

Évaluation de l'impact sanitaire **de la pollution atmosphérique urbaine**

Agglomération de Bordeaux
Impact à court et long terme

1	Introduction	p. 4
2	Méthodes	p. 5
2.1	Choix de la zone d'étude	p. 5
2.2	Évaluation de l'impact sanitaire	p. 5
2.2.1	Identification des dangers	p. 5
2.2.2	Estimation de l'exposition	p. 6
2.2.3	Choix des relations exposition-risque	p. 6
2.2.4	Caractérisation du risque	p. 7
2.3	Analyse de sensibilité pour les résultats de l'EIS à long terme	p. 10
3	Résultats	p. 12
3.1	La zone d'étude	p. 12
3.1.1	Description de la zone choisie	p. 12
3.1.2	Population	p. 13
3.1.3	Établissements de soins	p. 13
3.1.4	Sources de pollution	p. 13
3.2	Description des indicateurs d'exposition	p. 14
3.3	Description des indicateurs sanitaires	p. 16
3.3.1	Mortalité	p. 16
3.3.2	Admissions hospitalières	p. 16
3.4	Caractérisation du risque	p. 17
3.4.1	Impact de la pollution à court terme	p. 17
3.4.2	Impact de la pollution à long terme	p. 22
3.5	Analyse de sensibilité pour les résultats de l'EIS à long terme	p. 23
4	Discussion	p. 25
4.1	Intérêts des EIS	p. 25
4.2	Hypothèses, limites et incertitudes	p. 25
4.3	Interprétation des résultats	p. 26
4.4	Robustesse des résultats obtenus pour l'impact à long terme	p. 27
5	Conclusion	p. 29
6	Références bibliographiques	p. 30

Évaluation de l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique urbaine Agglomération de Bordeaux Impact à court et long terme

Réalisation de l'étude

Cellule interrégionale d'épidémiologie Aquitaine :
Sophie Larrieu, Laurent Filleul

Ont contribué à cette étude

Airag (Association agréée de surveillance de la qualité de l'air en Aquitaine) :
Florence Péron, Laurent Chaix

Direction départementale des affaires sanitaires et sociales des Pyrénées-Atlantiques :
Michel Noussitou

Direction régionale des affaires sanitaires et sociales Aquitaine :
Claire Morisson

Agence régionale d'hospitalisation :
Christophe Maury

Synthèse des résultats obtenus dans l'EIS de la pollution atmosphérique sur l'agglomération de Bordeaux

	Nombre total d'événements dans l'année	Polluant retenu pour l'EIS*	RR appliqué	Nombre d'événements attribuables à la pollution	Impact d'une réduction de la pollution	
					Respect des objectifs de qualité**	Diminution constante de 25 %
IMPACT À COURT TERME						
Mortalité						
Respiratoire	350	O ₃ été	1,012 ^a [1,006-1,019]	6,8 [3,4-11,0]	0,3 [0,1-0,4]	3,3 [1,6-5,2]
Cardio-vasculaire	1 502	O ₃ été	1,011 ^a [1,004-1,018]	28,2 [10,1-46,8]	1,2 [0,4-1,9]	13,6 [4,9-22,3]
Toutes causes	4 449	O ₃ été	1,007 ^a [1,003-1,010]	56,2 [23,9-80,8]	2,2 [1,0-3,2]	27,5 [11,8-39,3]
Morbidité						
Respiratoire						
15-65 ans	1 497	O ₃ été	1,004 ^b [0,998-1,010]	10,9 [-5,4-27,5]	0,4 [-0,2-1,0]	5,4 [-2,7-13,5]
≥ 65 ans	1 409	O ₃ été	1,008 ^b [1,004-1,014]	18,4 [9,1-32,6]	0,7 [0,4-1,3]	9,0 [4,5-15,7]
Cardio-vasculaire	8 600	NO ₂ hiver	1,010 ^a [1,006-1,014]	81,3 [48,7-114,1]	2,8 [1,7-3,9]	31,3 [18,8-43,8]
Cardiaque						
Tous âges	5 117	PM ₁₀	1,005 ^c [1,002-1,008]	27,4 [11,0-44,0]	3,2 [1,3-5,1]	13,1 [5,2-20,9]
≥ 65 ans	3 488	PM ₁₀	1,007 ^c [1,004-1,010]	26,2 [14,9-37,4]	3,0 [1,7-4,3]	12,4 [7,1-17,7]
IMPACT A LONG TERME						
Mortalité toutes causes	4 449	PM ₁₀	1,043 ^d [1,026-1,061]	194,2 [117,4- 275,6]	10,9 [6,6-15,3]	91,5 [55,5-129,2]

^a Source : Psas-9 ; ^b Source : APHEA 1 ; ^c Source : APHEA 2 ; ^d Source : APHEA 2.

* Polluant ayant le plus d'effet ou pour lequel les RR sont disponibles.

** Impact à court terme : objectifs de qualité pour la santé fixés par le décret du 15 février 2002 - impact à long terme : valeur limite européenne pour la protection pour la santé prévue en 2010.

Abréviations

Ademe	Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie
Aasqa	Association agréée de surveillance de la qualité de l'air
Airac	Association agréée de surveillance de la qualité de l'air en Aquitaine
APHEA	Air Pollution and Health: a European Approach
APHEIS	Air Pollution and Health: a European Information System
Cire	Cellule interrégionale d'épidémiologie
EIS	Évaluation de l'impact sanitaire
IC	Intervalle de confiance
Insee	Institut national de la statistique et des études économiques
Inserm	Institut national de la santé et de la recherche médicale
InVS	Institut de veille sanitaire
NA	Nombre d'événements attribuables
NO₂	Dioxyde d'azote
O₃	Ozone
OMS	Organisation mondiale de la santé
PM_{2,5}	Particules en suspension de diamètre inférieur à 2,5 µm
PM₁₀	Particules en suspension de diamètre inférieur à 10 µm
PMSI	Programme de médicalisation des systèmes d'information
PRQA	Plan régional pour la qualité de l'air
Psas-9	Programme national de surveillance air et santé dans 9 villes françaises
RR	Risque relatif
SO₂	Dioxyde de soufre

Glossaire

Dioxyde d'azote (NO₂) : le dioxyde d'azote est principalement émis par les véhicules (près de 60 %) et les installations de combustion. C'est un gaz irritant qui pénètre dans les plus fines ramifications des voies respiratoires. Il peut entraîner une altération de la fonction respiratoire, une hyperréactivité bronchique chez l'asthmatique et un accroissement de la sensibilité des bronches aux infections chez l'enfant.

Évaluation de l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique : démarche qui consiste à quantifier par calcul l'impact sanitaire associé à une évolution des niveaux de pollution atmosphérique.

Exposition : ici, contact entre la pollution atmosphérique urbaine et la population d'étude.

Gain sanitaire : ici, nombre d'événements sanitaires indésirables potentiellement évitables par une réduction de l'exposition à la pollution atmosphérique.

Impact sanitaire : ici, nombre d'événements sanitaires indésirables attribuables à une exposition ou à un accroissement de l'exposition à la pollution atmosphérique urbaine.

Impact sanitaire à court terme : impact sanitaire qui se manifeste le jour même ou le lendemain de l'exposition.

Impact sanitaire à long terme : impact sanitaire qui se manifeste plusieurs années après la survenue de l'exposition et donc attribuable à une exposition chronique.

Indicateur d'exposition : ici, variable dont la grandeur est fonction de l'intensité de l'exposition à la pollution atmosphérique.

Indicateur sanitaire : variable correspondant à un nombre d'événements sanitaires indésirables survenus dans la population. Par exemple, l'indicateur sanitaire "mortalité totale" fournit le nombre de décès toutes causes dans la population d'étude.

Intervalle de confiance : intervalle autour de l'estimation ponctuelle d'un paramètre construit au moyen de méthodes statistiques afin de contenir la "vraie" valeur du paramètre avec une probabilité de 0,95.

Morbidité : nombre de personnes souffrant d'une maladie au sein d'une population pendant une période déterminée. Dans cette étude, les indicateurs de morbidité sont les nombres d'admissions hospitalières pour causes respiratoire, cardio-vasculaire et cardiaque.

Mortalité : nombre de décès au sein d'une population pendant une période déterminée. Dans cette étude, nous nous sommes intéressés à la mortalité toutes causes (hors morts violentes et accidentelles), cardio-vasculaire et respiratoire.

Ozone (O₃) : polluant secondaire résultant de la transformation photochimique de certains polluants primaires dans l'atmosphère sous l'effet des rayonnements ultra-violet qui peut provoquer une altération des voies respiratoires les plus fines et des irritations oculaires.

Particules PM₁₀ et PM_{2,5} : polluants particulaires de taille très variable (diamètre inférieur à 10 µm pour les PM₁₀ et inférieur à 2,5 µm pour les PM_{2,5}) dont les plus fines peuvent, surtout chez l'enfant, irriter les voies respiratoires inférieures et altérer la fonction respiratoire dans son ensemble. Certaines particules ont des propriétés mutagènes et cancérigènes.

Relation exposition-risque : fonction qui relie un indicateur sanitaire à un indicateur d'exposition.

Risque relatif : rapport du risque encouru par une population exposée à un niveau donné de pollution par rapport au risque de cette même population si elle était exposée différemment.

De nombreuses études épidémiologiques ont montré un lien entre pollution atmosphérique et santé. À court terme, une augmentation des polluants peut entraîner une augmentation du risque de mortalité toutes causes, respiratoire et cardio-vasculaire et une augmentation des admissions hospitalières pour motif cardio-vasculaire et respiratoire [1-4]. À long terme, la pollution atmosphérique peut également avoir un effet sur la mortalité anticipée et entraîner une diminution de l'espérance de vie [5-9], notamment chez les personnes âgées [10].

En France, la gestion de la qualité de l'air est régie par la loi sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie du 30 décembre 1996 [11] qui reconnaît l'existence d'un impact sanitaire de la pollution atmosphérique et le droit à chacun de respirer un air qui ne nuise pas à sa santé. Cette loi rend obligatoire la surveillance de la qualité de l'air, la définition d'objectifs de qualité et l'information au public. Au niveau régional, elle prévoit la mise en place de Plans régionaux pour la qualité de l'air (PRQA) qui fixent des orientations visant à prévenir, réduire ou atténuer les effets de la pollution atmosphérique.

L'élaboration des PRQA nécessite de disposer de données locales sur les effets de la pollution sur la santé de la population. La quantification en terme de nombre d'événements sanitaires attribuables à la pollution peut permettre une meilleure prise de conscience des effets sanitaires de la pollution et servir de base pour justifier la mise en place d'une politique de réduction de la pollution atmosphérique. Cette quantification peut être obtenue grâce à une démarche d'évaluation de l'impact sanitaire (EIS) dont le principe est d'appliquer des données issues d'études épidémiologiques à une situation locale. Ainsi, cette démarche d'EIS de la pollution atmosphérique a été initiée dans le cadre du PRQA en Aquitaine par la Direction

régionale des affaires sanitaires et sociales (Drass), les Directions départementales des affaires sanitaires et sociales (Ddass) et la Cellule interrégionale d'épidémiologie (Cire), afin de quantifier l'impact sanitaire de la pollution dans les principales agglomérations de la région disposant d'un réseau de surveillance de la qualité de l'air : Agen, Bayonne, Bordeaux, Pau et Périgueux.

Ce rapport décrit l'EIS réalisée sur l'agglomération bordelaise selon la démarche méthodologique d'EIS décrite par l'Institut de veille sanitaire (InVS) [12,13], qui permet d'estimer l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique en terme de morbidité (par le biais des admissions hospitalières) et de mortalité anticipée.

L'objectif général de cette étude est d'évaluer l'impact sanitaire à court et à long terme de la pollution atmosphérique dans l'agglomération de Bordeaux.

Plus spécifiquement, les objectifs sont les suivants :

- estimer l'impact sanitaire à court terme de la pollution atmosphérique sur la mortalité toutes causes, respiratoire et cardio-vasculaire et sur les admissions hospitalières pour motifs respiratoire, cardio-vasculaire et cardiaque ;
- estimer l'impact sanitaire à long terme de la pollution atmosphérique sur la mortalité toutes causes ;
- comparer l'efficacité, en terme de gain sanitaire pour la population, de différents scénarios de réduction de la pollution à court et long terme.

Cette évaluation permettra donc d'illustrer l'importance des effets de la pollution atmosphérique au niveau local. A terme, elle pourra servir d'outil de travail pour orienter les décisions visant à améliorer la qualité de l'air en Aquitaine.

2.1 | Choix de la zone d'étude

L'EIS doit être réalisée dans une zone urbaine où l'exposition de la population à la pollution atmosphérique peut être correctement estimée et considérée comme homogène. La zone d'étude choisie doit pour cela répondre aux critères suivants :

- les communes doivent être continues en terme d'urbanisation afin de respecter au mieux la condition de l'homogénéité de la pollution sur la zone ;
- la population de la zone doit être exposée la majeure partie de son temps à l'indicateur d'exposition calculé et doit donc résider majoritairement dans la zone d'étude ;
- la situation et les débits d'émissions des sources de pollution doivent être assez homogènes sur la zone ;
- les mesures de pollution effectuées sur la zone doivent être disponibles et validées et les capteurs doivent mesurer l'exposition moyenne de la population.

Pour définir une zone qui réponde à ces différents critères, nous avons tout d'abord sélectionné les quatre communes sur lesquelles sont implantées les stations de mesure de la pollution de fond de l'agglomération bordelaise. Puis, nous avons étendu cette zone à des communes similaires en terme d'urbanisation dont la proximité géographique permettait de supposer que les concentrations en polluants étaient équivalentes. Grâce à l'étude des navettes domicile-travail, nous avons pu vérifier que la population résidant dans cette zone y passait également la majorité de son temps et était donc exposée de façon constante à la pollution mesurée. Le choix définitif de la zone d'étude a été fait après approbation d'un ingénieur métrologiste qui a confirmé, en fonction de la topographie de la zone et des vents dominants, l'hypothèse d'homogénéité de l'exposition dans les communes sélectionnées.

