



POLLUTION ATMOSPHERIQUE A BEYROUTH : SOURCES ET IMPACT

Charbel Afif

► **To cite this version:**

Charbel Afif. POLLUTION ATMOSPHERIQUE A BEYROUTH : SOURCES ET IMPACT. Daniel Thévenot. POLLUTION ATMOSPHERIQUE A BEYROUTH : SOURCES ET IMPACT, May 2008, Créteil, France. JSE 2008 (3), 2009, Journées Scientifiques de l'Environnement - Environnement. <hal-00414233>

HAL Id: hal-00414233

<https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00414233>

Submitted on 8 Sep 2009

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

POLLUTION ATMOSPHERIQUE A BEYROUTH : SOURCES ET IMPACT

Charbel AFIF, LISA, UMR-CNRS 7583, Universités Paris-Est et Paris Diderot

Université Paris 12 Val de Marne, Faculté de Sciences et de Technologie, 61
avenue du Général De Gaulle, 94010 Créteil Cedex

Tél : 01 45 17 15 44. Fax : 01 45 17 15 64.

Courriel : afif@lisa.univ-paris12.fr

Résumé

La région méditerranéenne est une région fermée où les vents stagnants venant de l'Europe de l'Est et l'insolation intense contribuent au piégeage des polluants. Dans les parties Est et Sud de la Méditerranée, où les émissions sont principalement dues au transport routier et avec des activités industrielles limitées, peu de données sont disponibles pour caractériser les émissions à moyen ou à long terme.

Par suite, la qualité de l'air est devenue une préoccupation majeure des différentes collectivités territoriales pour assurer la qualité de l'environnement et la sécurité de la population. Ainsi, les municipalités instrumentent leur agglomération de capteurs permettant d'évaluer les concentrations de polluants atmosphériques majeurs primaires et secondaires.

Une étude de la qualification de l'atmosphère de Beyrouth a été menée par l'Université Saint-Joseph de Beyrouth, la région Ile-de-France et Airparif. Elle repose sur un réseau de stations équipées de préleveurs à diffusion passive (20 sites de type urbain et 2 sites de type trafic) pour un nombre limité de composés (NO_2 et SO_2). Ce réseau permet d'avoir une cartographie de la qualité de l'air sur toute l'agglomération. La mesure a été intégrée sur des périodes de 4 semaines pour SO_2 et de 2 semaines pour NO_2 et ce de décembre 2004 à juillet 2006.

La concentration atmosphérique des deux polluants ciblés NO_2 et SO_2 a montré des tendances saisonnières plus ou moins marquées. De plus, par une approche statistique combinant l'analyse en composantes principales et la classification hiérarchique le choix des sites de mesure de NO_2 a été validé.

Mots-Clés : tubes passifs, dioxyde d'azote, dioxyde de soufre, Beyrouth, pollution urbaine.

1. Introduction

La région méditerranéenne est une région fermée où les vents stagnants venant de l'Europe de l'Est et l'insolation intense contribuent au piégeage des polluants (Saliba *et al.*, 2006). Des réactions photochimiques résultantes mènent à la formation de fortes concentrations de composés atmosphériques secondaires comme l'ozone (Lelieveld *et al.*, 2002) et d'autres espèces réactives radicalaires (Kouvarakis *et al.*, 2000). Dans les parties Est et Sud de la Méditerranée, peu de données sont disponibles pour caractériser les émissions à moyen ou à

long termes (Chaloulakou *et al.*, 2003a, 2003b; Riga-Karandinos et Saitanis, 2005). Une contrainte importante dans l'étude de la pollution atmosphérique dans les pays de cette région est associée au manque de financement et à la faiblesse des ressources techniques. Au Liban, quelques études sur la qualité de l'air de courts termes ont été rapportées (El-Fadel *et al.*, 2000, 2001, 2002, 2004 ; El-Fadel et Bou-Zeid, 1999 ; El-Fadel et Massoud, 2000 ; El-Hougeiri et El-Fadel, 2004 ; Hashisho et El-Fadel, 2004 ; Saliba *et al.*, 2006 ; Shaka' et Saliba, 2004).

La qualité de l'air est devenue alors une préoccupation majeure des différentes collectivités territoriales libanaises pour assurer la qualité de l'environnement et la sécurité de la population. Ainsi, un projet portant sur la caractérisation de l'atmosphère de Beyrouth a été initié par l'Université Saint-Joseph de Beyrouth, la mairie de Beyrouth, la région Ile-de-France et Airparif. Ce projet repose sur un réseau de stations équipées de préleveurs à diffusion passive pour un nombre limité de composés (NO₂ et SO₂). Ce réseau permet d'avoir une cartographie de la qualité de l'air sur toute l'agglomération.

