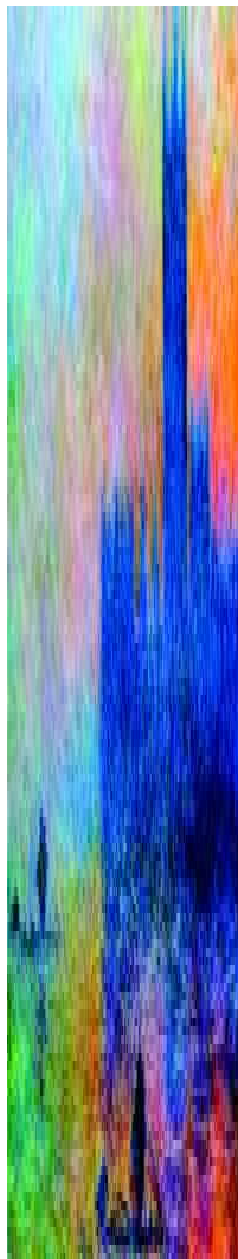


Effets des particules en suspension sur la santé respiratoire des enfants

Intérêt et faisabilité de l'étude d'un panel d'enfants lillois

07
4

Hélène PROUVOST Christophe DECLERCQ



Impact des particules en suspension sur la santé respiratoire des enfants

Intérêt et faisabilité de l'étude d'un panel d'enfants lillois

Hélène Prouvost¹
Christophe Declercq¹

Avec le concours de
Souad Zerhouni²
Sabine Brosh³

¹ Chargé(e) d'études, ORS Nord - Pas-de-Calais, Loos

² Documentaliste, ORS Nord - Pas-de-Calais, Loos

³ Rédactrice, ORS Nord - Pas-de-Calais, Loos

Nous remercions Monsieur Saison (ATMO Nord - Pas-de-Calais), Madame Schadkowski et Monsieur Blanchet (APPA Nord - Pas-de-Calais) ainsi que Monsieur Le Bihan (INERIS) pour les conseils qu'ils ont bien voulu nous apporter dans la réalisation de ce travail. Nous remercions également pour son soutien le Conseil Régional Nord - Pas-de-Calais.

Sommaire

1 Introduction	5
2 Le contexte scientifique : les particules en suspension et la santé	7
2.1 Généralités	7
2.1.1 Quelques définitions	7
2.1.2 Sources et origines	7
2.2 Caractéristiques des particules	7
2.3 Mesures des concentrations dans l'air	8
2.3.1 Mesure des particules ultra-fines	8
2.4 Exposition aux particules	10
2.4.1 Inhalation des particules	10
2.4.2 Exposition intérieure et extérieure	10
2.4.3 La mesure de l'exposition	12
2.5 Effets sur la santé	12
2.5.1 Dépôt des particules en suspension dans le système respiratoire	12
2.5.2 Les populations à risque	12
2.5.3 Toxicologie	12
2.5.4 Données épidémiologiques sur les PM ₁₀ et PM _{2,5}	13
2.5.5 Données épidémiologiques sur les particules ultrafines	13
3 Le contexte lillois : la pollution atmosphérique particulaire à Lille	17
3.1 Les sources de pollution	17
3.2 La mesure des concentrations particulaires	17
3.3 Exposition de la population lilloise aux particules en suspension	17
3.4 Les épisodes de pollution par les particules en suspension	18
3.5 Données sur l'impact sanitaire	18
4 Effets des <i>PARticules</i> en suspension sur la Santé Respiratoire des Enfants à Lille : intérêt et faisabilité du projet <i>PASREL</i>	27
4.1 Objectif	27
4.2 Matériel et méthode	27
4.2.1 Les études de panels	27
4.2.2 La population d'étude	27
4.2.3 La mesure de l'exposition	27
4.2.4 Les indicateurs de santé	28
4.2.5 L'analyse des données	28
4.3 Discussion et conclusion	28
4.3.1 Un intérêt scientifique	28
4.3.2 Un appui aux politiques publiques	29
4.3.3 Un intérêt pédagogique	29
Références	33
Table des figures	37

1 Introduction

Les particules en suspension dans l'air font partie de notre environnement, qu'elles soient d'origine naturelle (érosion des sols, incendie de forêt...) ou liées à l'activité humaine (depuis l'époque du feu jusqu'à nos jours). Déjà, au 12^{ème} siècle, les fumées produites par la combustion du charbon et du bois étaient devenues insupportables dans la ville de Londres et Edward II ordonna de « *punir de torture la personne prise en train de souiller l'air avec des fumées de charbon* » [1]. Aujourd'hui, en Europe de l'ouest, on est loin des niveaux de concentration de l'épisode de pollution qui a fait 4 000 morts à Londres en 1952 [2]. Londres était alors en pleine révolution industrielle, la combustion effrénée de charbon avait créé beaucoup de pollution et la ville était fréquemment envahie par le smog, un mélange de fumée de charbon (smoke) et de brouillard (fog). L'augmentation de la mortalité a surtout été observée chez les personnes de plus de 45 ans. Les nombres de décès pour bronchite et pneumonie ont été, respectivement, huit et trois fois plus fréquents au cours de l'épisode. A l'époque, les niveaux moyens de particules en suspension mesurés à Londres étaient de 300 µg/m³ et au moment de l'épisode du « Big Smoke » les concentrations ont atteint les 3 000 µg/m³ [3]. Aujourd'hui, à Londres comme dans la plupart des grandes agglomérations de l'Europe de l'ouest, les moyennes annuelles sont de l'ordre d'une dizaine de microgramme par mètre cube. Cet épisode, très souvent cité lorsqu'on évoque les effets de la pollution atmosphérique sur la santé rappelle, à celui qui l'aurait oublié, que la pollution atmosphérique peut tuer.

Dans les années qui ont suivi les célèbres épisodes de Londres ou de la vallée de la Meuse [4], le lien entre les niveaux élevés de particules et la survenue de pathologies cardio-pulmonaires a généralement été accepté [5] mais l'impact des concentrations basses à modérées des particules sur la santé, divisait. A partir des années 90, les études épidémiologiques sur l'impact des concentrations ambiantes de particules sur la santé se sont multipliées. Ces études portaient sur l'association entre les variations journa-

lières des concentrations de particules d'une part et les variations journalières de la mortalité, des hospitalisations pour pathologie cardio-respiratoire, de symptômes respiratoires ou encore de l'absentéisme d'autre part. Ces effets ont été étudiés pour une exposition à court-terme et à long-terme aux particules [5]. Ces études ont été réalisées dans différents pays et différents continents et même si leurs résultats étaient parfois objet de débat, leur convergence a permis de prendre au sérieux l'impact des niveaux ambiants de particules sur la santé et a encouragé à poursuivre les recherches jusqu'à aujourd'hui.

L'Observatoire Régional de la Santé contribue depuis une dizaine d'années à cet effort de recherche épidémiologique, par sa participation au Programme de Surveillance Air et Santé mis en place dans neuf grandes agglomérations françaises¹ (PSAS-9) et coordonné par l'Institut de Veille Sanitaire². Les premières analyses ont permis de mettre en évidence l'impact à court terme de la pollution atmosphérique urbaine sur la mortalité cardio-respiratoire et sur les hospitalisations pour maladies de l'appareil cardio-vasculaire [6-10]. Le PSAS-9 s'intéresse actuellement plus particulièrement à l'impact sur la mortalité des particules selon leur taille et à l'impact à long-terme de la pollution atmosphérique. L'ORS a aussi réalisé en 1996 une étude épidémiologique sur les effets à court terme de l'ozone sur la santé respiratoire d'enfants d'Arméniens [11].

Fort de son expérience, l'ORS a proposé au Conseil Régional Nord - Pas-de-Calais de réfléchir à la faisabilité d'une étude épidémiologique locale sur les effets des particules en suspension sur la santé respiratoire des enfants. Le présent rapport vise à apporter les éléments de faisabilité de la réalisation d'une telle étude. Après une présentation de l'état des connaissances sur les particules : leur mesure, leur toxicité et leur impact sur la santé, nous avons examiné le contexte local et les éléments nécessaires à la réalisation d'une étude sur l'impact de l'exposition aux particules (et plus particulièrement aux particules ultra-fines) sur la santé respiratoire des enfants.

¹Lille, Strasbourg, Lyon, Marseille, Toulouse, Bordeaux, Le Havre, Rouen, Paris.

²Information sur le PSAS-9 consultables sur <http://www.invs.sante.fr/surveillance/psas9>.

2 Le contexte scientifique : les particules en suspension et la santé

Le Conseil de l'Europe précisait en 1968 qu'« *il y a pollution atmosphérique lorsque la présence d'une substance étrangère ou une variation importante dans la proportion de ses composants est susceptible de provoquer un effet nocif, compte tenu des connaissances scientifiques du moment, ou de créer ou une nuisance ou une gêne* ». Cette définition a été complétée dans la Loi sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie du 30 décembre 1996 qui précise que

« *constitue une pollution atmosphérique l'introduction par l'homme, directement ou indirectement, dans l'atmosphère et les espaces clos, de substances ayant des conséquences préjudiciables de nature à mettre en danger la santé humaine, à nuire aux ressources biologiques et aux écosystèmes, à influencer sur les changements climatiques, à détériorer les biens matériels, à provoquer des nuisances olfactives excessives* ».

2.1 Généralités

2.1.1 Quelques définitions

L'air est composé d'oxygène, d'azote, de gaz rares et de contaminants. Ces contaminants peuvent être d'autres gaz ou des particules solides ou liquides en suspension. Ces particules en suspension (notées PM qui vient de l'anglais *Particule Matter*) varient en termes de taille, de nombre, de surface, de composition chimique, de solubilité et d'origine [5, 12]. Les particules sont souvent classées selon leurs propriétés aérodynamiques car (a) ces propriétés déterminent le transport et la remise en suspension des particules dans l'air ; (b) elles déterminent aussi leur pénétration dans l'appareil respiratoire et (c) elles sont associées à la composition chimique et à la source des particules.

Ces propriétés sont par convention résumées par le *diamètre aérodynamique* qui est le diamètre d'une particule sphérique de densité égale à 1 g/cm^3 ayant la même vitesse de dépôt que la particule mesurée. Le diamètre aérodynamique permet de quantifier la dimension d'une particule aérienne. Par abus de langage et pour simplifier, le diamètre aérodynamique est souvent appelé *taille des particules*.

Les particules peuvent être classées selon leur taille, mais on distingue aussi leur origine, primaire ou secondaire. Les particules primaires sont directement émises dans l'atmosphère alors que les particules secondaires sont formées dans l'atmosphère, généralement sous l'effet de réactions chimiques avec les autres composés présents dans l'atmosphère, en particulier les polluants gazeux [1].

Les particules sont principalement composées de sulfate, nitrates, ammonium, chlorure de sodium, carbone, matières minérales et eau.

2.1.2 Sources et origines

L'émission directe des particules primaires dans l'atmosphère est le résultat de procédés anthropiques ou naturels. Les principales sources anthropiques sont la combustion de gazole (diesel) et d'essence des véhicules automobiles, l'utilisation de combustibles domestiques solides (charbon, lignite et biomasse), les activités industrielles (construction, secteur minier, cimenteries, fabrication de céramique et de briques, fonderie), l'érosion des chaussées sous l'effet de la circulation routière et l'abrasion des pneus et des freins et les travaux d'excavation et les activités minières.

Les principales sources naturelles sont les embruns marins, les poussières minérales, les éruptions volcaniques, les végétaux (pollens), les feux de forêt.

Les particules secondaires sont formées dans l'atmosphère généralement sous l'effet des réactions chimiques avec des polluants gazeux. Elles sont le résultat de la transformation atmosphérique des oxydes d'azote principalement émis par la circulation automobile et certains procédés industriels, et de l'anhydride sulfureux provenant de combustibles contenant du soufre. Les particules secondaires sont surtout présentes dans les matières fines.

2.2 Caractéristiques des particules

Le domaine de dimension des particules dans l'atmosphère s'étend de 1 nanomètre environ (agrégats moléculaires) jusqu'à 100 micromètres (poussières industrielles ou naturelles). On distingue deux types de particules selon leur taille et leur mode de formation : les *particules grossières*¹ et les *particules fines*. La

¹Qui est la traduction du terme anglais *coarse*.

frontière entre ces deux fractions se situe habituellement entre 1 μm et 2,5 μm . Pour la mesure des concentrations dans l'air, la limite est, par convention, fixée au diamètre aérodynamique de 2,5 μm . Les particules fines sont parfois divisées à leur tour en deux modes. L'ensemble de l'aérosol est donc formé de trois distributions lognormales (Figure 2.1). Cette classification selon la taille est aussi relative au mécanisme de formation des particules [14].

Le mode *nucléation* comprend les particules dont la taille est inférieure à 0,1 μm (*i.e* les particules ultra-fines), elles sont issues pour l'essentiel de la combustion en moteur ou de processus de conversion gaz-particule.

Le mode *accumulation* est constitué des particules dont la taille est comprise entre 0,1 μm et 1-2 μm ; elles proviennent soit du grossissement de noyaux par condensation, soit de la coagulation de particules du mode *nucléation*.

Et enfin le mode *particules grossières* est formé par les particules supérieures à 1-2 μm ; ces particules sont issues pour l'essentiel de processus mécaniques.

2.3 Mesures des concentrations dans l'air

Les particules sont échantillonnées et décrites sur la base de leur diamètre aérodynamique. La concentration de particules dans l'air peut être mesurée en terme de masse, souvent en microgramme par mètre cube ($\mu\text{g}/\text{m}^3$); de nombre, en particules par mètre cube (p/m^3); ou de surface des particules en mètre carré par mètre cube ($\mu\text{m}^2/\text{m}^3$). La distribution en masse privilégie les plus grosses particules (Figure 2.2) alors qu'en nombre, les particules inférieures à 0,1 μm constituent plus de 90 % de l'aérosol atmosphérique (Figure 2.3).

Pour la mesure des particules, on utilise les fractions de tailles suivantes [12] :

- TSP (Total Suspended Particules) qui comprend toutes les particules ;
- le terme PM_{10} qui désigne les particules dont le diamètre aérodynamique est inférieur à 10 μm ;
- le terme $\text{PM}_{2,5}$ qui désigne les particules dont le diamètre aérodynamique est inférieur à 2,5 μm ;
- le terme *grossières* qui désigne les particules dont le diamètre aérodynamique est compris entre 2,5 et 10 μm ;
- le terme *ultra-fines* pour les particules dont le diamètre aérodynamique est inférieur à 0,1 μm .

La métrologie des particules se fait soit par échantillonnage avec des prélèvements d'air, soit par ob-

servation à distance (méthodes de télédétection). Actuellement, les méthodes de télédétection sont insuffisantes pour déterminer les sources et évaluer les impacts des particules [16]. La surveillance de la qualité de l'air est basée sur la mesure de concentrations en polluants de l'atmosphère par échantillonnage.