2.2 | Évaluation de l'impact sanitaire

Cette étude est basée sur les principes méthodologiques d'EIS de la pollution atmosphérique urbaine proposés par l'InVS et s'appuie sur un guide publié au niveau national [12,13] puis appliqué dans différentes villes. La méthodologie n'est pas celle d'une étude épidémiologique classique mais se rapproche de celle d'une étude d'évaluation de risques. En effet, une EIS ne vise pas à démontrer l'existence d'un effet de la pollution sur la santé mais à en quantifier l'impact au niveau local en appliquant des relations exposition-risque issues de la littérature.

La méthodologie de l'EIS se décompose en quatre étapes : identification des dangers, estimation de l'exposition, choix des relations exposition-risque et caractérisation du risque. L'identification des dangers et le choix des relations exposition-risque sont des étapes communes pour chaque ville et sont ainsi standardisés dans le guide méthodologique réalisé par l'InVS. En revanche, l'estimation de l'exposition et la caractérisation du risque sont spécifiques à chaque ville.

2.2.1 | Identification des dangers

Cette première étape consiste à déterminer les dangers liés à un polluant à partir de données toxicologiques et épidémiologiques. Elle permet donc de disposer de données fiables concernant les dangers sanitaires de la pollution

atmosphérique qui peuvent ensuite être transposées à différentes villes. Elle a été réalisée par l'InVS, qui a recensé et synthétisé les différentes études permettant de quantifier les effets des différents polluants sur la santé.

Les associations connues entre pollution atmosphérique et santé concernent la mortalité toutes causes, cardio-vasculaire et respiratoire et la morbidité respiratoire, cardio-vasculaire et cardiaque (mesurée par le biais des admissions hospitalières pour des pathologies de ce type).

2.2.2 | Estimation de l'exposition

Cette deuxième étape permet de quantifier l'exposition à laquelle est soumise la population d'étude à partir du traitement et de l'analyse des données de pollution collectées en routine par Airaq, le réseau de mesure de la qualité de l'air en Aquitaine. L'objectif étant d'estimer l'exposition moyenne ambiante de l'ensemble de la population, seules les 4 stations de fond situées en zone urbaine ont été retenues pour la construction des indicateurs de pollution ; 3 stations de proximité automobile ont été exclues.

Les polluants auxquels nous nous sommes intéressés dans cette étude sont les particules de diamètre aérodynamique inférieur à 10 microns (PM_{10}), le dioxyde d'azote (NO_2) et l'ozone (O_3) ; ils font partie des polluants visés par le décret relatif à la surveillance de la qualité de l'air et de ses effets sur la santé et l'environnement [14].

Pour ces trois polluants et pour chacune des 4 stations de mesure retenues, les niveaux quotidiens nous ont été fournis par Airaq après validation. Pour qu'un niveau quotidien soit disponible, il était nécessaire de disposer au minimum de 18 mesures horaires sur 24 heures (règle des 75 %) ; dans le cas contraire, la valeur journalière était laissée manquante. Les niveaux de NO_2 et de PM_{10} fournis étaient les moyennes journalières et les niveaux d' O_3 correspondaient à la valeur journalière maximale des moyennes glissantes sur 8 heures.

2.2.3 | Choix des relations exposition-risque

Dans son guide méthodologique, l'InVS recommande l'application de RR issus d'études épidémiologiques réalisées en population générale ayant montré une association entre pollution atmosphérique et santé à court et long terme.

Relations exposition-risque pour l'impact sanitaire à court terme

L'impact sanitaire à court terme correspond aux effets sur la santé de la pollution dans un délai de 0 à 1 jour suivant l'exposition. En Europe, il a été étudié essentiellement dans le cadre des programmes APHEA [1-4] et Psas-9 [15] qui ont fourni des RR applicables aux différentes agglomérations françaises.

Les risques relatifs (RR) de mortalité et de morbidité issus de la littérature européenne ont donc été recensés pour être ensuite appliqués dans différentes agglomérations françaises.

La période d'étude retenue pour mesurer l'exposition pouvait aller de 1 à 5 ans selon la disponibilité des données. Nous avons exclu l'année 2003 en raison de la période de canicule et de la pollution inhabituelle alors observée, en particulier pour l' O_3 ; nous avons donc choisi de retenir les mesures du 01/01/2000 au 31/12/2002 afin de disposer d'une période assez longue pour être représentative, sans trop remonter dans le temps puisque la qualité de l'air évolue sur le long terme. Cette période coïncidait de plus avec les indicateurs sanitaires recueillis.

Pour chaque polluant, un **indicateur journalier d'exposition** a donc été construit sur cette période, correspondant à la moyenne arithmétique des moyennes journalières des 4 stations de mesure. Les trois conditions suivantes ont préalablement été vérifiées :

- les niveaux mesurés par les 4 stations devaient être proches et ainsi refléter les mêmes phénomènes de pollution ;
- ces niveaux devaient être bien corrélés dans le temps (coefficient de corrélation $\geq 0,60$) ;
- une station donnée devait pouvoir être qualifiée, du point de vue de son environnement, comme représentative de l'exposition de la population d'étude.

Les RR de mortalité associés à une exposition au NO_2 et à l' O_3 sont issus du Psas-9 [15] et sont disponibles pour la mortalité toutes causes, cardio-vasculaire et respiratoire. En revanche, pour les PM_{10} , seul le programme APHEA 2 a produit des RR applicables en Europe, uniquement pour la mortalité toutes causes [2].

Concernant les admissions hospitalières, les RR fournis par le Psas-9 comportent encore de nombreuses incertitudes et ceux du programme APHEA semblent donc plus adaptés pour les pathologies respiratoires [1,3] et cardiaques [4]. Pour estimer l'impact sur les admissions pour motif cardio-vasculaire, seul un RR associé à l'exposition au NO_2 a pu être utilisé ; faute de disposer d'une étude multicentrique,

un métrisque a été calculé à partir de deux études temporelles [16,17] réalisées à Paris et à Londres. Même si la relation entre pathologies cardio-vasculaires et NO₂ est moins documentée que celle entre pathologies cardiaques et PM₁₀, il nous a semblé pertinent de la considérer pour ne pas se restreindre aux seules pathologies cardiaques qui concernent beaucoup moins de patients.

Le tableau 1 indique les RR à court terme concernant la mortalité et les admissions hospitalières pour une

augmentation de 10 µg/m³ du niveau de pollution. Ils correspondent au risque encouru par une population pour une augmentation de 10 µg/m³ des niveaux de pollution. Ainsi, pour la mortalité toutes causes non accidentelle par exemple, le RR de 1,006 associé à une augmentation de 10 µg/m³ du niveau de pollution se traduit par une augmentation de 0,6 % du risque de décéder associée à une élévation de la pollution atmosphérique de 10 µg/m³.

Tableau 1 - Risques relatifs de mortalité (respiratoire, cardio-vasculaire et toutes causes) et d'admissions hospitalières (pour motifs respiratoire, cardio-vasculaire et cardiaque) estimés pour une exposition à 0-1 jour et pour une augmentation de 10 µg/m³ des indicateurs de pollution

	PM ₁₀		NO ₂		O ₃	
	RR	IC 95 %	RR	IC 95 %	RR	IC 95 %
Mortalité						
Respiratoire			1,013 ^b	[1,005-1,021]	1,012 ^b	[1,006-1,019]
Cardio-vasculaire			1,012 ^b	[1,005-1,018]	1,011 ^b	[1,004-1,018]
Toutes causes	1,006 ^a	[1,004-1,008]	1,010 ^b	[1,007-1,013]	1,007 ^b	[1,003-1,010]
Admissions hospitalières						
Pathologies respiratoires						
15-64 ans			1,002 ^c	[0,997-1,007]	1,004 ^c	[0,998-1,010]
≥ 65 ans	1,009 ^a	[1,006-1,013]	1,004 ^c	[0,996-1,012]	1,008 ^c	[1,004-1,014]
Pathologies cardio-vasculaires						
Hiver			1,010 ^d	[1,006-1,014]		
Été			1,012 ^d	[1,007-1,017]		
Pathologies cardiaques						
Tous âges	1,005 ^a	[1,002-1,008]				
≥ 65 ans	1,007 ^a	[1,004-1,010]				

^a Source : APHEA 2 [2] ; ^b Source : Psas-9 ; ^c Source : APHEA 1 [1] ; ^d Source : Erpurs et Poloniecki [16,17].

Relations exposition-risque pour l'impact sanitaire à long terme

Pour l'EIS à long terme, les seules relations exposition-risque fiables dont nous disposons concernent les particules. Le guide de l'InVS préconise ainsi l'utilisation

des RR issus de l'étude trinationale [7] qui a mesuré l'impact des PM₁₀ sur la mortalité toutes causes. Pour une augmentation de 10 µg/m³ des PM₁₀, le RR de mortalité anticipée estimé dans cette étude était de 1,043 (IC 95 % = [1,026-1,061]).

2.2.4 | Caractérisation du risque

Cette étape permet de quantifier l'impact sanitaire en calculant un nombre d'événements (décès ou admissions hospitalières) attribuables à un polluant donné sur la période d'étude choisie. Elle consiste à appliquer les RR présentés ci-dessus aux données locales de pollution, de mortalité et de morbidité collectées pour chaque ville

spécifiquement. Elle nécessite tout d'abord le recueil d'indicateurs sanitaires pour connaître la mortalité et la morbidité puis l'application des RR à ces données pour estimer l'impact sanitaire de la pollution dans la zone d'étude.

2.2.4.1 | Recueil des indicateurs sanitaires

Les données de mortalité pour les personnes domiciliées dans la zone d'étude ont été obtenues auprès du service CépiDc de l'Institut national de la santé et de la recherche médicale (Inserm).

Les données de morbidité sont issues d'une base de données régionale, élaborée à partir des informations transmises par les établissements de soins, dans le cadre du Programme de médicalisation des systèmes d'information (PMSI). Ce fichier recense la totalité des hospitalisations dans un établissement sur une période donnée. Pour chaque séjour, sont également enregistrés le diagnostic principal l'ayant motivé ainsi que le code postal de la commune de résidence du patient.

2.2.4.2 | Calcul de l'EIS

Dans la démarche d'évaluation de risque, le nombre d'événements sanitaires attribuables à une exposition donnée est calculé à partir du RR associé à l'exposition et du nombre moyen d'événements sanitaires survenus au cours de la période considérée selon la formule suivante :

$$PA = f[RR-1]/[1+f(RR-1)], \text{ avec}$$

- PA = proportion d'événements sanitaires attribuables à l'exposition ;
- RR = risque relatif associé à l'exposition ;
- f = fraction de la population exposée (prévalence de l'exposition).

Nous avons donc ainsi pu extraire le nombre d'admissions hospitalières pour causes respiratoire, cardio-vasculaire et cardiaque survenues pour les personnes domiciliées dans notre zone d'étude pendant la période choisie.

Pour ces données sanitaires, la période retenue devait être d'une année et nous avons donc choisi l'année la plus récente disponible : 2001 pour la mortalité et 2002 pour les admissions hospitalières. Ces deux paramètres variant très peu d'une année sur l'autre, le fait de prendre deux années différentes ne pose pas de problème pour l'EIS, d'autant plus que la période retenue pour la mesure de l'exposition aux polluants englobe ces deux années.

Or, dans le cas de la pollution atmosphérique :

- $f = 1$ car toute la population est exposée au niveau de pollution retenu ;
- $RR = RR_{\Delta}$: excès de risque associé à un différentiel de pollution Δ , donné par la relation exposition-risque associée au polluant et à l'indicateur sanitaire étudiés.

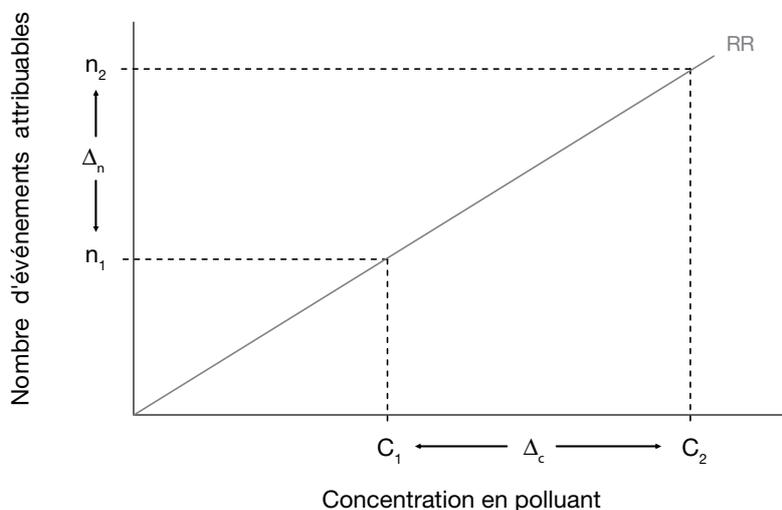
Le nombre d'événements attribuables NA est donc calculé pour un différentiel de pollution Δ selon la formule simplifiée suivante :

$$NA = [(RR_{\Delta}-1)/RR_{\Delta}] * N, \text{ avec}$$

N = nombre d'événements sanitaires sur la période considérée.

Le principe de la démarche d'EIS est représenté dans la figure 1.

Figure 1 - Principe du calcul d'EIS de la pollution



Le RR provient d'une étude épidémiologique dont les résultats sont considérés comme pouvant être extrapolés dans les villes françaises. Il permet de connaître, pour chaque concentration en polluants C_i , le nombre de cas n_i attribuables à la pollution ; ainsi, on peut également déterminer une variation du nombre d'événements Δ_n attribuables à une variation des concentrations Δ_C .

