

# Estimation de l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique dans l'agglomération de Dunkerque : faisabilité et éléments méthodologiques

04  
4

Hélène Prouvost, Christophe Declercq



Travail réalisé dans le cadre du

Programme Régional d'Action en Santé Environnement Nord – Pas de Calais

**Estimation de l'impact sanitaire de la pollution  
atmosphérique dans l'agglomération de  
Dunkerque : faisabilité et éléments  
méthodologiques**

H. Prouvost  
C. Declercq



## Sommaire

Introduction .....	4
Le cadre réglementaire.....	4
Pourquoi réaliser des évaluations de l'impact sanitaire ? .....	4
Principe et méthodes de l'évaluation des risques sanitaires .....	5
Les recommandations de l'InVS.....	6
Quelles sont les difficultés pour appliquer cette méthode dans un contexte industriel ? .....	9
L'EIS dans l'agglomération de Dunkerque.....	11
Enjeux et objectifs.....	11
Les caractéristiques de l'agglomération dunkerquoise.....	11
Estimation de l'exposition de la population aux polluants .....	16
Une réflexion nécessaire sur la faisabilité.....	24
Exemple des particules .....	25
Indicateurs sanitaires.....	25
Indicateurs de PM10 .....	25
Calcul de l'impact sanitaire des PM10 .....	26
Discussion .....	30
Estimation de l'exposition à la pollution atmosphérique .....	30
Les expériences d'EIS dans des conditions d'exposition similaires .....	30
L'intérêt de la modélisation de l'exposition.....	31
La prise en compte des facteurs socio-économiques dans l'évaluation de l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique.....	32
Conclusions .....	34
Bibliographie.....	35

## *Introduction*

Au cours des années 1970-80, la mise en place de mesures de contrôle dans un nouveau cadre législatif et le développement de nouvelles énergies ont abouti à une diminution notable des concentrations des principaux polluants atmosphériques résultant des émissions industrielles et du chauffage. La pollution due aux déplacements des biens et des personnes est désormais prépondérante, tout particulièrement dans les zones urbaines, et la circulation automobile est devenue l'un des principaux responsables des effets de la pollution urbaine sur la santé [1]. Dans certaines zones pourtant, cette pollution d'origine automobile vient s'ajouter à une pollution d'origine industrielle encore importante.

D'autre part, malgré une tendance générale à la diminution des concentrations de polluants dans l'air des villes, l'évolution est moins favorable pour certains polluants comme le dioxyde de soufre (NO<sub>x</sub>) et l'ozone (O<sub>3</sub>) [2]. Parallèlement à cette évolution de fond, les pointes de pollution hivernales et locales tendent à faire place à des smogs d'été ou à des pollutions plus complexes et diffuses, riches en hydrocarbures, oxydes d'azote, composés oxydants et très fines particules.

### **Le cadre réglementaire**

La préoccupation sanitaire croissante concernant la pollution atmosphérique ambiante a été traduite par les pouvoirs publics par l'adoption de la Loi sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie le 30 décembre 1996<sup>1</sup>. Celle-ci précise que « l'État et ses établissements publics, les collectivités territoriales ainsi que les personnes privées concourent [...] à une politique dont l'objectif est la mise en œuvre du droit reconnu à chacun à respirer un air qui ne nuise pas à sa santé. À cet effet, l'État assure [...] la surveillance de la qualité de l'air et de ses effets sur la santé ».

Par ailleurs, deux nouveaux outils ont été prévus par cette loi. D'une part les Plans Régionaux pour la Qualité de l'Air (PRQA) qui ont pour objet de fixer des orientations visant à prévenir, réduire ou atténuer les effets de la pollution atmosphérique. Ils doivent s'appuyer, entre autres, sur une évaluation des effets de la qualité de l'air sur la santé. Cette évaluation doit également permettre de fixer des objectifs d'amélioration de la qualité de l'air fondés sur des critères de santé publique. D'autre part les Plans de Protection de l'Atmosphère (PPA) qui ont pour but de décliner au niveau des agglomérations les objectifs énoncés dans le PRQA. Dans les agglomérations où les valeurs limites sont dépassées, il a plus particulièrement pour objet de ramener, à l'intérieur de la zone concernée, la concentration en polluants dans l'atmosphère à un niveau inférieur aux valeurs limites et qui devront permettre d'éviter, de prévenir ou de réduire, les effets nocifs de ces polluants pour la santé humaine ou pour l'environnement.

### **Pourquoi réaliser des évaluations de l'impact sanitaire ?**

L'objectif d'une évaluation de l'impact sanitaire (EIS) de la pollution atmosphérique est de fournir des informations actualisées, simples et facilement accessibles sur l'impact sanitaire des concentrations atmosphériques. Ces EIS s'adressent aux décideurs, professionnels de la santé et de l'environnement, mais aussi aux médias et au grand public. Elles permettent une aide à la décision prenant en compte les conséquences sanitaires de la qualité de l'air.

---

<sup>1</sup> Loi n°96-1236 du 30 décembre 1996 sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie. Journal Officiel de la République Française 1<sup>er</sup> janvier 1997.

La démarche de l'évaluation des risques sanitaires développée par l'Académie des Sciences des États-Unis en 1983 a été adaptée en France [3,4] et est utilisée dans le volet sanitaire des études d'impact. Elle concerne les différents media d'exposition à la pollution : air, sol, eaux et alimentation. L'évaluation des risques repose sur les résultats des études épidémiologiques et toxicologiques qui ont permis, pour un grand nombre de polluants, d'établir des valeurs toxicologiques de référence, qui sont des valeurs en deçà desquelles on n'observe pas d'effet sur la santé.

Cependant, au cours des dernières années, de nombreuses études épidémiologiques en Europe et dans le monde ont montré l'impact de la pollution de l'air sur la mortalité et la morbidité. De plus, la plupart de ces études, en particulier pour les particules en suspension et l'ozone, ne permettent pas de détecter un seuil en dessous duquel on n'observerait pas d'effet sur la santé. L'utilisation des valeurs toxicologiques de référence n'est donc pas adaptée puisque même à des niveaux faibles de concentration, l'impact sanitaire est significatif. Du point de vue du décideur, il est donc crucial de pouvoir évaluer, *ex ante*, le bénéfice attendu sur le plan sanitaire des politiques publiques envisagées.

### **Principe et méthodes de l'évaluation des risques sanitaires**

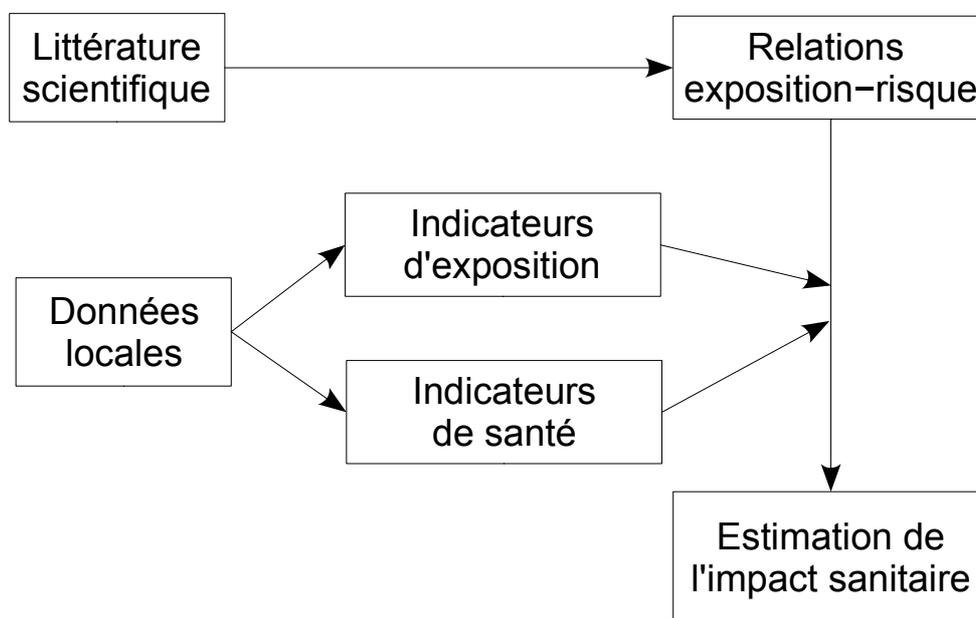
L'estimation de l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique a donc pour objectif de quantifier l'impact sanitaire de scénarios de réduction des concentrations atmosphériques de polluants en utilisant les données de la littérature scientifique sur les relations entre exposition et risque pour la santé selon le polluant étudié (Figure 1).

L'OMS [5] et l'Institut de Veille Sanitaire (InVS) [6] ont proposé des recommandations sur la méthodologie à mettre en œuvre pour quantifier l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique.

Les principales étapes sont les suivantes :

- le choix des polluants à considérer : les recommandations portent en général sur les particules en suspension et l'ozone mais le SO<sub>2</sub> et le NO<sub>2</sub> peuvent être aussi étudiés. Pour les autres polluants, une approche classique, basée sur le ratio de danger par rapport à une valeur toxicologique de référence ou sur l'excès de risque pour les cancérigènes devra être considérée ;
- le choix des effets sur la santé à considérer (mortalité et morbidité, effets à court terme et effets à long terme) ;
- le choix des indicateurs de l'impact sanitaire (nombre de décès dans la population totale ou dans un sous-groupe de population, nombre d'hospitalisations, nombre d'années de vie perdues...) ;
- le choix des relations exposition-risque, ce qui suppose de faire une revue des données disponibles et de discuter de la possibilité d'appliquer localement une relation exposition-effet établie dans une autre population ;
- le choix des indicateurs d'exposition de la population : cette étape est cruciale dans un contexte industriel où il existe une forte disparité spatiale de l'exposition ;
- la prise en compte des caractéristiques locales du mélange de polluants dans l'atmosphère ;
- l'examen de la sensibilité des conclusions présentées aux hypothèses utilisées.

Figure 1: Schéma de principe de l'évaluation de l'impact sanitaire



### Les recommandations de l'InVS

La méthodologie élaborée par l'InVS a été présentée dans un guide méthodologique publié en 1999 [6]. Ce guide est avant tout un outil permettant la mise en œuvre d'une EIS de la pollution atmosphérique urbaine au niveau local. Une version actualisée prenant en compte l'évolution des connaissances, en particulier les effets à long terme, a été publiée en 2003 [7]. Ce guide comporte des recommandations concernant les différentes étapes de l'EIS :

- définition de la zone sur laquelle va porter l'EIS et collecte des données nécessaires (types de données, sources, etc.) ;
- construction des indicateurs de pollution atmosphérique à partir des données fournies par le réseau local de surveillance de la qualité de l'air ;
- construction des indicateurs sanitaires à partir des données de mortalité et de morbidité ;
- estimation du nombre de cas attribuables à la pollution atmosphérique.

Ces recommandations sont applicables aux zones urbaines où l'exposition de la population à la pollution atmosphérique peut être correctement estimée et considérée comme homogène [8]. Cela suppose l'existence d'un réseau de surveillance de la qualité de l'air disposant de stations urbaines de fond [9], l'absence de sources fixes majeures de pollution atmosphérique et que la population sur laquelle porte l'EIS séjourne la majeure partie de son temps dans la zone d'étude considérée.

### ZONE D'ÉTUDE

Une des étapes importantes de cette EIS est la définition de la zone d'étude. Dans ce type d'étude, l'exposition à la pollution est estimée au niveau de la population dans son ensemble et non au niveau de l'individu. On attribue à l'ensemble des personnes séjournant sur une zone d'étude un même niveau moyen d'exposition alors que chaque individu est, au cours d'une journée, exposé à des niveaux d'exposition variables. Il est recommandé d'avoir identifié une zone urbaine sans rupture d'urbanisation où la majorité de la population séjourne en permanence et où la qualité de l'air (mesurée par des stations de fond) et la répartition des émissions peuvent être considérées, *a priori*, comme homogène.

Le guide de l'InVS propose des critères permettant de considérer que les données locales de surveillance de la qualité de l'air répondent à cette exigence d'homogénéité, et de guider le choix des stations de surveillance à retenir. Lorsque ces critères sont satisfaits, on fait l'hypothèse que ces stations sont représentatives de l'exposition moyenne de la population à la pollution atmosphérique urbaine.

#### **INDICATEURS D'EXPOSITION**

Pour chaque indicateur de pollution urbaine (SO<sub>2</sub>, NO<sub>2</sub>, ozone, fumées noires et PM<sub>10</sub>), un indicateur d'exposition est calculé à partir de la moyenne arithmétique des mesures journalières enregistrées par les stations sélectionnées. En fait, les polluants mesurés ne sont que les traceurs de nombreuses autres substances, mesurées ou non, impliquées dans la pollution atmosphérique [10]. L'analyse des effets sur la santé de la pollution atmosphérique avec des modèles multi-polluants a montré que l'association entre mortalité et PM<sub>10</sub>, par exemple, était significative comme dans les modèles mono-polluants [11], ce qui n'était pas le cas pour d'autres polluants comme le NO<sub>2</sub> et le SO<sub>2</sub>. Les substances observées, et plus particulièrement le NO<sub>2</sub>, le SO<sub>2</sub> et les fumées noires, doivent être considérées comme des indicateurs de pollution urbaine globale.

Les données sont recueillies auprès de l'association locale de surveillance de la qualité de l'air. La sélection des stations est basée sur l'étude de la distribution des valeurs journalières enregistrées afin de mettre en évidence une hétérogénéité des immissions des différents polluants mesurés sur l'ensemble des sites, et de l'étude des corrélations entre les niveaux d'un même polluant mesuré dans les différents sites d'une agglomération, permettant de vérifier l'homogénéité des variations temporelles. La valeur guide (minimale) retenue pour le coefficient de corrélation est de 0,6.

#### **LES INDICATEURS SANITAIRES**

C'est sur la base de nombreuses études tant épidémiologiques qu'expérimentales qu'ont été sélectionnés les indicateurs de santé pertinents pour une EIS. Les impacts étudiés sont très nombreux : mortalité (toutes causes ou pour des causes spécifiques), admissions hospitalières pour les plus classiques mais aussi absentéismes, crises d'asthme, toux, etc. Le guide de l'InVS propose de retenir des indicateurs sanitaires pour lesquels on dispose de relations exposition-risque avec les polluants extérieurs mesurés en routine d'une part, et d'autre part pour lesquels les nombres moyens de cas par an et par saison sont accessibles afin de calculer le nombre de cas attribuables à la pollution atmosphérique. Les indicateurs à considérer sont donc la mortalité et les admissions hospitalières.

##### La mortalité

Les données de mortalité journalière, ou à défaut annuelle, sont obtenues auprès du Centre d'épidémiologie des causes médicales de décès. Les données recueillies sont le nombre de décès toutes causes (hors accident), cause respiratoire et cardiovasculaire chez les personnes domiciliées dans la zone d'étude, pour la période estivale et hivernale. A partir de ces données, il est possible de construire des indicateurs représentant le nombre moyen journalier de décès.

##### Les admissions hospitalières

Les indicateurs de morbidité journalière, ou à défaut annuelle, sont le nombre d'admissions pour motif cardiovasculaire ou respiratoire. Les données d'activité hospitalière sont extraites du PMSI, le système d'information des établissements sanitaires. Les indicateurs portent sur les hospitalisations pour pathologie respiratoire chez les 15-64 ans et les 65 ans et plus, pour pathologie cardiovasculaire tous âges et pour pathologie cardiaque tous âges et chez les plus de 65 ans.

