



**EVALUATION DE L'IMPACT SANITAIRE
A COURT TERME DE LA POLLUTION
ATMOSPHERIQUE URBAINE DANS
L'AGGLOMERATION D'ALBI**

Georges FAHET

novembre 2003

Etude financée dans le cadre du contrat de plan Etat – Région

Ont participé à cette étude :

Observatoire Régional de la Santé Midi-Pyrénées

Georges FAHET

Thibaud BOUILLIE

Institut de Veille Sanitaire

Sylvie CASSADOU (soutien méthodologique)

Direction Régionale des Affaires Sanitaires et Sociales Midi-Pyrénées

Claire BAUDINAT

Observatoire Régional de l’Air Midi-Pyrénées

Jean-Pierre DELLA MASSA

Mariam MEYBECK

Pierre-Yves ROBIC

Sandrine OLIVIER

LISTE DES ACRONYMES ET SIGLES UTILISES

APHEA : Air Pollution and Health - A European Approach
CHU: Centre Hospitalier Universitaire
CIM: Classification Internationale des Maladies
DRASS : Direction Régionale des Affaires Sanitaires et Sociales
EDF : Electricité De France
EIS : Evaluation d'Impact Sanitaire
GHM : Groupe Homogène de Malades
IGN : Institut Géographique National
INSEE : Institut National de la Statistique et des Etudes Economiques
INSERM : Institut National de la Santé Et de la Recherche Médicale
ORAMIP : Observatoire Régional de l'Air en Midi-Pyrénées
ORSMIP : Observatoire Régional de la Santé Midi-Pyrénées
PMSI : Programme de Médicalisation des Systèmes d'Information
PRQA : Programme Régional Pour la Qualité de l'Air
PSAS 9 : Programme de Surveillance Air et Santé 9 villes
RP : Recensement de la Population
RSA : Résumé de Sortie Anonymisé
RSS : Résumé de Sortie Standardisé
RUM : Résumé d'Unité Médicale

µg/m³ : microgrammes par mètre cube

COV : Composés Organiques Volatils

NO₂: Dioxyde d'azote

O₃: Ozone

PM10 : Particules de diamètre inférieur à 10 micromètres

SO₂: Dioxyde de soufre

SOMMAIRE

1. Contexte	3
2. Pourquoi une évaluation d'impact sanitaire ?	4
3. Méthodologie de l'évaluation d'impact sanitaire	5
3.1. Définition de la zone d'étude	5
3.2. Estimation de l'exposition.....	6
3.3. Recueil des données sanitaires	7
3.4. Calcul du nombre de cas attribuables.....	8
4. Application à l'agglomération d'Albi	11
4.1. Définition et description de la zone d'étude	11
4.1.1. Contexte économique et sources de pollution	11
4.1.2. Définition a priori de la zone d'étude	12
4.1.3. Sélection des communes	13
4.2. Estimation de l'exposition.....	19
4.2.1. Surveillance de la qualité de l'air	19
4.2.2. Période d'étude.....	19
4.2.3. Sélection des stations de mesure.....	20
4.2.4. Construction des indicateurs d' exposition	25
4.3. Indicateurs sanitaires	28
4.3.1. Mortalité	28
4.3.2. Morbidité	28
4.4. Calcul du nombre de cas attribuables.....	30
4.4.1. Impact sanitaire par rapport à une situation de faible pollution atmosphérique	30
4.4.1.1. Impact total de la pollution atmosphérique	30
4.4.1.2. Impacts sanitaires par niveaux de pollution.....	32
4.4.2. Gains sanitaires attendus en cas de réduction des niveaux de pollution atmosphérique	33
4.4.2.1. Gain sanitaire pour la mortalité anticipée	33
4.4.2.2. Gain sanitaire pour la morbidité cardiovasculaire, cardiaque et respiratoire	35
4.5. Discussion	37
4.5.1. Rappel des principaux résultats	37
4.5.2. Interprétation des résultats	37
4.5.3. Limites et incertitudes.....	39
4.5.3.1. Définition de la zone d'étude et estimation de l'exposition.....	39
4.5.3.2. Indicateurs sanitaires.....	40
4.5.3.3. Les relations exposition-risque	42
5. Conclusion.....	43
Annexe 1	44
Annexe 2	47
Bibliographie	48

1.CONTEXTE

Les risques sanitaires liés à la pollution atmosphérique sont maintenant relativement bien connus, du moins concernant les effets à court terme (survenue ou exacerbation d'une vaste gamme de manifestations sanitaires, allant de la mortalité prématurée à la modification des paramètres de la fonction ventilatoire).

Les études, tant toxicologiques qu'épidémiologiques menées ces dernières années ont ainsi permis d'objectiver le lien à court terme entre pollution atmosphérique et risque sanitaire. Les relations observées entre les variations journalières d'indicateurs de la pollution atmosphérique et les variations d'indicateurs sanitaires sont le plus souvent de type linéaire et sans seuil : les effets néfastes de la pollution sont observables pour des niveaux d'exposition faibles, inférieurs aux valeurs guides réglementaires.

La confrontation des résultats épidémiologiques aux éléments d'appréciation de la causalité habituellement retenus permet raisonnablement de conclure que la pollution atmosphérique constitue bien un facteur de risque pour la santé de nature causale.

La question qui nous occupe dans le cadre de l'EIS (évaluation de l'impact sanitaire) n'est donc pas de savoir si la pollution atmosphérique est néfaste pour la santé, mais plutôt de quantifier au mieux l'importance de son impact.

Cette approche a déjà été utilisée, notamment en France avec le programme de surveillance air&santé [1] implanté dans 9 grandes villes françaises (PSAS-9) depuis 1997. L'objectif de ce programme est d'élaborer les relations exposition / risque permettant la quantification de l'impact sanitaire.

La méthodologie mise en œuvre s'appuie sur le principe des études temporelles.

La démarche consiste à relier les variations temporelles à court terme (d'un jour à l'autre) d'indicateurs de l'état de santé d'une population (mortalité, admissions hospitalières) à celles d'indicateurs d'exposition de cette population à la pollution atmosphérique urbaine, afin d'identifier des relations exposition/risque.

Ces relations expriment l'augmentation du risque sanitaire en fonction d'une augmentation donnée des concentrations des indicateurs de pollution et permettent ensuite d'estimer le nombre d'évènements sanitaires attribuables à cette pollution, ce qui constitue l'objet de l'EIS.

Le PSAS-9 a également recherché la faisabilité d'une EIS à une échelle locale, dans des villes n'ayant pas participé à ce programme.

En effet le programme PSAS 9 concerne un ensemble de villes contrastées sur le plan géographique, climatique, socio-économique, ainsi que sur le plan des sources de pollution, et cette approche multicentrique a permis de prendre en compte d'éventuelles différences entre les villes quand aux effets de la pollution atmosphérique sur les indicateurs sanitaires.

Cette approche permet ainsi de penser que les risques relatifs estimés par l'analyse combinée des résultats des neuf villes sont vraisemblablement plus proches des risques relatifs « réels » que ceux estimés sur une seule zone urbaine.

2. POURQUOI UNE EVALUATION D'IMPACT SANITAIRE ?

Un contexte législatif

La loi sur l'air du 30 décembre 1996 stipule que « l'Etat assure ... la surveillance de la qualité de l'air et ... de ses effets sur la santé » [2].

Cette loi prévoit notamment l'élaboration de plans régionaux pour la qualité de l'air (PRQA) ayant pour objet de fixer des orientations visant à prévenir, réduire ou atténuer les effets de la pollution atmosphérique.

Ces plans doivent s'appuyer, entre autres, sur une évaluation des effets de la qualité de l'air sur la santé.

Le projet de transfert, en 2002, de la réalisation des PRQA de l'Etat aux conseils régionaux n'en a pas modifié le contenu.

Un outil de planification

Outre le fait de répondre à une démarche réglementaire, l'EIS constitue également un outil de planification, parmi d'autres, des politiques locales en matière de gestion de la qualité de l'air.

Cette démarche permet en effet de fixer des objectifs d'amélioration de la qualité de l'air fondés sur des critères de santé publique et de comparer les bénéfices attendus, en terme de santé, de différents scénarii d'évolution de la pollution.

Les résultats sont présentés en nombre de cas attribuables ou attendus liés à une exposition et doivent permettre la prise en compte de l'impact sanitaire dans le processus décisionnel.

Un outil d'évaluation

L'EIS permet enfin, si des actions de réduction des émissions polluantes sont mises en œuvre, de mesurer leur impact sur la santé publique et d'en évaluer l'efficacité au plan sanitaire.

Au total l'EIS constitue donc un outil de gestion des risques.

Pour répondre à ces objectifs, une EIS a donc été mise en œuvre dans l'agglomération albigeoise.

Ce type de démarche a déjà été entrepris en Midi-Pyrénées dans l'agglomération toulousaine dans le cadre du PSAS 9 [1] [4], il paraît intéressant maintenant de la mettre en œuvre dans d'autres zones de la région telles que l'agglomération albigeoise qui dispose de surcroît d'un réseau de surveillance de la qualité de l'air permettant la réalisation de cette étude. Cela devrait permettre au niveau local, une meilleure prise en compte des enjeux de santé publique liés à la pollution atmosphérique.

3. METHODOLOGIE DE L'EIS

L'étude suit la démarche préconisée par le guide méthodologique élaboré par l'institut de veille sanitaire [3].

Celle-ci se déroule en quatre étapes :

- définition de la zone d'étude
- estimation de l'exposition
- recueil des indicateurs sanitaires
- calcul du nombre de cas attribuables

3.1. Définition de la zone d'étude

Il s'agit à cette étape de définir une zone où l'on peut considérer que la population est exposée, en moyenne, à un même niveau de pollution, c'est à dire où la répartition des concentrations ambiantes de polluants peut être considérée, à priori, comme homogène.

La détermination de cette zone repose sur l'analyse de plusieurs critères détaillés ci-dessous.

Tout d'abord, le niveau de résolution le plus fin pour la définition de cette zone est l'échelon communal. En effet, le recueil des données sanitaires ne peut se faire à une échelle plus fine.

Les critères de sélection des communes sont les suivants :

- géographiques et topographiques : il est nécessaire d'identifier une zone sans rupture d'urbanisation afin de satisfaire l'hypothèse d'une qualité d'air ambiant homogène.
On a recours pour cela aux zonages réalisés par l'INSEE (délimitation des unités urbaines¹), ainsi qu'aux cartes IGN®.
Les unités urbaines définies par l'INSEE sont intéressantes en première approche puisqu'elles permettent de délimiter une zone présentant une certaine continuité urbaine, condition minimale pour une qualité d'air ambiant homogène. L'examen des cartes IGN® d'autre part, permet de vérifier l'absence de dénivelé brutal ou de particularité topographique pouvant mettre en question cette homogénéité.
- météorologiques : prise en compte des paramètres pouvant influencer sur la dispersion des polluants (vents dominants en particulier)
- démographiques : vérification que la population séjourne bien la majeure partie de son temps dans la zone d'étude.
On recense pour cela les déplacements de population et en particulier les navettes domicile-travail obtenues à l'INSEE.

¹ Une unité urbaine est constituée d'une ou plusieurs communes sur le territoire desquelles se trouve une zone bâtie continue de plus de 2000 habitants. Une zone bâtie est elle-même constituée de constructions avoisinantes espacées au maximum de 200 mètres (source INSEE).

- expertise du réseau de surveillance de la qualité de l'air : deux campagnes de mesures ponctuelles des niveaux de pollution ont été entreprises dans le cadre de cette étude, concernant en particulier l'ozone et le dioxyde d'azote.
La première campagne a eu lieu en période estivale (été 2002) et la seconde en période hivernale (hiver 2003).
Ces mesures, réalisées sur différents sites de la zone d'étude présumée, avaient pour objet d'apprécier la distribution spatiale de la pollution atmosphérique et donc de juger de l'homogénéité de l'exposition dans la zone prédéfinie.

A l'issue de cette première étape, est donc identifiée une zone sans rupture d'urbanisation où la majorité de la population séjourne en permanence et où la qualité de l'air (mesurée par des stations de type urbain) et la répartition des immissions peuvent être considérées, à priori, comme homogènes.

3.2. Estimation de l'exposition

L'objet de cette étape est de quantifier l'exposition à laquelle est soumise la population à partir de l'analyse des données de pollution collectées en routine par le réseau local de mesure de la qualité de l'air.

L'estimation de l'exposition repose sur l'hypothèse selon laquelle la moyenne journalière des mesures enregistrées par les capteurs de pollution sélectionnés, constitue une bonne approximation de la moyenne journalière des expositions individuelles.

Il est donc nécessaire de construire, pour chaque polluant mesuré localement, un indicateur d'exposition reflétant au mieux les concentrations auxquelles la population est soumise.

Cette construction comporte les étapes suivantes :

- recueil des données pertinentes auprès du réseau de surveillance de la qualité de l'air : cette étape permet notamment de définir la période d'étude qui sera fonction de la disponibilité des données de pollution, la durée minimale nécessaire étant au moins une année entière afin de prendre en compte les variations saisonnières.
- pour chaque indicateur de pollution, sélection des stations de mesure. Seules les stations de type urbain doivent en principe être retenues (on entend par station urbaine une station non directement influencée par une source de pollution. Ces stations, implantées dans les centres urbains, ont pour objectif de refléter le niveau d'exposition moyen de la population résidente de l'agglomération considérée).

Il est nécessaire que les stations que l'on retiendra pour construire les indicateurs d'exposition reflètent bien l'exposition moyenne et ne soient pas influencées par une source ou un phénomène de dispersion particulier.

On retiendra donc les stations urbaines qui, pour chaque indicateur de pollution, respectent les critères suivants :

- les différences entre les valeurs moyennes des mesures d'une station et celles de chacune des autres stations doivent être inférieures à $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$
- les séries journalières de chaque indicateur de pollution doivent être bien corrélées entre les différentes stations (coefficients de corrélations au moins égaux à 0.6).

- construction des indicateurs d'exposition à partir des données recueillies par les stations de mesure retenues.

On calcule pour cela la moyenne arithmétique des valeurs journalières sur 24 h mesurées par les différentes stations sélectionnées, ceci pour chaque indicateur de pollution (on applique pour l'ozone la méthode du maximum journalier de la moyenne glissante sur 8 heures).

3.3 Recueil des données sanitaires

La troisième étape de l'étude consiste à recueillir les données sanitaires pour lesquelles nous disposons de relations exposition / risque avec les polluants extérieurs mesurés en routine.

Ces relations exposition / risque et leur source bibliographique sont présentées en annexe 1.

Deux types d'indicateurs sanitaires ont ainsi été recueillis pour quantifier les effets à court terme de la pollution atmosphérique :

La mortalité :

- mortalité toutes causes (hors accidentelles et inconnues) et tous âges : CIM 9 < 799.9
- la mortalité cardiovasculaire tous âges : CIM 9 de 390 à 459
- la mortalité respiratoire tous âges : CIM 9 de 460 à 519

Ces données ont été obtenues auprès de l'INSERM, au service commun d'information sur les causes médicales de décès (SC 8)

La morbidité hospitalière :

- nombre d'admissions pour motif cardiaque tous âges : CIM 10 de I 20 à I 25 (sauf I 25.2) et I 44 à I 50.
- nombre d'admissions pour motif cardiovasculaire tous âges : CIM 10 de I 00 à I 99.
- nombre d'admissions pour motif respiratoire (15-64 ans et 65 ans et plus) : CIM 10 de J 00 à J 99.

