

Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

**ECOLE NATIONALE POLYTECHNIQUE
DEPARTEMENT DE GENIE DE L'ENVIRONNEMENT
LABORATOIRE DES SCIENCES ET TECHNIQUES DE L'ENVIRONNEMENT**



**MEMOIRE DE MAGISTER
GENIE DE L'ENVIRONNEMENT
OPTION : GENIE DE L'ENVIRONNEMENT**

**CARACTERISATION DE LA POLLUTION DE L'AIR
PAR LES PARTICULES FINES ET DES METAUX LOURDS
ASSOCIES, EN MILIEU URBAIN
À ALGER CENTRE**

Présenté par : Mr. Nassim BERKOUKI

Présidente : Mme. A.HELLAL, Professeur, ENP

Directeur : Mr. R. KERBACHI, Professeur, ENP

Examineurs :

Dr. H. GHRIB, Chargé de cours, ENP

Mr. M. BOUGHEDAOU, Maître de Conférence, U. BLIDA

Dr. A. NAMANE, Chargé de cours, ENP

**Année Universitaire 2008 - 2009
Ecole Nationale Polytechnique
10, Avenue Hacén Badi, El-Harrach, Alger.
Tel: 021 52 14 94 Fax: 021 52 29 73
Site web : www.enp.edu.dz**

ملخص:

هذا العمل ينطوي على تمييز التلوث الهوائي عن طريق الجزيئات الصغيرة PM-10 وتقسيماتها (PM-1, PM-1.5, PM-3 و PM-7) في مجمع حضري في وسط الجزائر العاصمة (أول ماي). جمع العينات تم في مدار سنة و هذا باستعمال جهاز أخذ العينات من نوع HVS المزود بجهاز التجزئة حسب الأقطار ذات الأربع طوابق. النتائج تبين لنا أن التلوث عن طريق الجزيئات الصغيرة في الجزائر العاصمة لا يختلف عن غيره من المدن في العالم، إذ تم تسجيل النسب التالية (PM-1=16.7µg/m³, PM-2.5=26.6µg/m³ et PM-10=46.1µg/m³). ولقد تبين لنا التأثيرات المناخية على مستويات التلوث عن طريق الجزيئات الصغيرة. تم تسجيل أعلى النسب في فصل الصيف. هذا التأثير المناخي لا يشمل فقط الجزيئات PM-10 بل يتعدى تقسيماتها الأخرى. تحوي PM-10 على نسب معتبرة من الجزيئات الجد دقيقة أي ما يعني ان 36% من هذه الجزيئات لا يتعدى قطرها 1µm و 58% منها أقل من 3µm. الدراسة الإحصائية تظهر لنا بان الجزيئات المدروسة تتبع في تطورها شكل ذات قمتين دراسة المعادن الثقيلة Fe, Pb, Cu و Mn بان الرصاص المتواجد بأكثر الكميات. هذا الرصاص الجزيئي يتمركز بالخصوص الجزيئات الصغيرة إن انبعاثات الطرق في الأماكن الحضرية تساهم بشكل كبير في التلوث الإجمالي. **كلمات مفتاحية:** التلوث الهوائي، التلوث الحضري، الجزيئات الصغيرة، PM-10، PM-2.5، PM-1، المعادن الثقيلة، الرصاص.

Abstract :

This work concerns the caractérisation of the air pollution by fine particles PM-10 and its fractions PM-1, PM-1.5, PM-3 and PM-7 in an urban site which is localised in Algiers (place 1^{er} Mai). The taking of samples carried out over one year, by using a Height Volume Sampler equipped with a Andersen stuntman provided with four stages.

The results show that pollution by the fine particles in Algiers does not differ from that of the others cities in the world (PM-10 = 46,1 µg/m³, PM-2,5 = 26,6 µg/m³ and PM-1 = 16,7 µg/m³).

It is shown that there is a seasonal influence on the level of pollution reached by the fine particles. The highest contents are measured in summer. This influence of the climate does not relate to only the PM-10, but is also spread out with the other fractions.

The PM-10 show a fraction very significant fine particulate i.e. 36% of PM-1 and approximately 60% of PM-3.

The statistical study shows that the studied particles follow a bimodal distribution.

The study of heavy metals Fe, Pb, Cu and mn shows that especially the lead which reaches appreciable rates.

