OMS, 2004
	Tous âges, admissions hospitalières pour path. cardiaque	390-429	I00-I52	Excel	1.006 (1.003 - 1.009)	Réduction de 5 µg/m <sup>3</sup>	APHEIS 3, 2004
	Tous âges, admissions hospitalières pour path. respiratoire	460-519	J00-J99		1.0114 (1.0062 - 1.0167)		APHEIS 3, 2004
PM <sub>10</sub> court terme cumulé (40 jours)	Tous âges, mortalité toutes causes (sauf causes externes)	< 800	A00-R99	PSAS-9	1.01227 (1.0081 - 1.0164)	Réduction à 50 µg/m <sup>3</sup>	A. Zanobetti et al, 2002
	Tous âges, mortalité cardiovasculaire	390-459	I00-I99	Feuille de calcul	1.01969 (1.0139 - 1.0255)	Réduction à 20 µg/m <sup>3</sup>	A. Zanobetti et al, 2003
	Tous âges, mortalité respiratoire	460-519	J00-J99	Excel	1.04206 (1.0109 - 1.0742)	Réduction de 5 µg/m <sup>3</sup>	A. Zanobetti et al, 2003
EIS complémentaires dans certaines villes Apehis							
PM <sub>10</sub> avec RR par méthode bayésienne empirique	Tous âges, mortalité toutes causes (sauf causes externes)	< 800	A00-R99	PSAS-9 Feuille de calcul Excel	RRs calculés à partir des coefficients et écart-types pour chaque ville	Réduction à 50 µg/m <sup>3</sup> Réduction à 20 µg/m <sup>3</sup> Réduction de 5 µg/m <sup>3</sup>	APHEIS 3, 2004

**Tableau 5b. Paramètres utilisés pour l'évaluation des impacts sanitaires à long terme.**

EIS LONG TERME							
	Indicateur sanitaire	CIM9	CIM10	Outil de calcul	RR (IC 95%) pour une augmentation de 10 µg/m <sup>3</sup>	Scénarios (moyennes annuelles)	Références
<b>EIS LT pour toutes les villes Apehis</b>							
<b>Nombres de cas attribuables</b>							
PM <sub>10</sub>	Tous âges, mortalité toutes causes (sauf causes externes)	< 800	A00-R99	PSAS-9 Feuille de calcul Excel	Trilateral & Apehis 2 1.043 (1.026 -1.061)	Réduction à 40 µg/m <sup>3</sup> Réduction à 20 µg/m <sup>3</sup> Réduction de 5 µg/m <sup>3</sup>	Künzli et al. 2000
PM <sub>2.5</sub>	Mortalité toutes causes (y compris causes externes) Mortalité cardio-pulmonaire Cancer du poumon	0-999 401-440 and 460-519 162	A00-Y98 I10-I70 and J00-J99 C33-C34	PSAS-9 Feuille de calcul Excel	1.06 (1.02 - 1.11) 1.09 (1.03 - 1.16) 1.14 (1.04 - 1.23)	Réduction à 20 µg/m <sup>3</sup> Réduction à 15 µg/m <sup>3</sup> Réduction de 3.5 µg/m <sup>3</sup>	C.A. III Pope, 2002 C.A. III Pope, 2002 C.A. III Pope, 2002
<b>Gain d'espérance de vie (pour les plus de 30 ans seulement)</b>							
PM <sub>2.5</sub>	Mortalité toutes causes (y compris causes externes) Mortalité cardio-pulmonaire Cancer du poumon	0-999 401-440 and 460-519 162	A00-Y98 I10-I70 and J00-J99 C33-C34	AirQ	1.06 (1.02 - 1.11) 1.09 (1.03 - 1.16) 1.14 (1.04 - 1.23)	Réduction à 20 µg/m <sup>3</sup> Réduction à 15 µg/m <sup>3</sup> Réduction de 3.5 µg/m <sup>3</sup>	C.A. III Pope, 2002 C.A. III Pope, 2002 C.A. III Pope, 2002

## Données sanitaires et données d'exposition pour les EIS à court terme

Pour les EIS à court terme, nous avons utilisé les concentrations en PM<sub>10</sub> et en fumées noires mesurées directement par les stations de surveillance (voir tableau 4).

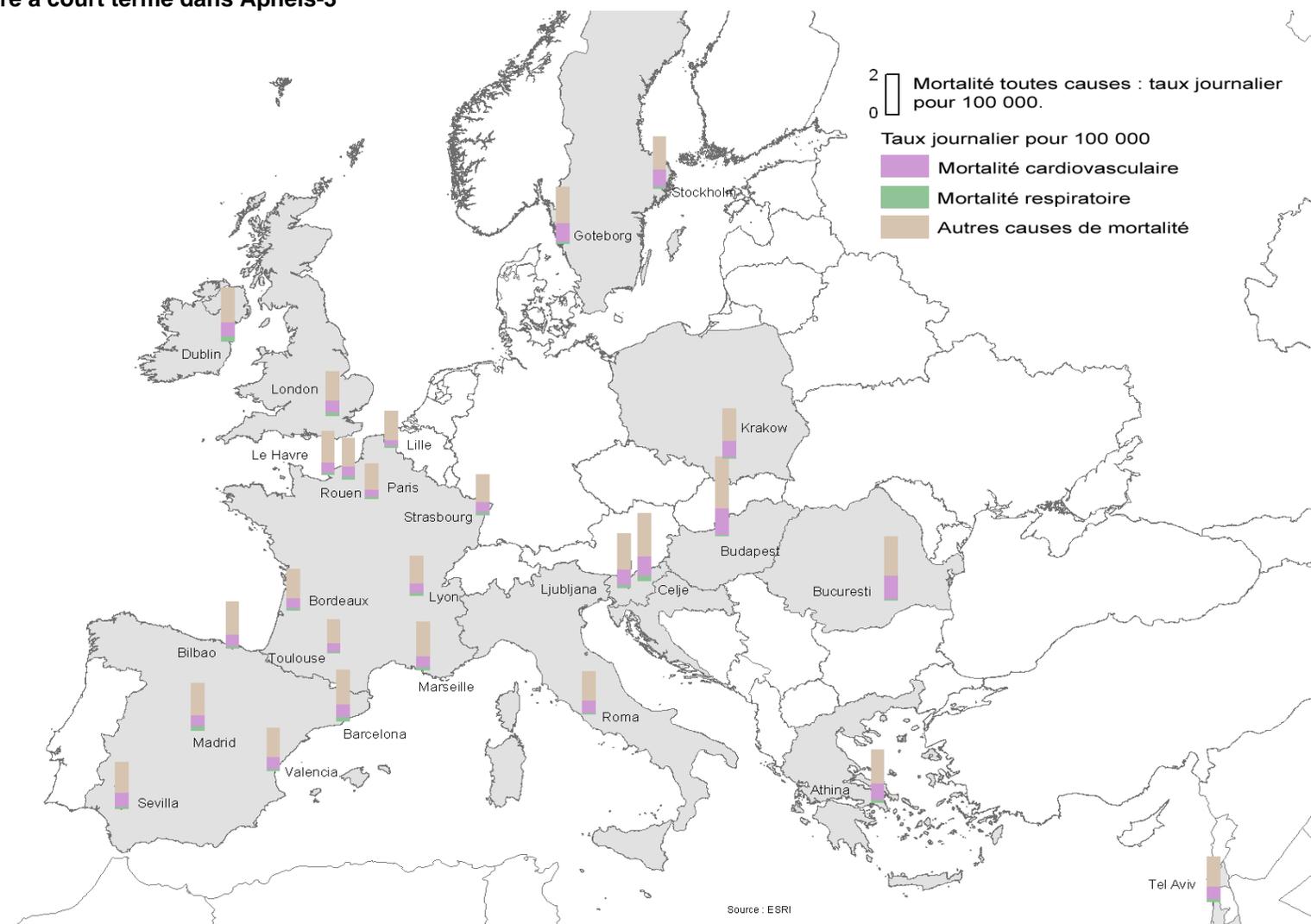
Nous avons également utilisé les moyennes journalières des nombres de décès et les taux journaliers de mortalité présentés dans le tableau 6 et la carte suivante.

**Tableau 6. Moyenne journalière du nombre de décès, écart-type et taux journalier de mortalité pour 100 000 pour chaque indicateur de santé dans les 26 villes pour les EIS à court terme dans Apheis-3**

Ville	Année	Mortalité totale			Mortalité cardiovasculaire			Mortalité respiratoire		
		Moyenne journalière	Ecart-type	Tx journalier pour 100 000 hab.	Moyenne journalière	Ecart-type	Tx journalier pour 100 000 hab.	Moyenne journalière	Ecart-type	Tx journalier pour 100 000 hab.
Athènes	2001	76,0	11,0	2,4	38,3	7,6	1,2	6,0	2,8	0,2
Barcelone	2000	38,5	8,3	2,5	13,0	6,7	0,9	5,0	2,3	0,3
Bilbao	2001	17,0	4,5	2,4	5,6	2,4	0,8	1,6	1,2	0,2
Bordeaux	1999	12,5	3,7	2,1	4,1	2,1	0,7	1,0	1,0	0,2
Bucarest	2000	57,0	n.d.	2,8	33,4	n.d.	1,7	3,0	n.d.	0,1
Budapest	2000	63,9	10,1	3,7	33,8	8,2	1,9	1,8	1,6	0,1
Celje	2000	1,5	1,2	3,1	0,7	0,8	1,4	0,2	0,4	0,4
Cracovie	2000	17,0	4,9	2,3	8,7	3,2	1,2	0,7	0,9	0,1
Dublin	2000	12,3	4,1	2,5	5,1	2,4	1,0	1,8	1,7	0,4
Göteborg	2000	12,0	3,7	2,6	5,9	2,5	1,3	0,9	1,0	0,2
Le Havre	1999	5,7	2,5	2,3	1,7	1,3	0,7	0,5	0,7	0,2
Lille	1999	23,0	5,4	2,1	7,0	2,9	0,4	2,0	1,7	0,2
Ljubljana	2000	6,9	2,8	2,6	3,0	1,9	1,1	0,5	0,7	0,2
Londres	2001	144,1	18,4	2,1	57,9	9,6	0,8	22,1	6,4	0,3
Lyon	1999	15,4	4,6	2,0	5,2	2,4	0,7	1,2	1,2	0,2
Madrid	2000	68,7	11,3	2,3	22,3	5,3	0,8	8,8	4,1	0,3
Marseille	1999	21,6	6,0	2,5	7,2	3,0	0,8	2,0	1,6	0,2
Paris	1999	114,0	16,7	1,9	32,9	6,9	0,5	9,0	4,1	0,2
Rome	2001	56,5	9,5	2,1	23,2	5,7	0,9	3,1	1,9	0,1
Rouen	1999	9,1	3,2	2,1	2,9	1,9	0,7	0,7	0,9	0,2
Séville	2000	15,4	4,6	2,2	6,7	2,8	1,0	1,5	1,5	0,2
Stockholm	2000	28,3	6,4	2,4	13,5	4,1	1,2	2,3	1,7	0,2
Strasbourg	1999	8,6	3,0	2,0	3,0	1,6	0,7	0,8	0,8	0,2
Tel Aviv	1998	24,4	n.a.	2,2	9,9	n.a.	0,9	1,8	n.a.	0,2
Toulouse	1999	11,7	3,9	1,7	3,8	2,0	0,6	0,9	1,0	0,1
Valence	2000	15,8	4,7	2,1	5,7	2,5	0,8	1,8	1,6	0,2

n.d. : non disponible

**Carte des taux journaliers pour 100 000 décès pour chaque indicateur de santé dans les 26 villes concernant les calculs de l'évaluation de l'impact sanitaire à court terme dans Apheis-3**



## Données sanitaires et données d'exposition pour les EIS à long terme

Comme décrit plus haut dans la section « Méthodes », les fonctions exposition-risque utilisées dans les EIS à long terme sont issues d'études épidémiologiques utilisant des méthodes gravimétriques (Künzli et al. 2000 et Pope et al. 2002) pour la mesure des particules. Aussi, par souci de cohérence, nous avons corrigé les mesures automatiques TEOM des PM<sub>10</sub> utilisées par la plupart des villes par un coefficient de correction spécifique afin de compenser les pertes de composés volatils. Lorsqu'il était disponible, un coefficient de correction local a été choisi sur les conseils du réseau local de surveillance de la qualité de l'air. Dans le cas contraire, les villes ont utilisé le coefficient de correction européen par défaut de 1,3, recommandé par le Groupe de travail sur les particules de la CE.

Par ailleurs, il convient de rappeler que la majorité des villes ne disposaient pas de stations de mesure des PM<sub>2,5</sub> et ces villes ont du calculer les concentrations de PM<sub>2,5</sub> à partir des mesures des PM<sub>10</sub>. Pour cela, un coefficient de conversion PM<sub>10</sub>/PM<sub>2,5</sub> a été utilisé. Lorsqu'il était disponible, un coefficient local de conversion (variant entre 0,5 et 0,8) a été appliqué sur les conseils du réseau local de surveillance de la qualité de l'air. Dans le cas contraire, le coefficient de conversion européen par défaut de 0,7 a été appliqué selon les recommandations du Groupe de travail « évaluation de l'exposition » d'Apheis (voir section « Méthode »). Le tableau suivant présente les concentrations de particules corrigées et converties pour les EIS à long terme.

**Tableau 7. Teneurs en PM<sub>10</sub> corrigées et en PM<sub>2,5</sub> converties (µg/m<sup>3</sup>) dans les 26 villes pour les calculs d'évaluation de l'impact sanitaire à long terme dans Apheis-3**

Ville	Années	PM <sub>10</sub> corrigées*				PM <sub>2,5</sub> converties**			
		Moyenne	Ecart-type	P5 <sup>1</sup>	P95 <sup>2</sup>	Moyenne	Ecart-type	P5	P95
Athènes	2001	68	25	32	113	31	14	14	56
Bilbao	2002	43	20	19	83	30	14	13	58
Bordeaux	2000/2002 <sup>3</sup>	24	14	10	56	16	9	7	37
Bucarest <sup>4</sup>	2000					43	14	28	62
Budapest <sup>4</sup>	2000	38	16	17	65	27	11	12	45
Celje	2000	47	26	14	91	33	18	10	64
Cracovie	2000	40	22	15	87	32	18	12	70
Göteborg	2000	18	10	6	36	12	6	4	23
Le Havre	2000	23	10	12	42	16	7	8	29
Lille	2001	26	15	12	48	17	10	8	32
Ljubljana	2000	41	31	5	94	29	22	4	65
Londres	2001	29	11	16	50	20	8	11	35
Lyon	2000	25	14	11	49	17	10	7	34
Madrid	2000	37	17	15	69	19	9	8	35
Marseille	2000/2002 <sup>3</sup>	28	10	14	46	18	7	9	30
Paris	2000	26	13	13	47	18	9	9	33
Rome	2001	61	22	32	100	43	15	23	70
Rouen	2002	24	11	12	45	17	8	9	32
Séville	2000	50	13	31	73	35	9	22	51
Stockholm	2000	17	9	7	34	11	6	5	22
Strasbourg	2002	25	14	11	50	18	10	8	35
Tel Aviv	1998	85	155	38	136	42	78	19	68
Toulouse	2000	26	12	12	49	17	8	8	32

\* mesures de PM<sub>10</sub> corrigées par le facteur européen ou un facteur local

\*\* mesures de PM<sub>2,5</sub> converties à partir des PM<sub>10</sub> avec le facteur européen ou un facteur local

1. P5: 5<sup>ème</sup> percentile de la distribution du polluant

2. P95: 95<sup>ème</sup> percentile de la distribution du polluant

4. Pour Bordeaux, année 2000 pour les PM<sub>10</sub> et 2002 pour les PM<sub>2,5</sub>; pour Marseille, année 2000 pour les PM<sub>10</sub> et 2002 pour les PM<sub>2,5</sub>

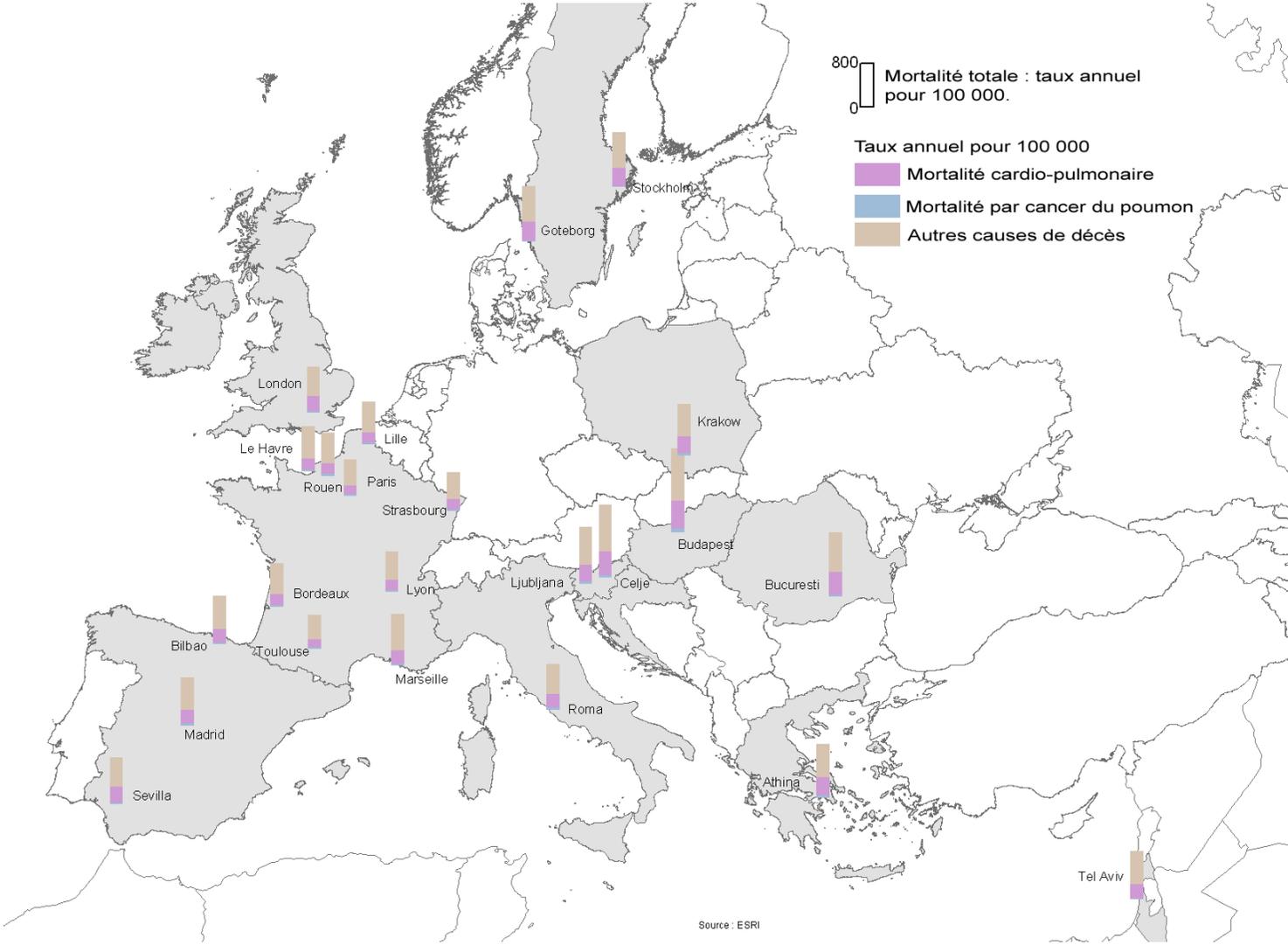
5. PM<sub>10</sub> converties à partir des PTS

Concernant les EIS à long terme, nous avons utilisé les nombres annuels de décès et les taux annuels de mortalités présentés dans le tableau 8 et la carte correspondante.

**Tableau 8. Evaluation de l'impact sanitaire à long terme : nombres annuels de décès et taux annuels de mortalité pour 100 000 pour chaque indicateur de santé dans les 26 villes.**

Ville	Année	Mortalité totale		Mortalité cardio-pulmonaire		Mortalité par cancer du poumon	
		Nb annuel de décès	Tx annuel pour 100 000	Nb annuel de décès	Tx annuel pour 100 000	Nb annuel de décès	Tx annuel pour 100 000
Athènes	2001	29072	912	15931	500	1583	50
Bilbao	2001	6440	909	2505	354	369	52
Bordeaux	1999	4928	844	1716	294	256	44
Bucarest	2000	21831	1086	12216	608	1005	50
Budapest	2000	24951	1434	13049	750	1584	91
Celje	2000	617	1261	310	633	32	65
Cracovie	2000	6572	891	3354	455	392	53
Göteborg	2000	4550	974	2378	509	157	34
Le Havre	1999	2258	889	762	300	112	44
Lille	1999	8977	822	3182	292	500	46
Ljubljana	2000	2692	1022	1203	457	143	54
Londres	2001	53947	794	27233	401	3137	46
Lyon	1999	6055	774	2199	281	337	43
Madrid	2000	26061	887	10787	367	1426	49
Marseille	1999	8486	991	3109	363	441	52
Paris	1999	44257	718	14273	232	2379	39
Rome	2001	21737	822	9230	349	1708	65
Rouen	1999	3621	833	1235	284	206	47
Séville	2000	5646	806	2898	414	308	44
Stockholm	2000	11307	964	5763	491	402	34
Strasbourg	1999	3319	736	1254	278	198	44
Tel Aviv	1998	10032	912	4125	375	308	28
Toulouse	1999	4552	657	1574	226	232	33

**Evaluation de l'impact sanitaire à long terme dans Apehis-3 : carte des taux de mortalité annuels pour 100 000 pour chaque indicateur de santé dans les 26 villes -**



## Synthèse des résultats en terme de gains potentiels de décès attribuables à la pollution

Le tableau 9 synthétise, pour l'ensemble des villes, les résultats des EIS en termes de nombre de décès attribuables et de taux pour 100 000 qui, toutes choses égales par ailleurs, pourraient être potentiellement réduits pour différents scénarios de réductions de la pollution particulaire. L'ensemble de ces résultats est détaillé dans les pages suivantes.

**Tableau 9. Synthèse des résultats en termes de réductions potentielles des décès attribuables**

Indicateur de pollution	Indicateur sanitaire	Scénario de réduction de la pollution atmosphérique	Réduction potentielle du nombre de décès					
			Très court terme		Court terme cumulé		Long terme	
			Nbre de décès	Tx pour 100 000 et par an	Nbre de décès	Tx pour 100 000 et par an	Nbre de décès	Tx pour 100 000 et par an
Fumées noires	Mortalité toutes causes*	Réduction à 50 µg/m <sup>3</sup>	572	2				
		Réduction à 20 µg/m <sup>3</sup>	1296	5				
		Réduction de 5 µg/m <sup>3</sup>	557	2				
	Mortalité cardiovasculaire	Réduction à 50 µg/m <sup>3</sup>	188	1				
		Réduction à 20 µg/m <sup>3</sup>	405	2				
		Réduction de 5 µg/m <sup>3</sup>	142	1				
	Mortalité respiratoire	Réduction à 50 µg/m <sup>3</sup>	47	0,2				
		Réduction à 20 µg/m <sup>3</sup>	109	0,4				
		Réduction de 5 µg/m <sup>3</sup>	61	0,2				
PM <sub>10</sub>	Mortalité toutes causes*	Réduction à 50 ** µg/m <sup>3</sup>						
		/40** µg/m <sup>3</sup>	559	2	1150	3	8550	24
		Réduction à 20 µg/m <sup>3</sup>	2580	7	5240	15	21385	60
	Mortalité cardiovasculaire	Réduction de 5 µg/m <sup>3</sup>	868	2	1739	5	6143	17
		Réduction à 50 µg/m <sup>3</sup>	412	1	877	2		
		Réduction à 20 µg/m <sup>3</sup>	1741	5	3458	10		
	Mortalité respiratoire	Réduction de 5 µg/m <sup>3</sup>	527	1	897	2		
		Réduction à 50 µg/m <sup>3</sup>	87	0,2	288	1		
		Réduction à 20 µg/m <sup>3</sup>	429	1	1348	4		
		Réduction de 5 µg/m <sup>3</sup>	162	0,5	489	1		
PM <sub>2,5</sub>	Mortalité toutes causes*	Réduction à 20 µg/m <sup>3</sup>					11375	32
		Réduction à 15 µg/m <sup>3</sup>					16926	47
		Réduction de 3.5 µg/m <sup>3</sup>					6355	18
	Mortalité cardiovasculaire	Réduction à 20 µg/m <sup>3</sup>					8053	22
		Réduction à 15 µg/m <sup>3</sup>					11612	32
		Réduction de 3.5 µg/m <sup>3</sup>					4199	12
	Mortalité respiratoire	Réduction à 20 µg/m <sup>3</sup>					1296	4
		Réduction à 15 µg/m <sup>3</sup>					1901	5
		Réduction de 3.5 µg/m <sup>3</sup>					743	2

\* Hors causes externes.

\*\* Réduction à 50 µg/m<sup>3</sup> pour le très court terme et le court terme cumulé. Réduction à 40 µg/m<sup>3</sup> pour le long terme.

**NOTA BENE :** les résultats des EIS présentés dans le tableau ci-dessus se rapportent à des scénarios différents et à des indicateurs particuliers différents. ILS NE DOIVENT PAS ETRE AJOUTES car les polluants étudiés sont fortement corrélés et certains des impacts associés à un indicateur de pollution atmosphérique sont déjà inclus dans un autre indicateur. De plus, certains des impacts associés à un scénario sont déjà inclus dans un autre scénario.

## Résultats relatifs aux fumées noires

Nous avons uniquement considéré les effets à court terme d'une exposition de courte durée, car aucune fonction exposition-risques fiable n'était disponible pour les effets à long terme des fumées noires au moment de l'analyse. Comme pour Apehis-2, nous avons considéré qu'il était pertinent d'appliquer aux fumées noires les scénarios relatifs aux PM<sub>10</sub>, même si l'objectif n'est pas de comparer les résultats concernant ces deux indicateurs de pollution.