Ce document aborde en un premier temps la localisation des différents sites de mesures dans la ville et les critères de leur implémentation. Dans un deuxième temps, les outils de mesure de la concentration des deux polluants sont présentés. La dernière partie est consacrée à la présentation et la discussion des résultats obtenus.

2. Sites de mesure

Beyrouth est située à 33°52'10"N 35°30'40"E sur la côte Est de la Méditerranée. Le côté Ouest de la ville est ouvert sur la mer tandis que le côté Est est surmonté par le Mont Liban. La densité démographique est de ~ 20 000 habitants/km². Les principales sources de polluants sont le trafic urbain et le chauffage urbain, le secteur industriel étant peu développé aux alentours de la ville.

2.1 Implantation des sites

Les concentrations en polluants atmosphériques sont extrêmement changeantes dans l'espace et dans le temps ; elles varient en fonction des conditions météorologiques, topographiques et de la répartition des sources d'émission. Les conséquences d'un niveau élevé de pollution vont dépendre de la densité de population au point de mesure et de la nature des écosystèmes présents.

Pour ces raisons, une évaluation de la qualité de l'air ambiant n'est guère interprétable si on ne décrit pas précisément les conditions dans lesquelles il a été obtenu. C'est à cette condition seulement qu'un résultat ou une série de résultats peuvent servir d'une part à mieux identifier et surveiller l'origine des pollutions observées et d'autre part à mieux apprécier l'impact potentiel des concentrations mesurées sur l'homme et sur l'environnement.

Toute mesure de la qualité de l'air, obtenue en station fixe ou au cours d'une campagne ponctuelle, doit être assortie d'une description précise du territoire sur lequel elle est réalisée et d'une classification du point de mesure.

Un des premiers problèmes qui se posaient aux responsables des réseaux de surveillance était de définir les critères pour l'implantation de ces stations. Depuis, avec la mise en place de programme d'assurance qualité, des réflexions ont été menées sur les critères de choix de site à envisager, en fonction du type de surveillance à mettre en place.

Pollution atmosphérique à Beyrouth : Sources et impact

L'Agence De l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie (ADEME) a publié en l'an 2000 un document traitant la classification et les critères d'implantation des stations de la surveillance de la qualité de l'air. Elle a retenu 7 types de station suivant la classification suivante :

- Station urbaine ;
- Station périurbaine ;
- Station rurale régionale ;
- Station rurale nationale ;
- Station industrielle ;
- Station trafic ;
- Station d'observation spécifique.

Cette classification correspond aux problèmes de pollution atmosphérique rencontrés actuellement. Elle pourra évoluer à l'avenir pour suivre l'évolution des techniques et l'origine des pollutions.

Dans ce paragraphe seront détaillées les critères de stations urbaine et trafic. Les stations urbaines permettent l'évaluation de l'exposition moyenne de la population aux phénomènes de pollution atmosphérique dits « de fond » dans les centres urbains. Leur éloignement des voies de circulation dépend du trafic moyen journalier annuel (TMJA) exprimé en véhicules/jour. Le critère principal pour ce type de station est la densité de population. Celle-ci doit atteindre une valeur minimale de 3000 habitant/km². Par contre, l'objectif des stations trafic est de fournir des informations sur les concentrations mesurées dans des zones représentatives du niveau maximum d'exposition auquel la population, située en proximité d'une infrastructure routière, est susceptible d'être exposée. Ce type de station doit se situer à proximité soit d'une voirie supportant un trafic supérieur à 10000 véhicules par jour, soit d'une voie type « canyon » comportant un risque d'accumulation de pollution. La hauteur de prélèvement sera comprise entre 1,5 et 3 mètres.

2.2 Périodes et sites d'échantillonnage

La campagne de mesure s'est déroulée entre décembre 2004 et juin 2006 sur 22 sites. La figure 1 montre les sites expérimentaux de Beyrouth, et qui sont désignés par S1 à S22. S1 et S2 sont des sites trafics ou encore de proximité, alors que S3 à S22 représentent des sites de fond ou sites urbains. La qualification des différents types de sites (trafic et urbain) repose sur les critères d'implémentation des sites développée par l'ADEME présenté dans le paragraphe précédent. Nous n'allons présenter dans ce qui suit que les sites de fond.

Les échantillonneurs des sites de fond ont été placés à une hauteur de l'ordre de 3 mètres du sol. Les échantillonneurs passifs ont été conçus à la base pour évaluer la qualité de l'air interne. Ainsi lorsqu'ils sont utilisés pour évaluer la qualité de l'air extérieur, il est recommandé de les protéger contre la pluie et le vent en les plaçant dans un abri. Même en absence de pluie, l'abri est recommandé afin de minimiser la contamination par la poussière, et de limiter les effets de l'advection sur les échantillonneurs diffusifs (Roadman *et al.*,2003). Pendant cette étude, les abris fournis par le fabricant des tubes passifs de NO₂ ont été utilisés pour abriter les tubes de SO₂ et de NO₂.