Les données de morbidité concernent les patients hospitalisés pendant plus de 24 heures (ce qui exclu les bilans de surveillance par exemple), en provenance de leur domicile (cela exclu également les transferts en provenance d'autres établissements de soins).

Les établissements visés sont les établissements, publics ou privés, qui gèrent les services de soins de court séjour pour affections cardiovasculaires ou respiratoires.

Les données d'activité hospitalière ont été extraites du PMSI (Programme de Médicalisation du Système d'Information), le système d'information des établissements sanitaires publics et privés.

Avant tout outil d'évaluation médico-économique, le PMSI enregistre l'activité hospitalière et a pour finalité la classification des séjours en groupes homogènes de malades (GHM) selon une logique économique.

Chaque unité médicale accueillant un patient code, à la fin de son passage dans l'unité, un diagnostic principal correspondant à celui qui a mobilisé le plus de ressources médicales. Ce codage génère un Résumé d'Unité Médicale (RUM) qui contient entre autres le code postal de résidence du patient. A la fin de l'hospitalisation, qui peut avoir donné lieu à des séjours dans plusieurs unités médicales, le chaînage des RUM constitue un Résumé de Sortie Standardisé (RSS). Ce RSS est ensuite transformé en Résumé de Sortie Anonymisé (RSA) dans lequel ne figure plus le nom du patient et est ensuite transmis à la DRASS pour exploitation.

Les données de morbidité hospitalière nécessaires à notre étude ont été recueillies auprès de la DRASS Midi-Pyrénées (service statistiques) qui centralise les résumés de sortie anonymisés (RSA) en provenance de tous les établissements de soins de la région.

Il est à noter que les données du PMSI ne permettent pas de connaître formellement le motif d'admission, item le plus adapté pour caractériser les effets de la pollution atmosphérique sur l'activité hospitalière. On essaie de l'approcher au mieux en utilisant le diagnostic principal des RSA des séjours mono-unités, c'est à dire ne comportant qu'un seul RUM et concernant donc les patients n'ayant fréquenté qu'un seul service, ce qui évite de sélectionner des séjours où le diagnostic principal ne serait pas le diagnostic d'admission.

Ces indicateurs, mortalité et admissions hospitalières, ont été recueillis pour toutes les communes de la zone d'étude et pour chaque saison de la période d'étude.

3.4 Calcul du nombre de cas attribuables

Cette dernière étape permet de quantifier l'impact sanitaire en calculant un nombre de cas d'un indicateur sanitaire donné attribuables à la pollution atmosphérique représentée par un indicateur d'exposition, sur la période et la zone d'étude choisies.

Principe du calcul

D'une manière générale, la proportion de cas attribuables à un facteur de risque donné se calcule selon la formule suivante :

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

PA est la proportion de cas attribuables au facteur de risque

RR est le risque relatif exprimant la relation exposition-risque

f est la proportion de la population exposée au facteur étudié

Dans le cas de la pollution atmosphérique urbaine :

$f = 1$ car toute la population peut être considérée comme étant exposée

Le nombre de cas attribuables pour la période considérée devient donc :

$$NA = [(RR - 1) / RR] \times N \quad \text{où}$$

NA est le nombre de cas attribuables pour la période considérée

N est le nombre d'événement sanitaires au cours de la période considérée

Dans les deux formules précédentes, le nombre d'événements attribuables est calculé en référence à un niveau de pollution atmosphérique nul auquel est associé un risque relatif égal à 1. Or d'un point de vue opérationnel, le choix d'un niveau de référence de pollution nul n'est pas approprié et ne constitue pas un objectif raisonnable.

En conséquence, le nombre d'événements attribuables sera donc calculé non pas pour un niveau de pollution donné, mais pour un différentiel de pollution donné selon la formule suivante :

$$NA = [(RR_{\Delta} - 1) / RR_{\Delta}] \times N \quad \text{où}$$

NA est le nombre de cas attribuables

N est le nombre moyen d'événements sanitaires sur la période étudiée

RR_{Δ} est l'excès de risque associé au différentiel de pollution Δ étudié, donné par la relation exposition / risque

En pratique, le nombre d'événements sanitaires attribuables à la pollution atmosphérique urbaine est calculé pour chaque journée de la période d'étude.

L'impact sanitaire saisonnier est ensuite obtenu en sommant les événements sanitaires attribuables journaliers.

Il est à noter que les risques relatifs associés à chaque indicateur de pollution ne sont pas indépendants.

Chaque polluant doit être considéré comme un indicateur d'exposition au mélange atmosphérique ambiant et non pas comme une substance chimique particulière aux effets spécifiques (les interactions entre polluants sont multiples et l'effet d'un polluant ou de la pollution dont il est le témoin peut varier en fonction du niveau d'autres polluants).

En conséquence, les nombres d'événements attribuables à chaque indicateur ne sont pas cumulables.

Les calculs sont donc réalisés pour chaque indicateur d'exposition et le nombre de cas attribuables retenu comme quantifiant l'impact sanitaire est le plus élevé parmi ceux calculés pour les différents indicateurs d'exposition. Il s'interprète comme l'impact sanitaire minimal de la pollution atmosphérique locale.

La méthode permet d'estimer l'impact de la pollution ambiante mesurée localement selon différents scénarios :

- **Scénario 1** : impact sanitaire par rapport à une exposition à un niveau faible de pollution atmosphérique.
Les niveaux de référence choisis dans cette situation correspondent au percentile 5 de la distribution de chaque indicateur de pollution, niveaux caractérisant une situation hypothétique de pollution urbaine quasi nulle. Dans ce scénario, le nombre de cas attribuables reflète l'impact global de la pollution atmosphérique.

- **Scénario 2** : gain sanitaire lié à la suppression des niveaux dépassant les normes en vigueur pour chaque polluant (réduction des pics de pollution).
Les niveaux de référence choisis correspondent aux objectifs de qualité fixés par décret [9].
 - Indicateur O₃ : le niveau de référence est de 110 µg/m³ sur 8h
 - Indicateur NO₂ : le niveau de référence est de 40 µg/m³ en moyenne annuelle
 - Indicateur SO₂ : le niveau de référence est de 50 µg/m³ en moyenne annuelle.
 - PM10 : le niveau de référence est de 30 µg/m³ en moyenne annuelleCe scénario a pour objectif de mettre en évidence l'impact sanitaire lié au dépassement des normes.

- **Scénario 3** : gain sanitaire lié à la diminution de 25% de la moyenne annuelle pour chaque polluant. Ce dernier scénario a un objectif décisionnel local.

4. APPLICATION A L'AGGLOMERATION D'ALBI

4.1. Définition et description de la zone d'étude

4.1.1. Contexte économique et sources de pollution

Albi est l'agglomération la plus peuplée du département du Tarn et la quatrième de la région Midi-Pyrénées (après Toulouse, Montauban et Tarbes).

La zone d'emploi d'Albi est marquée, comme l'ensemble de la région, par une forte prédominance du secteur tertiaire.

Les principales industries implantées sur l'agglomération oeuvrent dans le secteur de la chimie, du traitement des déchets, de la production de minéraux non-métalliques (verrerie) et enfin dans l'extraction et la transformation d'énergie (un dépôt d'hydrocarbures et une centrale thermique EDF).

Un inventaire des principales émissions en polluants atmosphériques est présenté dans le tableau 1.

Cet inventaire concerne l'unité urbaine d'Albi, soit neuf communes au total (voir paragraphe 4.1.2. pour la liste de ces communes).

Tableau 1 : Emissions polluantes sur l'unité urbaine d'Albi, par secteur d'activité, en tonnes par an et en pourcentages (2001).

Polluants	SO2	NOX	COV ^(*)	CO2
Emissions (tonnes/an)	6087	6614	872	749000
Sources émissions (%)				
Industrie, transformation de l'énergie et traitement des déchets	97.9	91.4	3.8	68.9
Résidentiel, tertiaire et commerce	1.7	1.5	61.1	19.6
Transports	0.4	7.0	35.1	11.5

(*) composés organiques volatils

Source : ORAMIP

Dans la zone d'Albi, la principale source de pollution est liée à l'industrie qui est à l'origine de la quasi totalité des émissions d'oxyde d'azote et de dioxyde de soufre.

La part des transports dans les émissions reste modeste à l'exception des composés organiques volatils qui proviennent pour plus de 35% de ce secteur.

Cette prépondérance des émissions d'origine industrielle est très certainement à mettre au compte de l'implantation de la centrale thermique EDF au Nord de l'agglomération albigeoise. Cette centrale fonctionne au charbon et au fioul, elle est en service essentiellement en période hivernale.

4.1.2. Définition a priori de la zone d'étude

Dans un premier temps, la zone d'étude a été délimitée en fonction des découpages en unités urbaines définis par l'INSEE à l'occasion du recensement de la population de 1999.

En plus d'Albi, les communes retenues a priori étaient donc : Arthès, Cambon, Cunac, Lescure d'Albigeois, Puygouzon, Saint-Juery, Le Sequestre et Terssac.

Les critères de sélection ont ensuite été appliqués à toutes ces communes afin de les inclure ou non dans la zone d'étude définitive.

Ces critères, comme nous l'avons vu, font appel à des données topographiques, météorologiques et démographiques ainsi qu'aux résultats des campagnes de mesures ponctuelles menées par l'ORAMIP (Observatoire Régional de l'air en Midi-Pyrénées).

Données météorologiques

La rose des vents obtenue auprès de Météo France (annexe 2) nous indique que les vents dominants dans la zone d'Albi sont essentiellement orientés d'Ouest en Est, et dans une moindre mesure dans la direction opposée (Est-Ouest), favorisant ainsi la dispersion de la pollution atmosphérique dans ces deux directions.

Ces éléments sont en faveur de la sélection des communes situées soit à l'Ouest soit à l'Est de l'agglomération albigeoise.

Données démographiques

La structure d'âge de la population des communes retenues a priori ainsi que les déplacements domicile-travail sont présentés dans les tableaux 2 et 3.

Tableau 2 : Structure de la population de l'unité urbaine d'Albi par âge et par commune

COMMUNES	0-14 ans		15-64 ans		65 ans et +		Total
	n	%	n	%	n	%	n
ALBI	6299	13,6%	29268	63,2%	10732	23,2%	46299
ARTHES	342	15,7%	1390	63,9%	442	20,3%	2174
CAMBON	275	19,8%	1000	72,2%	111	8,0%	1386
CUNAC	211	18,4%	776	67,8%	158	13,8%	1145
LESCURE-D'ALBIGEOIS	643	17,6%	2364	64,6%	650	17,8%	3657
PUYGOUZON	453	16,6%	1918	70,4%	354	13,0%	2725
SAINT-JUERY	1014	15,3%	4345	65,5%	1271	19,2%	6630
SEQUESTRE (LE)	283	21,1%	894	66,5%	167	12,4%	1344
TERSSAC	133	14,6%	622	68,5%	153	16,9%	908

Source : INSEE RP 1999

La répartition par tranche d'âge de la population renseigne notamment sur la mobilité supposée des personnes concernées et par voie de conséquence sur leur niveau d'exposition : les jeunes scolarisés en primaire restent probablement sur leur commune

de résidence, tandis que ceux fréquentant le secondaire doivent majoritairement se diriger sur Albi où les établissements d'enseignement sont de loin les plus nombreux. Les personnes âgées de 65 ans et plus quant à elles sont plutôt susceptibles de rester également sur leur commune de résidence.

Tableau 3: Déplacements domicile-travail vers Albi par commune de résidence

Communes	Population totale	Proportion de la population travaillant à Tarbes	
		N	%
ALBI	46299	12953	(28,0)
ARTHES	2174	445	(20,5)
CAMBON	1386	424	(30,6)
CUNAC	1145	317	(27,7)
LESCURE D'ALBIGEOIS	3657	770	(21,1)
PUYGOUZON	2725	820	(30,1)
SAINT-JUERY	6630	1445	(21,8)
LE SEQUESTRE	1344	381	(28,3)
TERSSAC	911	276	(30,3)

Source : INSEE RP 1999

Concernant les déplacements domicile-travail, nous nous sommes fixés un seuil de 20% de la population totale de chaque commune se rendant quotidiennement à Albi pour travailler.

Lorsque ce seuil n'a pas été atteint, cela a pu constituer un argument en faveur de l'exclusion de communes qui par ailleurs répondaient mal aux autres critères de sélection.

4.1.3. Sélection des communes

Terssac

Cette commune se situe dans la continuité urbaine de l'agglomération d'Albi.

On ne relève pas d'obstacle topographique qui pourrait nuire à la dispersion de la pollution, également favorisée par la direction des vents.

De plus, plus de 30% des habitants se déplacent quotidiennement à Albi pour leur travail.

Terssac est donc incluse dans la zone d'étude.

Le Séquestre

La commune est enclavée dans le tissu urbain albigeois.

On ne note pas là non plus de différence topographique susceptible d'interférer sur la dispersion de la pollution.

Plus de 28% des habitants du séquestre travaillent à Albi.

La commune est également retenue.

Lescure d'Albigeois

On note d'importantes zones vertes qui couvrent le Nord de la commune, ainsi qu'un dénivelé relativement prononcé (approximativement 100 mètres de différence entre le Nord et le Sud de la commune qui se trouve plus bas). Néanmoins l'urbanisation se trouve plutôt concentrée près du Tarn et d'Albi qui est limitrophe.

Les déplacements domicile-travail vers Albi concernent plus de 21% des habitants de la commune.

Il est à noter enfin que Lescure d'Albigeois est située sous les vents d'ouest de la centrale thermique EDF d'Albi dont la contribution aux émissions polluantes est majeure en période hivernale.

Ce dernier argument nous conduit à ne pas retenir cette commune en première approche.

Arthès

La commune est située au Nord-Est de la zone définie à priori.

Elle est partagée du Nord au Sud par une large étendue verte avec des différences topographiques comparables à la commune précédente, Lescure.

Mais comme cette dernière, l'urbanisation est essentiellement concentrée au Sud et à l'Ouest de la commune, dans la plaine.

De plus, les vents dominants suggèrent une bonne dispersion de la pollution dans cette direction.

Enfin, plus de 20% de la population d'Arthès se rend travailler à Albi.

La commune est donc retenue pour l'étude.

Saint-Juery

Située à l'Est de la zone définie initialement, cette commune ne pose pas de problème particulier au regard des critères de sélection tant géographiques que démographiques : elle est retenue d'emblée dans la zone d'étude.

Cunac, Cambon

On relève sur ces communes de nombreuses zones vertes mais de petite surface.

L'urbanisation y est relativement plus dispersée que dans les communes précédentes.

Situées à l'Est de l'agglomération d'Albi, les vents d'Ouest dominants favorisent la dispersion et l'homogénéité de la pollution dans cette zone.

27 à 30% de la population de ces deux communes se déplace vers Albi pour son travail.

La proportion de personnes âgées de 65 ans et plus relativement faible, suggère également une exposition relativement homogène de la population.

Ces deux communes sont également incluses dans la zone d'étude.