Dans Apehis-3, outre la mortalité totale hors causes accidentelles et morts violentes, nous avons également étudié la mortalité pour cause cardiovasculaire et la mortalité pour cause respiratoire.

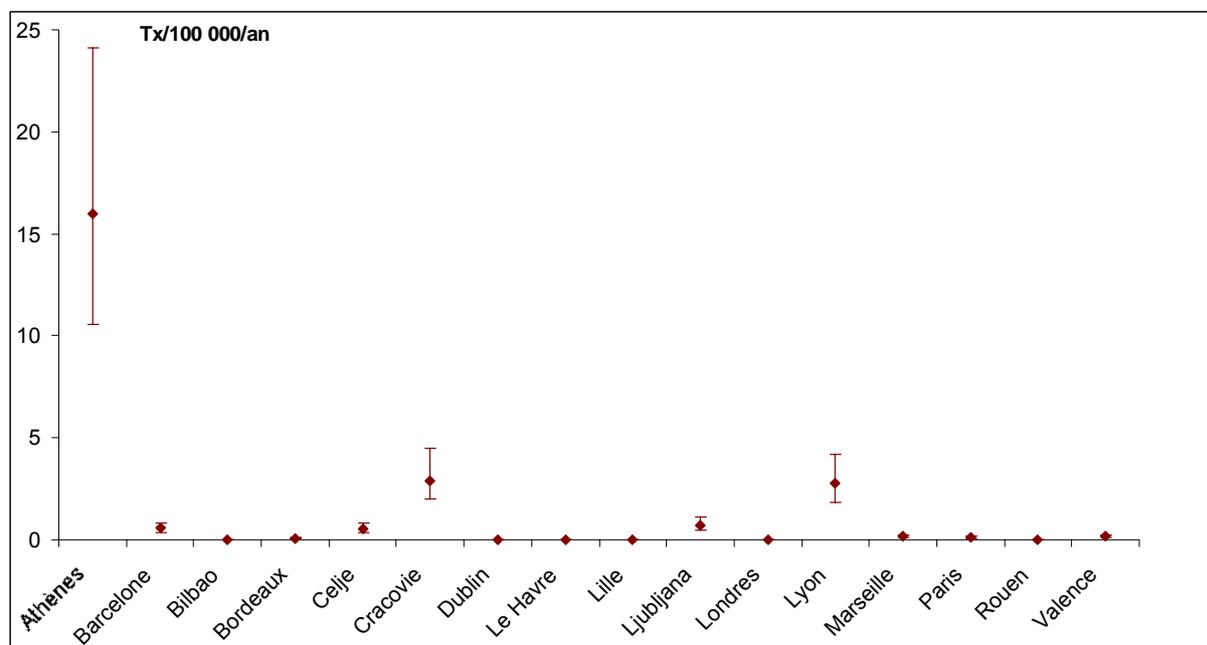
### Scénarios pour l'estimation des effets à court terme

Nous avons utilisé trois scénarios de réduction des fumées noires pour estimer leur impact à court terme sur la mortalité pendant une période de 1 an :

- réduction des teneurs en fumées noires à une valeur de 50 µg/m<sup>3</sup> (moyenne 24 heures) chaque jour où cette valeur a été dépassée sur les données observées ;
- réduction des teneurs en fumées noires à une valeur de 20 µg/m<sup>3</sup> (moyenne 24 heures) chaque jour où cette valeur est dépassée sur les données observées ;
- réduction de 5 µg/m<sup>3</sup> de toutes les valeurs journalières (moyenne 24 heures) observées.

### Fumées noires : Impact à court terme sur la mortalité totale

Figure 6. Fumées noires : Impact à court terme (CT) sur la mortalité toutes causes (CIM9 < 800). Réductions à 50 µg/m<sup>3</sup>. Nombre de décès « anticipés » pour 100 000 habitants.

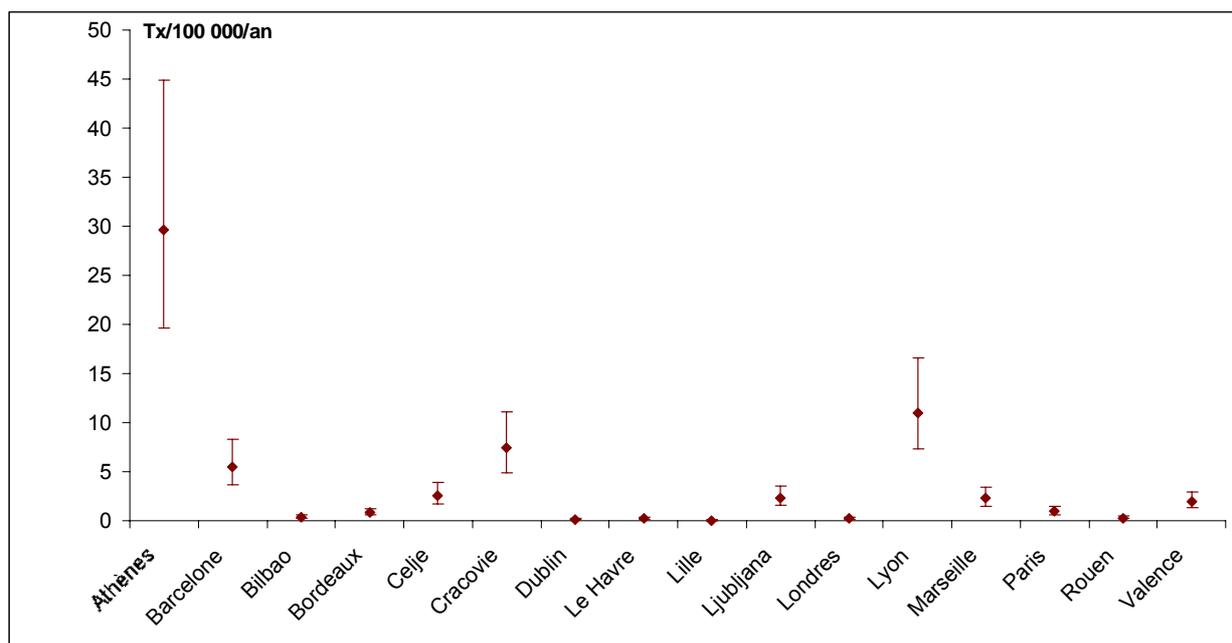


Parmi les 16 villes ayant mesuré les fumées noires, toutes choses égales par ailleurs, Athènes gagnerait de loin la diminution la plus importante en nombre de décès « anticipés » pour 100 000 habitants (16 décès) si les niveaux journaliers (moyenne 24 heures) de fumées noires étaient réduits à 50 µg/m<sup>3</sup> tous les jours où ils ont dépassé cette valeur. Il convient de

rappeler qu'Athènes présente les teneurs en fumées noires les plus élevées, probablement à cause de l'influence directe du trafic sur les mesures. Cracovie et Lyon suivent avec presque trois décès « anticipés » pour 100 000. Les gains sanitaires de ce scénario pour les autres villes seraient extrêmement faibles. Pour l'ensemble des 16 villes mesurant les fumées noires, on obtiendrait un gain moyen de deux décès « anticipés » pour 100 000 habitants.

Dans ces 16 villes, totalisant 24 663 565 habitants, notre EIS a permis d'estimer que, toutes choses égales par ailleurs, 572 décès « anticipés » pourraient être évités si l'exposition journalière aux concentrations ambiantes de fumées noires était réduite à  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

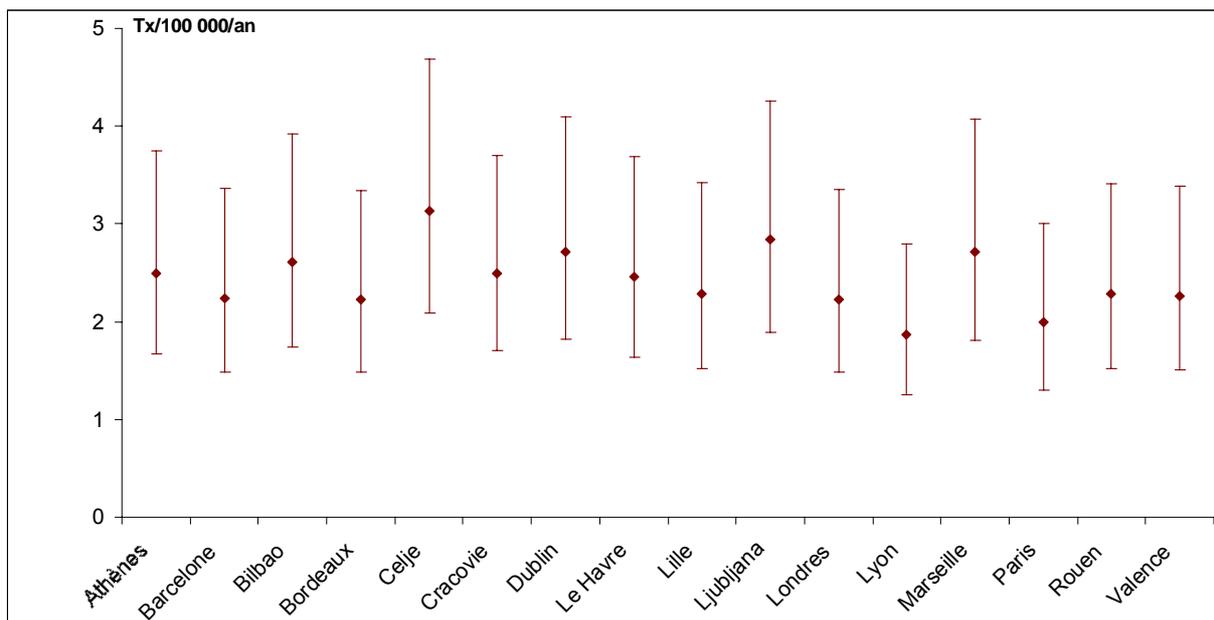
**Figure 7. Fumées noires : Impact à court terme (CT) sur la mortalité toutes causes (CIM9 < 800). Réductions des valeurs journalières à  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Nombre de décès « anticipés » pour 100 000 habitants.**



Parmi les 16 villes mesurant ce paramètre, si les niveaux journaliers (moyenne 24 heures) de fumées noires étaient réduits à tous les jours où ils ont dépassé cette valeur, toutes choses égales par ailleurs, Athènes gagnerait encore la diminution la plus importante en nombre de décès « anticipés » pour 100 000 habitants (30 décès « anticipés »). Lyon suivrait avec 11 décès, Cracovie avec 7 et Barcelone avec 5 décès pour 100 000. Dans leur ensemble, les 16 villes mesurant les fumées noires gagneraient une moyenne de cinq décès « anticipés » pour 100 000 habitants.

Dans ces 16 villes, notre EIS a permis de constater que, toutes choses égales par ailleurs, 1296 décès « anticipés » pourraient être évités si l'exposition journalière aux concentrations ambiantes de fumées noires était réduite à  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

**Figure 8. Fumées noires : Impact à court terme (CT) sur la mortalité toutes causes (CIM9 < 800). Réductions des valeurs journalières de 5 µg/m<sup>3</sup>. Nombre de décès « anticipés » pour 100 000 habitants.**



Si les concentrations en fumées noires étaient réduites chaque jour de 5 µg/m<sup>3</sup>, toutes choses égales par ailleurs, la réduction correspondante serait comprise entre deux et trois décès « anticipés » pour 100 000 habitants selon les villes.

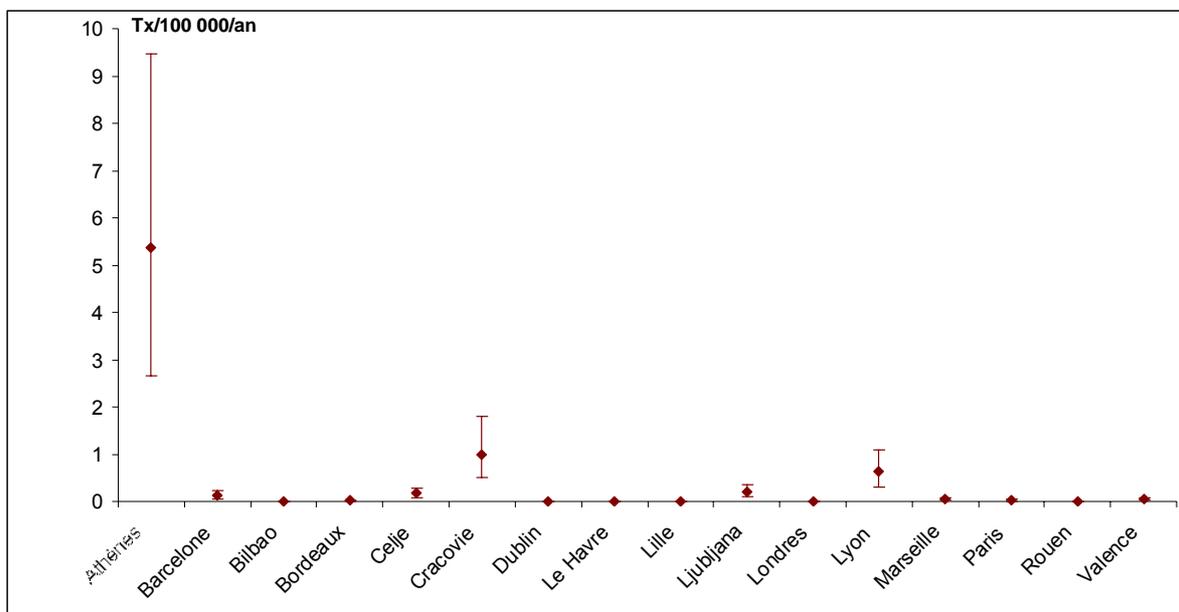
Pour l'ensemble des 16 villes, notre EIS a permis d'estimer que, toutes choses égales par ailleurs, 557 décès « anticipés » pourraient être évités si l'exposition journalière aux concentrations ambiantes de fumées noires était réduite de 5 µg/m<sup>3</sup>.

Les résultats concernant les fumées noires sont relativement similaires à ceux obtenus dans Apheis-2.

### **Fumées noires : Impact à court terme sur la mortalité cardiovasculaire (CIM9 390-459)**

Dans Apehis-3, nous avons pu réaliser une EIS sur la mortalité pour causes spécifiques en utilisant des fonctions exposition-risque développées récemment.

**Figure 9. Fumées noires : Impact à court terme (CT) sur la mortalité cardiovasculaire (CIM9 390-459). Réductions à 50 µg/m<sup>3</sup>. Nombre de décès pour 100 000 habitants.**

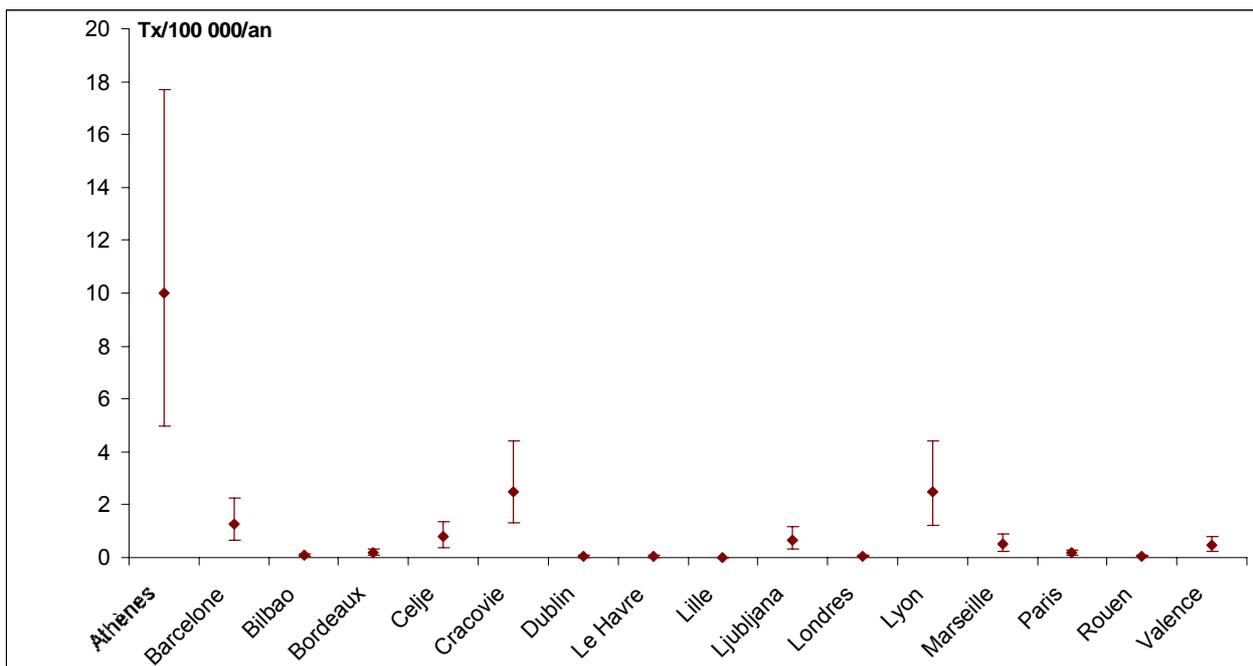


Concernant la mortalité cardiovasculaire, Athènes gagnerait encore la diminution la plus importante en nombre de décès « anticipés » pour 100 000 habitants (5 décès) si les niveaux journaliers (moyenne 24 heures) de fumées noires étaient réduits à 50 µg/m<sup>3</sup> tous les jours où ils ont dépassé cette valeur. Cracovie et Lyon suivent de près, avec respectivement 1 et 0,6 décès « anticipés » pour 100 000.

Les gains sanitaires de ce scénario dans les autres villes sont extrêmement faibles.

Dans les 16 villes ayant mesuré les fumées noires, notre EIS a permis d'estimer que, toutes choses égales par ailleurs, 188 décès « anticipés » pour cause cardiovasculaire pourraient être évités si l'exposition journalière aux concentrations ambiantes de fumées noires avait été réduite à 50 µg/m<sup>3</sup>.

**Figure 10. Fumées noires : Impact sanitaire à court terme (CT) sur la mortalité cardiovasculaire (CIM9 390-459). Réductions à 20 µg/m<sup>3</sup>. Nombre de décès pour 100 000 habitants.**

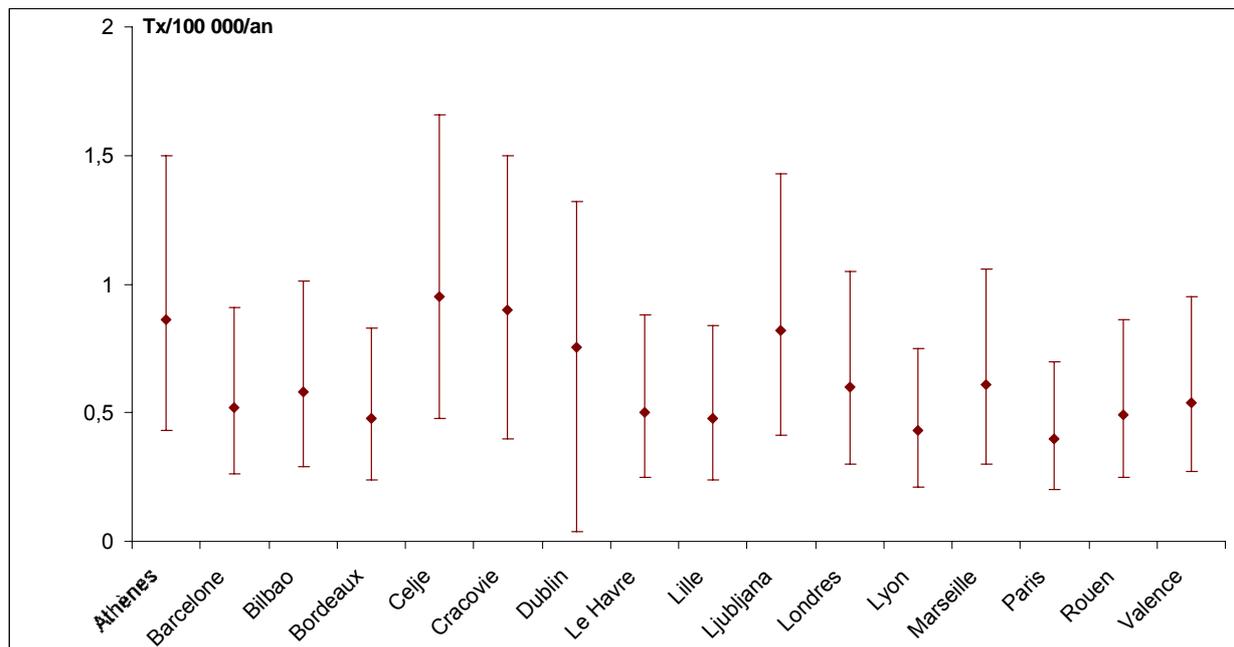


Si les niveaux journaliers de fumées noires étaient réduits à 20 µg/m<sup>3</sup> tous les jours où ils ont dépassé cette valeur, parmi les 16 villes ayant mesuré ce polluant et toutes choses égales par ailleurs, Athènes gagnerait une diminution de 10 décès pour 100 000 habitants. Lyon et Cracovie suivraient, avec 2,5 décès « anticipés » pour cause cardiovasculaire pour 100 000.

Les gains sanitaires de ce scénario dans les autres villes sont extrêmement faibles.

Dans les 16 villes, notre EIS a permis d'estimer que, toutes choses égales par ailleurs, 405 décès « anticipés » pour cause cardiovasculaire pourraient être évités si l'exposition journalière aux concentrations ambiantes de fumées noires avait été réduite à 20 µg/m<sup>3</sup>.

**Figure 11. Fumées noires : Impact à court terme (CT) sur la mortalité cardiovasculaire (CIM9 390-459). Réductions des valeurs journalières de 5 µg/m<sup>3</sup>. Nombre de décès pour 100 000 habitants.**

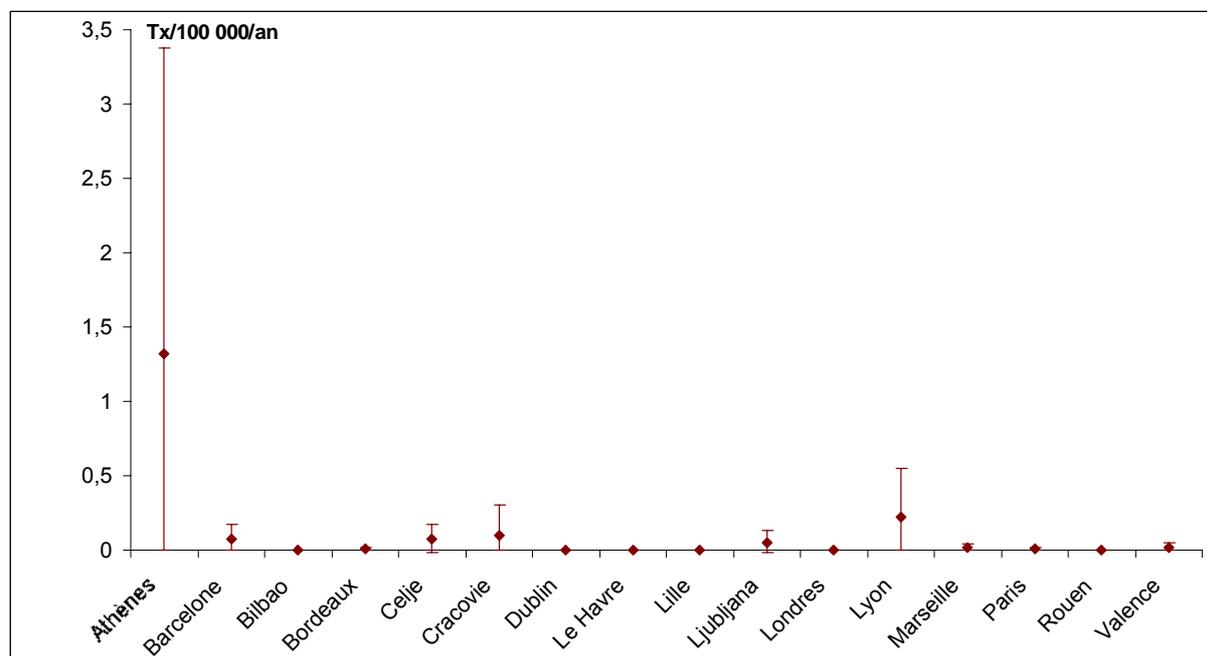


Si les teneurs journalières en fumées noires étaient réduites chaque jour de 5 µg/m<sup>3</sup>, toutes choses égales par ailleurs, la réduction correspondante en nombre de décès « anticipés » pour cause cardiovasculaire pour 100 000 habitants serait comprise entre 0,9 à Celje et Cracovie et 0,4 à Lyon et Paris.

Pour l'ensemble des 16 villes, notre EIS a permis d'estimer que, toutes choses égales par ailleurs, 142 décès « anticipés » pour cause cardiovasculaire pourraient être évités si l'exposition journalière aux concentrations ambiantes de fumées noires était réduite de 5 µg/m<sup>3</sup>.

## Fumées noires : Impact à court terme sur la mortalité respiratoire (CIM9 390-459)

Figure 12. Fumées noires : Impact sanitaire à court terme (CT) sur la mortalité respiratoire (CIM9 460-519). Réductions à  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Nombre de décès pour 100 000 habitants.