#### **CHOIX DES RELATIONS EXPOSITION-RISQUE**

Dans le domaine de la pollution atmosphérique, on dispose de relations fondées sur des observations épidémiologiques à de faibles niveaux d'exposition, on évite ainsi l'extrapolation des résultats observés sur l'animal à l'homme et des fortes doses aux faibles doses.

La note technique de recommandations provisoire proposée par l'InVS [7], en attendant l'actualisation complète du guide de l'EIS, présente une actualisation des relations exposition-risque à court terme et propose des relations exposition-risque à long terme.

Pour la mortalité à court terme, les relations exposition-risque produites par le Programme de Surveillance Air et Santé dans 9 villes françaises (PSAS-9) ont été retenues pour estimer l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique avec un indicateur de fumées noires, de SO<sub>2</sub>, de NO<sub>2</sub> et d'ozone [10]. En revanche, pour les PM<sub>10</sub>, seul le programme APHEA a produit des fonctions exposition-risque pour la mortalité totale [12].

Pour les admissions hospitalières pour pathologie respiratoire, les relations exposition-risque ont été actualisées avec les résultats du programme APHEA 2 [13]. Les relations exposition-risque pour admissions cardiovasculaires sont issues d'études menées à Paris et à Londres pour le SO<sub>2</sub> et le NO<sub>2</sub> [14]. Pour les indicateurs de fumées noires et de PM<sub>10</sub>, les relations exposition-risque ont été produites dans le cadre du programme APHEA 2 pour les indicateurs de pathologies cardiaques uniquement.

Pour la mortalité à long terme, toutes causes et causes cardiovasculaires, il est proposé d'utiliser les fonctions exposition-risque d'une étude tri-nationale (Autriche-France-Suisse) estimant l'impact à long terme sur la mortalité et recommandées par l'OMS. La relation exposition-risque est disponible pour la mortalité toutes causes et les PM<sub>10</sub> [15]

#### LES CALCULS DU NOMBRE DE CAS ATTRIBUABLES

Pour une période de temps donnée, la proportion d'événements sanitaires attribuables à un niveau de pollution donné se calcule à partir de la formule suivante :

$$PA = \frac{f(RR - 1)}{1 + f(RR - 1)}$$

où :

- *PA* est la proportion d'événements sanitaires attribuables au niveau de pollution atmosphérique considéré ;
- *RR* est le risque relatif associé au niveau de pollution étudié ;
- *f* est la prévalence de l'exposition, c'est-à-dire la proportion de la population exposée au niveau de pollution considéré.

Dans le cas de la pollution atmosphérique, on considère que toute la population est exposée (en moyenne) au niveau de pollution considéré (*f*=1). Par ailleurs, la proportion ou le nombre de cas attribuables sont calculés pour un différentiel de pollution donné. Ainsi on obtient :

$$NA = \frac{RR_{\Delta} - 1}{RR_{\Delta}} \times N$$

où :

- *NA* est le nombre de cas attribuables pour la période considérée ;
- *RR<sub>Δ</sub>* est l'excès de risque associé au différentiel de pollution Δ étudié, donné par la relation exposition-risque ;
- *N* est le nombre moyen d'événements sanitaires au cours de la période considérée.

Ce calcul s'applique pour chacun des indicateurs d'exposition caractérisant la pollution urbaine, c'est-à-dire au minimum pour les indicateurs de SO<sub>2</sub>, NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub> et particules (fumées noires ou PM<sub>10</sub>). Cependant, les risques relatifs associés à chaque indicateur de pollution n'étant pas indépendants, les nombres d'événements attribuables aux indicateurs de pollution ne sont pas cumulables. L'impact sanitaire de la pollution atmosphérique urbaine peut donc être estimé comme étant, au minimum, égal au plus grand nombre d'événements attribuables à l'un des indicateurs d'exposition étudiés.

## **Quelles sont les difficultés pour appliquer cette méthode dans un contexte industriel ?**

### **HÉTÉROGÉNÉITÉ SPATIALE DE L'EXPOSITION**

Dans une zone influencée par les émissions atmosphériques industrielles, l'exposition de la population aux polluants est d'autant plus hétérogène que la zone d'étude est étendue. Les phénomènes de panaches liés aux conditions climatiques et/ou à des incidents au niveau des émetteurs sont bien souvent très localisés et ne touchent qu'une petite partie de la population.

Parmi les indicateurs de pollution recommandés pour l'EIS par l'InVS, le SO<sub>2</sub> et le NO<sub>2</sub> sont des polluants dont les concentrations sont fortement influencées par les émetteurs fixes et mobiles. Par contre, en ce qui concerne l'ozone et les particules, leurs concentrations varient moins à l'échelle d'une agglomération car l'ozone est un polluant secondaire qui n'est pas lié à un émetteur particulier et la distribution homogène des particules sur une large zone est principalement liée à leur transport [16].

### **DÉTERMINANTS SOCIAUX DE L'EXPOSITION ET DE L'IMPACT SANITAIRE DES POLLUANTS**

Plusieurs travaux menés au Royaume-Uni et aux États-Unis ont montré que l'exposition aux polluants était plus forte dans les populations précaires [17-20] entre autres parce qu'elles vivaient à proximité de sources de pollution (voies de circulation, centre ville ou industries). Par ailleurs, l'impact sanitaire de l'exposition de ces populations à la pollution atmosphérique semble plus important pour les populations avec un niveau socio-économique faible, notamment pour les personnes ayant des pathologies ou des fragilités liées à leurs conditions socio-économiques [16,21,22]. Une telle complexité des relations entre pollution atmosphérique, impact sanitaire et caractéristiques socio-économiques devrait être prise en compte dans les évaluations d'impact sanitaire basées sur des études de séries temporelles [22].

### **TRANSPOSITION DES RELATIONS EXPOSITION-RISQUE**

Les risques relatifs recommandés par l'InVS pour l'estimation de l'impact sanitaire sont issus soit du programme PSAS-9, soit du programme APHEA 1 ou 2, ou encore d'une étude réalisée à Paris et à Londres. Ces études sont basées sur la même méthodologie. Chaque ville estime, à partir de ses données locales de pollution atmosphérique et de ses données sanitaires, un risque relatif mesurant l'association entre les variations de niveaux de pollution et la survenue d'un événement sanitaire en utilisant une méthode d'analyse commune. A partir des risques relatifs « locaux », un risque relatif combiné a été calculé permettant ainsi de disposer d'une plus grande puissance statistique et de fournir un « meta-risque » applicable dans le cas d'une EIS. Dans les différents programmes, la majorité des villes participantes présente un profil de pollution plutôt lié au trafic. L'utilisation de ces relations exposition-risque dans un contexte industriel pose un certain nombre de questions sur la pertinence d'utiliser des relations établies dans des zones de pollutions urbaines de fond à des zones où la pollution se caractérise par des pollutions locales importantes, en d'autres termes, est-il possible d'appliquer à des indicateurs de pollution influencés par des sources industrielles des relations exposition-risque mises en évidence dans des situations de pollutions liées au trafic ? Pour illustrer cette réflexion, on peut prendre l'exemple des particules (PM<sub>10</sub> et PM<sub>2,5</sub>) : si leur impact sanitaire ne fait plus débat, l'influence de leur composition sur l'effet sur la santé n'est pas encore bien établie. Alors que certaines études suggèrent que l'acidité des particules n'est pas le facteur principal de leur toxicité [23,24], le programme NMMAPS (the National Morbidity, Mortality and Air Pollution Study) portant sur 90 villes américaines a observé que les relations entre la mortalité à court terme et les particules étaient plus élevées dans les villes où la fraction de sulfate associée aux particules était importante [11]. Une autre étude réalisée sur 6 villes américaines montre que l'impact sanitaire des particules peut varier selon la source d'émission [25]. Par contre, aucun impact des particules issues de l'érosion naturelle n'a été mis en évidence. Pour les particules issues de la combustion, une association positive a été observée entre les niveaux de particules et la mortalité avec cependant un effet un peu plus important lié aux particules issues des transports [25]. Les particules émises par les transports semblent avoir un effet plus important sur la mortalité cardiovasculaire alors que les particules d'origines industrielles

semblent être liées de manière significative à la mortalité respiratoire. La taille des particules aurait aussi un impact sur l'effet sur la santé. En effet, des études ont montré que la mortalité à court terme serait associée, de façon plus importante, avec les particules fines (de diamètre inférieur à 2,5 µm) émises principalement par les transports, mais là encore, ces observations font débat [26,27].

## *L'EIS dans l'agglomération de Dunkerque*

### **Enjeux et objectifs**

Comme le suggérait la Loi sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie, le Programme Régional de la Qualité de l'Air (PRQA) de la région Nord - Pas-de-Calais, approuvé en 2001, a inscrit dans ses objectifs la réalisation d'une évaluation de l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique dans les agglomérations de plus de 100 000 habitants, celle de Dunkerque en fait partie [28]. Plus généralement, les priorités de santé publique de la région en matière de santé environnementale ont été exprimées dans le Programme Régional d'Action en Santé Environnement, approuvé par la Conférence Régionale de Santé en décembre 2001. Les objectifs élaborés dans le cadre du PRASE [29] prévoyaient notamment de « mieux connaître l'effet des polluants sur la santé et utiliser ces connaissances pour mieux quantifier et surveiller l'impact sanitaire des polluants ». Enfin, une étude réalisée en 2003 par l'ORS sur les enjeux en santé environnementale sur le territoire de la Communauté Urbaine de Dunkerque soulignait l'intérêt pour les acteurs locaux politiques, institutionnels et associatifs, de caractériser l'impact sanitaire des polluants classiques et de mieux connaître la part respective du trafic et des sources industrielles afin de guider les politiques publiques [30]. La Cellule Inter-Régionale d'Epidémiologie a inscrit dans son programme d'activité la réalisation des EIS dans les agglomérations de la région en appliquant la méthodologie proposée par l'InVS.

C'est dans ce contexte que nous avons proposé, dans le cadre du PRASE, d'entreprendre une réflexion sur la faisabilité et les éléments méthodologiques nécessaires à la réalisation d'une évaluation de l'impact sanitaire des polluants atmosphériques classiques (SO<sub>2</sub>, particules en suspension, NO<sub>2</sub> et O<sub>3</sub>) sur le territoire de l'agglomération de Dunkerque en s'appuyant sur les recommandations de l'InVS [6,7].

Parallèlement à ce travail, le SPPPI Côte d'Opale mène, toujours dans le cadre du PRASE, un travail visant à étudier la dispersion dans l'air des rejets atmosphériques issus des industries de l'agglomération dunkerquoise et d'évaluer les risques sanitaires associés. L'étude est menée sur 31 sites industriels et 19 polluants ou familles de polluants (SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, HF, métaux lourds, COV totaux, benzène, HAP, BaP, dioxines et furanes). Elle s'appuie notamment sur les résultats de modélisations de la dispersion des polluants réalisées dans les études d'impact de ces industries. Les modalités de l'évaluation de l'impact sanitaire réalisée dans cette étude suivent et s'appuient sur les valeurs toxicologiques de référence disponibles et les recommandations de l'InVS et de l'INERIS sur le volet sanitaire d'étude d'impact [3,4].

### **Les caractéristiques de l'agglomération dunkerquoise**

#### **POPULATION ET TERRITOIRE**

L'agglomération de Dunkerque, qui est aussi la zone couverte par le Plan de Protection de l'Atmosphère, regroupe 19 communes (Tableau 1) et 212 000 habitants. Façade maritime du département du Nord, elle s'étend de la frontière belge au département du Pas-de-Calais, sur plus de 267 km<sup>2</sup>. Parmi les 19 communes qui la composent, 5 comptent plus de 10 000 habitants. La densité de population sur l'ensemble du territoire est de 791 hab./km<sup>2</sup>.

**Tableau 1 : Population des communes de l'agglomération de Dunkerque - 1999**

<b>Commune</b>	<b>Population 1999</b>	<b>Densité de population (hab/km<sup>2</sup>)</b>
Armbouts-Cappel	2 677	263,7
Bourbourg	6 908	179,5
Bray-Dunes	4 557	531,7
Cappelle-la-Grande	8 613	1577,5
Coudekerque-Branche	24 152	2642,5
Craywick	464	60,0
Dunkerque	70 850	1897,4
Fort-Mardyck	3 770	2673,8
Ghyvelde	3 009	182,8
Grand-Fort-Philippe	6 078	1940,9
Grande-Synthe	23 347	1084,3
Gravelines	12 430	548,5
Leffrinckoucke	4 949	649,8
Loon-Plage	6 510	182,5
Saint-Georges-sur-l'Aa	268	33,0
Saint-Pol-sur-Mer	23 337	4540,3
Téteghem	7 237	393,1
Uxem	1 076	130,1
Zuydcoote	1 578	606,9

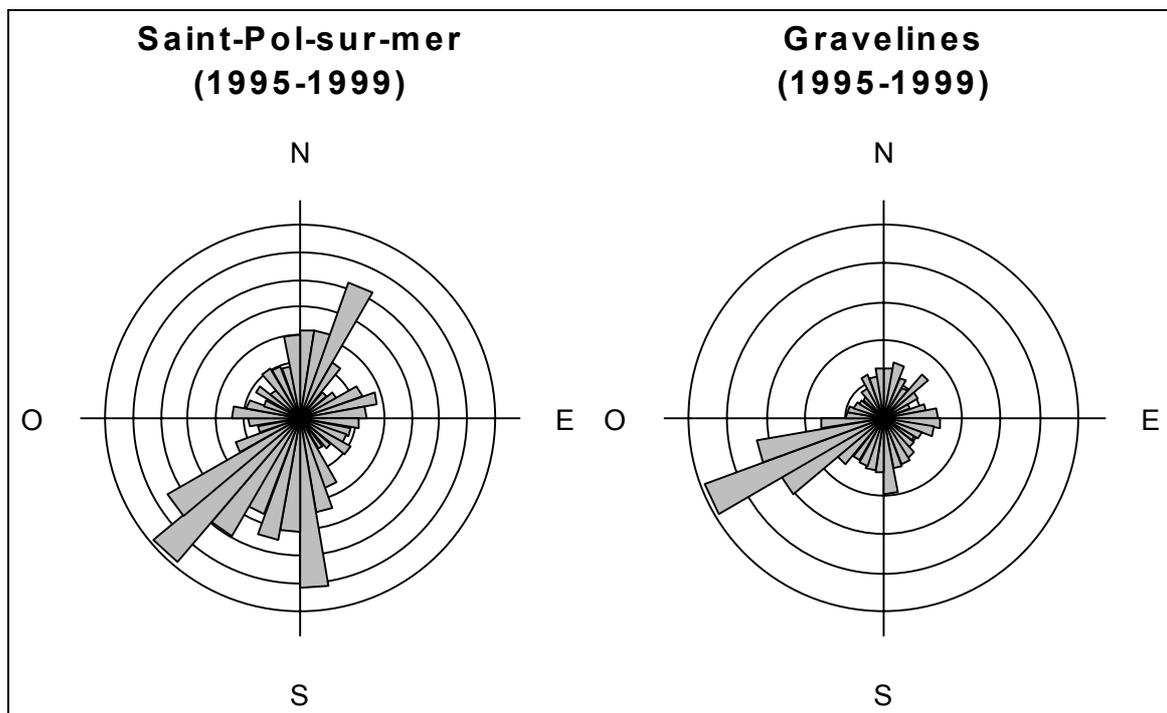
Source : INSEE – Recensement Général de Population de 1999

En 2003, l'ORS a réalisé un travail sur les enjeux en santé environnementale sur le territoire de la Communauté Urbaine de Dunkerque [30]. Le territoire de l'agglomération de Dunkerque est assez proche de celui de la CUD (l'agglomération de Dunkerque selon la définition du document du PPA compte 2 communes de plus que la CUD). Un certain nombre d'informations présentées dans cette partie sont extraites de ce rapport.