Pour estimer l'impact global de la pollution atmosphérique, on fixe C_1 à une valeur très basse en dessous de laquelle il serait impossible de descendre même en mettant en place des mesures très strictes de réduction de la pollution atmosphérique et C_2 prend la valeur des concentrations journalières mesurées. En projetant ces valeurs journalières sur la courbe dose-réponse, on obtient ainsi :

- n_1 , le nombre de décès attribuables à la concentration en polluant C_1 ;
- n_2 , le nombre de décès attribuables à la concentration en polluant C_2 ;
- Δ_n , le nombre de décès attribuables au différentiel de pollution Δ_C .

Pour chaque jour, on obtient donc un nombre de cas attribuables que l'on additionne ensuite pour obtenir le nombre annuel.

Pour estimer le gain sanitaire pouvant être obtenu par une réduction de la pollution, le principe est le même. C_2 prend la valeur des concentrations journalières mesurées et on fixe C_1 ou Δ_C en fonction du scénario que l'on veut tester. On obtient ainsi les gains quotidiens pouvant être obtenus en ramenant les concentrations observées à une certaine valeur ou en les abaissant d'un certain pourcentage, que l'on additionne ensuite pour obtenir le gain sanitaire annuel.

Le nombre d'événements sanitaires attribuables à la pollution atmosphérique est calculé pour chacun des indicateurs d'exposition et pour chaque journée de la période d'étude considérée. L'impact sanitaire sur l'année et éventuellement saisonnier peut ensuite être obtenu en additionnant les événements sanitaires attribuables pour chaque jour, l'été allant du 1^{er} avril au 30 septembre.

Ce calcul est réalisé pour chacun des polluants étudiés ; cependant, les RR associés à chaque polluant n'étant pas indépendants, les nombres d'événements attribuables à ces différents polluants ne sont pas cumulables. L'impact sanitaire est donc estimé comme étant au minimum égal au nombre d'événements attribuables au polluant ayant l'impact le plus fort.

En pratique, cette étape de caractérisation du risque a été réalisée sous Excel grâce à une feuille de calcul développée par l'InVS nommée EIS-PA. Cette application permet de réaliser de manière automatisée et standardisée une EIS pour différents indicateurs de pollution atmosphérique, différents indicateurs sanitaires et selon différents scénarios.

Dans un premier temps, nous avons déterminé le nombre d'événements anticipés attribuables aux niveaux de pollution atmosphérique observés au cours d'une année, à court et à long terme. Pour cela, nous avons comparé le nombre d'événements réellement survenus à celui des événements qui seraient survenus si les niveaux de pollution avaient été très faibles, à savoir $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour l' O_3 et $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour le NO_2 et les PM_{10} . Il s'agit de niveaux fictifs en dessous desquels il serait impossible de descendre même en mettant en place des mesures drastiques de réduction de la pollution.

Dans un second temps, nous avons utilisé différents scénarios afin de quantifier l'impact que pourraient avoir différentes stratégies de réduction de la pollution. Nous avons notamment pu comparer l'impact d'une suppression ponctuelle des épisodes importants de pollution à celui d'une diminution des niveaux de pollution atmosphérique tout au long de l'année.

Pour l'EIS à court terme, les gains sanitaires liés aux scénarios suivants ont été retenus :

- **scénario 1** : diminution des niveaux journaliers dépassant les objectifs de qualité fixés par le décret du 15 février 2002 [14] ;
- **scénario 2** : diminution des niveaux de 25 % chaque jour pour chaque polluant.

Pour l'EIS à long terme, quatre scénarios de réduction ont été testés :

- **scénario 1** : gain sanitaire lié à la diminution de la moyenne annuelle des PM_{10} au niveau de $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$, valeur limite européenne pour la protection pour la santé prévue en 2010 ;
- **scénario 2** : diminution de $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de la moyenne annuelle des PM_{10} ;
- **scénario 3** : diminution de 25 % de la moyenne annuelle des PM_{10} ;
- **scénario 4** : diminution de 33 % de la moyenne annuelle des PM_{10} .

Ces quatre scénarios ne concernent que les PM_{10} car les RR à long terme ne sont disponibles que pour ce polluant.

2.3 | Analyse de sensibilité des résultats de l'EIS à long terme

Les directives européennes recommandent d'effectuer les mesures des particules en suspension à l'aide d'une méthode de référence gravimétrique qui consiste à peser des filtres préalablement exposés à la pollution ambiante. Or, en France comme dans la plupart des pays européens, les particules sont généralement mesurées par TEOM ; cette méthode nécessite de chauffer l'air analysé et entraîne la perte des composés volatils des particules et par conséquent, une sous-estimation des concentrations en particules.

La relation exposition-risque issue de l'étude trinationale utilisée pour évaluer l'impact à long terme de l'exposition aux PM_{10} sur la mortalité a été déterminée à partir de niveaux de pollution particulaire mesurés par la méthode gravimétrique, alors que ceux dont nous disposons à Bordeaux, comme dans les autres villes françaises, ont été mesurés par TEOM. Pour une meilleure validité de l'extrapolation de la relation exposition-risque, il semblerait donc pertinent de corriger les concentrations de PM_{10} mesurées par TEOM pour les rendre les plus proches possible des mesures gravimétriques. Cependant, cette correction reste controversée et n'est donc pas préconisée dans le guide méthodologique de l'InVS. Pour pouvoir comparer nos résultats avec ceux des EIS menées dans les autres villes françaises, nous avons donc estimé l'impact sanitaire à long terme sans appliquer de correction. Cependant, les EIS réalisées dans 9 villes françaises dans le cadre des programmes européens APHEIS et ENHIS utilisent, elles, des données d'exposition corrigées afin d'être homogènes avec les autres villes européennes participant à ces programmes. Il nous a donc semblé intéressant de mener une analyse de sensibilité pour explorer la manière dont les estimations varient si une telle correction est appliquée aux niveaux de PM_{10} mesurés par TEOM.

En outre, une étude menée aux États-Unis a également permis d'établir une relation significative entre l'exposition à long terme aux $PM_{2,5}$ et la mortalité anticipée (RR associé à une augmentation de $10 \mu g = 1,06$, IC 95 % [1,02 - 1,11]) [18]. Il nous a semblé intéressant de comparer nos résultats avec ceux obtenus en appliquant cette relation.

L'objectif de cette analyse de sensibilité était donc de comparer l'impact sanitaire de l'exposition à long terme aux particules obtenu, d'une part selon le choix de corriger ou non les données de pollution, d'autre part selon la relation exposition-risque utilisée, afin de tester la cohérence des résultats en fonction de la méthodologie employée.

Les estimations d'impact sanitaire à long terme et le calcul des gains pouvant être obtenus par une réduction des

concentrations en particules ont été réalisés selon la méthode décrite dans le chapitre 2.2.4.2. Les calculs ont été répétés en utilisant les niveaux de PM_{10} et en leur appliquant une correction, puis en utilisant des niveaux de $PM_{2,5}$ mesurés par TEOM et le RR correspondant [18].

Correction des concentrations en PM_{10}

Plusieurs méthodes existent et ont été testées pour corriger la sous-estimation engendrée par la perte des composés volatils des particules lors de la mesure par TEOM.

La première, recommandée par un groupe de travail européen [19], consiste à appliquer un facteur de correction de 1,3 sur les moyennes journalières tout au long de l'année.

Cependant, il a été constaté que les pertes en composés volatils étaient très réduites voire inexistantes en été, ceci étant probablement dû à une faible différence entre la température ambiante et celle de l'appareil de mesure. De plus, de nombreuses campagnes de mesure ont montré que les relations d'équivalence entre TEOM et gravimétrie varient de façon considérable en fonction des villes. Les métrologistes de l'école des mines de Douai ont donc développé des méthodes de correction permettant de prendre en compte les variations saisonnières et spatiales des relations d'équivalence entre TEOM et gravimétrie.

Des facteurs locaux saisonniers ont donc été proposés dans le cadre d'un programme pilote national [20] ; les valeurs de ces coefficients préconisées à Bordeaux sont de 1 pour l'été (du 01/04 au 30/09) et de 1,3 pour l'hiver (du 01/10 au 31/03).

Plus récemment, des polynômes spécifiques à plusieurs villes françaises ont également été établis [21] et une estimation des concentrations réelles en PM_{10} peut être obtenue pour Bordeaux en appliquant la formule suivante :

$$PM_{10 \text{ corrigé}} = 1,038 \times PM_{10 \text{ TEOM}} + \frac{(1,288 - 1,038)}{50/1,288} \times (PM_{10 \text{ TEOM}})^2$$

Obtention des concentrations en $PM_{2,5}$

Le RR obtenu dans le cadre de l'étude de Pope [18] porte sur l'association entre les $PM_{2,5}$ mesurées par gravimétrie et la mortalité ; leur utilisation implique donc l'utilisation des données de $PM_{2,5}$ disponibles à Bordeaux depuis le 12/07/2001 seulement.

Nous avons donc réalisé l'EIS à long terme en utilisant les données de $PM_{2,5}$ mesurées par TEOM sur l'année 2002 (l'année 2001 étant incomplète et l'année 2003 ayant été

exclue en raison du climat inhabituel lors de la canicule). En parallèle, nous avons également répété les calculs en utilisant les données de PM_{10} que nous avons converties en leur appliquant un facteur local de 0,62, correspondant au ratio $PM_{2,5}/PM_{10}$ sur l'ensemble de la période pour laquelle nous disposons de ces deux indicateurs (du 12/07/2001 au 31/12/2003).

Une autre méthode aurait pu être testée, consistant à corriger les PM_{10} pour se ramener à des mesures gravimétriques, puis à les convertir en $PM_{2,5}$. Cependant, étant donné les incertitudes présentes au niveau de la conversion et de la correction, il a semblé plus judicieux de ne pas cumuler ces deux manipulations de données.

Différentes EIS réalisées

Nous avons donc répété les estimations de l'impact sanitaire à long terme avec les méthodes suivantes :

- Application du RR de l'étude trinationale (RR associé à une augmentation de 10 μg des PM_{10} = 1,043, IC 95 % [1,026 - 1,061]) :

- aux $PM_{10\text{ TEOM}}$ corrigées par le facteur de 1,3 recommandé par un groupe de travail d'experts européens [19],
- aux $PM_{10\text{ TEOM}}$ corrigées par le facteur saisonnier local (1 en été et 1,3 en hiver) [20],
- aux $PM_{10\text{ TEOM}}$ corrigées à l'aide de l'équation polynomiale spécifique à Bordeaux [21] ;
- Application du RR de l'étude de Pope (RR associé à une augmentation de 10 μg des $PM_{2,5}$ = 1,06, IC 95 % [1,02 - 1,11]) :
 - aux $PM_{2,5\text{ TEOM}}$ (disponibles sur l'année 2002 seulement),
 - aux $PM_{2,5}$ obtenues par conversion (facteur local de 0,62) des $PM_{10\text{ TEOM}}$.

3 Résultats

3.1 | La zone d'étude

3.1.1 | Description de la zone choisie

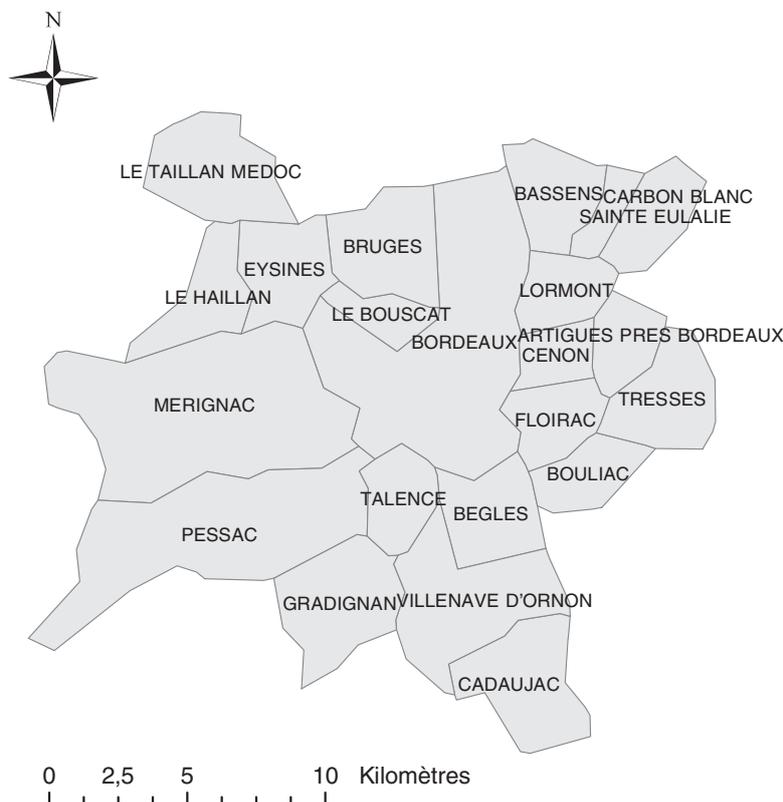
Bordeaux est la préfecture de la Gironde, un département d'une superficie de 10 000 km² bordé à l'ouest par l'Océan Atlantique et délimité au sud par les Landes, à l'est par le Lot-et-Garonne et la Dordogne et au nord par la Charente-Maritime.

L'unité urbaine de Bordeaux est composée de 51 communes qui représentaient au dernier recensement de la population de l'Insee en 1999 un total de 754 017 habitants. Les 4 stations urbaines de fond qui permettent de mesurer la pollution atmosphérique ambiante dans l'agglomération de Bordeaux sont implantées sur 4 communes : Bordeaux, Talence, Bassens et Floirac. Nous avons donc commencé par déterminer une zone d'étude restreinte composée de 9 communes englobant ces

4 stations, dans laquelle l'exposition aux polluants peut être considérée comme homogène. Dans un second temps, après étude des déplacements de populations (navettes domicile-travail) et en accord avec les ingénieurs météorologistes d'Airaq, nous avons inclus les communes bordant cette zone qui présentaient une urbanisation comparable à celle de la zone d'implantation des stations de mesure et une proximité géographique permettant de supposer que les concentrations en polluants atmosphériques étaient comparables. Nous avons ainsi sélectionné 13 communes supplémentaires à proximité des stations de mesure qui répondaient à ces critères.