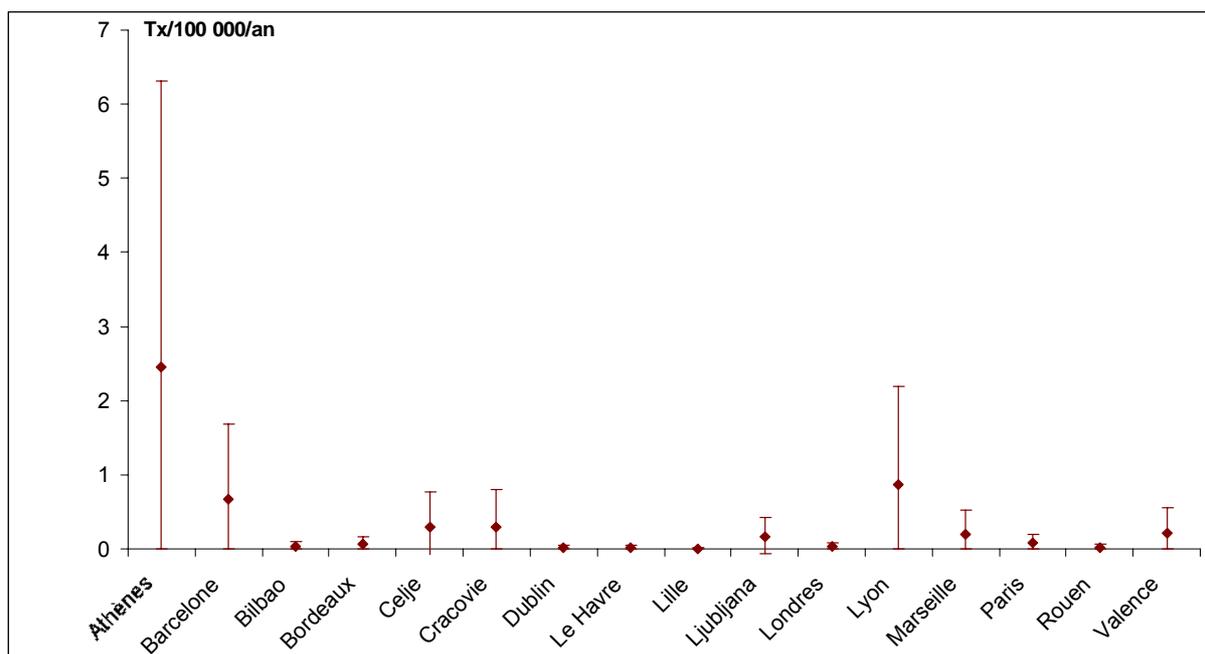


Toutes choses égales par ailleurs, Athènes gagnerait plus d'un décès « anticipés » pour cause respiratoire pour 100 000 habitants si les niveaux journaliers (moyenne 24 heures) de fumées noires étaient réduits à  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  tous les jours où ils ont dépassé cette valeur.

Les gains sanitaires de ce scénario pour les autres villes sont extrêmement faibles.

Dans les 16 villes ayant mesuré les fumées noires, notre EIS a permis d'estimer que, toutes choses égales par ailleurs, 47 décès « anticipés » pour cause respiratoire pourraient être évités si l'exposition journalière aux concentrations ambiantes de fumées noires avait été réduite à  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

**Figure 13. Fumées noires : Impact sanitaire à court terme (CT) sur la mortalité respiratoire (CIM9 460-519). Réductions à 20 µg/m<sup>3</sup>. Nombre de décès pour 100 000 habitants.**

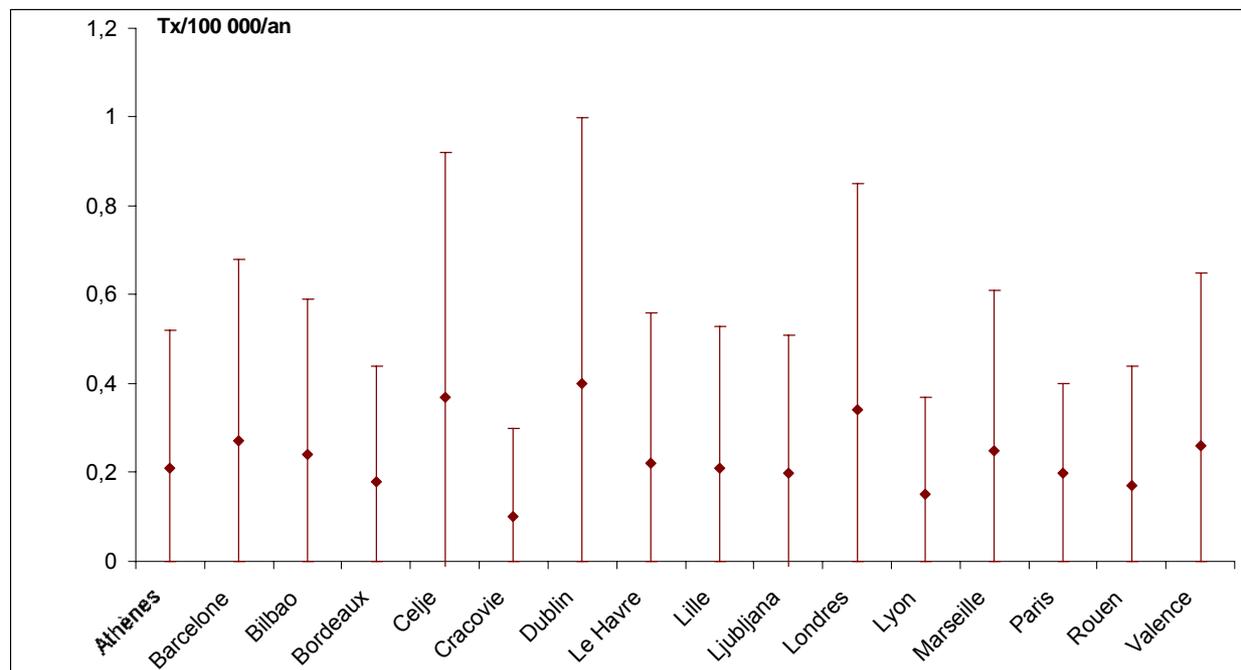


Si les niveaux journaliers de fumées noires étaient réduits à 20 µg/m<sup>3</sup> tous les jours où ils ont dépassé cette valeur, parmi les 16 villes ayant mesuré ce polluant et toutes choses égales par ailleurs, Athènes gagnerait une diminution de plus de deux décès « anticipés » pour cause respiratoire et pour 100 000 habitants.

Les autres villes montreraient des diminutions inférieures à un décès pour 100 000 habitants.

Dans les 16 villes mesurant les fumées noires, notre EIS a permis d'estimer que, toutes choses égales par ailleurs, 109 décès « anticipés » pour cause respiratoire pourraient être évités si l'exposition journalière aux concentrations ambiantes de fumées noires avait été réduite à 20 µg/m<sup>3</sup>.

**Figure 14. Fumées noires : Impact à court terme (CT) sur la mortalité respiratoire (CIM9 460-519). Réductions des valeurs journalières de 5 µg/m<sup>3</sup>. Nombre de décès pour 100 000 habitants.**



Si les teneurs journalières en fumées noires étaient réduites de 5 µg/m<sup>3</sup>, toutes choses égales par ailleurs, la réduction correspondante du nombre de décès « anticipés » pour cause respiratoire se situerait en-dessous d'un décès pour 100 000 habitants dans les 16 villes mesurant les fumées noires.

Pour l'ensemble des 16 villes, notre EIS a permis d'estimer que, toutes choses égales par ailleurs, 61 décès « anticipés » pour cause respiratoire pourraient être évités si l'exposition journalière aux concentrations ambiantes de fumées noires était réduite de 5 µg/m<sup>3</sup>.

Pour chaque ville mesurant les fumées noires, la carte suivante montre l'impact sanitaire à court terme (jusqu'à 2 jours) sur la mortalité totale, la mortalité pour cause cardiovasculaire et la mortalité pour cause respiratoire, dans le cas d'une réduction à 20 µg/m<sup>3</sup> des niveaux journaliers de fumées noires. Cet impact sanitaire est exprimé en nombre de décès pour 100 000 habitants.

**Carte de l'impact à court terme (jusqu'à 2 jours) sur la mortalité totale, cardiovasculaire et respiratoire pour une réduction à 20 µg/m<sup>3</sup> des teneurs en fumées noires Nombre de décès pour 100 000 habitants**



## **Résultats concernant les PM<sub>10</sub>**

Selon la directive 1999/30/CE (22 avril 1999) du Conseil européen concernant les valeurs limites des différents polluants (Journal officiel L 163, 29/06/1999 P. 0041 – 0060), et pour prendre en compte le fait que certains pays présentent déjà de faibles teneurs en PM<sub>10</sub>, nous avons réalisé l'EIS pour pratiquement les mêmes scénarios de réduction des PM<sub>10</sub> que dans Apehis-2.

### ***Scénarios pour l'estimation des effets à court terme***

Nous avons utilisé trois scénarios de réduction des PM<sub>10</sub> (données brutes) pour estimer leur impact à court terme sur la mortalité pendant une période de 1 an :

- réduction des moyennes journalières de PM<sub>10</sub> à 50 µg/m<sup>3</sup> (valeurs limites pour les PM<sub>10</sub> en 2005 et 2010) pour tous les jours où cette valeur a été dépassée sur les données observées ;
- réduction des moyennes journalières de PM<sub>10</sub> à 20 µg/m<sup>3</sup> (pour tenir compte des villes présentant des niveaux faibles en PM<sub>10</sub>) pour tous les jours où cette valeur a été dépassée sur les données observées ;
- réduction de 5 µg/m<sup>3</sup> de l'ensemble des valeurs journalières (moyenne 24 heures) de PM<sub>10</sub> (pour tenir compte des villes présentant des teneurs faibles en PM<sub>10</sub>).

### ***Scénarios pour l'estimation des effets à long terme***

Nous avons utilisé trois scénarios pour estimer les effets à long terme sur la mortalité d'une exposition chronique aux PM<sub>10</sub> (données corrigées) pendant une période de 1 an :

- réduction de la moyenne annuelle des concentrations de PM<sub>10</sub> à 40 µg/m<sup>3</sup> (valeurs limites pour les PM<sub>10</sub> en 2005) ;
- réduction de la moyenne annuelle des concentrations de PM<sub>10</sub> à 20 µg/m<sup>3</sup> (valeurs limites pour les PM<sub>10</sub> en 2010) ;
- réduction de 5 µg/m<sup>3</sup> de la moyenne annuelle des concentrations de PM<sub>10</sub> (pour tenir compte des villes présentant des teneurs faibles en PM<sub>10</sub>).

### ***Le cas de Bucarest***

Afin de permettre des comparaisons avec les résultats des EIS dans les autres villes Apehis, nous avons dû remplacer les valeurs manquantes de PM<sub>10</sub> à Bucarest (les mesures étaient disponibles uniquement pour quatre jours de la semaine, du lundi au jeudi).

**PM<sub>10</sub> : Impact à court terme (0-1j), impact cumulé à court terme (40j) et impact à long terme sur la mortalité totale (CIM9 < 800)**

Comme les valeurs journalières de PM<sub>10</sub> à atteindre en 2005 et en 2010 sont de 50 µg/m<sup>3</sup> et que la moyenne annuelle à atteindre en 2005 est de 40 µg/m<sup>3</sup>, nous avons utilisé deux figures pour présenter respectivement les impacts à court terme et à long terme.

Il faut rappeler que l'impact à court terme (CT) est celui des 2 jours d'exposition précédant l'événement sanitaire tandis que l'impact cumulé à court terme (DL) est celui d'une période d'exposition allant jusqu'à 40 jours avant l'événement sanitaire.

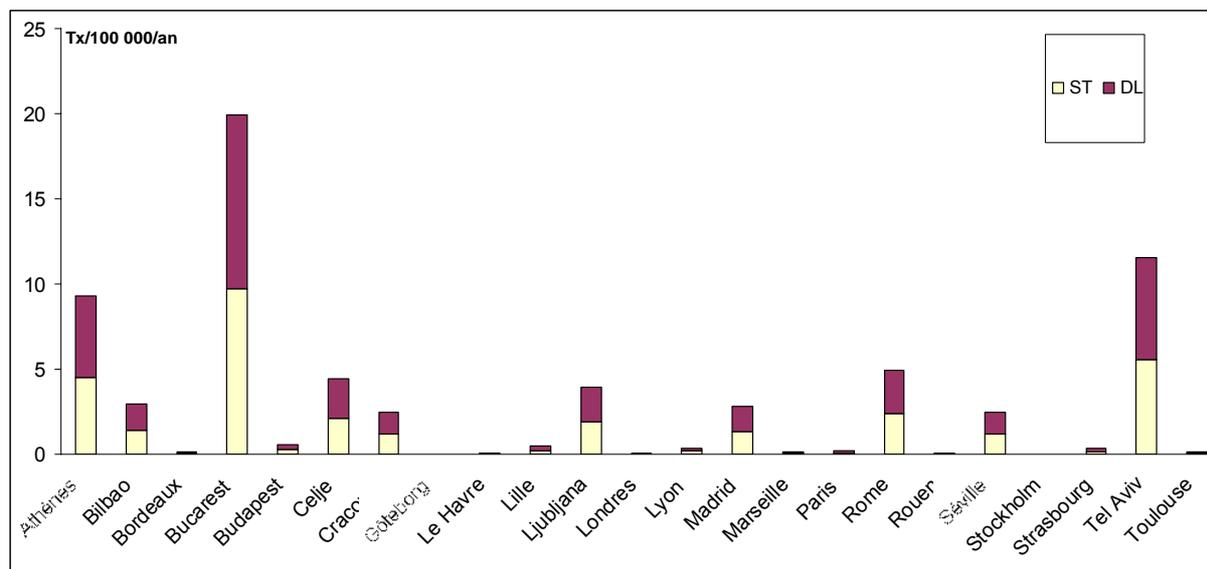
Dans les figures suivantes, pour la représentation dans une seule barre des impacts CT et des impacts DL, la partie foncée de la barre correspond à la différence entre DL et CT.

Pour la représentation des impacts à court terme (CT), des impacts cumulés à court terme (DL) et des impacts à long terme (LT) dans une seule barre, de manière empilée, DL inclut CT et LT inclut CT et DL.

La Figure 15a représente, pour les impacts à court terme et les impacts cumulés à court terme, les gains potentiels liés à la réduction des niveaux journaliers de PM<sub>10</sub> brutes à 50 µg/m<sup>3</sup> (valeurs limites en 2005 et 2010) pour tous les jours ayant dépassé cette valeur. La Figure 15b représente le gain potentiel lié à la réduction sur le long terme des teneurs en PM<sub>10</sub> corrigées à une valeur moyenne annuelle de 40 µg/m<sup>3</sup> (valeurs limites pour les PM<sub>10</sub> en 2005).

Les gains sanitaires potentiels sont exprimés en taux de mortalité pour 100 000 habitants. Les villes de Göteborg, Le Havre et Stockholm ne sont pas représentées car elles bénéficient déjà de valeurs journalières de PM<sub>10</sub> inférieures à 50 µg/m<sup>3</sup> et ne sont donc pas concernées par ce scénario.

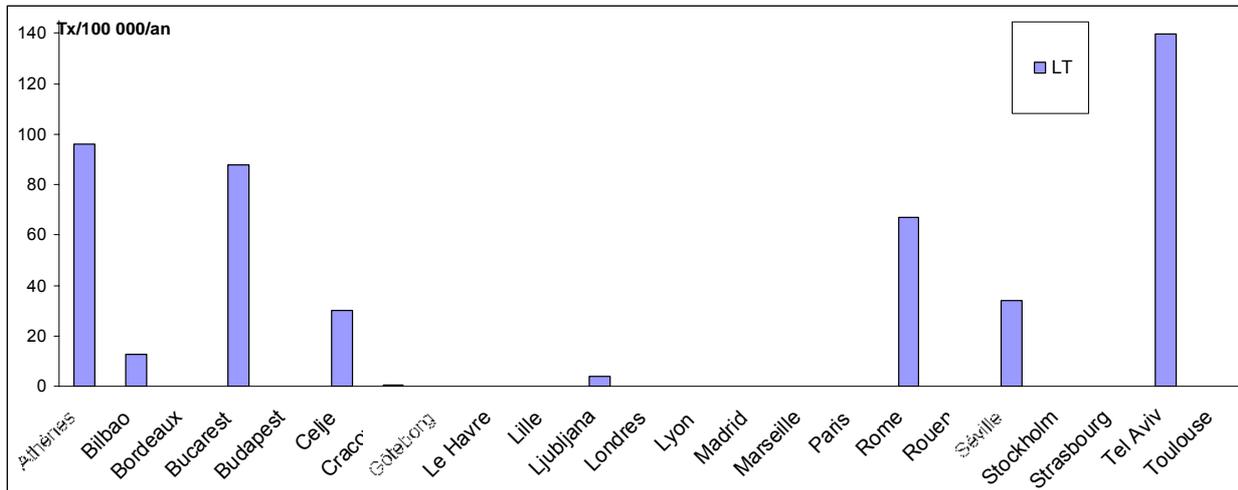
**Figure 15a. PM<sub>10</sub> : Impact sanitaire à court terme (CT) et impact sanitaire cumulé à court terme (DL) sur la mortalité toutes causes (CIM 9 < 800). Réduction des valeurs journalières à 50 µg/m<sup>3</sup>. Nombre de décès pour 100 000 habitants.**



Toutes choses égales par ailleurs, si les teneurs en PM<sub>10</sub> brutes étaient réduites à 50 µg/m<sup>3</sup> tous les jours où elles ont dépassé cette valeur, les gains sanitaires les plus importants seraient observés à Athènes, Bucarest et Tel Aviv. Les impacts cumulés à court terme seraient réduits respectivement de 9 décès « anticipés » pour 100 000 habitants à Athènes, de 20 à Bucarest et de 11,5 à Tel Aviv.

Concernant la mortalité totale, les résultats de notre EIS sont comparables à ceux d'Apheis-2. Pour l'ensemble des 23 villes ayant mesuré les PM<sub>10</sub> et toutes choses égales par ailleurs, 559 et 1150 décès « anticipés » liés respectivement à une exposition à court terme et à une exposition cumulée à court terme pourraient être évités en réduisant les concentrations journalières de PM<sub>10</sub> brutes à 50 µg/m<sup>3</sup>.

**Figure 15b. PM<sub>10</sub> : Impact sanitaire à long terme (LT) sur la mortalité toutes causes (CIM 9 < 800). Réduction des moyennes annuelles à 40 µg/m<sup>3</sup>. Nombre de décès pour 100 000 habitants.**

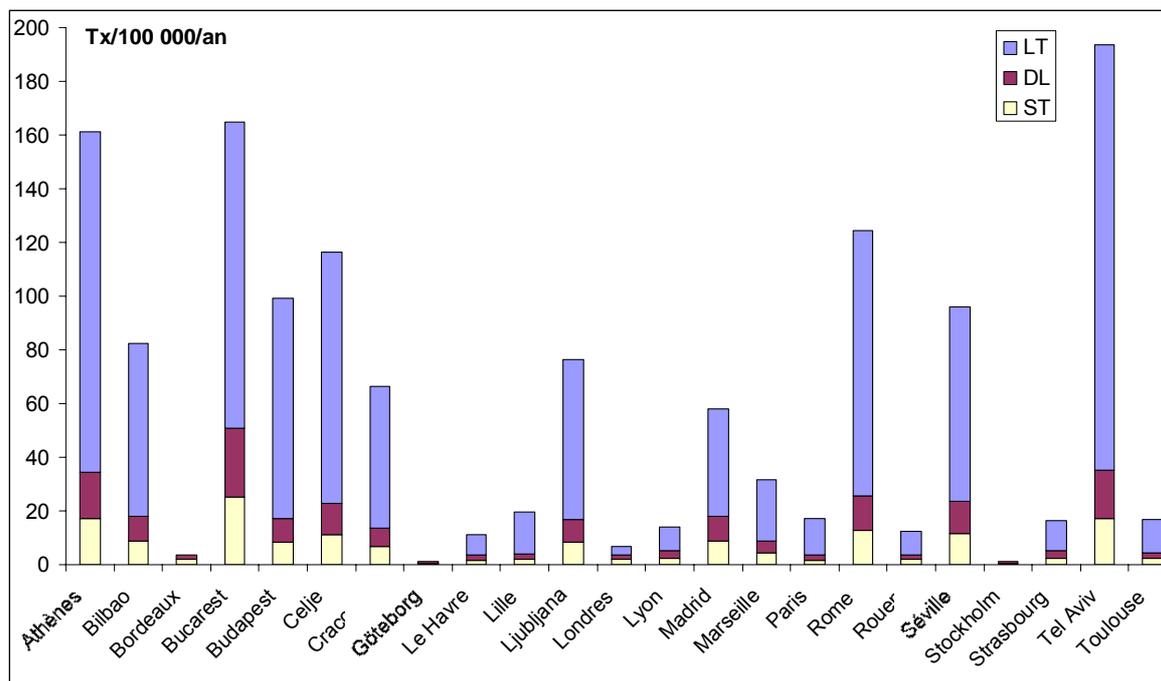


Les moyennes annuelles en PM<sub>10</sub> corrigées étaient supérieures à 40 µg/m<sup>3</sup> dans neuf villes : Athènes, Bilbao, Bucarest, Celje, Cracovie, Ljubljana, Rome, Séville et Tel Aviv. Toutes choses égales par ailleurs, la réduction de la moyenne annuelle à 40 µg/m<sup>3</sup> réduirait le nombre de décès « prématurés » pour 100 000 habitants de 96 à Athènes, de 88 à Bucarest, de 30 à Celje, de 0,5 à Cracovie, de 3,7 à Ljubljana, de 67 à Rome, de 33,7 à Séville et de 139,6 à Tel Aviv. En moyenne, chacune des 23 villes ayant mesuré les PM<sub>10</sub> gagnerait 24 décès « prématurés » pour 100 000 habitants.

Pour l'ensemble de ces 23 villes, l'EIS a permis d'estimer que, toutes choses égales par ailleurs, 8550 décès « prématurés » pouvaient être évités annuellement si l'exposition chronique aux concentrations ambiantes de PM<sub>10</sub> était réduite à 40 µg/m<sup>3</sup> dans chaque ville.

Les résultats de cette EIS à long terme ne sont pas comparables à ceux d'Apheis-2, où nous avons alors utilisé des données brutes, puisque dans Apheis-3 nous avons utilisé des données corrigées.

**Figure 16. PM<sub>10</sub> : Impact sanitaire à court terme (CT), impact sanitaire cumulé à court terme (DL) et impact sanitaire à long terme (LT) sur la mortalité toutes causes (CIM 9 < 800). Réductions des moyennes annuelles à 20 µg/m<sup>3</sup>. Nombre de décès pour 100 000 habitants.**



Si nous considérons maintenant le second scénario, une réduction sur le long terme<sup>8</sup> des PM<sub>10</sub> à 20 µg/m<sup>3</sup>, la plupart des villes bénéficieraient de cette réduction des teneurs en PM<sub>10</sub> corrigées. Toutes choses égales par ailleurs, les réductions correspondantes en nombre de décès « prématurés » pour 100 000 habitants seraient de : 161 à Athènes, 165 à Bucarest (dont 25 et 51 décès liés respectivement à l'impact<sup>9</sup> à court terme et à l'impact cumulé à court terme), 117 à Celje, 125 à Rome et 194 à Tel Aviv. Les 23 villes ayant mesuré les PM<sub>10</sub> gagneraient une moyenne de 60 décès « prématurés » pour 100 000 habitants. Pour l'ensemble de ces villes, toutes choses égales par ailleurs, l'EIS a permis d'estimer que 21 828 décès « prématurés » pourraient être évités annuellement si l'exposition chronique aux concentrations ambiantes de PM<sub>10</sub> corrigées était réduite à 20 µg/m<sup>3</sup> dans chaque ville.

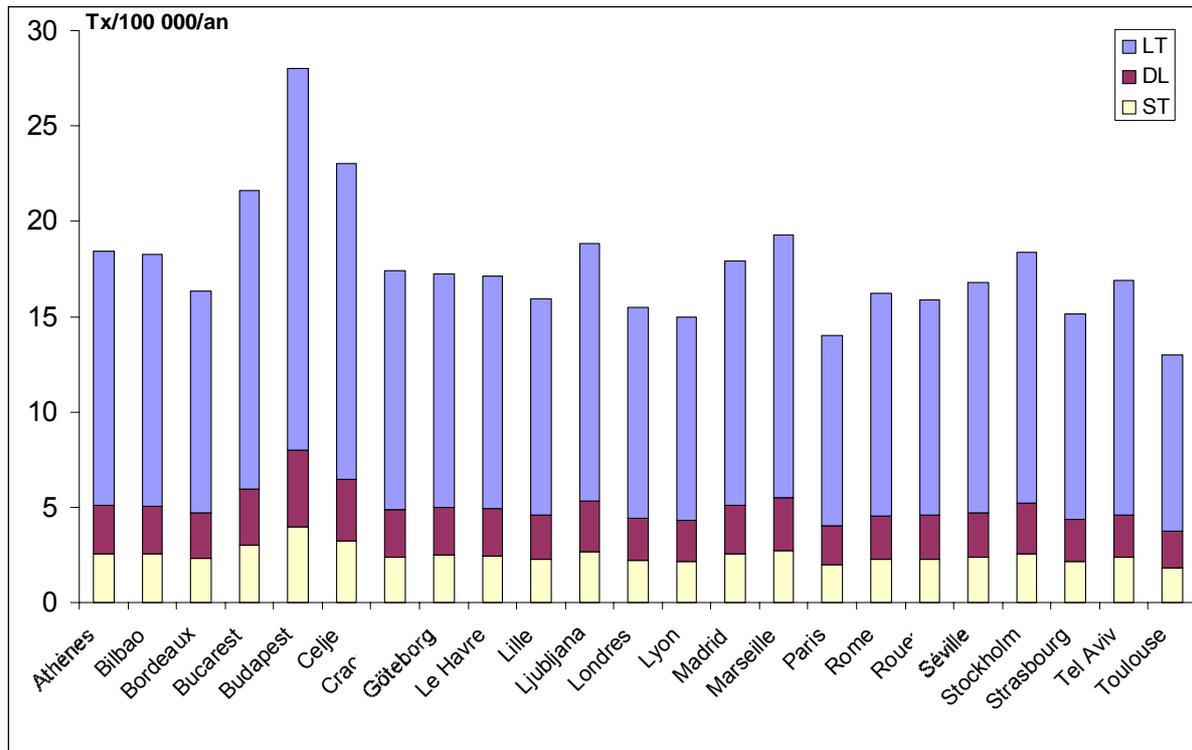
De plus, toutes choses égales par ailleurs, une réduction à 20 µg/m<sup>3</sup> des niveaux journaliers de PM<sub>10</sub> conduirait pour l'impact à court terme et l'impact cumulé à court terme respectivement aux réductions suivantes du nombre de décès « anticipés » pour 100 000 habitants : Athènes 17 et 34, Bucarest 25 et 51, Celje 11 et 23, Rome 13 et 26, Tel Aviv 17 et 35.