This lead particulate is in addition concentrated in the finest particles. It is shown that in urban site, the emissions of the road traffic take a significant place in total pollution.

Keywords: Pollution of atmospheric, urban pollution, fine particles, aerosols, PM-10, PM-2,5, PM-1, heavy metals, lead

Résumé :

Ce travail porte sur la caractérisation de la pollution atmosphérique par les particules fines PM-10 et ses fractions PM-1, PM-1,5, PM-3 et PM-7 dans un site urbain qui est localisé à Alger centre (place 1^{er} Mai). Les prélèvements ont été effectués sur une année, moyennant un échantillonneur d'air de type HVS équipé d'un cascadeur Andersen munie de quatre étages.

Les résultats montrent que la pollution par les particules fines à Alger ne diffère pas de celle des autres villes dans le monde ; (PM-10 = 46,1 µg/m³, PM-2,5 = 26,6 µg/m³ et PM-1 = 16,7 µg/m³).

On montre qu'il existe une influence saisonnière sur les niveaux de pollution atteints par les particules fines. Les teneurs les plus élevées sont mesurées en été.

Cette influence du climat ne concerne pas uniquement les PM-10, mais s'étale également aux autres fractions.

Les PM-10 accusent une fraction importante en particules très fines soit 36 % en PM-1 et environ 60 % de PM-3.

L'étude statistique montre que les particules étudiées suivent une distribution bimodale.

L'étude des métaux lourds Fe, Pb, Cu et Mn montre que c'est surtout le plomb qui atteint des taux appréciables.

Ce plomb particulaire est par ailleurs concentré dans les particules les plus fines.

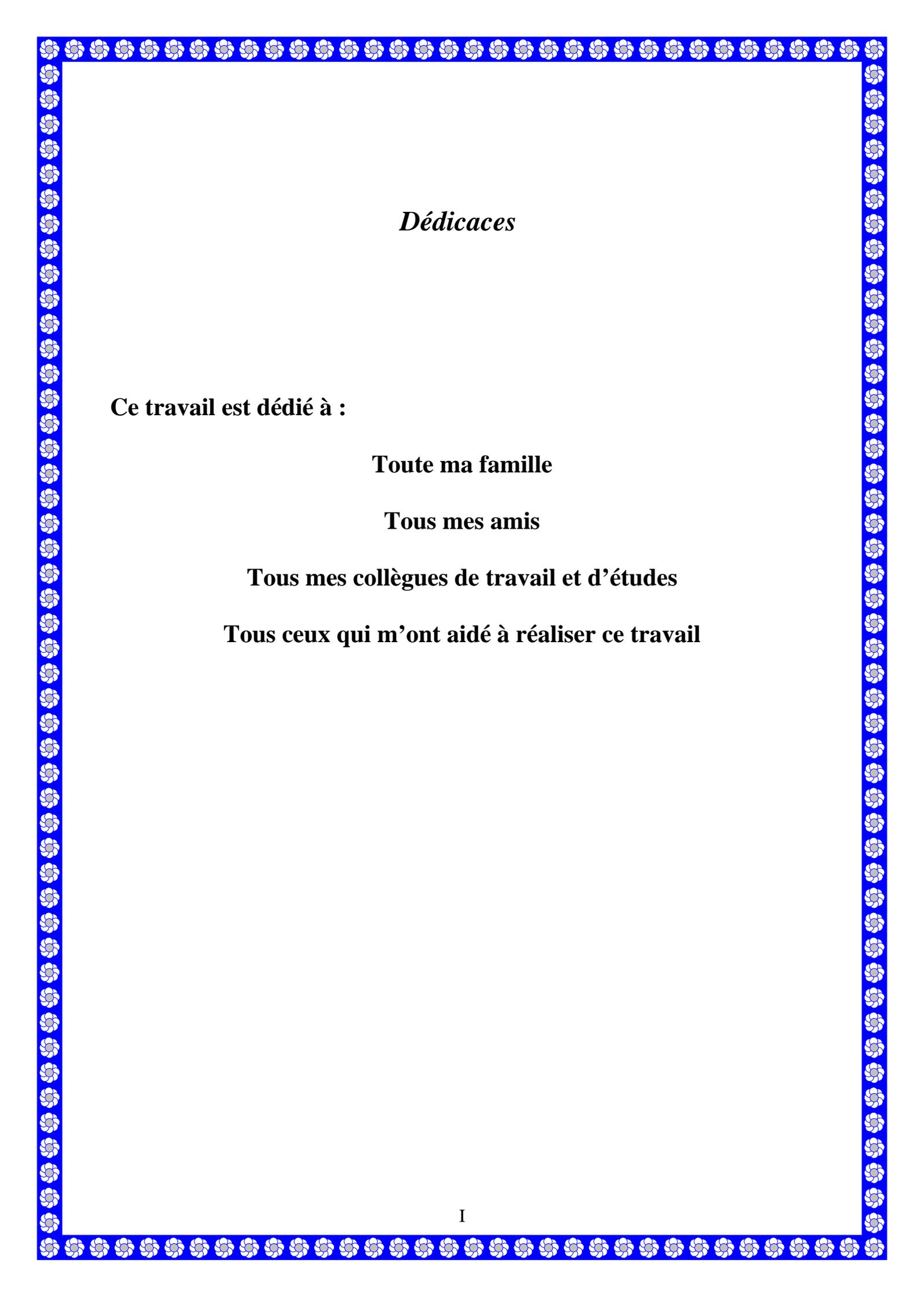
On montre qu'en site urbain, les émissions du trafic routier prennent une place importante dans la pollution globale.