Figure 1 : Vue aérienne de Beyrouth. Les points jaunes indiquent les sites de mesure S1 à S22. S1 et S2 sont des sites trafic. S3 à S22 sont des sites de fond.

2.3 Dépassement des normes

La pollution atmosphérique présente des effets sanitaires nocifs. Ces effets sont plus importants sur les personnes ayant des difficultés respiratoires (asthmatiques...), les personnes âgées ainsi que les jeunes enfants. L'éventail des effets sur la santé est large, mais ce sont surtout les systèmes respiratoires et cardio-vasculaires qui sont affectés. L'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) recommande des valeurs de concentrations des polluants à ne pas dépasser. Ces lignes directrices sont basées sur l'évaluation par des experts des données scientifiques du moment. Les lignes directrices de l'OMS relatives à la qualité de l'air sont destinées à être utilisées partout dans le monde mais elles ont été élaborées pour soutenir les actions menées en vue d'atteindre une qualité de l'air permettant de protéger la santé publique dans différents contextes. Des normes relatives à la qualité de l'air sont par ailleurs fixées par chaque pays, afin de protéger la santé publique de ses citoyens, et en tant que telles constituent un élément important de la gestion des risques et des politiques environnementales nationales. Les normes nationales varient en fonction de la stratégie adoptée pour parvenir à un équilibre entre les risques sanitaires, la faisabilité technologique, les considérations économiques et divers autres facteurs politiques et sociaux qui, à leur tour, dépendent, entre autres choses, du degré de développement et de la capacité nationale en matière de gestion de la qualité de l'air. Les valeurs indicatives recommandées par l'OMS tiennent compte de cette hétérogénéité et reconnaissent notamment que, lorsqu'ils mettent au point des cibles stratégiques, les gouvernements devraient étudier soigneusement leur propre situation locale, avant d'adopter directement les lignes directrices en tant que normes juridiquement fondées.

Pollution atmosphérique à Beyrouth : Sources et impact

Les lignes directrices de l'OMS relatives à la qualité de l'air sont basées sur la grande quantité de données scientifiques disponibles concernant la pollution de l'air et ses conséquences sur la santé. Bien qu'il y ait encore des lacunes et des incertitudes dans cette base de données, elle offre un fondement solide aux lignes directrices recommandées (OMS, 2005).

Le tableau 1 présente les valeurs recommandées par l'OMS pour les différents polluants (OMS, 2000, 2005). Une mise à jour de ces valeurs a été effectuée en 2005 et est appliquée depuis 2006 (Tableau 1) (OMS, 2005).

Tableau 1 : Valeurs recommandées par l'OMS pour la qualité de l'air ambiant avant et après 2006 (en $\mu\text{g}/\text{m}^3$) (OMS, 2000, 2005).

Polluant	Durée d'exposition	Valeur recommandée avant 2006	Valeur recommandée depuis 2006
O ₃	8h	120	100
NO ₂	1h	200	200
	annuelle	40	40
SO ₂	10 min	500	500
	24h	125	20
	annuelle	50	—
CO	15 min	100 000	100 000
	30 min	60 000	60 000
	1h	30 000	30 000
	8h	10 000	10 000
PM10	24h	—	50
	annuelle	—	20

— : Pas de valeur guide disponible

Les teneurs maximales autorisées pour les polluants atmosphériques au Liban sont indiquées dans le tableau 2 (arrêté ministériel 1/52 du 12 septembre 1996).

Compte tenu de l'ancienneté des recommandations du ministère de l'environnement libanais nous allons comparer par la suite nos résultats uniquement avec les valeurs recommandées par l'OMS. Depuis 1996, plusieurs études scientifiques ont été publiées, cependant la mise à jour des valeurs règlementaires libanaises n'a pas été effectuée.

Tableau 2 : Teneurs maximales ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) autorisées par le ministère de l'environnement libanais pour la qualité de l'air ambiant (arrêté ministériel 1/52 du 12 septembre 1996).

Année	Polluant	Durée d'exposition	Valeur recommandée
1996	O ₃	1h	150
		8h	100
	NO ₂	1h	200
		24h	150
		annuelle	100
	SO ₂	1h	350
		24h	120
		annuelle	80
	CO	1h	30 000
		8h	10 000
	PM10	24h	80
		annuelle	10

3. Instruments de mesure : les tubes à diffusion passive

Des tubes à échantillonnage passif ont été utilisés afin de surveiller la qualité de l'air suivant la distribution spatiale et temporelle des polluants. Cette méthode possède 2 avantages principaux : le coût réduit de l'échantillonneur et de l'analyse ainsi que la manipulation simple de l'échantillonneur. Deux polluants ont été surveillés par l'intermédiaire de ces tubes : le SO₂ et le NO₂.