Pour l'ensemble des 23 villes, toutes choses égales par ailleurs, l'EIS a permis d'estimer que, pour l'impact à court terme et l'impact cumulé à court terme respectivement, 2 580 et 5 240 décès « anticipés » pourraient être évités annuellement si l'exposition journalière aux concentrations ambiantes de PM<sub>10</sub> brutes était réduite à 20 µg/m<sup>3</sup> dans chaque ville. Les villes suédoises (Göteborg et Stockholm) se conforment déjà à ce scénario.

<sup>8</sup> Pour les EIS de l'exposition à long terme, nous avons dû corriger les mesures automatiques des PM<sub>10</sub> utilisées par la plupart des villes en utilisant un coefficient de correction spécifique (local ou, par défaut, le coefficient européen de 1,3) dans le but de compenser les pertes de matières particulaires volatiles.

<sup>9</sup> Pour les EIS de l'exposition à court terme, nous avons utilisé des PM<sub>10</sub> brutes et des teneurs en fumées noires mesurées directement au niveau des stations de surveillance.

**Figure 17. PM<sub>10</sub> : Impact sanitaire à court terme (CT), impact sanitaire cumulé à court terme (DL) et impact sanitaire à long terme (LT) sur la mortalité toutes causes (CIM 9 < 800). Réduction de 5 µg/m<sup>3</sup>. Nombre de décès pour 100 000 habitants.**



Si la moyenne annuelle des PM<sub>10</sub> corrigées était réduite de 5 µg/m<sup>3</sup> dans l'ensemble des 23 villes, la réduction correspondante du nombre de décès « prématurés » pour 100 000 habitants serait comprise entre 28 pour Budapest et 13 pour Toulouse. Ces 23 villes gagneraient en moyenne 17 décès « prématurés » pour 100 000 habitants.

Pour l'ensemble des 23 villes, toutes choses égales par ailleurs, l'EIS a permis d'estimer que 6 143 décès « prématurés » pourraient être évités annuellement si la moyenne annuelle (exposition chronique) à des PM<sub>10</sub> corrigées était réduite de 5 µg/m<sup>3</sup> dans chaque ville.

Si les moyennes journalières de PM<sub>10</sub> étaient réduites de 5 µg/m<sup>3</sup> dans l'ensemble des villes, (impact à court terme et impact cumulé à court terme), la réduction correspondante du nombre de décès « anticipés » pour 100 000 habitants varierait respectivement de 4 à 8 pour Budapest et de 2 à 4 pour Toulouse.

Pour l'ensemble des villes, toutes choses égales par ailleurs, l'EIS a permis d'estimer que, pour l'impact à court terme et l'impact cumulé à court terme respectivement, 868 et 1 739 décès « anticipés » pourraient être évités annuellement si les niveaux journaliers bruts de PM<sub>10</sub> étaient réduits de 5 µg/m<sup>3</sup> dans chaque ville.

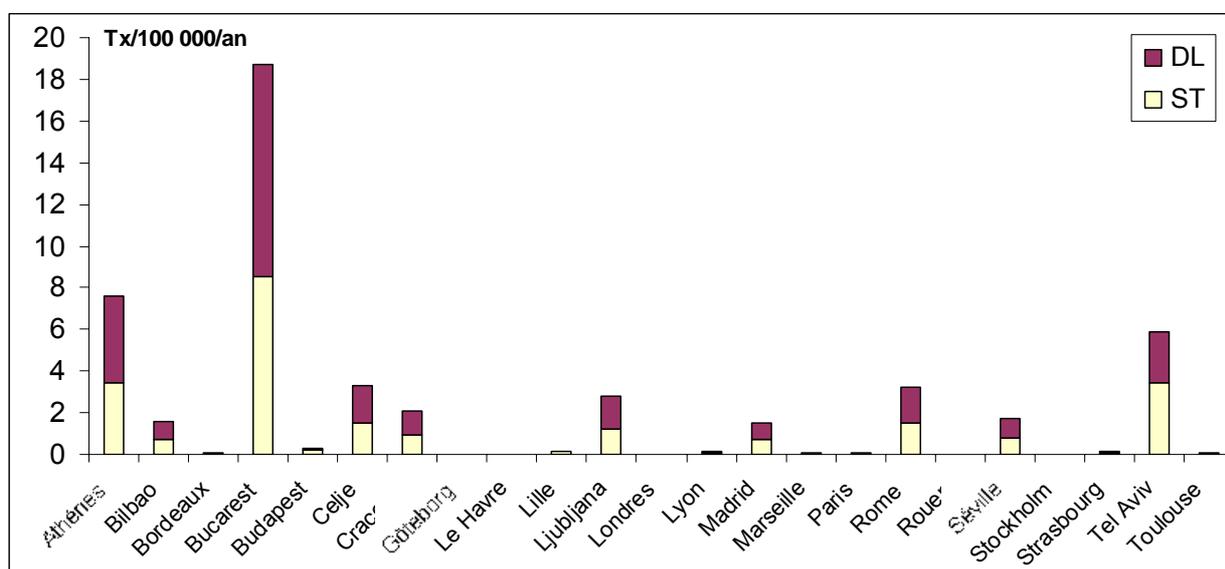
Notons que la majorité, mais pas la totalité, des gains potentiels liés à la réduction de l'exposition court terme et de l'exposition cumulée court terme sont inclus dans les gains liés à la réduction de l'exposition au long terme.

**PM<sub>10</sub> : Impacts à court terme et impacts cumulés à court terme sur la mortalité cardiovasculaire (CIM9 390-459)**

Apheis-3 a étudié les impacts sanitaires non seulement sur la mortalité totale, mais également sur la mortalité pour cause spécifique. Néanmoins, aucune fonction exposition-risque n'étant disponible pour les impacts à long terme sur la mortalité spécifique, seuls les impacts à court terme ont été étudiés.

La Figure 18 représente, pour la mortalité cardiovasculaire, les gains potentiels d'une réduction des moyennes journalières de PM<sub>10</sub> brutes à 50 µg/m<sup>3</sup> (valeurs limites en 2005 et 2010) pour tous les jours ayant dépassé cette valeur (impact à court terme et impact cumulé à court terme).

**Figure 18. PM<sub>10</sub> : Impact sanitaire à court terme (CT) et impact cumulé à court terme (DL) sur la mortalité cardiovasculaire . Réductions des valeurs journalières à 50 µg/m<sup>3</sup>. Nombre de décès pour 100 000 habitants.**



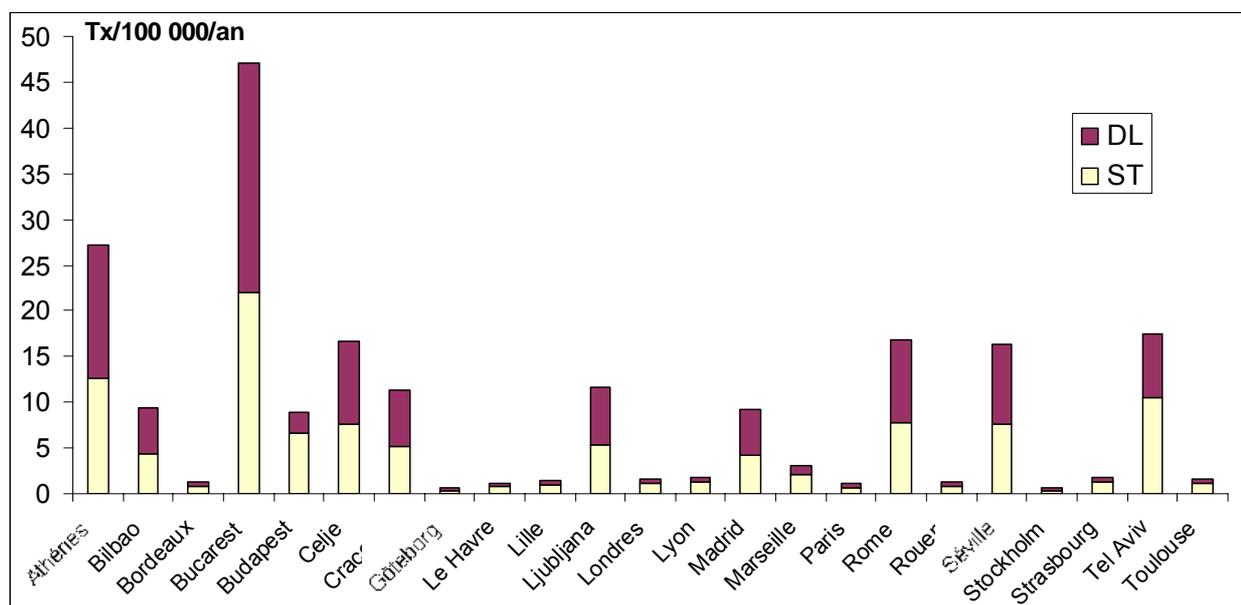
Si, dans les 23 villes, les concentrations journalières de PM<sub>10</sub> avaient été réduites à 50 µg/m<sup>3</sup> tous les jours où elles ont dépassé cette valeur, toutes choses égales par ailleurs, l'impact cumulé à court terme serait réduit respectivement : de presque 8 décès « anticipés » pour 100 000 habitants à Athènes (y compris 3 décès liés à une exposition à très court terme), 19 à Bucarest (y compris 8 décès liés à une exposition à très court terme) et 6 à Tel Aviv (y compris 3 décès liés à une exposition à très court terme).

Celje, Ljubljana et Rome bénéficieraient d'une réduction d'environ 3 décès « anticipés » pour 100 000 habitants et Bilbao, Cracovie, Madrid et Séville d'une réduction d'environ 2 décès. Chacune des 23 villes gagnerait en moyenne 2 décès « anticipés » pour cause cardiovasculaire pour 100 000 habitants.

Pour l'ensemble des 23 villes, toutes choses égales par ailleurs, l'EIS a permis d'estimer que 877 décès « anticipés » pour cause cardiovasculaire (y compris 412 décès liés à une exposition à très court terme) pourraient être évités annuellement si les niveaux journaliers de PM<sub>10</sub> étaient réduits à 50 µg/m<sup>3</sup> dans chaque ville.

Si nous considérons maintenant une réduction des valeurs moyennes journalières de PM<sub>10</sub> à 20 µg/m<sup>3</sup> (valeurs limites en 2010 pour les PM<sub>10</sub>) dans les 23 villes ayant mesuré les PM<sub>10</sub>, toutes choses égales par ailleurs, les réductions correspondantes du nombre de décès « anticipés » pour 100 000 habitants seraient de : 27 à Athènes (y compris 13 décès liés à une exposition à très court terme aux PM<sub>10</sub>), 47 à Bucarest (y compris 22 décès liés à une exposition à très court terme), 17 à Celje (y compris 8 décès liés à une exposition à court terme), 17 à Rome (y compris 8 décès liés à une exposition à très court terme), 16 à Séville (y compris 8 décès liés à une exposition à très court terme) et 18 à Tel Aviv (y compris 11 décès liés à une exposition à très court terme aux PM<sub>10</sub>). Chacune des 23 villes gagnerait une moyenne de 10 décès « anticipés » pour 100 000 habitants.

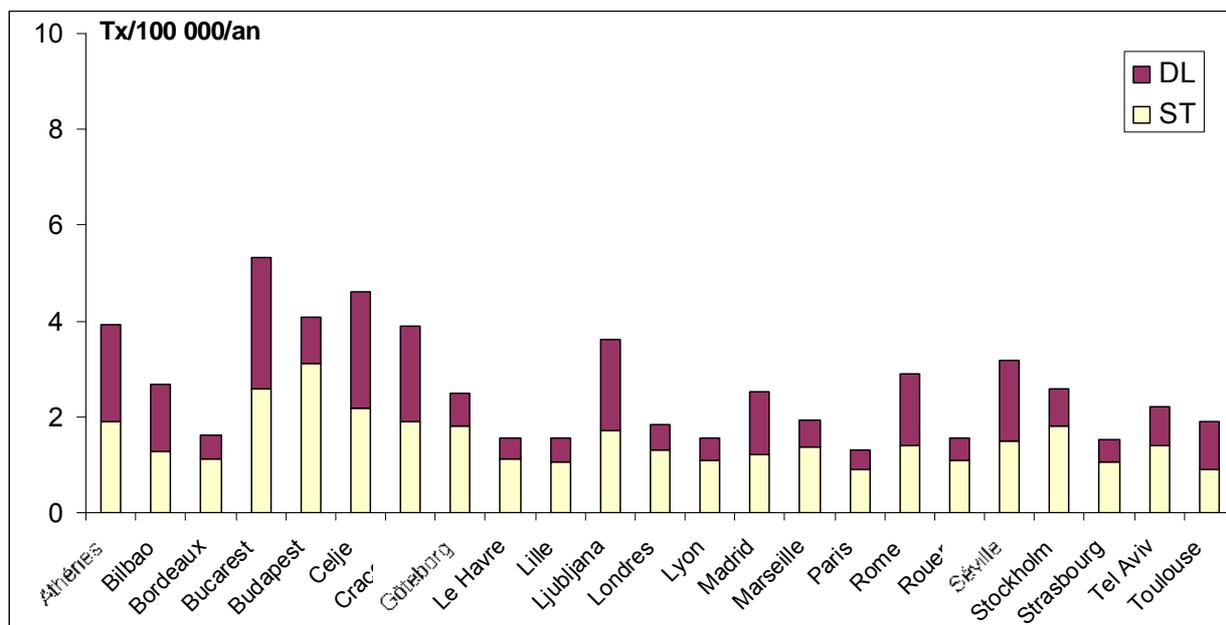
**Figure 19. PM<sub>10</sub> : Impact sanitaire à court terme (CT) et impact sanitaire cumulé à court terme (DL) sur la mortalité cardiovasculaire. Réduction des niveaux journaliers à 20 µg/m<sup>3</sup>. Nombre de décès pour 100 000 habitants.**



Pour l'ensemble des 23 villes, toutes choses égales par ailleurs, l'EIS a permis d'estimer que 3 458 décès « anticipés » pour cause cardiovasculaire (y compris 1 741 décès liés à une exposition à très court terme) pourraient être évités annuellement si les concentrations journalières de PM<sub>10</sub> étaient réduites à 20 µg/m<sup>3</sup> dans chaque ville.

Enfin, si les moyennes journalières de PM<sub>10</sub> étaient réduites de 5 µg/m<sup>3</sup> dans l'ensemble des 23 villes, toutes choses égales par ailleurs, la réduction du nombre de décès « anticipés » pour cause cardiovasculaire pour 100 000 habitants serait comprise entre 1,3 à Paris (y compris 1 décès lié à une exposition à très court terme aux PM<sub>10</sub>) et 5 à Bucarest (y compris presque 3 décès liés à une exposition à très court terme). Chacune des 23 villes gagnerait une moyenne de 2 décès « anticipés » pour 100 000 habitants.

**Figure 20. PM<sub>10</sub> : Impact sanitaire à court terme (CT) et impact sanitaire cumulé à court terme (DL) sur la mortalité cardiovasculaire. Réductions des moyennes journalières de 5 µg/m<sup>3</sup>. Nombre de décès pour 100 000 habitants.**

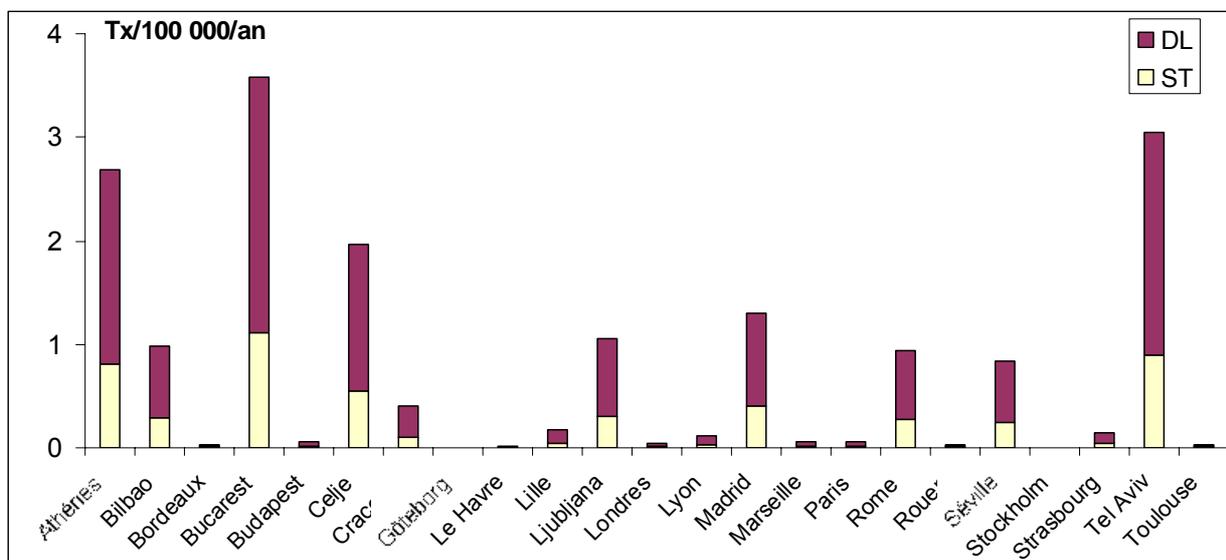


Dans l'ensemble des 23 villes, toutes choses égales par ailleurs, l'EIS a permis d'estimer que 897 décès « anticipés » pour cause cardiovasculaire (y compris 527 décès liés à une exposition à très court terme) pouvaient être évités annuellement si les concentrations ambiantes de PM<sub>10</sub> étaient réduites de 5 µg/m<sup>3</sup> dans chaque ville.

**PM<sub>10</sub> : Impacts à court terme et impacts cumulés à court terme sur la mortalité respiratoire (CIM9 390-459)**

L'impact sanitaire a également été étudié sur la mortalité pour cause respiratoire. Dans les 23 villes et toutes choses égales par ailleurs, si les teneurs en PM<sub>10</sub> étaient réduites à 50 µg/m<sup>3</sup> tous les jours où elles ont dépassé cette valeur, l'impact cumulé à court terme serait réduit respectivement de presque 3 décès « anticipés » pour cause respiratoire pour 100 000 habitants à Athènes (y compris 1 décès lié à une exposition à très court terme), de presque 4 à Bucarest (y compris 1 décès lié à une exposition à très court terme), de presque 2 à Celje (y compris 0,5 décès lié à une exposition à très court terme) et de 3 à Tel Aviv (y compris 1 décès lié à une exposition à très court terme).

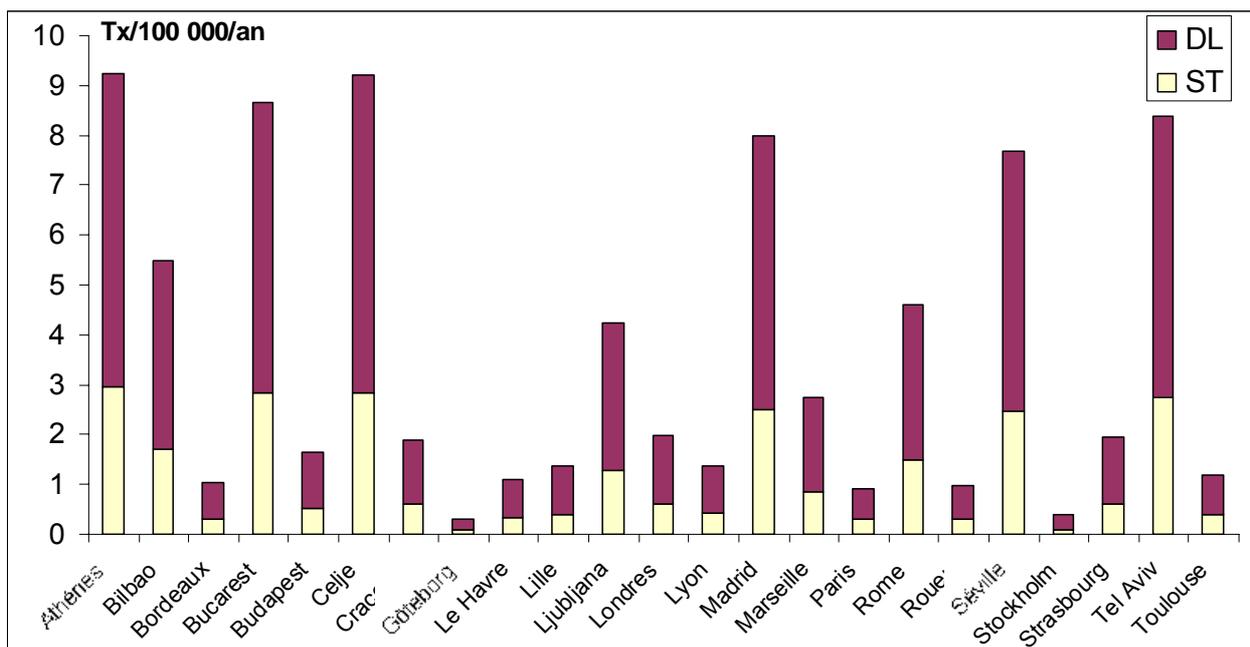
**Figure 21. PM<sub>10</sub> : Impact sanitaire à court terme (CT) et impact sanitaire cumulé à court terme (DL) sur la mortalité respiratoire (CIM9 460-519). Réductions à 50 µg/m<sup>3</sup>. Nombre de décès pour 100 000 habitants.**



Pour l'ensemble des 23 villes, toutes choses égales par ailleurs, l'EIS a estimé que 288 décès « anticipés » pour cause respiratoire (y compris 87 décès liés à une exposition à très court terme) pourraient être évités annuellement si les concentrations ambiantes de PM<sub>10</sub> étaient réduites à 50 µg/m<sup>3</sup> dans chaque ville.

Si nous considérons maintenant une réduction des valeurs moyennes journalières de PM<sub>10</sub> à 20 µg/m<sup>3</sup> (valeurs limites en 2010 pour les PM<sub>10</sub>) dans les 23 villes, toutes choses égales par ailleurs, les réductions correspondantes du nombre de décès « anticipés » pour 100 000 habitants seraient de : 9 à Athènes et Celje (y compris 3 décès liés à une exposition à très court terme aux PM<sub>10</sub>), 8,7 à Bucarest (y compris 2,8 décès liés à une exposition à très court terme), 4 à Ljubljana (y compris 1,3 décès liés à une exposition à court terme), 4,6 à Rome (y compris 1,5 décès liés à une exposition à très court terme), 7,7 à Séville (y compris 2,5 décès liés à une exposition à très court terme) et 8,4 à Tel Aviv (y compris 2,7 décès liés à une exposition à très court terme aux PM<sub>10</sub>).

**Figure 22. PM<sub>10</sub> : Impact sanitaire à court terme (CT) et impact sanitaire cumulé à court terme (DL) sur la mortalité respiratoire (CIM9 460-519) Réduction des niveaux journaliers à 20 µg/m<sup>3</sup>. Nombre de décès pour 100 000 habitants.**

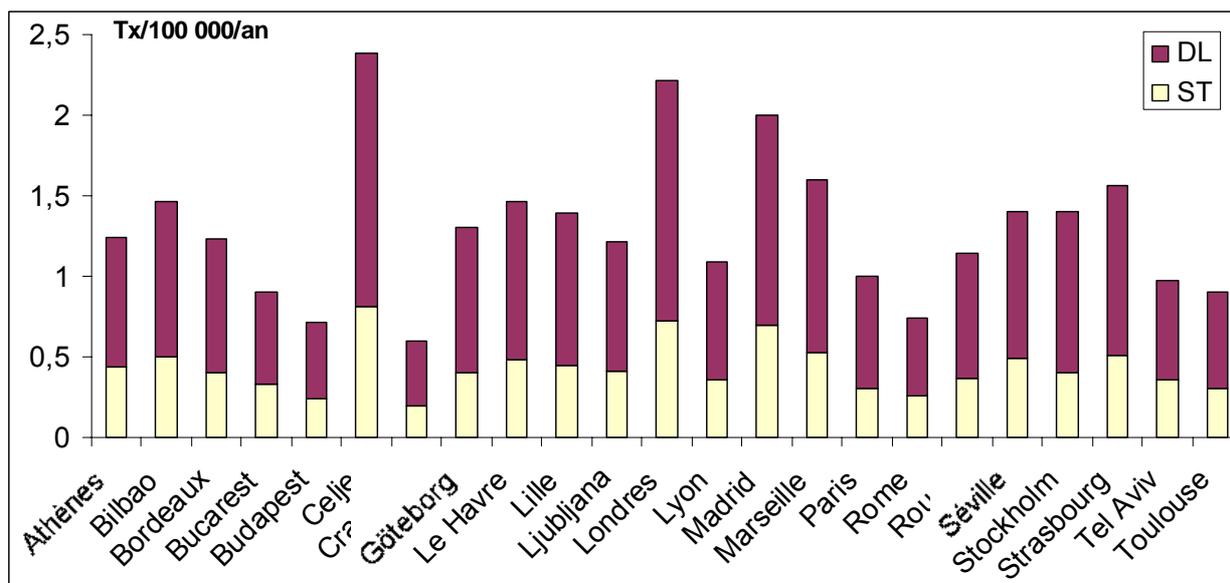


Dans ce scénario, chacune des 23 villes gagnerait en moyenne quatre décès « anticipés » pour cause respiratoire pour 100 000 habitants.

Pour l'ensemble des 23 villes, toutes choses égales par ailleurs, l'EIS a permis d'estimer que 1 348 décès « anticipés » pour cause respiratoire (y compris 429 décès liés à une exposition à très court terme) pouvaient être évités annuellement si les concentrations ambiantes de PM<sub>10</sub> étaient réduites à 20 µg/m<sup>3</sup> dans chaque ville.

Enfin, si les valeurs moyennes journalières de PM<sub>10</sub> étaient réduites de 5 µg/m<sup>3</sup> dans l'ensemble des 23 villes, toutes choses égales par ailleurs, la réduction du nombre de décès « anticipés » pour cause respiratoire pour 100 000 habitants serait la plus élevée, entre 2 et 2,5, à Celje, Londres et Madrid (y compris presque 1 décès lié à une exposition à très court terme aux PM<sub>10</sub>). Chacune des 23 villes gagnerait en moyenne 1 décès « prématuré » pour cause respiratoire pour 100 000 habitants.