Généralement, les réseaux de surveillance de la qualité de l'air mesurent les particules en suspension dans l'air d'un diamètre aérodynamique inférieur à 10 microns (PM_{10}), pour des raisons sanitaires, dans la mesure où il est estimé que la fraction de particules inférieures à cette valeur peut être inhalée. La méthode de référence pour la mesure des particules a été fixée par la directive européenne 1999/30/CE du 22 avril 1999. Il s'agit d'une méthode de mesure gravimétrique à partir de prélèvements sur échantillonneur de particules. Mais, en général, les réseaux de surveillance préfèrent la méthode TEOM (Tapered Element Oscillating Microbalance) ou d'autres méthodes de pesée automatique². Le TEOM utilise une microbalance à élément oscillant³; ce qui permet une mesure quasi instantanée. L'échantillonnage est un processus physique complexe qui peut modifier les caractéristiques de l'aérosol mesuré selon la technique considérée. Le TEOM chauffe l'échantillon d'air prélevé à 50 °C afin de ne peser que les particules sans gouttelettes d'eau. Mais la partie volatile des particules (constituée de nitrate d'ammonium) s'évapore dès 25 °C; ce qui entraîne un écart entre les résultats obtenus avec la méthode de référence. Depuis janvier 2007, la mesure des particules par TEOM est couplée avec une mesure par FDMS (Filter Dynamics Measurement System). C'est également une micro-balance mais le chauffage y est limité à 30 °C; ce qui permet de prendre en compte le nitrate d'ammonium. Cette méthode permet d'obtenir des résultats plus proches de ceux obtenus avec la méthode gravimétrique de référence.

Actuellement, la directive de 1999 sur les particules n'impose pas le suivi des particules fines ($\text{PM}_{2,5}$); celui-ci est seulement recommandé. Les concentrations de particules *grossières* dans l'air prélevé sont estimées à partir de la différence de concentrations entre les PM_{10} et les $\text{PM}_{2,5}$. Les particules ultra-fines ne sont pas mesurées en routine.

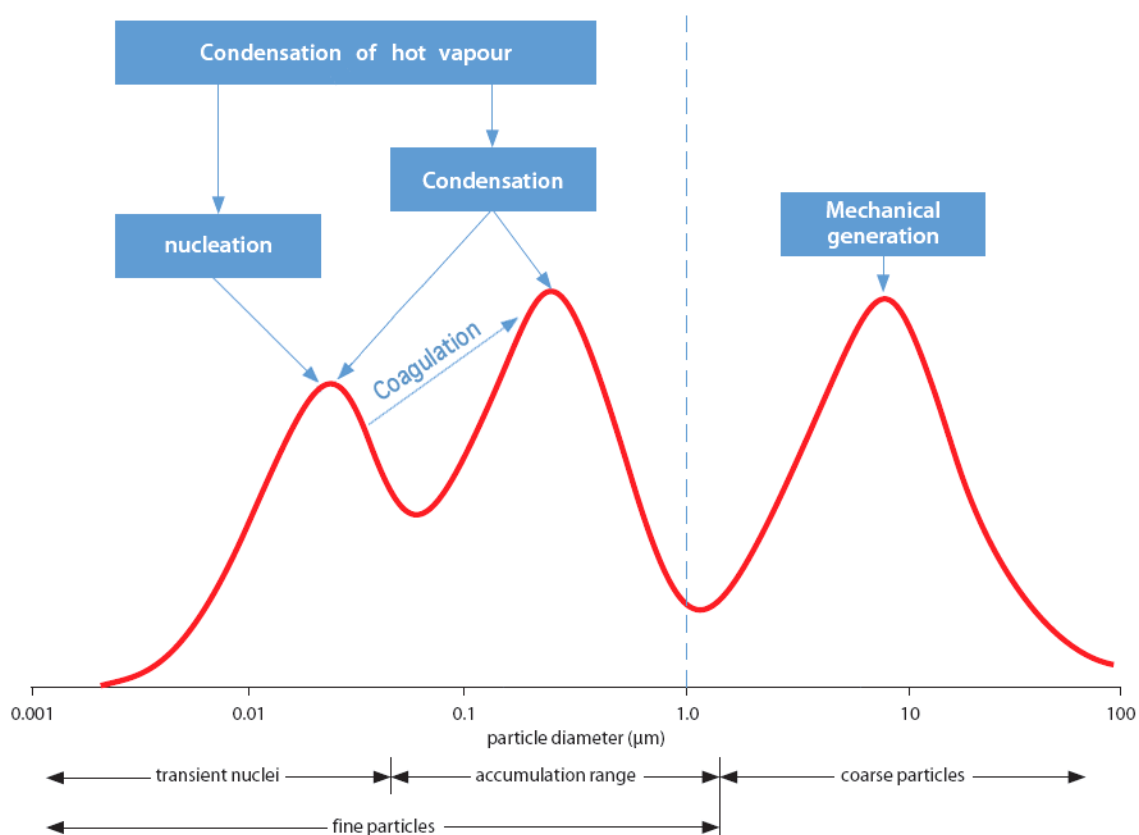
2.3.1 Mesure des particules ultra-fines

Pour la mesure de la concentration en nombre dans l'air des particules ultra-fines, il faut pouvoir détecter les particules les plus fines jusqu'à des diamètres de quelques nanomètres. Pour cette mesure, les techniques optiques sont utilisées pour le comptage des particules. Les Compteurs à Noyaux

²AIRPARIF Actualité n° 30 - Septembre 2007.

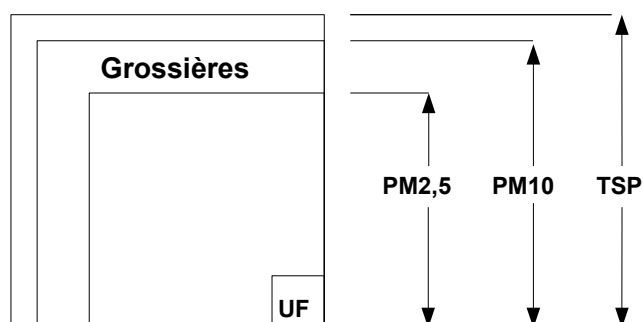
³Principe de mesure TEOM : les particules prélevées dans l'air ambiant se déposent sur un filtre et augmentent la masse d'un système oscillant, provoquant ainsi un ralentissement de la fréquence d'oscillation. Cette variation de fréquence est convertie en variation de masse de poussières déposées. La mesure du débit volumique permet de déterminer la concentration en microgrammes de particules par mètre cube d'air.

Figure 2.1 : Représentation schématique de la distribution selon la taille des particules dans l'air ambiant



Adapté d'après l'US-EPA [13].

Figure 2.2 : Différentes fractions des particules dans l'air ambiant



UF : Ultra-fines.

Les surfaces respectives de chacun des carrés représentent approximativement la contribution relative des différentes fractions aux concentrations ambiantes actuelles en masse de PM dans les villes européennes.

Adapté d'après Englert [15].

de Condensation (CNC) sont les instruments de mesure les plus répandus. Cette technique est basée sur le grossissement en amont des particules⁴ pour les rendre plus « visibles » à la détection optique [16–18]. Les particules peuvent être détectées jusqu'à des dimensions de trois nanomètres. D'autres méthodes de comptage par détection électrique existent, elles s'appuient sur les propriétés de mobilité électrique des particules [19] mais nécessitent l'utilisation d'une source radioactive.

La mesure de la concentration en surface des particules dans l'air permet, selon la méthode de mesure employée, d'avoir des informations sur la surface géométrique ou des informations liées à la *surface active* des particules. La surface active est définie comme étant la fraction de la surface géométrique directement accessible de l'extérieur. Cette grandeur détermine les cinétiques d'adsorption et est retenue comme indicateur d'exposition aux particules ultra-fines [16]. Il existe trois mesures directes pour déterminer la *surface active* à partir du marquage radioactif ou du marquage par charge électrique des particules. Des méthodes indirectes ont été développées et consistent par exemple à calculer, sous certaines hypothèses, la surface sur la base de deux mesures indépendantes (la masse et le nombre). Ces méthodes demandent encore à être validées.

La mesure de la concentration en masse des particules dans l'air est une mesure qui n'est pas appropriée pour les particules ultra-fines (se reporter à la figure 2.3). Pour des raisons de sensibilité, les techniques de mesures massiques sont avant tout pertinentes pour des particules supérieures à 0,1 µm. Cependant, comme les particules *grossières* et fines sont mesurées de cette façon, il est intéressant de conserver ce type de mesure. Parmi les méthodes de mesures, il est possible de coupler un TEOM avec des sélecteurs granulométriques capables d'extraire, de l'aérosol capté, la fraction massique inférieure à 1 µm, mais cet appareil n'est pas disponible pour la fraction 0,1 µm.

2.4 Exposition aux particules

Une personne adulte respire en moyenne, au repos, 15 m³ d'air par jour. Les polluants atmosphériques sont en contact direct avec l'appareil respiratoire. Les particules fines et ultra-fines peuvent pénétrer dans l'organisme à travers les poumons, la peau ou la paroi intestinale; chacun présentant une barrière à cette pénétration.

2.4.1 Inhalation des particules

L'appareil respiratoire peut se subdiviser en trois parties principales : le naso-pharynx, partie supérieure, le segment trachéo-bronchique et dans la partie inférieure, le segment pulmonaire (figure 2.4).

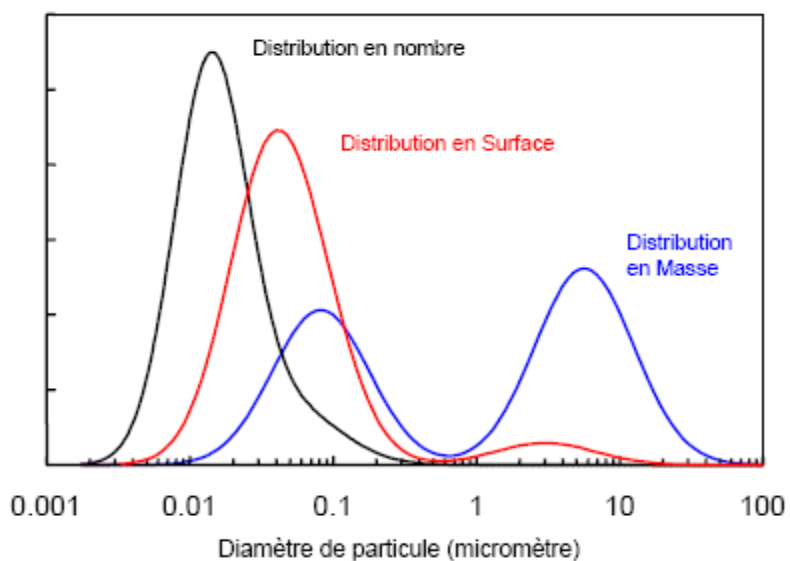
Les particules de taille supérieure au PM₁₀ sont captées au niveau du segment naso-pharyngien puis évacuées par mouchage ou déglutition. Les particules grossières dépassent cette première barrière et pénètrent jusqu'au segment trachéo-bronchique. Ce segment est protégé par les cellules ciliées et des cellules caliciformes produisant du mucus. Dans un mouvement ondulatoire, les poils des cellules ciliées transportent le film muqueux et les corps étrangers qui y sont englués jusqu'au pharynx où ils sont déglutis en permanence. Certains polluants, comme la fumée de tabac, peuvent contrarier l'efficacité de ce système de défense. Les particules fines peuvent pénétrer dans le système respiratoire jusqu'aux alvéoles terminales. Comparativement à un adulte, la proportion de particules fines qui parviennent jusqu'aux alvéoles est trois fois supérieure chez les enfants et jusqu'à huit fois chez les nouveaux-nés car chez eux, l'arbre respiratoire n'est pas autant ramifié [20].

2.4.2 Exposition intérieure et extérieure

La qualité de l'air dans les locaux, qu'ils soient à usage professionnel ou d'habitat, est, pour une part importante, influencée par celle de l'environnement dans lequel sont situés ces locaux. Le taux de pénétration des gaz et particules présents dans l'air extérieur est très variable et dépend en particulier des dispositifs de renouvellement de l'air. Pour les particules fines, par exemple, on considère que, en l'absence de sources intérieures d'émission, les concentrations intérieures et extérieures proches sont équivalentes [21, 22], alors que pour les particules plus grosses, les concentrations intérieures sont plus faibles. Cependant, les sources intérieures de particules en suspension sont nombreuses, la qualité de l'air est ainsi très liée au renouvellement de l'air du local (ventilation), à l'ensemble des systèmes de conditionnement d'air qui ont pu être installés (climatisation, humidificateurs...) et à l'activité humaine qui s'y développe (bricolage, tabagisme, chauffage, cuisson...). Les teneurs de certains polluants peuvent y être sensiblement plus élevées qu'à l'extérieur, et ce d'autant plus que les systèmes d'isolation sont efficaces. Ainsi, les mesures des concentrations ambiantes de particules en suspension reflètent bien l'exposition de l'individu à la pollution ambiante, indépendamment de son exposition personnelle d'origine intérieure [23]. Il est raisonnable de penser que l'effet des particules d'origine ambiante est indépendant de l'effet des particules d'origine intérieure [24].

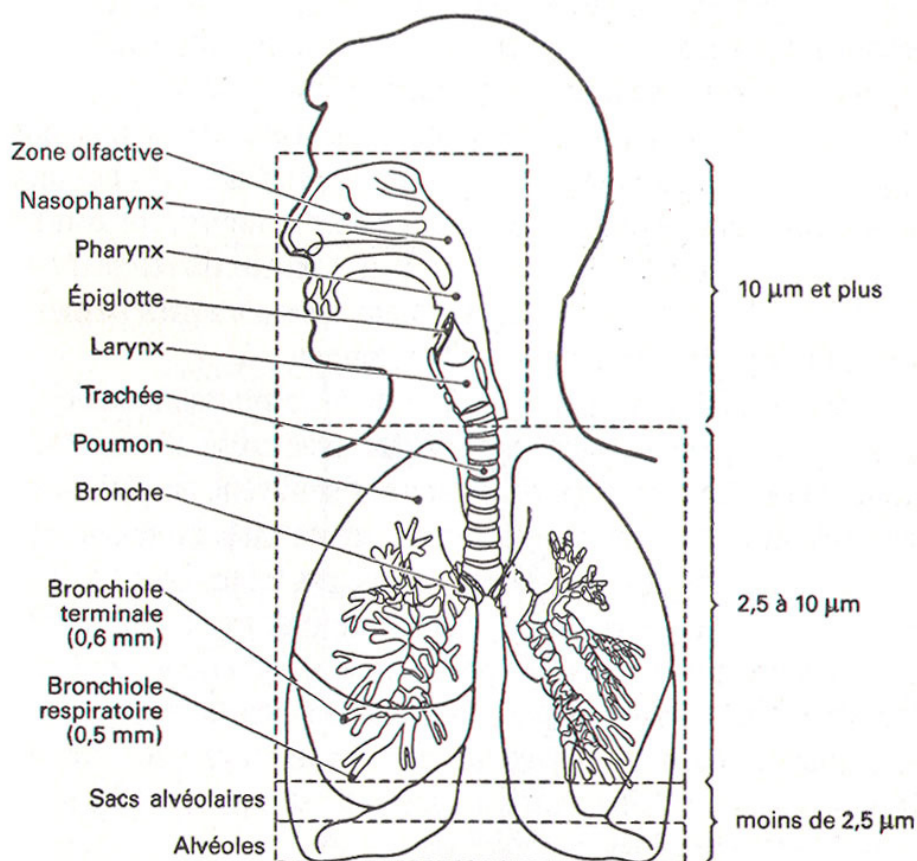
⁴Le CNC exploite le phénomène de grossissement rapide des particules ultra-fines par condensation d'une vapeur sursaturée à la surface des particules.