#### **CARACTÉRISTIQUES GÉO-CLIMATIQUES**

Le climat est de type océanique et fortement marqué par les flux de sud-ouest, ce qui est favorable à la dispersion des polluants vers la mer [Figure 2]. Cependant, les « brises de mer » et les vents du secteur nord-est (moins fréquents) s'accompagnent souvent d'épisodes de pollution affectant alors l'agglomération urbaine [31].

Figure 2 : Rose des vents dans l'agglomération de Dunkerque (1995-1999)



Source : OPAL'AIR – Traitement ORS Nord - Pas-de-Calais [30]

#### LES SOURCES INDUSTRIELLES

Le développement de la zone industrialo-portuaire, qui s'étend de Dunkerque à Gravelines, a conduit à une forte concentration de gros émetteurs de polluants. La DRIRE recense, sur le territoire de l'agglomération dunkerquoise, 35 établissements industriels soumis à la législation des installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE) et rejetant des polluants dans l'atmosphère [6]. Ils peuvent être classés en différents secteurs industriels : sidérurgie-métallurgie-fonderie, chimie-parachimie-pétrole, industrie agro-alimentaire, verre et matériaux, et production d'énergie. Il n'y a plus d'usine d'incinération d'ordures ménagères depuis 1998.

Un centre nucléaire de production d'électricité (CNPE) est installé à Gravelines depuis le début des années 80.

Ces 35 émetteurs industriels sont répartis sur 11 communes de l'agglomération dunkerquoise. Dunkerque, Grande-Synthe et Loon-Plage, avec une partie de leurs communes couverte par la zone portuaire, hébergent plus de la moitié des émetteurs (Tableau 2, Figure 3, Figure 4, Figure 5 et Figure 6).

Tableau 2 : Rejets industriels (tonnes) par commune en 2000

	SO2	COV	NOx	PSS
BOURBOURG	69	0	16	0
CAPPELLE-LA-GRANDE	0	0	0	20
COUDEKERQUE-BRANCHE	0	0	19	0
DUNKERQUE	5217	992	2380	363
GRANDE-SYNTHÉ	8690	569	9746	4428
GRAVELINES	8	244	125	39
LEFFRINCKOUCKE	1	0	205	132
LOON-PLAGE	12529	1011	2449	548
SAINT-POL-SUR-MER	117	110	45	3

Source : DRIRE - IRE 2001 – Traitement ORS Nord - Pas-de-Calais [30]

Trois secteurs sont largement prédominants dans l'émission de  $\text{SO}_2$  : la sidérurgie et la métallurgie, la chimie et le pétrole, et le secteur de l'énergie. Les rejets de  $\text{SO}_2$  sont importants (23 000 tonnes en 2001) et 7 des 18 plus gros émetteurs de  $\text{SO}_2$  de la région (ceux de plus de 500 tonnes par an) se trouvent sur le territoire de l'agglomération dunkerquoise.

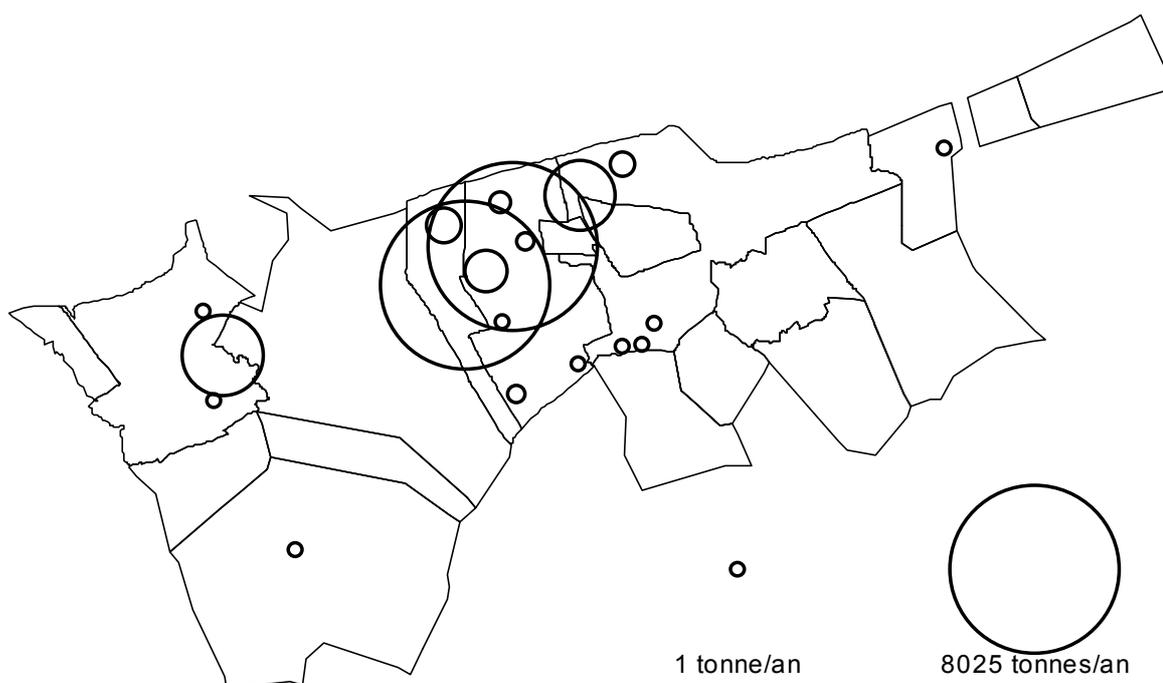
Les rejets de  $\text{NO}_x$  s'élèvent en moyenne à 14 200 tonnes par an. Dans la plupart des agglomérations, les oxydes d'azote sont principalement émis par les véhicules automobiles, mais sur le Dunkerquois ils sont essentiellement liés à la métallurgie et au secteur de la chimie-parachimie-pétrole.

On observe par contre, en ce qui concerne les Composés Organiques Volatils Non Méthaniques, une évolution à la hausse sur la période de 10 ans. Ils proviennent principalement de la chimie-pétrole et de la sidérurgie-métallurgie.

Enfin, les rejets de poussières observés aujourd'hui restent importants (4 500 tonnes en 2001). Depuis 1994, ces rejets restent stables. La sidérurgie est le premier secteur pour l'émission de poussières.

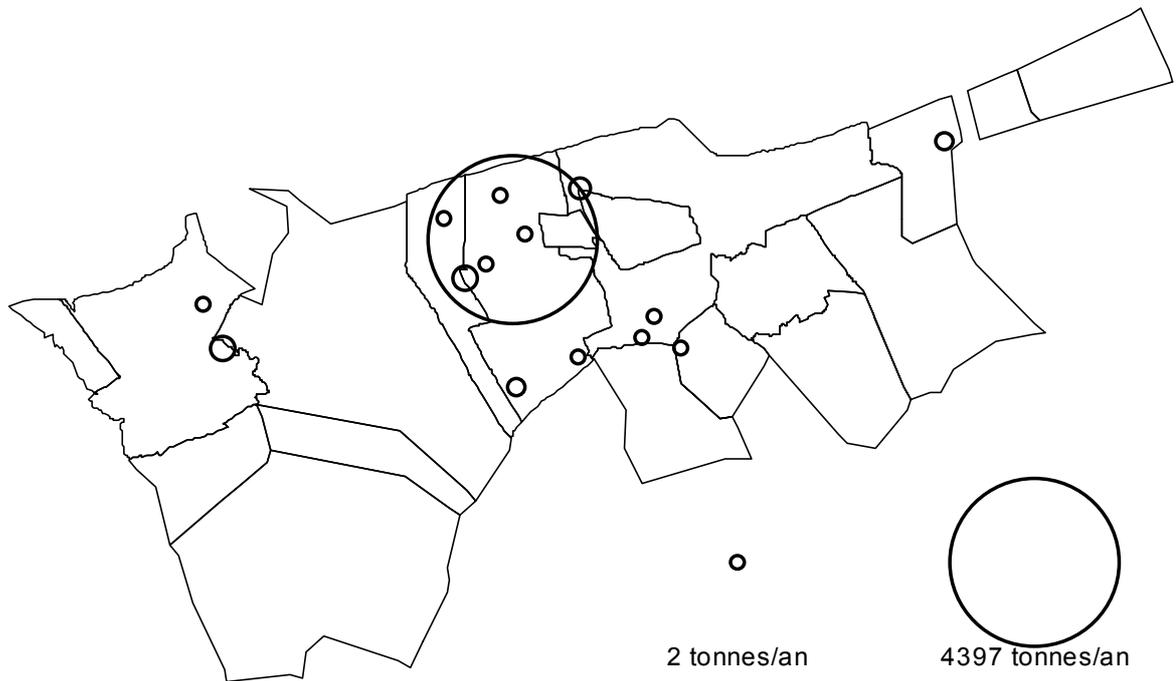
En ce qui concerne les particules, les données sur la granulométrie ne sont disponibles au CITEPA qu'à l'échelle régionale. Pour avoir des données plus précises, il faudrait se reporter aux études détaillées des risques faites par les industriels du littoral.

**Figure 3 : Émetteurs de  $\text{SO}_2$  (2000)**



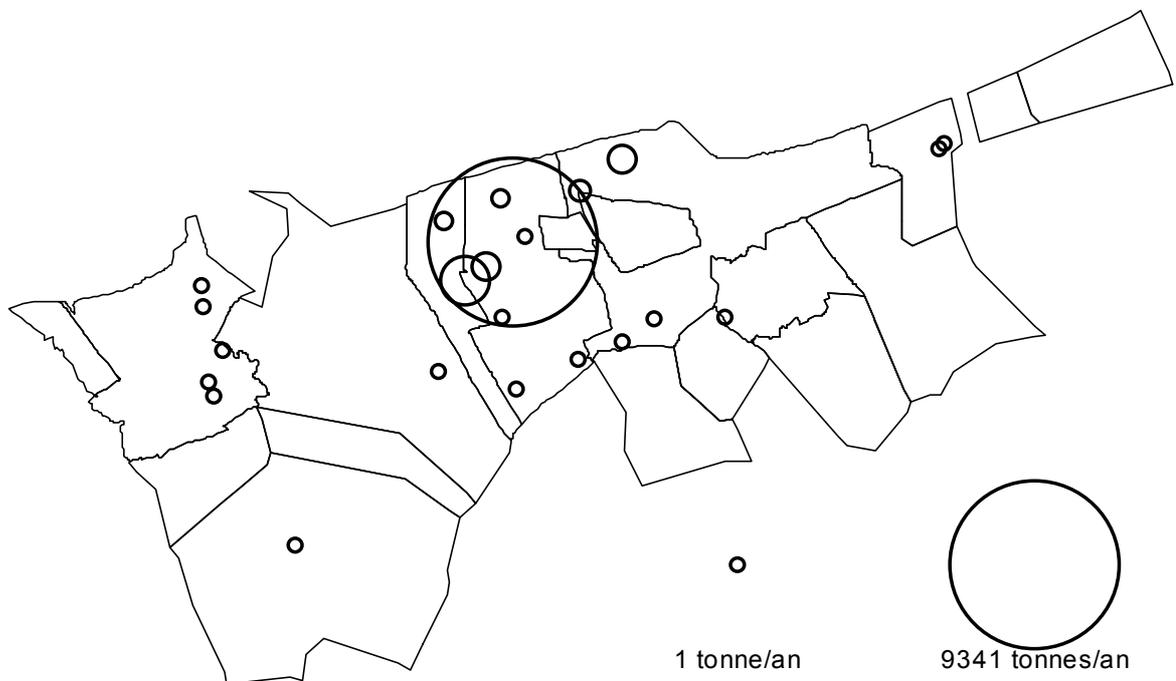
Source : DRIRE – IRE 2001 – Traitement ORS Nord - Pas-de-Calais [30]

Figure 4 : Émetteurs de poussières (2000)



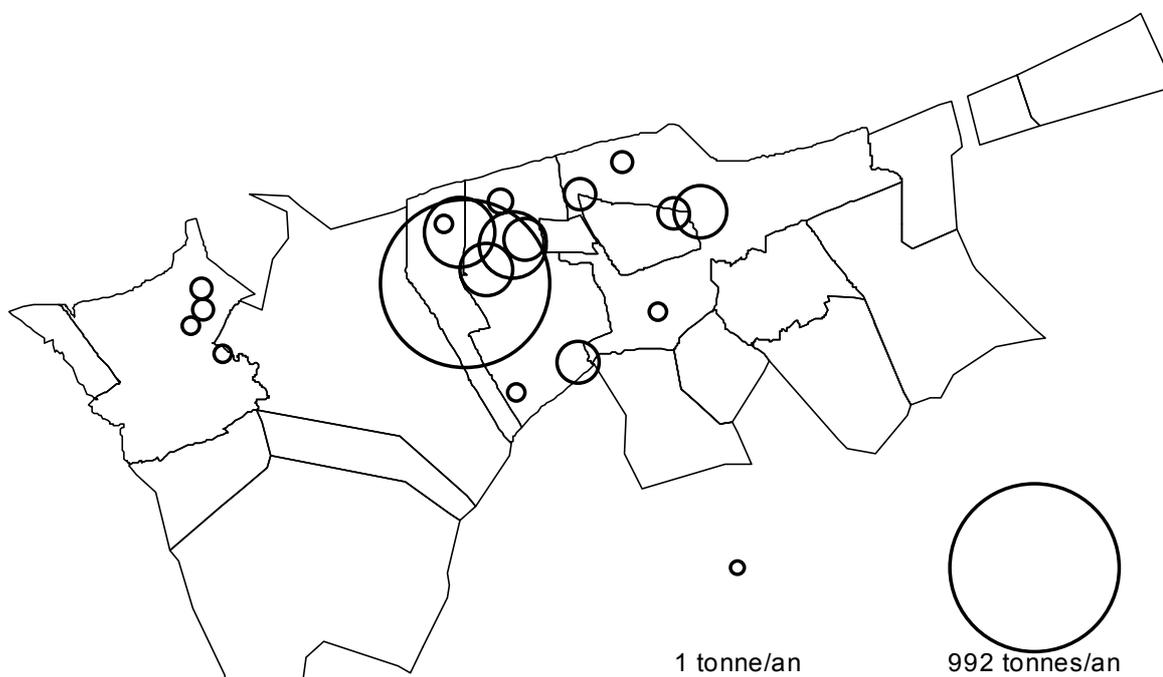
Source : DRIRE - IRE 2001 - Traitement ORS Nord - Pas-de-Calais [30]

Figure 5 : Émetteurs NO<sub>x</sub> (2000)



Source : DRIRE - IRE 2001 - Traitement ORS Nord - Pas-de-Calais [30]

Figure 6 : Émetteurs de COV non méthaniques (2000)



Source : DRIRE - IRE 2001 - Traitement ORS Nord - Pas-de-Calais [30]

#### LES ÉMISSIONS LIÉES AUX TRANSPORTS

La situation littorale de l'agglomération dunkerquoise a engendré un tissu urbain dense et étiré le long de la côte. L'absence de contraintes à la circulation automobile et au stationnement rend la voiture très attractive et le phénomène de périurbanisation de l'habitat a augmenté les déplacements au sein de l'agglomération (3,6 déplacements par habitant et par jour contre 3,2 pour la moyenne nationale). La voiture est beaucoup plus utilisée que les autres moyens de transport puisque 82 % des déplacements mécanisés se font en voiture particulière.