La zone d'étude pour cette évaluation était donc constituée de 22 communes représentées dans la figure 2.

Figure 2 - Zone d'étude - agglomération de Bordeaux



Source : Géoflat.

3.1.2 | Population

Les caractéristiques de la zone d'étude en terme de population sont présentées dans le tableau 2.

Tableau 2 - Répartition de la population sur la zone d'étude par tranche d'âge*, 1999

Commune	Population 1999			Superficie (km ²)	Densité (hab/km ²)
	< 65 ans	≥ 65ans	Totale		
Artigues	5 508	476	5 984	7,4	813,0
Bassens	6 020	952	6 972	10,3	678,2
Bègles	18 143	4 395	22 538	10,0	2 262,8
Bordeaux	180 021	35 353	215 374	49,4	4 363,3
Bouliac	2 941	303	3 244	7,5	433,7
Le Bouscat	17 705	4 752	22 457	5,3	4 253,2
Bruges	8 865	1 748	10 613	14,2	746,3
Cadaujac	3 767	637	4 404	15,3	287,3
Carbon-Blanc	5 541	1 079	6 620	3,9	1 715,0
Cenon	17 589	3 694	21 283	5,5	3 855,6
Eysines	15 890	2 521	18 411	12,0	1 533,0
Floirac	14 197	1 959	16 156	8,6	1 880,8
Gradignan	18 785	3 395	22 180	15,8	1 406,5
Le Haillan	7 264	870	8 134	9,3	874,6
Lormont	18 663	2 677	21 340	7,4	2 899,5
Mérignac	52 344	9 646	61 990	48,2	1 286,9
Pessac	48 005	8 146	56 151	38,8	1 446,5
Sainte-Eulalie	3 769	420	4 189	9,1	462,4
Le Taillan-Médoc	6 952	932	7 884	15,2	520,0
Talence	31 547	5 681	37 228	8,3	4 458,4
Tresses	3 207	390	3 597	11,5	311,7
Villenave-d'Ornon	22 919	4 570	27 489	21,3	1 293,0
Total	509 642	94 596	604 238	334,3	1 807,5

* Source : Insee - recensement de la population 1999.

3.1.3 | Etablissements de soin

Tous les établissements de soins publics ou privés appartenant à la zone d'étude et possédant au moins un service de médecine ont été retenus. Au total, 14 établissements ont ainsi été inclus, dont 1 Centre hospitalier

universitaire (CHU), 3 établissements participant au service public hospitalier (PSPH) et 10 cliniques privées. Le CHU de Bordeaux assure à lui seul plus de 80 % des hospitalisations survenues cette année.

3.1.4 | Sources de pollution

La principale source de pollution dans l'agglomération bordelaise est le trafic routier ; il constitue en particulier la source principale de NO₂. Concernant les PM₁₀, les principales sources sont l'industrie et le résidentiel.

Il est impossible de savoir quelles sont les sources principales d'O₃ puisque ce polluant secondaire résulte de l'action des ultraviolets et de la chaleur sur différents polluants primaires.

3.2 | Description des indicateurs d'exposition

Les mesures de NO₂, d'O₃ et de PM₁₀ réalisées par les différentes stations urbaines de fond de la zone étaient fortement corrélées entre elles (notamment pour l'O₃ avec un coefficient de corrélation de 0,8) ; ces 4 stations ont donc

été utilisées pour la construction des indicateurs d'exposition dont les statistiques descriptives sont présentées dans le tableau 3.

Tableau 3 - Description des indicateurs d'exposition (en µg/m³), agglomération de Bordeaux, 2000-2002

	O ₃ (max 8 h)	NO ₂ (moyenne journalière)			PM ₁₀ (moyenne journalière)	
	Été	Année	Été	Hiver	Année	Été
Moyenne	83	22	17	27	21	19
Écart-type	25	9	7	9	10	7
Minimum	34	5	5	6	5	8
P5	49	8	8	14	10	11
P10	53	11	8	15	12	12
Q1	65	15	12	21	15	15
Médiane	79	21	16	27	19	18
Q3	99	29	22	32	24	23
P90	120	34	26	39	34	29
P95	130	39	30	43	38	32
Maximum	146	61	37	61	83	42

Pour comparer les concentrations observées aux normes fixées par la législation, nous avons décrit la répartition des valeurs journalières afin de savoir si les objectifs de qualité fixés par décret [14] étaient fréquemment dépassés, à savoir :

- 110 µg/m³ en moyenne sur une plage de 8 h pour l'O₃ ;
- 40 µg/m³ en moyenne annuelle pour le NO₂ ;
- 40 µg/m³ en moyenne annuelle pour les PM₁₀, valeur limite pour 2005 recommandée par la commission européenne.

Les distributions des valeurs observées sont ainsi représentées sur les figures 3 à 5 pour la période retenue.

Les seuils correspondant à l'objectif annuel de qualité pour la santé pour les PM₁₀ ont été dépassés sur 45 jours durant les trois ans de mesure (soit 4 % de la période) ; les seuils limites de NO₂ ont été dépassés sur 55 jours (5 %) ; quant à l'O₃, durant les trois étés de mesure, le seuil à été dépassé sur 55 jours (10 % des périodes estivales considérées).

Figure 3 - Distribution par classe de l'indicateur O₃ au cours des étés (1^{er} avril-30 septembre) 2000 à 2002

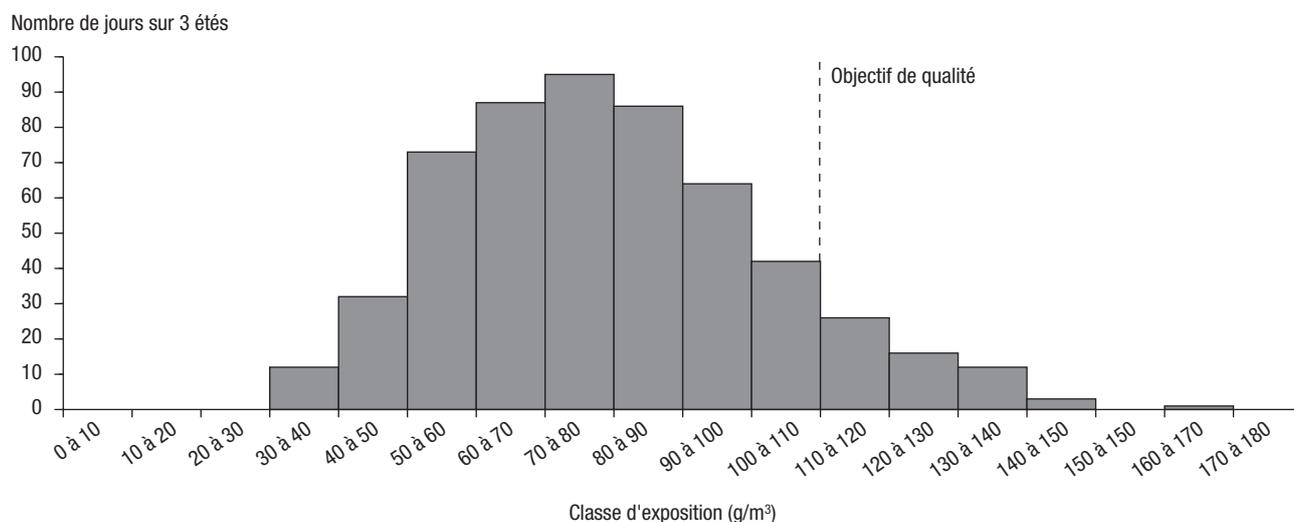


Figure 4 - Distribution par classe de l'indicateur NO₂ du 01/01/2000 au 31/12/2002

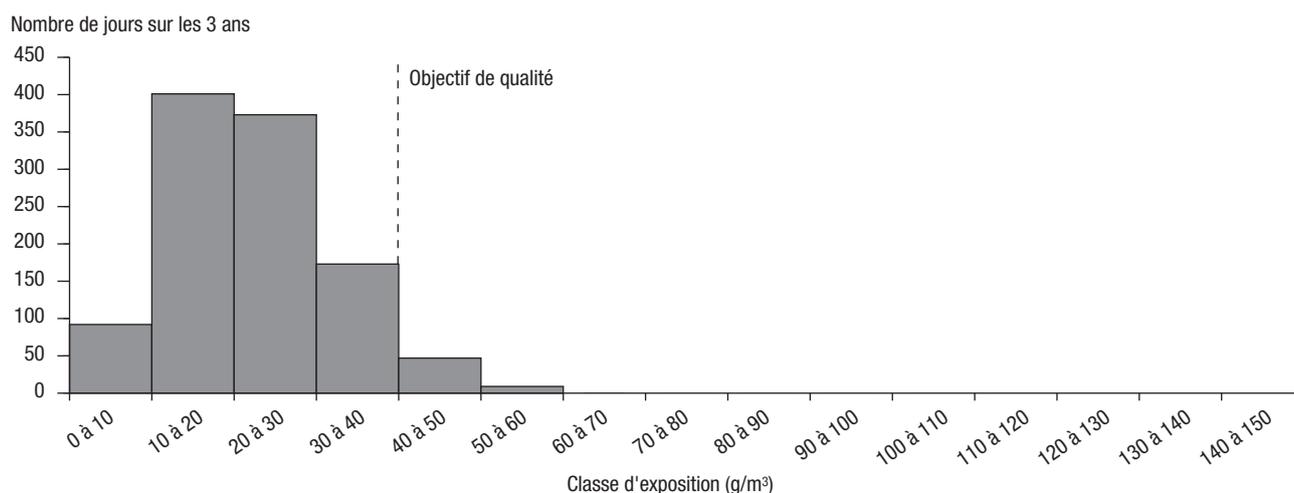
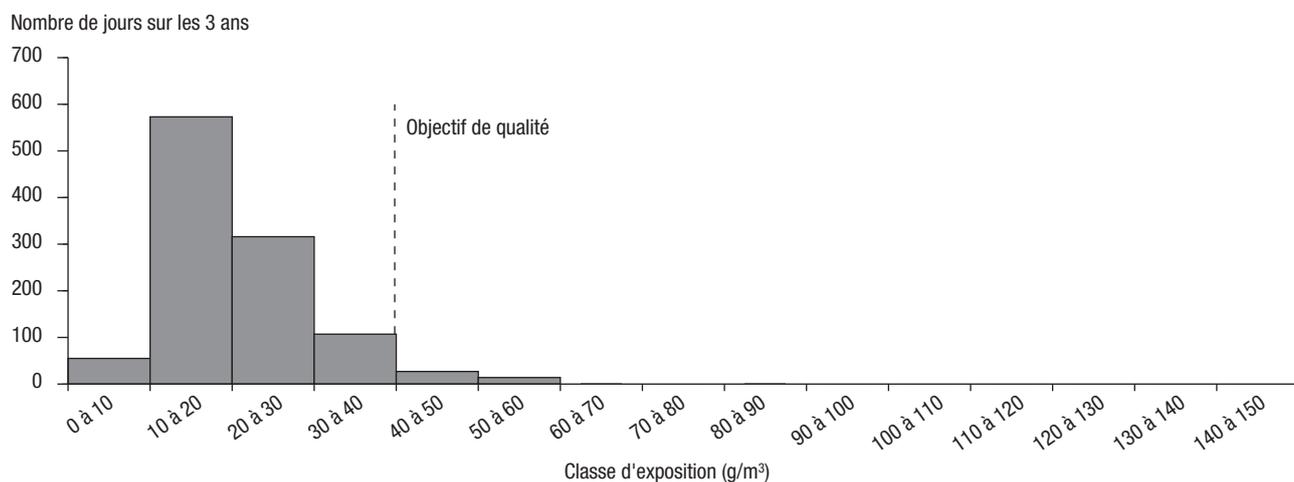


Figure 5 - Distribution par classe de l'indicateur PM₁₀ du 01/01/2000 au 31/12/2002



3.3 | Description des indicateurs sanitaires

3.3.1 | Mortalité

Les effectifs de mortalité toutes causes (hors morts violentes et accidentelles), cardio-vasculaire et respiratoire sur la zone d'étude sont présentés dans le tableau 4.

Tableau 4 - Nombre total de décès et moyennes journalières selon la saison - Agglomération de Bordeaux, 2001

Mortalité	Nombre total de décès			Moyenne journalière		
	Été	Hiver	Année	Été	Hiver	Année
Respiratoire	138	212	350	0,8	1,2	1,0
Cardio-vasculaire	663	839	1 502	3,6	4,6	4,1
Toutes causes *	2 055	2 394	4 449	11,2	13,1	12,2

* hors morts violentes et accidentelles.

Un tiers des décès survenus au cours de l'année 2001 était dû à une cause cardio-vasculaire et 8 % à une cause respiratoire. Le nombre moyen journalier de décès observés

était plus important en hiver qu'en été pour la mortalité toutes causes (17 % d'augmentation entre l'été et l'hiver), cardio-vasculaire (25 %) et surtout respiratoire (50 %).

3.3.2 | Admissions hospitalières

Le tableau 5 représente le nombre et la moyenne journalière d'admissions hospitalières pour motif respiratoire, cardio-vasculaire et cardiaque survenues au cours de l'année 2002 dans les 13 établissements de soins de la zone d'étude.