Puygouzon

Les différences topographiques dans cette zone sont marquées, de plus l'habitat y est relativement disséminé.

La situation de la commune, située au Sud de la zone prédéfinie, n'est pas en faveur d'une dispersion de la pollution dans cette direction au regard des vents dominants.

De plus, Puygouzon est assez éloignée de la plus proche station de mesure (environ 4500 mètres), située à Albi au centre ville.

Compte tenu de l'incertitude concernant l'homogénéité de l'exposition dans cette zone, cette dernière commune n'est pas retenue dans un premier temps.

Campagnes de mesures ponctuelles

Deux campagnes de mesures ponctuelles étaient planifiées dans le cadre de cette étude, afin de juger de la répartition spatiale des niveaux de pollution sur la zone d'étude pressentie.

La première campagne de mesures a eu lieu durant l'été 2002 et a concerné l'ozone et le NO₂, elle a été complétée en 2003 par les résultats des mesures hivernales portant uniquement sur le NO₂, les concentrations hivernales d'ozone étant négligeables par rapport à celles de l'été.

Ces campagnes de mesures se sont articulées autour de trois axes :

- Mesures provisoires d'ozone :
L'ensemble de la zone d'étude ne pouvant être couverte en raison du coût élevé d'une telle analyse, quatre communes pour lesquelles l'hypothèse d'homogénéité des teneurs en ozone était à vérifier ont fait l'objet de mesures complémentaires (les communes concernées sont Puygouzon, Terssac, Lescure d'Albigeois et Arthès) Une station provisoire de mesure de l'ozone a été installée dans la commune de Puygouzon durant tout l'été 2002, parallèlement, les autres communes ont chacune fait l'objet de trois jours de mesures qui se sont déroulés en juillet et août 2002.
- Distribution spatiale du dioxyde d'azote :
l'ORAMIP a installé, au cours de l'été 2002 et de l'hiver 2003, une cinquantaine de tubes de mesure à diffusion passive sur la zone d'étude pressentie, dans le but de dresser la cartographie du dioxyde d'azote et de déterminer ainsi la distribution spatiale de ce polluant.
- Mesures provisoires de dioxyde d'azote :
La commune de Lescure d'Albigeois, située sous les vents d'ouest de la centrale thermique EDF d'Albi, a fait l'objet d'une investigation plus approfondie concernant les teneurs hivernales en dioxyde d'azote, ceci afin d'évaluer l'impact des émissions de cette centrale sur la qualité de l'air de la commune. A cette fin, une station provisoire de mesure du dioxyde d'azote a été installée sur cette commune pendant l'hiver 2002-2003.

Les principales conclusions de ces campagnes de mesures sont les suivantes :

Distribution spatiale de l'ozone

Les données obtenues pour chaque site ont été comparées à celles relevées pendant les mêmes périodes par les deux stations fixes de mesures implantées sur la commune d'Albi.

Les principaux résultats sont présentés dans le tableau 4.

Tableau 4 : Distribution de l'ozone (en $\mu\text{g}/\text{m}^3$) par commune, campagne de mesures ponctuelles été 2002.

Commune	Moyenne	Maximum	Ecart type
Puygouzon*	63	167	28
Albi*	57	153	29
Terssac**	97	163	40
Albi**	87	152	36
Arthès***	83	120	17
Albi***	78	120	19
Lescure d'Albigeois****	74	97	15
Albi****	69	91	15

Périodes de mesures : * 20/06 au 17/09/02 ; ** 08/07, 29/07, 12/08/02 ; *** 11/07, 01/08, 19/08/02 ; **** 19/07, 08/08, 21/08/02

Source : ORAMIP

Compte tenu des résultats obtenus, il apparaît que l'hypothèse d'homogénéité des teneurs en ozone est validée pour les périodes étudiées (ensemble de la période estivale pour Puygouzon et trois périodes de quelques heures de mesures pour les autres communes).

Il est apporté, dans le cadre de cette étude, confirmation que l'ozone est un polluant dont les teneurs dans l'air ambiant sont homogènes sur de grandes étendues, à l'échelle de plusieurs communes.

Cette campagne de mesures de l'ozone a également permis de constater l'influence importante du trafic automobile et notamment de l'émission par les véhicules d'oxydes d'azote destructeurs d'ozone.

Ainsi, la commune d'Albi, soumise à un trafic automobile important en comparaison de celui rencontré dans les communes environnantes, associé à une topographie qui limite la dispersion rapide des polluants (bâtiments hauts, rues étroites), enregistre des teneurs en ozone toujours plus faibles que celles rencontrées dans les communes périphériques.

Distribution spatiale du NO₂

Les statistiques obtenues durant les périodes estivales et hivernales et pour l'ensemble des communes de la zone sont présentées dans le tableau 5.

Tableau 5 : Distribution du dioxyde d'azote (en $\mu\text{g}/\text{m}^3$) par commune, campagnes de mesures ponctuelles été 2002 et hiver 2003

	Minimum		Maximum		Moyenne		Ecart type	
	été	hiver	été	hiver	été	hiver	été	hiver
Albi	6.1	14.5	15.1	30.5	11.0	22.7	2.5	3.8
Arthès	5.5	13.5	10.7	24.4	6.9	18.4	1.2	3.3
Cambon	6.8	14.3	11.0	21.0	7.8	16.9	1.1	1.8
Cunac	6.9	16.3	10.9	23.8	8.3	19.2	1.3	2.0
Lescure d'Albigeois	5.9	14.8	13.8	22.9	9.5	18.5	1.8	1.8
Le Séquestre	7.9	20.9	12.2	25.1	9.6	22.5	1.2	0.9
Puygouzon	6.8	14.6	13.0	23.6	9.7	19.0	1.5	2.3
Saint-Juery	7.0	15.1	12.6	24.7	8.7	20.1	1.7	3.6
Terssac	7.5	19.3	9.6	24.3	8.3	22.6	0.5	1.5

Source : ORAMIP

Le dioxyde d'azote rencontré sur le domaine d'étude provient de deux sources différentes : le trafic routier, source de dioxyde d'azote de façon continue et la centrale thermique EDF source de dioxyde d'azote de façon ponctuelle en fonction des besoins énergétiques (période hivernale).

Pour les deux périodes estivales et hivernales, les teneurs en dioxyde d'azote les plus élevées sont rencontrées dans le centre d'Albi et sa distribution est bien corrélée à la zone de continuité urbaine.

En outre, les communes du Séquestre et de Terssac, du fait de leur configuration géographique et de leur position par rapport aux vents dominants subissent sur tout leur territoire l'influence albigeoise.

En revanche, la variation des teneurs en dioxyde d'azote sur les autres communes appartenant au domaine d'étude est différente selon la saison envisagée.

Ainsi en période estivale :

- les communes de Puygouzon au sud d'Albi et de Lescure d'Albigeois au nord, proches d'Albi, sont influencées par ses émissions mais les teneurs en dioxyde d'azote diminuent rapidement pour tendre, du côté opposé d'Albi, vers le niveau de fond du dioxyde d'azote.
- Dans une moindre mesure, les communes d'Arthès, de Cambon et de Cunac sont également influencées par les émissions albigeoises. Ces communes sont plus éloignées du centre-ville d'Albi où l'on rencontre les teneurs en dioxyde d'azote les plus élevées.

En période hivernale, au dioxyde d'azote émis par les véhicules automobiles s'ajoute celui émis par la centrale EDF au nord d'Albi :

- les communes d'Arthès et de Saint-Juery à l'est sont influencées par les émissions en provenance d'Albi et plus particulièrement celles de la centrale EDF. Le dioxyde d'azote est cependant rapidement dispersé.
- Les communes de Cambon, Cunac, Lescure d'Albigeois et Puygouzon sont également influencées par les émissions albigeoises mais dans une moindre mesure. Ces communes sont plus éloignées des émetteurs de dioxyde d'azote et ne sont pas situées sous le vent de la centrale EDF.

Mesures provisoires de dioxyde d'azote à Lescure d'Albigeois

La station provisoire de mesures du NO₂ sur Lescure d'Albigeois a permis de montrer que la qualité de l'air de cette commune est très semblable à celle rencontrée sur Albi et qu'elle ne subit pas l'influence des émissions de la centrale thermique EDF. Ceci corrobore les résultats obtenus par l'étude de distribution spatiale du NO₂ sur l'agglomération albigeoise qui a montré que ce sont les communes d'Arthès et de Saint-Juery qui enregistrent les teneurs en NO₂ les plus élevées après le centre-ville d'Albi lors de la première période hivernale de mesures correspondant à une période de fonctionnement quasi continue de la centrale thermique.

Localisation de la zone d'étude

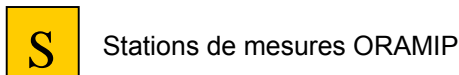
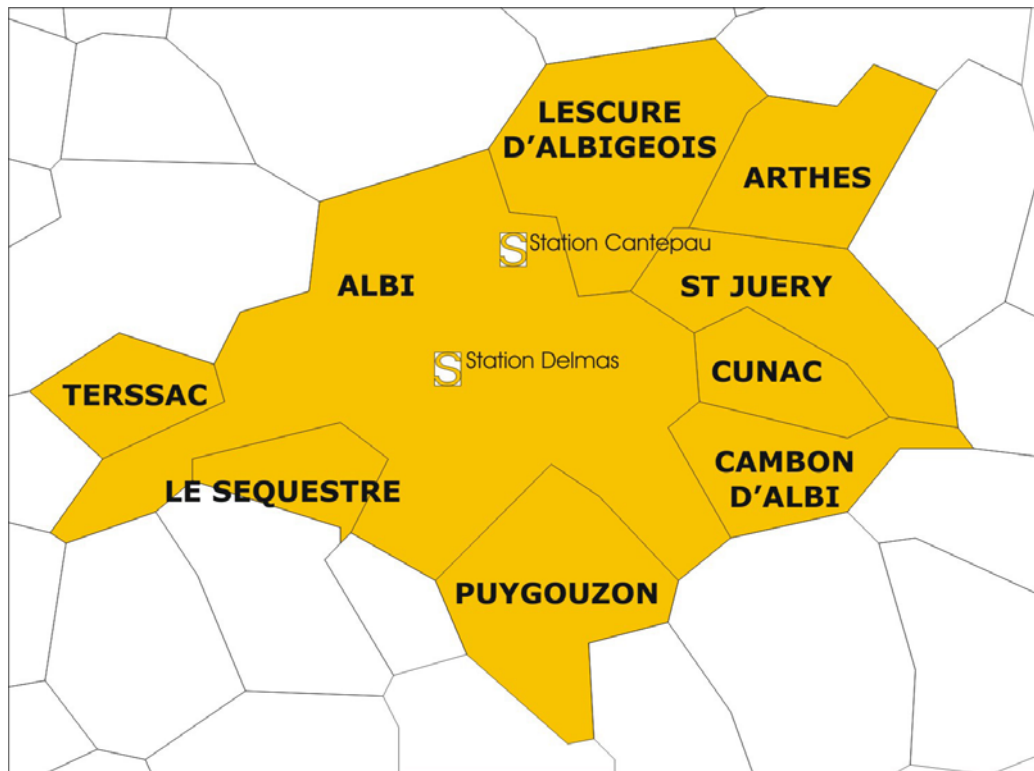
Au total, les résultats des campagnes de mesures ponctuelles du NO₂ indiquent des variations spatiales relativement modérées de la teneur de ce polluant sur le domaine d'étude pressenti, variations compatibles avec l'hypothèse d'homogénéité.

Zone d'étude définitive

Au vu de l'ensemble des critères de sélection et des informations apportées par les campagnes de mesures ponctuelles réalisées par l'ORAMIP, toutes les communes pressenties dans la zone définie a priori sont finalement intégrées dans la zone d'étude définitive.

Les communes de Puygouzon et de Lescure d'Albigeois en particulier, pour lesquelles l'hypothèse d'homogénéité restait à vérifier, semblent présenter des niveaux de pollution comparables aux autres communes, concernant l'ozone et le dioxyde d'azote.

La zone d'étude finalement retenue comprend donc l'ensemble des communes figurant sur la carte suivante.



Cette zone regroupe 66271 habitants sur une superficie de 115 km².

Notre hypothèse de travail à l'issue de cette étape est donc que la pollution atmosphérique enregistrée par les deux stations est homogène sur cette zone et que l'ensemble de la population est exposée, en moyenne, aux niveaux mesurés.

4.2. Estimation de l'exposition

4.2.1. Surveillance de la qualité de l'air

La surveillance de la qualité de l'air dans la région Midi-Pyrénées est assurée par l'ORAMIP, basé à Colomiers en périphérie de Toulouse.

Créé en 1976, le réseau de surveillance couvre aujourd'hui l'ensemble des huit départements de la région.

Il assure des mesures en continu (24h/24) d'indicateurs majeurs de la pollution atmosphérique, notamment sur Toulouse, Tarbes et Albi.

L'agglomération albigeoise comprend deux stations de mesure.

La plus ancienne est située sur la base de loisirs de Cantepau, elle fonctionne depuis mars 1993.

La seconde station est installée au centre ville, square Delmas, depuis septembre 1998.

Les polluants mesurés en routine sont le SO₂, l'O₃, les NO_x et les particules en suspension (PM 10)².

Les caractéristiques de ces stations sont décrites dans le tableau 6.

Tableau 6: Caractéristiques des stations de la zone d'étude.

Stations	Type de station	date de mise en service	Hauteur de prélèvement	Polluants mesurés
Cantepau	périurbaine	1993	4 m	NOx SO2 O3
Square Delmas	urbaine	1998	4 m	NOx SO2 O3 PM10

Source: ORAMIP

4.2.2. Période d'étude

La période d'étude a été définie en fonction de la disponibilité des données, c'est à dire en fonction de la date d'installation des capteurs et l'existence de valeurs manquantes.

Le bon fonctionnement des capteurs à partir de 1999 (peu de valeurs manquantes) a permis de retenir deux saisons tropiques complètes :

- été : du 01/04/1999 au 30/09/1999
- hiver : du 01/10/1999 au 31/03/2000

Afin de vérifier que la période retenue n'était pas particulière en terme de dispersion de la pollution, les paramètres météorologiques de cette période ont été comparés à ceux des 25 années précédentes (tableau 7).

² PM 10 : particules dont le diamètre est inférieur à 10 micromètres.

Tableau 7 : Comparaison des paramètres climatologiques des années 1999/2000 avec ceux des années 1976 à 2001 sur la zone d'Albi

	Paramètres météorologiques	Durée moyenne de l'insolation (heure)	Nombre moyen de jours de vent fort (> 16 m/s)	Nombre moyen de jours de pluie	Température moyenne
Période d'étude	(été)				
	du 01/04/1999 au 30/09/1999	229.4	1.6	14	15.4
Période de référence	(hiver)				
	du 01/10/1999 au 31/03/2000	135.1	1.2	14.5	8.2
Période de référence	Période 1976/2001 Avril à septembre	224.8	1.3	11.1	17.8
	Période 1976/2001 Octobre à mars	116.4	1.8	14.2	8.3

source : Météo France

Les paramètres météorologiques étant du même ordre de grandeur, l'année étudiée peut donc être considérée comme représentative de la situation météorologique habituellement rencontrée sur la zone d'étude.