L'activité portuaire de Dunkerque génère aussi d'importants flux de trafic poids lourds empruntant les principaux axes routiers de l'agglomération dunkerquoise. Ce trafic de transit est principalement concentré sur l'A16 entre l'A25 et Calais et entre la Belgique et Calais. En 1998, plus de 50 000 véhicules (dont 7 000 poids lourds) circulaient quotidiennement sur cet axe autour de Dunkerque.

#### Estimation de l'exposition de la population aux polluants

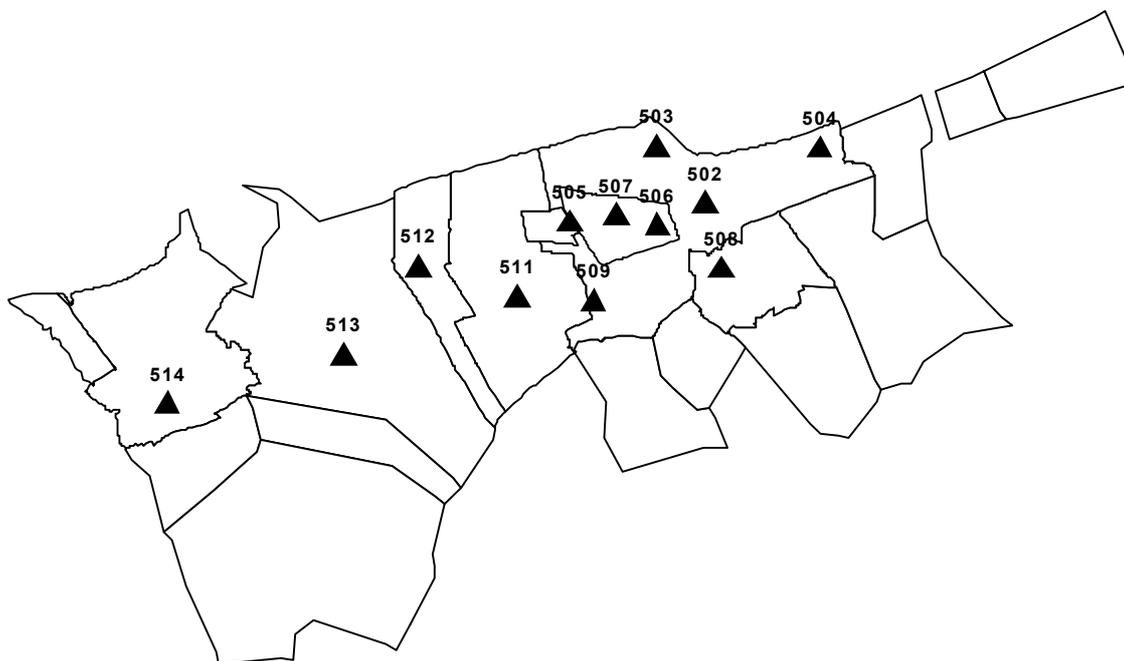
##### LE RÉSEAU DE SURVEILLANCE DE LA QUALITÉ DE L'AIR

Sur le territoire de l'agglomération de Dunkerque, la surveillance de la qualité de l'air est assurée par l'Association régionale de surveillance de la qualité de l'air : ATMO Nord - Pas-de-Calais.

Actuellement, 11 stations « généralistes » de mesures couvrent le territoire de l'agglomération. La distance minimale entre deux stations est de 1,2 km et la distance maximale de 21,2 km (Figure 7).

Les stations sont classées suivant la typologie de l'ADEME [9] (Tableau 3). Pour chaque polluant mesuré par une même station, la typologie de l'analyseur peut être différente de celle de la station (Tableau 4), par exemple la station de Saint-Pol (507) est classée urbaine pour les BTX mais proximité industrielle pour le SO<sub>2</sub> et les PM<sub>10</sub>.

Figure 7 : Stations d' ATMO Nord - Pas-de-Calais sur l'agglomération dunkerquoise



Source : OPAL'AIR – Traitement ORS Nord - Pas-de-Calais [30]

Tableau 3 : Les stations du réseau ATMO Nord - Pas-de-Calais

N °	Localisation	Typologie	Équipement
501	Leffrinckoucke	Observation	Radioactivité
502	Dunkerque centre	Trafic	NOx, CO, PM10, O3 + SO2, Comp. soufrés (prox. ind.)
503	Dunkerque Port Est	Industrielle	SO2, préleveur séquentiel
505	Fort-Mardyck	Industrielle	SO2, H2S, PM10, CO + NOx, O3 (urbaine)
506	Saint-Pol-sur-Mer Centre	Météorologie	Direction, vitesse du vent, température,
507	Saint-Pol-sur-Mer cheminots	Urbaine	BTX + SO2, PM10 (prox. ind.)
508	Coudekerque-Branche	Urbaine	SO2
509	Petite-Synthe	Périurbaine	SO2, O3, PM10 + CO, NOx (prox. auto.)
510	Bray-Dunes	Périurbaine	PM10
511	Grande-Synthe	Urbaine	SO2, PM10
512	Mardyck	Industrielle	SO2, PM10
513	Loon-Plage	Industrielle	SO2
514/515	Gravelines	Périurbaine Météorologie Observation	NOx, O3, CO + SO2, PM10 (prox. ind.) Direction, vitesse du vent, température, pression atmosphérique, Radioactivité

Source : OPAL'AIR 2003

Tableau 4 : Répartition du nombre d'analyseurs par indicateurs de pollution atmosphérique

	Industrielle	Trafic	Urbaine	Periurbaine	Total
<b>SO2</b>	7	0	2	1	10
<b>PM10</b>	4	1	1	2	8
<b>NO2</b>	0	3	0	1	4
<b>O3</b>	0	1	1	2	4

Source : OPAL'AIR 2003

#### EVOLUTION DES CONCENTRATIONS ATMOSPHÉRIQUES

Entre 1979 et 2001, on a observé une diminution des rejets atmosphériques industriels : les niveaux moyens de SO<sub>2</sub> sont passés de 59 µg/m<sup>3</sup> par an à 11 µg/m<sup>3</sup> par an (Figure 8). Les

PM<sub>10</sub> sont mesurées depuis 1982 sur l'agglomération dunkerquoise, les concentrations sont passées de 62 µg/m<sup>3</sup> par an à 25 µg/m<sup>3</sup> en 2001 mais stagnent depuis une dizaine d'années (Figure 9). Depuis 1991, le NO<sub>2</sub> et l'ozone sont surveillés sur le Dunkerquois. A l'époque, une station était équipée à cet effet ; aujourd'hui 4 stations mesurent les concentrations de NO<sub>2</sub> et d'ozone. La tendance est moins nette mais on observe une augmentation des concentrations d'ozone et de NO<sub>2</sub> depuis 1991 (Figure 10, Figure 11).

#### HÉTÉROGÉNÉITÉ SPATIALE DES CONCENTRATIONS ATMOSPHÉRIQUES

Le SO<sub>2</sub> est mesuré sur l'ensemble des stations de l'agglomération dunkerquoise. La moyenne des moyennes journalières de SO<sub>2</sub> sur la période 1995–1999 varie de 5,1 µg/m<sup>3</sup> à la station de Gravelines à 23,5 µg/m<sup>3</sup> à la station de Fort-Mardyck. Les corrélations entre les concentrations mesurées sur les stations de l'agglomération dunkerquoise entre 1995 et 1999 (Tableau 5) ne sont pas très élevées et varient de -0,12 à 0,65<sup>1</sup>.

En ce qui concerne les PM<sub>10</sub>, la moyenne des moyennes journalières sur la zone varie selon les stations de 29,0 µg/m<sup>3</sup> à 43,0 µg/m<sup>3</sup> mais les maxima annuels des moyennes journalières varient de 170,3 µg/m<sup>3</sup> à 326,8 µg/m<sup>3</sup>. Les corrélations entre les stations sont plus élevées que pour le SO<sub>2</sub> et varient de 0,25 à 0,71 (Tableau 6).

Pour le NO<sub>2</sub>, la moyenne des moyennes journalières sur la zone varie de 19,7 µg/m<sup>3</sup> à 37,0 µg/m<sup>3</sup>. Pour l'ozone (maximum journalier de la moyenne glissante sur 8 heures), les niveaux observés sur les trois stations sont relativement proches, de 44,7 µg/m<sup>3</sup> à 57,8 µg/m<sup>3</sup>. Les corrélations entre les stations (Tableau 7, Tableau 8) pour le NO<sub>2</sub> sont relativement faibles (de 0,35 à 0,50), elles sont bonnes pour l'ozone (de 0,76 à 0,78).

De façon globale, l'influence de l'industrie dans la qualité de l'air est nette sur le littoral, et les efforts des 10 dernières années sur la diminution des rejets sont visibles en ce qui concerne le SO<sub>2</sub> et les particules en suspension. Les polluants comme le NO<sub>2</sub> et l'ozone, plus caractéristiques du trafic automobile, augmentent depuis une dizaine d'années.

De façon individuelle, les stations présentent une grande variabilité et à l'exception de l'ozone (polluant secondaire) et dans une moindre mesure des PM<sub>10</sub> (leur production étant influencée par le contexte eurorégional), les concentrations mesurées sur chaque station ne sont pas bien corrélées. Pour exemple, l'étude de la corrélation des concentrations de SO<sub>2</sub> par station en fonction de la distance montre que même pour des stations distantes de moins de 5 km, la corrélation peut être relativement faible (Figure 12). Cela reflète bien le caractère de proximité industrielle des stations et l'influence des panaches pouvant provoquer la mesure de concentrations élevées que sur un seul capteur.

#### CAS PARTICULIER DU NO<sub>2</sub>

En ce qui concerne le NO<sub>2</sub> ambiant (à différencier du NO<sub>2</sub> d'origine intérieure), les connaissances actuelles conduisent à le considérer plutôt comme un indicateur indirect de l'exposition aux polluants provenant du trafic, par exemple les particules fines.

Les résultats épidémiologiques récents permettent d'observer des relations à court-terme et, plus récemment [32], à long terme entre NO<sub>2</sub> ambiant et indicateurs de santé (mortalité, admissions hospitalières). L'interprétation de ces résultats est cependant limitée par plusieurs aspects. D'une part, il existe une forte corrélation entre NO<sub>2</sub> extérieur et particules ultra-fines, c'est à dire de diamètre inférieur à 0,1 µ [33]. D'autre part, la concentration extérieure en NO<sub>2</sub> paraît mieux corrélée avec l'exposition personnelle aux PM<sub>2,5</sub> qu'à l'exposition personnelle au NO<sub>2</sub> [34], cette dernière étant très influencée par les sources intérieures (cuisinières à gaz). Enfin, l'effet estimé à court-terme sur la mortalité du NO<sub>2</sub> ambiant est diminué après ajustement sur les particules en suspension [35] et l'effet estimé des PM<sub>10</sub> est plus important dans les villes où le niveau ambiant de NO<sub>2</sub> est élevé [12].

Ces différents éléments suggèrent que l'effet observé du NO<sub>2</sub> ambiant doit probablement être attribué à des polluants émis par le trafic dont la concentration atmosphérique est fortement corrélée avec celle du NO<sub>2</sub>, et plus particulièrement les particules fines voire ultra-fines. D'autre part, les relations entre particules en suspension et NO<sub>2</sub> dans un contexte où il existe des sources fixes de NO<sub>2</sub> sont beaucoup moins connues. Ces incertitudes ne plaident pas en faveur de l'usage direct des concentrations extérieures de NO<sub>2</sub> pour l'estimation de l'impact sanitaire de la pollution urbaine dans le contexte dunkerquois. Par contre, le rôle des émissions de NO<sub>2</sub> dans la formation de particules secondaires doit être pris en compte.

<sup>1</sup> Le coefficient de corrélation varie de -1 à 1. Plus il se rapproche de 1, plus la corrélation est bonne.

Figure 8 : SO<sub>2</sub> moyennes annuelles agglomération de Dunkerque (1979-2001)

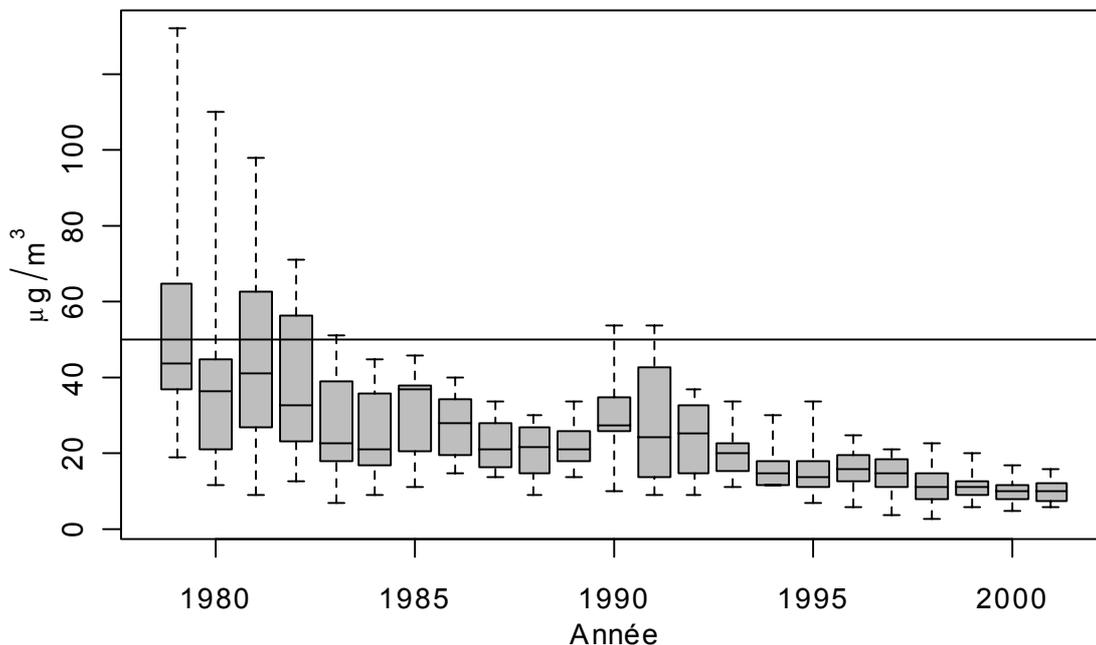
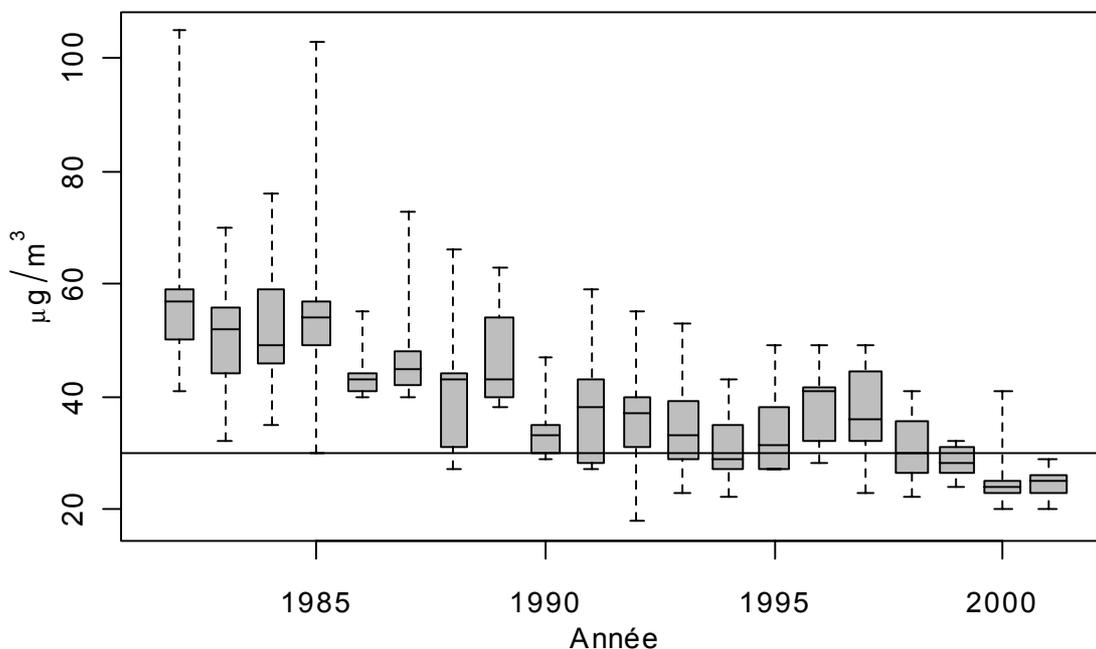