Figure 2.3 : Distributions granulométriques moyennes caractéristiques de l'aérosol atmosphérique en environnement urbain suivant les trois modes de représentation en nombre, surface et volume



Source : Witschger 2005 [25]

Figure 2.4 : Niveau de déposition des particules inhalées dans l'appareil respiratoire selon leur taille



L'exposition des personnes est donc très variable, en fonction des déterminants des émissions, mais aussi de leurs activités : répartition de leur temps sur le territoire (dans des secteurs directement influencés par des sources ou plus éloignés) ; entre espaces intérieurs (eux-mêmes plus ou moins influencés par la pénétration de polluants issus de l'extérieur ou par des sources intérieures) ; selon le degré d'activité physique (qui augmente la ventilation et donc la pénétration des polluants).

2.4.3 La mesure de l'exposition

L'exposition de la population aux particules peut être estimée selon différentes méthodes de mesures directes ou indirectes.

Les méthodes directes s'appuient sur le mesurage individuel de l'exposition réalisé grâce à des dispositifs portables enregistrant les niveaux de pollution au cours d'une journée d'activité normale dans les différents micro-environnements traversés. Si ces dispositifs permettent une meilleure estimation de l'exposition, ils sont délicats à mettre en œuvre et relativement coûteux [26].

La méthode indirecte peut s'appuyer sur les données recueillies en routine sur les stations de mesure des Associations Agréées de Surveillance de la Qualité de l'Air (AASQA). Sous l'hypothèse que la population étudiée est exposée de façon homogène sur toute la zone, on peut construire des indicateurs d'exposition à la pollution atmosphérique [27]. Il est possible aussi d'estimer l'exposition de la population à partir de mesures réalisées dans les principaux micro-environnements fréquentés par les sujets, en tenant compte de leur budget espace-temps [26]. Enfin, l'exposition à la pollution atmosphérique au domicile du sujet peut être estimée à l'aide de modèles statistiques, mathématiques ou par une approche stochastique prenant en compte les incertitudes liées au modèle [28].

2.5 Effets sur la santé

2.5.1 Dépôt des particules en suspension dans le système respiratoire

Le dépôt des particules en suspension dans le système respiratoire dépend des propriétés physico-chimiques de l'aérosol (la taille, la forme, la surface, le caractère hygroscopique et hydrosoluble et la composition chimique), mais aussi de l'anatomie de l'appareil respiratoire [29].

On distingue habituellement cinq mécanismes de dépôt [17] :

- la sédimentation, liée à la gravité agissant sur les particules ;

- l'impaction inertielle, qui caractérise le comportement des particules massives ;
- l'interception, qui se produit lorsqu'une particule entre en contact avec une surface ;
- la diffusion, liée au mouvement aléatoire des particules très fines ;
- l'attraction électrostatique, lorsque les particules sont chargées.

Après leur dépôt, les particules ultra-fines et particulièrement les particules inférieures à 0,1 μm semblent « transloquer » facilement vers des sites extrapulmonaires et atteignent alors différents organes cibles. En effet, les hypothèses plaident en faveur d'un rôle potentiel des particules ultrafines dans les effets adverses des particules sur la santé, en raison de leur forte pénétration dans l'appareil respiratoire (liée à leur nombre et à leur taille), de leur réactivité liée à l'importance de leur surface par unité de masse, de leur activité oxydante plus forte, de la composition chimique de leur surface et de leur passage dans la circulation sanguine.

2.5.2 Les populations à risque

L'efficacité des mécanismes d'intoxication varie d'un individu à l'autre. La grande majorité des personnes ne ressentent rien d'anormal aux niveaux de pollution habituellement présents dans les villes européennes ; ce qui ne veut pas dire qu'il n'y ait pas d'impact sur leur santé. Mais pour un même niveau de concentration, on peut observer un impact chez certaines personnes en raison de leur constitution ou de leur exposition à d'autres facteurs de risque. Ces *populations sensibles* ou à *risque* sont les jeunes enfants, les personnes souffrant de maladies respiratoires (asthme, insuffisance respiratoire) ou cardio-vasculaires, les personnes âgées et dans une moindre mesure les sportifs [20].

Les voies respiratoires des jeunes enfants sont plus fragiles que celles des adultes car elles sont en plein développement. De la naissance à trois ans, le nombre d'alvéoles pulmonaires passe de 25 millions à quelques centaines de millions. Leurs bronches ne disposent que de peu de muscles pour expectorer les polluants. En revanche, elles sont riches en glandes bronchiques qui lorsqu'elles sont agressées, fabriquent des sécrétions en excès qui peuvent tout obstruer. Enfin, en raison de leur activité physique, supérieure à celle de l'adulte, et qui va augmenter leur fréquence respiratoire, les enfants inhalent davantage de polluants pour un même niveau d'exposition.

2.5.3 Toxicologie

Pour étudier la toxicité des particules, la connaissance de leur composition chimique et de leur répartition de taille sont tout aussi importantes que la mesure

des quantités présentes dans l'air, car les effets sanitaires (problèmes respiratoires et cardio-vasculaires) dépendent de ces trois paramètres. Plus les particules sont fines, plus elles pénètrent dans les poumons, avec une double action liée aux particules proprement dites mais également aux polluants qu'elles transportent. Elles peuvent en effet véhiculer sur leur surface des substances toxiques capables de passer la barrière air/sang au niveau des alvéoles pulmonaires. Un petit nombre de particules ultra-fines présentera une surface réactive totale beaucoup plus importante qu'un grand nombre de grosses particules. Les métaux toxiques pour la santé et l'environnement (plomb, mercure, arsenic, cadmium, nickel, zinc, etc.) se retrouvent généralement au niveau des particules (sauf le mercure qui est principalement gazeux) et s'accumulent dans l'organisme; provoquant des effets toxiques à court et/ou long-terme.

Les effets toxicologiques des polluants, en particulier des particules ultrafines, sur les mécanismes de stress oxydatif⁵ ainsi que sur l'appareil cardio-vasculaire sont mis en évidence par plusieurs études biologiques [30–33]. D'autres études ont aussi montré que la fonction respiratoire diminuait lors d'une exposition chronique à long-terme aux particules. En augmentant le stress oxydatif, elles aggravent l'inflammation des BPCO (Bronco-Pneumopathies Chroniques Obstructives) et conduisent à leur exacerbation [5]. De même, l'inflammation alvéolaire serait à l'origine d'une inflammation systémique contribuant à augmenter la coagulabilité sanguine elle-même responsable de l'initialisation et la progression de l'athérosclérose à l'origine de maladies cardiaques ischémiques aiguës et d'accidents vasculaires cérébraux. De plus, des lésions anatomo-pathologiques des bronches et des bronchioles, ainsi qu'un épaississement de la paroi artérielle ont été aussi associés à une exposition chronique aux particules [34, 35]. Les effets de la pollution aérienne sur la variabilité de la fréquence cardiaque ont été mis en évidence pour la pollution particulaire et également pour l'ozone [32].

2.5.4 Données épidémiologiques sur les PM₁₀ et PM_{2,5}

Les effets des particules PM₁₀ et PM_{2,5} ont largement été étudiés depuis une vingtaine d'années et ont fait l'objet récemment d'une revue bibliographique détaillée [5]. Les études ont mis en évidence un lien à court-terme et à long-terme entre les concentrations ambiantes de particules et la survenue ou l'aggravation, pouvant aller jusqu'au décès, de pathologies cardio-respiratoires. L'exposition aux particules PM_{2,5} est associée à la mortalité cardio-vasculaire et des associations similaires, voire plus élevées, ont été trou-

vées pour des causes de décès plus spécifiques (maladies respiratoires, cardiopathies ischémiques). Ce lien est généralement plus élevé pour les personnes âgées de 65 ans et plus; c'est pourquoi certaines études se sont particulièrement intéressées à ce sous-groupe de population [5, 37].

De nombreuses études ont également porté sur les effets de la pollution atmosphérique sur la morbidité, en particulier par le biais des admissions hospitalières. Ainsi, des associations significatives entre concentration de particules dans l'air et hospitalisations pour pathologies cardio-respiratoires ont été observées [5]. Ces études ont concerné l'ensemble des admissions pour causes cardio-vasculaires ou respiratoires mais aussi les admissions pour des pathologies plus spécifiques telles que la BPCO, l'asthme, l'insuffisance cardiaque, les cardiopathies ischémiques, l'infarctus du myocarde ou les maladies cérébrovasculaires. Enfin, les données actuellement disponibles suggèrent une augmentation, certes faible comparativement au tabagisme, du risque de cancer du poumon en raison de la pollution de l'air.

L'impact des particules sur la santé respiratoire des enfants a également été étudié. Ces études ont mis en évidence un lien entre d'une part les niveaux de particules et d'autre part un déficit des fonctions respiratoires et de leur développement, une augmentation des symptômes et des pathologies respiratoires, une augmentation de l'absentéisme scolaire et des hospitalisations pour maladies respiratoires [5, 38]. Les études montrent un impact plus important des PM_{2,5} par rapport aux PM₁₀. On dispose de moins d'études concernant l'impact des particules sur la mortalité chez les enfants mais celles qui ont été publiées sont plutôt en faveur d'un impact sur la mortalité néo-natale et en particulier d'un lien entre pollution particulaire et mort subite du nourrisson.

2.5.5 Données épidémiologiques sur les particules ultrafines

Les études épidémiologiques sur l'effet des particules ultrafines sont moins nombreuses mais se développent depuis une dizaine d'années. Les connaissances toxicologiques et les outils disponibles pour mesurer l'exposition sont récents. Par ailleurs, les concentrations dans l'air de particules ultrafines ne sont pas mesurées en routine et l'estimation de l'exposition des sujets fait l'objet de campagnes spécifiques de mesurage: ce qui est une contrainte supplémentaire dans la réalisation d'une étude épidémiologique.

Les méthodologies mises en œuvre dans les différentes études publiées sont essentiellement des pa-

⁵Déséquilibre entre oxydants et antioxydants se traduisant par la production de radicaux libres responsables d'altérations de la structure et des fonctions cellulaires: diminution de l'activité enzymatique, lésions cellulaires, mutation au niveau de l'ADN et modification des récepteurs, oxydation des lipoprotéines circulantes, etc. Il est lié entre autre aux particules et à d'autres polluants présentant des propriétés oxydantes [36].

nels. Ils consistent à faire des mesures répétées de l'effet sur la santé étudié chez les mêmes sujets et à analyser des corrélations temporelles entre des données agrégées d'exposition et des données sanitaires individuelles. Quelques études ont porté sur l'analyse des corrélations temporelles entre des données agrégées d'exposition et des données sanitaires agrégées. En raison des méthodologies utilisées, les études publiées ont concerné exclusivement les effets à court-terme.

Les populations visées dans les études de panels étaient soit des enfants asthmatiques ou avec des symptômes respiratoires chroniques soit des adultes asthmatiques non fumeurs, avec des pathologies pulmonaires chroniques telles que la BPCO ou des maladies coronariennes. Dans les études de séries temporelles, les analyses portaient sur la population totale et sur les personnes âgées [41].

Au cours de ces études, les effets sur la santé respiratoire et cardio-vasculaire ont été mesurés. Pour les effets respiratoires, la mesure du Débit Expiratoire de Pointe (DEP), l'étude des symptômes (toux, dyspnée, sifflements, expectoration...), la prise de médicaments à visée respiratoire (β -stimulants, corticostéroïdes), les marqueurs urinaires de lésions pulmonaires (cellules de Clara) et la mortalité, sont des exemples d'indicateurs sanitaires utilisés dans les études publiées. Pour les effets cardio-vasculaires, nous avons relevé, dans les études, les symptômes tels que l'angine de poitrine (au repos et à l'effort), la tachycardie, la sensation de faiblesse, le risque d'ischémie du myocarde, la prise de médicaments à visée cardiaque, les paramètres sanguins (viscosité) et la mortalité comme indicateurs sanitaires retenus.

Résultats des études épidémiologiques chez les enfants

Nous avons pu identifier deux études de panel chez des enfants asthmatiques [42, 43]. Ces deux études finlandaises portaient sur des panels d'enfants âgés de 7 à 12 ans pour l'une et de 8 à 13 ans pour l'autre. Dans les deux études, l'exposition aux particules ultra-fines était estimée à partir de la mesure de la concentration en nombre de particules pour les classes de tailles 0,01 à 0,1 μ et 0,1 à 1 μ . Ces études présentent des résultats contradictoires. Pour l'une, les performances respiratoires des enfants (DEP du soir) sont associées négativement aux concentrations de particules ultra-fines [42]. Par ailleurs, ce résultat est à la limite de la significativité et l'effet observé avec les PM₁₀ est plus important. L'autre étude ne met pas en évidence d'effet des particules ultra-fines sur la santé respiratoire des enfants mais observe un effet des particules fines sur les DEP et la toux. Il est difficile de tirer des conclusions à partir de seulement deux études avec qui plus est des résultats non concordants. L'association plus importante

observée avec les PM₁₀ souligne la difficulté à séparer, dans l'analyse, les effets des différents types de particules.

Résultats des études épidémiologiques chez les adultes

Les effets respiratoires des particules ultra-fines chez les adultes ont particulièrement été étudiés dans le programme européen ULTRA (Exposure and risk assessment for fine and ultrafine particles in ambient air). Ce programme met en œuvre des études de panel sur des adultes de plus de 50 ans souffrant de pathologies coronariennes ou respiratoires. Ces études se sont déroulées dans les villes d'Helsinki (Finlande), Erfurt (Allemagne) et Amsterdam (Pays-Bas) à partir de la fin des années 1990.

Chez les asthmatiques, des effets sur les capacités respiratoires et particulièrement sur le DEP ont été observés [44, 45]. A l'inverse, sur un autre panel d'asthmatiques ou sur un panel de personnes atteintes de BPCO, une diminution des capacités respiratoires a été observée en lien avec les niveaux de PM₁₀ mais pas avec les particules ultra-fines [46, 47]. D'autres études ont montré une augmentation de la prise de médicaments à visée respiratoire et des symptômes respiratoires en lien avec l'exposition aux particules ultra-fines [44, 48]. Enfin, un effet des particules ultra-fines sur la mortalité respiratoire et la mortalité totale a aussi été observé [41].

Ces études ont mis en évidence des effets décalés ou des effets liés à une exposition cumulée aux particules ultra-fines alors que les mécanismes toxicologiques suggèrent plutôt une réaction respiratoire immédiate et une réaction cardio-vasculaire décalée. Quand les associations entre impact sanitaire et particules ultra-fines étaient statistiquement significatives, les effets étaient plus importants avec les particules ultra-fines qu'avec les PM₁₀ mais ils étaient comparables à ceux observés avec les PM_{2,5}.

Les effets cardio-vasculaires des particules ultra-fines ont aussi été étudiés dans le programme ULTRA. Les résultats ont montré une augmentation du risque de maladie ischémique [49], de thrombose [50], des symptômes cardio-respiratoires [53] et la modification de la pression artérielle [51] associés aux concentrations de particules ultra-fines. Par ailleurs, un effet des particules ultra-fines sur la mortalité cardio-vasculaire et la mortalité totale a aussi été observé [41, 52].