4.2.3.Sélection des stations de mesure

L'objectif étant de construire, à l'échelle de la zone d'étude, des indicateurs d'exposition à la pollution ambiante, seules les stations urbaines doivent en principe être retenues (on entend par station urbaine une station non directement influencée par une source de pollution. Ces stations ont pour objectif de refléter le niveau d'exposition moyen de la population résidente de l'agglomération concernée).

Comme nous l'avons vu dans la partie méthodologie, les stations sélectionnées doivent refléter les mêmes niveaux de pollution et être bien corrélées entre elles. Les coefficients de corrélation entre les deux stations implantées sur Albi sont présentés dans le tableau 8.

Tableau 8 : Coefficients de corrélation inter-station par polluant et par saison

Polluant	Été	Hiver	Période totale
SO2	0.16	0.18	0.36
NO2	0.57	0.62	0.78
O3	0.93	0.91	0.96
PM10	-----	-----	-----

Les deux stations sont bien corrélées pour l'ozone et le NO2 mais pas pour le SO2 ($r=0.36$), et il n'est pas exclu que ces deux stations ne reflètent pas les mêmes phénomènes de pollution.

Les distributions des valeurs d'immissions par polluant et par station, sont présentées dans les tableaux 9 à 12. Les valeurs sont exprimées en $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Les niveaux de SO2, NO2 et PM 10 correspondent à des moyennes journalières ; les valeurs pour l'ozone sont calculées par la méthode du maximum journalier de la moyenne glissante sur 8 heures.

Ces moyennes ont été calculées en appliquant la règle des 75% concernant les valeurs manquantes : elles ont été obtenues en calculant la moyenne arithmétique des valeurs horaires mesurées par les stations de 0h à 24h si au minimum 18 (75%) valeurs horaires étaient disponibles (moins de 25% de valeurs manquantes). Sinon la valeur journalière a été considérée comme manquante.

Tableau 9 : Distribution du SO2 par station, en $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Type de station	Distribution	Période totale	Période estivale	Période hivernale
Urbaine: Square Delmas	Minimum	0.0	0.0	0.0
	Percentile 5	0.7	0.3	2.1
	Percentile 25	2.4	1.4	4.5
	Médiane	4.8	2.8	8.7
	Percentile 75	9.8	5.0	14.6
	Percentile 90	16.6	6.9	18.7
	Percentile 95	18.7	8.8	21.0
	Maximum	37.0	13.0	37.0
	Moyenne	6.9	3.5	10.2
	Ecart-type	6.0	3.0	7.0
	% valeurs manquantes	1.4	2.2	1
Périurbaine: Cantepau	Minimum	1.0	1.0	2.0
	Percentile 5	2.1	2.0	3.0
	Percentile 25	2.8	2.4	3.9
	Médiane	3.9	2.9	5.1
	Percentile 75	5.7	3.7	6.6
	Percentile 90	8.0	6.2	9.0
	Percentile 95	9.3	7.8	11.7
	Maximum	17.0	13.0	17.0
	Moyenne	4.7	3.6	5.7
	Ecart-type	3.0	1.9	3.0
	% valeurs manquantes	1.4	2.2	1

La distribution du SO₂ varie selon la saison, avec des niveaux plus élevés en période hivernale, probablement en rapport avec l'utilisation accrue des installations de combustion (chauffage urbain...).

On constate également des niveaux plus importants dans le centre d'Albi (station square Delmas) qu'en périphérie, particulièrement en période hivernale malgré la proximité de la station de mesure de Cantepau avec la centrale thermique EDF.

Les moyennes enregistrées dans le centre et en périphérie en période hivernale sont respectivement de 10.2 et 5.7 µg/m³.

Tableau 10 : Distribution des PM₁₀, station square Delmas, en µg/m³

Type de station	Distribution	Période totale	Période estivale	Période hivernale
Urbaine: Square Delmas	Minimum	5.0	7.0	5.0
	Percentile 5	11.0	10.5	11.0
	Percentile 25	16.0	14.4	17.0
	Médiane	21.0	18.3	24.0
	Percentile 75	27.0	23.6	32.0
	Percentile 90	35.0	28.7	40.0
	Percentile 95	40.0	31.6	45.0
	Maximum	71.0	66.0	71.0
	Moyenne	22.5	19.6	25.3
	Ecart-type	10.3	7.0	11.8
	% valeurs manquantes	2.5	4.4	1

Concernant les PM₁₀, seule la station implantée en centre ville mesure les particules en suspension.

On constate là encore des niveaux globalement plus élevés en période hivernale avec une moyenne durant cette période de 25.3 µg/m³ contre 19.6 µg/m³ en période estivale.

Tableau 11 : Distribution du NO2 par station, en $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Type de station	Distribution	Période totale	Période estivale	Période hivernale
Urbaine: Square Delmas	Minimum	7.0	7.0	13.0
	Percentile 5	9.6	8.8	18.1
	Percentile 25	16.1	12.3	26.6
	Médiane	23.4	16.4	34.8
	Percentile 75	35.2	19.5	44.6
	Percentile 90	47.2	25.3	52.7
	Percentile 95	52.8	26.6	57.3
	Maximum	71.0	34.0	71.0
	Moyenne	26.6	16.6	36.3
	Ecart-type	14.0	5.0	12.1
	% valeurs manquantes	1.1	2.2	0
Périurbaine: Cantepau	Minimum	6.0	6.0	6.0
	Percentile 5	8.6	7.9	11.5
	Percentile 25	13.0	11.0	18.7
	Médiane	17.6	14.0	25.5
	Percentile 75	25.9	16.8	31.1
	Percentile 90	32.6	20.5	36.9
	Percentile 95	36.9	22.2	38.9
	Maximum	53.0	32.0	53.0
	Moyenne	19.9	14.4	25.3
	Ecart-type	8.8	5.0	9.0
	% valeurs manquantes	1.1	2.2	0

La distribution des valeurs du NO2 diffère sensiblement entre les deux stations mais uniquement en période hivernale où les niveaux sont plus élevés en centre ville qu'en périphérie (les moyennes respectives sont de $71.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et $53.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Les distributions en revanche sont relativement proches en période estivale.

On note également, quelle que soit la station, une augmentation globale des niveaux d'immissions en hiver.

Ces deux différences sont probablement à mettre au compte du trafic automobile plus dense en centre ville et de l'utilisation accrue d'installations de combustible l'hiver.

Tableau 12 : Distribution de l'ozone par station, en $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Type de station	Distribution	Période totale	Période estivale	Période hivernale
Urbaine: Square Delmas	Minimum	6.0	50.0	6.0
	Percentile 5	21.9	60.4	17.8
	Percentile 25	49.5	75.8	36.0
	Médiane	68.8	84.3	49.6
	Percentile 75	84.6	99.6	62.2
	Percentile 90	103.4	116.6	72.1
	Percentile 95	116.6	121.4	78.5
	Maximum	148.0	148.0	92.0
	Moyenne	68.3	88.0	48.8
	Ecart-type	27.0	19.4	19.0
	% valeurs manquantes	0.5	1.1	0
Périurbaine: Cantepau	Minimum	7.0	36.0	7.0
	Percentile 5	22.4	58.3	19.0
	Percentile 25	53.5	74.0	42.0
	Médiane	69.4	87.3	55.0
	Percentile 75	87.9	102.9	67.0
	Percentile 90	106.3	119.8	76.0
	Percentile 95	119.7	126.6	80.0
	Maximum	147.0	147.0	99.0
	Moyenne	71.0	89.7	52.5
	Ecart-type	28.0	21.8	19.0
	% valeurs manquantes	0.5	1.1	0

Concernant enfin l'ozone, les distributions des valeurs enregistrées par les deux stations sont très proches, quelle que soit la saison.

La moyenne sur l'ensemble de la période est de $68.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour la station centre ville et $71.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour la station en périphérie.

On note de façon logique la nette élévation des niveaux en période estivale en raison de l'effet du rayonnement solaire sur les polluants « précurseurs » provenant de la circulation automobile et des industries.

Au total, les niveaux de pollution enregistrés varient entre les deux stations, particulièrement le SO_2 et le NO_2 en période hivernale.

Il est à noter également l'emplacement particulier de la station de mesure de Cantepau, située à proximité d'une source de pollution industrielle (centrale thermique EDF).

La corrélation enfin entre les deux stations est relativement faible concernant les émissions de SO_2 et l'homogénéité des variations temporelles ne paraît pas assurée.

Tous ces éléments conduisent à ne pas retenir la station de mesure de Cantepau (station péri-urbaine) et à ne conserver que la station implantée au centre ville pour la construction des indicateurs d'exposition.

4.2.4. Construction des indicateurs d'exposition

Les valeurs journalières des indicateurs d'exposition ont été calculées à partir de la moyenne arithmétique sur 24 heures des mesures horaires enregistrées par la station sélectionnée.

La distribution de ces indicateurs est présentée dans le tableau 13 et dans les figures 1 à 5.

Tableau 13 : Distribution par saison des indicateurs d'exposition, $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Polluant	NO2			O3			PM10			SO2		
	année	été	hiver	année	été	hiver	année	été	hiver	année	été	hiver
Minimum	7.2	7.2	12.7	6.3	49.9	6.3	5.4	6.7	5.4	0	0	0.2
Percentile 5	9.5	8.8	18.0	21.9	60.2	17.8	10.5	10.5	10.8	0.7	0.2	2.1
Percentile 25	16.3	12.4	26.6	49.0	75.8	36.0	15.6	14.4	16.7	2.4	1.4	4.5
Médiane	23.4	16.5	34.8	68.6	84.1	49.6	20.7	18.3	23.7	4.8	2.8	8.7
Percentile 75	35.3	19.6	45.1	84.3	98.9	62.2	27.4	23.6	31.8	9.9	5.0	14.6
Percentile 95	52.9	26.6	57.3	114.7	119.8	78.5	40.1	31.6	44.6	18.8	8.8	21.0
Maximum	71.0	33.7	71.0	147.5	147.5	92.3	71.0	66.0	71.0	37.5	12.8	37.5
Moyenne	26.6	16.7	36.4	67.6	87.1	48.8	22.5	19.6	25.3	6.9	3.5	10.2
Ecart-type	13.7	5.5	12.2	26.7	18.6	18.6	10.3	7.4	11.8	6.2	2.7	6.8
% VM *	3.3	4.4	2.2	1.6	3.3	0	2.5	3.7	0.7	2.7	3.7	1.3

* VM = valeurs manquantes

Les périodes été et hiver correspondent respectivement aux périodes du 1^{er} avril au 30 septembre 1999 et du 1^{er} octobre 1999 au 31 mars 2000.

La figure 1 matérialise les paramètres de dispersion de chacun des indicateurs d'exposition sur l'ensemble de la période d'étude.

A titre de comparaison, figurent également les mêmes paramètres relatifs à l'agglomération toulousaine.

Les tirets inférieurs et supérieurs représentent les percentiles 10 et 90 de la distribution de chaque indicateur, et le repère rouge la médiane.

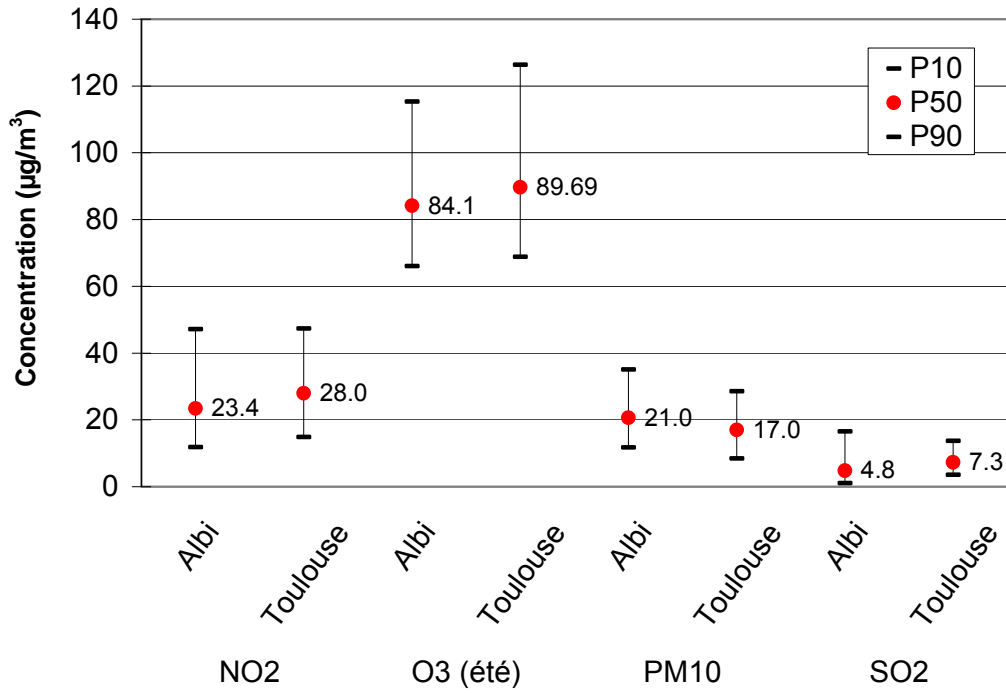
Le percentile 90 indique le niveau de pollution atteint ou dépassé durant 10% de la durée de la période d'étude, soit environ 36 jours dans notre cas.

De même le percentile 10 indique le niveau de pollution non dépassé les 36 jours les moins pollués de la période.

Ainsi par exemple, pour le NO2 sur la zone d'Albi, les concentrations moyennes des 36 jours les plus pollués de la période dépassaient globalement $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Ce graphique permet également de constater que les niveaux de pollution enregistrés sur la zone d'Albi se révèlent relativement proches de ceux de l'agglomération toulousaine.

Figure 1 : Niveaux médians et variations des concentrations ambiantes des indicateurs d'exposition dans les agglomérations d'Albi et de Toulouse*, avril 1999 à mars 2000.