Figure 9 : PM<sub>10</sub> moyennes annuelles agglomération de Dunkerque (1982-2001)



Source : OPAL'AIR 2002, traitement ORS Nord - Pas-de-Calais

*Lecture des figures:* la boîte grise représente l'intervalle dans lequel se situent entre 25 et 75 % des moyennes annuelles des stations. Le trait noir dans la boîte représente la valeur médiane et les petits traits horizontaux aux extrémités de chaque boîte représentent les valeurs extrêmes.

Figure 10 : NO<sub>2</sub> moyennes annuelles CUD (1991-2001) relevées sur 4 stations

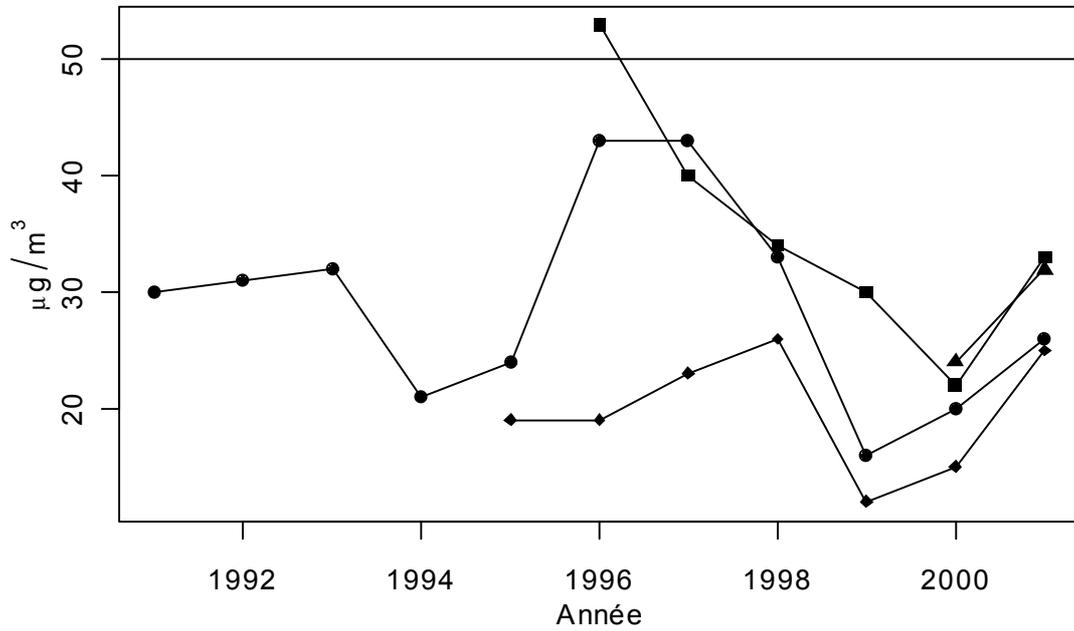
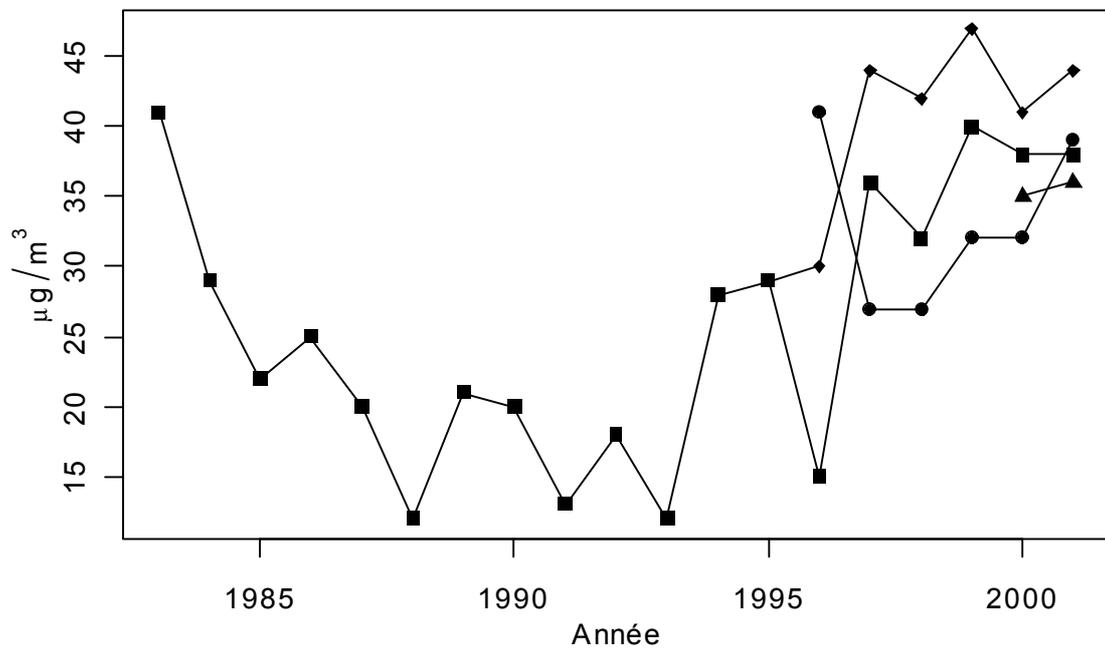


Figure 11 : O<sub>3</sub> moyennes annuelles CUD (1983-2001) relevées sur 4 stations



Source : OPAL'AIR 2002, traitement ORS Nord - Pas-de-Calais

**Tableau 5 : Coefficients de corrélation entre les moyennes journalières de SO<sub>2</sub> mesurées sur les stations de l'agglomération dunkerquoise (1995-1999)**

	Dunkerque centre ville	Dunkerque port Est	Dunkerque Malo	Fort- Mardyck	St-Pol-sur- Mer centre	St-Pol-sur- Mer cheminot	Coudekerque- Branche	Grande- Synthe	Mardyck	Loon-Plage
Dunkerque centre ville	1,00									
Dunkerque port Est	0,11	1,00								
Dunkerque Malo	0,40	0,48	1,00							
Fort-Mardyck	0,20	0,13	0,38	1,00						
St-Pol-sur-Mer centre	0,52	0,14	0,44	0,46	1,00					
St-Pol-sur-Mer cheminot	0,25	0,15	0,40	0,50	0,55	1,00				
Coudekerque-Branche	0,29	0,11	0,46	0,42	0,67	0,53	1,00			
Grande-Synthe	0,23	-0,05	0,26	0,46	0,52	0,46	0,44	1,00		
Mardyck	0,16	-0,06	0,24	0,16	0,15	0,09	0,16	0,19	1,00	
Loon-Plage	0,14	-0,12	0,23	0,33	0,27	0,12	0,30	0,38	0,46	1,00
Gravelines	0,18	-0,11	0,23	0,33	0,17	0,05	0,15	0,25	0,53	0,65

Source OPAL'AIR – Traitement ORS Nord - Pas-de-Calais

**Tableau 6 : Coefficients de corrélation entre les moyennes journalières de PM10 mesurées sur les stations de l'agglomération dunkerquoise (1995-1999)**

	Fort-Mardyck	St-Pol-sur- Mer cheminot	Coudekerque- Branche	Grande- Synthe	Mardyck
Fort-Mardyck	1,00				
St-Pol-sur-Mer cheminot	0,70	1,00			
Coudekerque-Branche	0,69	0,61	1,00		
Grande-Synthe	0,47	0,53	0,41	1,00	
Mardyck	0,44	0,30	0,55	0,25	1,00
Loon-Plage	0,59	0,45	0,71	0,37	0,50

Source OPAL'AIR – Traitement ORS Nord - Pas-de-Calais

**Tableau 7 : Coefficients de corrélation entre les moyennes journalières de NO<sub>2</sub> mesurées sur les stations de l'agglomération dunkerquoise (1995-1999)**

	Dunkerque centre ville	Fort-Mardyck	Gravelines
Dunkerque centre ville	1,00		
Fort-Mardyck	0,50	1,00	
Gravelines	0,35	0,46	1,00

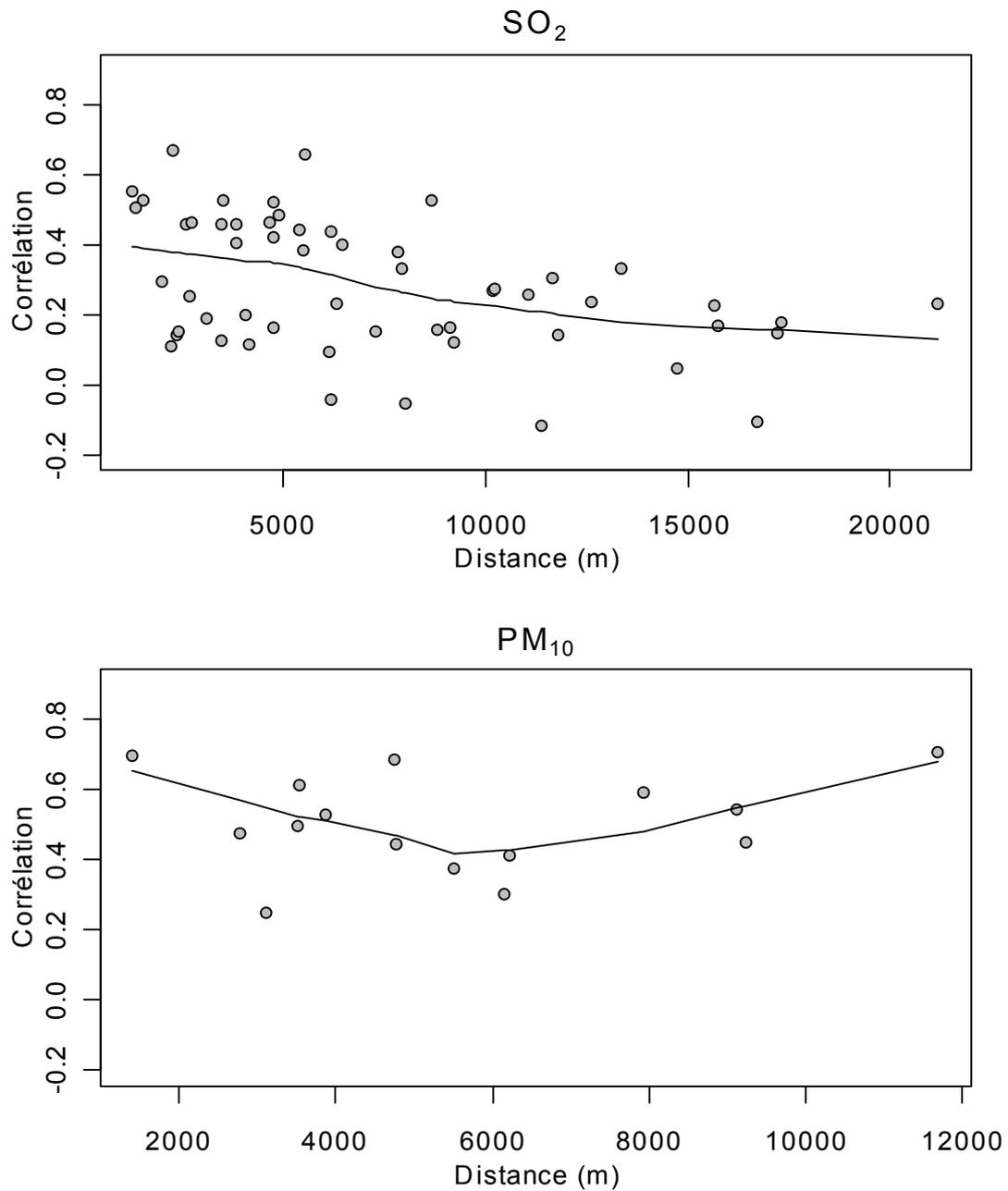
Source OPAL'AIR - Traitement ORS Nord - Pas-de-Calais

**Tableau 8 : Coefficients de corrélation entre les maximum journaliers des moyennes glissantes sur 8 heures de O<sub>3</sub> mesurées sur les stations de l'agglomération dunkerquoise (1995-1999)**

	Dunkerque centre ville	Fort-Mardyck	Gravelines
Dunkerque centre ville	1,00		
Fort-Mardyck	0,78	1,00	
Gravelines	0,78	0,76	1,00

Source OPAL'AIR - Traitement ORS Nord - Pas-de-Calais

Figure 12 : Corrélations entre paires de stations selon la distance les séparant (moyennes journalières 1995-1999)