De façon générale, même si ces études montrent une relation significative entre pathologies cardiovasculaires et particules ultra-fines, cette relation est moins forte que celle observée avec les particules fines. Ces études portaient sur des personnes de plus de 50 ans et il semblerait que les estimations de l'exposition des sujets aux particules ultra-fines ambiantes à partir de mesures de station fixes ne soient pas

suffisamment représentatives de leur exposition personnelle car les particules ultra-fines ont une courte vie dans l'aérosol (en raison des phénomènes de coagulation et d'accumulation) et que les sujets passent plus de temps à l'intérieur (et particulièrement les personnes âgées) [53]. Ces études ont aussi montré un effet indépendant des particules fines et ultra-fines car leur source et donc leur composition diffèrent (les particules ultra-fines sont essentiellement liées au trafic) [49]. Enfin, les auteurs ont observé un effet décalé des particules ultra-fines sur la morbidité cardio-vasculaire de deux jours [50, 51]. Ce phénomène serait lié au temps nécessaire pour initier une réponse de l'organisme après une translocation des particules ultra-fines un fois qu'elles ont été inhalées. Par contre, les études sur la mortalité ne permettent pas de conclure sur le décalage des effets, en raison notamment du peu d'études disponibles et des méthodologies mises en œuvre [41, 52].

Discussion

Aujourd'hui, les études sur les effets des particules ultra-fines sur la santé ne sont pas encore suffisamment nombreuses pour permettre de conclure sur les effets séparés de chaque taille de particules et sur l'importance de leur composition chimique [44]. En effet, les résultats soulignent la difficulté de mettre en évidence des effets séparés pour chaque mode et de déterminer si les particules ultra-fines sont plus toxiques que les particules fines ou les particules grossières. Cependant, les résultats sont en faveur d'un effet spécifique des particules ultra-fines sur la santé respiratoire et cardio-vasculaire des enfants et des adultes sensibles. Les effets des particules ultra-fines ne peuvent pas être séparés, avec certitude, des effets des autres polluants liés au trafic et les auteurs soulignent la nécessité de développer la mesure de l'exposition aux particules ultra-fines [45, 54].

3 Le contexte lillois : la pollution atmosphérique particulaire à Lille

3.1 Les sources de pollution

La région Nord - Pas-de-Calais est au 5^{ème} rang national en terme d'émission de poussières en suspension, toutes sources confondues, regroupant environ 6 % des rejets français en 2000 [55]. Si les émissions des autres polluants ont généralement bien baissé depuis deux décennies, celles liées aux poussières ont une tendance moins marquée. Les rejets nationaux ont toutefois baissé de 7 % depuis 1990. La contribution des différents secteurs à l'échelle nationale ne se retrouve pas au niveau régional. En France, le secteur des industries manufacturières est majoritairement responsable des émissions de poussières totales (45 % en moyenne), suivi par l'agriculture (36 % en moyenne) et le secteur résidentiel/tertiaire (8 % en moyenne). A l'inverse, dans la région, les contributions majoritaires se retrouvent au niveau des secteurs du résidentiel/tertiaire (32 %), de l'agriculture (31 %) et des industries manufacturières (25 %). Toutefois, le secteur de la sidérurgie libère des quantités de particules non négligeables, notamment sous forme de poussières sédimentables. L'agglomération lilloise est à l'origine de 11 % des émissions régionales de particules.

L'agglomération lilloise est marquée par une forte concentration de flux routiers. Les autoroutes A1 (Arras-Douai-Lille), A25 (Dunkerque-Armentières-Lille), A22 (Lille-Tourcoing-Belgique), A23 (Valenciennes-Lille) atteignent leur point culminant aux portes de l'agglomération lilloise. Sur ces axes se superposent les déplacements locaux et régionaux, ainsi que les trafics nationaux et internationaux. L'échangeur A1/A25 est particulièrement fréquenté avec plus de 170 000 véhicules par jour en moyenne en 2002¹. Dans la métropole, la majorité des déplacements (56 %) en 2006 se sont faits en voiture², les autres modes de déplacements les plus utilisés ensuite étant la marche (31 %) et les transports en commun (8,5 %).

3.2 La mesure des concentrations particulaires

Dans la métropole lilloise, la surveillance de la qualité de l'air est assurée par Atmo Nord - Pas-de-Calais,

l'association agréée de surveillance de la qualité de l'air. Sur Lille et les communes proches, cinq stations classées en type urbain³ mesurent les concentrations ambiantes en particules. Les stations de Lille (Fives), Lomme, Marcq-en-Barœul et Tourcoing mesurent les PM₁₀ et les stations de Lille (Faidherbe) et Lomme mesurent à la fois les PM₁₀ et les PM_{2,5} depuis 2001. Dans l'agglomération lilloise il n'y a actuellement pas de mesure de PM₁₀ en situation trafic, malgré la problématique liée à la circulation automobile [55].

A partir du rapport des concentrations PM_{2,5}/PM₁₀, il est possible d'avoir une idée sur l'origine des particules : plus le rapport est élevé, plus il y a de PM_{2,5}, les poussières en suspension sont alors d'origine anthropique. Plus le rapport est faible, plus il y a de PM₁₀ et les poussières en suspension sont d'origine naturelle. Sur la métropole, la moyenne des deux sites de mesure donne un rapport PM_{2,5}/PM₁₀ égal à 0,71 en 2001 et 0,65 en 2002 [56]. Ce rapport témoigne de l'origine anthropique des poussières en suspension, et notamment le trafic automobile.

3.3 Exposition de la population lilloise aux particules en suspension

Les concentrations moyennes de PM₁₀ mesurées par ATMO sur les stations de Lille et des communes voisines entre 1996 et 2006 varient de 21 µg/m³ à Lille-Faidherbe et Tourcoing à 24 µg/m³ à Lomme (Tableau 3.1). Au cours de la période, les maximums observés ont atteint les 150 µg/m³ à la station de Lille Fives (Figure 3.3). Les niveaux de concentrations en PM sont stables et l'objectif de qualité de 30 µg/m³ fixé pour une durée d'exposition d'une année⁴ n'a plus été dépassé depuis 1996 (Figure 3.1). La valeur limite de 50 µg/m³ établie pour la protection de la santé pour une durée d'exposition de 24 heures, et ne devant pas être dépassée plus de 35 jours par an a été respectée sur l'ensemble des stations. Les valeurs journalières, depuis l'entrée en vigueur de cette valeur limite, soit depuis le 1^{er} janvier 2005, n'ont pas dépassé plus de 26 fois par an les 50 µg/m³.

La distribution des concentrations en particules fines, tout comme les PM₁₀, ne présente pas de tendance particulière depuis qu'elles sont mesurées (Figure 3.4). La moyenne des moyennes annuelles est

¹Données de trafic communiquées par ATMO et établies par la Direction Régionale de l'Équipement Nord - Pas-de-Calais.

²Enquête sur les déplacements des habitants de Lille Métropole 2006. http://www.lillemetropole.fr/gallery_files/site/124009/125129.pdf.

³Selon la typologie de l'ADEME.

⁴Objectif de qualité fixé par le décret n° 2002-213 du 15 février 2002.

de $14 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sur la station de Lille et la concentration maximale de $88 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a été observée au cours de l'hiver 2001 (Figure 3.5) lors d'un épisode de pollution qui a été enregistré par toutes les stations (Figures 3.3 et 3.5). Il n'existe pas actuellement de valeur réglementaire pour les particules fines. En moyenne annuelle, la Communauté Européenne propose la valeur cible de $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à partir de 2010, cette valeur deviendrait une valeur réglementaire à partir de 2015⁵. L'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) propose quant à elle la valeur de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne annuelle à ne pas dépasser [57]. Les concentrations moyennes annuelles observées sur les deux stations mesurant les $\text{PM}_{2,5}$ ne présenteraient pas de dépassement par rapport à la valeur cible proposée par l'Europe mais la valeur guide proposée par l'OMS seraient systématiquement dépassée. Rappelons que ces valeurs ont pour objectif de faire baisser progressivement les concentrations. En atteignant ces cibles, des réductions significatives des risques de maladies chroniques ou aiguës imputables à la pollution atmosphérique pourraient être observées. Cependant, ces valeurs guides sont l'objectif ultime à atteindre.

Les concentrations mesurées sur l'ensemble des stations sont bien corrélées entre elles. Pour les PM_{10} , les coefficients de corrélation sont supérieurs à 0,86 (Tableau 3.2) et pour les $\text{PM}_{2,5}$, les stations de Lille et Lomme sont aussi très bien corrélées ($r=0,93$). Les niveaux d'exposition de la population à la pollution particulaire ambiante sont donc homogènes sur Lille.

3.4 Les épisodes de pollution par les particules en suspension

Depuis 2005, dans le Nord-Pas-de-Calais comme dans quelques autres régions françaises, un arrêté interdépartemental d'alerte a intégré les PM_{10} au dispositif d'alerte régional [58]. Les niveaux réglementaires sont fixés à $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne glissante sur 24 heures pour le niveau d'information et de recommandation et à $125 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour le niveau d'alerte. Depuis l'application de l'arrêté, ATMO Nord-Pas-de-Calais a enregistré trois dépassements du niveau d'information pour les PM_{10} en 2005 et deux dépassements du niveau d'alerte et trois dépassements du niveau d'information en 2006. En 2007, plusieurs épisodes de pollution concernant l'ensemble de la région ont été enregistrés au cours des deux premiers trimestres et ces phénomènes se reproduisent en cette fin d'année. Ces épisodes de pollution peuvent être expliqués par des concentrations annuelles en particules qui ont tendance à stagner plutôt qu'à diminuer (Figure 3.2) et des conditions météorologiques défavorables à la dispersion des PM_{10} (stabilité atmosphérique, inversion thermique, brouillard et brumes). Ces épisodes

peuvent avoir un caractère *interrégional* comme c'était le cas en mars 2007 où des concentrations élevées ont été enregistrées aussi bien en Belgique que dans les régions Nord-Pas-de-Calais, Picardie, Alsace, et Rhône-Alpes.

3.5 Données sur l'impact sanitaire

La ville de Lille, ainsi que les communes de la Communauté Urbaine de Lille (soit 86 communes), sont concernées par le Programme de Surveillance Air et Santé (PSAS) déjà évoqué à plusieurs reprises dans ce document. Ce programme a permis d'étudier, à Lille comme dans les autres agglomérations françaises participantes, les relations entre pollution atmosphérique et impact sur la santé. Globalement, les résultats ont montré que même aux niveaux de pollution actuellement rencontrés dans les grandes agglomérations françaises, on pouvait observer un impact sur la santé (mortalité et morbidité) et que la relation mise en évidence entre pollution et impact sanitaire était comparable d'une ville à l'autre.

Mais la finalité de ce programme, mis en place suite à la Loi sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie de décembre 1996, est l'utilisation des données épidémiologiques pour informer les décideurs sur les bénéfices potentiels des politiques publiques visant à améliorer la qualité de l'air ambiant. En effet, si les risques estimés sont faibles, l'exposition concerne l'ensemble de la population des villes et donc, l'impact sanitaire potentiel des mesures visant à diminuer les concentrations de polluants dans l'air peut être significatif [59]. Il est nécessaire pour cela de quantifier l'impact sanitaire et pour ce faire on utilise la démarche d'Estimation de l'Impact Sanitaire (EIS).

Cette démarche consiste à extrapoler des relations *exposition-risque* estimées dans les études épidémiologiques à une population cible, en utilisant les données locales sur les événements de santé considérés et sur l'exposition aux polluants, observée ou prédite, dans le cas où l'on cherche à modéliser l'impact de décisions futures [60]. Dans le cadre du PSAS-9, l'exercice de l'EIS a été réalisé pour la communauté urbaine de Lille à partir des relations exposition-risque directement estimées dans les neuf villes du programme. Ce programme a en effet permis d'étudier l'impact à court terme des PM_{10} et d'autres polluants (dioxyde de soufre, dioxyde d'azote et ozone) sur la mortalité et les admissions hospitalières. Ces résultats, limités à l'impact à court-terme, ont permis de calculer pour l'agglomération lilloise, en ce qui concerne la mortalité totale, que 101 décès anticipés par an sont attribuables à l'ensemble des jours pour lesquels le niveau de pollution dépasse $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Ce nombre est de 52 pour la mortalité cardio-vasculaire et de 12 pour la mortalité respiratoire.

⁵ Proposition de directive du Parlement et du Conseil européen du 21 septembre 2005 concernant la qualité de l'air ambiant et un air pur pour l'Europe. http://europa.eu.int/eur-lex/lex/LexUriServ/site/fr/com/2005/com2005_0447fr01.pdf.

Tableau 3.1 : Moyennes des moyennes journalières de PM₁₀ (en µg/m³) mesurées sur les stations de Lille et des communes voisines entre 1996 et 2006

	Lille (Faidherbe)	Lille (Fives)	Lomme	Tourcoing	Marcq-en-Barœul
Minimum	0,0	1,7	5,8	4,0	3,6
1 ^{er} quartile	14,4	15,4	16,4	14,7	15,8
Médiane	19,4	20,3	21,5	19,7	20,8
Moyenne	21,7	23,0	24,3	21,9	23,7
3 ^{ème} quartile	26,4	27,4	29,2	26,5	28,6
Maximum	145,3	151,9	139,3	120,0	147,0
Année de mise en service pour les PM	1998	1995	1998	1999	1997

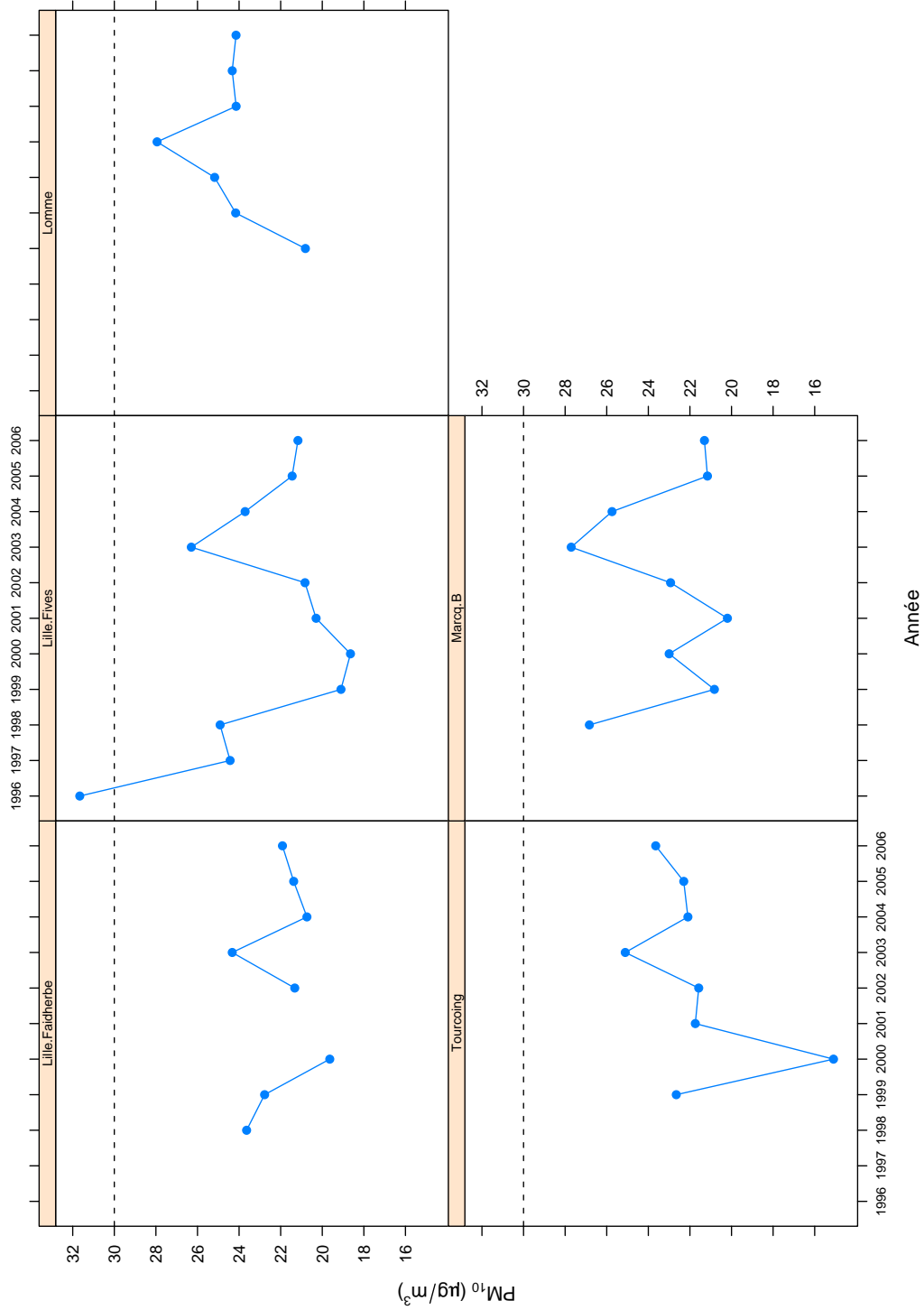
Source : ATMO Nord - Pas-de-Calais, traitement ORS Nord - Pas-de-Calais.