* à l'exception de l'indicateur PM10 qui a été calculé sur la même période qu'Albi, les autres indicateurs de l'agglomération toulousaine concernent l'année précédente à savoir avril 1998 à mars 1999

Figure 2 : Distribution par classe de l'indicateur d'exposition - NO2, Albi, 1999/2000 -

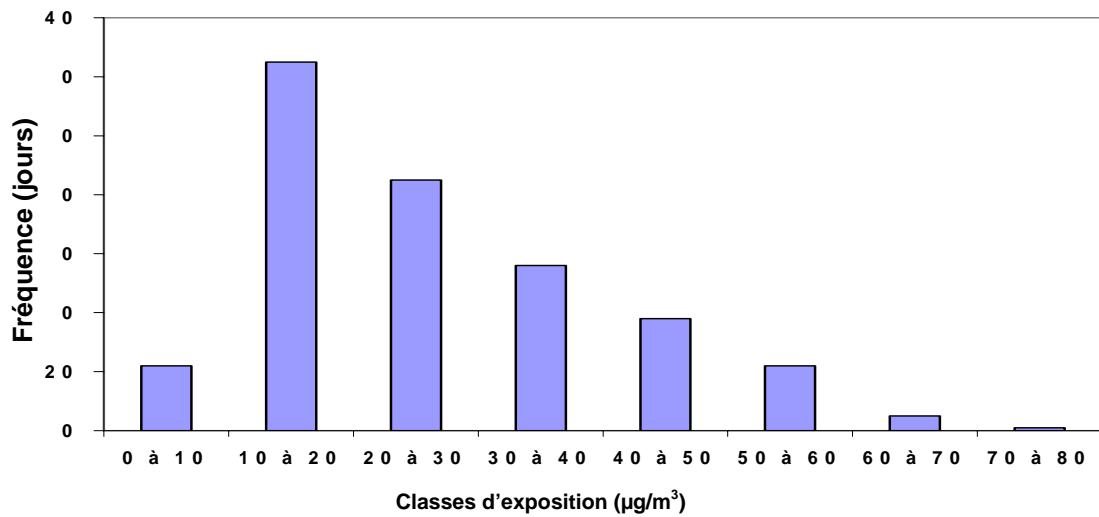


Figure 3 : Distribution par classe de l'indicateur d'exposition - O3, été, Albi, 1999 -

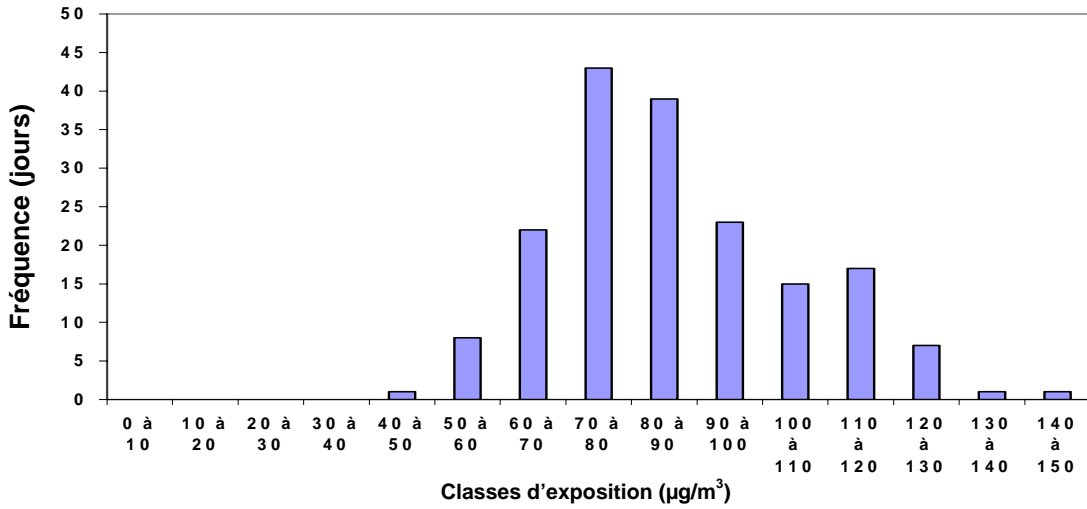


Figure 4 : Distribution par classe de l'indicateur d'exposition - PM 10, Albi, 1999/2000 -

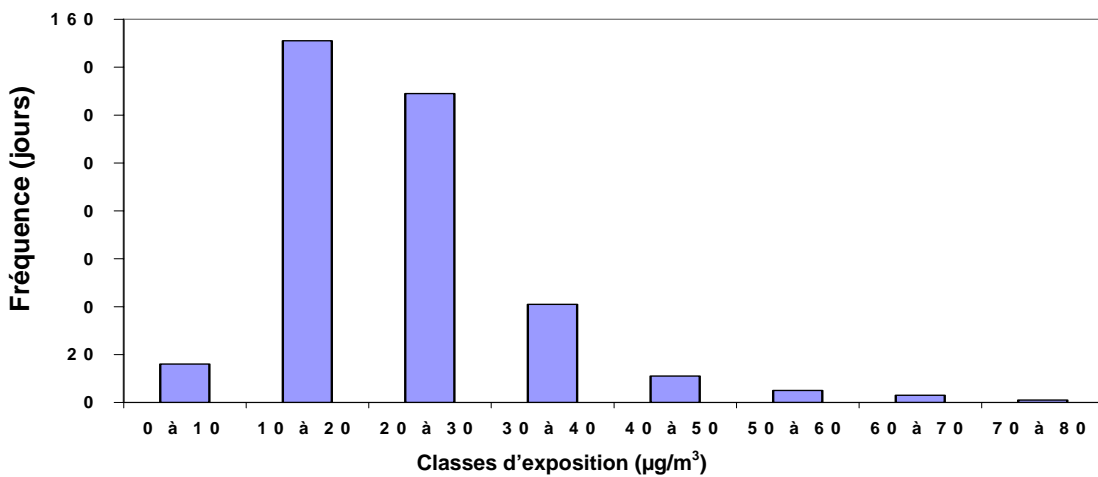
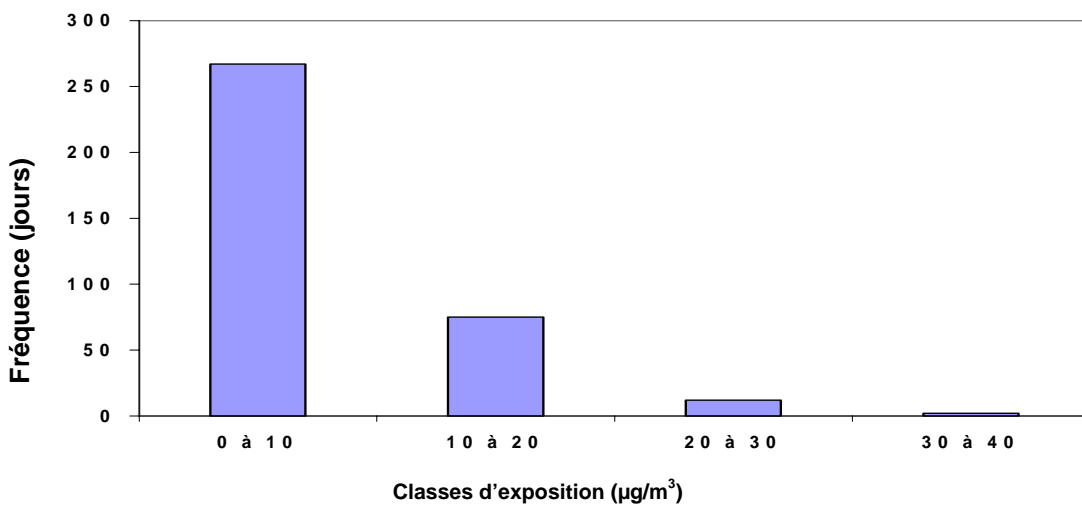


Figure 5 : Distribution par classe de l'indicateur d'exposition - SO2, Albi, 1999/2000-



4.3. Indicateurs sanitaires

4.3.1. Mortalité

En raison du délai de mise à disposition des données par l'INSERM, il n'a pas été possible d'obtenir la mortalité pour l'ensemble de la période d'étude.

Nous avons donc utilisé, pour la période hivernale, les statistiques de mortalité de l'année précédente afférentes à la même période.

On peut néanmoins faire l'hypothèse d'une faible variation de ces données d'une année sur l'autre.

Les statistiques recueillies sont présentées dans le tableau 14.

Tableau 14 : Nombre de décès par cause et par saison sur les communes de la zone d'étude

Période	Mortalité totale	Mortalité cardiovasculaire	Mortalité respiratoire
Hiver	333	90	42
Eté	295	118	23
Année	628	208	65

Hiver : du 01/10/1998 au 31/03/1999
Eté : du 01/04/1999 au 30/09/1999

Source : INSERM (SC8)

La mortalité totale sur la zone d'étude avoisine les 600 décès dont 200 pour motif cardiovasculaire et environ 60 pour motif respiratoire.

Le nombre de décès, à l'exception de la mortalité cardiovasculaire, est majoré en période hivernale.

4.3.2. Morbidité

Le nombre d'admissions en établissements de courts séjours (publics et privés) et concernant des patients provenant de la zone d'étude a été recensé.

Les établissements de soins concernés sont essentiellement le centre hospitalier d'Albi et le CHU de Toulouse pour le secteur public, les autres centres hospitaliers locaux autour d'Albi (Lavaur, Castres et Montauban) n'intervenant que très peu dans le nombre d'hospitalisations recensées.

Pour ce qui est du secteur privé, les établissements concernés sont les cliniques Escudié, Claude Bernard et Espérance à Albi, ainsi que certaines cliniques toulousaines et en particulier la clinique Pasteur.

Les zones d'attraction de ces établissements permettent de penser que les patients d'Albi y sont hospitalisés en premier recours en cas de pathologie aiguë. En revanche, les admissions qui se sont effectuées à l'extérieur du département du Tarn (à l'exception de la Haute-Garonne) et a fortiori de la région Midi-Pyrénées n'ont pas été retenues. En effet, nous cherchons à évaluer le nombre d'hospitalisations liées à des variations de la pollution ambiante sur la zone d'étude. Or on peut penser que les admissions réalisées à

distance de la zone d'étude concernent des patients absents de cette zone à ce moment là ou correspondent exclusivement à des hospitalisations programmées.

Dans un cas comme dans l'autre, ces admissions ne peuvent être liées à l'exposition à la pollution ambiante locale.

L'ensemble des données est reporté dans les tableaux 15 à 17.

Tableau 15 : Nombre d'admissions selon le diagnostic principal, le secteur d'hospitalisation et la saison.

Période		Motifs cardiaques (tous âges)	Motifs cardiovasculaires (tous âges)	Motifs respiratoires	
				15-64 ans	> 64 ans
Secteur public	Eté	53	99	13	13
	Hiver	46	81	16	11
	Année	99	180	29	24
Secteur privé	Eté	178	365	79	67
	Hiver	169	438	113	93
	Année	347	803	192	160

Eté : du 01/04/1999 au 30/09/1999
Hiver : du 01/10/1999 au 31/03/2000

Source : base RSA, DRASS Midi-Pyrénées

Tableau 16 : Répartition des admissions selon le diagnostic principal et le lieu d'hospitalisation (en %)

Diagnostic	Cardiaque	Cardiovasculaire	Respiratoire (15-64 ans)	Respiratoire (65 ans et +)
Lieu d'hospitalisation				
- Zone d'Albi	70.6	77.0	87.2	97.2
- Toulouse	29.4	23.0	12.8	2.8

Source : base RSA, DRASS Midi-Pyrénées

Tableau 17 : Répartition des admissions selon le diagnostic principal et le secteur d'hospitalisation (en %)

Diagnostic	Cardiaque	Cardiovasculaire	Respiratoire (15-64 ans)	Respiratoire (65 ans et +)
Secteur d'hospitalisation				
- Public	22.2	18.3	13.0	12.8
- Privé	77.8	81.7	87.0	87.2

Source : base RSA, DRASS Midi-Pyrénées

La plus grande partie des admissions s'est effectuée sur place, à Albi, en particulier pour les motifs respiratoires.

On remarque néanmoins qu'entre un quart et un tiers des pathologies cardiovasculaires sont traitées à Toulouse.

Le dernier tableau enfin permet de mesurer l'importance de l'hospitalisation privée sur la zone d'Albi, qui réalise de 77 à 87% des admissions pour les motifs qui nous intéressent.

4.4. Calcul du nombre de cas attribuables

L'impact de la pollution atmosphérique a été calculé pour les trois scénarios décrits dans la partie méthode.

Dans les trois situations envisagées, l'impact sanitaire (mortalité et morbidité hospitalière) est calculé pour l'ensemble des indicateurs de pollution.

Au final, l'impact de la pollution atmosphérique retenu est celui correspondant à l'indicateur de pollution associé au plus grand nombre de cas attribuables.

Tous les résultats sont exprimés par leur estimation centrale et leur intervalle de confiance à 95% calculé à partir des bornes des risques relatifs, et rapportés à 100 000 habitants et par an.

4.4.1. Impact sanitaire par rapport à une situation de faible pollution atmosphérique (scénario 1)

4.4.1.1. Impact total de la pollution atmosphérique

L'objet de ce premier scénario est d'estimer l'impact total de la pollution atmosphérique mesurée dans l'agglomération albigeoise par rapport à une situation fictive de quasi-absence de pollution.

Les niveaux de référence retenus pour caractériser cette absence de pollution correspondent au percentile 5 de la distribution de chaque indicateur de pollution.

Il s'agit donc ici de calculer le nombre d'événements sanitaires qui auraient pu être évités si les niveaux de tous les indicateurs de pollution avaient été ramenés au niveau du percentile 5 de leur distribution.

Ces événements sanitaires sont comme nous l'avons vu la mortalité anticipée et la morbidité hospitalière.

Les taux de décès anticipés et d'admissions hospitalières sont présentés dans les tableaux 18 et 19 (en distinguant à chaque fois les admissions dans le secteur public et le secteur privé) et les impacts sanitaires par niveaux de pollution dans les figures 6 à 9.

Tableau 18 : Taux (IC95%) pour 100 000 habitants et par an de décès anticipés attribuables à la pollution atmosphérique pour des niveaux de pollution supérieurs au percentile 5 de la distribution de chaque indicateur de pollution, zone d'Albi, avril 1999 à mars 2000.

Indicateurs sanitaires	Taux	[IC 95%]
Mortalité totale	15.7	[11.0 – 20.4]
Mortalité cardiovasculaire	6.2	[2.6 – 9.4]
Mortalité respiratoire	2.1	[0.8 – 3.4]

L'indicateur de pollution associé au plus grand nombre de cas attribuables pour la mortalité est le NO₂.

Rapporté à la population de la zone d'étude, le nombre annuel de décès anticipés qui auraient pu être évités si la pollution avait été quasiment nulle est estimé à 10.4 (IC 95% : 7.3 – 13.6) pour la mortalité totale, 4.1 (IC 95% : 1.7 – 6.2) pour la mortalité cardiovasculaire et 1.4 (IC 95% : 0.5 – 2.3) pour la mortalité respiratoire.

Tableau 19 : Taux (IC 95%) pour 100 000 habitants et par an d'admissions hospitalières pour motifs cardiaques, cardiovasculaires et respiratoires attribuables à la pollution atmosphérique, pour des niveaux de pollution supérieurs au percentile 5 de la distribution de chaque indicateur de pollution, zone d'Albi, avril 1999 à mars 2000

	Nombre de cas attribuables pour 100 000 hab et par an	[IC 95%]
Admissions hospitalières		
Motif cardiaque	4.0 * (22.5 / 77.5)	[1.5 – 6.3]
Motif cardiovasculaire	20.3 * (17.2 / 82.8)	[12.1 – 28.7]
Motif respiratoire (15-64 ans)	2.8 * (14.3 / 85.7)	[-1.4 – 6.9]
Motif respiratoire (65 ans et plus)	13.7 * (13.1 / 86.9)	[6.8 – 24.0]

* : répartition (en %) des admissions selon le secteur d'hospitalisation (secteur public / secteur privé)

Concernant les admissions hospitalières, les indicateurs de pollution associés au plus grand nombre de cas attribuables sont le NO₂ pour les admissions cardiovasculaires, les PM₁₀ pour la morbidité cardiaque et l'ozone pour la morbidité respiratoire.