3.1 Dioxyde de soufre

Le dioxyde de soufre est émis dans l'atmosphère par des sources naturelles (océans, volcans, oxydation des gaz soufrés produits par la décomposition des plantes...) et des sources anthropiques principalement par la combustion de combustibles fossiles contenant du soufre (pétrole, gaz naturel et charbon), le traitement de minerais (cuivre, plomb et zinc) et d'autres processus industriels (Cullis et Hirschler, 1980). Les effets du dioxyde de soufre nuisibles à la santé se concentrent dans les maladies respiratoires et cardiovasculaires. L'Organisation Mondiale de la Santé recommande des concentrations de SO₂ n'atteignant pas 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ annuellement pour l'année 2005 et 125 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ comme moyenne horaire. Depuis 2006, ces recommandations sont passées à 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne journalière et 500 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ sur 10 minutes. La teneur maximale annuelle admise par les autorités libanaises est de 80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (arrêté ministériel 1/52 du 12 septembre 1996).

SO₂ est oxydé dans l'atmosphère en acide sulfurique par des réactions en phase gazeuse, liquide ou même à la surface des solides. Il contribue aux retombées acide par l'intermédiaire

du dépôt sec ou humide quand il est dissout dans les nuages, brouillard, pluie ou neige. Toutes les formes de dépôt affectent les êtres humains, les écosystèmes aquatiques, les forêts, l'agriculture, les monuments et les bâtiments (Finlayson-Pitts et Pitts Jr., 1986).

L'échantillonnage de SO_2 a été effectué à l'aide d'échantillonneurs passifs de type Ferm (Ferm, 1991) fournis par la société Passam. Ces échantillonneurs sont composés d'un boîtier cylindrique en polypropylène de longueur 10 mm et de diamètre 20 mm. Afin de minimiser l'influence du vent, un filtre en Téflon® est placé au bout de ce tube et est attaché par une grille en acier (Figure 2). L'échantillonnage est basé sur le principe que le SO_2 diffuse vers un filtre imprégné d'un mélange de carbonate de sodium et de glycérol. Une fois à ce niveau, le dioxyde de soufre sera piégé.

Les échantillonneurs passifs ont été manipulés avec grande attention durant toutes les étapes. Tous les échantillonneurs étaient gardés dans des sacs étanches sauf pendant l'échantillonnage. Le transport des échantillons se fait dans des conteneurs étanches à basse température (assurée par la présence de la glace). Après exposition, les tubes sont fermés du côté de la grille en acier par le biais d'un bouchon en polyéthylène et gardés au réfrigérateur jusqu'à leur analyse.

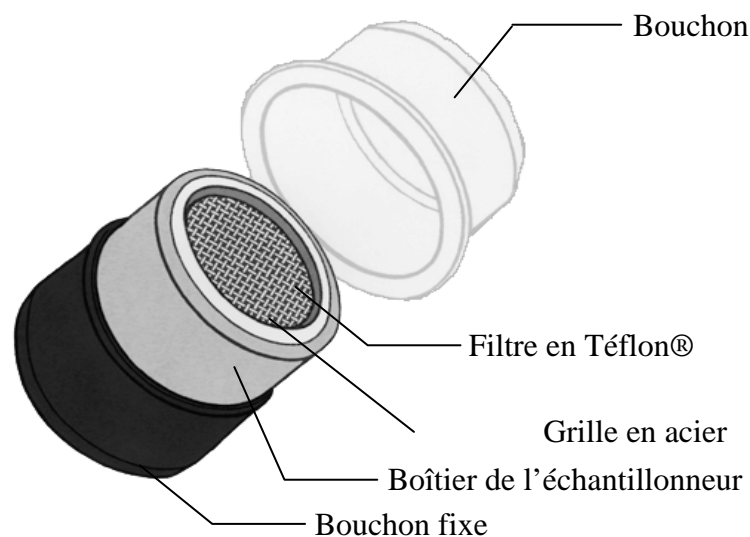


Figure 2 : Schéma de l'échantillonneur de SO_2

L'analyse des échantillons débute par le retrait du filtre piégeant de l'échantillonneur pour leur ajouter une solution de H_2O_2 . Cette dernière solution permet d'assurer une oxydation totale du dioxyde de soufre en ions sulfate. L'analyse des ions sulfates se fait par chromatographie ionique/conductimétrie associée à un suppresseur de cations.

L'échantillonnage du dioxyde soufre s'effectue durant une période de 4 semaines pour chaque type de site. Les résultats présentés dans ce paragraphe sont obtenus sur 20 périodes de mesure.