Tableau 5 - Nombre d'admissions hospitalières pour motif respiratoire, cardio-vasculaire et cardiaque - Agglomération de Bordeaux, 2002

Motif d'hospitalisation		Nombre total d'admissions			Moyenne journalière		
		Été	Hiver	Année	Été	Hiver	Année
Respiratoire	15-64 ans	689	808	1 497	3,8	4,4	4,1
	≥ 65 ans	587	822	1 409	3,2	4,5	3,9
Cardio-vasculaire	tous âges	3 367	4 633	8 600	18,4	25,5	23,6
Cardiaque	tous âges	2 460	2 657	5 117	13,5	14,5	14,0
	≥ 65 ans	1 667	1 821	3 488	9,1	10,0	9,6

Source : PMSI.

De même que pour la mortalité, le nombre d'admissions était plus important en hiver qu'en été quel que soit le motif de l'hospitalisation.

3.4 | Caractérisation du risque

L'impact sanitaire en termes de mortalité et morbidité attribuables à la pollution a été calculé pour chaque polluant, par rapport à une exposition à un niveau très faible en dessous duquel il serait impossible de descendre même en mettant en place des stratégies très rigoureuses de réduction de la pollution. On obtient ainsi le nombre d'événements sanitaires attribuables à la pollution en comparant le nombre d'événements réellement observés à celui qui serait survenu si les niveaux de pollution avaient été très faibles.

L'impact d'une réduction de la pollution a ensuite été évalué en calculant pour différents scénarios le nombre de

décès ou d'admissions hospitalières qui auraient pu être évités.

Ces différentes estimations ont tout d'abord été réalisées pour l'impact à court terme (résultant de l'exposition le jour même et le jour précédent), puis à long terme (exposition sur plusieurs années). Les résultats qui suivent présentent, pour chaque indicateur sanitaire, le nombre de cas attribuables au polluant ayant le plus d'effet sur l'indicateur sanitaire considéré.

3.4.1 | Impact de la pollution à court terme

3.4.1.1 | Estimation de l'impact sanitaire total

Les niveaux faibles choisis pour l'estimation de l'impact global sont de 40 µg/m³ pour l'O₃ et de 10 µg/m³ pour le NO₂ et les PM₁₀. Ces valeurs sont inférieures ou proches du percentile 5 des niveaux réellement observés sur la zone de Bordeaux (cf. tableau 3) et correspondent à une pollution de fond qui ne pourrait pas être éliminée même en mettant en place des mesures très strictes pour réduire la pollution urbaine.

Impact sur la mortalité anticipée

Le nombre de décès anticipés attribuables à la pollution atmosphérique sur une année est présenté dans le tableau 6. L'O₃ était l'indicateur qui avait le plus d'impact sur la mortalité anticipée, quelle que soit la cause du décès.

Tableau 6 - Nombre total de décès, dont décès anticipés attribuables à la pollution atmosphérique - Agglomération de Bordeaux, 2001

Mortalité	Nombre total de décès	Décès attribuables à la pollution	
		n	IC 95 %
Respiratoire	350	6,8	[3,4-11,0]
Cardio-vasculaire	1 502	28,2	[10,1-46,8]
Toutes causes*	4 449	56,2	[23,9-80,8]

* hors morts violentes et accidentelles.

En 2002, le nombre total de décès anticipés attribuables à la pollution atmosphérique dans l'agglomération de Bordeaux s'élevait à 56, dont la moitié par mortalité cardio-vasculaire.

Parmi l'ensemble des décès enregistrés au cours de l'année 2002, 1,3 % était attribuable à la pollution atmosphérique ; concernant les décès pour causes cardio-vasculaires et respiratoires, cette proportion s'élevait à 1,9 %.

Impact sur la morbidité hospitalière

Le tableau 7 présente le nombre annuel d'admissions hospitalières pour motifs respiratoire, cardio-vasculaire et cardiaque attribuables à la pollution atmosphérique ainsi que leur intervalle de confiance à 95 %.

Les résultats montrent un impact sanitaire notable de la pollution atmosphérique pour tous les indicateurs sanitaires, excepté pour la morbidité respiratoire chez les 15-64 ans. Ainsi, 29 personnes de plus de 15 ans, dont près de deux tiers âgées de 65 ans et plus, ont été hospitalisées pour une pathologie respiratoire attribuable à la pollution atmosphérique au cours de l'année 2002. Ce chiffre représente 1 % des hospitalisations pour motif respiratoire

réalisées dans la zone d'étude, cette proportion étant plus élevée chez les personnes âgées (1,3 %).

Concernant les hospitalisations pour motif cardio-vasculaire, 81 (soit 0,9 %) sont attribuables à la pollution atmosphérique ; 27 cas concernent des hospitalisations pour motif cardiaque dont la quasi-totalité concerne des personnes âgées de 65 ans et plus.

L'estimation de l'impact sanitaire total montre donc qu'un nombre non négligeable de décès anticipés et d'hospitalisations sont attribuables à la pollution atmosphérique observée dans l'agglomération de Bordeaux.

Tableau 7 - Nombre d'admissions hospitalières, dont admissions attribuables à la pollution atmosphérique en fonction du motif d'hospitalisation - Agglomération de Bordeaux, 2002

Motif d'hospitalisation	Nombre total d'admissions	Admissions attribuables à la pollution		Polluant retenu*
		n	IC 95 %	
Morbidity respiratoire				
15-64 ans	1 497	10,9	[-5,4-27,5]	O ₃
≥ 65 ans	1 409	18,4	[9,1-32,6]	O ₃
Morbidity cardio-vasculaire				
	8 600	81,3	[48,7-114,1]	NO ₂
Morbidity cardiaque				
Tous âges	5 117	27,4	[11,0-44,0]	PM ₁₀
≥ 65 ans	3 488	26,2	[14,9-37,4]	PM ₁₀

* Polluant ayant le plus d'effets sur les hospitalisations.

3.4.1.2 | Impact sanitaire par niveau de pollution

Les estimations précédentes nous ont permis de connaître le nombre total d'événements sanitaires indésirables attribuables à la pollution atmosphérique. Afin de savoir si ces événements étaient uniquement attribuables à des niveaux très élevés de pollution ou s'ils pouvaient

également survenir à des niveaux relativement bas, nous avons décrit leur répartition en fonction des niveaux de pollution ; deux exemples sont présentés dans les figures 6 et 7 pour les décès toutes causes et les admissions hospitalières pour motif cardio-vasculaire.

Figure 6 - Distribution par classe des niveaux d'exposition journaliers à l'O₃ et des impacts associés en terme de mortalité toutes causes

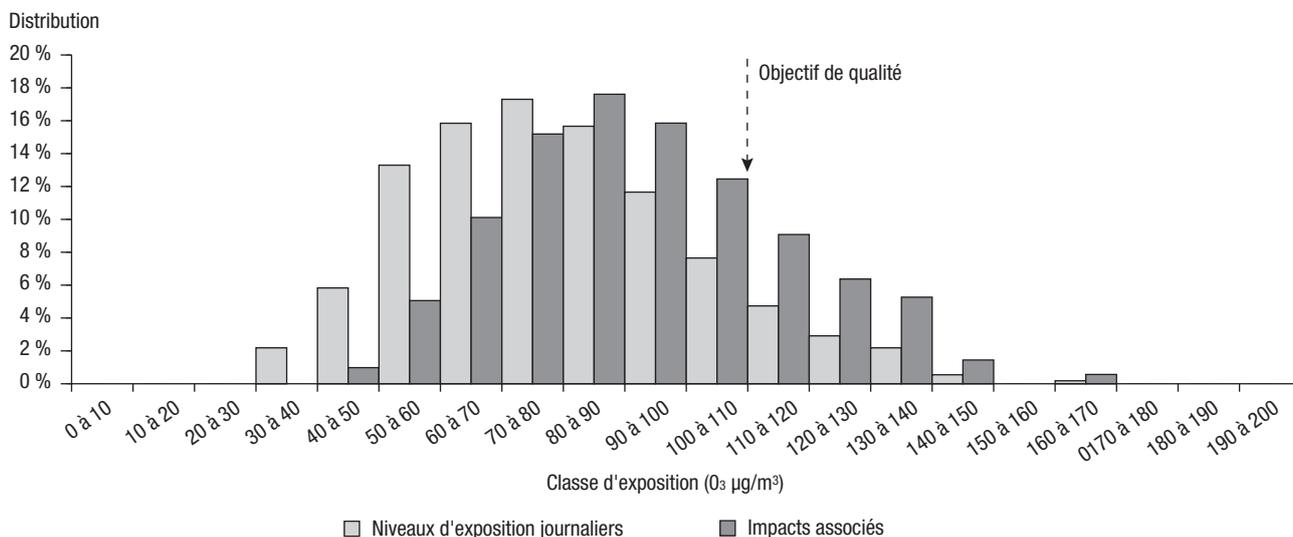
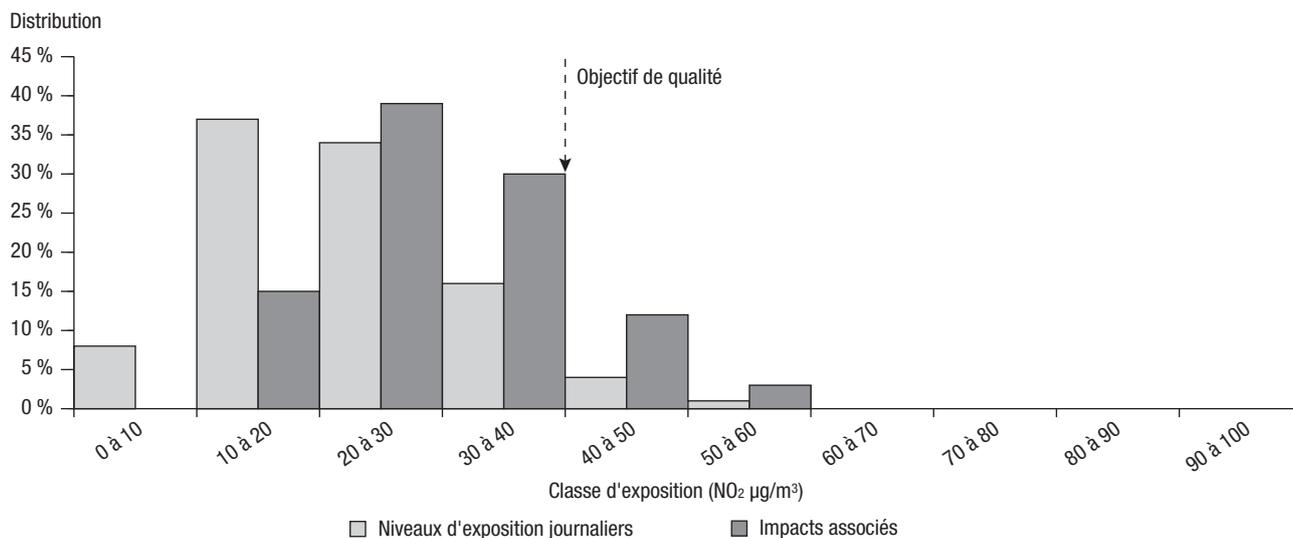


Figure 7 - Distribution par classe des niveaux d'exposition journaliers au NO₂ et des impacts associés en terme d'hospitalisations pour motif cardio-vasculaire



Le calcul de l'impact sanitaire par niveau d'exposition montre que la pollution atmosphérique urbaine peut avoir un impact sur la santé même lorsque l'exposition aux polluants est relativement faible. En effet, plus de trois quarts (78 %) des décès anticipés sont attribuables à des niveaux d'exposition en dessous de l'objectif de qualité fixé pour l'O₃ (figure 6). De même, 79 % des hospitalisations pour motif respiratoire sont attribuables à des niveaux de pollution en dessous des objectifs de qualité de 40 µg/m³ pour le NO₂, comme le montre la figure 7.

Les répartitions observées pour les polluants et les autres indicateurs sanitaires donnent des résultats très similaires suggérant que l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique n'est pas seulement dû aux épisodes élevés de pollution. En effet, la majorité des décès et hospitalisations attribuables à la pollution atmosphérique survient suite à des concentrations en polluants relativement basses, souvent même en dessous des seuils de qualité fixés par décret pour la protection de la santé [14].

3.4.1.3 | Calcul des gains sanitaires liés à une réduction de la pollution atmosphérique urbaine

Comme il est impossible de ramener la pollution atmosphérique urbaine à des niveaux négligeables, en particulier dans une agglomération comme celle de Bordeaux, nous avons calculé les gains sanitaires pouvant être obtenus à très court terme grâce à une réduction partielle de la pollution atmosphérique.

Pour cela, nous avons utilisé deux scénarios :

- le **scénario 1** consistait à ramener la concentration des polluants au niveau correspondant à l'objectif de qualité fixé par décret [14] les jours où celui-ci était dépassé ;
- le **scénario 2** consistait à agir quotidiennement en réduisant tout au long de la période le niveau de chaque polluant de 25 %.

Les gains calculés sont ainsi une estimation des nombres d'événements sanitaires qui pourraient être "évités" si les scénarios de réduction de la pollution étaient appliqués.

Gains sanitaires en terme de mortalité anticipée

Nous avons vu dans le chapitre précédent que le polluant ayant le plus d'impact sur la mortalité anticipée était l'O₃. Le tableau 8 présente donc le nombre de décès anticipés pouvant être évités grâce à une réduction de l'O₃ au niveau de l'objectif de qualité (scénario 1) et grâce à une réduction constante de 25 % des teneurs en O₃ (scénario 2).