**Figure 23. PM<sub>10</sub> : Impact sanitaire à court terme (CT) et impact sanitaire cumulé à court terme (DL) sur la mortalité respiratoire (CIM9 460-519). Réduction de 5 µg/m<sup>3</sup>. Nombre de décès pour 100 000 habitants.**



Pour l'ensemble des 23 villes, toutes choses égales par ailleurs, l'EIS a estimé que 489 décès « anticipés » pour cause respiratoire (y compris 162 décès liés à une exposition à très court terme) pourraient être évités annuellement si les concentrations ambiantes de PM<sub>10</sub> étaient réduites de 5 µg/m<sup>3</sup> dans chaque ville.

La carte suivante montre, pour chaque ville, l'impact sanitaire d'une réduction des teneurs en PM<sub>10</sub> à 20 µg/m<sup>3</sup>. Il s'agit de l'impact cumulé à court terme (jusqu'à 40 jours d'exposition) sur la mortalité totale, cardiovasculaire et respiratoire. Il est exprimé en nombre de décès pour 100 000 habitants.

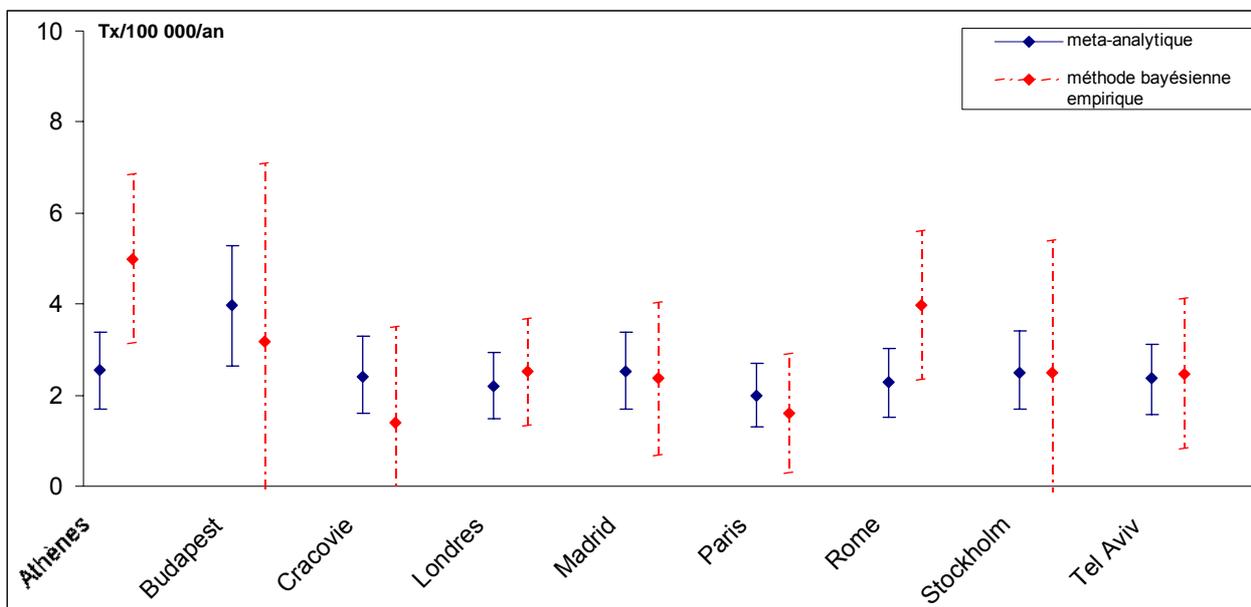


### **PM<sub>10</sub>: Nombre de cas par estimation méta-analytique vs estimation réduite**

Comme précisé dans la section méthode, le groupe de travail des statisticiens d'Apheis a étudié la validité des différentes estimations du RR servant à évaluer la relation entre la pollution particulaire et la mortalité, et leurs conséquences sur l'EIS. Pour rappel, la fonction exposition-risque peut être quantifiée par un RR méta-analytique (ou combiné) ou par un RR calculé par méthode bayésienne empirique (ou « shrunken estimate »).

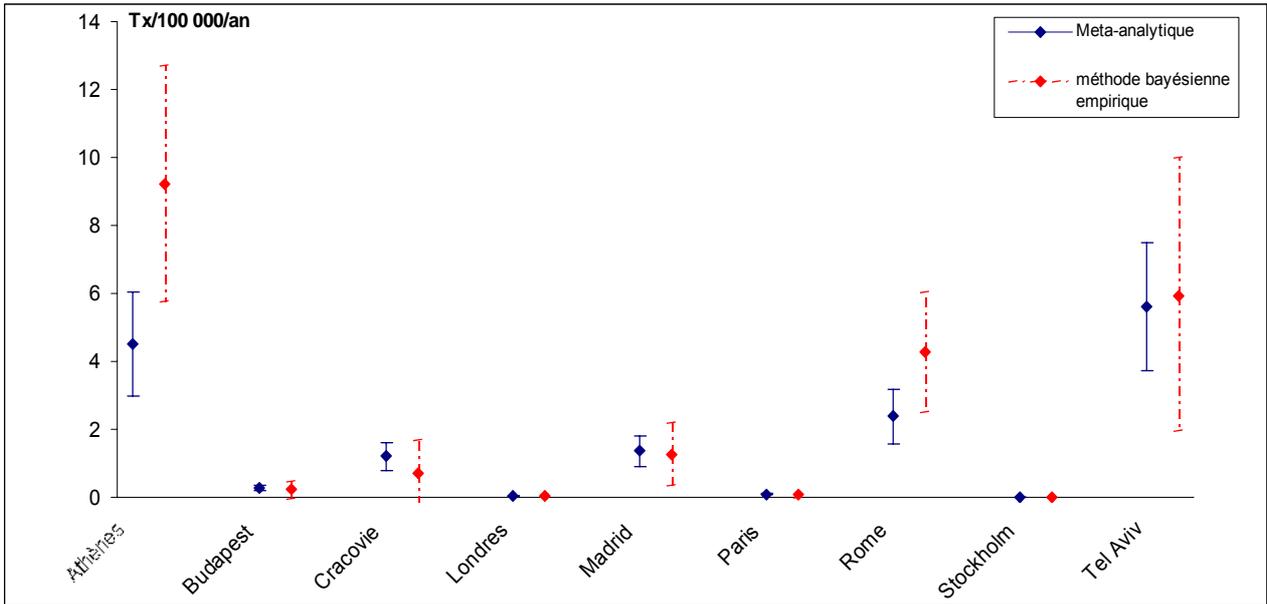
Si l'on considère le scénario de réduction de 5 µg/m<sup>3</sup> des niveaux de PM<sub>10</sub>, l'application du RR par méthode bayésienne empirique conduirait à 100 % de décès « prématurés » supplémentaires à Athènes et 40 % de décès en moins à Cracovie par rapport à l'impact sanitaire calculé avec le RR combiné. Il faut rappeler que le RR par méthode bayésienne empirique peut être considéré comme une moyenne pondérée du RR combiné et du RR local, spécifique à chaque ville.

**Figure 24. PM<sub>10</sub> : Estimation méta-analytique vs estimation par méthode bayésienne empirique de l'impact sanitaire sur la mortalité toutes causes (CIM9 < 800; CIM10 A00-Q99). Réductions de 5 µg/m<sup>3</sup>. Nombre de décès pour 100 000 habitants.**

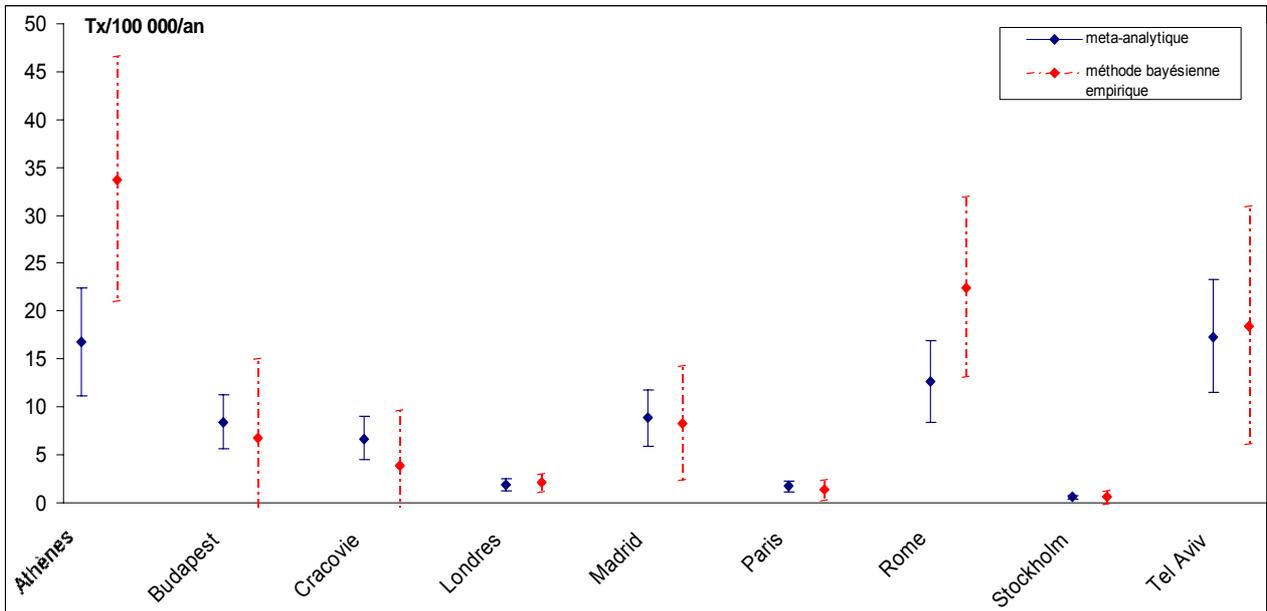


Les résultats sont assez différents si l'on considère les scénarios de réduction des PM<sub>10</sub> à un niveau fixe donné comme 20 ou 50 µg/m<sup>3</sup>. Dans ces scénarios, toutes les villes ne contribuent pas à l'impact sanitaire global : les villes présentant des niveaux de pollution déjà inférieurs aux niveaux fixés ne sont pas prises en compte. La valeur de l'impact sanitaire moyen pour l'ensemble des villes est donc déterminée par les villes présentant les niveaux de pollution les plus élevés. Dans ce petit échantillon, la réduction des teneurs en PM<sub>10</sub> à 50 µg/m<sup>3</sup>, en utilisant la méthode bayésienne empirique, conduirait à 58 % de décès « anticipés » supplémentaires en moyenne par rapport à l'utilisation du RR combiné. Pour le scénario de réduction à 20 µg/m<sup>3</sup>, ce chiffre serait de 42 %.

**Figure 25. PM<sub>10</sub> : Estimation méta-analytique vs estimation réduite de l'impact sanitaire sur la mortalité pour toutes causes (CIM9 < 800; CIM10 A00-Q99). Réductions à 50 µg/m<sup>3</sup>. Nombre de décès pour 100 000 habitants.**



**Figure 26. PM<sub>10</sub> : Estimation méta-analytique vs estimation réduite de l'impact sanitaire sur la mortalité pour toutes causes (CIM9 < 800; CIM10 A00-Q99). Réductions à 20 µg/m<sup>3</sup>. Nombre de décès pour 100 000 habitants.**



## Résultats concernant les PM<sub>2,5</sub>

Pour la première fois dans Aphis, nous avons mené des EIS d'une exposition chronique aux PM<sub>2,5</sub>. Afin de contribuer aux réflexions actuelles, au sein du processus législatif de la CE, concernant les valeurs limites<sup>10</sup> devant être fixées pour les PM<sub>2,5</sub>, nous avons mené notre EIS à long terme pour différents scénarios.

Concernant l'exposition chronique aux PM<sub>2,5</sub>, nous avons utilisé la moyenne des RR issus de l'étude ACS la plus récente (Pope, 2002). Cette étude a produit des fonctions E-R pour les indicateurs sanitaires suivants : la mortalité toutes causes, la mortalité pour cause cardio-pulmonaire et la mortalité par cancer du poumon.

Les données de PM<sub>2,5</sub> utilisées sont les données converties à partir des concentrations corrigées de PM<sub>10</sub> (voir section « Méthodes »).

### *Scénarios des effets à long terme*

Nous avons utilisé trois scénarios pour estimer les effets à long terme d'une exposition chronique aux PM<sub>2,5</sub> sur la mortalité totale et la mortalité pour cause spécifique pendant une période de 1 an :

- réduction de la moyenne annuelle de PM<sub>2,5</sub> à 20 µg/m<sup>3</sup>
- réduction de la moyenne annuelle de PM<sub>2,5</sub> à 15 µg/m<sup>3</sup>
- réduction de la moyenne annuelle de PM<sub>2,5</sub> de 3,5 µg/m<sup>3</sup> (équivalente à une réduction de 5 µg/m<sup>3</sup> des PM<sub>10</sub> en utilisant le coefficient de conversion européen de 0,7).

---

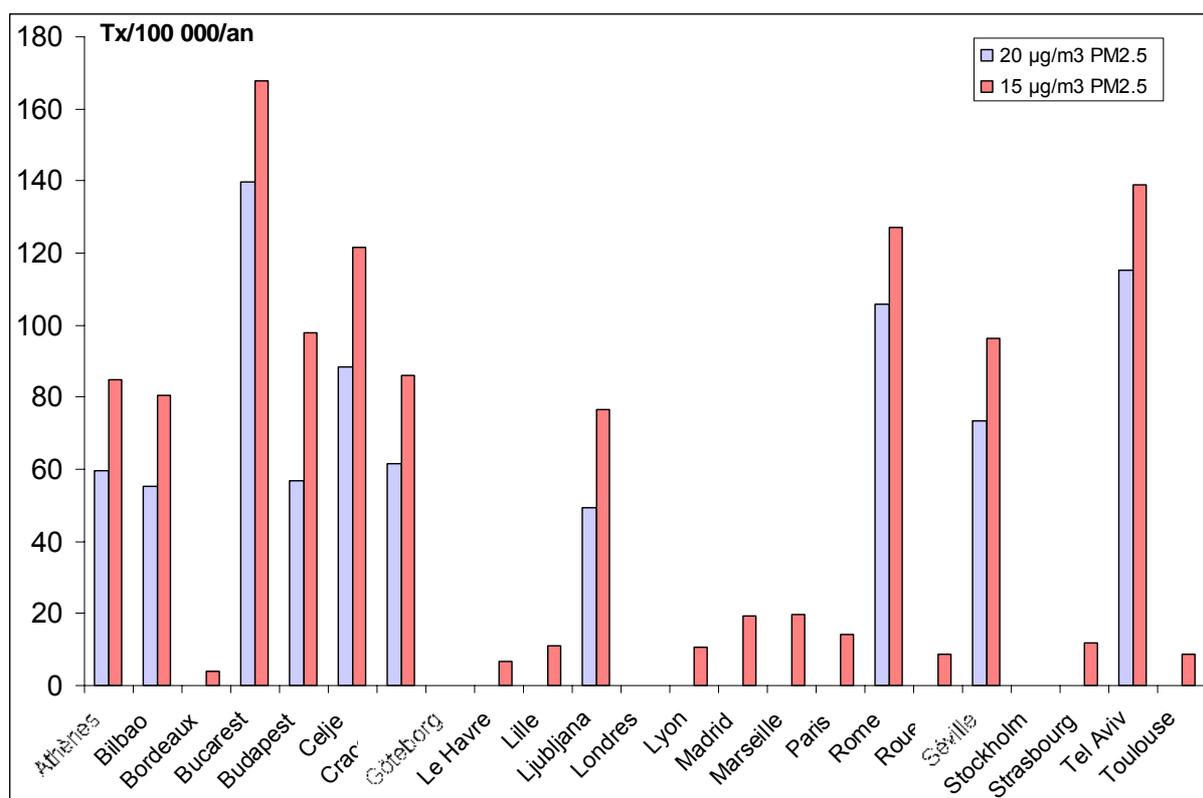
<sup>10</sup> <http://europa.eu.int/comm/environment/air/café/index.htm>

### PM<sub>2,5</sub> : Impact à long terme sur la mortalité totale

Les figures suivantes montrent l'impact sanitaire de différents scénarios de réduction des PM<sub>2,5</sub>. Cet impact sanitaire est exprimé en nombre de décès « prématurés » pour 100 000 habitants, pour la mortalité toutes causes, la mortalité pour cause cardio-pulmonaire et la mortalité par cancer du poumon.

Dans les Figures 27, 29 et 31, certaines villes n'ont qu'une seule barre ou ne sont pas représentées car elles bénéficient déjà de valeurs de PM<sub>2,5</sub> inférieures à 20 ou 15 µg/m<sup>3</sup>, et ne sont donc pas concernées par ces scénarios.

**Figure 27. PM<sub>2,5</sub> : Impact sanitaire à long terme (LT) sur la mortalité toutes causes (CIM 9 0-999). Réductions à 20 et 15 µg/m<sup>3</sup>. Nombres de décès pour 100 000 habitants.**



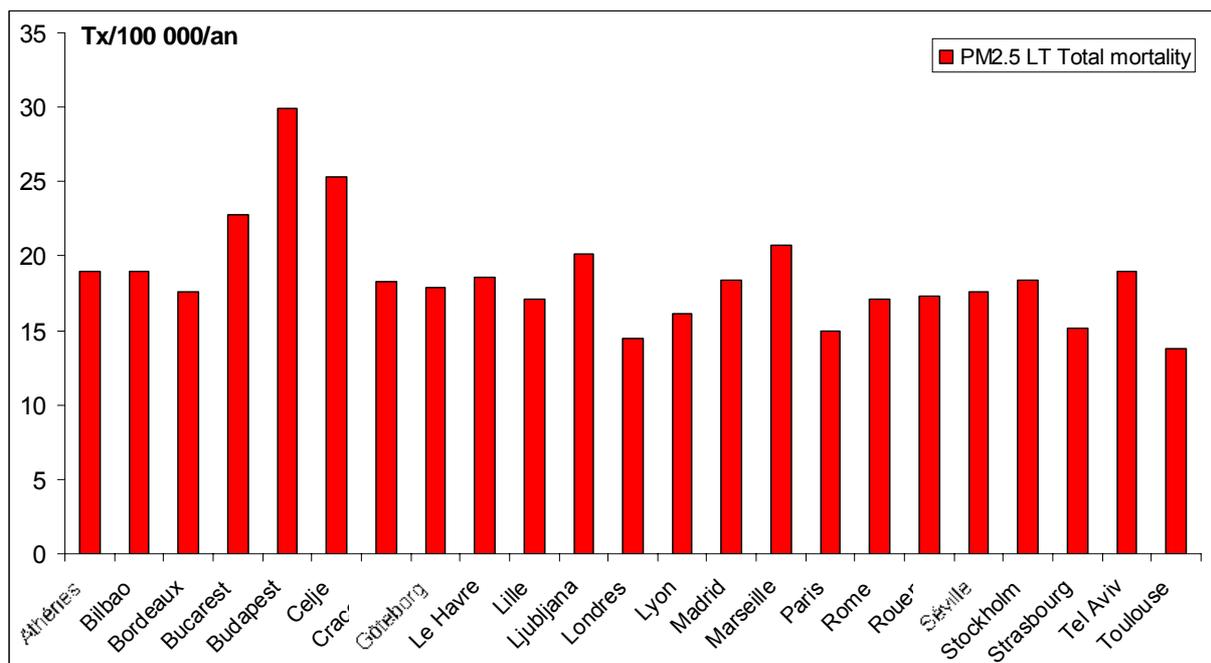
Dans les 23 villes ayant mesuré les PM<sub>10</sub>, si la moyenne annuelle des PM<sub>2,5</sub> correspondantes (données converties) était réduite à 20 et à 15 µg/m<sup>3</sup>, toutes choses égales par ailleurs, les réductions correspondantes en nombre de décès « prématurés » pour 100 000 habitants seraient respectivement de : 140 et 168 à Bucarest, 115 et 139 à Tel Aviv, 106 et 127 à Rome, 88 et 122 à Celje, 73 et 96 à Séville, 62 et 86 à Cracovie, 60 et 85 à Athènes, 57 et 98 à Budapest, 55 et 80 à Bilbao et 49 et 76 à Ljubljana. A Göteborg et Stockholm, les niveaux de PM<sub>2,5</sub> étant d'ores et déjà inférieurs à 15 µg/m<sup>3</sup>, ces deux villes ne sont concernées par aucun des deux scénario de réduction. Les autres villes bénéficieraient d'un gain sanitaire uniquement pour une réduction à 15 µg/m<sup>3</sup>.

En moyenne, chacune des 23 villes gagnerait 32 décès « prématurés » pour 100 000 habitants pour une réduction à 20 µg/m<sup>3</sup> des valeurs de PM<sub>2,5</sub> converties. Cette moyenne serait de 47 décès « prématurés » pour 100 000 habitants si la réduction allait jusqu'à 15 µg/m<sup>3</sup>.

Pour l'ensemble des 23 villes, toutes choses égales par ailleurs, l'EIS a permis d'estimer que 11 375 décès « prématurés » pourraient potentiellement être évités annuellement si les teneurs en  $PM_{2,5}$  (données converties) était réduite à  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  dans chaque ville. Ce chiffre serait de 16 926 décès « prématurés » pour une réduction à  $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Si on considère une réduction de  $3,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  de la moyenne annuelle des valeurs de  $PM_{2,5}$  converties (réduction équivalente à  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pour les  $PM_{10}$ ), toutes choses égales par ailleurs, la réduction correspondante en nombre de décès « prématurés » pour 100 000 habitants serait la plus élevée à Budapest, Celje et Bucarest.

**Figure 28.  $PM_{2,5}$  : Impact sanitaire à long terme (LT) sur la mortalité toutes causes (CIM 9 0-999). Réductions de  $3,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Nombre de décès pour 100 000 habitants.**



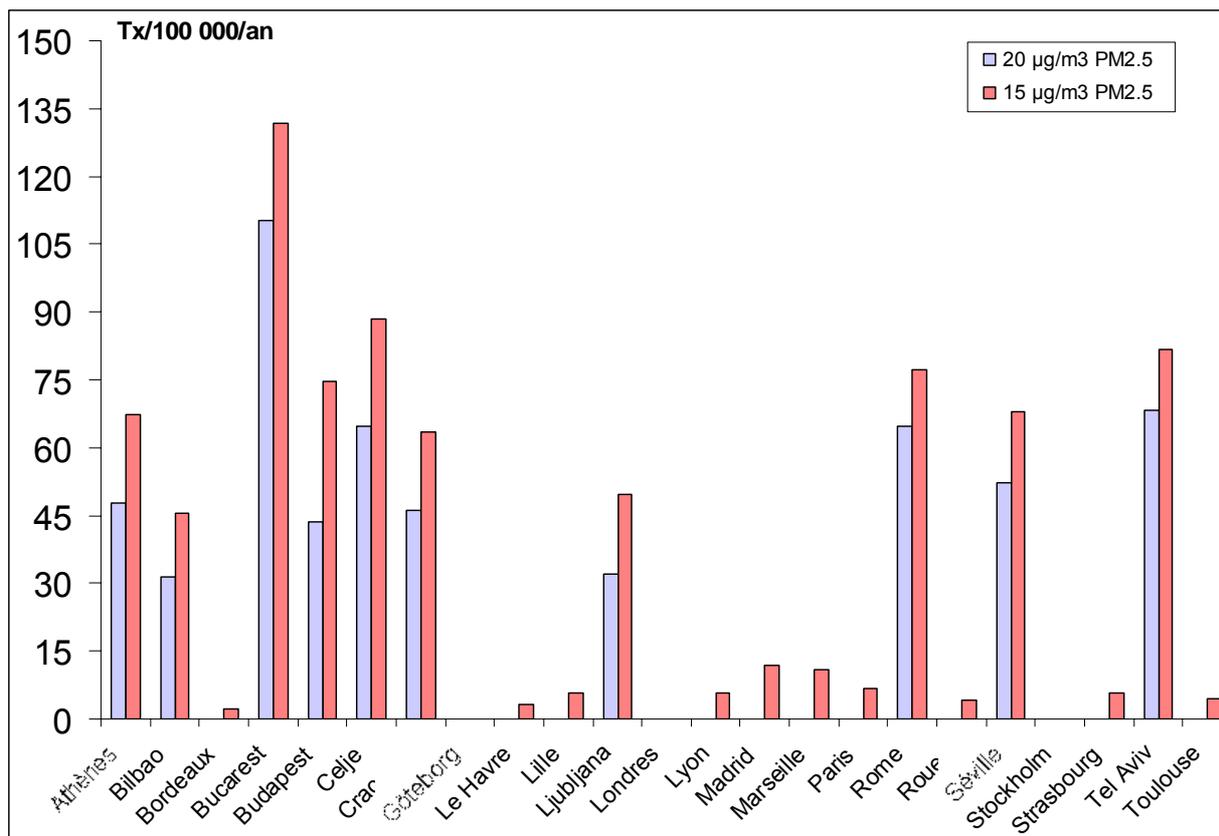
Chacune des 23 villes, y compris les villes suédoises, gagnerait en moyenne 18 décès « prématurés » pour 100 000 habitants et par an.

Pour l'ensemble des 23 villes, toutes choses égales par ailleurs, l'EIS a permis d'estimer que 6 355 décès « prématurés » pourraient être évités annuellement si la moyenne annuelle des  $PM_{2,5}$  converties était réduite de  $3,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  dans chaque ville.

**PM<sub>2,5</sub> : Impact à long terme sur la mortalité cardiopulmonaire (CIM9 401-440 et 460-519)**

Concernant la mortalité cardio-pulmonaire, si, toutes choses égales par ailleurs, la moyenne annuelle des PM<sub>2,5</sub> (données converties) était réduite respectivement à 20 et à 15 µg/m<sup>3</sup> dans les 23 villes, la réduction en nombre de décès « prématurés » pour cause cardio-pulmonaire pour 100 000 habitants serait respectivement de : 110 et 130 à Bucarest, 68 et 82 à Tel Aviv, 65 et 88 à Celje, 65 et 77 à Rome, 52 et 68 à Séville, 46 et 64 à Cracovie, 48 et 67 à Athènes, 44 et 75 à Budapest, 31 et 45 à Bilbao, 32 et 50 à Ljubljana.