3.2 Dioxyde d'azote

Le dioxyde d'azote est un polluant qui se présente principalement comme produit secondaire des processus de combustion, particulièrement ceux reliés au trafic routier. Les concentrations de NO_2 peuvent varier considérablement : de quelques $\mu\text{g}/\text{m}^3$ jusqu'à des pics de

concentration de plusieurs centaines de $\mu\text{g}/\text{m}^3$, particulièrement pendant des épisodes de pollution aigüe. Une exposition directe au NO_2 présente des effets néfastes sur les poumons, particulièrement chez les enfants, les personnes âgées et les asthmatiques. Par conséquent, l'Organisation Mondiale de la Santé fournit les bases pour la protection de la santé publique contre les effets nuisibles des polluants de l'air. Ainsi, la qualité de l'air surtout celle du NO_2 est surveillée dans presque tous les pays du monde par différentes méthodes : analyseurs en ligne et tubes à diffusion passive.

L'échantillonnage de NO_2 a été effectué à l'aide d'échantillonneurs passifs de type Radiello (fournis par la Fondazione Salvatore Maugeri) (Figure 3). Les échantillonneurs Radiello sont composés de cartouches cylindriques, installées d'une façon coaxiale à l'intérieur d'un corps diffusif cylindrique. Ce principe permet de réduire la sensibilité du système aux turbulences et aux grandes vitesses de vents. Ces composants sont vissés sur un plateau-support. Le dispositif Radiello est un échantillonneur passif basé sur le principe de la diffusion radiale. Par conséquent, il possède une surface de diffusion plus large que les échantillonneurs axiaux, ce qui facilite la réaction entre le NO_2 et la cartouche de collection. L'échantillonneur est basé sur le principe de diffusion du NO_2 à travers le corps diffusif vers le triéthanolamine (TEA) absorbé sur la cartouche intérieure. Le NO_2 est adsorbé chimiquement sur le TEA sous forme d'ions nitrites extraits par la suite pour l'analyse.



Figure 3 : Photographie de l'échantillonneur de NO_2

Au cours de la campagne de mesure, les échantillonneurs passifs ont été manipulés avec une grande attention durant toutes les étapes. Excepté pendant l'échantillonnage, tous les échantillonneurs sont conservés dans des sacs étanches. Le transport des échantillons se fait dans des conteneurs étanches à basse température (assurée par la présence de la glace). Après exposition, les cartouches sont transférées dans des tubes en plastique gardés au réfrigérateur jusqu'à leur analyse.

Durant l'analyse, les ions nitrite sont extraits du tube en l'agitant vigoureusement dans l'eau à l'aide d'un vortex afin de permettre le transfert des ions nitrite dans l'eau. La complexation des ions nitrite se fait à travers la réaction avec le sulfanilamide (SA)/dichlorure de N-(1-naphtyl)éthylènediamine (NED) au laboratoire. La réaction forme un composé azoté de couleur mauve, qui est mesuré à l'aide d'un spectrophotomètre UV-Vis.

L'échantillonnage du dioxyde d'azote s'effectue durant une période de 2 semaines pour chaque type de sites. Les résultats présentés sont obtenus sur 41 périodes de mesure, ce qui a aboutit à 902 déterminations de la concentration de NO_2 .

4. Résultats

4.1 Dioxyde de soufre

L'analyse temporelle des concentrations de SO_2 des sites urbains (S3-S22) de la ville est présentée dans la figure 4. La concentration de SO_2 a varié entre $1,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (septembre 2005) et $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (avril 2005). La moyenne de l'année 2005 est de $8,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Cette valeur est très inférieure à la valeur annuelle moyenne recommandée par l'Organisation Mondiale de la Santé pour 2005 qui est de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

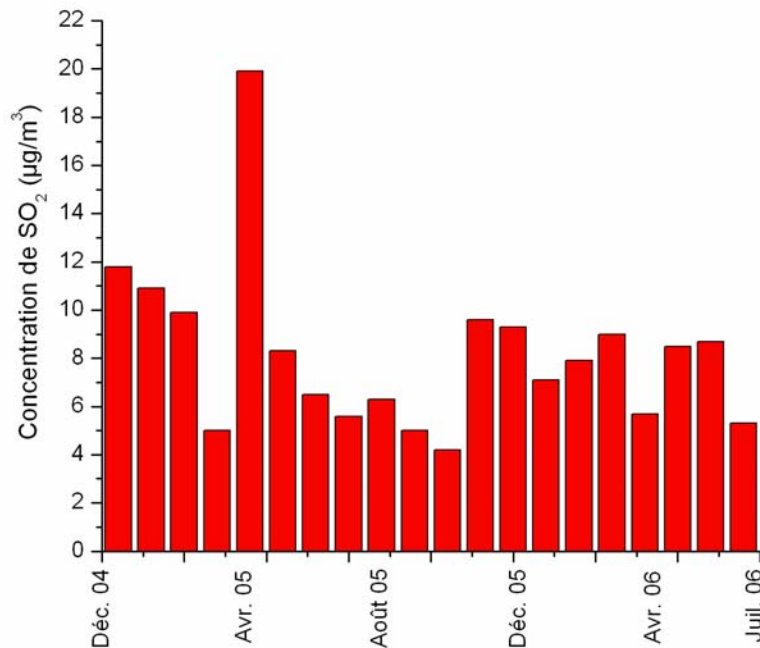


Figure 4 : Histogramme des concentrations moyennes mensuelles en SO_2 mesurées sur la ville de Beyrouth.