Tableau 8 - Nombre annuel de décès pouvant être évités suivant le scénario de réduction de la pollution - Agglomération de Bordeaux

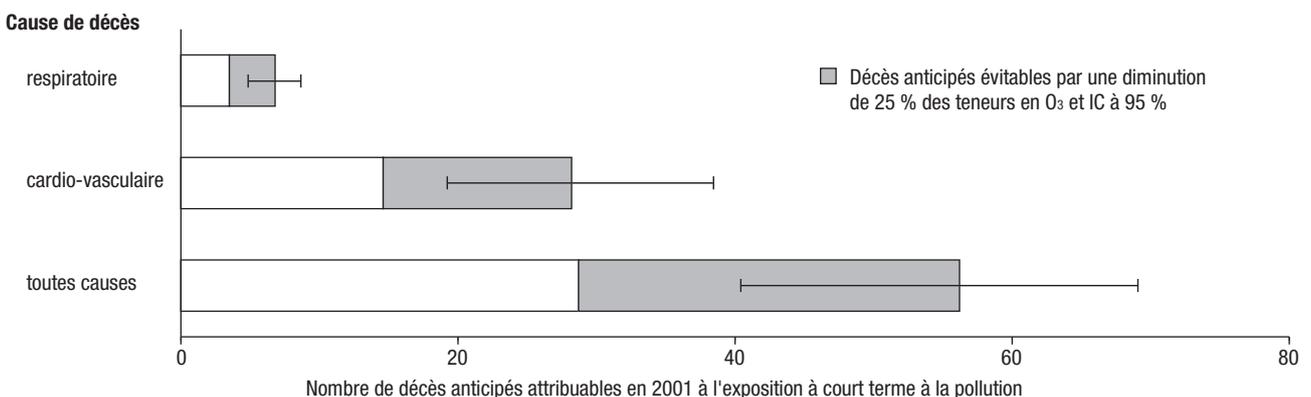
Cause de décès	Scénario 1 : respect des objectifs de qualité		Scénario 2 : diminution constante de 25 %	
	n décès évités	IC 95 %	n décès évités	IC 95 %
Respiratoire	0,3	[0,1-0,4]	3,3	[1,6-5,2]
Cardio-vasculaire	1,2	[0,4-1,9]	13,6	[4,9-22,3]
Toutes causes*	2,2	[1,0-3,2]	27,5	[11,8-39,3]

* hors morts violentes et accidentelles.

Le gain sanitaire obtenu en ramenant les concentrations aux objectifs de qualité est très faible ; en revanche, le scénario 2 entraîne un gain sanitaire significatif et important puisque grâce à une réduction de 25 % des teneurs en O₃ au cours de l'été, environ 27 décès anticipés auraient pu être évités, dont la moitié due à une pathologie cardio-vasculaire et 3 pour causes respiratoires.

La figure 8 illustre graphiquement l'importance du gain sanitaire pouvant être obtenu grâce au scénario 2 par rapport à l'ensemble de la mortalité attribuable à la pollution. On peut constater que quelle que soit la cause du décès, près de la moitié de la mortalité anticipée attribuable à la pollution atmosphérique pourrait être évitée grâce à une réduction de 25 % des teneurs en O₃.

Figure 8 - Gains sanitaires annuels attendus en terme de mortalité par une réduction de 25 % des teneurs en O₃ - Agglomération de Bordeaux



Gains sanitaires en terme de morbidité

Les gains qui auraient pu être obtenus en terme d'admissions hospitalières par une réduction de la pollution sont présentés dans le tableau 9.

Tableau 9 - Nombre annuel d'admissions hospitalières pouvant être évitées suivant le scénario de réduction de la pollution - Agglomération de Bordeaux

Motif d'admission	Scénario 1 : respect des objectifs de qualité		Scénario 2 : diminution constante de 25 %	
	n admissions évitées	IC 95 %	n admissions évitées	IC 95 %
Morbidité respiratoire*				
15-65 ans	0,4	[-0,2-1,0]	5,4	[-2,7-13,5]
≥ 65 ans	0,7	[0,4-1,3]	9,0	[4,5-15,7]
Morbidité cardio-vasculaire**				
	2,8	[1,7-3,9]	31,3	[18,8-43,8]
Morbidité cardiaque***				
Tous âges	3,2	[1,3-5,1]	13,1	[5,2-20,9]
≥ 65 ans	3,0	[1,7-4,3]	12,4	[7,1-17,7]

* O₃ été

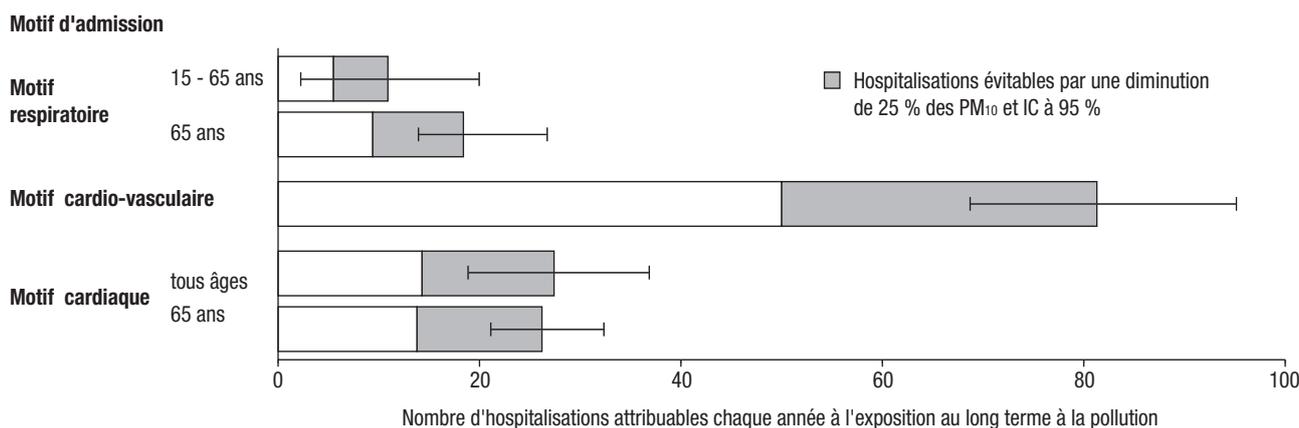
** NO₂ hiver

***PM₁₀

De même que pour la mortalité, le gain sanitaire obtenu avec le scénario 1 est très faible, même s'il reste significatif pour la plupart des indicateurs. En revanche, le scénario 2 entraîne des gains sanitaires importants avec environ

la moitié des admissions hospitalières attribuables à la pollution qui pourraient être évitées, comme l'illustre la figure 9.

Figure 9 - Gains sanitaires annuels en terme d'admissions hospitalières obtenus grâce à une réduction de 25 % de la pollution - Agglomération de Bordeaux



3.4.2 | Impact de la pollution à long terme

L'impact sanitaire à long terme n'a pu être estimé que pour les PM₁₀ car les études de cohorte ayant permis d'obtenir des relations exposition-risque fiables pour les effets à long terme ne portaient que sur ce polluant.

Le calcul de l'impact sanitaire global à long terme montre que chaque année **194,2 décès anticipés** (IC 95 % = [117,4-275,6]) sont attribuables à une exposition chronique aux PM₁₀.

Afin d'estimer le nombre de décès évitables sur le long terme par différentes stratégies de réduction de la pollution, nous avons testé plusieurs scénarios de réduction des PM₁₀. Les estimations des gains sanitaires obtenus grâce à ces différents scénarios sont présentées dans le tableau 10.

Tableau 10 - Gains sanitaires attendus par an grâce aux différents scénarios de réduction des PM₁₀ - Agglomération de Bordeaux

Scénario de réduction des PM ₁₀	n décès évitables par an	IC 95 %
1. diminution de la moyenne annuelle à 20 µg/m ³ *	10,9	[6,6-15,3]
2. diminution de 5 µg/m ³ de la moyenne annuelle	92,4	[56,4-131,1]
3. diminution de 25 % de la moyenne annuelle	91,5	[55,5-129,2]
4. diminution de 33 % de la moyenne annuelle	122,0	[74,0-172,6]

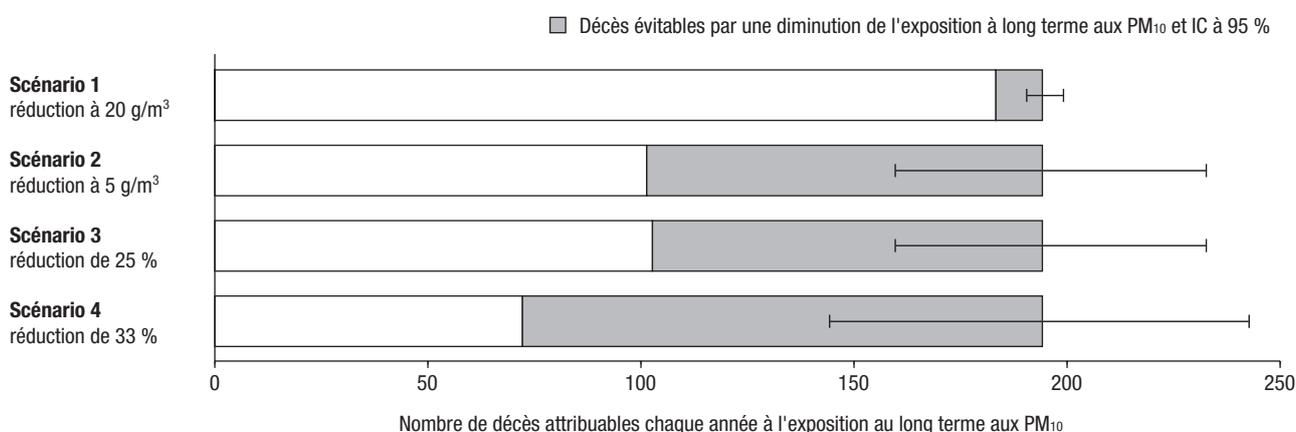
* valeur limite européenne pour la protection pour la santé prévue en 2010.

Les scénarios testés entraînent tous des gains sanitaires significatifs. Le premier, qui correspond à l'application de la valeur limite européenne prévue pour 2010, permet d'atteindre un gain sanitaire de l'ordre de 11 décès par an. Les scénarios 2 et 3 aboutissent à des gains similaires puisque sur l'agglomération de Bordeaux, diminuer la moyenne annuelle des PM₁₀ de 5 µg/m³ revient à l'abaisser

d'environ 25 %. Enfin, une diminution d'un tiers de la moyenne annuelle entraînerait un gain sanitaire de plus de 120 décès par an dans les années à venir.

La part des décès qui pourrait être évitée par ces différents scénarios par rapport au nombre total de décès attribuables à la pollution est illustrée dans la figure 10.

Figure 10 - Gains sanitaires annuels en terme de décès anticipés obtenus grâce à différents scénarios de réduction des PM₁₀ - Agglomération de Bordeaux



Sur les 194 décès anticipés attribuables chaque année à l'exposition au long terme aux PM₁₀, environ la moitié pourrait être évitée par une diminution de 25 % de la moyenne annuelle de ce polluant. Une réduction d'un

tiers de la moyenne annuelle permettrait quant à elle d'éviter chaque année environ deux tiers des décès anticipés attribuables à l'exposition au long terme aux PM₁₀.

3.5 | Analyse de sensibilité pour les résultats de l'EIS à long terme

Nous avons répété les estimations de l'impact sanitaire à long terme avec les méthodes suivantes :

- application du RR de l'étude trinationale (RR associé à une augmentation de 10 µg des PM₁₀ = 1,043, IC 95 % [1,026 - 1,061]) :
 - aux PM_{10 TEOM} corrigées par le facteur de 1,3 recommandé par un groupe de travail d'experts européens,
 - aux PM_{10 TEOM} corrigées par le facteur de 1,3 uniquement l'hiver (du 01/10 au 31/03),
 - aux PM_{10 TEOM} corrigées à l'aide de l'équation polynomiale spécifique à Bordeaux établie par les métrologistes de l'Ecole des mines de Douai ;

- application du RR de l'étude de Pope (RR associé à une augmentation de 10 µg des PM_{2,5} = 1,06, IC 95 % [1,02 - 1,11]) :

- aux PM_{2,5 TEOM} (disponibles sur l'année 2002 seulement),
- aux PM_{2,5} obtenues par conversion (facteur local de 0,62) des PM_{10 TEOM}.

Les statistiques descriptives des concentrations en PM₁₀ et PM_{2,5} obtenues par ces différentes méthodes sont présentées dans le tableau 11.

Tableau 11 - Description des moyennes annuelles des concentrations particulières obtenues par différentes méthodes - Agglomération de Bordeaux, 2000-2002

	PM ₁₀				PM _{2,5}	
	brutes mesurées par TEOM	facteur européen	corrigées facteurs saisonniers	polynôme local	brutes mesurées par TEOM	obtenues par conversion des PM ₁₀
Moyenne	20,6	26,7	24,0	24,7	12,8	12,8
Écart-type	9,4	12,3	12,6	13,4	6,5	5,9
Minimum	5,0	6,5	6,3	5,4	4,5	3,1
Q1	14,3	18,5	15,5	16,1	8,4	8,8
Médiane	18,3	23,8	21,1	21,2	11,5	11,4
Q3	24,3	31,5	28,3	29,0	15,0	15,0
Maximum	82,6	107,4	107,4	129,7	59,0	51,2

Les impacts sanitaires totaux et les gains potentiels liés à une réduction des particules sur le long terme sont présentés dans le tableau 12.

Le fait de corriger les concentrations en PM₁₀ entraîne une augmentation du nombre de décès attribuables qui peut être jusqu'à 1,5 fois plus élevé selon la méthode utilisée.

Les gains sanitaires liés à une réduction des PM₁₀ jusqu'à la valeur limite européenne pour la protection pour la santé prévue en 2010 varient énormément en fonction de la méthode utilisée et l'utilisation du facteur de 1,3, qui est la méthode majorant le plus les concentrations en PM₁₀,

entraîne l'obtention d'un gain 11 fois plus important que lorsque les mesures brutes sont utilisées. En revanche, les deux autres scénarios qui consistent à rabaisser les concentrations de 25 et 33 % sont moins sensibles à la méthode utilisée, puisque les gains sanitaires sont du même ordre de grandeur.