**Figure 29. PM<sub>2,5</sub> : Impact sanitaire à long terme (LT) sur la mortalité cardiopulmonaire (CIM9 401-440 et 460-519). Réductions à 20 et 15 µg/m<sup>3</sup>. Nombre de décès pour 100 000 habitants.**



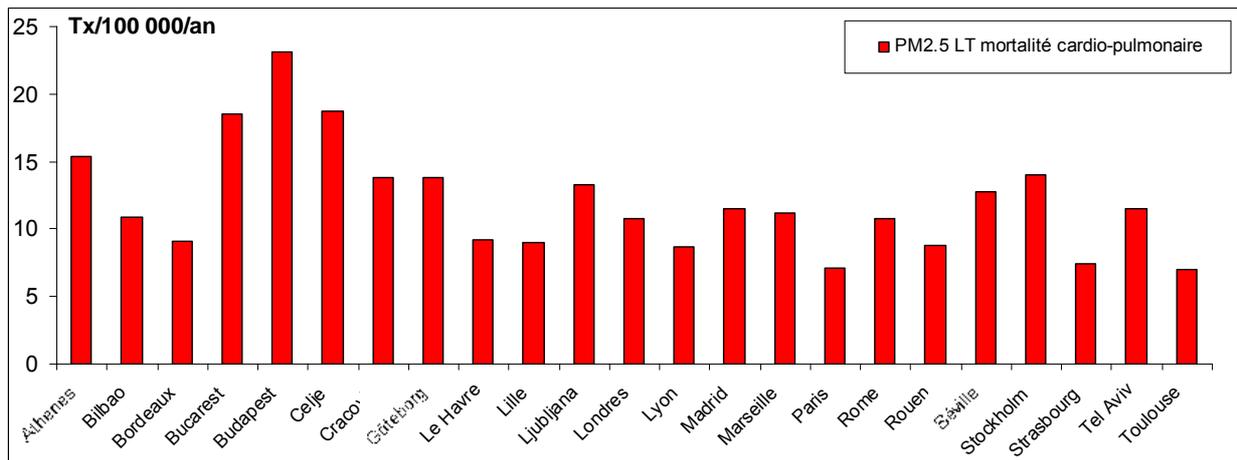
Comme pour la mortalité totale, les niveaux de PM<sub>2,5</sub> à Göteborg et Stockholm étant d'ores et déjà inférieurs à 15 µg/m<sup>3</sup>, ces deux villes ne sont concernées par aucun des deux scénarios de réduction. Les autres villes bénéficieraient d'un gain sanitaire uniquement pour une réduction à 15 µg/m<sup>3</sup>.

En moyenne, pour une réduction à 20 µg/m<sup>3</sup> des valeurs de PM<sub>2,5</sub> (données converties) chacune des 23 villes gagnerait 22 décès « prématurés » pour cause cardio-pulmonaire pour 100 000 habitants. Cette moyenne serait de 32 décès « prématurés » pour 100 000 habitants si la réduction allait jusqu'à 15 µg/m<sup>3</sup>.

Pour l'ensemble des 23 villes, toutes choses égales par ailleurs, l'EIS a permis d'estimer que 8 053 décès « prématurés » pour cause cardio-pulmonaire pourraient être évités annuellement si les teneurs en PM<sub>2,5</sub> (données converties) étaient réduites à 20 µg/m<sup>3</sup> dans chaque ville. Ce chiffre serait de 11 612 décès « prématurés » pour une réduction à 15 µg/m<sup>3</sup>.

Enfin, si la moyenne annuelle des valeurs de PM<sub>2,5</sub> (données converties) était réduite de 3,5 µg/m<sup>3</sup> dans les 23 villes, toutes choses égales par ailleurs, la réduction correspondante en nombre de décès « prématurés » pour 100 000 habitants serait la plus élevée à Budapest, Celje, Bucarest et Athènes. Chacune des 23 villes gagnerait une moyenne de 12 décès « prématurés » pour cause cardio-pulmonaire pour 100 000 habitants.

**Figure 30. PM<sub>2,5</sub> : Impact sanitaire à long terme (LT) sur la mortalité cardiopulmonaire (CIM9 401-440 et 460-519). Réductions de 3,5 µg/m<sup>3</sup>. Nombre de décès par 100 000 habitants.**

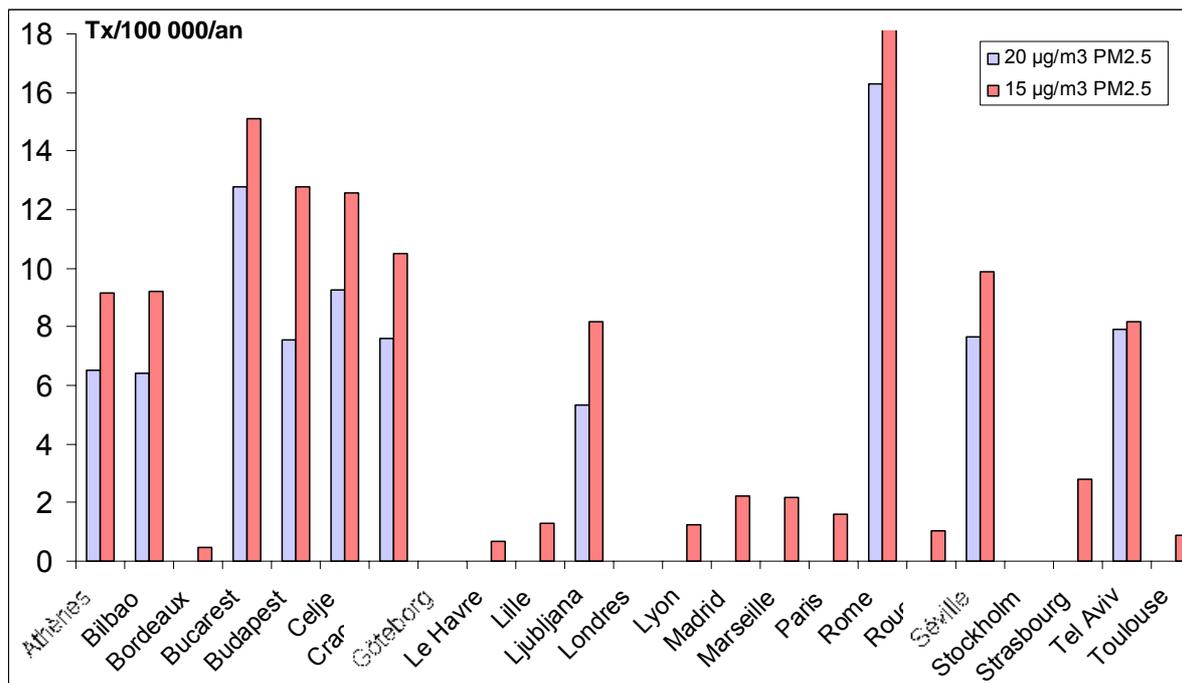


Pour l'ensemble des 23 villes, toutes choses égales par ailleurs, l'EIS a permis d'estimer que 4 199 décès « prématurés » pour cause cardio-pulmonaire pourraient être évités annuellement si la moyenne annuelle de PM<sub>2,5</sub> (données converties) était réduite de 3,5 µg/m<sup>3</sup> dans chaque ville.

### **PM<sub>2,5</sub> : Impact à long terme sur la mortalité par cancer du poumon (CIM9 162)**

Toutes choses égales par ailleurs, si la moyenne annuelle des valeurs de PM<sub>2,5</sub> (données converties) était réduite à respectivement 20 et 15 µg/m<sup>3</sup> dans les 23 villes, le nombre de décès « prématurés » liés au cancer du poumon pour 100 000 habitants serait diminué (avec un certain temps de latence) respectivement de : 13 et 15 à Bucarest, 8 et 8 à Tel Aviv, 9 et 13 à Celje, 16 et 19 à Rome, 8 et 13 à Budapest, 8 et 10 à Séville et Cracovie, 7 et 9 à Athènes, 6 et 9 à Bilbao, 5 et 8 à Ljubljana.

**Figure 31. PM<sub>2,5</sub> : Impact sanitaire à long terme (LT) sur la mortalité par cancer du poumon (CIM9 162). Réductions à 20 et 15 µg/m<sup>3</sup>. Nombre de décès pour 100 000 habitants.**



Comme précédemment, les niveaux de PM<sub>2,5</sub> à Göteborg et Stockholm, mais aussi à Londres, étant d'ores et déjà inférieurs à 15 µg/m<sup>3</sup>, ces trois villes ne sont concernées par aucun des deux scénario de réduction. Les autres villes bénéficieraient d'un gain sanitaire uniquement pour une réduction à 15 µg/m<sup>3</sup>.

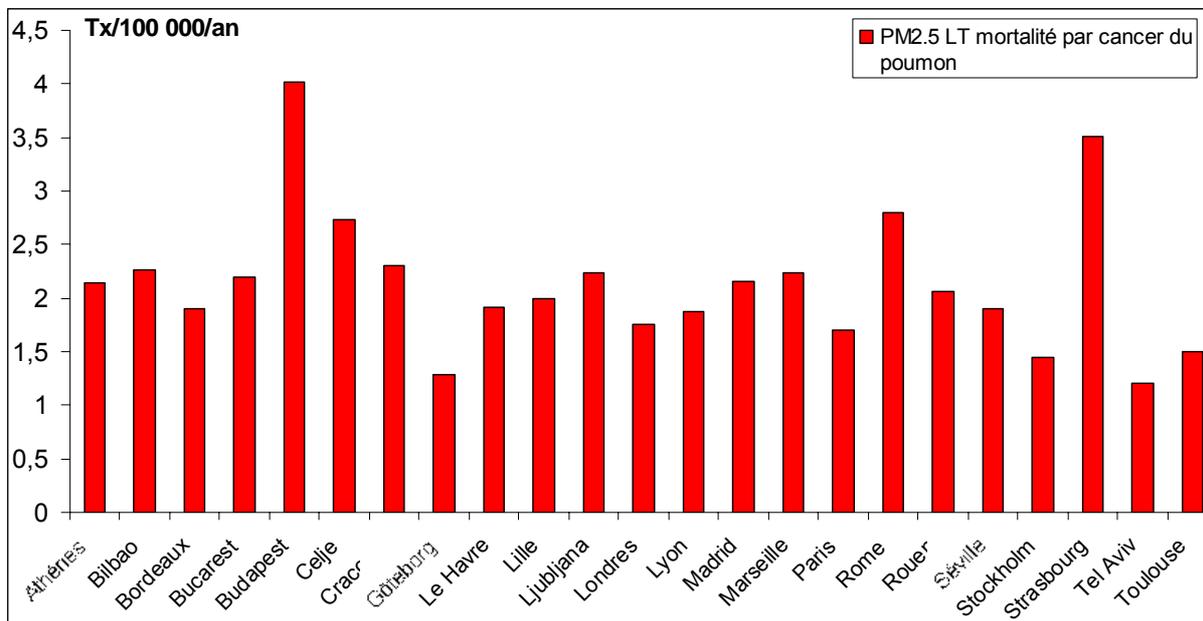
En moyenne, pour une réduction à 20 µg/m<sup>3</sup> des valeurs annuelles de PM<sub>2,5</sub> (données converties), chacune des 23 villes épargnerait 4 décès « prématurés » liés au cancer du poumon pour 100 000 habitants. Ce chiffre serait de 5 décès « prématurés » liés au cancer du poumon pour 100 000 habitants si la moyenne annuelle des valeurs de PM<sub>2,5</sub> (données converties) ne dépassait pas 15 µg/m<sup>3</sup>.

Pour l'ensemble des 23 villes, toutes choses égales par ailleurs, l'EIS a permis d'estimer que 1 296 décès « prématurés » liés au cancer du poumon pourraient être évités annuellement si les moyennes annuelles de PM<sub>2,5</sub> (données converties) ne dépassait pas 20 µg/m<sup>3</sup> dans chaque ville. Ce chiffre serait de 1 901 décès « prématurés » liés au cancer du poumon pour une réduction à 15 µg/m<sup>3</sup>.

Enfin, si, toutes choses égales par ailleurs, la moyenne annuelle des valeurs de PM<sub>2,5</sub> converties était réduite de 3,5 µg/m<sup>3</sup> (réduction équivalente à 5 µg/m<sup>3</sup> pour les PM<sub>10</sub>) dans les 23 villes, la réduction correspondante (avec un certain retard) du nombre de décès « prématurés » liés au cancer du poumon pour 100 000 habitants serait la plus élevée à

Budapest, Strasbourg, Rome et Celje. Chacune des 23 villes gagnerait en moyenne 2 décès « prématurés » liés au cancer du poumon pour 100 000 habitants.

**Figure 32. PM<sub>2,5</sub> : Impact sanitaire à long terme (LT) sur la mortalité par cancer du poumon (CIM9 162). Réductions de 3,5 µg/m<sup>3</sup>. Nombre de décès pour 100 000 habitants.**



Pour l'ensemble des 23 villes, toutes choses égales par ailleurs, l'EIS a permis d'estimer que 743 décès « prématurés » liés au cancer du poumon pourraient être évités annuellement si la moyenne annuelle de PM<sub>2,5</sub> (données converties) était réduite de 3,5 µg/m<sup>3</sup> dans chaque ville.

Pour chaque ville, la carte suivante montre l'impact sanitaire d'une réduction des teneurs en PM<sub>2,5</sub> à 20 µg/m<sup>3</sup>. Il s'agit de l'impact sanitaire à long terme sur la mortalité totale, cardio-pulmonaire et par cancer du poumon, exprimé en nombre de décès pour 100 000 habitants.

**Impact à long terme sur la mortalité totale, cardio-pulmonaire et par cancer du poumon pour une réduction à 20 µg/m<sup>3</sup> des teneurs en PM<sub>2.5</sub>.  
Nombre de décès pour 100 000 habitants**



### **PM<sub>2,5</sub> : Gain prévu en terme d'espérance de vie**

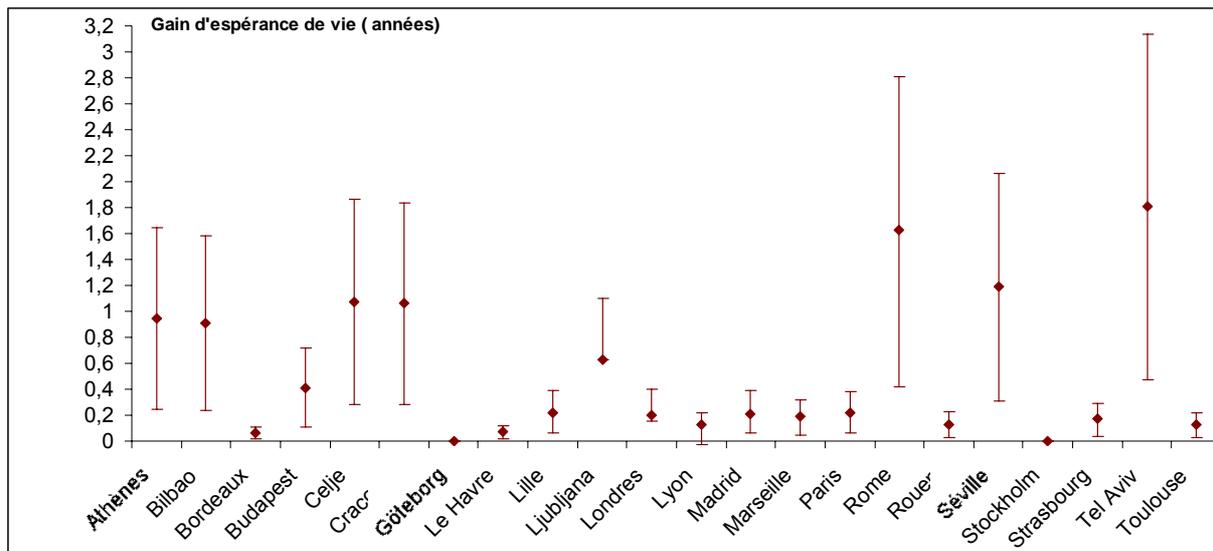
Concernant la mortalité totale et pour causes spécifiques, le gain sanitaire lié à la réduction à 15 µg/m<sup>3</sup> des teneurs en PM<sub>2,5</sub> (données converties) est plus de 30 % supérieur à celui d'une réduction à 20 µg/m<sup>3</sup>. Pour cette raison, les calculs en terme d'espérance de vie sont uniquement présentés pour le scénario d'une réduction à 15 µg/m<sup>3</sup>.

Pour chaque ville, le tableau et la figure qui suivent présentent le gain attendu en terme d'espérance de vie pour des personnes âgées de 30 ans si la moyenne annuelle des teneurs en PM<sub>2,5</sub> (données converties) est ramenée à 15 µg/m<sup>3</sup>.

**Tableau 10. Gain attendu en terme d'espérance de vie pour des personnes âgées de 30 ans si la moyenne annuelle des teneurs en PM<sub>2,5</sub> (données converties) est réduite à 15 µg/m<sup>3</sup>.**

<b>Ville</b>	<b>Augmentation de l'espérance de vie à 30 ans estimation centrale (années)</b>	<b>Augmentation de l'espérance de vie Estimation basse (années)</b>	<b>Augmentation de l'espérance de vie Estimation haute (années)</b>
Athènes	1,0	0,3	1,7
Bilbao	0,9	0,2	1,6
Bordeaux	0,1	0,0	0,1
Bucarest	2,3	0,6	3,9
Budapest	0,4	0,1	0,7
Celje	1,1	0,3	1,9
Cracovie	1,1	0,3	1,8
Göteborg	0,0	0,0	0,0
Le Havre	0,1	0,0	0,1
Lille	0,2	0,1	0,4
Ljubljana	0,6	0,2	1,1
Londres	0,2	0,1	0,4
Lyon	0,1	0,0	0,2
Madrid	0,2	0,1	0,4
Marseille	0,2	0,1	0,3
Paris	0,2	0,1	0,4
Rome	1,6	0,4	2,8
Rouen	0,1	0,0	0,2
Séville	1,2	0,3	2,1
Stockholm	0,0	0,0	0,0
Strasbourg	0,2	0,0	0,3
Tel-Aviv	1,8	0,5	3,1
Toulouse	0,1	0,0	0,2

**Figure 33. Gain attendu en terme d'espérance de vie pour des personnes âgées de 30 ans si la moyenne annuelle des teneurs en PM<sub>2,5</sub> converties est réduite à 15 µg/m<sup>3</sup>.**



Toutes choses égales par ailleurs, si la moyenne annuelle des teneurs en PM<sub>2,5</sub> (données converties) était réduite à 15 µg/m<sup>3</sup>, le gain attendu en terme d'espérance de vie d'une personne âgée de 30 ans se situerait en moyenne entre 2 et 13 mois, grâce à la réduction du risque de décès toutes causes confondues.

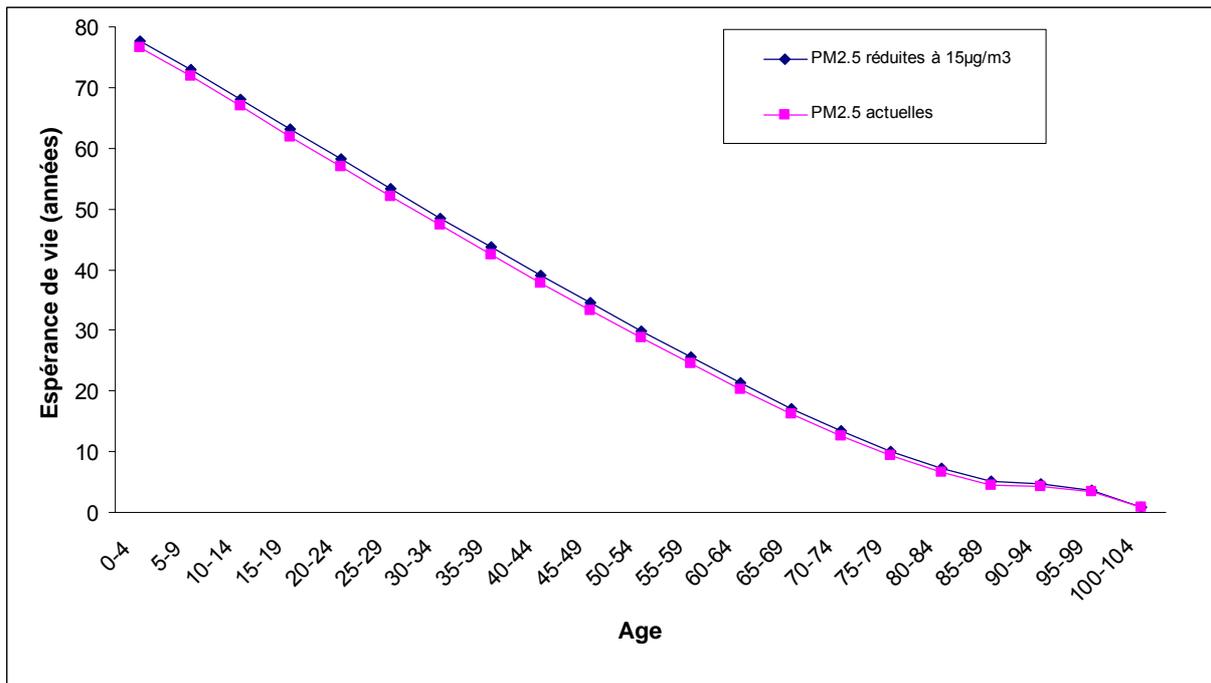
Dans ce scénario, un gain d'espérance de vie serait observé dans l'ensemble des villes excepté à Stockholm et Göteborg qui respectent déjà la valeur de 15 µg/m<sup>3</sup>. Toutefois, on constaterait les gains les plus importants à Tel Aviv, Rome et Séville, et, dans une moindre mesure à Celje, Cracovie, Athènes et Bilbao.

A partir de l'exemple de Séville, les figures suivantes présentent, pour ce même scénario, l'espérance de vie à différents âges successifs, et montrent ensuite le gain attendu à chaque âge.

La Figure 34 tout d'abord présente deux courbes d'espérance de vie :

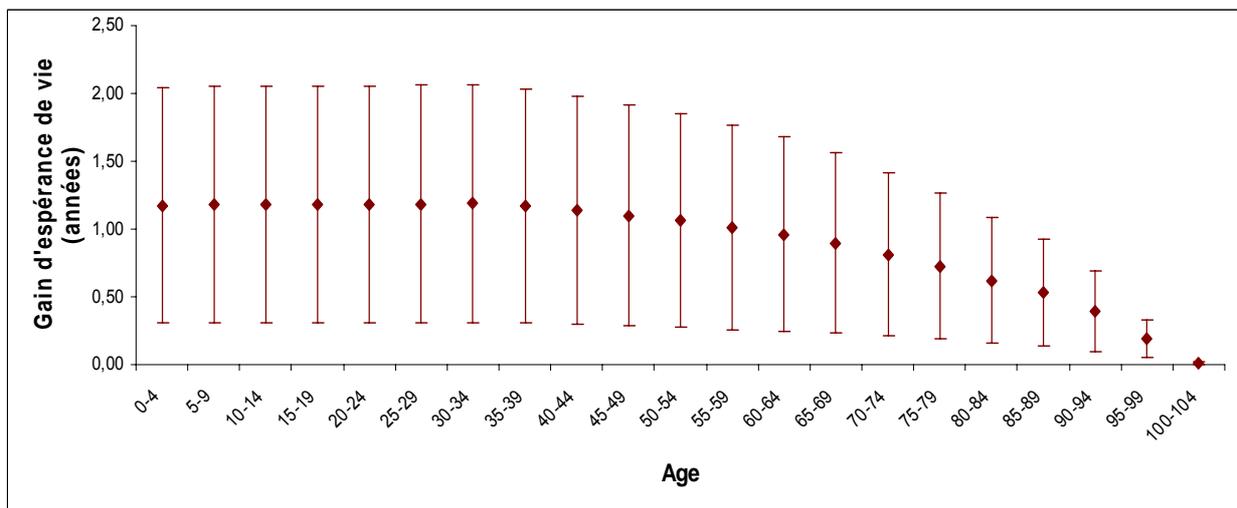
- 1) Espérance de vie si la moyenne annuelle des PM<sub>2,5</sub> converties demeure à sa valeur actuelle à Séville
- 2) Espérance de vie si, toutes choses égales par ailleurs, cette moyenne annuelle était réduite à 15 µg/m<sup>3</sup>.

**Figure 34. Espérance de vie pour les teneurs en PM<sub>2,5</sub> converties actuelles et la réduction à 15 µg/m<sup>3</sup> à Séville.**



La Figure 35 détaille le gain d'espérance de vie prévu à chaque âge. Si, toutes choses égales par ailleurs, la moyenne annuelle des teneurs en PM<sub>2,5</sub> converties était réduite à 15 µg/m<sup>3</sup>, tel qu'observé dans la Figure 34 ci-dessus, le gain demeurerait supérieur à 1 an jusqu'à l'âge de 60 ans et commencerait ensuite à diminuer.

**Figure 35. Gain d'espérance de vie prévu si les teneurs moyennes annuelles en PM<sub>2,5</sub> n'ont pas dépassé 15 µg/m<sup>3</sup> à Séville.**



Les résultats en termes d'années de vie perdues apparaissent uniquement dans les rapports de chaque ville.

# Interprétation des résultats et discussion

Cette section passe en revue nos objectifs et discute la méthode utilisée pour les atteindre.

## Rappel des objectifs

La partie relative à l'EIS dans ce rapport principal Apehis-3 avait deux objectifs principaux :

- Présenter une méthodologie harmonisée pour les EIS locales pouvant être utilisée et servir de référence aux rapports spécifiques par ville ;
- Etablir une base standardisée pour comparer les résultats entre les villes, et rendre compte des similitudes et des différences concernant à la fois l'application des méthodes et les résultats des EIS.