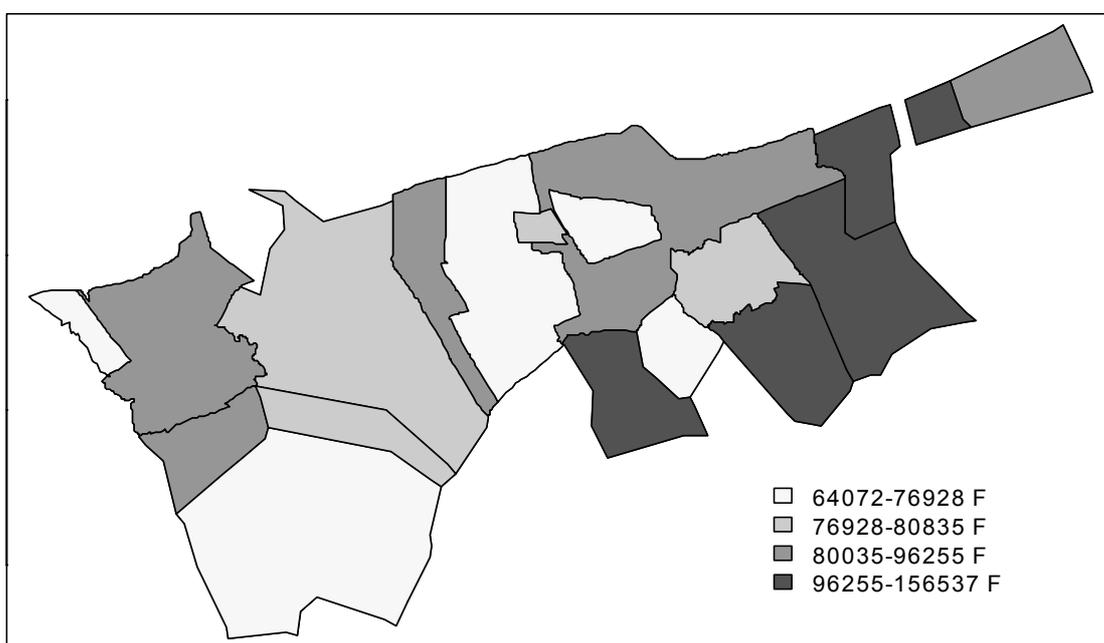


Source : OPAL'AIR - Traitement ORS Nord - Pas-de-Calais

#### INÉGALITÉS SOCIO-SPATIALES DE L'EXPOSITION AUX POLLUANTS

L'analyse du revenu moyen net des ménages en 1998 montre une forte disparité entre les communes de la Communauté Urbaine de Dunkerque (Figure 13) : selon la commune, cet indicateur varie de 64 072 F (9 768 €) à 156 537 F (23 864 €). Ces variations opposent le versant est de la CUD à son versant ouest, dont les revenus sont plus faibles. L'analyse d'autres indicateurs socio-économiques (proportion de personnes couvertes par les minima sociaux, taux de chômage, niveau de diplôme) confirme ce constat : les communes situées à l'ouest de l'agglomération sont davantage marquées par la précarité [36]. L'implantation des émetteurs de polluants (Figure 3 à Figure 6) n'est pas non plus homogène sur le territoire de l'agglomération : elle est également marquée par une opposition entre les versants est et ouest.

Figure 13 : Revenu net moyen des ménages en 1998 (en Francs)



Source : INSEE. Revenus communaux 1998.

#### Une réflexion nécessaire sur la faisabilité

L'agglomération de Dunkerque, couverte par le PPA, est *a priori* la zone d'étude à retenir dans l'optique d'une évaluation de l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique. Cependant, le port industriel de Dunkerque coupe la zone d'étude de part et d'autre, entraînant une rupture d'urbanisme dans la zone retenue. La présence de sources fixes, la météorologie, par exemple les brises de mer, concourent à rendre les niveaux de pollution très hétérogènes dans le temps et dans l'espace. L'étude des corrélations entre les stations montre, pour le SO<sub>2</sub> et le NO<sub>2</sub>, une grande variabilité. Ces deux indicateurs sont sensibles aux sources fixes ou mobiles parfois proches des stations. Cela pose la question de la possibilité de construire à partir des seules données des stations, des indicateurs de pollution reflétant l'exposition moyenne de la population aux polluants dans cette zone influencée par des sources industrielles.

D'autre part, les données sur les inégalités de l'exposition aux polluants doivent conduire à analyser les relations entre pollution atmosphérique, impact sanitaire et caractéristiques socio-économiques, décrites dans de nombreux travaux anglo-saxons [16-22].

## Exemple des particules

Afin de tester la faisabilité de la réalisation d'une EIS à Dunkerque, nous avons calculé l'impact sanitaire des PM<sub>10</sub> à partir de la méthodologie proposée par l'InVS. Nous avons fait le choix des PM<sub>10</sub> car c'est pour ce polluant que les corrélations entre les stations étaient les meilleures à l'exception de l'ozone et que l'impact sanitaire est le mieux établi. Cet exercice a pour objet d'étudier la sensibilité des résultats par rapport à la construction des indicateurs de PM<sub>10</sub> et au choix de la population d'étude.

La zone d'étude choisie est celle de l'agglomération de Dunkerque. La période de recueil des données est de 3 ans (1998-2000). Nous n'avons estimé l'impact des PM<sub>10</sub> que sur la mortalité totale car les relations exposition-risque présentées dans l'actualisation 2003 du guide de l'InVS [7] concernent l'impact à court terme et à long terme sur la mortalité totale hors causes accidentelles.

### Indicateurs sanitaires

#### INDICATEUR DE MORTALITÉ

L'indicateur de mortalité toutes causes hors causes accidentelles ou inconnue, a été construit à partir des données du CepiDC de l'INSERM comme cela est proposé dans le guide de l'InVS (Tableau 9).

**Tableau 9 : Indicateur de mortalité, agglomération de Dunkerque 1998-2000**

	Nombre de décès			Moyenne journalière
	1998	1999	2000	
<b>Mortalité totale</b>	1511	1509	1570	4,18

Source : CepiDC - Traitement ORS Nord - Pas-de-Calais

### Indicateurs de PM10

Pour la période d'étude que nous avons retenue pour cet exemple, 8 stations mesurant les PM<sub>10</sub> étaient disponibles (Tableau 10).

**Tableau 10 : Stations de mesures PM<sub>10</sub>**

Station	Localisation	Type	Plage de données
502	Dunkerque	Trafic	2000
505	Fort-Mardyck	Industrielle	1998-2000
507	Saint-Pol	Industrielle	1998-2000
508	Coudekerque-Branche	Urbaine	1998-2000
509	Petite-Synthe	Periurbaine	2000
511	Grande-Synthe	Urbaine	1998-2000
512	Mardyck	Industrielle	1998-2000
513	Loon-Plage	Industrielle	1998-2000
514	Gravelines	Industrielle	2000

Source : OPAL'AIR 2003

Les coefficients de corrélation entre les stations, pour cette période, varient de 0,13 à 0,92 (Tableau 11). Les stations les moins bien corrélées avec les autres sont la 512 et dans une moindre mesure la 514, toutes deux sont des stations industrielles.

Les moyennes journalières relevées sur chaque station varient de 20 à 33  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

**Tableau 11 : Corrélations entre les concentrations journalières de  $\text{PM}_{10}$  mesurées sur les stations d'OPAL'AIR (1998-2000)**

	ind505	ind507	urb508	urb511	ind512	ind513	ind514	traf502
ind505	1.00	0.79	0.67	0.79	0.13	0.64	0.54	0.81
ind507		1.00	0.71	0.72	0.19	0.59	0.39	0.77
urb508			1.00	0.76	0.42	0.78	0.67	0.81
urb511				1.00	0.34	0.75	0.62	0.78
ind512					1.00	0.50	0.42	0.52
ind513						1.00	0.73	0.80
ind514							1.00	0.54
traf502								1.00

Pour l'analyse de sensibilité nous avons calculé 3 indicateurs de  $\text{PM}_{10}$  :

- un indicateur construit avec l'ensemble des stations (**total**) ;
- un indicateur construit avec les stations urbaines (**urbain**) ;
- un indicateur construit avec les stations industrielles (**industriel**).

Les moyennes des 4 indicateurs sont assez proches, de 28,4  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  pour l'indicateur construit avec les stations urbaines à 30,4  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  pour celui construit avec les stations industrielles. L'écart-type est de 14 pour les 3 indicateurs (Tableau 12).

**Tableau 12 : Distribution des concentrations ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) des indicateurs de  $\text{PM}_{10}$**

	Total	Urbain	Industriel
Minimum	5,0	5,3	4,5
Percentile 25	19,9	19,0	20,1
Médiane	26,9	25,0	27,8
Moyenne	29,8	28,4	30,5
Percentile 75	36,4	33,9	37,6
Maximum	138,5	160,8	138,8
Ecart-type	14,2	14,7	14,6

## Calcul de l'impact sanitaire des $\text{PM}_{10}$

Nous avons calculé le nombre de cas attribuables selon les 3 scénarios proposés dans le guide de l'InVS :

- Scénario 1 : estimation de l'impact sanitaire par rapport à un niveau faible (niveau de référence = 10  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) ;
- Scénario 2 : gain sanitaire lié à la suppression des pics (niveau de référence = 30  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) ;
- Scénario 3 : gain sanitaire lié à la moyenne réduite de 25 %.

Les relations exposition-risque proposées dans le guide sont issues pour le court terme du programme PSAS-9 [10] et pour le long terme d'une étude tri-nationale [15] (Tableau 13).

**Tableau 13 : Excès de risque de mortalité toutes causes pour une augmentation de 10  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  des niveaux de  $\text{PM}_{10}$**

<b>Court terme</b>	0,6 [0,4 - 0,8]
<b>Long terme</b>	4,3 [2,6 - 6,1]

source : Guide EIS [7]

**INFLUENCE DE LA CONSTRUCTION DE L'INDICATEUR**

On observe une variation de 3 à 11 % du nombre de décès évités pour le scénario 1 selon la construction des indicateurs pour la mortalité toutes causes à court terme (Tableau 14). Pour le long terme, le nombre de décès évités par an varie de 6 à 20 % selon l'indicateur pour le scénario 1 (Tableau 15). Les scénarios 2 et 3 sont moins influencés par la construction de l'indicateur.

**Tableau 14 : Nombre annuel de décès évités pour chaque scénario selon l'indicateur de PM<sub>10</sub>. Court terme**

	Cas évités	Intervalle de confiance à 95%*	
<b>Scénario 1</b>			
PM10 total	18,1	12,0	24,1
PM10 urbain	16,8	11,2	22,5
PM10 industriel	18,7	12,5	25,0
<b>Scénario 2</b>			
PM10 total	4,7	3,1	6,2
PM10 urbain	4,3	2,8	5,7
PM10 industriel	5,1	3,4	6,8
<b>Scénario 3</b>			
PM10 total	6,7	4,5	9,0
PM10 urbain	6,4	4,3	8,5
PM10 industriel	6,9	4,6	9,2

\* Les intervalles de confiance à 95 % ne prennent en compte que l'incertitude liée à l'estimation de la relation exposition-risque dans l'étude initiale.

**Tableau 15 : Nombre annuel de décès évités pour chaque scénario selon l'indicateur de PM<sub>10</sub>. Long terme**

	Cas évités	Intervalle de confiance à 95%*	
<b>Scénario 1</b>			
PM10 total	61,6	37,2	87,3
PM10 urbain	52,9	32,0	75,0
PM10 industriel	66,0	39,9	93,6
<b>Scénario 2</b>			
PM10 total	31,9	19,4	45,0
PM10 urbain	31,7	19,2	44,8
PM10 industriel	31,9	19,4	45,0
<b>Scénario 3</b>			
PM10 total	44,3	26,8	62,7
PM10 urbain	42,2	25,6	59,7
PM10 industriel	45,3	27,4	64,1

\* Les intervalles de confiance à 95 % ne prennent en compte que l'incertitude liée à l'estimation de la relation exposition-risque dans l'étude initiale.

**INFLUENCE DE LA ZONE D'ÉTUDE ET DU CHOIX DES RELATIONS EXPOSITION-RISQUE**

Afin de tester l'influence de la définition de la zone d'étude sur l'estimation de l'impact sanitaire, nous avons appliqué le calcul d'EIS proposé par l'InVS à deux zones d'étude. L'une est composée des communes de Fort-Mardyck, Saint-Pol-sur-Mer et Grande-Synthe (zone proximité). Ces trois communes sont situées à proximité des complexes industriels et exposées aux émissions industrielles en cas de brise de mer. C'est aussi dans ces communes que l'on observe les revenus nets par ménage les plus faibles (Figure 13). L'autre zone réunit le reste des communes de l'agglomération (zone autre).

Pour le calcul de l'EIS, nous avons utilisé comme indicateurs :

- pour la « zone proximité » : un indicateur de PM<sub>10</sub> construit à partir des stations présentes sur ces communes (2 stations industrielles et 1 urbaine pour les PM<sub>10</sub>), un indicateur de mortalité totale pour ces trois communes (soit 0,72 décès par jour en moyenne), et des

relations exposition-risque issues d'une étude réalisée dans une vallée industrielle des États-Unis [37] et d'une étude réalisée sur des villes de République Tchèque [38] ;

- pour le reste de la zone, l'indicateur de PM<sub>10</sub> construit à partir des stations urbaines, la mortalité totale comme indicateur sanitaire (soit 3,48 décès par jour en moyenne) et la relation exposition-risque proposée dans le guide de l'InVS.

**Tableau 16 : Nombre de décès évités par an pour chaque scénario selon la zone d'étude. Relation exposition-risque issue de l'étude de la Vallée de l'Utah, court terme**

	Cas évités	Intervalle de confiance à 95%*	
<b>Scénario 1</b>			
Zone proximité	8,2	4,9	11,5
Zone autre	13,9	9,3	18,6
<b>Total zone</b>	<b>22,1</b>	<b>14,1</b>	<b>30,1</b>
<b>Scénario 2</b>			
Zone proximité	2,7	1,6	3,8
Zone autre	3,5	2,3	4,7
<b>Total zone</b>	<b>6,2</b>	<b>3,9</b>	<b>8,5</b>
<b>Scénario 3</b>			
Zone proximité	2,9	1,8	4,1
Zone autre	5,3	3,5	7,0
<b>Total zone</b>	<b>8,2</b>	<b>5,3</b>	<b>11,2</b>

\* Les intervalles de confiance à 95 % ne prennent en compte que l'incertitude liée à l'estimation de la relation exposition-risque dans l'étude initiale.

**Tableau 17 : Nombre de décès évités par an pour chaque scénario selon la zone d'étude. Relation exposition-risque issue de l'étude en République Tchèque, court terme.**

	Cas évités	Intervalle de confiance à 95%*	
<b>Scénario 1</b>			
Zone proximité	5,1	0,4	10,0
Zone autre	13,9	9,3	18,6
<b>Total zone</b>	<b>19,0</b>	<b>9,6</b>	<b>28,6</b>
<b>Scénario 2</b>			
Zone proximité	1,7	0,1	3,2
Zone autre	3,5	2,3	4,7
<b>Total zone</b>	<b>5,2</b>	<b>2,5</b>	<b>7,9</b>
<b>Scénario 3</b>			
Zone proximité	1,9	0,1	3,6
Zone autre	5,3	3,5	7,0
<b>Total zone</b>	<b>7,1</b>	<b>3,7</b>	<b>10,6</b>

\* Les intervalles de confiance à 95 % ne prennent en compte que l'incertitude liée à l'estimation de la relation exposition-risque dans l'étude initiale.

Nous avons comparé les résultats obtenus (Tableau 16, Tableau 17) avec les estimations du nombre de cas évités faites sur la zone entière pour le court terme (Tableau 14).