Si la pollution sur la zone d'étude avait été très faible, le nombre annuel d'hospitalisations qui auraient pu être évitées est estimé à 13.5 (IC 95% : 8.0 – 19.0) pour les motifs cardiovasculaires, 2.6 (IC 95% : 1.1 – 4.2) pour les motifs cardiaques et 1.9 (IC 95% : 1.0 – 3.4) pour les motifs respiratoires chez les personnes de 65 ans et plus.

4.4.1.2. Impacts sanitaires par niveaux de pollution

Figure 6 : Distribution par classes des niveaux d'exposition et des impacts associés (mortalité totale)

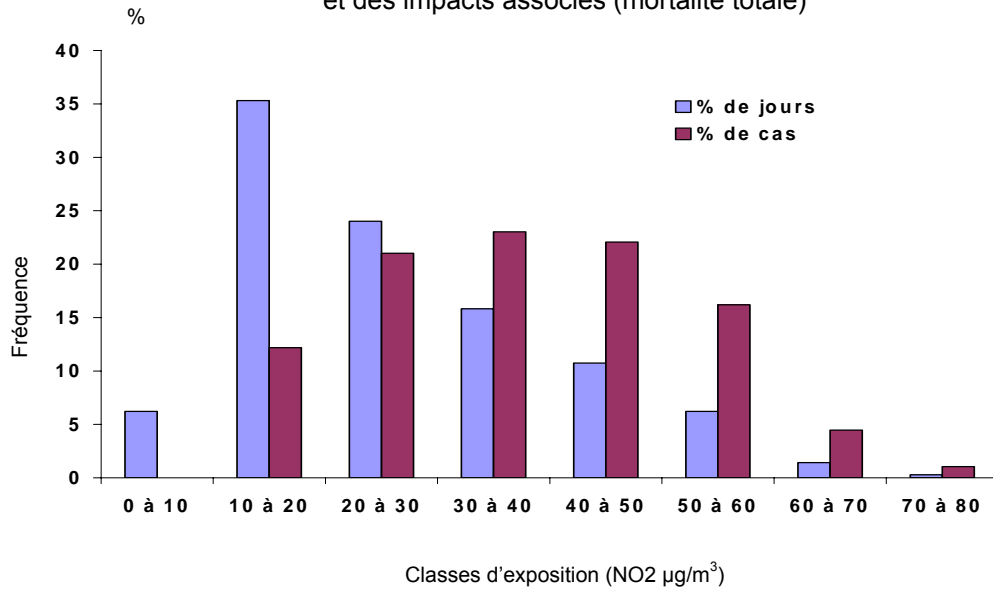


Figure 7 : Distribution par classes des niveaux d'exposition et des impacts associés (morbidité cardiaque)

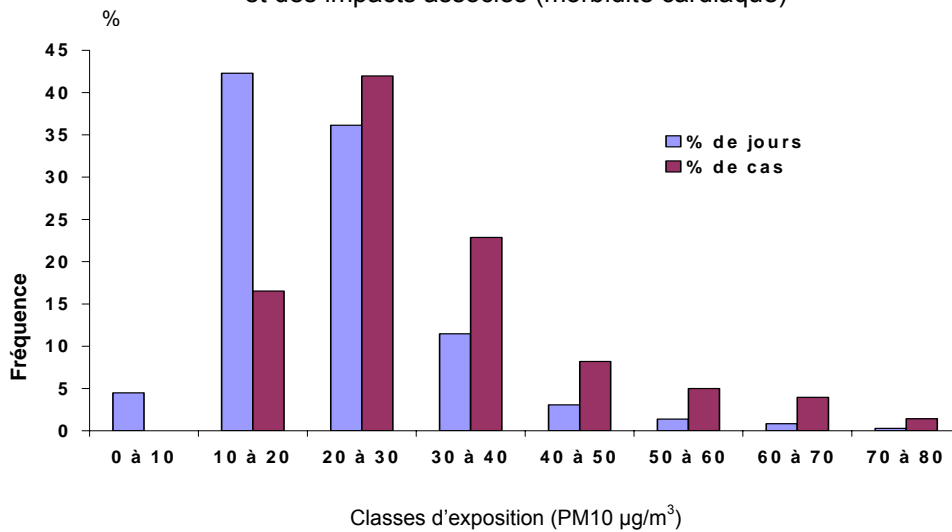
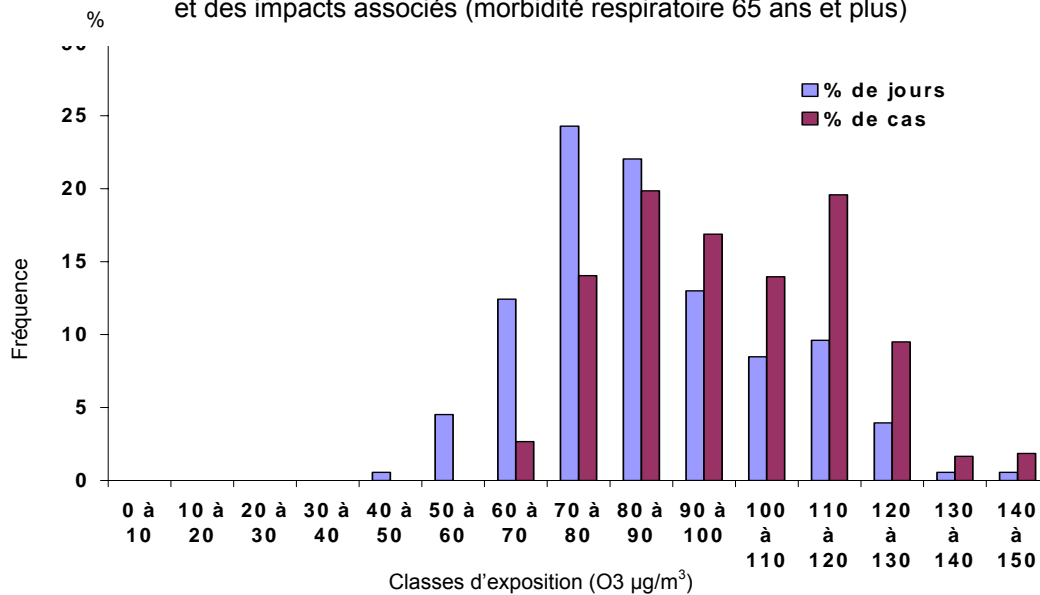


Figure 8 : Distribution par classes des niveaux d'exposition et et des impacts associés (morbidité respiratoire 65 ans et plus)



Quel que soit l'indicateur d'exposition, on peut noter sur ces graphiques que les jours de forte pollution sont également ceux pour lesquels l'impact sanitaire est le plus élevé. Toutefois leur fréquence relativement faible limite leur impact sanitaire.

La diminution des niveaux plus modérés mais observés quotidiennement apporterait donc un gain sanitaire supérieur.

4.4.2 Calcul des gains sanitaires attendus en cas de réduction des niveaux de pollution atmosphérique

L'objectif ici est d'estimer le nombre d'évènements sanitaires qui auraient pu être évités en simulant deux situations de réduction des niveaux de pollution :

- **Scénario 2** : suppression des niveaux de pollution dépassant les normes en vigueur pour chaque polluant
- **Scénario 3** : diminution de 25% de la moyenne annuelle pour chaque polluant

4.4.2.1. Gain sanitaire pour la mortalité anticipée

Les résultats des deux scénarios concernant la mortalité anticipée sont présentés dans le tableau 20.

Tableau 20 : Taux [IC 95%] pour 100 000 habitants et par an de décès anticipés potentiellement évitables selon les deux scénarii de réduction des émissions polluantes, zone d'Albi, avril 1999 à mars 2000

	Mortalité cardiovasculaire	Mortalité respiratoire	Mortalité totale
Scénario 2	1.7 [1.2 – 2.2]	0.7 [0.3 – 1.0]	0.2 [0.1 – 0.4]
Scénario 3	6.0 [4.2 – 7.8]	2.4 [1.0 – 3.5]	0.8 [0.3 – 1.3]

Concernant la mortalité totale, le fait de ramener les niveaux de pollution, pour chaque polluant, au niveau des normes en vigueur permet d'obtenir un gain sanitaire limité en terme de mortalité anticipée : 1.1 décès anticipés évités, soit une réduction de 10.6 %.

En revanche, la diminution de 25% des niveaux de pollution de chaque polluant permettrait d'éviter le décès anticipé de près de 4 personnes, soit un gain sanitaire de 38.2 %.

De même pour la mortalité cardiovasculaire et la mortalité respiratoire, le gain sanitaire est 3 à 4 fois plus important avec le scénario 3

L'efficacité comparée des deux scénarii est représentée dans les figures 9 et 10 pour la mortalité totale et la mortalité cardiovasculaire.

Figure 9 : Gains sanitaires attendus (mortalité totale) par les scénarii 2 et 3 par rapport au nombre total de décès attribuables à la pollution

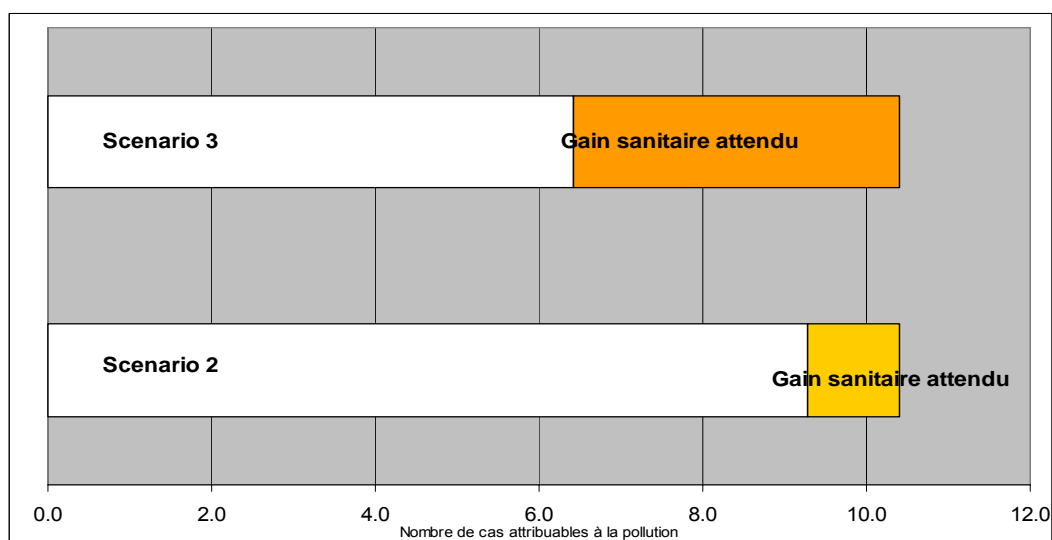
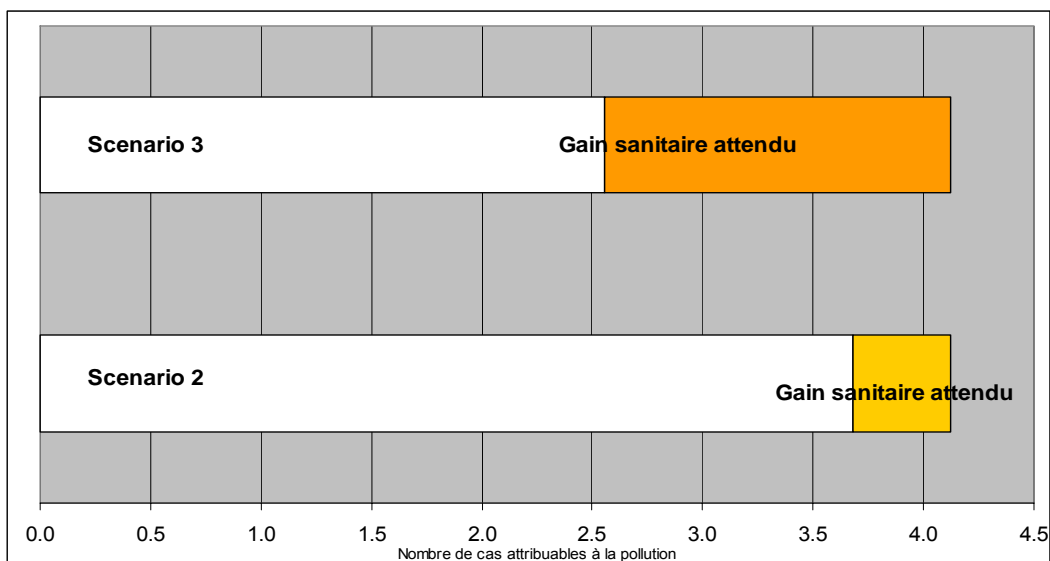


Figure 10 : Gains sanitaires attendus (mortalité cardiovasculaires) par les scénarii 2 et 3 par rapport au nombre total de décès pour motifs cardiovasculaires attribuables à la pollution



4.4.2.2. Gain sanitaire pour la morbidité cardiovasculaire, cardiaque et respiratoire

Le gain sanitaire attendu concernant les admissions hospitalières a été estimé selon les deux scénarii de réduction des niveaux de pollution (tableau 21).

Tableau 21 : Taux [IC 95%] pour 100 000 habitants et par an d'admissions hospitalières pour motifs cardiovasculaires, cardiaques et respiratoires *, potentiellement évitables selon les deux scénarii de réduction des émissions polluantes, zone d'Albi, avril 1999 à mars 2000.

	Morbidité cardiovasculaire	Morbidité cardiaque	Morbidité respiratoire
Scénario 2	2.7 [1.6 – 3.8]	0.6 [0.2 – 0.9]	0.8 [0.4 – 1.4]
Scénario 3	10.1 [6.0 – 14.1]	1.8 [0.7 – 2.9]	10.5 [5.3 – 18.5]

* : les admissions pour motif respiratoire concernent les personnes de 65 ans et plus

Comme pour la mortalité anticipée, l'impact du scénario 2 reste relativement modeste sur les indicateurs de morbidité : en effet le gain sanitaire est de 13.4% pour les admissions cardiovasculaires (1.8 hospitalisations potentiellement évitées), 14.1% pour les

admissions cardiaques (0.4 hospitalisations évitées) et 5.7% pour les admissions respiratoires chez les personnes de 65 ans et plus (0.1 hospitalisations évitées). Le nombre d'hospitalisations potentiellement évitées est par contre beaucoup plus important dans le scénario 3 et est estimé à 6.7 (- 49.4%) pour les admissions pour motif cardiovasculaire, 1.2 (- 46.2 %) pour les admissions cardiaques et 1.5 (- 77.1%) enfin pour les admissions respiratoires chez les 65 ans et plus.

Les graphiques 11 et 12 permettent de comparer l'impact respectif des deux scénarii concernant les admissions pour motif cardiaque et respiratoire.