## L'hypothèse de causalité

L'évaluation d'impact sanitaire fournit le nombre d'événements de santé attribuables à la pollution atmosphérique dans la population étudiée en supposant que la pollution atmosphérique *entraîne* réellement les effets cliniques observés. Autrement dit, la relation entre l'exposition et le risque est supposée de nature causale. La base scientifique de cette hypothèse a été largement discutée dans la littérature et dans le rapport scientifique Apehis-2.

## Une approche prudente vis à vis de surestimations possibles des impacts sanitaires

Dans la littérature, les EIS de la pollution atmosphérique prennent parfois en compte d'autres polluants et d'autres indicateurs d'impact, en fonction de leur objectif.

Certaines cherchent par exemple à estimer les coûts monétaires de l'impact sanitaire de facteurs tels qu'une source spécifique de pollution atmosphérique, ou les avantages monétaires de la réduction de la pollution (ExternE 1999, 2001 ; Kunzli et al. 2000). Ces études sont destinées à apporter des informations visant à comparer les coûts et les bénéfices de politiques plus sévères ou plus spécifiques de contrôle de la pollution. Pour cet objectif, il est important que les EIS fournissent l'image la plus exhaustive possible des impacts sanitaires et, pour cela, elles doivent utiliser tous les indicateurs d'effets pour lesquels une estimation du risque est techniquement faisable. Ainsi, outre la mortalité et les admissions hospitalières, ces études doivent intégrer les symptômes respiratoires, les journées d'activité perdues, le développement des bronchites chroniques, etc..., c'est-à-dire inclure des effets encore débattus, mais qui, s'ils étaient ignorés, entraîneraient une sous-estimation importante de l'impact sanitaire et économique de la pollution atmosphérique.

L'objectif de notre EIS est différent : il s'agit de fournir l'image la plus fiable possible de l'impact global de la pollution atmosphérique sur la santé de la population générale dans les

milieux urbains en Europe. Dans ce but, nous avons choisi une approche prudente, robuste et, de ce fait, moins exhaustive que l'étude COMEAP (1998, 2001).

Cette approche nous conduit à utiliser des connaissances scientifiques communes et bien validées et nous permet ainsi de comparer les effets sanitaires entre les différentes villes européennes (la limite étant de ne pas prendre en compte certains effets possibles mais non encore avérés). De plus, les bases scientifiques solides de nos calculs facilitent la communication et la discussion des résultats avec les décideurs locaux.

Sur un plan pratique, cette stratégie implique certaines conséquences importantes.

Tout d'abord, nous n'avons utilisé que des fonctions exposition-risques (Risque Relatif) bien établies.

En second lieu, parmi les indicateurs sanitaires décrits dans la littérature comme pouvant être liés à la pollution atmosphérique, nous n'avons intégré que la mortalité totale, la mortalité pour cause spécifique et, dans les rapports spécifiques par ville, les admissions hospitalières. Ces indicateurs sont en effet ceux qui ont été le plus étudiés et nous n'avons pas considéré, comme le propose l'OMS (WHO 2001), les nombreux autres indicateurs potentiellement pertinents pour une EIS.

En troisième lieu, nous n'avons pas considéré les sous-groupes de population plus sensibles en raison de leur âge ou de leurs antécédents médicaux (WHO, 2004).

Enfin, concernant les polluants atmosphériques, nous avons limité notre analyse à la pollution particulaire en tant qu'indicateur du mélange complexe de polluants dans l'atmosphère. Une analyse indépendante de l'ozone aurait pu être pertinente en raison d'effets spécifiques probables de ce polluant. Néanmoins, les effets des particules restent les plus importants.

Nous avons utilisé trois indicateurs de particules dans le but de fournir plusieurs estimations possibles d'impacts sanitaires de la pollution atmosphérique en utilisant différentes fonctions exposition-risques, différentes villes et différentes classes d'âge. Il convient de souligner à nouveau le fait que les impacts de ces différentes estimations ne doivent pas être additionnés. En effet, les niveaux des différents polluants particulaires sont fortement corrélés dans le temps et dans l'espace. Aussi, certains des impacts mesurés par un indicateur particulaire peuvent être inclus dans ceux d'un autre indicateur et certains des impacts relatifs à un scénario sont inclus dans ceux d'un autre scénario.

## **L'absence de seuil de risque**

Les fonctions E-R utilisées dans cette EIS sont linéaires : en effet, à l'échelle des populations, il n'existe pas de seuil de pollution au-dessous duquel le risque serait nul (Schwartz et al 2000, Daniels et al 2000). En revanche, il est probable que des seuils de sensibilité existent au niveau individuel et que ces niveaux soient variables d'un individu à l'autre. Ce point de vue est particulièrement partagé en ce qui concerne la pollution particulaire (WHO, 2004). En particulier, les analyses des effets sur la mortalité d'une exposition à long terme aux  $PM_{2,5}$  ne montrent aucune indication de l'existence d'un seuil pour ces effets.

Aussi, les niveaux de référence choisis pour les différents scénarios ne sont pas des niveaux de risque nul mais correspondent à différents choix stratégiques possibles pour la réduction de la pollution atmosphérique.

## **Autres considérations méthodologiques**

Les EIS fournissent seulement des estimations des impacts sanitaires réels, et notre EIS, comme les autres, estime le nombre d'événements (décès ou admissions hospitalières) qui peuvent être attribués à l'exposition à la pollution atmosphérique particulaire dans une ville spécifique. Nous avons exprimé ces estimations à la fois en valeur absolue, nombre dépendant de la taille de la population étudiée, et sous forme de taux exprimés pour 100 000 habitants, afin de pouvoir réaliser des comparaisons entre les villes.

Pour mieux cerner l'incertitude globale de ces estimations, nous avons suivi les recommandations de l'OMS (WHO, 2000, 2001) et nous avons mené des analyses de sensibilité sur des questions méthodologiques importantes pour l'EIS.

Dans les pages suivantes, nous décrirons ces considérations méthodologiques portant sur :

- l'estimation de l'exposition
- les indicateurs sanitaires et leur incidence de base
- les fonctions exposition-risques
- les outils statistiques

### ***Estimation de l'exposition***

Concernant les données relatives à l'exposition, les résultats de notre EIS dépendent directement des niveaux de pollution particulaire mesurés. Ces niveaux varient généralement en fonction du nombre et de la localisation des stations de surveillance, des méthodes analytiques utilisées et des villes choisies pour notre EIS. Ceci explique l'importance d'utiliser le protocole d'Apheis pour assurer la comparabilité des données.

### ***Pas de temps des mesures***

Les fonctions E-R sélectionnées pour l'EIS à court terme utilisant des moyennes journalières, ce pas de temps a également été décidé dans le protocole Apheis pour les PM<sub>10</sub>, PM<sub>2,5</sub> et fumées noires. Pour les EIS à long terme, les fonctions E-R choisies utilisent les moyennes annuelles, c'est pourquoi les villes Apheis ont fait de même.

### ***Nombre de stations et choix des sites***

Au total, 142 stations de surveillance ont été utilisées conformément aux critères de sélection du protocole. Dans quelques villes, seules une à deux stations étaient disponibles, mais ces stations étaient représentatives d'une exposition de fond et fournissaient ainsi une estimation, bien que partielle, de l'exposition de la population. Dans trois villes, 28 stations ont été classées comme étant de proximité automobile et auraient théoriquement dû être exclues des calculs de l'EIS. Néanmoins, les données de ces stations ont été utilisées car : 1) les métrologistes locaux ont considéré qu'elles étaient représentatives de l'exposition de la population dans ces villes ; 2) les fonctions E-R appliquées pour les EIS à court terme ont utilisé ce type de stations (ce n'était pas le cas des fonctions E-R pour les EIS à long terme).

### *Méthodes de mesure*

Les méthodes de mesure des  $PM_{10}/PM_{2,5}$ /fumées noires/PTS ont été entièrement décrites. Les mesures des  $PM_{10}$  ont été effectuées par méthode automatique (méthode d'absorption du rayonnement  $\beta$  et méthode TEOM). Les mesures des  $PM_{2,5}$  ont été réalisées par TEOM seulement. La réflectométrie est la méthode utilisée généralement pour mesurer les fumées noires. Pour les deux villes ayant mesuré les PTS, la méthode d'absorption du rayonnement  $\beta$  a été utilisée dans une ville et la méthode gravimétrique dans l'autre ville.

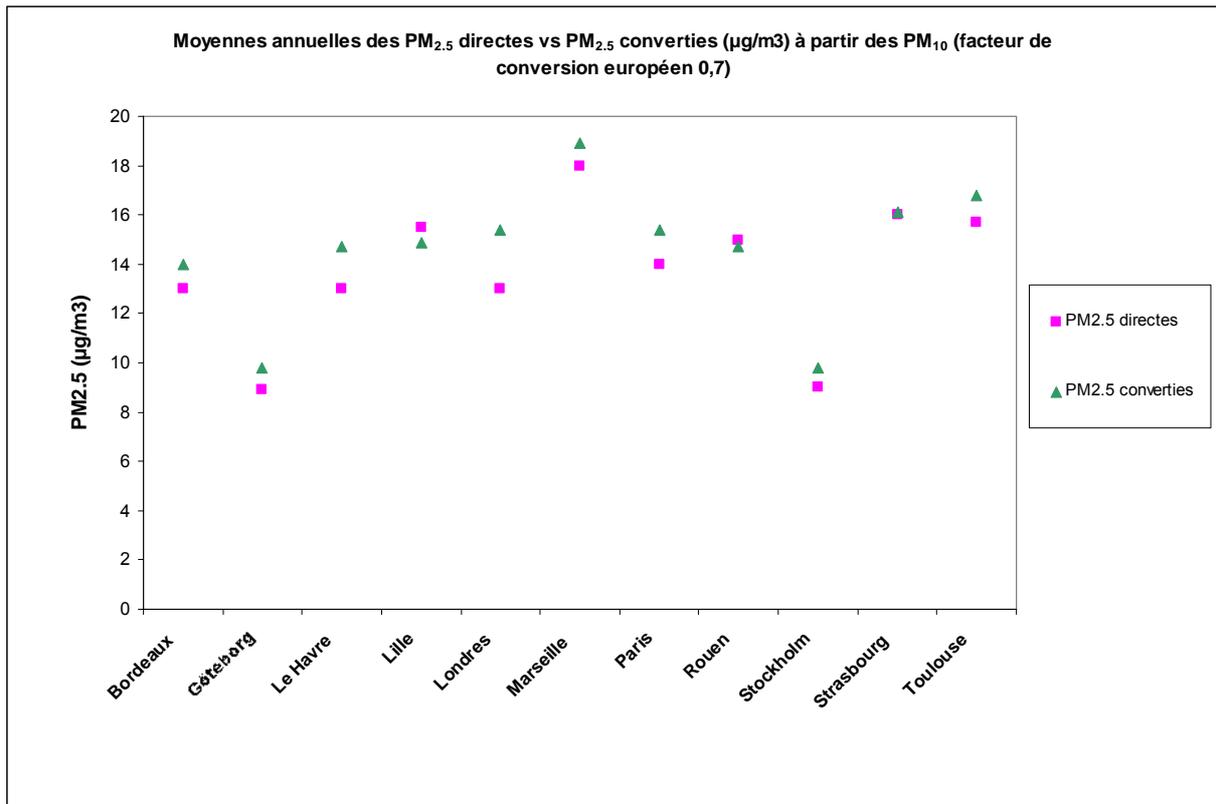
### *Coefficients de correction*

Aucune des villes n'a utilisé la méthode européenne de référence pour les mesures de PM (méthode gravimétrique). Or, les EIS à long terme des  $PM_{10}$  et des  $PM_{2,5}$  étaient basées sur les fonctions E-R de l'étude ACS qui utilisait des méthodes gravimétriques. Aussi, par souci de cohérence, nous avons corrigé les mesures automatiques des  $PM_{10}$  par un coefficient de correction spécifique (local, ou par défaut, européen) dans le but de compenser les pertes de composés volatils. Les villes où l'information était disponible pouvaient utiliser des coefficients de correction locaux. En France, après consultation du laboratoire national de référence, les villes ont décidé d'utiliser deux coefficients de correction basés sur des mesures comparatives locales par méthode gravimétriques et par TEOM : un pour l'été (teneurs modérées en PM : 1-1,18) et un pour l'hiver (teneurs élevées en PM : 1,2-1,37). En général, les coefficients de conversion locaux ont été légèrement inférieurs au coefficient européen de 1,3 recommandé par le Groupe de travail sur les matières particulaires de la CE.

### *Coefficients de conversion*

Outre ce coefficient de correction, des coefficients de conversion (locaux ou européens) ont été utilisés pour le calcul des  $PM_{10}$  à partir des mesures des PTS. De même, de nombreuses villes ne disposant pas de mesures de  $PM_{2,5}$ , les données ont été calculées à partir des mesures des  $PM_{10}$ . Par souci de cohérence, cette conversion a été effectuée même dans les villes disposant de mesures directes de  $PM_{2,5}$ . A titre de rappel, le coefficient de conversion par défaut de 0,7 pour les  $PM_{2,5}$  a été recommandé par le Groupe de travail sur l'évaluation de l'exposition d'Apheis en tant que valeur moyenne basée sur deux publications récentes. En premier lieu, dans le cadre du processus de révision et de mise à jour de la 1<sup>ère</sup> Directive fille européenne, le 2<sup>nd</sup> Exposé de principe sur les particules (version du 20 août 2003, disponible pour la Conférence sur les particules à Stockholm) présente les rapports  $PM_{2,5} / PM_{10}$  mesurés dans 72 sites différents en Europe et rapportés par plusieurs Etats membres depuis 2001. Le rapport moyen  $PM_{2,5}/PM_{10}$  est de 0,65 (intervalle 0,42-0,82 ; se = 0,09). En second lieu, Van Dingenen et al. ont publié en 2004 les résultats d'un travail de recherche européen sur 11 stations, qui estime le rapport  $PM_{2,5}/PM_{10}$  à 0,73 (se = 0,15 ; intervalle 0,57-0,85) (voir Tableau 1 et Annexe 3 pour plus de détails).

La figure 35 présente, pour les villes disposant de mesures directes de  $PM_{2,5}$ , les moyennes annuelles de  $PM_{2,5}$  mesurées directement et converties à partir des  $PM_{10}$  en utilisant le coefficient de conversion européen (0,7). Excepté à Lille, Rouen et Strasbourg, la moyenne annuelle des  $PM_{2,5}$  mesurée directement est inférieure à la moyenne annuelle des  $PM_{2,5}$  converties. Ceci pourrait signifier que le coefficient européen de conversion est un peu trop élevé. En fait, la moyenne des coefficients locaux de conversion est de 0,66, un peu inférieur celui proposé par le 2<sup>nd</sup> Exposé de principe sur les particules (2003).



Ainsi, les estimations des PM<sub>10</sub> corrigées et des PM<sub>2.5</sub> converties, dans le cadre des EIS à long terme, peuvent être surestimées. En l'absence de toute autre source d'incertitude, les estimations de la mortalité à long terme liée aux PM<sub>10</sub> et aux PM<sub>2.5</sub> pourraient donc également être surestimées. Cependant, il existe de nombreuses autres sources d'incertitude qui peuvent contribuer à sur-estimer ou sous-estimer l'impact sanitaire : extrapolation des fonctions E-R, nombre d'indicateurs de pollution atmosphérique et de santé considérés pour l'EIS, prise en compte ou non de sous-groupes sensibles de la population, et autres sources d'incertitude qui sont décrites dans cette section.

#### *Qualité des données*

La plupart des villes ont rapporté qu'un contrôle qualité des données était mis en œuvre et que la qualité des données pouvait être évaluée.

Nous en avons conclu que, dans l'ensemble, l'évaluation des données relatives à l'exposition dans Apehis-3 a été suffisamment fiable quant aux objectifs de notre EIS.

## ***Indicateurs sanitaires et leur incidence de base***

### *Données de mortalité*

Les sources des données de mortalité étaient les registres nationaux, régionaux ou locaux pour toutes les villes. Les taux de mortalité étaient les plus élevés dans les villes de l'Est de l'Europe.

Dans Apehis-3, la mortalité pour causes spécifiques a été étudiée en complément de la mortalité totale, pour enrichir les résultats. Néanmoins, la mortalité totale demeure notre indicateur de référence car les données ne sont pas soumises à des erreurs de classification. Parallèlement au calcul du nombre de cas attribuable, des estimations en terme d'espérance de vie ont été réalisées en utilisant la mortalité totale des individus âgés de 30 ans.

Un contrôle qualité des données étant effectué pour la plupart des villes et compte tenu du faible pourcentage de données manquantes pour la mortalité totale, nous pouvons penser que des erreurs de codage sur la cause du décès n'ont pas pu affecter la comparabilité des résultats entre les villes.

### *Données d'admissions hospitalières*

Les admissions hospitalières prises en compte étaient celles concernant les résidents de la zone d'étude et dont le diagnostic était une pathologie respiratoire (CIM9: 460-519; CIM10: J00-J99) ou une pathologie cardiaque (CIM9: 390-429; CIM10: I00-I52). Quand cela était possible, seules les admissions aux urgences ont été utilisées, celles-ci étant plus spécifiquement liées aux effets à court terme de la pollution atmosphérique. Par ailleurs, le diagnostic de sortie, plus fiable que le diagnostic d'admission, a été utilisé dans tous les cas pour la sélection des séjours hospitaliers.

Toutes les villes ont obtenu les données auprès de registres. L'exhaustivité de ces registres était assez élevée, atteignant au moins 95% dans 18 des 22 villes. Nous n'avons pas eu connaissance de ce pourcentage pour deux villes (Londres et Tel Aviv). Barcelone et Valence avaient un degré d'exhaustivité légèrement plus faible. Dans Apehis-2, les villes françaises (Bordeaux, Lyon, Le Havre, Lille, Marseille, Paris, Rouen, Strasbourg and Toulouse) avaient seulement inclus les admissions dans les établissements publics, alors que le degré d'exhaustivité a atteint 100% dans la plupart de ces villes pour Apehis-3, les établissements privés ayant été inclus.

Tous les registres appliquent un contrôle qualité, et l'exhaustivité du codage des diagnostics est été assez élevé, avec un pourcentage de données manquantes de 1%, voire plus faible pour 19 des 22 registres. Nous n'avons pas eu connaissance de ce pourcentage dans trois villes (Londres, Tel Aviv et Valence).

Pour les villes disposant des données de services d'urgences, les nombres d'admissions pour pathologies respiratoires sont très proches entre les villes. Les admissions pour pathologies cardiaques montrent une plus grande variabilité, avec un rapport maximal (Stockholm par rapport à Valence) supérieur à 2. En Europe de l'Ouest, un gradient Nord-Sud est rapporté dans la littérature, pour les maladies cardiovasculaires (incidence plus élevée au Nord). Ce gradient est plus marqué encore pour les cardiopathies ischémiques, avec certaines inégalités « inversées » dans le Sud de l'Europe (Mackenbach et al, 2001).

Le principal problème de comparabilité des données réside dans la différence des données hospitalières disponibles : données d'admissions en urgence dans certaines villes, données totales d'admissions dans d'autres. Les sources d'information utilisées à Barcelone, Bilbao, Budapest, Gothenburg, Londres, Madrid, Séville, Stockholm et Valence ont permis de sélectionner les admissions aux urgences. En revanche, pour Bordeaux, Celje, Le Havre, Lille, Ljubljana, Lyon, Marseille, Paris, Rome, Rouen, Strasbourg, Tel Aviv et Toulouse, il n'a pas été possible de distinguer les admissions aux urgences des admissions totales.

Le programme APHEA-2 a estimé des fonctions E-R (risque relatif) pour les admissions hospitalières dans des villes disposant respectivement d'admissions totales et d'admissions en urgence. Or, ces analyses n'ont montré aucune hétérogénéité significative des risques relatifs estimés entre ces différentes villes (Atkinson 2001, Le Tertre 2002). Ceci pourrait sembler surprenant mais, finalement, s'avère tout à fait cohérent. En effet, les admissions totales incluent à la fois des admissions programmées et des admissions en urgence. Or, lors du contrôle statistique des variations saisonnières et hebdomadaires, les variations temporelles liées à la programmation des admissions (organisation hospitalière) sont également contrôlées ne laissant dans la série temporelle que les variations journalières des admissions en urgence et du bruit de fond.

Ceci soulève une question importante pour l'EIS si les admissions totales sont utilisées à la place des admissions aux urgences et si le même RR leur est appliqué, Il faudrait envisager la possibilité d'utiliser un coefficient de correction basé sur les admissions aux urgences et l'appliquer aux admissions totales. Cette approche, et d'autres, doivent être étudiées afin de déterminer comment gérer au mieux la difficulté représentée par des données de base inconnues, ou manquantes, voire collectées selon des procédures différentes.

L'analyse de la qualité et de la disponibilité des données sanitaires montre que, pour un usage local dans chaque ville, les données choisies ont été fiables. En confrontant les résultats entre les villes, on peut estimer que la comparabilité des données de mortalité est correcte pour les catégories sélectionnées. En revanche, même si la plupart des villes dispose de données hospitalières provenant de registres utilisant un programme de contrôle qualité, la comparabilité de ces données a été limitée du fait que certaines villes ont accès aux admissions aux urgences alors que d'autres ne disposent que d'admissions totales. Or, les taux d'incidence obtenus pour ces deux types d'admissions (figure 5) n'apparaissent pas parfaitement comparables. En conséquence, nous ne présentons les données relatives aux admissions hospitalières et les EIS qui en découlent que dans les rapports spécifiques par ville, et notre étude met à nouveau en évidence la nécessité de promouvoir l'utilisation de données plus homogènes concernant les admissions hospitalières en Europe.

## **Choix des fonctions exposition-risques**

### *EIS à court terme*

#### Les deux EIS à court terme

Pour la première fois dans Apehis, nous avons réalisé deux types d'EIS à court terme employant deux types de fonctions exposition-risques : la première pour une exposition de très courte durée (habituellement 1 ou 2 jours) et la seconde pour une exposition cumulée jusqu'à 40 jours. Notre objectif était de mieux comprendre les effets de la pollution particulaire sur la santé dans le temps pour les expositions de courtes durées.

Pour l'exposition de très courte durée, nous avons utilisé une nouvelle fonction exposition-risques développée par Apehis-3 et concernant les admissions pour pathologies respiratoires tous âges. Nous avons également utilisé des fonctions exposition-risques développées récemment par l'OMS et qui sont le résultat d'une méta-analyse de séries temporelles et d'études de panels sur les particules.  
<http://www.euro.who.int/document/E82792.pdf>

Pour l'exposition cumulée jusqu'à 40 jours, nous avons utilisé les estimations de Zanobetti (2002, 2003) utilisant des modèles à retards échelonnés, qui ont montré que l'effet cumulé était plus de deux fois supérieur à celui obtenu en utilisant seulement 2 jours d'exposition.

#### EIS à court terme sur les admissions pour pathologies respiratoires tous âges confondus

Dans Apehis-2, l'EIS avait été réalisée pour les admissions pour pathologies respiratoires chez les 65 ans et plus, car on sait que la sensibilité acquise avec les maladies chroniques augmente avec l'âge (WHO 2004). Néanmoins, au dessous de 65 ans, la pollution atmosphérique a également un impact sur la santé. Nous avons ainsi décidé d'étudier l'impact de la pollution particulaire sur les admissions pour pathologies respiratoires tous âges confondus. La littérature ne proposant pas de fonction E-R appropriée, il a été décidé d'élaborer cette nouvelle fonction E-R dans le cadre d'Apehis-3 et de calculer l'impact sanitaire correspondant.

#### Validité de l'extrapolation des fonctions E-R utilisées pour les EIS à court terme

Cette extrapolation a été jugée valide dans la mesure où la plupart des villes Apehis sont des villes où les fonctions E-R ont été estimées.

#### Analyse de sensibilité en utilisant différents types de Risques Relatifs

Tel que résumé dans la section « Méthodes », la plupart des EIS, y compris les EIS d'Apehis, utilisent des RR combinés obtenus à partir de plusieurs résultats locaux dans le cadre d'études multi-centriques. Néanmoins dans certains cas, les personnes réalisant une EIS dans une ville particulière où une étude épidémiologique a fourni une fonction E-R locale, préfèrent utiliser cette estimation. Le Groupe conseil en statistiques d'Apehis a mené une analyse de sensibilité dans certaines villes pour traiter de cette question, en utilisant différentes estimations des risques relatifs pour calculer le nombre de décès « prématurés » dans chaque ville (RRs locaux, RRs par méthode bayésienne empirique, RR combiné, moyenne des RRs par méthode bayésienne empirique et ajustée sur les facteurs modificateurs de l'effet).

Si la somme des décès attribuables aux PM<sub>10</sub> pour l'ensemble des 21 villes n'est que peu influencée par la méthode utilisée pour estimer les RR, l'étude a conclu que ce n'est pas le cas au niveau de chaque ville en particulier. Appliquées à une seule ville, les différentes approches testées présentent des avantages et des limites. Dans les villes où il est disponible, les auteurs ont recommandé d'utiliser le RR par méthode bayésienne empirique. Pour chaque ville, cette estimation du RR combine l'information provenant de l'estimation locale et de l'estimation globale. Elle peut être considérée comme une moyenne pondérée

de ces deux estimations et diminue la variabilité aléatoire de l'estimation locale en prenant en compte l'information provenant d'autres villes. L'approche par méthode bayésienne empirique a déjà été explorée et appliquée à la pollution atmosphérique (Post et al, 2001). Un inconvénient majeur de ce type d'estimation tient à ce qu'elle ne peut être appliquée que dans les villes qui ont fait partie de l'analyse multicentrique initiale. L'utilisation de ce type d'estimation sera proposée au niveau local dans la prochaine EIS d'Apheis.

### *EIS à long terme*

Dans Apheis-3, les EIS à long terme ont été exprimées en termes de nombre de décès « prématurés » pour les  $PM_{10}$  et les  $PM_{2,5}$  et en termes de gain attendu d'espérance de vie pour  $PM_{2,5}$ . Pour ce travail, aucune fonction E-R élaborée en Europe n'était encore disponible au moment où l'étude a été menée.