Mots-clefs : Pollution de atmosphérique, pollution urbaine, particules fines, aérosols, PM-10, PM-2,5, PM-1, métaux lourds, plomb.

SOMMAIRE

Dédicaces	I
Remerciements	II
Liste des tableaux	III
Liste des figures	IV
Introduction générale	01
Chapitre I : Généralités sur les particules fines	
I.1 Introduction	03
I.2 Définitions	03
I.3 Sources des particules fines	04
I.3.1 Particules de sources naturelles	04
I.3.2 Particules de sources anthropogéniques	06
I.4 Propriétés des particules	07
I.4.1 Composition chimique	07
I.4.2 Caractéristiques physiques	10
I.4.3 Mécanisme de formation	12
I.5 Météorologie et pollution	12
I.5.1 Influence du vent	13
I.5.2 Influence de la température et de l'ensoleillement	13
I.5.3 Influence de la pluviométrie	13
I.5.4 Influence de la couche d'inversion	14
Chapitre II : Effets des particules sur l'homme et l'environnement	
II.1 Effets sur l'homme	16
II.2 Effets sur l'environnement	17
II.2.1 Effets sur les animaux	17
II.2.2 Effets sur les végétaux.....	18
II.2.3 Effets sur les matériaux.....	18
II.2.4 Effets sur le climat	19
Chapitre III : Techniques de mesure, d'échantillonnage et d'analyse	
III.1 Classification des sites d'échantillonnage des particules	21
III.2 Méthodes d'échantillonnage et d'analyse	22
Chapitre IV : Méthodologie expérimentale	
IV.1 Description du site de prélèvement	25
IV.2 Technique d'échantillonnage.....	27
IV.3 Minéralisation des échantillons et analyse des métaux lourds	30
Chapitre V : Résultats et interprétations	
V.1 Introduction	31
V.2 Evolution temporelle des teneurs atmosphériques en PM-i	31
V.2.1 Niveau de pollution.....	31
V.2.2 Influence des facteurs météorologiques sur les PM-10	33

V.2.3 Distribution massique des PM-i	35
V.2.4 Distributions des fréquences des teneurs journalières des particules	36
V.2.5 Distribution granulométrique des particules fines.....	40
V.2.6 Corrélation entre les teneurs massiques des différentes classes des particules.....	46
V.2.7 Ampleur de la pollution et comparaison avec les normes algériennes et internationales.....	48
V.2.8 Comparaison inter-sites et inter-appareils de mesures des PM-i.....	51
V.3 Etude des métaux lourds associés aux particules fines	58
V.3.1 Niveau de pollution de l'air par les métaux lourds	58
V.3.2 Comparaison inter-sites du niveau de pollution par les métaux lourds	65
V.3.3 Corrélation entre les différents couples de métaux lourds et entre métaux et PM-i	65
V.3.4 Exploitation statistique des teneurs atmosphériques en métaux lourds	69
Conclusion générale	73
Références bibliographiques	75