Tableau 3.2 : Corrélations observées entre les moyennes journalières de PM₁₀ mesurées sur les stations de Lille et des communes voisines entre 1996 et 2006

	Lille (Faidherbe)	Lille (Fives)	Lomme	Tourcoing	Marcq-en-Barœul
Lille (Faidherbe)	1.00	0.90	0.90	0.89	0.86
Lille (Fives)		1.00	0.92	0.91	0.89
Lomme			1.00	0.91	0.85
Tourcoing				1.00	0.85
Marcq-en-Barœul					1.00

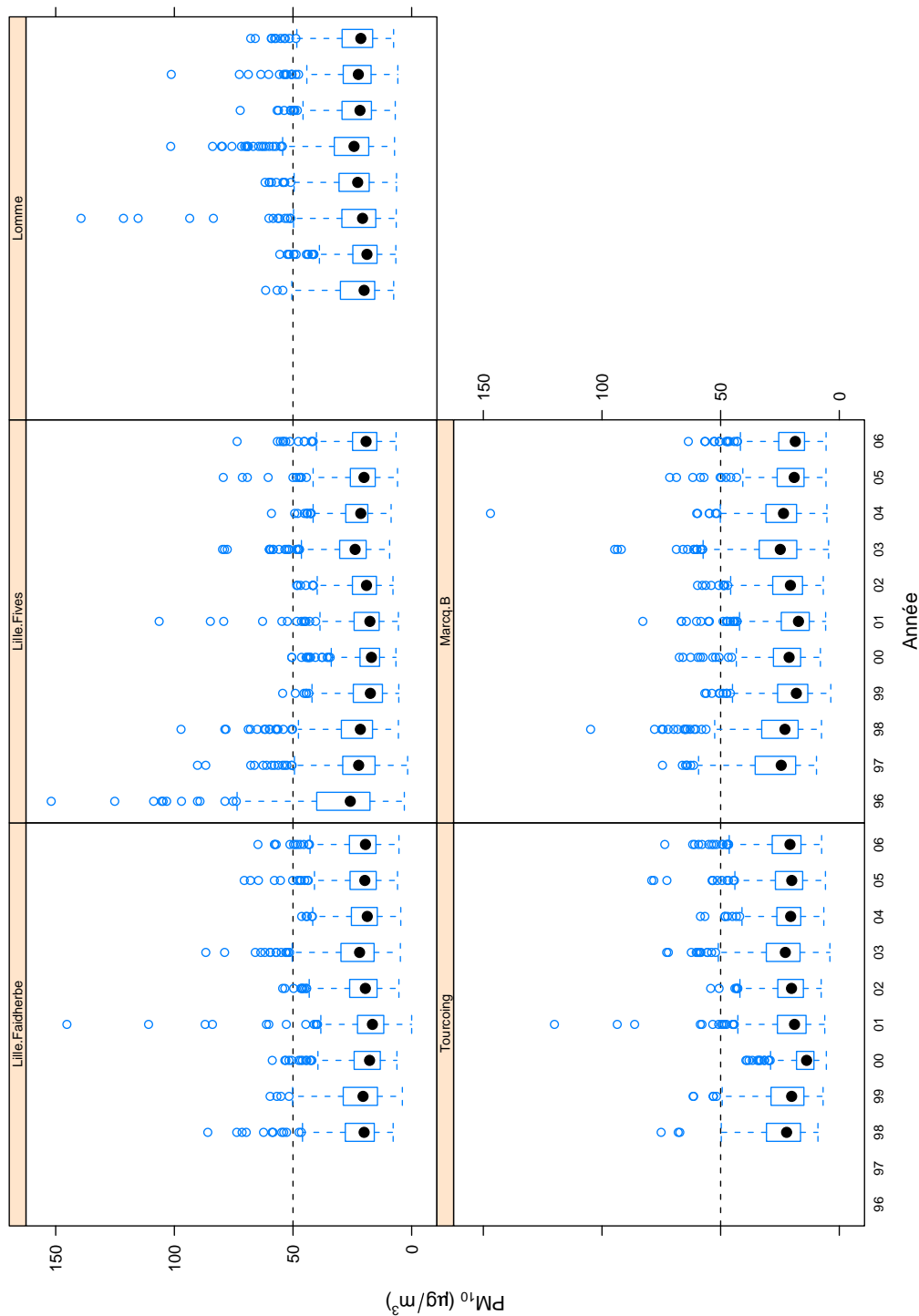
Source : ATMO Nord - Pas-de-Calais, traitement ORS Nord - Pas-de-Calais.

Figure 3.1 : Concentrations moyennes annuelles de PM₁₀ mesurées par les stations d'ATMO de Lille et des communes voisines



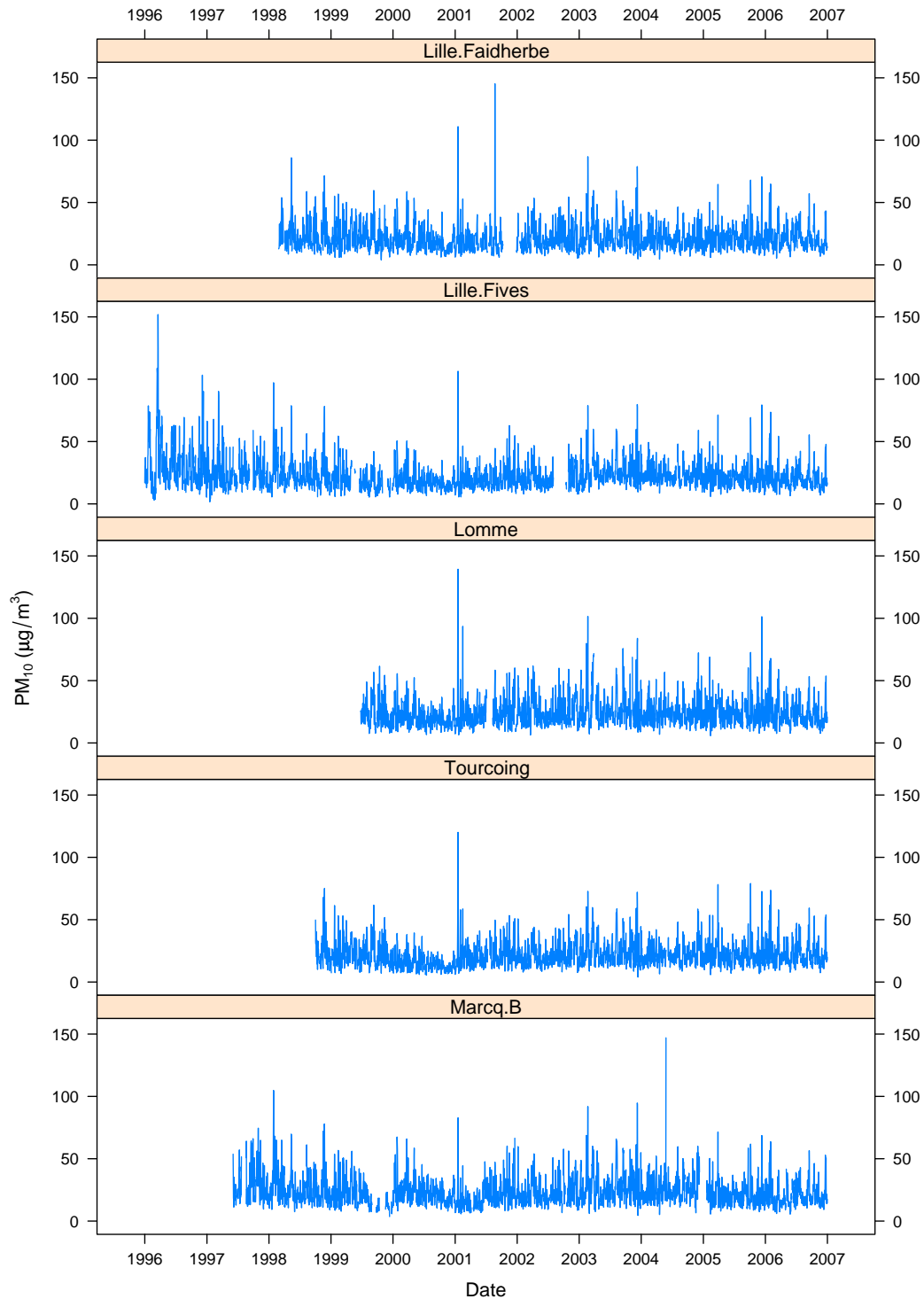
Source : ATMO Nord - Pas-de-Calais, traitement ORS Nord - Pas-de-Calais.
 Les moyennes annuelles n'ont été calculées que pour les années avec au moins 75 % des données journalières validées.

Figure 3.2 : Distribution des moyennes journalières de PM_{10} mesurées par les stations d'ATMO de Lille et des communes voisines



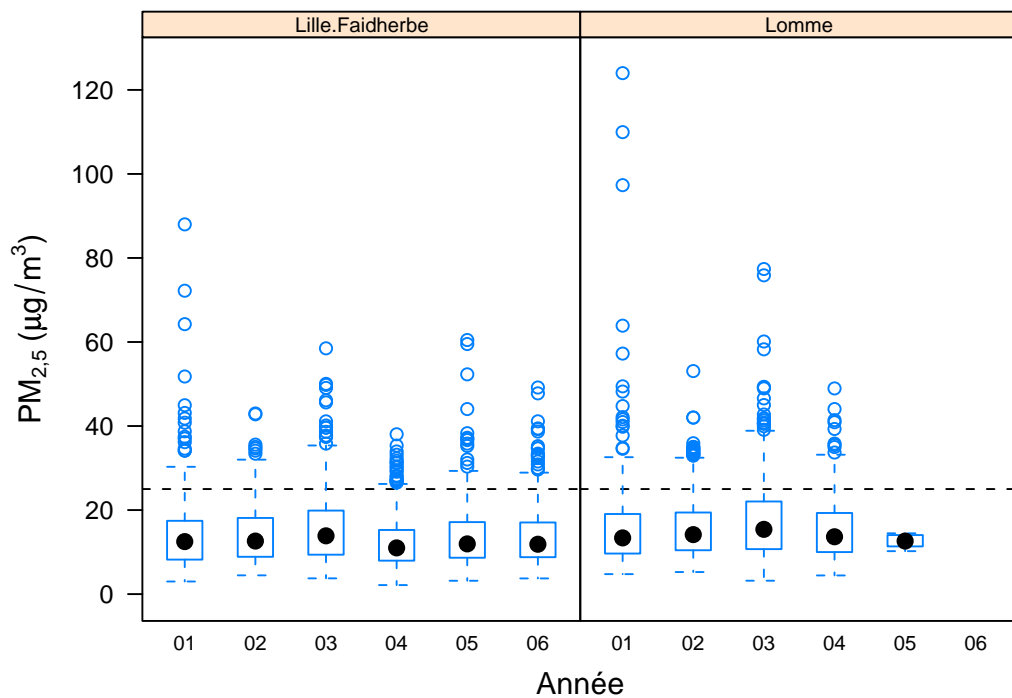
Source : ATMO Nord - Pas-de-Calais, traitement ORS Nord - Pas-de-Calais.
 Les moyennes journalières n'ont été calculées que pour les journées avec au moins 75 % des mesures horaires validées. Le trait discontinu représente l'objectif de qualité fixé par le décret 2002-213 du 15 février 2002 ($50 \mu\text{g}/\text{m}^3$).
 Les graphiques en « boîtes à moustache » représentent la distribution des valeurs observées chaque année sous forme d'une boîte délimitée par les 25^{ème} (P_{25}) et 75^{ème} (P_{75}) percentiles. Le point au centre de la boîte représente la médiane de la distribution. Les moustaches délimitent une plage de valeurs représentant quatre fois l'étendue entre P_{25} et P_{75} . Les valeurs figurées sous forme de points en dehors des moustaches sont les valeurs extrêmes de la distribution.

Figure 3.3 : Moyennes journalières de PM₁₀ mesurées par les stations d'ATMO de Lille et des communes voisines



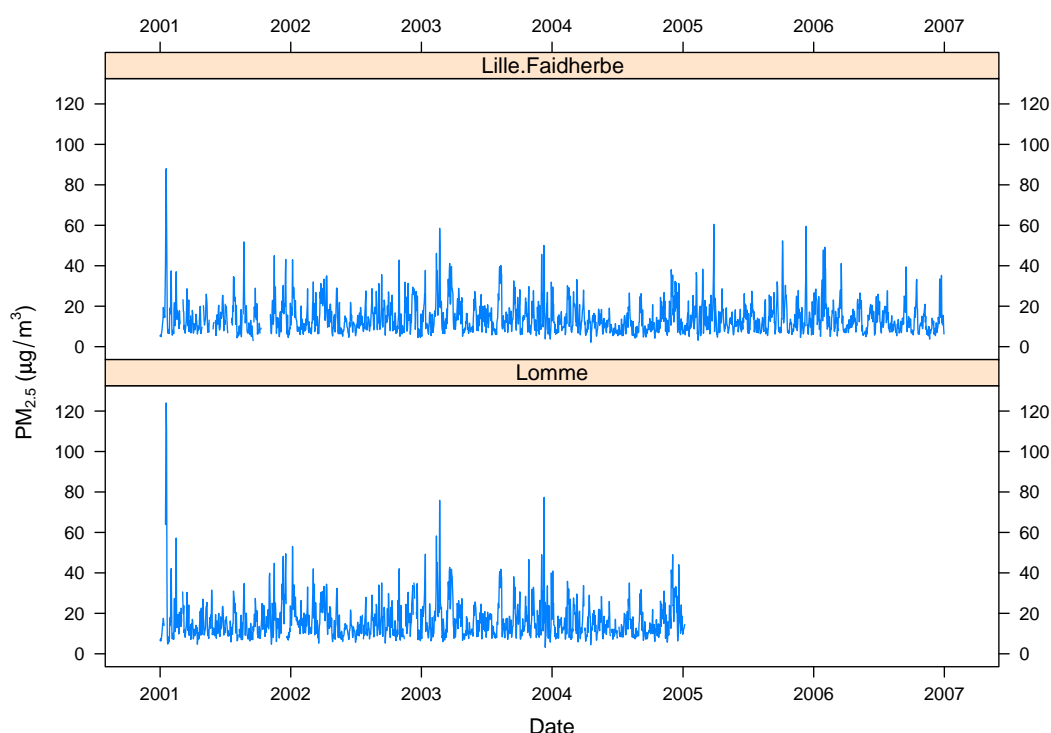
Source : ATMO Nord - Pas-de-Calais, traitement ORS Nord - Pas-de-Calais

Figure 3.4 : Distribution des moyennes journalières de PM_{2,5} mesurées par les stations d'ATMO de Lille-Faidherbe et de Lomme



Source : ATMO Nord - Pas-de-Calais, traitement ORS Nord - Pas-de-Calais.