### Validité de l'extrapolation des fonctions E-R utilisées pour les EIS à long terme

Concernant les  $PM_{2,5}$ , nous avons utilisé les RRs issus d'une mise à jour de l'étude ACS (Pope, 2002). Cette étude couvrait 1,2 millions d'adultes dans 50 états sur une durée de plus de 16 ans. Elle a permis de contrôler un plus grand nombre de facteurs de confusion que la précédente étude et a utilisé les récents développements méthodologiques de la modélisation statistique. Les résultats de cette étude confirment les associations observées précédemment et que nous avons utilisées pour les  $PM_{10}$ .

Néanmoins, la validité d'une extrapolation des relations exposition/risques américaines à un contexte européen reste incertaine car les mélanges particuliers atmosphériques et les populations peuvent différer entre les deux continents.

Par ailleurs, les différences entre les méthodes utilisées aux Etats-Unis et en Europe pour mesurer l'exposition, (par exemple méthodes gravimétriques versus méthodes automatiques pour  $PM_{2,5}$ ) peuvent avoir également une importance dans la validité de l'extrapolation. Pour diminuer ces différences, nous avons corrigé les valeurs de  $PM_{10}$  observées afin de compenser les pertes de composés volatils. Néanmoins, l'application même de cette correction peut constituer une nouvelle source d'incertitude dans nos EIS.

D'une façon générale, il faut également être prudent dans l'interprétation de résultats d'EIS concernant des villes où les niveaux de particules sont supérieurs à ceux observés dans l'étude initiale et utilisés pour l'élaboration de la fonction E-R. Cette limite est vraie également pour les EIS à court terme. Néanmoins, la linéarité générale des fonctions E-R dans les intervalles de pollution atmosphérique étudiés est plutôt rassurante : l'extrapolation de ces fonctions à des niveaux de pollution plus élevés ou plus faibles que ceux étudiés initialement n'induirait pas d'importantes erreurs.

Finalement, l'extrapolation des fonctions E-R apparaît raisonnable au plan scientifique pour les indicateurs sanitaires que nous avons utilisés, étant donné qu'ils sont limités soit à la mortalité toutes causes soit à la mortalité pour de grandes catégories de pathologies.

## **Outils statistiques**

### *Nombre de cas attribuables à court terme et à long terme*

Nos méthodes standardisées de calcul de l'EIS ont été définies à partir des recommandations de l'OMS (WHO 2001) d'une part et des développements spécifiques pour Apehis d'autre part (Medina et al. 2001).

Les calculs des nombres de cas attribuables à court terme et à long terme ont été réalisés en utilisant un tableur Excel développé par le programme de surveillance air & santé dans 9 villes françaises, Psas-9 (Le Tertre et al. 2002).

Pour l'élaboration des fonctions E-R relatives aux admissions pour pathologies respiratoires tous âges, nous avons utilisé la méthodologie APHEA 2 (Katsouyanni et al 2001) en tenant compte des problèmes relatifs aux modèles additifs généralisés (GAM), soulevés par le programme NMMAPS (Dominici 2002). Nous avons également exploré la sensibilité des estimations aux différentes techniques de lissage, paramétriques et non paramétriques, et en faisant varier les paramètres de lissage.

### *Gain d'espérance de vie et années potentielles de vie perdues*

Pour la première fois dans Apehis, nous avons calculé le gain d'espérance de vie et les années potentielles de vie perdues (APVP). Pour cela, nous avons utilisé le logiciel AirQ 2.2. (WHO-ECEH) basé sur les méthodes résumées par Miller BG (WHO, 2001).

Comme expliqué dans la section « Méthodes », les calculs de l'espérance de vie sont basés sur les considérations suivantes : la courbe de survie d'une cohorte à la naissance prédit l'évolution temporelle des décès dans la cohorte. L'espérance de vie à la naissance peut être calculée en faisant la somme du nombre d'années de vie sur la période globale et en divisant par la taille de la population initiale. Les estimations de l'espérance de vie à un âge donné peuvent également être calculées en faisant la somme du nombre d'années de vie à partir de cet âge, et en divisant par le nombre de personnes atteignant cet âge (Miller BG dans WHO, 2001).

L'espérance de vie avec une mortalité de zéro pour une cause particulière de décès peut être utilisée pour indiquer l'importance relative de la maladie correspondant à cette cause de décès. Une table de survie est calculée sous l'hypothèse de l'élimination totale de la cause de décès, et l'espérance de vie hypothétique qui en résulte est comparée à l'espérance de vie réelle (Romeder et McWhinnie, 1977). Plus la différence est élevée, plus l'importance relative de la cause de décès et donc de la maladie est significative. Dans les EIS de la pollution atmosphérique, une approche similaire peut être employée. L'espérance de vie réelle peut être comparée à l'espérance de vie hypothétique obtenue pour le niveau de pollution de référence. Pour cela, les risques doivent être prédits pour le niveau de pollution de référence. Dans Apehis, nous avons fait l'hypothèse d'une même réduction proportionnelle des risques pour tous les groupes d'âge, et calculé les risques du niveau de pollution de référence en divisant le risque réel par le risque relatif correspondant.

De manière générale, notre EIS visait à quantifier l'effet moyen sur la population totale car, tel qu'indiqué par Künzli, (2000), une détérioration relativement mineure de la moyenne du résultat pour la population totale peut traduire une variation importante de ce résultat dans le sous-groupe d'individus sérieusement affectés de cette population. Ainsi, notre EIS ne concernait pas des sous-groupes sensibilisés par leur historique médical ou leur âge mais la

population totale. Toutefois, à titre d'exemple pour le gain potentiel d'espérance de vie lié à la réduction des  $PM_{2,5}$ , les calculs ont été réalisés pour un adulte de 30 ans.

Les calculs relatifs aux années potentielles de vie perdues ont également été réalisés avec le logiciel AirQ. Toutefois, les calculs APVP exprimant le même type d'information que le gain d'espérance de vie, il a été décidé de ne pas les présenter dans ce rapport principal. En revanche, ils apparaissent dans le rapport de chaque ville pour la mortalité totale et la mortalité pour cause spécifique.

# Conclusions et recommandations

## Quels sont les impacts les plus importants ?

### Long terme versus court terme

Pour l'interprétation des résultats concernant la mortalité annuelle, il convient de rappeler que la majorité des effets de la pollution atmosphérique est associée à une exposition chronique et survient à long terme.

La plupart des effets à court terme sur la mortalité est incluse dans les effets à long terme et représente environ 15 % de ces derniers, lorsqu'on considère les nombres de cas attribuables. Néanmoins, certains impacts sanitaires à court terme ne sont pas inclus dans les impacts à long terme (Medina et al sous presse, Künzli et al 2001). Nous avons observé que l'impact cumulé à court terme d'une période d'exposition allant jusqu'à 40 jours était plus de deux fois supérieur à l'impact constaté pour seulement 2 jours d'exposition (Zanobetti et al. 2002), démontrant ainsi que la pollution atmosphérique ne déplace pas seulement la mortalité de quelques jours.

En conséquence, la non prise en compte des fonctions E-R issues des séries temporelles conduirait à une sous-estimation de l'impact à court terme sur la mortalité.

### Nombre de décès attribuables versus gain d'espérance de vie

Les cas attribuables sont souvent interprétés comme la fraction évitable, c'est à dire les décès qui auraient été évités si l'exposition avait été supprimée. Toutefois, il convient d'être prudent dans une telle interprétation. En premier lieu, le gain lié à l'élimination d'une exposition particulière peut rarement être estimé. Le gain réel peut être obtenu beaucoup plus tard que prévu, ou être moins important que prévu. Dans notre cas, la réduction complète des niveaux de pollution atmosphérique prendra probablement des années. En second lieu, l'estimation du risque attribuable à la pollution atmosphérique ne prend pas en compte les risques de décès liés à d'autres causes et qui rentrent en compétition avec celui-ci. L'élimination d'un facteur de risque, par exemple la pollution atmosphérique, augmentera l'importance et la contribution relatives d'autres risques et causes de morbidité et de mortalité. Dans le cas de maladies multi-factorielles, on sait que la somme des cas attribuables à chacun des facteurs de risque n'est pas égale à 100 % de la mortalité, mais peut être supérieure.

Néanmoins, des études récentes d'évaluation d'interventions (Heinrich et al. 2002, Hedley et al. 2002, Clancy et al. 2002, Friedman et al. 2001) objectivent la réduction de la mortalité et de la morbidité suite à des réductions de la pollution atmosphérique.

En l'état actuel des connaissances, l'expression des résultats de mortalité en nombre annuel de décès « prématurés » facilite leur compréhension et facilite la communication concernant les impacts sur la santé/mortalité. Elle donne une représentation des effets à un moment donné. L'expression des résultats en terme d'espérance de vie apporte une représentation plus dynamique.

## L'étendue du problème

Quelle est la contribution de la pollution particulaire à la mortalité totale dans les villes Apheis ? Une méthode permettant d'évaluer l'étendue du problème consiste à calculer le pourcentage de décès « prématurés » attribuables à la réduction des particules à  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , dans le nombre total de décès observés dans chaque ville.

Notre EIS des  $\text{PM}_{10}$  concernait les effets à court terme, les effets cumulés à court terme (teneurs en  $\text{PM}_{10}$  brutes) et les effets à long terme (teneurs en  $\text{PM}_{10}$  corrigées). Toutes choses égales par ailleurs, lorsqu'on considère uniquement l'impact à très court terme, la proportion de décès toutes causes confondues attribuable à une réduction à  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  des teneurs en  $\text{PM}_{10}$  brutes serait de 0,9 % de la mortalité totale dans les villes mesurant les  $\text{PM}_{10}$ . Cette proportion serait plus importante pour une exposition cumulée jusqu'à 40 jours (1,8 %). Dans le cas d'une exposition chronique, elle serait de 7,2 %.

Dans le cas des fumées noires, seul l'impact à très court terme (teneurs brutes) a été considéré. Toutes choses égales par ailleurs, la proportion de la mortalité toutes causes confondues, attribuable à une réduction à  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  des fumées noires serait de 0,7 % de la mortalité totale.

En dernier lieu, concernant l'impact à long terme des  $\text{PM}_{2,5}$  (converties à partir des  $\text{PM}_{10}$  corrigées), toutes choses égales par ailleurs, la proportion de la mortalité toutes causes confondues attribuable à une réduction à  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  des  $\text{PM}_{2,5}$ , serait de 4 % de la mortalité totale.

Comme nous pouvons le constater, la contribution de ces différents types d'effets – à court terme, cumulé et à long terme – à la mortalité totale n'est pas négligeable. Dans un objectif de santé publique, il faut non seulement identifier les risques de la pollution atmosphérique mais également quantifier l'étendue de ses effets.

## Recommandations pour la prise de décision

### PM versus fumées noires

Il existe de nombreux éléments de preuve, de nature toxicologique et épidémiologique, des effets des particules sur la mortalité et la morbidité. En outre, il a été mis en évidence que les particules primaires issues d'une combustion présentaient la toxicité la plus élevée (WHO 2004). Les  $\text{PM}_{10}$ , les fumées noires et les  $\text{PM}_{2,5}$  sont des indicateurs importants des particules, et les résultats de leurs EIS respectives montrent que les impacts estimés sont significatifs. Toutefois, ces trois indicateurs de polluants étant fortement corrélés, les nombres de cas attribuables à chaque indicateur ne doivent pas être additionnés.

Les concentrations en  $\text{PM}_{10}$  sont déjà réglementées par la Commission européenne, et l'Exposé de principe sur les matières particulaires, préparé pour le programme CAFE, est en faveur de l'utilisation des  $\text{PM}_{2,5}$  comme paramètre de mesure principal pour évaluer l'exposition aux particules. Malheureusement, la réglementation des fumées noires a été interrompue et aucune directive européenne concernant cet indicateur n'est prévue pour 2005 ni pour 2010. Pourtant, cet indicateur de pollution atmosphérique, mesuré depuis de nombreuses années dans la plupart des villes européennes, mesure de petites particules noires (inférieures à  $4 \mu\text{m}$  en diamètre) dont les effets sanitaires sont mesurables. De plus, il peut être considéré comme un bon représentant de la pollution atmosphérique liée au trafic,

et plus particulièrement aux gaz d'échappement des moteurs diesel dans les zones urbaines (WHO 2003).

Compte tenu des connaissances disponibles à l'heure actuelle, les décideurs devraient, dans l'élaboration des normes, considérer le mélange de la pollution atmosphérique comme un ensemble et ne pas favoriser certains indicateurs de pollution par rapport à d'autres.

### **PM<sub>10</sub> : Respecter les valeurs limites européennes pour 2005 et 2010**

Nous sommes pratiquement en 2005, et la valeur limite annuelle européenne de 40 µg/m<sup>3</sup> pour les PM<sub>10</sub> est toujours dépassée dans quelques villes Apehis en Europe du Sud et de l'Est, même si 18 des 23 villes ayant mesuré les PM<sub>10</sub> respectent cette valeur limite annuelle. Toutefois, à l'exception des deux villes suédoises, la valeur limite annuelle pour 2010 égale à 20 µg/m<sup>3</sup> pour les PM<sub>10</sub> est dépassée dans toutes les villes Apehis, bien que Londres et 8 des 9 villes françaises présentent des concentrations proches de 20 µg/m<sup>3</sup>. Des efforts pour diminuer les teneurs en PM<sub>10</sub> à court et à moyen terme sont nécessaires pour contribuer à une réduction supplémentaire de la pollution atmosphérique. Une initiative coordonnée par les législateurs européens et nationaux, ainsi que par les décideurs locaux, pourrait aider à atteindre cet objectif.

### **PM<sub>2,5</sub> : 20 ou 15 µg/m<sup>3</sup> pour les valeurs limites européennes ?**

Notre EIS fournit de nouveaux éléments de preuve pour les discussions en cours qui fixeront les valeurs limites des PM<sub>2,5</sub> dans le cadre du processus législatif CAFE pour la Commission européenne (<http://europa.eu.int/comm/environment/air/cafè/index.htm>). Dans Apehis-3, concernant la mortalité totale et la mortalité pour cause spécifique, le gain lié à la réduction à 15 µg/m<sup>3</sup> des PM<sub>2,5</sub> est plus de 30 % supérieur au gain lié à une réduction à 20 µg/m<sup>3</sup>. Ainsi, sur des critères de santé publique, notre EIS recommande la valeur limite de 15 µg/m<sup>3</sup> pour les PM<sub>2,5</sub>. De plus, un gain sanitaire significatif étant attendu pour des réductions en deçà de cette valeur, ces réductions supplémentaires sont conseillées.

## Recommandations pour une meilleure communication

Le programme Apehis cherche à répondre aux besoins d'information des personnes et des organisations concernées par l'impact de la pollution atmosphérique sur la santé en Europe, et plus important encore, aux besoins des acteurs qui influencent et élaborent les politiques dans ce domaine aux niveaux européen, nationaux, régionaux et locaux.

L'incertitude sur la capacité des rapports scientifiques d'Apehis à répondre de manière appropriée aux besoins de ce public cible nous a amenés à développer une stratégie de communication basée sur une meilleure connaissance de ces besoins et une enquête directe auprès de ce public a été réalisée à cet effet.

Notre recherche en particulier a démontré que :

- Les conseillers politiques et décideurs seront généralement peu enclins à utiliser en l'état les rapports scientifiques que nous produisons, à l'inverse des scientifiques ;
- Les conseillers politiques et décideurs comprennent des utilisateurs scientifiques et politiques, et chacun de ces groupes présente différents problèmes à résoudre, différentes manières de traiter l'information, différents niveaux de connaissance scientifique et différentes cultures, ce qui signifie que chaque groupe a des besoins différents d'information
- La chaîne de diffusion de l'information est longue et complexe. Elle comprend de nombreux acteurs allant des scientifiques, à qui nous distribuons nos rapports directement et qui les utilisent, aux décideurs, qui ont en définitive le pouvoir le plus important sur la santé publique, mais qui reçoivent nos rapports indirectement et les utilisent rarement (voire pas du tout).

Sur la base de ces observations, nous avons conclu qu'Apehis doit agir en amont pour :

- Utiliser les connaissances ci-dessus pour mieux formuler et communiquer l'information et les messages.
- Développer une gamme d'outils de communication plus diversifiés que nos rapports scientifiques : rapports de synthèse, brochures, présentations audio-visuelles et dossiers Questions / Réponses. Le contenu et la forme de ces outils doivent être adaptés aux différents besoins d'information des utilisateurs scientifiques et politiques.
- S'assurer que les conseillers politiques et les décideurs disposent réellement de l'information dont ils ont besoin.

Par ces différentes étapes, Apehis devrait améliorer de façon significative sa communication avec les publics chargés d'élaborer les politiques en matière de pollution atmosphérique en Europe et ainsi mieux contribuer à la santé publique.

L'application de ces mesures optimisera considérablement les moyens de communication d'Apehis avec ses publics clés, et aidera ainsi Apehis à apporter une meilleure contribution à l'amélioration de la santé publique.

## Conclusion

Apheis-3 a établi un protocole permettant la comparaison des méthodes et des résultats entre les villes, et a exploré diverses questions méthodologiques relatives aux EIS.

Pour fournir une représentation globale robuste de l'impact de la pollution atmosphérique urbaine sur la santé publique en Europe, le projet Apheis-3, comme précédemment le projet Apheis-2, a utilisé un nombre limité d'indicateurs de pollution atmosphérique et d'indicateurs sanitaires pour les EIS.

Apheis-3 a consolidé les résultats d'Apheis-2 montrant que la pollution atmosphérique continue à représenter un problème de santé publique dans les milieux urbains en Europe. Ces résultats constituent un élément supplémentaire en faveur de la déclaration de l'OMS selon laquelle « il est raisonnable de supposer qu'une réduction de la pollution atmosphérique entraînera des avantages sanitaires considérables ». En outre, au moins en ce qui concerne la pollution particulaire, nos résultats appuient les recommandations déjà insistantes de l'OMS en faveur d'une « action politique plus forte pour réduire les concentrations en polluants atmosphériques tels que les particules, le dioxyde d'azote et l'ozone » (WHO 2004).

## **Futures étapes**

La stratégie de communication d'Apheis sera mise en oeuvre lorsque des financements seront alloués au développement des différents outils de communication recommandés pour chacun de nos publics cibles.

Tout en poursuivant le développement des EIS de la pollution atmosphérique extérieure, Apheis rejoindra le projet ENHIS (Environment and Health Information System) de WHO-European Centre for Environmental Health (ECEH), co-sponsorisé par la Commission européenne et les partenaires d'EHNIS.

Dans ce nouveau projet, Apheis coordonnera les travaux d'évaluation de l'impact sanitaire ; testera et adaptera la méthodologie qu'il a développée dans de nouvelles villes et pour de nouveaux facteurs de risques environnementaux ; et établira les liens avec d'autres types d'évaluation d'impact. L'objectif final de cette nouvelle phase du travail d'Apheis est d'apporter une représentation globale du poids de l'environnement dans la morbidité en Europe.

## **Remerciements particuliers**

Enfin et surtout, l'énorme quantité de travail qui a permis ce rapport est le fruit des efforts généreux et constructifs fournis par l'ensemble des membres du réseau Apheis. Nous souhaitons leur adresser nos remerciements et notre reconnaissance.

## Références

Anderson R., Atkinson A., Peacock JL, Marston L and Konstantinou K. Meta-analysis of time-series and panel studies on Particulate Matter and Ozone (O<sub>3</sub>). WHO Task Group. WHO Regional Office for Europe, Copenhagen 2004 (EUR/04/5042688)  
<http://www.euro.who.int/document/E82792.pdf>

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

Clancy L, Goodman P, Sinclair H, Dockery DW. Effect of air-pollution control on death rates in Dublin, Ireland : an intervention study. *The Lancet.* 2002;360:1210-14.

Committee on the Medical Effects of Air Pollutants. Statement on Long-term Effects of Particles on Mortality. 2001.

Daniels MJ, Dominici F, Samet JM, Zeger SL. Estimating particulate matter-mortality dose-response curves and threshold levels: an analysis of daily time-series for the 20 largest US cities. *Am J Epidemiol* 2000 Sep 1;152(5):397-406.

Department of Health. Committee on the Medical Effects of Air Pollutants. Quantification of the Effects of Air Pollution on Health in the United Kingdom. London: HMSO, 1998.

Dominici F, McDermott A, Zeger SL et al. On the use of generalized additive models in time-series studies of air pollution and health. *Am J Epidemiol.* 2002;156:193-203.

European Commission (1999) DGXII (JOULE Programme) Externalities of Energy, ExternE Project, Report Number 7, Methodology: Update 1998. Holland, M.R. and Forster, D. (eds.).

Environmental External Costs of Transport (2001). Editors Rainer Friedrich and Peter Bickel. Authors: Schmid, S., Bickel, P., Friedrich, R., Krewitt., Watkiss, P., Holland, M., et al. Published by Springer, 2001. ISBN 3-540-42223-4. Springer Verlag Berlin Heidelberg 2001.

Friedman MS, Powell KE, Hutwagner L, Graham LM, Teague WG. Impact of changes in transportation and commuting behaviors during the 1996 summer olympic games in Atlanta on air quality and childhood Asthma. *Journal of the American Medical Association:* 2001;285:897-905.

A.J. Hedley, C.M. Wong, T.Q. Thach, S. Ma, T.H. Lam, H.R. Andersson. Cardiorespiratory and all-cause mortality after restrictions on sulphur content of fuel in Hong-Kong: an intervention study. *The Lancet* 2002 ;360 :1646-1652.

Heinrich J, Hoelscher B, Frye C, Meyer I, Pitz M, Cyrus J, Wjst M, Neas L, Wichmann HE. Improved Air Quality in Reunified Germany and Decreases in Respiratory Symptoms *Revue : Epidemiology* 2002 ;13 :394-401.

Katsouyanni K, Touloumi G, Samoli E, Gryparis A, Le Tertre A, Monopolis Y. et al. Confounding and effect modification in the short-term effects of ambient particles on total mortality: results from 29 European cities within the APHEA2 project *Epidemiology* 2001;12, 521-31.

Katsouyanni K, Touloumi G, Samoli E et al. Different convergence parameters applied to the S-PLUS GAM function. *Epidemiology* 2002;13:742-3.

Künzli N, Ackermann-Liebrich U, Brändli O, Tschopp JM, Schindler C, Leuenberger P on behalf of the SAPALDIA - Team. Clinically 'Small Effects' of Air Pollution on FVC have Large Public Health Impact. *Eur Respir J* 2000;15 (1):131-6.

Künzli N, Medina S, Kaiser R, Quénel P, Horak F Jr., Studnicka M. Assessment of air pollution attributable deaths: should we use time-series or cohort study based risk estimates? *Am J Epidemiol* 2001;153 :1050-5.

Le Tertre A, Quenel P, Eilstein D, Medina S, Prouvost H, Pascal L, Boumghar A, Saviuc P, Zeghnoun A, Filleul L, Declercq C, Cassadou S, Le Goaster C. Short-term effects of air pollution on mortality in nine French cities: a quantitative summary. *Arch Environ Health*. 2002 Jul-Aug;57(4):311-9.

Schwartz J. Assessing confounding, effect modification, and thresholds in the association between ambient particles and daily deaths. *Environ. Health Perspect*. 2000;108(6):563-8.

Le Tertre A, Medina S, Samoli E, Forsberg B, Michelozzi P, Boumghar A, Vonk JM, Bellini A, Atkinson R, Ayres JG, Sunyer J, Schwartz J, Katsouyanni K. Short-term effects of particulate air pollution on cardiovascular diseases in eight European cities. *J Epidemiol Community Health*. 2002 Oct;56(10):773-9.

Mackenbach JP, Cavelaars AE, Kunst AE, Groenhouf F. Socioeconomic inequalities in cardiovascular disease mortality; an international study. *Eur Heart J*. 2000 Jul;21(14):1141-51.

Medina S., Plasència A., Artazcoz L. Quénel P., Katsouyanni K., Mücke HG., De Saeger E., Krzyzanowsky M., Schwartz J. and the contributing members of the Apehis group. Apehis Monitoring the Effects of Air Pollution on Public Health in Europe. Scientific report, 1999-2000. Institut de Veille Sanitaire, Saint-Maurice, March 2001;136 pages.

Medina S, Plasencia A, Ballester F, Mücke HG, Schwartz J. on behalf of the Apehis group. Apehis: Public Health Impact of PM<sub>10</sub> in 19 European Cities. *J Epidemiol Community Health*. 2004;58:831-836.

Miller BG. Life-table methods for predicting and quantifying long term impacts on mortality. IN: Quantification of health effects of exposure to air pollution. WHO, Regional Office for Europe, Copenhagen 2001, (EUR/01/5026342).

Pope A, Burnett R. Thun M, Calle E., Krewski D., Ito K., Thurston G. Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution. *JAMA*. 2002;287:1132-1141.

Post E, Hoaglin D, Deck L, Larntz K. An empirical Bayes approach to estimating the relation of mortality to exposure to particulate matter. *Risk Anal.*, 2001; 21, 837-42.

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

Romeder M, McWhinnie JR. Potential Years of life lost between ages 1 and 70: An indicator of premature Mortality for health Planning. *International journal of Epidemiology*1977(6)2:143-151.

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

WHO. Quantification of health effects of exposure to air pollution. WHO, Regional Office for Europe, Copenhagen 2001 (EUR/01/5026342). WHO. Health Aspects of Air Pollution with Particulate Matter, Ozone and Nitrogen Dioxide, WHO Regional Office for Europe, Copenhagen 2003 (EUR/03/5042688).

WHO. Health Aspects of Air Pollution - answers to follow-up questions from CAFE Report on a WHO working group meeting. Bonn, Germany, 15-16 January 2004. WHO Regional Office for Europe, Copenhagen 2004 (EUR/04/5046026).

Zanobetti A, Schwartz J, Samoli E. The temporal pattern of mortality responses to air pollution: a multicity assessment of mortality displacement. *Epidemiology*. 2002 Jan;13(1):87-93.

Zanobetti A, Schwartz J, Samoli E et al. The temporal pattern of respiratory and heart disease mortality in response to air pollution. *Environ Health Perspect*. 2003 Jul;111(9):1188-93.