Dédicaces

Ce travail est dédié à :

Toute ma famille

Tous mes amis

Tous mes collègues de travail et d'études

Tous ceux qui m'ont aidé à réaliser ce travail

Remerciements

Tous mes remerciements vont :

A monsieur R. KERBACHI, professeur à l'Ecole Nationale Polytechnique, pour la qualité de son encadrement, pour sa disponibilité, pour ses orientations judicieuses, pour sa patience et sa compréhension, je lui dis que sans toi monsieur ce travail ne sera guère réalisé, alors merci.

A madame HELLAL, professeur à l'Ecole Nationale Polytechnique qui, en acceptant de présider les membres de jury de ma soutenance, m'a honoré, je lui dis qu'avant tout vous êtes quelqu'un qui a donné beaucoup à la recherche et à l'enseignement au sein de notre département , alors tous mes respects madame.

A mes examinateurs Messieurs NAMANE, BOUGHEDAOUI et GHRIB et je leurs dis que c'est un honneur pour moi de vous avoir comme jury de ma soutenance.

A monsieur BITOUCHE Ali, qui m'a aidé de près à la réalisation ce travail.

A tous mes amis MOUSSAOUI Oukba, BEN DADA Mehdi et surtout BOUSSOUM Mouhend, merci mes amis.

A R.OUDJEHANE cadre à l'Institut Nationale de la santé publique, pour son aide et sa disponibilité.

A Monsieur BOUCHARAF de l'Office Nationale de Météorologie, pour son aide

A tous ceux qui m'ont aidé de près ou de loin dans la réalisation de ce travail.

LISTE DES TABLEAUX

Tableau I.1 :	Rapport activité/nature de la pollution en métaux lourds.....	09
Tableau V.1 :	Valeurs moyennes et extrêmes des différentes classes granulométriques.....	33
Tableau V.2 :	Moyennes saisonnières des teneurs atmosphériques en PM-10.....	35
Tableau V.3 :	Données statistiques relatives aux niveaux de pollution par les PM- i..	37
Tableau V.4 :	Exploitation des données recueillies par fractionnement granulométrique.....	40
Tableau V.5 :	Données utilisées pour la représentation graphique de la fonction $PM_i/PM_{10} = f(MC_i/MC_{10})$	42
Tableau V.6 :	Données utilisées pour la représentation graphique de la distribution granulométrique des particules.....	43
Tableau V.7 :	Normes américaines et recommandation de l'Organisation Mondiale de la Santé pour les PM-10.....	48
Tableau V.8 :	Normes européennes d'immission des PM-10.....	49
Tableau V.9 :	Normes américaines et recommandation de l'Organisation Mondiale de la Santé d'immission des PM 2,5.....	49
Tableau V.10 :	Comparaison entre les teneurs moyennes des PM10 mesurées par jauge β et HVS.....	52
Tableau V.11 :	Nombre de prélèvements dépassant la norme européenne relative à la pollution par les PM-10.....	53
Tableau V.12 :	Teneurs atmosphériques en PM-1, PM-2,5 et PM-10 mesurées dans quelques sites d'Alger	56
Tableau V.13 :	Teneurs en PM-10 mesurées dans quelques villes.....	57
Tableau V.14 :	Teneurs atmosphériques et fractions massiques correspondantes en métaux lourds mesurées à Alger (place 1 ^{er} Mai).....	63
Tableau V.15 :	Rapports des fractions massiques des métaux dans différentes classes granulométriques.....	64
Tableau V.16 :	Comparaison inter-sites des teneurs des métaux lourds suivant la classe des PM.....	65
Tableau V.17 :	Matrice de corrélation linéaire entre les métaux lourds constituants les PM-10	68
Tableau V.18 :	Matrice de corrélation linéaire entre les métaux lourds constituants les PM-3	68
Tableau V.19 :	Matrice de corrélation linéaire entre les métaux lourds constituants les PM-1	68
Tableau V.20 :	Exploitation des teneurs du fer recueilli par fractionnement granulométrique.....	69
Tableau V.21 :	Exploitation des teneurs du plomb recueilli par fractionnement granulométrique.....	70
Tableau V.22 :	Données utilisées pour la représentation graphique de la distribution granulométrique du Fe	71
Tableau V.23 :	Données utilisées pour la représentation graphique de la distribution granulométrique du Pb	72