En général, des concentrations relativement plus fortes sont observées en hiver qu'en été. Cette augmentation hivernale peut être imputée à plusieurs facteurs. Tout d'abord, les conditions météorologiques favorables à cette élévation de concentration résultent d'une couche de mélange plus basse en hiver qu'en été piégeant ainsi les polluants dans un volume plus faible. D'autre part, les émissions de composés soufrés augmentent pendant la saison hivernale, en particulier celles résultant de la combustion de combustibles contenant du soufre pour le chauffage urbain. Le mois d'avril 2005 présente la concentration en SO_2 la plus élevée de toute la période de mesure. Cette augmentation pourrait être due à un transport de ce polluant dans des masses d'air ou à l'utilisation de diesel à très haute teneur en soufre. La loi de 2002 a interdit l'utilisation du diesel aux véhicules de moins de 3,5 tonnes. Ceci a permis la diminution de la concentration des particules en suspension (El-Zein et al., 2007) et peut être extrapolé pour le SO_2 et d'autres polluants.

La concentration annuelle moyenne en Ile-de-France (IDF) pour l'année 2005 est de $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Airparif, 2006).

Cette différence de concentration observée entre l'IDF et Beyrouth peut être due à plusieurs raisons : les rejets atmosphériques non traités de la centrale thermique située à 13 km de la ville, l'utilisation de carburant (diesel) à une teneur en soufre très supérieure à celle utilisé en

IDF, l'utilisation clandestine de moteurs fonctionnant au diesel pour des véhicules de moins de 3,5 tonnes.

Dans la tentative de classer les zones de comportement similaire par rapport à la concentration de SO₂, les résultats montrent que les zones de comportement similaire ne corrèlent pas à la qualité de vie suivant la zone géographique. Ceci montre que les facteurs influençant la distribution du dioxyde de soufre n'incluent pas les conditions socio-économiques.

4.2 Dioxyde d'azote

Les résultats de l'analyse des échantillons des 20 sites de fond sont présentés dans la figure 5. Les concentrations de NO₂ durant toute la période d'observation varient entre une valeur minimale de 17 µg/m³ en mai 2006 (S10) et une valeur maximale de 180 µg/m³ en décembre 2006 (S6) avec une moyenne de 67 µg/m³. La valeur annuelle moyenne recommandée par l'OMS pour ce composé est de 40 µg/m³. La teneur maximale annuelle autorisée par le ministère de l'environnement libanais est de 100 µg/m³ (arrêté ministériel 1/52 du 12 septembre 1996). Les écart-types des mesures ont varié entre les valeurs 7 et 21. Ils sont très inférieurs aux valeurs moyennes calculées indiquant encore une fois l'homogénéité des sites de fond pour ce polluant.

La période de mesure entre le 16 décembre 2004 et le 29 juin 2006 a été divisée en groupes correspondant aux 4 saisons de l'année : hiver, printemps, été et automne. Les moyennes saisonnières des concentrations de NO₂ dans les 20 sites de fond sont de 71 µg/m³ (hiver 05), 69 µg/m³ (printemps 05), 50 µg/m³ (été 05), 77 µg/m³ (automne 05), 75 µg/m³ (hiver 06) et 55 µg/m³ (printemps 06).

Nous observons que la concentration du polluant est plus élevée en automne/hiver que printemps/été. Ce comportement est similaire à celui de ce même polluant en région Ile-de-France (Airparif, 2006, 2007). La figure 5 présente les concentrations mesurées au site de fond de Neuilly-sur-Seine. Les concentrations sont inférieures à celles de Beyrouth mais présentent la même évolution temporelle. Cette variation observée peut être due aux conditions météorologiques qui créent une couche d'inversion plus basse pendant l'hiver et ainsi qu'à l'utilisation du chauffage pendant les saisons automne et hiver. La moyenne annuelle en IDF pour 2005 est de 42 µg/m³. Cette différence de concentration est ainsi due à plusieurs facteurs présents en France dont la politique de diminution des émissions comme l'encouragement à l'achat de véhicules moins polluants, l'élaboration d'un programme efficace de signalisation pour diminuer le temps d'attente au carrefour, l'urbanisme de la ville en diminuant le nombre de rues-canyon...