Le trait discontinu représente la proposition de la Communauté Européenne pour la valeur cible recommandée à partir de 2010.

Figure 3.5 : Moyennes journalières de $PM_{2,5}$ mesurées par les stations d'ATMO de Lille-Faidherbe et de Lomme


Source : ATMO Nord - Pas-de-Calais, traitement ORS Nord - Pas-de-Calais.

Par ailleurs, on estime à 48 le nombre annuel d'hospitalisations d'enfants de moins de 15 ans pour causes respiratoires qui auraient potentiellement pu être évitées si les niveaux de pollution n'avaient pas dépassé $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Lille participe aussi au programme APHEIS (Air Pollution and Health : a European Information System), coordonné par l'Institut de Veille Sanitaire et l'Institut Municipal de Santé Publique de Barcelone. Il vise à mettre en œuvre une démarche de quantification de l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique urbaine, à l'échelle européenne. Vingt-six villes participent au programme⁶, soit une population totale d'environ 39 millions d'habitants. Les neuf villes françaises participant au programme sont celles du programme PSAS-9. L'évaluation de l'impact sanitaire réalisé dans le programme APHEIS a porté sur les effets à court terme de la pollution atmosphérique par les particules (PM_{10} et fumées noires) sur la mortalité et les admissions hospitalières pour pathologies respiratoires chez les personnes de plus de 65 ans et sur les effets à long-terme des particules sur la mortalité [61]. Nous présentons ici les résultats des 19 villes disposant de mesures des PM_{10} (soit près de 32 millions d'habitants, dont environ 1 million de Lillois). Les niveaux moyens annuels de concentra-

tions en PM_{10} dans les 19 villes concernées varient de $14 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à Göteborg et Stockholm à $73 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à Bucarest (Figure 3.6a). En ce qui concerne la communauté urbaine de Lille, la moyenne annuelle pour la période d'étude (2000) était de $19,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$; ce qui est comparable à ce qui est observé aujourd'hui. Pour l'ensemble des villes mesurant les particules, les résultats montrent qu'une réduction, même faible, des concentrations de PM_{10} , apporterait un gain sanitaire non négligeable. En particulier, 11 855 décès anticipés (43 décès anticipés pour 100 000 habitants) pourraient être évités chaque année, si la valeur limite de $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM_{10} , imposée par la Commission Européenne à l'horizon 2010 pour une exposition à long-terme, était respectée dans les villes (32 millions d'habitants) mesurant ce polluant. De plus, pour ces mêmes villes, 5 547 décès anticipés (19 décès anticipés pour 100 000 habitants) pourraient être évités chaque année si l'exposition à long-terme aux PM_{10} était réduite de seulement $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ même dans les villes les moins polluées (Figure 3.6c). Les résultats de l'étude montrent également qu'au moins 15 % de ces décès pourraient être évités si l'exposition à court terme aux PM_{10} était réduite de $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Figure 3.6b).

En ce qui concerne la communauté urbaine de Lille,

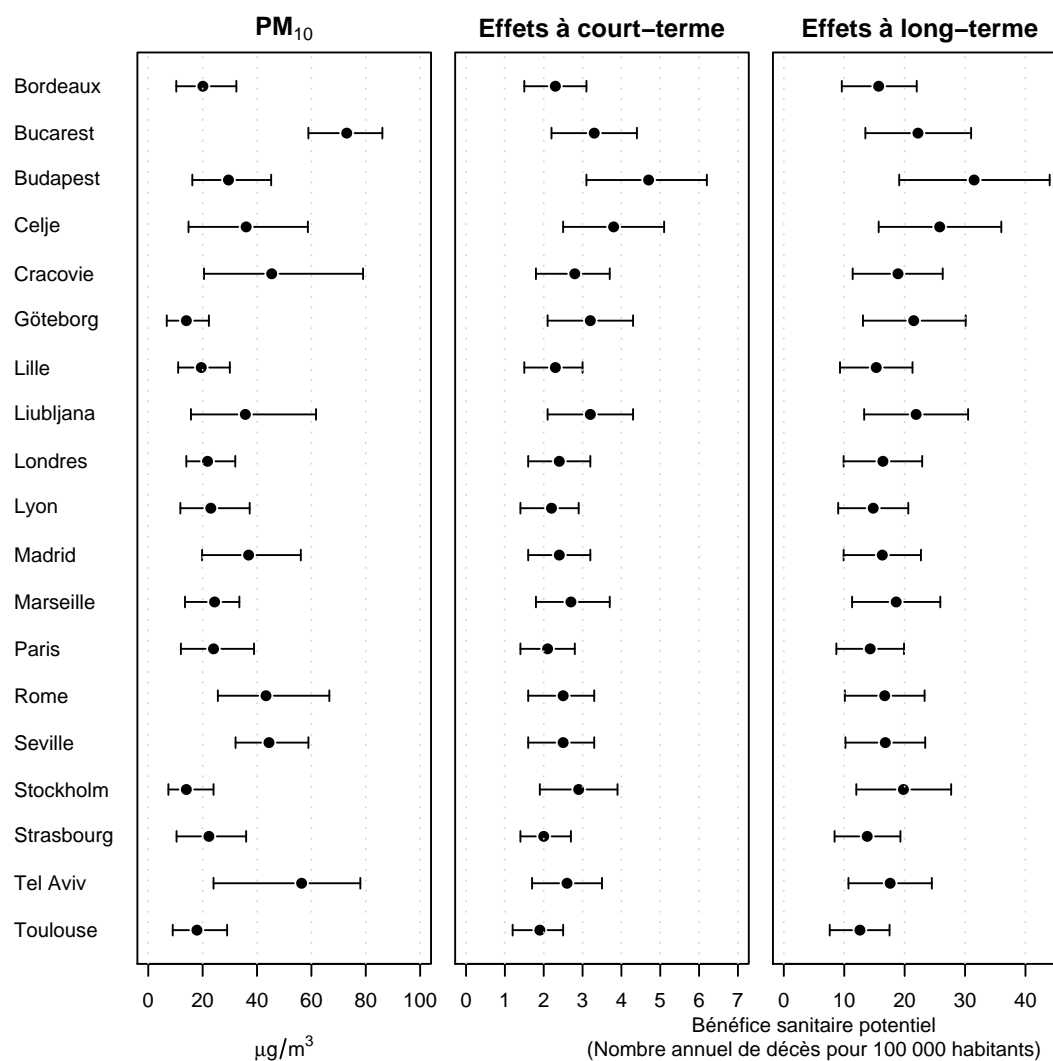
⁶Athènes, Barcelone, Bilbao, Bordeaux, Bucarest, Budapest, Celje, Cracovie, Dublin, Gothenbourg, Le Havre, Lille, Ljubljana, Londres, Lyon, Madrid, Marseille, Paris, Rome, Rouen, Séville, Stockholm, Strasbourg, Tel Aviv, Toulouse et Valence.

166 décès anticipés (15,3 décès pour 100 000 habitants) pourraient être évités chaque année, si l'exposition à long-terme aux PM₁₀ était réduite de seulement 5 µg/m³. Par ailleurs, 17 décès anticipés pourraient être évités si les niveaux journaliers de PM₁₀ ne dépassaient pas 20 µg/m³ pour une exposition à court terme. Une diminution de 5 µg/m³ de la moyenne annuelle des niveaux de PM₁₀ permettrait d'éviter 25 décès anticipés (2,3 pour 100 000 habitants).

Globalement, l'agglomération lilloise est comparable, en terme de concentration en particules en suspension, aux grandes agglomérations d'Europe de l'ouest. L'impact sanitaire est décelable, la contribution du tra-

fic aux émissions de particules est majoritaire et les niveaux ont tendance à stagner. En terme de prévention, la loi sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie de décembre 1996, dont les objectifs sont de prévenir, surveiller, réduire et supprimer les pollutions atmosphériques pour préserver la qualité de l'air, a prescrit la mise en place d'outils de prévention de la pollution (Plan régional pour la qualité de l'air, Plan de protection de l'atmosphère et Plan de Déplacements Urbains). Dans ce cadre la Communauté Urbaine de Lille s'est dotée d'un Plan de Déplacements Urbains depuis 2000 avec pour objectif le rééquilibrage des modes de déplacement pour permettre de réduire les nuisances liées au trafic routier.

Figure 3.6 : (a) PM₁₀ : moyenne annuelle, 10^{ème} et 90^{ème} percentiles - Bénéfice sanitaire potentiel d'une réduction de 5 µg/m³ (b) sur les effets à court-terme et (c) sur les effets à long-terme



Source : APHEIS, traitement ORS Nord - Pas-de-Calais.

4 Effets des *P*Articules en suspension sur la Santé Respiratoire des Enfants à Lille : intérêt et faisabilité du projet *PASREL*

4.1 Objectif

L'objectif de ce projet est d'étudier l'effet des particules en suspension et plus particulièrement des particules ultra-fines sur la santé respiratoire d'enfants. Sur le plan opérationnel, nous envisageons une étude de panel chez les enfants pour étudier l'effet des particules sur leurs fonctions et leurs symptômes respiratoires.

4.2 Matériel et méthode

Plusieurs types d'études épidémiologiques sont utilisés pour étudier l'impact de la pollution atmosphérique sur la santé. Dans les études de **cohorte**, les sujets vont être suivis sur une longue période (de façon prospective ou rétrospective) et leur exposition à la pollution atmosphérique va être renseignée. A l'issue du suivi, la survenue d'un événement de santé au cours de la période d'étude va être analysé, en relation avec l'exposition. Les études de **séries temporelles** (comme celle mise en œuvre dans le cadre du PSAS-9) vont analyser les relations entre les variations des niveaux ambiants de pollution atmosphériques et les variations de survenue d'événements sanitaires sur un pas de temps assez court (souvent le jour). Ce type d'analyse permet d'étudier les effets à court terme.

Que ce soit pour l'étude des effets à court terme ou à long-terme, les différents types d'étude qui viennent d'être rapidement présentés nécessitent de pouvoir reconstituer l'exposition de la population, soit sur 4 ou 5 ans pour les études de séries temporelles, soit sur des périodes de 10 ou 15 ans pour les études de cohorte.

Dans le cas des particules ultra-fines, il n'est actuellement pas possible de reconstituer une exposition sur une période assez longue car les réseaux de surveillance de la qualité de l'air ne les mesurent pas en routine. Il faut donc pouvoir estimer de façon prospective, sur une courte période, l'exposition de la population aux particules ultra-fines. C'est ce que permettent les études de panels et c'est donc ce type d'étude qui est envisagé pour le projet *PASREL*.

4.2.1 Les études de panels

L'étude de panel correspond à un suivi longitudinal de groupes de sujets, si possible homogènes. Il s'agit

de suivre un échantillon d'individus, souvent un sous-groupe sensible de la population (enfants, asthmatique, etc.) pour évaluer à intervalles réguliers l'état de santé des individus et leur niveau d'exposition à la pollution. Le recueil de données sanitaires se fait au niveau individuel tandis que l'exposition à la pollution atmosphérique est déterminée, le plus souvent, au niveau collectif (exposition moyenne du panel). Le recueil de données est répété plusieurs fois au cours du temps chez un même individu, celui-ci constituant son propre témoin. Le suivi dure généralement quelques semaines ou quelques mois tout au plus [38, 62].

4.2.2 La population d'étude

Nous envisageons de réaliser cette étude auprès d'une population d'enfants d'un établissement scolaire de Lille. Les enfants constituent une population sensible à la pollution atmosphérique et le fait qu'ils soient de la même école facilite l'estimation de leur exposition. En effet, ils partagent pendant une partie de la journée le même environnement donc la même exposition à la pollution atmosphérique. Par ailleurs, en zone urbaine, le lieu de résidence de l'enfant est souvent proche du lieu de scolarisation, on peut donc s'attendre à avoir une exposition spatio-temporelle homogène au sein de la population étudiée. Enfin, ce type d'étude nécessite une participation active des sujets, le choix de la population étudiée s'oriente donc vers des enfants en cours moyen (CM) âgés de 9 à 10 ans. Nous envisageons une population d'étude de 60 à 90 enfants (soit deux à trois classes).

4.2.3 La mesure de l'exposition

Cette étape de la démarche permettra d'estimer l'exposition des enfants aux concentrations en particules. Nous envisageons, pour les PM_{10} , les particules grossières et les $PM_{2,5}$, de construire l'indicateur d'exposition à partir des mesures effectuées par ATMO sur les stations de Lille et Lomme pour lesquelles les concentrations massiques aux différentes tailles sont disponibles. L'étude des coefficients de corrélation entre les mesures de PM_{10} d'une part et de $PM_{2,5}$ d'autre part montre que les concentrations en particules sont homogènes sur Lille. Cependant, pour vérifier qu'une source d'émission de particules située à proximité de l'école (voie de grande circulation par exemple) ne vienne pas biaiser l'estimation de l'exposition faite à partir des stations fixes, des mesures spécifiques à

proximité de l'école pourraient être faites par exemple par camion mobile. Il faudra discuter avec ATMO Nord - Pas-de-Calais de la pertinence de ces mesures et éventuellement de leur fréquence (pendant toute la période, à plusieurs reprises au cours de l'étude).

Concernant les particules ultra-fines, il a été envisagé de faire appel à l'Institut National de l'Environnement industriel et des RISques (INERIS) qui a déjà réalisé plusieurs travaux sur la mesure des particules ultra-fines en milieu ambiant dans le cadre d'actions spécifiques avec le Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air (LCSQA). Ainsi, depuis 2003, une campagne de mesures hivernale des particules ultra-fines est réalisée chaque année durant cinq semaines sur le site d'une station de mesures fixe du réseau de surveillance de la qualité de l'air d'Ile-de-France. Ils ont ainsi pu acquérir une expertise en ce domaine [63].

Les moyens mis en œuvre en région parisienne pour ces mesures sont un granulomètre laser pour les particules d'un diamètre de 10 à 500 nm et un granulomètre optique pour celles d'un diamètre de 500 à 20 000 nm. Les mesures sont exprimées en concentration en nombre pour trois gammes de taille : entre 10 et 100 nm, entre 100 et 500 nm et entre 542 et 20 000 nm.

L'installation d'un point de mesure des particules ultra-fines soit à proximité de l'école voire dans l'école, soit sur le site des stations de mesures d'ATMO devra être discutée avec ATMO et l'INERIS, de même que le choix des analyseurs car certains contiennent pour leur fonctionnement une source radioactive et ne peuvent être placés et manipulés que sous certaines conditions.