LISTE DES FIGURES

Figure I.1 :	Composition de l'aérosol atmosphérique et ses principales sources.....	07
Figure I.2 :	Composition des particules suivant leur diamètre.....	10
Figure I.3 :	Constitution type d'une particule fine.....	11
Figure I.4 :	Distribution granulométrique d'un aérosol.....	12
Figure I.5 :	Mode d'abattement des polluants de l'atmosphère par la pluie.....	14
Figure II.1 :	Pénétration des particules fines dans le corps humain.....	17
Figure III.1 :	Organigramme de d'étude et de caractérisation des particules fines.....	22
Figure IV.1 :	Localisation du site de mesure à Alger centre (place 1 ^{er} Mai).....	26
Figure IV.2 :	Emplacement du poste de mesure par rapport aux autres appareils de mesures.....	26
Figure IV.3 :	Schéma de principe de fonctionnement d'un impacteur en cascade.....	28
Figure IV.4 :	Photos de l'appareil d'échantillonnage.....	29
Figure V.1 :	Evolution temporelle des teneurs moyennes quotidiennes des PM-i	32
Figure V.2 :	Influence de la météorologie sur la pollution en particules fine PM-10..	34
Figure V.3 :	Contribution massique des particules collectées par classe granulométrique.....	36
Figure V.4 :	Distribution des fréquences journalières cumulées en fonction des teneurs des particules a) PM-10, b) PM-3 et c) PM-1.....	38
Figure V.5 :	Distribution des fréquences journalières en fonction des teneurs des particules a) PM-10, b) PM-3 et c) PM-1.....	39
Figure V.6 :	Diagramme Log-probabilité de la masse cumulée des particules en en fonction du diamètre.....	41
Figure V.7 :	Représentation de la fonction (PM-i/PM-10) en fonction de (MC-i/MC-10).....	42
Figure V.8 :	Distribution massique des particules en fonction de leur diamètre.....	44
Figure V.9 :	Représentation discontinue bimodale de la distribution massique des particules selon leur granulométrie.....	44
Figure V.10 :	Représentation continue (extrapolation) de la distribution massique bimodale des particules selon leur granulométrie.....	45
Figure V.11 :	Comparaison de l'évolution temporelle des teneurs PM-1, PM-3 et PM-10.....	46
Figure V.12 :	Corrélation entre les teneurs des différentes PM-i : a) PM-3/PM-1, b) PM-10/PM-3, c) PM-10/PM-1, d) PM-10/PM3-10 et e) PM 3-10/PM-1.....	47
Figure V.13 :	Comparaison de l'évolution temporelle des teneurs des PM-10 échantillonnées avec les deux méthodes HVS et Jauge β	54

Figure V.14 :	Comparaison des teneurs des PM-10 mesurées par Jauge β à celles mesurées par HVS.....	55
Figure V.15 :	Evolution des teneurs atmosphériques du Plomb à Alger, place du 1 ^{er} Mai.....	58
Figure V.16 :	Evolution des teneurs atmosphériques du Fer à Alger, place du 1 ^{er} Mai	60
Figure V.17 :	Evolution des teneurs atmosphériques du Cuivre à Alger, place du 1 ^{er} Mai.....	61
Figure V.18 :	Evolution des teneurs atmosphériques du Manganèse à Alger, place du 1 ^{er} Mai.....	62
Figure V.19 :	Teneurs moyennes des métaux lourds.....	64
Figure V.20 :	Pourcentages massiques par classe granulométrique, des différents Métaux.....	64
Figure V.21 :	Corrélation linéaire entre les teneurs de métaux lourds dans les PM-10 (Exemple : a) Pb/Fe b) Fe/Mn).....	66
Figure V.22 :	Corrélation linéaire entre les teneurs de métaux lourds dans les PM-3 (Exemple : a) Cu/Mn b) Fe/Cu c) Pb/Mn).....	66
Figure V.23 :	Corrélation linéaire entre les teneurs de métaux lourds dans les PM-1 (Exemple : a) Fe/Cu b) Pb/Fe).....	67
Figure V.24 :	Corrélation linéaire entre teneurs des métaux et celle des PM-1 a) Pb_{PM-1}/PM-1 b) Fe_{PM-1}/PM-1	67
Figure V.25 :	Corrélation linéaire entre teneurs des métaux et celle des PM-3 a) Pb_{PM-3}/PM-3 b) Fe_{PM-3}/PM-3	67
Figure V.26 :	Diagramme Log-probabilité de la masse cumulée des métaux en fonction des diamètres des particules : a) Fe et b) Pb	70
Figure V.27 :	Distributions massiques des métaux lourds selon la granulométrie des particules : a)Fer et b) Plomb	72