L'application des RR de Pope, quant à elle, aboutit à des résultats très comparables à ceux obtenus par l'utilisation des RR de l'étude trinationale, en particulier pour l'impact sanitaire total.

Tableau 12 - Nombre annuel de décès anticipés attribuables à l'exposition aux particules et gains potentiellement liés à une réduction des concentrations en PM₁₀ ou PM_{2,5} - Résultats obtenus par les différentes méthodes d'estimation de l'exposition et en fonction de la mesure de l'association utilisée

Méthode utilisée	Nombre total de décès anticipés attribuables		Nombre de décès anticipés pouvant être évités par une diminution de la moyenne annuelle des PM ₁₀					
	n	IC 95 %	à la valeur limite *		de 25 %		de 33 %	
	n	IC 95 %	n	IC 95 %	n	IC 95 %	n	IC 95 %
Application des RR de l'étude trinationale								
PM ₁₀ mesurées par TEOM **	194,2	[117,4-275,6]	10,9	[6,6-15,3]	91,5	[55,5-29,2]	122,0	[74,0-172,6]
PM ₁₀ corrigées par le facteur européen	303,4	[182,4-433,0]	124,8	[75,7-176,6]	116,9	[70,9-165,4]	156,5	[94,7-221,7]
PM ₁₀ corrigées par un facteur local saisonnier	254,5	[153,4-362,3]	73,8	[44,9-104,2]	105,6	[64,0-149,2]	141,0	[85,4-199,7]
PM ₁₀ corrigées par polynôme local	266,7	[160,6-379,9]	86,5	[52,5-122,1]	108,4	[65,7-153,3]	144,9	[87,7-205,2]
Application des RR de l'étude de Pope								
PM _{2,5} mesurées par TEOM	186,5	[62,4-340,2]	19,2	[6,5-34,4]	74,8	[25,2-134,9]	99,6	[33,6-180,1]
PM _{2,5} obtenues par conversion des PM ₁₀ brutes	196,2	[65,7-357,9]	19,5	[6,6-35,0]	78,8	[26,6-142,1]	104,9	[35,4-189,7]

* Pour les PM₁₀, il s'agit de 20 µg/m³ (valeur limite européenne pour la protection pour la santé prévue en 2010) ; pour les PM_{2,5} qui représentent environ 60 % des PM₁₀, il s'agit donc de 20 x 60 %=12 µg/m³.

** Il s'agit des résultats habituellement utilisés dans les EIS en France, présentés dans le chapitre 3.4.2.

4 Discussion

4.1 | Intérêts des EIS

La démarche des EIS est une méthode peu coûteuse, rapide et facilement reproductible. La présentation de ses résultats sous la forme de nombre de cas attribuables est facilement compréhensible et permet la comparaison de différentes stratégies d'amélioration de la qualité de l'air en terme de réduction de risque. Elle fournit des données

locales utiles à la gestion du risque sanitaire que peuvent s'approprier les acteurs locaux. Dans cette optique, cette évaluation, ainsi que les autres menées en Aquitaine, seront transmises aux Ddass concernées qui pourront ainsi relayer l'information auprès des décideurs locaux et du grand public.

4.2 | Hypothèses, limites et incertitudes

Les résultats obtenus dans cette étude doivent être interprétés en tenant compte des hypothèses, limites et incertitudes inhérentes à la méthodologie employée.

Tout d'abord, le calcul d'un risque attribuable à un facteur de risque nécessite que la relation entre l'exposition à ce facteur et la maladie soit de nature causale. Dans le cas de la pollution atmosphérique et la santé, la confrontation des résultats épidémiologiques aux critères de causalité habituellement retenus [22] permet d'aller dans ce sens, en particulier pour la relation entre PM_{10} et mortalité mais également pour les autres polluants et indicateurs sanitaires. L'existence d'une relation exposition-risque respectant le critère de temporalité a ainsi été démontrée à plusieurs reprises et de manière constante dans des lieux très différents sur les plans géographique, climatique, démographique et sanitaire. Le fait que les RR soient faibles n'est pas un argument suffisant pour réfuter la causalité. Enfin, bien que les mécanismes biologiques pouvant expliquer cette association ne soient pas encore complètement élucidés, chacun des polluants étudiés ici présente des caractéristiques pouvant expliquer ses effets sur la santé et son association avec la mortalité et la morbidité, aussi bien cardio-vasculaire que respiratoire.

Cependant, la démarche de l'EIS nécessite le recours à des relations exposition-risque fondées sur des observations épidémiologiques dans lesquelles la population peut être soumise à une pollution atmosphérique différente. L'évaluation de l'impact à long terme, notamment, est basée sur ces fonctions exposition-risque établies dans des

populations américaines potentiellement différentes des populations étudiées ici en termes de causes de mortalité, d'exposition et de caractéristiques sociodémographiques. À court terme, en revanche, l'utilisation des courbes exposition-risque obtenues dans le cadre d'APHEA et Psas-9 minimise cet inconvénient, puisque ces études ont montré la cohérence des relations exposition-risque sur la mortalité et les admissions pour motif respiratoire, quelles que soient les caractéristiques locales.

L'estimation de l'exposition repose sur l'hypothèse selon laquelle la moyenne journalière des valeurs enregistrées par les stations de mesure sélectionnées constitue une bonne approximation de la moyenne des expositions individuelles journalières de la population concernée. Cependant, une partie de la population peut s'absenter de la zone d'étude au cours de la journée pour des raisons professionnelles ou individuelles. Selon les niveaux de pollution atmosphérique, cela conduit à sur ou sous-estimer l'impact sanitaire. Cependant, la prise en compte dans cette étude de l'ensemble de l'agglomération bordelaise limite la proportion de la population vivant ou travaillant en dehors de la zone d'étude. À l'inverse, la zone d'étude retenue peut être une zone attractive importante pour une population ne résidant pas dans la zone, en particulier durant l'été. Cette population n'étant pas prise en compte dans les données sanitaires (mortalité ou admissions hospitalières), alors qu'elle est exposée à la pollution atmosphérique de la zone, l'impact sanitaire est dans ce cas sous-estimé.

Concernant les indicateurs de mortalité, des erreurs de classement peuvent survenir puisque les causes de décès sont parfois renseignées de façon imprécise dans les certificats. En effet, les relations entre les affections cardiaques et respiratoires sont complexes et les symptômes liés à certaines pathologies cardiaques et respiratoires peuvent être assez semblables, favorisant une confusion possible entre les deux types de pathologies [23]. Cependant, nous pouvons supposer que les erreurs de déclaration et/ou de codage se répartissent de manière homogène entre la mortalité cardiaque et respiratoire et qu'elles sont indépendantes des variations de la pollution atmosphérique, ce qui limite les biais qu'elles peuvent engendrer.

Les indicateurs d'admissions hospitalières, quant à eux, sont construits à partir du PMSI qui est avant tout un outil médico-économique, dont l'utilisation à des fins épidémiologiques n'était initialement pas prévue. La qualité des données est en grande partie liée aux pratiques de codage qui peuvent différer d'un établissement à l'autre, notamment lors du choix du diagnostic principal lorsqu'un patient est atteint de plusieurs pathologies difficiles à différencier. Cependant, l'agrégation des données en grands types de pathologies (respiratoires, cardio-vasculaires et cardiaques) permet de s'affranchir en partie de cette hétérogénéité liée aux pratiques de codage [24].

En revanche, l'effet du facteur organisationnel lié au fonctionnement de l'hôpital peut modifier en partie la relation observée entre pollution et nombre d'admissions dans les études épidémiologiques. Il est notamment impossible d'exclure les admissions hospitalières programmées qui n'ont *a priori* aucun lien avec la pollution atmosphérique lorsque celles-ci ne sont pas codées en tant que telles.

Enfin, la caractérisation du risque s'appuie sur la mise en relation des indicateurs d'exposition avec les indicateurs sanitaires disponibles. Les décès et les hospitalisations constituent les événements les plus graves qui touchent une faible partie de la population exposée. D'autres événements sanitaires tels que des allergies, des crises d'asthme ou des irritations oculaires ne nécessitant pas de passage à l'hôpital mais seulement une consultation chez le médecin ou en pharmacie ne peuvent pas être pris en compte dans ces études d'impact sanitaire, alors qu'ils touchent une proportion beaucoup plus importante de la population. De même, les passages aux urgences ne nécessitant pas une hospitalisation ne sont pas répertoriés dans le PMSI, ce qui conduit à sous-estimer l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique sur l'activité des soins hospitaliers.

4.3 | Interprétation des résultats

Compte tenu des incertitudes inhérentes à la méthode d'évaluation et aux limites présentées ci-dessus, les résultats de cette EIS doivent être interprétés avec précaution. En effet, l'intérêt des chiffres présentés est de donner un ordre de grandeur de l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique et non pas un nombre exact d'événements attribuables.

Cependant, cette évaluation est basée sur des relations doses-réponses issues d'études concordantes d'une part, avec les hypothèses biologiques pouvant expliquer les associations entre pollution et santé et d'autre part, avec les autres études de la littérature ayant montré des associations similaires. Etant donné la fiabilité des courbes dose-réponse utilisées, nous pouvons donc penser que l'impact estimé dans cette étude est un bon reflet de la réalité. En effet, de nombreuses études épidémiologiques ont montré une relation significative du même ordre de grandeur entre l'exposition à la pollution atmosphérique et

les effets sur la santé, avec une relation dose/effet sans seuil. Seule la relation entre NO₂ et hospitalisations pour pathologies cardio-vasculaires ne se fonde que sur deux études épidémiologiques mais dont les résultats sont cohérents avec les hypothèses biologiques. Ceci renforce le lien causal entre l'exposition au facteur de risque et la maladie et le calcul d'un risque de décès ou d'hospitalisation attribuable à la pollution se justifie donc pleinement.

Les impacts estimés par indicateur de pollution ne sont pas additifs dans la mesure où la population est exposée à un ensemble de polluants pour lesquels aucun indicateur n'est totalement spécifique. Ainsi, si les polluants peuvent avoir une toxicité propre, ils sont avant tout des indicateurs d'un mélange chimique complexe. De plus, les polluants peuvent interagir et l'effet d'un polluant peut varier en fonction du niveau des autres. La notion de risque attribuable doit donc s'entendre comme étant une estimation du risque associé à la pollution atmosphérique

urbaine approchée indirectement par les indicateurs de pollution. Une politique de réduction des risques ne peut être envisagée qu'au travers d'une approche globale, la pollution atmosphérique dans son ensemble constituant le facteur de risque à maîtriser.

Il faut noter que le nombre de décès attribuables à la pollution ou évitables par des scénarios de réduction ne s'interprète pas comme un excès absolu de mortalité mais comme une estimation du nombre d'individus qui ont vu, au cours de la période d'étude, leur espérance de vie diminuée.

Enfin, il est important de garder à l'esprit que ce travail ne vise pas à démontrer que la pollution atmosphérique a des effets à court terme sur la santé, ce qui a été fait par ailleurs, mais de quantifier cet impact au niveau local. En effet, la pollution atmosphérique a fait l'objet d'une

abondante littérature scientifique qui permet de conclure à l'existence d'effets néfastes sur la santé des populations même pour de faibles niveaux d'exposition et à l'inexistence apparente de seuil pour la manifestation de ces effets au niveau d'une population.

Les résultats de la présente étude viennent s'ajouter à ceux déjà publiés dans le cadre de l'étude européenne APHEIS dont la phase la plus récente porte sur l'évaluation des effets à long terme des particules [25]. Dans cette étude, l'impact d'une réduction des $PM_{2,5}$ a également pu être étudié et a montré qu'une réduction de $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ des niveaux de ces particules sur le long terme permettrait d'éviter 24 décès par an sur l'agglomération de Bordeaux, ce qui reviendrait à augmenter de 7 ans l'espérance de vie des personnes décédées de façon prématurée à cause de la pollution atmosphérique.

4.4 | Robustesse des résultats obtenus pour l'impact à long terme

La correction des PM_{10} mesurées par TEOM est recommandée à l'échelle européenne pour compenser la perte des composés volatils que l'utilisation de cette méthode engendre. Cependant, nous n'avons pas pratiqué cette correction dans un souci d'obtenir des résultats comparables à ceux des EIS réalisées dans d'autres villes françaises. C'est pourquoi nous avons répété les estimations avec différentes méthodes de correction afin d'observer la façon dont les résultats variaient en fonction de la méthodologie utilisée.

L'application d'un facteur de correction pour la mesure des PM_{10} augmente l'impact global de la pollution, qui est jusqu'à 1,5 fois plus important que lorsque les mesures brutes sont utilisées. Cependant, l'impact obtenu en appliquant le facteur européen est probablement surestimé puisque l'application de ce facteur par défaut sur l'ensemble de l'année entraîne une surestimation des valeurs estivales.

Le résultat qui varie le plus est le gain sanitaire obtenu par une réduction au niveau des objectifs de qualité car l'application d'un facteur de correction implique un différentiel plus important que pour les autres scénarios.

En revanche, le gain sanitaire obtenu par la réduction d'un certain pourcentage des concentrations en particules est moins sensible aux variations car, même si on part de niveaux de pollution différents, les différentiels de pollution

auxquels on aboutit en appliquant ce type de scénario sont très proches.

L'application du RR de Pope vient conforter les résultats obtenus avec ceux de l'étude trinationale puisque les impacts sanitaires obtenus avec ces deux méthodes sont du même ordre de grandeur. Il semble donc pertinent de continuer à utiliser les relations issues de l'étude trinationale car elles concernent les PM_{10} qui sont mesurées en routine par les associations agréées généralement depuis plusieurs années (contrairement aux $PM_{2,5}$ qui ne sont pas mesurées partout).