4.2.4 Les indicateurs de santé

Les événements sanitaires enregistrés seront la mesure du Débit Expiratoire de Pointe (DEP) et les symptômes respiratoires. Le DEP est un paramètre fonctionnel respiratoire qui est mesuré à l'aide d'un débit-mètre de pointe (en anglais *peak flow*). Il s'agit d'un petit appareil qui mesure la vitesse maximale du souffle lors d'une expiration (Figure 4.1). La mesure est exprimée en litre par minute. Comme ce qui avait été fait dans l'étude de l'ORS sur les enfants d'Armentières [11], le DEP sera mesuré deux fois par jour (le matin au levé et le soir au coucher) et pour chaque mesure, trois expirations forcées en position debout seront effectuées et le meilleur résultat (*ie* le plus élevé) sera noté sur un carnet de surveillance quotidienne. Les enfants auront été entraînés à réaliser ces mesures. Cette étape devra être réalisée en partenariat avec un pneumologue.

Les symptômes respiratoires seront aussi recueillis quotidiennement sur le carnet de surveillance. L'enfant notera le soir la présence ou non dans la journée de toux, difficultés à respirer, sifflements respiratoires, crises d'asthmes, maux de tête et symptômes

des yeux ou du nez. Par ailleurs, les enfants noteront aussi l'usage de médicaments à visée respiratoire et le nombre d'heures passées dehors.

Un suivi régulier des enfants permettra de vérifier l'état du matériel et le bon remplissage du carnet. Nous envisageons une période de recueil de trois mois au cours de la saison hivernale.

4.2.5 L'analyse des données

A la fin de la période d'étude, les données seront saisies sous forme anonyme. Les données recueillies sur les premiers jours de la période d'étude ne seront pas utilisées pour l'analyse afin de tenir compte de la période d'apprentissage. Les associations entre les niveaux de particules et l'indicateur de santé seront analysées par des modèles de régression linéaire pour le DEP et de régression logistique pour la prévalence des symptômes. Dans l'analyse, nous prendrons en compte le jour de la semaine, la température moyenne et l'humidité relative. La prise en compte de l'autocorrélation des valeurs mesurées chez le même enfant sera réalisée en utilisant des modèles à Équations Généralisées d'Estimation (GEE) [64].

4.3 Discussion et conclusion

4.3.1 Un intérêt scientifique

Le projet PASREL fait appel à plusieurs disciplines scientifiques : l'épidémiologie, la métrologie et la médecine. L'ORS a, à plusieurs reprises, travaillé avec ATMO Nord - Pas-de-Calais sur des études telles que le PSAS-9 [6-10], *PHYTO'AIR* [65] ou encore l'étude de panels sur Armentières réalisée avec l'Association de Prévention de la Pollution Atmosphérique (APPA) Nord - Pas-de-Calais [11]. Les données utilisées dans le cadre de ces trois études étaient des données recueillies en routine. En ce qui concerne le projet PASREL, une réflexion scientifique sur la mesure de l'exposition des enfants aux particules et plus particulièrement aux particules ultra-fines, qui ne sont pas mesurées actuellement par ATMO, doit être initiée en partenariat avec l'INERIS. Cela permettrait également de tester de nouvelles méthodes de mesures de l'exposition et de construction d'indicateurs d'exposition.

Par ailleurs, comme nous avons pu le constater dans la revue de littérature sur l'impact des particules ultra-fines sur la santé, les études chez les enfants ne sont pas nombreuses et aucune étude n'a pour l'instant été menée en France. Cette première étude permettrait d'initier une discussion sur les effets observés (ou l'absence d'effets) et la mesure de ces effets ainsi que sur la mesure des particules ultra-fines avec d'autres équipes françaises et européennes (et notamment les

Figure 4.1 : Débit-mètre de pointe de type mini-Wright



Source : http://www.mediflux.fr/produits-mini-wright-norme-nf_en_13826.htm

équipes du programme ULTRA qui constituent un réseau au nord de l'Europe).

Enfin, la question des particules ultra-fines est une thématique émergente dans le contexte actuel du développement des nanomatériaux et des nanotechnologies [33].

4.3.2 Un appui aux politiques publiques

Les programmes APHEIS et PSAS-9 (voir chapitre 3) ont permis de mettre à disposition des décideurs des données chiffrées sur l'impact de la pollution atmosphérique sur la santé. L'étude réalisée par l'ORS¹ dans le cadre du programme PREDIT a pu fournir une évaluation de l'impact sanitaire des orientations en matière de qualité de l'air du Plan de Déplacements Urbains (PDU) de la métropole lilloise [66].

Cependant, ces données sont limitées aux PM₁₀ pour APHEIS, au dioxyde d'azote et à l'ozone pour l'étude de l'ORS et si le PSAS-9 a développé l'estimation de l'impact sanitaire pour les particules grossières et les particules fines, actuellement nous ne pouvons quantifier l'impact des particules ultra-fines, pourtant liées essentiellement à la problématique du trafic. Or, un certain nombre de politiques publiques visent à réduire les effets de la pollution liée au transport. C'est le cas du Plan de Déplacements Urbains (PDU) prévu par la loi sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie de décembre 1996. Le PDU de Lille Métropole a été adopté en juin 2000 [67]. En ce qui concerne la pollution de l'air, ce document énonce que :

« La pollution de l'air résultant de la circulation routière devient une préoccupation grandissante en raison de son impact sur la santé. Conformément aux dispositions de la loi sur l'air, et dans le respect du Plan de protection de l'atmosphère élaboré sous la responsabilité du préfet, le PDU de la métropole lilloise cherche à minimiser, en privilégiant une réorganisation des

déplacements au profit de modes plus respectueux de l'environnement.

Régulation du trafic routier, réduction des vitesses réglementaires, incitation à la marche, au vélo et aux transports en commun sont autant d'actions qui réduisent la consommation d'énergie, et donc l'émission de polluants. Des études sur la pollution de l'air seront aussi engagées pour approfondir les connaissances sur la pollution automobile et son impact en termes de santé publique ».

Dans ce sens, le projet PASREL permettrait de compléter les données lilloises sur l'impact du trafic sur la santé. Cet exemple concret et pédagogique pour les élus, permettrait d'apporter des arguments de santé publique à la mise en place de politiques publiques sur la prévention des effets de la pollution atmosphérique liée au trafic.

4.3.3 Un intérêt pédagogique

Projet pédagogique d'éducation à l'environnement et la santé

Dans une étude de panel d'enfants en milieu scolaire, les enseignants, les élèves et les parents d'élèves sont largement impliqués. Dans ce projet, les méthodes de mesures de l'impact sanitaire (souffler deux fois par jour dans un débit-mètre de pointe et remplir quotidiennement un carnet de symptômes) peuvent être perçues comme une contrainte. Cependant, il serait intéressant de profiter de cette démarche pour proposer plus largement un projet pédagogique d'éducation à l'environnement et à la santé. Cette étude pourrait en effet permettre de sensibiliser les enfants et leur famille sur les problématiques de l'environnement et plus particulièrement de la pollution atmosphérique mais aussi de la pollution dans l'air de la maison à l'image de ce qu'a fait l'APPA auprès d'enfant âgés

¹ Etude réalisée en collaboration avec le Centre Technique de l'Équipement Nord-Picardie, le Laboratoire régional des Pont et Chaussées, le Centre d'Enseignement et de Recherche en Environnement Atmosphérique et Lille Métropole Communauté Urbaine.

de 9 à 12 ans², et sur la santé en axant la sensibilisation sur le souffle et la prévention de la santé respiratoire (activité physique, tabac...). Cette action pourrait être menée parallèlement à l'étude de panel avec le soutien de partenaires comme l'APPA et le Comité Départemental contre les Maladies Respiratoires du Nord.

L'ORS dans la cité

La thématique des inégalités socio-spatiales de l'exposition aux polluants a plusieurs fois été abordée dans les travaux de l'ORS. L'exposition aux polluants n'est pas distribuée au hasard dans la population. Plusieurs travaux, menés en particulier au Royaume-Uni et aux États-Unis, ont montré que l'exposition aux polluants est plus forte dans les populations précaires [68]. D'autre part, certains travaux suggèrent que l'effet des particules fines sur la mortalité serait plus important quand le niveau de diplôme est faible [69].

La ville de Lille n'échappe pas à ce phénomène. Les habitants vivant sur Lille et plus particulièrement ceux vivant à proximité des grands axes de circulation sont plus exposés aux nuisances du trafic. L'étude d'un indice de défaveur sociale : l'indice de Townsend³ à une échelle infra-communale (IRIS-2000 de l'INSEE) sur

la ville de Lille permet de situer les quartiers les plus défavorisés. Les secteurs les plus problématiques sont les secteurs des boulevards de Belfort, de Strasbourg et de Metz et le secteur de Lille-Sud, avec des indices de Townsend supérieurs à 10 alors que l'indice moyen de Lille est de 4 (Figure 4.2). Ils sont aussi situés à proximité du boulevard périphérique.

Depuis le 1^{er} janvier 1997, ces quartiers, ainsi que le quartier de l'Épi de Soil à Loos ont été classés en zone franche urbaine, afin de favoriser l'implantation d'entreprises comme par exemple le développement du Parc Eurasanté dans lequel se situent les locaux de l'ORS. L'ORS fait par ailleurs partie du Groupement Régional de Promotion de la Santé (GRPS) qui rassemble une dizaine d'associations œuvrant dans les domaines de l'observation, l'éducation, la prévention et la promotion de la santé⁴.

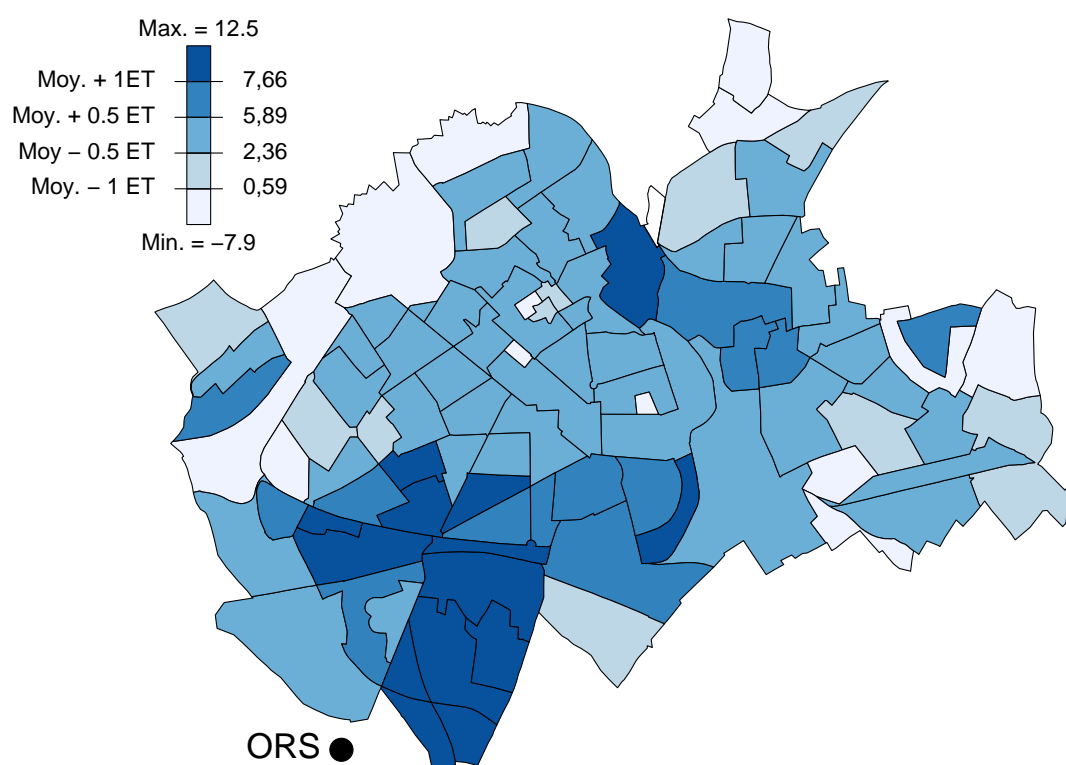
En réalisant le projet PASREL dans une école du quartier, cela permettrait d'une part de toucher une population potentiellement plus exposée (concentration d'importants axes de circulation) et plus sensible aux effets des polluants sur la santé (population plus défavorisée que dans les autres quartiers lillois) et d'autre part d'insérer l'ORS et le GRPS (par l'intermédiaire du projet pédagogique impliquant plusieurs de ses associations) dans leur environnement proche.

²<http://www.appanpc.fr/Information/Scolaire.asp>

³Indice construit à partir de quatre variables du recensement de l'INSEE : pourcentage de chômeurs parmi les actifs, pourcentage de ménages vivant dans des logements occupés par plus d'une personne par pièce, pourcentage de ménages non propriétaires de leur logement et pourcentage de ménages sans voiture. L'indice varie autour de 0. Plus il est élevé, plus la situation défavorable du secteur étudié est importante.

⁴<http://www.santenpdc.org>

Figure 4.2 : Indice de défaveur sociale de Townsend des IRIS-2000 de Lille en 1999



Source : INSEE, Recensement Général de Population 1999, traitement ORS Nord - Pas-de-Calais .

Références

- [1] Wilson R, Spengler JD [Eds]. *Particles in our air. Concentrations and health effects*. Cambridge: Harvard University Press, 1996.
- [2] Logan WPD. Mortality in the London fog incident, 1952. *Lancet* 1953; 14: 336–39.
- [3] Davis DL, Bell ML, Fletcher T. A look back at the London smog of 1952 and the half century since. *Environ Health Perspect* 2002; 110: A734–A735.
- [4] Nemery B, Hoet PHM, Nemmar A. The Meuse Valley fog of 1930: an air pollution disaster. *Lancet* 2001; 357: 704–08.
- [5] Pope CA, Dockery DW. Health effects of fine particulate air pollution: lines that connect. *Air & Waste Manage. Assoc* 2006; 56: 709–42.
- [6] Filleul L, Zeghnoun A, Declercq C, et al. Relation à court terme entre la pollution atmosphérique urbaine et la mortalité respiratoire : la place des études temporelles. *Revue Française des Maladies Respiratoires*. 2001; 18(4) : 387–95.
- [7] Le Tertre A, Quénel P, Eilstein D, et al. Short term effects of air pollution on mortality in nine French cities: a quantitative summary. *Archives of Environmental Health* 2002; 57(4): 311–319.
- [8] Cassadou S, Campagna D, Declercq C, et al. Programme de surveillance air et santé – 9 villes (PSAS-9). *Pollution Atmosphérique* 2002; 175 : 369–382.
- [9] Jusot JF, Lefranc A, Cassadou S, D’Helf-Blanchard M, Eilstein D, Chardon B, et al. Estimation de la mortalité attribuable aux particules fines (PM10) dans les 9 villes françaises participant au programme européen Apheis. *Santé publique* 2006; 18(1) : 71–84.
- [10] Larrieu S, Jusot JF, Blanchard M, Prouvost H, Declercq C, et al. Short term effects of air pollution on hospitalizations for cardiovascular diseases in eight French cities: the PSAS program. *Sci Total Environ* 2007; 387: 105–12.
- [11] Declercq C, Macquet V. Effets à court terme de l’ozone sur la santé respiratoire d’enfants d’Armentières, Nord de la France. *Rev. Epidém. et Santé Publ.* 2000; 48 : 2S37–2S43.
- [12] World Health Organization. *Health risks of particulate matter from long-range transboundary air pollution*. Copenhagen: World health Organization; 2006.
- [13] Air quality criteria for particulate matter. Vol 3. Washington DC: US Environmental Protection Agency, Office of Research and Development; 2004.
- [14] Mathé F, Houdret JL, Galloo JC, Guillermo R. La mesure des particules en suspension dans l’air ambiant : applications dans les réseaux français de surveillance de la qualité de l’air. *Analisis Magazine* 1998; 26(9) : M27–M33.
- [15] Englert N. Fine particles and human health—a review of epidemiological studies. *Toxicology Letters* 2004; 149(1-3): 235–42.
- [16] Putaud JP, Blanchard O, Boulaud D, et al. Métrologie : la mesure des caractéristiques de l’aérosol liées aux impacts locaux et régionaux. In : Ebner P, Le Moullec Y, Weill A, eds. *Pollution par les particules atmosphériques : état des connaissances et perspectives de recherche*. Paris : La Documentation Française, 2005.
- [17] Agence Française de Sécurité Sanitaire de l’Environnement et du Travail. *Les nanomatériaux. Effets sur la santé de l’homme et sur l’environnement*. Paris : AFSSET ; 2006.
- [18] Sarnat JA, Demokritou P, Koutrakis P. Measurement of fine, coarse and ultrafine particles. *Ann Ist Super Sanità* 2003; 39(3): 351–55.