L'utilisation de plusieurs zones d'exposition et de relations exposition-risque différentes selon la zone augmente de :

- 18 à 44 % selon le scénario, pour la relation exposition-risque issue de l'étude de la Vallée de l'Utah ;
- 1 à 21 % selon le scénario, pour la relation exposition-risque issue de l'étude en République Tchèque.

Les variations les plus importantes sont observées pour le scénario 2 et pour l'indicateur urbain. En traitant à part la zone dite de proximité, dans laquelle on suppose que la population est exposée à des concentrations plus élevées, on accorde plus d'importance à l'impact des niveaux élevés et donc au scénario 2 (suppression des pics).

#### COMMENTAIRES

Le choix des stations dans la construction de l'indicateur d'exposition semble avoir un impact moins important sur le nombre de cas évités que le choix de la zone et de la relation exposition-risque. Cependant, notre exercice est très limité. D'une part par le fait que nous n'étudions que la mortalité totale et pas les décès pour causes spécifiques ou les admissions hospitalières pouvant être plus sensibles aux modalités de construction des indicateurs. D'autre part car nous n'avons pris en compte ici que les  $PM_{10}$ , polluant pour lequel les corrélations entre les stations ne sont pas trop faibles, exercice qui aurait été difficilement interprétable avec un indicateur de  $SO_2$  construit avec des stations dont les corrélations sont parfois négatives.

En ce qui concerne l'influence de la zone d'étude et du choix de la relation exposition-risque en fonction de l'exposition, nous avons utilisé des relations issues de deux études sans pour autant qu'elles correspondent aux caractéristiques géo-climatiques et de pollution de l'agglomération de Dunkerque. Les caractéristiques géographiques de la Vallée de l'Utah (vallée montagnarde) et météorologiques (mauvaise dispersion des polluants) rendent cette situation difficilement comparable à celle du Dunkerquois. Quant aux données tchèques, les émissions de particules dans les villes étudiées sont essentiellement liées à l'exploitation minière et posent ici le problème de la composition des particules. Des études de l'effet sur la santé de la pollution atmosphérique dans un contexte industrialo-portuaire existent [21,39] mais les relations observées ne sont pas significatives car pour avoir une estimation de l'exposition homogène, les auteurs ont dû sélectionner de petites zones d'étude et ont été limités par les petits effectifs (puissance statistique).

Les résultats observés suggèrent que la construction de l'indicateur a une influence plus faible sur le calcul de l'impact sanitaire mais nous n'avons pas pris en compte la contribution de chacune des stations à l'exposition moyenne de l'exposition. La méthode de calcul de l'indicateur (moyenne des moyennes journalières observées sur chaque station) a tendance à lisser les concentrations observées et sous-estime l'hétérogénéité spatiale de la pollution atmosphérique. L'impact à long terme sur la mortalité peut cependant être modifié de façon tout à fait significative selon les stations retenues pour l'estimation de l'exposition moyenne.

La méthode d'estimation du nombre de cas évités appelle aussi quelques commentaires et plus particulièrement sur l'EIS long terme. La relation exposition-risque proposée dans l'actualisation du guide de l'InVS est issue d'une étude tri-nationale d'estimation de l'impact sanitaire (France-Suisse-Autriche). Dans cette étude, la relation exposition-risque est estimée à partir de la moyenne des risques relatifs observés dans deux études sur la mortalité à long terme chez des adultes de plus de 30 ans. Or dans la méthode proposée par l'InVS, on applique ces relations exposition-risque à l'ensemble de la population. Comme le souligne le guide, l'exposition à long terme aux particules, dans les études dont sont issues les relations exposition-risque, est estimée à partir de concentrations ambiantes agrégées sur un an ou plus. Dans le guide, la construction des indicateurs est, elle aussi, basée sur des données recueillies sur une courte période. Dans le calcul du nombre de décès évités, l'hypothèse qui est faite est que cette moyenne représente la situation des 15 années passées. Cette hypothèse a été discutée [40] car les particules fines présentes aujourd'hui dans l'air ne sont pas de même nature que celles d'il y a 15 ans. A Dunkerque, les  $PM_{10}$  sont mesurées depuis 1982, il serait donc préférable de calculer l'exposition à long terme aux particules à partir de données longitudinales plutôt qu'à partir d'une seule valeur.

## Discussion

### Estimation de l'exposition à la pollution atmosphérique

Dans le cas d'agglomérations urbaines où le trafic constitue la source essentielle des particules, l'hétérogénéité spatiale des concentrations est limitée et ne constitue donc pas un obstacle majeur à l'utilisation des données des stations urbaines de fond pour estimer l'exposition moyenne de la population dans des conditions similaires à ce qui a été réalisé dans les études qui ont produit les relations exposition-risque utilisées pour quantifier l'impact sanitaire<sup>1</sup>. Dans le cas d'agglomérations pour lesquelles la contribution des sources fixes industrielles est importante, l'hétérogénéité de l'exposition est beaucoup plus importante et doit être examinée avec plus d'attention.

L'examen de la situation à Dunkerque confirme cette hétérogénéité spatiale. Elle est très importante pour le SO<sub>2</sub> et, à un moindre degré, pour le NO<sub>2</sub>. Si elle est faible pour l'ozone, elle reste cependant significative pour les particules en suspension, ce qui pose problème pour la sélection des capteurs à retenir pour estimer l'exposition moyenne. Notre analyse de sensibilité a permis de montrer que le mode de calcul de l'exposition aux particules en suspension a une influence significative sur la quantification de l'impact sanitaire, en particulier pour les effets à long terme. D'autre part, se pose le problème de la représentativité de chaque situation, c'est-à-dire le secteur géographique et la population pour lesquels les données de chaque station peuvent être considérées comme représentatives. Cela pourrait conduire à affecter chaque station d'un poids différent, mais le choix du poids serait une étape. Dans le cadre du PSAS-9 [10], une analyse de sensibilité des résultats aux modalités de construction des indicateurs a été réalisée à partir des données de la ville du Havre sur la mortalité toutes causes, causes respiratoire et cardiovasculaire, et sur le SO<sub>2</sub> et les fumées noires. Cette analyse montre que pour chaque polluant et chaque type de mortalité, les excès de risque estimés sont très proches quel que soit l'indicateur considéré (une relative tendance à la hausse de l'excès de risque pour mortalité cardiovasculaire a été observée lorsque la contribution des stations de proximité est plus importante, sans que cette hausse soit significative). Une pondération plus fine, prenant en compte le budget espace-temps de la population serait peut-être plus appropriée pour améliorer l'estimation de l'exposition [10].

### Les expériences d'EIS dans des conditions d'exposition similaires

Dans le cadre des PRQA, des évaluations de l'impact sanitaire ont été réalisées dans une trentaine d'agglomérations [41]. Dans la région Provence-Alpes-Côte D'azur, l'agglomération de Martigues a fait l'objet d'une démarche d'EIS. L'expérience de cette agglomération est intéressante car elle est située sur le pourtour de l'Étang de Berre qui est le premier site industriel de la région PACA. Cette agglomération de 83 000 habitants présente une pollution hétérogène en raison de la proximité des installations industrielles (pétrochimie), de la mer et de petits massifs montagneux. En raison de cette hétérogénéité, la zone d'étude pour l'EIS a dû être réduite à la seule ville de Martigues. Une commune a été exclue de la zone d'étude car la station de mesure de la pollution atmosphérique était faiblement corrélée avec celles présentes sur la commune de Martigues. Les auteurs de cette EIS soulignent la difficulté de construire un indicateur de SO<sub>2</sub> avec les stations disponibles car celles-ci sont faiblement corrélées (entre 0,38 et 0,46 selon les années) et que l'une d'entre elles était influencée par les panaches des industries environnantes. Les limites de la méthodologie proposée par l'InVS à la réalisation

---

<sup>1</sup> Cela est valable pour examiner l'impact de scénarios de réduction globale des niveaux de concentration dans l'agglomération. L'évaluation de l'impact de scénarios pour lesquels la réduction des niveaux de concentration serait, spatialement différenciée, pose des problèmes plus complexes.

d'une EIS dans une agglomération avec des sources industrielles de pollution ne sont pas vraiment discutées dans le rapport de l'étude mais la difficulté de construire des indicateurs de pollution atmosphérique représentatifs de l'exposition de l'ensemble de la population en est un exemple.

## L'intérêt de la modélisation de l'exposition

### MODÈLES GÉOSTATISTIQUES

Dans ce contexte, il nous paraît utile d'envisager plus en détail les variations spatiales des concentrations de polluants. Cela peut être réalisé de manière empirique, à partir des données de mesures existantes. Différentes techniques de modélisation ont été utilisées dans la littérature. Elles sont en général basées sur des techniques géostatistiques [42] permettant de modéliser la structure de corrélation spatiale sous-jacente. Ces dernières années ont vu également le développement de l'utilisation des systèmes d'information géographique et l'application de modèles de régression utilisant comme variables auxiliaires, l'environnement de la station de mesure : altitude, topographie, bâti, trafic [43]. Ce type de modèle a d'ailleurs été utilisé pour évaluer l'exposition locale dans le cadre d'une étude de cohorte aux Pays-Bas [32]. Cependant, ce type d'analyse a été généralement réalisé en milieu urbain influencé essentiellement par le trafic. Elle est, en effet, beaucoup plus complexe à envisager pour un environnement avec de nombreuses sources fixes et donc une forte hétérogénéité spatiale, qui se traduirait par une structure spatiale non stationnaire, plus difficile à modéliser, surtout si le nombre et la représentativité des stations fixes sont insuffisants.

Il est aussi possible de diviser la zone d'étude en plusieurs zones afin d'estimer de façon plus fine l'exposition aux polluants. Un tel découpage a été réalisé dans une étude sur l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique dans une ville industrielle canadienne [21]. La méthode utilisée pour définir les zones est une méthode géométrique fondée sur la distance aux stations de mesure de la pollution (polygones de Thiessen). Ce type de méthode est intéressant mais suppose, pour une évaluation d'impact sanitaire, de pouvoir avoir accès à des données sanitaires à une échelle très fine, ce qui n'est pas toujours possible à envisager.

### MODÈLES DÉTERMINISTES DE DISPERSION

Dans le contexte de sources fixes industrielles, les modèles déterministes de dispersion nous paraissent offrir des perspectives intéressantes [44-48]. La modélisation de la dispersion des particules reste cependant un exercice complexe [49]. En effet, les particules en suspension sont à la fois des polluants primaires et secondaires. Les phénomènes de nucléation, de condensation et de coagulation, les transformations chimiques complexes, rendent difficile la modélisation des différentes fractions granulométriques des particules en suspension. Néanmoins, des travaux réalisés aux États-Unis, à l'aide de modèles de type lagrangien, ont montré la faisabilité d'une telle approche [45,46,48]. En conjuguant l'analyse des résultats de ces modèles avec des données de population, il est possible d'évaluer l'impact de différents scénarios de réduction des émissions sur l'exposition de la population, et en particulier de juger des variations du bénéfice attendu dans l'espace et selon les catégories de population [42]. Cette approche peut également être utilisée pour les autres polluants, en particulier les polluants avec effet à seuil [50]. Dans le cas des particules en suspension, l'utilisation de relations exposition-risque adaptées permet de juger du bénéfice sanitaire des scénarios de réduction des émissions envisagés [48]. L'incertitude liée à la transposition des relations exposition-risque doit cependant être prise en compte par une analyse de sensibilité : en effet, ce type d'approche suppose, d'une part l'application de relations exposition-risque estimées à l'échelle d'une agglomération à une échelle plus locale, et d'autre part de relations exposition-risque concernant une pollution principalement causée par le trafic à une pollution liée à des sources industrielles spécifiques. Ce type d'application nous paraît très prometteur et devrait être envisagé dans l'agglomération dunkerquoise. Nous avons résumé dans l'encadré les résultats obtenus par Levy *et al.* [48] pour évaluer le bénéfice sanitaire potentiel de mesures de réduction des émissions de deux centrales thermiques du Massachussets (USA).

**Evaluer le bénéfice sanitaire de la réduction des émissions de sites industriels.  
Une étude de cas sur deux centrales thermiques du Massachussetts, USA**

Levy et Spengler présentent une intéressante étude de cas portant sur deux centrales thermiques du Massachussetts : Brayton Point (Somerset) et Salem Harbor (Salem).

Ce travail visait à évaluer le bénéfice qui serait associé à une réduction des émissions primaires de  $SO_2$  et de  $NO_x$ , par le biais de leur impact sur les concentrations en particules en suspension secondaires ( $PM_{2,5}$ ). La réduction des particules primaires n'a été envisagée que dans l'analyse de sensibilité.

Les auteurs comparent deux scénarios : un scénario représentant la situation actuelle (émissions moyennes de  $SO_2$  et  $NO_x$  en 1996-1998) et un scénario avec des facteurs d'émissions atteignables avec les meilleures technologies de contrôle disponibles, sans modification de la quantité d'électricité produite.

La dispersion des émissions a été modélisée sur un domaine de 600 km × 600 km, avec des points récepteurs à chaque bloc du recensement, à l'aide d'un modèle lagrangien (CALPUFF), les transformations chimiques étant modélisées par un module spécialisé (MESOPUFF II).

Le scénario avec réduction des émissions de  $NO_x$  et de  $SO_2$  provoquerait une réduction des concentrations atmosphériques de  $PM_{2,5}$  (moyenne annuelle) comprise entre 0,006 à 0,2  $\mu g/m^3$  selon le point considéré dans le domaine de modélisation.

Les relations exposition-risque utilisées sont issues de l'étude de l'American Cancer Society (ACS) [51] et de sa réanalyse par le Health Effects Institute [11]. Les auteurs ont supposé que les sulfates et les nitrates particulaires avaient la toxicité « moyenne » des particules fines ( $PM_{2,5}$ ) estimée par l'étude de l'ACS. Dans l'analyse de sensibilité, ils ont considéré aussi l'impact des sulfates particulaires et du  $SO_2$ .

La population à risque considérée dans ce travail est celle des adultes de 30 ans et plus, à laquelle ils ont appliqué, dans chaque bloc du recensement, les taux de mortalité moyens des États-Unis. Il s'agit d'une approximation assumée par les auteurs. Le bénéfice sanitaire attendu serait de 70 décès par an, pour une population à risque de 19 millions d'habitants.

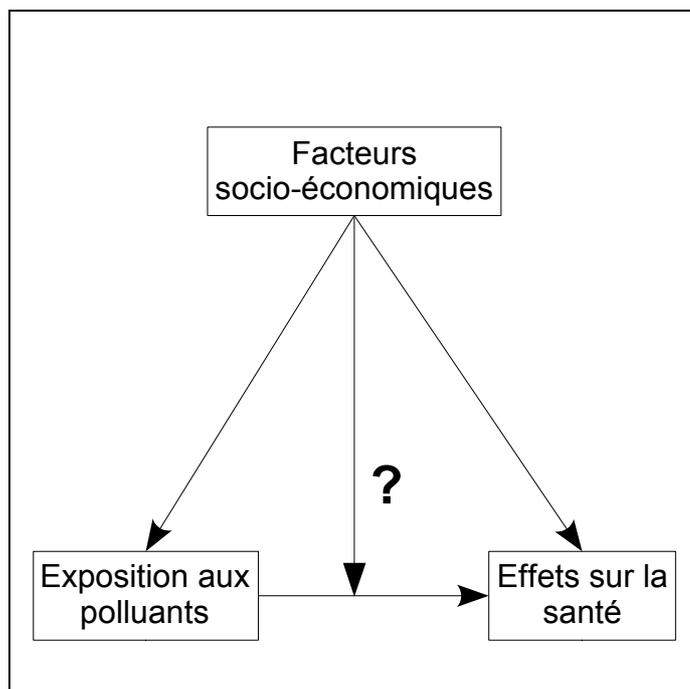
Nous renvoyons le lecteur à l'analyse de sensibilité très détaillée qu'ont réalisée les auteurs de ce travail.