Pollution atmosphérique à Beyrouth : Sources et impact

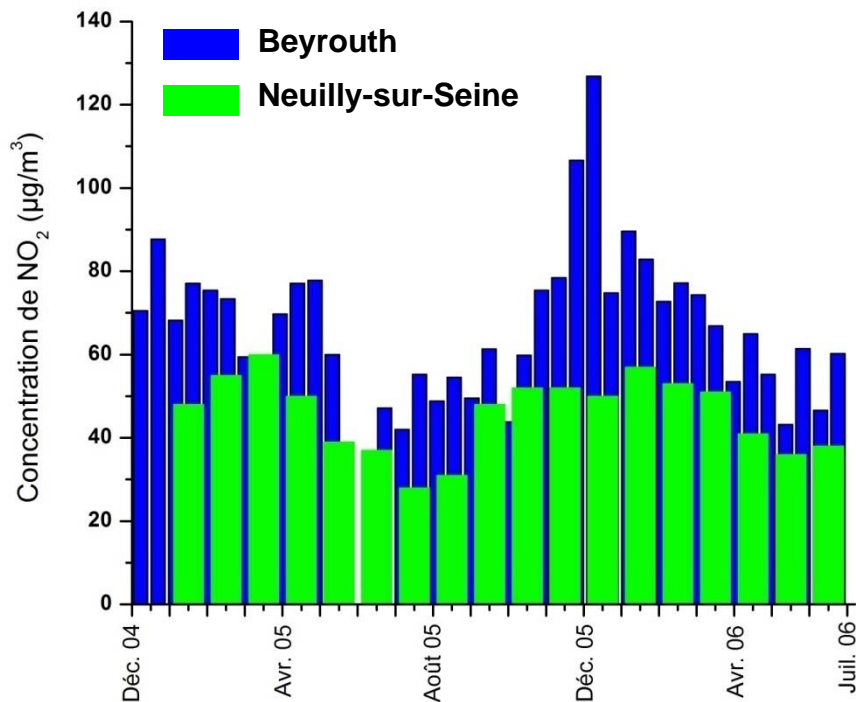


Figure 5 : Histogramme des concentrations moyennes mensuelles en NO₂ mesurées sur la ville de Beyrouth (en bleu) et sur un site de fond de Neuilly-sur-Seine (en vert).

Une approche statistique est utilisée afin de valider l'implantation des sites de mesure et de classer les sites dont le comportement est similaire. Les résultats montrent que les sites de fond sur l'ensemble de la ville sont homogènes et appartiennent ainsi à une même classe. Ce résultat montre que la concentration en NO₂ est homogène sur l'ensemble de la ville quelque soient les conditions socio-économiques considérées pour les différentes zones géographiques de la ville.

4.3 Impact de la qualité de l'air sur la population

Aucune étude n'a été effectuée au niveau national ou même au niveau de la ville pour évaluer l'impact direct de la qualité de l'air sur la santé. Une étude d'estimation a été effectuée par le ministère de l'environnement avant l'étude de la qualité de l'air que nous avons menée (Ministère de l'environnement, 2004). Cette estimation indique que 350 décès au niveau national sont causés par la qualité de l'air. De plus, le coût annuel des maladies ainsi que des décès relatifs à la pollution atmosphérique au Liban varie entre 23 et 63 millions d'euros.

5. Conclusions

L'étude de mesure de la qualité de l'air à Beyrouth a permis d'évaluer la pollution atmosphérique à Beyrouth. Cette étude est la première menée au niveau national. Les résultats montrent que la capitale libanaise souffre d'une pollution chronique au NO₂ mais par contre le cas ne se présente pas pour le SO₂. La distribution spatiale de ces deux composés ne suit pas la qualité de vie des différentes zones géographiques de la capitale. L'estimation du nombre de décès causé par cette qualité de l'air est de 350. Le coût annuel sanitaire de la qualité de l'air peut atteindre 63 millions d'euros.