Figure 11 : Gains sanitaires attendus (admissions pour motifs cardiaques) par les scénarii 2 et 3 par rapport au nombre total d'admissions pour motifs cardiaques attribuables à la pollution

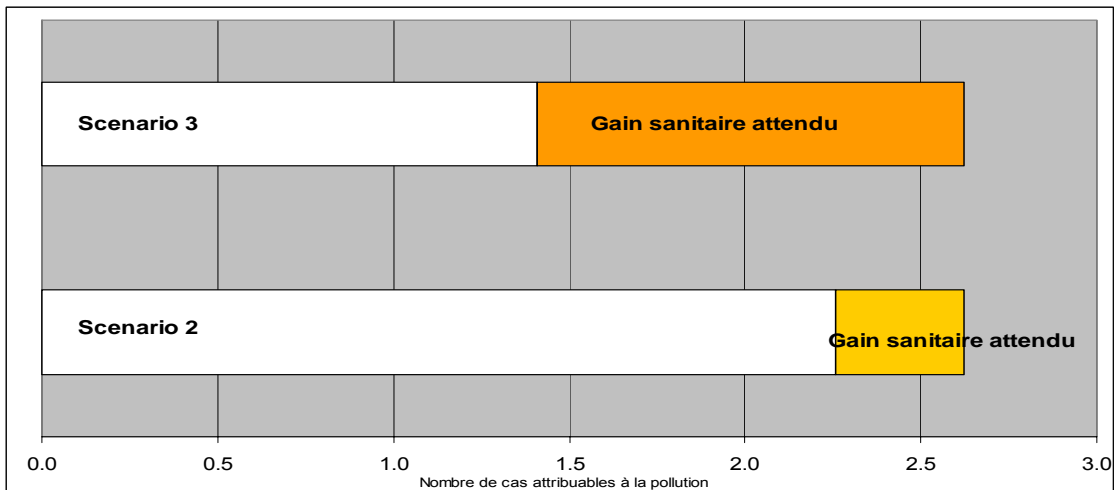
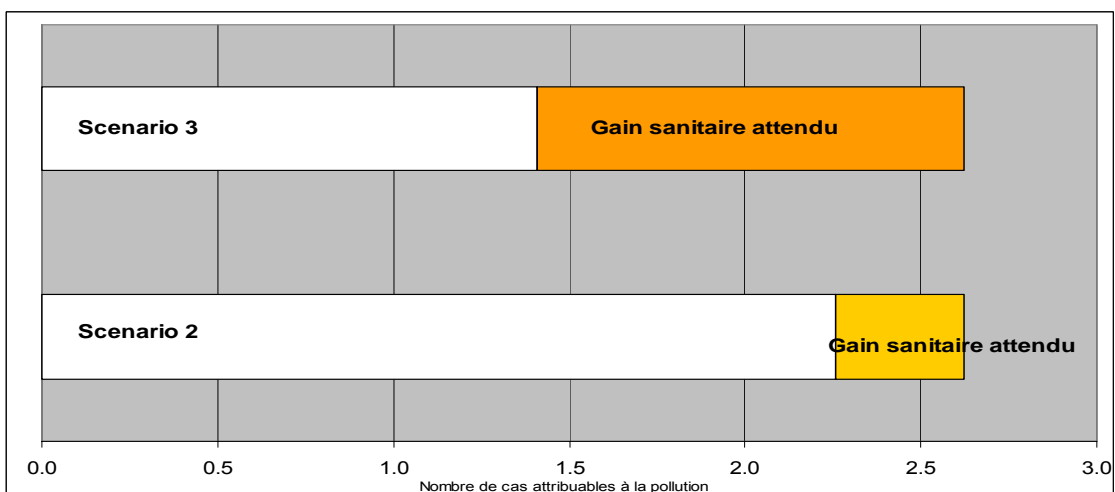


Figure 12 : Gains sanitaires attendus (admissions pour motifs respiratoires) par les scénarii 2 et 3 par rapport au nombre total d'admissions pour motifs respiratoires attribuables à la pollution (population des 65 ans et plus)



4.5 DISCUSSION

4.5.1. Rappel des principaux résultats

Sur la zone d'étude qui regroupe environ 66000 habitants répartis sur 9 communes, la pollution atmosphérique est à l'origine, annuellement, de plus de 10 décès anticipés, dont 4 pour motif cardiovasculaire et 1.4 pour motif respiratoire.

Le nombre annuel d'hospitalisations liées à la pollution est estimé quant à lui à 13.5 pour les admissions pour motif cardiovasculaire et à 1.9 pour les admissions liées à une pathologie respiratoire chez les personnes âgées de 65 ans et plus.

L'analyse de la distribution des niveaux d'exposition à la pollution et des impacts sanitaires associés a également mis en évidence le rôle limité, en terme de santé publique, des « pics » de pollution.

En effet, si les jours de forte pollution sont ceux dont l'impact sanitaire journalier est le plus important, leur faible fréquence leur fait jouer un rôle limité si l'on s'intéresse aux conséquences d'une dégradation de la qualité de l'air sur une année entière.

Enfin la dernière partie de l'analyse a permis de comparer l'efficacité de deux stratégies de réduction des émissions polluantes dans une perspective d'aide à la décision : la diminution des niveaux quotidiens de pollution atmosphérique d'une part (diminution de 25%), et la suppression des pointes de pollution d'autre part (respect des normes en vigueur pour chaque polluant).

Les résultats montrent, pour la mortalité anticipée comme pour les admissions hospitalières, que le gain sanitaire associé à une diminution de 25% des niveaux moyens de pollution est toujours 3 à 4 fois plus élevé que celui associé à la stratégie de suppression des « pics » de pollution.

Ainsi, ce gain sanitaire est de :

- 38.2% pour la mortalité anticipée (versus 10.6%)
- 49.4 pour les admissions pour motif cardiovasculaire (versus 13.4%)
- 77.1% pour les admissions pour motif respiratoire (versus 5.7%)

4.5.2. Interprétation des résultats

L'évaluation d'impact sanitaire permet notamment d'estimer le nombre annuel de décès anticipés attribuables à la pollution atmosphérique.

Ce calcul toutefois ne doit pas être interprété, à proprement parler, comme un excès absolu de mortalité.

Le terme « anticipé » renvoie à des décès qui n'auraient pas eu lieu ce jour là si le niveau de pollution avait été celui du niveau de référence. Autrement dit, ces décès ont été précipités par une surexposition de courte durée à la pollution atmosphérique.

Le nombre de décès doit donc être compris comme une estimation du nombre de personnes qui, au cours de la période d'étude, ont vu leur espérance de vie diminuée, sans qu'il soit possible, dans le cadre de cette étude, de quantifier cette diminution.

L'impact sanitaire de la pollution atmosphérique, tel que calculé ici, peut sembler faible mais il ne représente qu'une partie de l'impact global réel :

- seuls sont pris en compte les effets à court terme de la pollution atmosphérique, les effets à long terme n'étant pas envisagés dans cette étude. Or dans la littérature [10] les risques correspondant aux effets à long terme d'une exposition prolongée à la pollution atmosphérique sont plus élevés et, par là, l'impact sanitaire de cette exposition dans la population.
- d'une manière générale, seuls sont comptabilisés les effets les plus graves ayant entraîné le décès ou nécessité une hospitalisation, alors que l'on peut penser que les hospitalisations ne représentent qu'une faible fraction de la morbidité liée à la pollution atmosphérique.
- parallèlement, seuls certains indicateurs de la pollution atmosphérique sont étudiés.
- enfin, les effets des différents indicateurs de pollution n'étant pas indépendants entre eux (absence de spécificité), les cas attribuables à chacun d'eux ne peuvent être sommés et le nombre de cas attribuables finalement retenu correspond à la valeur la plus élevée parmi celles obtenues pour les différents indicateurs de pollution disponibles. Ainsi, cette valeur doit s'interpréter comme l'estimation **minimale** de l'impact de la pollution atmosphérique urbaine dans son ensemble.

Les résultats obtenus sur la zone d'étude d'Albi peuvent être comparés d'une part avec ceux obtenus sur l'agglomération de Tarbes où a été menée, de façon concomitante à Albi, la même évaluation d'impact, ainsi qu'aux résultats concernant l'agglomération toulousaine lors de la phase II du PSAS9 [4].

Tableau 22 : Taux (IC95%) pour 100 000 habitants et par an de décès anticipés attribuables à la pollution atmosphérique pour des niveaux de pollution supérieurs au percentile 5^e de la distribution de chaque indicateur de pollution, zones d'Albi, Tarbes et Toulouse

	Mortalité totale	Mortalité cardiovasculaire	Mortalité respiratoire
Albi	15.7 [11.0 – 20.4]	6.2 [2.6 – 9.4]	2.1 [0.8 – 3.4]
Tarbes	12.4 [8.7 – 16.2]	4.8 [2.0 – 7.2]	1.5 [0.7 – 2.3]
Toulouse	14.3 [7.6 – 20.7]	7.6 [2.7 – 12.0]	1.9 [0.9 – 2.8]

Les niveaux de référence adoptés à Toulouse et caractérisant une situation de faible pollution sont de 10µg/m³ pour l'ensemble des indicateurs d'exposition.

On peut noter que les taux de décès attribuables, quels que soient les indicateurs, sont relativement proches entre les différents sites.

Les différences que l'on peut observer, notamment entre Albi et Tarbes, proviennent du fait que les niveaux de référence retenus (percentile 5 de la distribution du NO₂ concernant la mortalité) et caractérisant une situation de faible pollution, sont spécifiques à chaque zone étudiée. Or le percentile 5 est légèrement plus faibles pour Albi que pour Tarbes, majorant ainsi les taux de décès attribuables sur la zone d'Albi.

D'autre part, les statistiques de mortalité et de morbidité, distinctes sur chaque zone, sont également susceptibles de faire varier ces résultats.

Au total, l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique urbaine d'Albi ne présente pas de caractéristiques particulières par rapport aux autres villes de la région.

4.5.3. Limites et incertitudes

4.5.3.1. Définition de la zone d'étude et estimation de l'exposition

Zone d'étude

Le principe général qui a gouverné la définition de la zone d'étude reposait sur la nécessité de définir une zone géographique où la répartition des immissions polluantes pouvait être considérée a priori comme homogène.

Sur cette base, les critères de sélection (décrits dans la partie « méthodologie ») ont été appliqués à l'ensembles des communes pressenties pour la zone d'étude.

De plus, deux campagnes complémentaires de mesures de la pollution ont été entreprises afin de juger de la répartition spatiale des niveaux de pollution.

L'ensemble de ces éléments a ainsi permis de définir une zone où les niveaux de pollution peuvent être considérés comme relativement homogènes.

Les campagnes de mesures complémentaires ont constitué, à cet égard, un élément essentiel quand à la validité de la zone d'étude, elles ont permis en particulier d'éclairer la décision quant à l'inclusion de communes pour lesquelles l'hypothèse d'homogénéité restait à vérifier.

Exposition

L'une des incertitudes repose sur le fait qu'une partie de la population peut s'absenter de la zone d'étude au cours de la journée. Cela conduit, dans ce cas, selon les niveaux de pollution atmosphérique de la zone d'attraction, à sur ou sous estimer l'impact sanitaire.

A l'inverse, la zone d'étude peut attirer une population non-résidente. Cela conduit cette fois à sous estimer l'impact sanitaire réel puisque cette population ne résidant pas dans la zone d'étude, elle n'est pas comptabilisée dans les données de mortalité et d'activité hospitalière alors qu'elle est exposée à la pollution atmosphérique.

D'autre part, dans les étude temporelles à la base de l'estimation des risques relatifs et dans les EIS qui les utilisent, l'exposition est estimée au niveau de la population et non au niveau individuel, en supposant que chaque jour, tous les individus de la population sont exposés en moyenne aux mêmes niveaux de pollution atmosphérique.

L'hypothèse est que les mesures enregistrées par le réseau de surveillance constituent une estimation de la moyenne des expositions individuelles. Or chaque individu est, au cours d'une même journée, exposé à des niveaux de pollution variables (selon par exemple qu'il se trouve à l'intérieur ou l'extérieur de locaux). Cette approche ne permet donc pas d'estimer un risque pour un individu particulier présentant un mode de vie et une sensibilité spécifique à la pollution atmosphérique. Les résultats permettent en revanche de comparer, en terme de bénéfice sanitaire collectif, différentes approches de réduction de la pollution atmosphérique à l'échelle de l'agglomération.

Concernant enfin la construction des indicateurs d'exposition, seule une station de mesure parmi les deux présentes sur le site a finalement été utilisée.

Ce choix a été fait en raison d'une corrélation insuffisante entre les mesures journalières de ces deux stations.

L'inconvénient de ce choix réside dans le fait que les indicateurs d'exposition construits à partir des mesures effectuées sur une seule station sont à priori moins robustes que ceux construits à partir de plusieurs stations.

Néanmoins nous avons pu vérifier, grâce à la campagne de mesures ponctuelles, l'homogénéité de la répartition des immissions polluantes sur l'ensemble de la zone d'étude tout au moins concernant le NO₂ et l'O₃.

4.5.3.2. Indicateurs sanitaires

Indicateurs de mortalité

Les erreurs possibles dans ce domaine sont les erreurs de classement, liées au fait que les causes de décès sont parfois renseignées de façon imprécise dans les certificats de décès et au fait que le diagnostic différentiel entre certaines pathologies n'est pas toujours aisé.

Ces erreurs peuvent affecter les données de mortalité spécifique, respiratoire et cardiovasculaire, néanmoins on peut estimer que les erreurs de déclaration ou de codage se répartissent de manière homogène entre la mortalité cardio-vasculaire et respiratoire et ont donc tendance à se compenser.

De plus, l'indicateur de mortalité totale n'est pas influencé par ces erreurs de classement.

Une autre source d'erreur peut bien sûr provenir du fait que nous avons été contraints d'utiliser les données de mortalité de l'année précédente pour la période hivernale de l'étude.

Nous avons fait sur ce point l'hypothèse d'une faible variation de ces données de mortalité d'une année sur l'autre, hypothèse qui semble vérifiée lorsque l'on compare les données utilisées dans notre étude avec les statistiques de mortalité des années précédentes. En effet, le nombre de décès durant la période retenue dans notre étude était respectivement pour la mortalité totale, cardiovasculaire et respiratoire de 628, 208 et 65, et au cours des trois années précédentes, ce nombre de décès s'élevait en moyenne à 621 pour la mortalité totale, 219 pour la mortalité cardiovasculaire et 62 pour la mortalité respiratoire.

Les variations comme on le voit sont relativement faibles et n'affectent pas globalement la validité des résultats.

Indicateurs de morbidité

Ces indicateurs ont été construits à l'aide du PMSI, qui est avant tout un outil d'évaluation médico-économique, non conçu à l'origine à des fins épidémiologiques.

La qualité des indicateurs de morbidité est en grande partie liée aux pratiques de codage des séjours dans les établissements de soins, codages qui doivent être exhaustifs et fiables.

Après contact auprès de la DRASS, le taux d'exhaustivité du codage des séjours hospitalier serait proche de 100% pour le secteur public. Le financement des établissements étant en partie conditionné par l'exhaustivité des codages, on imagine que celle-ci doit également être bonne dans le secteur d'hospitalisation privée.

La fiabilité des données du PMSI est également liée aux éventuelles erreurs de classification dans le codage du diagnostic.

Toutefois, les erreurs sur le dénombrement des admissions hospitalières sont limitées dans ce travail par le recours à des grandes catégories de diagnostics (hospitalisations toutes causes respiratoires, cardiaques ou cardio-vasculaires), les erreurs de classifications à l'intérieur de chacun des grands types de pathologies n'affectant pas l'indicateur au final.

Par contre, la non prise en compte des urgences non hospitalisées dans le PMSI conduit à sous estimer le nombre d'événements sanitaires et donc l'impact de la pollution atmosphérique sur l'activité des établissements de soins.