**La prise en compte des facteurs socio-économiques dans l'évaluation de l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique**

Les deux principales hypothèses selon lesquelles les caractéristiques socio-économiques de la population influencent l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique, sont d'une part une exposition plus importante des populations défavorisées à certains polluants ( $NO_2$ ,  $SO_2$ , CO), d'autre part, une sensibilité plus importante aux polluants en raison de pathologies liées à leurs conditions socio-économiques [16] (Figure 14). Ainsi, il paraît souhaitable de prendre en compte ces facteurs socio-économiques à la fois par l'estimation de l'exposition différentielle à la pollution atmosphérique, et par l'utilisation dans le calcul de l'impact sanitaire de relations exposition-risque différentes selon les caractéristiques socio-économiques. C'est ce qui a été fait dans une évaluation d'impact sanitaire autour de 5 vieilles centrales électriques de l'État de Washington, USA. La mortalité prématurée a été étudiée selon le niveau d'étude atteint [46]. Pour chaque niveau d'étude, des relations exposition-risque différentes ont été appliquées, elles étaient issues d'une étude de cohorte de l'American Cancer Society [52]. Cependant, quand on transpose une relation exposition-risque pour quantifier un impact sanitaire, il est recommandé que la population dont est issu le risque et la population à laquelle on l'applique soient comparables. Or, quand on étudie des sous-populations, ces sous-populations sont souvent plus spécifiques et la transposition des relations exposition-risque est plus incertaine. D'autre

part, la puissance statistique de résultats épidémiologiques obtenus sur des sous-populations est limitée par la taille souvent plus réduite des sous-populations analysées [21,39]. Il paraît cependant possible d'utiliser les données épidémiologiques disponibles sur les variations de l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique selon certaines caractéristiques comme le niveau scolaire [42].

**Figure 14 : Caractéristiques socio-économiques et impact sanitaire de la pollution**



En ce qui concerne l'agglomération de Dunkerque, en supposant que les données d'immissions soient suffisantes, la division de la zone d'étude en plusieurs zones d'exposition est théoriquement envisageable mais, comme nous l'avons évoqué plus haut, la résolution spatiale limitée des données sanitaires disponibles rend difficile un découpage plus fin que la commune. Or les caractéristiques socio-économiques peuvent être très contrastées à l'intérieur d'une commune et les variations de l'exposition aux polluants à une échelle infra-communale peuvent être également fortes en raison de phénomènes de panaches parfois très localisés.

## Conclusions

L'étude des caractéristiques de l'agglomération de Dunkerque, tant sur les aspects géo-climatiques et environnementaux que sur l'aspect socio-économique nous a permis de soulever un certain nombre de réserves quant à l'application telle quelle des recommandations de l'InVS sur l'évaluation de l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique.

Cependant, la démarche entreprise par la CIRE de réaliser des évaluations de l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique dans les agglomérations de la région, répond à une forte demande régionale et locale et semble attendue.

Ainsi, dans un premier temps, pour l'EIS dans l'agglomération de Dunkerque, nous proposons :

- **pour l'ozone**, de suivre les recommandations du guide de l'InVS : les niveaux ambiants de ce polluant semblent être homogènes sur l'agglomération et moins influencés par la présence de sources locales de pollution ;

- **pour les particules en suspension**, nous recommandons de privilégier une approche semblable à celle de Levy *et al.* avec l'utilisation d'un modèle lagrangien pour évaluer l'impact des principaux sites émetteurs sur les immissions de particules en suspension. La modélisation devrait prendre en compte, en particulier, la contribution des émissions de SO<sub>2</sub> et de NO<sub>2</sub> dans la formation des particules secondaires. Cette approche permettrait de juger de l'enjeu sanitaire d'éventuelles réductions des émissions des sites industriels, et en particulier des variations spatiales du bénéfice sanitaire attendu.

En ce qui concerne le NO<sub>2</sub> l'intérêt de son utilisation dans l'estimation de l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique nous paraît limité.

**Une prise en compte des facteurs socio-économiques** serait aussi intéressante à titre exploratoire mais sera limitée par le manque de disponibilité des données sanitaires à une échelle géographique fines. paraît plus difficile à mettre en œuvre en raison de la disponibilité des informations.

## Bibliographie

- [1] *Surveillance épidémiologique Air et Santé. Surveillance des effets sur la santé liés à la pollution atmosphérique en milieu urbain. Rapport de l'étude.* Saint-Maurice: Institut de Veille Sanitaire, 1999; 148 p.
- [2] *La qualité de l'air en France 1996-2000. Bilan et perspectives.* Paris: Ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement, (Sans date); 143 p.
- [3] Guide pour l'analyse du volet sanitaire des études d'impact. Saint-Maurice: Institut de Veille Sanitaire, 2000: 49 p.
- [4] Evaluation des risques sanitaires dans les études d'impact des installations classées: INERIS, 2003.
- [5] Quantification of health effects of exposure to air pollution. Report on a WHO Working Group, Bilthoven, Netherlands. 20-22 November 2000. Copenhagen: World Health Organization, 2000: 29 p.
- [6] Evaluation de l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique urbaine. Guide méthodologique. Saint-Maurice: Institut de Veille Sanitaire, 1999: 48 p.
- [7] Evaluation de l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique urbaine. Actualisation du guide méthodologique. Saint-Maurice: Institut de Veille Sanitaire, 2003: 31 p.
- [8] Quénel P, Medina S, Ferry R. La pollution atmosphérique dans les métropoles. *Pollution atmosphérique* 1994; 3: 54-66.
- [9] ADEME. Classification des critères d'implantation des stations de surveillance de la qualité de l'air. Paris: Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie, 2002: 63 p.
- [10] *Programme de surveillance Air et Santé 9 villes. Surveillance des effets sur la santé liés à la pollution atmosphérique en milieu urbain. Phase II.* Saint Maurice: Institut de Veille Sanitaire, 2002; 184 p.
- [11] Samet J, Zeger S, Dominici F, et al. The National Morbidity, Mortality and Air Pollution Study. Part II : morbidity and mortality from air pollution in the United States: Health Effects Institut, 2000.
- [12] Katsouyanni K, Touloumi G, Samoli E, et al. Confounding and effect modification in the short-term effects of ambient particles on total mortality: results from 29 European cities within the APHEA2 project. *Epidemiology* 2001; 12: 521-31.
- [13] Atkinson RW, Anderson HR, Sunyer J, et al. Acute effects of particulate air pollution on respiratory admissions: results from APHEA 2 project. *Air Pollution and Health: a European Approach. Am J Respir Crit Care Med* 2001; 164: 1860-6.
- [14] Spix C, Anderson HR, Schwartz J, et al. Short-term effects of air pollution on hospital admissions of respiratory diseases in Europe: a quantitative summary of APHEA study results. *Air Pollution and Health: a European Approach. Arch Environ Health* 1998; 53: 54-64.
- [15] Künstli N, Kaiser R, Medina S. Public-health impact of outdoor and traffic-related air pollution : a european assessment. *Lancet* 2000; 356: 795-801.
- [16] O'Neill MS, Jerrett M, Kawachi I, et al. Health, wealth, and air pollution: advancing theory and methods. *Environ Health Perspect* 2003; 111: 1861-70.
- [17] American Lung Association. Urban air pollution and health inequities: a workshop report. *Environ Health Perspect* 2001; 109 Suppl 3: 357-74.
- [18] Stephens C, Bullock S, Scott A. *Environmental justice. Rights and means to a healthy environment for all.* Brighton: University of Sussex, ESRC Global environmental change programme, 2001.
- [19] McLaren D, Cottray O, Taylor M, Pipes S, Bullock S. *The geographic relation between household income and polluting factories.* London: Friends of the Earth, 1999.
- [20] *Environmental equity: reducing risk for all communities.* Washington: US Environmental Protection Agency, 1992.

- [21] Jerrett M, Burnett RT, Brook J, et al. Do socioeconomic characteristics modify the short term association between air pollution and mortality? Evidence from a zonal time series in Hamilton, Canada. *J Epidemiol Community Health* 2004; 58: 31-40.
- [22] Gouveia N, Fletcher T. Time series analysis of air pollution and mortality: effects by cause, age and socioeconomic status. *J Epidemiol Community Health* 2000; 54: 750-5.
- [23] Brauer M, Dumyahn TS, Spengler JD, Gutschmidt K, Heinrich J, Wichmann HE. Measurement of acidic aerosol species in eastern Europe: implications for air pollution epidemiology. *Environ Health Perspect* 1995; 103: 482-8.
- [24] Harrison RM, Yin J. Particulate matter in the atmosphere: which particle properties are important for its effects on health? *Sci Total Environ* 2000; 249: 85-101.
- [25] Laden F, Neas LM, Dockery DW, Schwartz J. Association of fine particulate matter from different sources with daily mortality in six U.S. cities. *Environ Health Perspect* 2000; 108: 941-7.
- [26] Mar TF, Norris GA, Koenig JQ, Larson TV. Associations between air pollution and mortality in Phoenix, 1995-1997. *Environ Health Perspect* 2000; 108: 347-53.
- [27] Schwartz J, Dockery DW, Neas LM. Is daily mortality associated specifically with fine particles? *J Air Waste Manag Assoc* 1996; 46: 927-39.
- [28] *Plan Régional pour la Qualité de l'Air*. Douai: DRIRE Nord-Pas-de-Calais, (Sans date); 127 p.
- [29] *PRASE. Programme Régional d'Action Santé-Environnement*. Lille: DRASS Nord-Pas-de-Calais, (Sans date); 103 p.
- [30] Prouvost H, Declercq C. Santé et environnement : une exploration des enjeux sur le territoire de la Communauté Urbaine de Dunkerque. Lille: ORS Nord-Pas-de-Calais, 2003: 77 p.
- [31] Bigot S, Belbarre H, Augustin P, Fréville P. Dispersion de la pollution atmosphérique par la brise de mer dans le Nord-Pas-de-Calais. Analyse des données de surface et de télédétection par lidar. *Pollution atmosphérique* 2003: 391-403.
- [32] Hoek G, Brunekreef B, Goldbohm S, Fischer P, Brandt Pvd. Association between mortality and indicators of traffic-related air pollution in the Netherlands: a cohort study. *Lancet* 2002; 360: 1203-9.
- [33] Seaton A, Dennekamp M. Hypothesis: ill health associated with low concentrations of nitrogen dioxide--an effect of ultrafine particles? *Thorax* 2003; 58: 1012-5.
- [34] Sarnat JA, Schwartz J, Catalano PJ, Suh HH. Gaseous pollutants in particulate matter epidemiology: confounders or surrogates? *Environ Health Perspect* 2001; 109: 1053-61.
- [35] Touloumi G, Katsouyanni K, Zmirou D, et al. Short-term effects of ambient oxidant exposure on mortality: a combined analysis within the APHEA project. *Air Pollution and Health: a European Approach*. *Am J Epidemiol* 1997; 146: 177-85.
- [36] D'importants clivages sociaux dans les quartiers de la CUD. *Les Cahiers de l'Observatoire* 2001; (2): 1-4.
- [37] Pope CA, Schwartz J, Ransom MR. Daily mortality and PM10 pollution in Utah Valley. *Arch Environ Health* 1992; 47: 211-7.
- [38] Peters A, Skorkovsky J, Kotesovec F, et al. Associations between mortality and air pollution in central Europe. *Environ Health Perspect* 2000; 108: 283-7.
- [39] Lee JT, Kim H, Hong YC, Kwon HJ, Schwartz J, Christiani DC. Air pollution and daily mortality in seven major cities of Korea, 1991-1997. *Environ Res* 2000; 84: 247-54.
- [40] Impacts sanitaires de la pollution atmosphérique Urbaine. Estimation de l'impact lié à l'exposition chronique aux particules fines sur la mortalité par cancer du poumon et par maladies cardio-respiratoires en 2002 avec projections d'ici 2020. Maisons-Alfort: AFSSE, 2004: 89 p.
- [41] D'Helf M, Cassadou S. *Bilan des Plans régionaux pour la qualité de l'air*. Saint-Maurice: Institut de Veille Sanitaire, 2004; 68 p.
- [42] Malherbe L, Rouil L. Méthodes de représentation de la qualité de l'air. Guide d'utilisation des méthodes de la géostatistique linéaire. Verneuil-en-Halatte: INERIS, 2003.
- [43] Briggs DJ, de Hoogh C, Gulliver J, et al. A regression-based method for mapping traffic-related air pollution: application and testing in four contrasting urban environments. *Sci Total Environ* 2000; 253: 151-67.
- [44] Etude des effets sur la santé d'une source locale de pollution atmosphérique. Mesure de l'exposition et modélisation de la dispersion des polluants dans l'atmosphère. Saint-Maurice: Réseau National de Santé Publique, 1998: 40 p.

- [45] Levy J, Spengler JD, Hlinka D, et al. *Estimated public health impact of criteria pollutant air emissions from the Salem Harbor and Brayton Point power plants*. Boston: Harvard School of Public Health, 2000.
- [46] Levy JI, Greco SL, Spengler JD. The importance of population susceptibility for air pollution risk assessment: a case study of power plants near Washington, DC. *Environ Health Perspect* 2002; 110: 1253-60.
- [47] Esmen NA, Marsh GM. Applications and limitations of air dispersion modeling in environmental epidemiology. *J Expo Anal Environ Epidemiol* 1996; 6: 339-53.
- [48] Levy JI, Spengler JD. Modeling the benefits of power plant emission controls in Massachusetts. *J Air Waste Manag Assoc* 2002; 52: 5-18.
- [49] Seigneur C. Current status of air quality models for particulate matter. *J Air Waste Manag Assoc* 2001; 51: 1508-21.
- [50] Dolinoy DC, Miranda ML. GIS modeling of air toxics releases from TRI-reporting and non-TRI-reporting facilities: impacts for environmental justice. *Environ Health Perspect* 2004; 112: 1717-24.
- [51] Pope CA, 3rd, Thun MJ, Namboodiri MM, et al. Particulate air pollution as a predictor of mortality in a prospective study of U.S. adults. *Am J Respir Crit Care Med* 1995; 151: 669-74.
- [52] Pope CA, 3rd, Burnett RT, Thun MJ, et al. Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution. *Jama* 2002; 287: 1132-41.

*Décembre 2004*



**Observatoire Régional de la Santé Nord – Pas-de-Calais**  
13 rue Faidherbe  
59046 Lille cedex

Tel : +33 (0)3-20-15-49-20

Fax : +33 (0)3-20-55-92-30

E-mail : [secretariat@orsnpdc.org](mailto:secretariat@orsnpdc.org)

Site Internet : <http://www.orsnpdc.org>