INTRODUCTION GENERALE

La pollution de l'air est liée directement aux effets néfastes qu'elle engendre. Sa perception évolue en fonction des progrès réalisés en recherche physico-chimique mais surtout en toxicologie et épidémiologie.

La notion de pollution atmosphérique a connu de profondes mutations, elle évolue et change d'échelle ; elle intègre des phénomènes complexes et interdépendants allant de l'échelle globale à l'échelle locale, du changement climatique planétaire aux modifications dans la biodiversité.

Les enjeux de la pollution atmosphérique sont devenus tels que les pouvoirs publics au plus haut niveau, les chercheurs et la société civile en font une de leurs principales préoccupations [1]. Des conventions internationales de réduction de la pollution et une réglementation de plus en plus sévère et restrictive sont le résultat de ces préoccupations.

Malgré toutes les mesures prises, la consommation croissante de ressources naturelles et surtout énergétiques a fait que la qualité de l'air ne cesse de se dégrader, et ce en particulier dans les pays peu développés.

Cette pollution atmosphérique se caractérise par des émissions primaires qui sont soit d'origine naturelle, soit anthropogéniques c'est à dire produites par l'homme. A ces émissions primaires viennent s'ajouter les émissions secondaires qui résultent de la transformation dans l'atmosphère de polluants primaires en polluants secondaires dont le potentiel de nuisance peut être encore plus élevé.

En plus des composés gazeux, (SO_2 , NO_x , O_3 etc....), la pollution de l'air véhicule des aérosols de particules, c'est à dire des particules plus au moins fines qui séjournent dans l'atmosphère assez longtemps et qui, sous l'effet des phénomènes météorologiques, se dispersent, se déposent ou se condensent.

Les aérosols de particules sont des constituants majeurs de l'atmosphère. Ils sont très diversifiés dans leurs formes, leur composition et dans leurs sources émettrices [2].

C'est ainsi que les particules macroscopiques et sub-microscopiques trouvent leurs origines dans les processus industriels, dans la combustion du fuel, gaz d'échappements automobile [3], travaux de construction, volcans, les feux de forêts, embruns marins....etc. ainsi que les conversions photochimiques des gaz en particules (principalement les nitrates et les sulfates) [4,5]. L'analyse de ces particules montre la présence d'une fraction minérale (métaux

lourds,...), une fraction organique (HAP et autres composés organiques lourds) et une fraction carbonée (suies) issue des processus de combustion.

Parmi les particules en suspension dans l'air, c'est surtout la fraction fine (diamètre inférieur à 10 μ m) qui a le plus d'impact sur la santé humaine. Plusieurs travaux effectués ces dernières années ont montré que les plus fines particules sont les plus incriminées [6,7]. Des études très minutieuses ont corrélié la toxicité des particules fines à leurs tailles et à leurs compositions en métaux lourds [8]. D'autres études épidémiologiques ont pu constater la parfaite relation de l'exposition à la pollution par les particules fines à l'apparition de diverses maladies respiratoires [9].

Il est clair de nos jours que les particules fines ont une relation avec la présence des métaux toxiques dans l'air et affectent ainsi la santé humaine, particulièrement en milieu urbain et à proximité des zones industrielles [10].

On relève d'autre part que plus ces particules diminuent en granulométrie, plus leur pouvoir toxique augmente. C'est ainsi que les PM-1 (particules très fines de diamètre inférieur à 1 μ m) sont plus nuisibles que les PM-2,5 qui elles le sont plus que les PM-10.