Au delà de la qualité des données du PMSI, une source potentielle d'erreur peut provenir également du fait que le nombre de séjours dans les établissements de soins est recensé au moyen du diagnostic principal et non pas du diagnostic d'admission, à l'entrée du patient (non enregistré dans le PMSI).

En effet, le diagnostic principal correspond à la pathologie qui a mobilisé le plus de ressources durant le séjour, et celle-ci peut être différente de la pathologie qui a motivé l'hospitalisation.

Cet inconvénient est tout de même limité en ne retenant que les séjours hospitaliers mono-unités.

Ce type d'erreur peut conduire à majorer ou au contraire à diminuer le décompte des séjours hospitaliers, sans que l'on puisse trancher.

Nous avons fait le choix, dans cette étude, de comptabiliser les séjours en établissements de soins en utilisant les RSA centralisés à la DRASS et non pas les RUM. Cela permet d'obtenir une meilleure exhaustivité dans le décompte des séjours mais expose aussi plus fréquemment au risque d'inclure des hospitalisations programmées, sans rapport avec les variations de la pollution atmosphérique, même si ce risque est limité en ne retenant que les séjours hospitaliers de plus de 24 heures.

Le fait enfin d'avoir pu inclure les admissions s'étant effectuées dans les établissements de soins privés a permis également une meilleure exhaustivité du décompte des séjours hospitaliers ainsi qu'une meilleure représentativité de la population hospitalisée (en effet, il est classique de penser que les catégories socio-économiques moyennes ou aisées ont plus fréquemment recours à l'hospitalisation privée que les catégories plus défavorisées).

4.5.3.3. Les relations exposition-risque

Une démarche d'évaluation d'impact sanitaire dans une zone donnée nécessite de recourir à des relations exposition/risque établies « ailleurs » et il convient de s'assurer de la validité de cette extrapolation.

Ces estimateurs sont issus d'analyses combinées réalisées soit au niveau européen (APHEA I et II [5 ; 6]) pour les admissions hospitalières, soit au niveau national (PSAS 9 [4]), pour la mortalité, ce qui limite l'incertitude liée à l'extrapolation géographique des courbes exposition-risque.

Ces études ont en effet montré la cohérence des relations exposition-risque entre des villes contrastées sur le plan climatologique, socio-économique, démographique ou même sanitaire.

Sur un autre plan, la question de la causalité de la relation entre pollution atmosphérique et santé est importante car elle conditionne l'utilisation des risques relatifs pour le calcul d'un nombre de cas attribuables au facteur étudié.

Les conclusions du programme de surveillance air-santé (PSAS 9 PHASE II [4]) sur ce point étaient que la relation pollution-santé était bien de nature causale (...« la plupart des éléments d'appréciation de la causalité de la relation entre pollution atmosphérique et mortalité vont dans le sens de cette causalité, notamment : la constance, la temporalité, la cohérence et l'existence de relations exposition-risque... »).

Cela rend légitime l'utilisation, pour la décision, d'évaluations d'impact sanitaire basées sur ces relations exposition-risque.

CONCLUSION

L'évaluation d'impact sanitaire réalisée à Albi nous montre que la pollution sur ce site, même pour des niveaux relativement faibles, a un impact collectif non négligeable.

L'étude a également permis de constater le rôle limité des « pics » de pollution.

Ainsi, une politique locale de gestion des risques qui ne viserait qu'à éviter les dépassements de seuils réglementaires n'aurait qu'un impact marginal en termes de bénéfices pour la santé publique.

Il semble donc nécessaire de concevoir la prévention des risques liés à la pollution atmosphérique urbaine non pas uniquement en terme de « pics » de pollution mais également en terme d'exposition quotidienne à la pollution de fond.

En milieu urbain, c'est la pollution atmosphérique dans son ensemble qui doit être considérée comme facteur de risque pour la santé, il paraît donc également important de s'attaquer à la réduction de l'ensemble des polluants et non pas d'un polluant en particulier.

Ainsi, et malgré les incertitudes évoquées précédemment, l'EIS reste une démarche utile. Elle permet de comparer en terme de bénéfice sanitaire collectif différentes approches de réduction de la pollution atmosphérique à l'échelle d'une agglomération, et donc d'éclairer les décisions au niveau local.

Cette démarche de plus, est relativement rapide et peu coûteuse et est susceptible d'être réitérée facilement.

Les EIS enfin ont vocation à évoluer et à s'enrichir, en fonction de l'avancée des connaissances scientifiques dans les relations pollution-santé.

Le développement en particulier de nouveaux indicateurs sanitaires ne se limitant pas aux conséquences les plus graves de la pollution, tels que le recours aux soins ambulatoires ou la consommation médicamenteuse, permettrait d'enrichir et de compléter utilement la démarche.

Il est important de souligner pour conclure, la qualité de la concertation et de la collaboration avec les partenaires locaux (DRASS Midi-Pyrénées et Observatoire Régional de l'Air Midi-Pyrénées) dont la contribution a permis la réalisation de ce travail.

ANNEXE 1

Tableau 1. Risques relatifs de mortalité (et intervalles de confiance à 95%) estimés pour une exposition de 0-1 jours et pour une augmentation de 10 µg/m³ des indicateurs de pollution*

Mortalité	Fumées noires	SO₂	NO₂	O₃
toutes causes	1,008 [1,006-1,010]	1,011 [1,005-1,017]	1,010 [1,007-1,013]	1,007 [1,003-1,010]
Cardio-vasculaire	1,005 [1,001-1,010]	1,008 [1,004-1,011]	1,012 [1,005-1,018]	1,011 [1,004-1,018]
respiratoire	1,007 [0,999-1,015]	1,011 [1,001-1,021]	1,013 [1,005-1,021]	1,012 [1,006-1,019]

*source : PSAS-9 [4]

Tableau 2. Risques relatifs de mortalité (et intervalles de confiance à 95%) estimés pour une exposition de 0-1 jours et pour une augmentation de 10 µg/m³ des PM10*

Mortalité	PM10
toutes causes	1,006 [1,004 – 1,008]

*source : APHEA2 [5]

Tableau 3. Risques relatifs d'admissions hospitalières pour pathologies respiratoires (et intervalles de confiance à 95%) estimés pour une exposition de 0-1 jours et pour une augmentation de 10 µg/m³ des niveaux des polluants

Admissions hospitalières pour pathologies respiratoires		
Codes CIM : J00-J99 (460-519)		
	Chez les 15-64 ans	Chez les 65 ans et plus
SO ₂	1,002 [0,998 - 1,005] *	1,004 [1,001 - 1,009] *
FN	1,006 [1,001 - 1,010] *	1,001 [0,993-1,009] **
PM10		1,009 [1,006-1,013] **
NO ₂	1,002 [0,997 - 1,007] *	1,004 [0,996 - 1,012] *
O ₃ été	1,004 [0,998 – 1,010] *	1,008 [1,004 - 1,014] *

* : source APHEA1 [6]; ** : source APHEA2 [5]

Tableau 4. Risques relatifs d'admissions hospitalières pour pathologies cardiovasculaires (et intervalles de confiance à 95%) estimés pour une exposition de 0-1 jours et pour une augmentation de 10 µg/m³ des polluants

Polluant	saison	Pathologies cardiovasculaires tous âges Codes CIM : I00-I99 (390-459)
SO ₂	Hiver	1,013 [1,006-1,020]
NO ₂	Hiver	1,010 [1,006-1,014]
NO ₂	Eté	1,012 [1,007-1,017]

Source : [7] et [8]

Tableau 5. Risques relatifs d'admissions hospitalières pour pathologies cardiaques (et intervalles de confiance à 95%) estimés pour une exposition de 0-1 jours et pour une augmentation de 10 µg/m³ des polluants

Admissions pour pathologies cardiaques		
Codes CIM : I00-I52 (390-429)		
	Tous âges	65 ans et plus
PM10	1,005 [1,002 –1,008]	1,007 [1,004-1,010]
Fumées noires	1,011 [1,004 –1,018]	1,013 [1,004 –1,022]

*source : APHEA2 [5]

ANNEXE 2



ROSE DES VENTS

Station MN LE SEQUESTRE

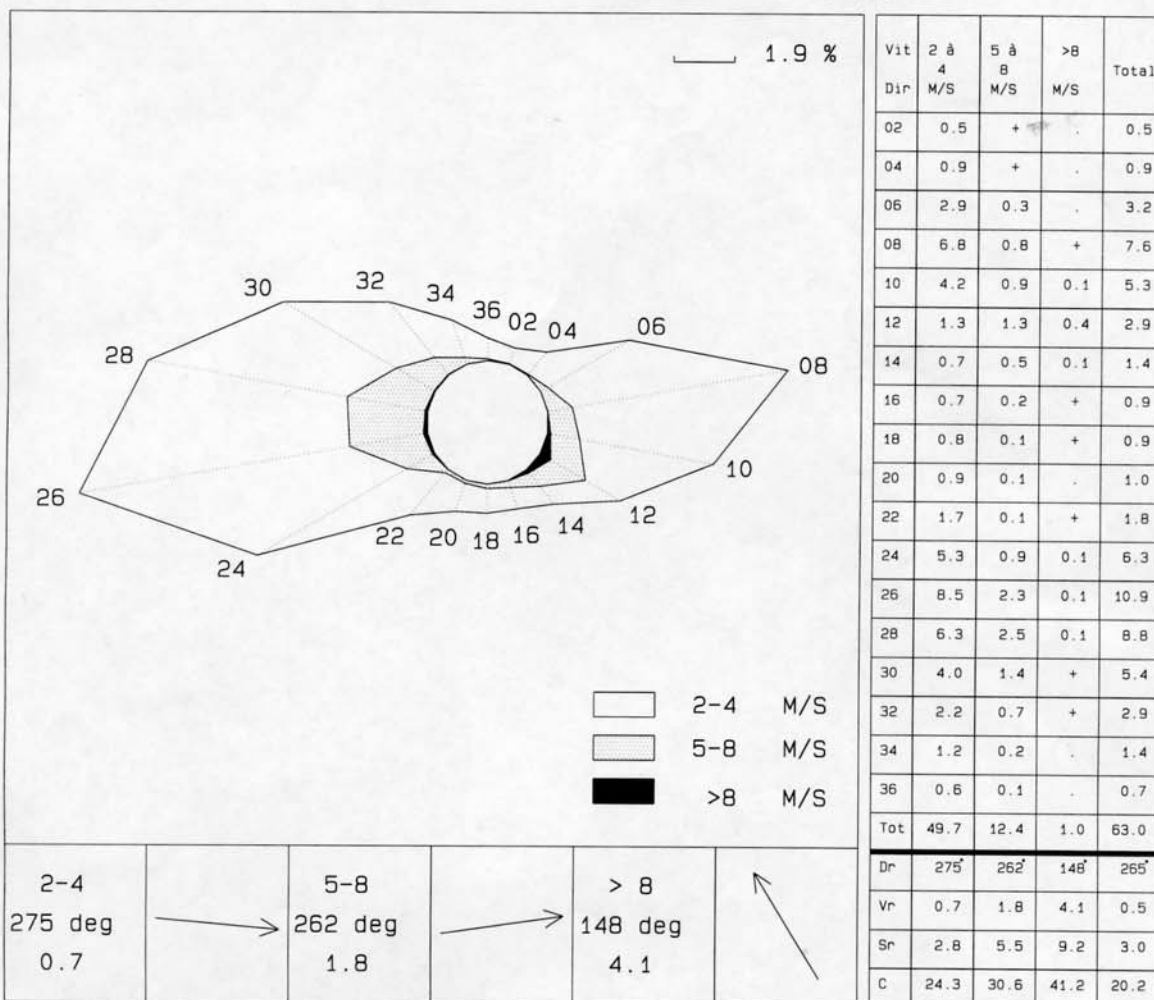
Commune LE SEQUESTRE
Lieu-dit AEROD. D ALBI
Département TARN

Altitude 172.0 m
Latitude 43°55'0 N
Longitude 02°07'0
Hauteur anémo. 10.0 m

Période : JANVIER 1989 à DECEMBRE 2001

Fréquence des vents en fonction de leur provenance en %
Par groupes de vitesses : 2-4 M/S, 5-8 M/S, sup. à 8 M/S

Type de données : Valeurs trihoraires de 00 à 21 heures UTC



Nombre de cas observés : 37907. Nombre de cas manquants: 53.

VENT VECTORIEL MOYEN (Vent résultant):

de direction Dr, de force Vr, d'écart type Sr en M/S.

C=constance, paramètre de variabilité directionnelle=100*(Vr/vent moyen).

TABLEAU: pour les trois classes de force (2-4 M/S, 5-8 M/S, sup. à 8 M/S)

ou pour l'ensemble (dernière colonne), on retrouve par direction

(lignes) la fréquence exprimée en %. Si on ne s'intéresse qu'à la

force, la ligne "Tot" donne les résultats indépendamment de la direction.

Dans ce cas Tot= 63.0 % soit 37.0 % de vents inférieurs à 2 M/S.

Le signe + indique une fréquence non nulle mais inférieure à 0.05 %

BIBLIOGRAPHIE

- [1] Institut de Veille Sanitaire. Surveillance des effets sur la santé liés à la pollution atmosphérique en milieu urbain : rapport de l'étude. Institut de Veille Sanitaire. Saint-Maurice, mars 1999 ; 148 pages.
- [2] Loi n° 96-1236 du 30 décembre 1996 sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie. Journal Officiel de la République Française 1^{er} janvier 1997.
- [3] Glorennec P., Quénel P., Nourry L., et al. Evaluation de l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique urbaine : guide méthodologique. Institut de Veille Sanitaire, Saint-Maurice, juillet 1999 ; 48 pages.
- [4] Institut de Veille Sanitaire. Programme de Surveillance Air et Santé 9 villes. Surveillance des effets sur la santé liés à la pollution atmosphérique en milieu urbain-Phase II. Institut de Veille Sanitaire juin 2002, 181 pages.
- [5] Katsouyanni K, Touloumi G, Samoli E, Gryparis A, Le Tertre A, Monopolis Y, Rossi G, Zmirou D, Ballester F, Boumghar A, Anderson HR, Wojtyniak B, Paldy A, Braunstein R, Pekkanen J, Schindler C, Schwartz J. Confounding and effect modification in the short-term effects of ambient particles on total mortality: results from 29 European cities within the APHEA2 project. *Epidemiology*. 2001 Sep;12(5):521-31.
- [6] 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 Jan-Feb;53(1):54-64.
- [7] Médina 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'Ile de France. Paris, 1997.
- [8] Poloniecki et al. Daily times series for cardiovascular hospital admissions and previous day's air pollution in London, UK. *Occupational Environmental Medicine* 1997;54:535-540.
- [9] Décret 98-360 du 6 mai 1998 relatif à la qualité de l'air et décret 2002-213 du 15 février 2002 modifiant le précédent.
- [10] Medina S., Plasència A., Artazcoz L. Quénel P., Katsouyanni K., Mücke H.-G., De Saeger E., Krzyzanowsky M., Schwartz J. and the contributing members of the APHEIS group. APHEIS Health Impact Assessment of Air Pollution in 26 European Cities. Second year report, 2000-2001. Institut de Veille Sanitaire, Saint-Maurice, September 2002; 225 pages.