- [19] Blanchard O, Del Gratta F, Durif M, Frejafon E, Le Bihan O. *Exposition par inhalation aux aérosols. Principes et méthodes de mesures*. Verneuil-en-Halatte : Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques ; 2004.
- [20] Zmirou D, Bard D, Dab W, Dor F, Goldberg M, Hubert P, *et al.* *Pollution, air, eau, aliments, bruit, nucléaire... Quels risques pour notre santé?* Paris : La Découverte et Syros, 2000.
- [21] Meng QY, Turpin BJ, Korn L, Weisel CP, Morandi M, *et al.* Influence of ambient (outdoor) sources on residential indoor and personal PM_{2,5} concentrations: analyses of RIOPA data. *Journal of exposure analysis and environmental epidemiology* 2005; 15: 17–28.
- [22] Hussein T, Hämeri K, Aalto P, Asmi A, Kakko L, Kulmala M. Particle size characterization and the indoor-to-outdoor relationship of atmospheric aerosols in Helsinki. *Scand J Work Environ Health* 2004; 30 suppl 2: 54–62
- [23] Mage D. A procedure for use in estimating human exposure to particulate matter of ambient origin. *Air & Waste Manage. Assoc.* 2001; 51: 7–10.
- [24] Mage D, Wilson W, Hasselblad V, Grant L. Assessment of human exposure to ambient particulate matter. *Air & Waste Manage. Assoc.* 1999; 49: 1280–91.
- [25] Witschger O, Fabriès JF. Particules ultra-fines et santé au travail. Sources et caractérisation de l'exposition. *Hygiène et sécurité du travail - Cahier de notes documentaires* 2005 ;2228–199 : 37 :54.
- [26] Mosqueron L, Le Moullec Y, Momas I. Evaluation de l'exposition aux particules atmosphériques : apport des mesures individuelles. *Rev. Epidém. Et Santé Publique* 2001 ; 49 : 77–91.
- [27] Oglesby L, Künzli N, Rösli M, Braun-Fahrlander C, Mathys P, Stern W, *et al.* Validity of ambient levels of fine particles as surrogate for personal exposure to outdoor air pollution-results of the European EXPOLIS-EAS Study (Swiss Center Basel). *J Air Waste Manag Assoc* 2000; 50: 1251–1260.
- [28] Koussa A. *PM_{2,5} and NO₂ exposure assessment of urban population in the Helsinki metropolitan area and other European urban areas*. Helsinki: Report series in aerosol science, 2002.
- [29] Morawska L, Moore MR, Ristovski ZD. *Health impacts of ultrafine particles. Desktop literature review and analysis*. Canberra: Department of the Environment and Heritage; 2004.
- [30] Delfino RJ, Sioutas C, Malik S. Potential role of ultrafine particles in associations between airborne particle mass and cardiovascular health. *Environ Health Perspect* 2005; 113: 934–946.
- [31] Donaldson K, Stone V, Seaton A, MacNee W. Ambient particle inhalation and the cardiovascular system: potential mechanisms. *Environ Health Perspect* 2001; 109 (Suppl 4): 523–7.
- [32] Liao D, Creason J, Shy C, Williams R, Watts R, Zweidinger R. Daily variation of particulate air pollution and poor cardiac autonomic control in the elderly. *Environ Health Perspect* 1999; 107(7): 521–5.
- [33] Oberdorster G, Oberdorster E, Oberdorster J. Nanotoxicology: an emerging discipline evolving from studies of ultrafine particles. *Environ Health Perspect* 2005; 113(7): 823–39.
- [34] Pope CA III, Burnett RT, Thurston GD, Thun MJ, Calle EE, Krewski D, *et al.* Cardiovascular mortality and long-term exposure to particulate air pollution: epidemiological evidence of general pathophysiological pathways of disease. *Circulation* 2004, 109: 71–77.
- [35] Jerrett M, Burnett RT, Ma R, Pope CA III, Krewski D, Newbold KB, Thurston G, Shi Y, Finkelstein N, Calle EE, Thun MJ. Spatial analysis of air pollution and mortality in Los Angeles. *Epidemiology* 2005, 16: 727–736.
- [36] Favier A. Le stress oxydant. Intérêt conceptuel et expérimental dans la compréhension des mécanismes des maladies et potentiel thérapeutique. *L'Actualité Chimique* 2003, 108–115.
- [37] Filleul L, Le Tertre A, Baldi I, Tessier J. Difference in the relation between daily mortality and air pollution among elderly and all-ages populations in southwestern France. *Environ Res* 2004; 3: 249–53.
- [38] Ward DJ, Ayres JG. Particulate air pollution and panel studies in children: a systematic review. *Occup Environ Med* 2004; 61(4): e13.
- [39] Ibaldo-Mulli A, Wichmann HE, Kreyling W, Peters A. Epidemiological evidence on health effects of ultrafine particles. *J Aerosol Med* 2002; 15(2): 189–201.
- [40] Pekkanen J, Kulmala K. Exposure assessment of ultrafine particles in epidemiologic time-series studies. *Scand J Work Environ Health* 2004; 30 Suppl 2: 9–18.

- [41] Wichmann HE, Spix C, Tuch T, Wölke G, Peters A, Heinrich J, *et al.* *Daily mortality and fine and ultrafine particles in Erfurt, Germany part I: role of particle number and particle mass.* Boston: Health Effects Institute, 2000.
- [42] Pekkanen J, Timonen KL, Ruuskanen J, Reponen A, Mirme A. Effects of ultrafine and fine particles in urban air on peak expiratory flow among children with asthmatic symptoms. *Environ Res* 1997; 74(1): 24–33.
- [43] Tiittanen P, Timonen KL, Ruuskanen J, Mirme A, Pekkanen, J. (1999). Fine particulate air pollution, resuspended road dust and respiratory health among symptomatic children. *Eur Respir J* 1999; 13(2): 266–73.
- [44] Peters A, Wichmann HE, Tuch T, Heinrich J, Heyder J. Respiratory effects are associated with the number of ultrafine particles. *Am J Respir Crit Care Med* 1997; 155(4): 1376–83.
- [45] Penttinen P, Timonen K L, Tiittanen P, Mirme A, Ruuskanen J, Pekkanen J. Ultrafine particles in urban air and respiratory health among adult asthmatics. *Eur Respir J* 2001; 17(3): 428–435.
- [46] Timonen KL, Hoek G, Heinrich J, Bernard A, Brunekreef B, de Hartog J. Daily variation in fine and ultrafine particulate air pollution and urinary concentrations of lung Clara cell protein CC16. *Occup Environ Med* 2004; 61(11): 908–914.
- [47] Osunsanya T, Prescott G, Seaton A. Acute respiratory effects of particles: mass or number? *Occup Environ Med* 2001; 58(3): 154–159.
- [48] Von Klot S, Wolke G, Tuch T, Heinrich J, Dockery DW, Schwartz J, *et al.* Increased asthma medication use in association with ambient fine and ultrafine particles. *Eur Respir J* 2002; 20(3): 691–702.
- [49] Pekkanen J, Peters A, Hoek G, Tiittanen P, Brunekreef B, de Hartog J, *et al.* Particulate Air Pollution and Risk of ST-Segment Depression During Repeated Submaximal Exercise Tests Among Subjects With Coronary Heart Disease: The Exposure and Risk Assessment for Fine and Ultrafine Particles in Ambient Air (ULTRA) Study. *Circulation* 2002; 106(8): 933–938.
- [50] Ruckerl R, Ibaldo-Mulli A, Koenig W, Schneider A, Woelke G, Cyrys J, *et al.* Air pollution and markers of inflammation and coagulation in patients with coronary heart disease. *Am J Respir Crit Care Med* 2006; 173(4): 432–41.
- [51] Ibaldo-Mulli A, Timonen KL, Peters A, Heinrich J, Wolke G, Lanki T, *et al.* Effects of particulate air pollution on blood pressure and heart rate in subjects with cardiovascular disease: a multicenter approach. *Environ Health Perspect* 2004, 112(3): 369–77.
- [52] Forastiere F, Stafoggia M, Picciotto S, Bellander T, D’Ippoliti D, Lanki T, *et al.* A case-crossover analysis of out-of-hospital coronary deaths and air pollution in Rome, Italy. *Am J Respir Crit Care Med* 2005; 172(12): 1549–55.
- [53] de Hartog JJ, Hoek G, Peters A, Timonen KL, Ibaldo-Mulli A, Brunekreef B, *et al.* Effects of Fine and Ultrafine Particles on Cardiorespiratory Symptoms in Elderly Subjects with Coronary Heart Disease: The ULTRA Study. *Am. J. Epidemiol* 2003; 157(7): 613–623.
- [54] Penttinen P, Timonen K L, Tiittanen P, Mirme A, Ruuskanen J, Pekkanen J. Number concentration and size of particles in urban air: effects on spirometric lung function in adult asthmatic subjects. *Environ Health Perspect* 2001; 109(4): 319–23.
- [55] ATMO Nord - Pas-de-Calais . *Programme de Surveillance de la Qualité de l’Air en région Nord – Pas-de-Calais – Version 1.* Lille : ATMO ; 2005.
- [56] Lettre d’information sur la qualité de l’air de la métropole lilloise n° 80. Lille : AREMA-Lille Métropole ; 2002.
- [57] *Air quality guidelines for Europe. 2^{ème} édition.* Copenhague : Bureau régional de l’Organisation Mondiale de la Santé pour l’Europe (Publications régionales de l’OMS, Série européenne, N° 91) ; 2000.
- [58] L’air des Beffrois. Bulletin d’information sur la qualité de l’air en Nord - Pas-de-Calais. Numéro 9. Lille : ATMO Nord - Pas-de-Calais ; 2007.
- [59] Kunzli N. The public health relevance of air pollution abatement. *Eur Respir J* 2002; 20: 198–209.
- [60] *Quantification of health effects of exposure to air pollution. Report on a WHO Working Group, Bilthoven, Netherlands.* Copenhagen: World Health Organization; 2001.

- [61] Medina S, Plasència A, Artazcoz L, Quénel P, Katsouyanni K, Mücke H-G, *et al.* *APHEIS Health Impact Assessment of Air Pollution in 26 European Cities. Second year report, 2000-2001.* Saint Maurice: Institut de Veille Sanitaire; 2002.
- [62] Desqueyroux H, Momas I. Pollution atmosphérique et santé : une synthèse des études longitudinales de panel publiées de 1987 à 1998. *Rev Epidém et Santé Publ* 1999 ; 47 : 361-375.
- [63] Le Bihan O, Mathé F. Connaissance de la pollution par les particules submicroniques. Verneuil-en-Halatte : Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air ; 2006.
- [64] Zeger SL, Liang KL. Longitudinal data analysis using for discrete and continuous outcomes. *Biometrics* 1986; 42: 121-30.
- [65] Prouvost H, Declercq C. *Exposition de la population aux pesticides dans la région Nord-Pas-de-Calais : apports du programme PHYTO'AIR.* Lille : Observatoire Régional de la Santé Nord - Pas-de-Calais ; 2005.
- [66] Declercq C, Prouvost H. *Évaluation de l'impact sanitaire des orientations en matière de qualité de l'air du plan de déplacements urbains de la métropole Lilloise.* Lille : Observatoire Régional de la Santé Nord - Pas-de-Calais ; 2005.
- [67] Le Plan de Déplacements Urbains de la métropole lilloise. Résumé du PDU adopté par le Conseil de la Communauté Urbaine le 23 juin 2000. Lille : Lille Métropole Communauté Urbaine, 2000.
- [68] O'Neill M, Jerrett M, Kawachi I, Levy JI, Cohen AJ, Gouveia N, Wilkinson P, Fletcher T, Cifuentes L, Schwartz J, with input from participants of the workshop on air pollution and socioeconomic conditions. Health, wealth, and air pollution: advancing theory and methods. *Environ Health Perspect* 2003; 111: 1861-1870.
- [69] Reanalysis of the Harvard Six Cities and the American Cancer Society study of particulate air pollution and mortality. Cambridge: Health Effects Institute, 2000.

Table des figures

2.1	Représentation schématique de la distribution selon la taille des particules dans l'air ambiant . . .	9
2.2	Différentes fractions des particules dans l'air ambiant	9
2.3	Distributions granulométriques moyennes caractéristiques de l'aérosol atmosphérique en environnement urbain suivant les trois modes de représentation en nombre, surface et volume	11
2.4	Niveau de déposition des particules inhalées dans l'appareil respiratoire selon leur taille	11
3.1	Concentrations moyennes annuelles de PM ₁₀ mesurées par les stations d'ATMO de Lille et des communes voisines	20
3.2	Distribution des moyennes journalières de PM ₁₀ mesurées par les stations d'ATMO de Lille et des communes voisines	21
3.3	Moyennes journalières de PM ₁₀ mesurées par les stations d'ATMO de Lille et des communes voisines	22
3.4	Distribution des moyennes journalières de PM _{2,5} mesurées par les stations d'ATMO de Lille-Faidherbe et de Lomme	23
3.5	Moyennes journalières de PM _{2,5} mesurées par les stations d'ATMO de Lille-Faidherbe et de Lomme	24
3.6	(a) PM ₁₀ : moyenne annuelle, 10 ^{ème} et 90 ^{ème} percentiles - Bénéfice sanitaire potentiel d'une réduction de 5 µg/m ³ (b) sur les effets à court-terme et (c) sur les effets à long-terme	26
4.1	Débit-mètre de pointe de type mini-Wright	29
4.2	Indice de défaveur sociale de Townsend des IRIS-2000 de Lille en 1999	31

Observatoire Régional de la Santé Nord - Pas-de-Calais

235, avenue de la recherche
B.P. 86 59373 LOOS CEDEX

Tél : +33 (0)3 20 15 49 20

Fax : +33 (0)3 20 15 10 46

<http://www.orsnpdc.org>



L'ORS est membre du GIE
Groupement Régional de Promotion de la Santé



Novembre 2007