Les impacts sanitaires obtenus avec la mesure directe des $PM_{2,5}$ et par conversion des PM_{10} donnent des résultats très similaires puisque le facteur appliqué pour la conversion est un facteur local obtenu en calculant le ratio des $PM_{2,5}/PM_{10}$ sur l'ensemble de la période pour laquelle nous disposons des deux types de mesure (du 12/07/01 au 31/12/03). Ces deux méthodes apportent donc des informations qui peuvent paraître redondantes ; cependant, l'impact calculé directement à partir des $PM_{2,5}$ ne portant que sur une année de mesure (l'année 2001 étant incomplète et l'année 2003 ayant été exclue en raison du climat inhabituel lors de la canicule), les résultats obtenus avec les PM_{10} converties suggèrent que la restriction de la période n'entraîne pas de modification importante des résultats qui peuvent donc être comparés aux autres.

Au vu des résultats obtenus, il apparaît que le fait de corriger les concentrations en particules augmente notablement l'impact sanitaire à long terme sur la mortalité. En particulier, le nombre annuel de décès pouvant être évités en ramenant les PM_{10} à la valeur limite européenne prévue en 2010 peut être jusqu'à 12 fois plus élevé lorsque l'on applique le facteur européen qui maximise le plus les concentrations en particules. **Il est donc important que des recommandations soient formulées sur la pertinence de corriger les données de pollution particulaire et pour aboutir à une méthode commune** car les différentes stratégies, que ce soit l'application

d'un facteur européen ou l'utilisation de méthodes mathématiques spécifiques à chaque ville, restent encore controversées.

Les résultats obtenus avec le RR de Pope étant comparables à ceux obtenus par l'application du RR de l'étude trinationale, il semble plus judicieux de conserver ce dernier qui concerne les PM_{10} mesurées en routine par les Associations agréées de surveillance de la qualité de l'air (Aasqa), contrairement aux $PM_{2,5}$ dont la mesure a commencé plus récemment et dans certaines agglomérations seulement.

5 Conclusion

Un impact collectif important...

L'impact sanitaire de la pollution atmosphérique sur l'agglomération de Bordeaux a été évalué à court terme à 56 décès toutes causes et une centaine d'hospitalisations pour causes respiratoires ou cardio-vasculaires sur 1 an et, à long terme, à environ 200 décès par an. Ces résultats, même s'ils ne constituent que des ordres de grandeur,

montrent que la pollution atmosphérique a un impact sanitaire collectif important malgré le faible risque individuel mis en évidence dans la littérature. En effet, même si le RR associé à une exposition individuelle à la pollution est faible, l'impact collectif sur une population est fort puisque toute la population est soumise à cette exposition.

... pour des niveaux de pollution modérés

Les résultats de cette étude montrent que le risque collectif peut être important, même pour des niveaux de pollution modérés situés en dessous des normes réglementaires. En effet, nous avons pu constater en évaluant l'impact sanitaire par niveaux d'exposition, que près de 80 % des décès ou des hospitalisations attribuables à une exposition à court terme survenaient suite à une exposition à des teneurs inférieures aux objectifs de qualité pour la santé fixés par la législation. Ainsi, le gain sanitaire obtenu en ramenant les concentrations à ces objectifs de qualité ne représente

pour l'impact à court terme que 2 décès sur les 56 attribuables à la pollution atmosphérique. Une diminution ponctuelle des polluants lors des épisodes de pollution est donc insuffisante et un gain sanitaire ne pourra être obtenu qu'à la condition de parvenir à une amélioration durable de la qualité de l'air tout au long de l'année. En terme de communication, il est donc important de sensibiliser la population et les industriels sur la nécessité d'agir au quotidien de manière préventive et non pas uniquement lors des épisodes de pollution.

Une action possible pour améliorer la santé de la population

Les scénarios de réduction de la pollution se sont révélés plus ou moins efficaces en terme de gain sanitaire. Comme nous l'avons vu, le fait de ramener tous les polluants au seuil de qualité n'entraîne qu'un très faible gain sanitaire ; en revanche, les scénarios consistant à réduire les teneurs en polluants de 25 % ou 33 % au quotidien se sont révélés beaucoup plus efficaces, puisqu'ils permettent d'éviter respectivement la moitié et deux tiers des décès et

hospitalisations survenus au sein de notre population d'étude. En terme de santé publique, ces résultats montrent donc qu'une action est possible pour améliorer la santé de la population mais cela implique une prise de conscience et une réelle volonté d'agir, non seulement de la part de la population, mais aussi des pouvoirs publics et des industriels.

Références bibliographiques

- [1] Spix C, Anderson HR, Schwartz J, Vigotti MA, Le Tertre A, Vonk JM, Touloumi G, Balducci F, Piekarski T, Bacharova L, Tobias A, Ponka A, Katsouyanni K. Short-term effects of air pollution on hospital admissions of respiratory diseases in Europe: a quantitative summary of Aphea study results. *Air pollution and health: a European approach. Arch Environ Health*, 1998;53(1):54-64.
- [2] Katsouyanni K, Touloumi G, Samoli E, Gryparis A, Le Tertre A, Monopoli Y, Rossi G, Zmirou D, Ballester F, Boumghar A, Anderson HR, Wojtyniak B, Paldy A, Braunstein R, Pekkanen J, Schindler C, Schwartz J. Confounding and effect modification in the short-term effects of ambient particles on total mortality: results from 29 European cities within the Aphea 2 project. *Epidemiology*, 2001;12(5):521-31.
- [3] 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;164:1860-6.
- [4] 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;56(10):773-9.
- [5] Dockery DW, Pope CA III, Xu X *et al.* An association between air pollution and mortality in six U.S. cities. *The New England Journal of Medicine*, 1993;329(24):1753-9.
- [6] Pope CA III, Thun MJ, Namboodiri MM, Dockery DW, Evans JS, Speizer FE, Heath CW. Particulate air pollution as a predictor of mortality in a prospective study of U.S. adults. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 1995;151:669-74.
- [7] Künzli N, Kaiser R, Medina S, Stunicka M, Oberfeld G. Air pollution attributable cases: technical report on epidemiology. In: *Health costs due to road traffic-related air pollution: an impact assessment project of Austria, France, and Switzerland* (prepared for the third WHO Ministerial Conference on Environment and Health, London, United Kingdom, 1999). Bern, Switzerland: European Regional Office, World Health Organization, 1999. <http://www.airimpacts.org/documents/local/cases.pdf>
- [8] Filleul L, Rondeau V, Vandentorren S, Le Moual N, Cantagrel N, Annesi-Maesano I, Charpin D, Declercq C, Neukirch F, Paris C, Vervloet D., Brochard P, Tessier JF, Kauffmann F, Baldi I. Twenty five year mortality and air pollution: results from the French PAARC survey. *Occupational and Environmental Medicine*, 2005;62:453-46.
- [9] Katsouyanni K, Pershagen G. Ambient air pollution exposure and cancer. *Cancer Causes Control*, 1997;8(3):284-91.
- [10] Filleul L *et al.* Difference in the relation between daily mortality and air pollution among elderly and all-ages populations in southwestern France. *Environ Res*, 2004;94:249-53.
- [11] Loi n° 96-1236 du 30 décembre 1996 sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie. *Journal Officiel de la République Française n°1 du 1^{er} janvier 1997.*
- [12] Glorennec P, Quénel P. Évaluation de l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique urbaine : guide méthodologique. Institut de veille sanitaire, Saint-Maurice, Juillet 1999;48 pages.
- [13] Pascal L, Cassadou S. Évaluation de l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique urbaine. Actualisation du guide méthodologique. Recommandations provisoires pour les EIS à court terme et à long terme. Manuel d'utilisation du logiciel EIS-PA version 2.0. Institut de veille sanitaire, Mars 2003;32 pages.
- [14] Décret n°2002-93 du 15 février 2002 relatif à la surveillance de la qualité de l'air et de ses effets sur la santé et l'environnement. *Journal Officiel de la République Française du 19 février 2002.*

- [15] Cassadou S, Declercq C, Eilstein D, Filleul L, Le Tertre A, Medina S, Nunes C, Pascal L, Prouvost H, Saviuc P, Zeghnoun A, Quénel P. Programme de surveillance Air et Santé – 9 villes : surveillance des effets sur la santé liés à la pollution atmosphérique en milieu urbain. Phase II. Institut de veille sanitaire, Saint-Maurice, Juin 2002; 184 pages.
- [16] Medina S *et al.* ERPURS : analyse des liens à court terme entre pollution atmosphérique et santé. Résultats 1991-1995. Rapport d'étude de l'Observatoire régional de santé d'Île-de-France. Paris, 1997.
- [17] Poloniecki JD *et al.* Daily time series for cardiovascular hospital admissions and previous day's air pollution in London, UK. *Occupational Environmental Medicine* 1997;54:535-40.
- [18] Pope CA 3rd, Burnett RT, Thun MJ, Calle EE, Krewski D, Ito K, Thurston GD. Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution. *JAMA*. 2002;287(9):1132-41.
- [19] <http://europa.eu.int/comm/environment/air/pdf/finalwgreporten.pdf>
- [20] http://www.lcsqa.org/rapport/rap/prog2002/emd/lcsqa051_2002.pdf
- [21] Houdret JL, Mathe F. Programme pilote national de surveillance des particules PM₁₀ et PM_{2,5}.
- [22] Hill AB. The environment and diseases: association or causation? *Proceedings of the Royal Society of Medicine* 1965;58:295-300.
- [23] Bates DV. Health indices of the adverse effects of air pollution: the question of coherence. *Environmental research* 1992;9:336-49.
- [24] Lombrail P *et al.* Programme de médicalisation des systèmes d'information et épidémiologie : une liaison qui ne va pas de soi. *Revue d'épidémiologie et de santé publique* 1994;42:334-44.
- [25] APHEIS : évaluation de l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique dans 26 villes européennes. <http://www.invs.sante.fr/publications/2004/apheis/index.html>

Une évaluation de l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique urbaine a été réalisée dans l'agglomération de Bordeaux. Les indicateurs de pollution retenus étaient l'ozone (O₃), le dioxyde d'azote (NO₂) et les particules fines (PM₁₀). L'impact sanitaire a été évalué à court terme en estimant le nombre de décès anticipés (hors morts violentes et accidentelles) et d'admissions hospitalières (pour motifs cardio-vasculaire et respiratoire) attribuables à la pollution et, à long terme, en estimant le nombre de décès annuels attribuables à l'exposition chronique à la pollution.

La zone d'étude était constituée de 22 communes représentant un total de 604 238 habitants. En 2001, le nombre total de décès anticipés attribuables à la pollution atmosphérique dans l'agglomération de Bordeaux s'élevait à 56, dont la moitié par mortalité cardio-vasculaire et 7 par mortalité respiratoire. Concernant la morbidité, 29 personnes de plus de 15 ans, dont près de deux tiers âgées de 65 ans et plus, ont été hospitalisées pour une pathologie respiratoire attribuable à la pollution atmosphérique au cours de l'année 2002. De même, 81 hospitalisations pour motif cardio-vasculaire survenues en 2002 étaient attribuables à la pollution atmosphérique, dont 27 pour motif cardiaque. Une réduction de 25 % des concentrations en polluants aurait permis d'éviter environ la moitié de ces décès et hospitalisations. L'impact sanitaire à long terme a été estimé pour les PM₁₀ et a montré que, chaque année, près de 200 décès anticipés étaient attribuables à une exposition chronique à ce polluant ; une réduction de 25 % des PM₁₀ permettrait d'éviter la moitié de ces décès.

Même s'ils doivent être interprétés avec précautions, ces résultats montrent que la pollution atmosphérique urbaine semble avoir un impact important sur la santé dans l'agglomération de Bordeaux, où les valeurs limites sont pourtant respectées la plupart du temps. De plus, les scénarios de réduction montrent qu'une action est possible et que les mesures les plus efficaces seraient celles qui visent à réduire au quotidien les concentrations en polluants. Il est donc important de sensibiliser la population et les industriels sur la nécessité d'agir de manière préventive et non pas uniquement lors des épisodes de pollution.

A health impact assessment of air pollution based on the InVS guidelines has been conducted in Bordeaux area. Atmospheric pollution indicators analyzed were ozone, nitrogen dioxide and particles having diameter below 10 µm. Short-term impact of atmospheric pollution has been estimated in term of mortality (total, cardiovascular and respiratory mortality) and hospital admissions (for respiratory, cardiovascular and cardiac reasons) attributable to air pollution. Long-term impact was also assessed by the number of deaths due to atmospheric pollution.

The study has been carried out in 22 cities homogeneously exposed belonging to Bordeaux agglomeration, representing a study population of 604,238 inhabitants. In 2001, the atmospheric pollution has directly been responsible in the studied area of 56 anticipated deaths, including half for cardiovascular reasons and 7 for respiratory reasons. Regarding morbidity, 29 hospital admissions for respiratory disease were attributable to air pollution in 2002, including two-thirds among elderly people (aged 65 years and over). Further more, 81 hospitalizations for cardiovascular diseases that occurred in 2002 were attributable to air pollution, including 27 for cardiac reasons. A decrease by 25% of the pollutants could have allowed avoiding about half of the premature deaths and hospital intakes attributable to air pollution. Concerning long term effects, about 200 annual deaths are attributable to chronic exposure to air pollution, and a decrease by 5µg/m³ of the annual mean of PM₁₀ could allow avoiding half of these deaths.

The results have to be interpreted with care because of the limits of the HIA method. However, they show that air pollution has a non negligible impact even in a city like Bordeaux where target values are mostly respected. They also show that reducing air pollution can have a significant impact in term of mortality and morbidity. However, a policy of atmospheric pollution reduction only based on not exceeding the standard levels would not have the expected benefits on the public health point of view, and to decrease at the source the every day pollutants emission would be more efficient.



INSTITUT DE
VEILLE SANITAIRE

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

ISBN : 2-11-096293-3
Tirage : 350 exemplaires
Dépôt légal : Juin 2006
Réalisation : Labrador
Imprimé par France Repro - Maisons-Alfort