Bibliographie

- Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie (2002). Classification et critères d'implantation des stations de surveillance de la qualité de l'air, 64 p.
- Airparif (2006). Bilan de la qualité de l'air en 2005 en Ile-de-France, 93 p.
- Airparif (2007). Bilan de la qualité de l'air en 2006 en Ile-de-France, 86 p.
- Chaloulakou, A., Kassomenos, P., Spyrellis, N., Demokritou, P., Koutrakis, P. (2003a). Measurements of PM10 and PM2.5 particle concentrations in Athens, Greece. *Atmospheric Environment*, **37**, 649–660.
- Chaloulakou, A., Mavroidis, I., Duci, A. (2003b). Indoor and outdoor carbon monoxide concentration relationships at different microenvironments in the Athens area. *Chemosphere*, **52**, 1007-1019.
- Cullis, C.F., Hirschler, M.M. (1980). Atmospheric sulphur: natural and man-made sources. *Atmospheric Environment*, **14**, 1263–1278.
- El-Fadel, M., Bou-Zeid, E. (1999). Transportation GHG emissions in developing countries. The case of Lebanon. *Transportation Research Part D*, **4**, 251–264.
- El-Fadel, M., Massoud, M. (2000). Particulate matter in urban areas: health-based economic assessment. *The Science of the Total Environment*, **257**, 133–146.
- El-Fadel, M., Abou najm, M., Sbayti, H. (2000). Air quality assessment at a congested urban intersection. *Journal of Transportation and Statistics*, **3**, 85–101.
- El-Fadel, M., Zeinati, M., Ghaddar, N., Mezher, T. (2001). Uncertainty in estimating and mitigating industrial related GHG emissions. *Energy Policy*, **29**, 1031–1043.
- El-Fadel, M., Zein, M., Nuwayhid, I., Jamali, D., Sadek, S. (2002). Environmental management of ozone in urban areas. *Environmental Management and Health*, **13**, 471–494.
- El-Fadel, M., Bou Fakherldeen, R., Maroun, R. (2004). Diesel engine policy banning vs. PM levels in urban areas: socioeconomic implications. *Environmental Studies Part A*, **61**, 427–436.
- El-Hougeiri, N., El-Fadel, M. (2004). Correlation of indoor–outdoor air quality in urban areas. *Indoor Air and the Environment*, **13**, 421–432.
- El-Zein, A., Nuwayhid, I., El-Fadel, M., Mroueh, S. (2007). Did a ban on diesel-fuel reduce emergency respiratory admissions for children? *Sc. of the Total Env.* **384**, 143-140.
- Finlayson-Pitts, B.J. ; Pitts, J.N. Jr. (1986). Atmospheric chemistry: Fundamentals and experimental techniques. Wiley.
- Ferm, M. (1991). A sensitive diffusional sampler. IVL Report L91-172. *Swedish Environmental Research Institute*, Göteborg, Sweden.
- Hashisho, Z., El-Fadel, M. (2004). Impacts of traffic-induced lead emissions on air, soil and blood lead levels in Beirut. *J. Env. Mon. Asses.* **93**, 185–202.
- Kouvarakis, G., Tsigaridis, K., Kanakidou, M., Mihalopoulos, N. (2000). Temporal variations of surface regional background ozone over Crete Island in the southeast Mediterranean. *Journal of Geophysical Research*, **105**, 4399–4407.
- Lelieveld, J., Berresheim, H., Borrmann, S., Crutzen, P.J., Dentener, F.J., Fischer, J., Flatau, P.J., Heland, J., Holzinger, R., Korrman, R., Lawrence, M.G., Levin, Z., Markowicz, K.M., Mihalopoulos, N., Minikin, A., Ramanathan, V., De Reus, M., Roelofs, G.J., Scheeren, H.A., Sciare, J., Schlager, H., Schultz, M., Seigmund, P., Steil, B., Stephanou, E.G., Steir, P., Traub, M., Warneke, C., Williams, J., Ziereis, H. (2002). Global air pollution crossroads over the Mediterranean. *Science*, **298**, 794–799.
- Ministère de l'Environnement (2004). Cost of environmental degradation. Liban.
- Organisation Mondiale de la Santé (2000). Air quality guidelines for Europe, second edition. *WHO Regional publications, European series*, **No. 91**, Genève.
- Organisation Mondiale de la Santé (2005). Lignes directrices OMS relatives à la qualité de l'air : particules, ozone, dioxyde d'azote et dioxyde de soufre. Genève.

Pollution atmosphérique à Beyrouth : Sources et impact

- Riga-Karandinos, A., Saitanis, C. (2005). Comparative assessment of ambient air quality in two typical Mediterranean coastal cities in Greece. *Chemosphere*, **59**, 1125–1136.
- Roadman, M.J., Scudlark, J.R., Meisinger, J.J., Ullman, W.J. (2003). Validation of ogawa passive samplers for the determination of gaseous ammonia concentrations in agricultural settings. *Atmospheric Environment*, **37**, 2317-2325.
- Saliba, N.A. ; Moussa, S. ; Salame, H. ; El-Fadel M. (2006). Variation of selected air quality indicators over the city of Beirut, Lebanon : Assessment of emission sources. *Atmos. Env.*, **40**, 3263 – 3268.
- Shaka', H., Saliba, N. (2004). Concentration measurements and chemical composition of PM10-2.5 and PM2.5 at a coastal site in Beirut, Lebanon. *Atmos. Env.* **38**, 523 -531.

3-JSE-2008-Ajif-Manuscrit-Edite-2009-09-03.doc