C'est incontestablement en milieu urbain que la pollution par les particules pose le plus de problèmes. En effet, dans les villes, on observe une forte exposition de la population aux aérocontaminants particulaires qui proviennent en majeure partie des activités du trafic routier.

Les véhicules diesel et, à un degré moindre, les véhicules à essence émettent des taux élevés de particules fines qui finissent par se déposer dans le système respiratoire des personnes exposées [5].

Toutes ces données font que l'étude des aérosols particulaires constitue, dans un grand nombre de pays, un volet important dans l'identification et l'estimation globale de la pollution de l'air.

Dans ce contexte de récents travaux ont montré que le Grand Alger fait objet d'une intense pollution atmosphérique [11,12]. La principale source d'émission en est le trafic routier.

Aussi et en continuité des travaux antérieurs effectués sur ce type de pollution à Alger, nous avons étudié dans ce travail la pollution de l'air par les particules fines, en déterminant les niveaux de pollution par fraction granulométrique en un site urbain d'Alger centre. Certains métaux lourds associés à ces différentes classes granulométriques et leur contribution à la pollution globale ont été également étudiés.

*Chapitre I : Généralités sur les particules
fines*

I.1 INTRODUCTION

Les particules fines peuvent être d'origine naturelle ou anthropique. La part de chacun des deux types dépend de l'éloignement des centres d'activité humaine et industrielle et de la proximité des zones non habitées, désertiques et marines, très peu polluées mais qui sont souvent des zones de fortes émissions d'aérosols naturels. Quelle que soit l'origine des particules, naturelle ou anthropique, elles sont générées soit par des processus primaires (combustion, érosions, etc.) soit par des processus secondaires (transformations photochimiques dans l'atmosphère de polluants gazeux en particules) [2].

La mesure des polluants particulaires représente globalement un mélange des émissions primaires, plus particulièrement les particules d'origine naturelle (telle que l'érosion éolienne), celles provenant de la combustion, des émissions industrielles, des particules mises en resuspension ainsi que des particules secondaires qui ne sont pas émises directement par l'homme.

I.2 DEFINITIONS [13,14]

Ci-après, nous présentons quelques définitions qui contribuent à une meilleure compréhension et connaissance des particules et leurs caractéristiques.

- **Diamètre aérodynamique** : comme les particules en suspension dans l'air peuvent présenter des formes et des densités variables, il n'est pas aisé de leur attribuer un diamètre. Le diamètre aérodynamique est une grandeur qui se prête à la description d'une série de processus. Il correspond au diamètre qu'une particule sphérique d'une densité de 1 g/cm^3 devrait avoir pour présenter la même vitesse de chute dans l'air que la particule concernée.
- **TSP (« Total suspended particles »)**: poussières totales en suspension dont la vitesse de chute est $\leq 10 \text{ cm/s}$; particules d'un diamètre aérodynamique inférieur à $57 \mu\text{m}$.
- **PM** : c'est une abréviation anglaise de « Particulate matter » et qui signifie matière particulaire
- **PM-10** : particules d'un diamètre aérodynamique $\leq 10 \mu\text{m}$ (plus précisément, les particules passant un orifice qui présente un degré de 50 % d'efficacité de séparation des particules d'un diamètre aérodynamique de $10 \mu\text{m}$)

- **PM-2.5:** particules d'un diamètre aérodynamique $\leq 2,5 \mu\text{m}$.
- **Particules ultrafines:** particules de poussière d'un diamètre aérodynamique inférieur à $0,1 \mu\text{m}$
- **Particules fines:** particules de poussière d'un diamètre aérodynamique inférieur à $2,5 \mu\text{m}$
- **Particules grossières :** particules de poussière d'un diamètre aérodynamique compris entre $2,5 \mu\text{m}$ et $10 \mu\text{m}$
- **Aérosol :** une suspension, relativement stable, de solide ou de liquide dans un gaz
- **Suie:** elle comprend toutes les particules primaires contenant du carbone issues de combustions incomplètes; elle est composée avant tout de carbone élémentaire (**CE**, noir) et de composés organiques mesurés en tant que carbone organique (« organic carbon », **OC**). Dans le domaine des immissions, le carbone élémentaire est souvent appelé Suie.

I.3 SOURCES DES PARTICULES FINES

Les particules fines peuvent être émises de deux sources différentes, sources naturelles et sources anthropogéniques.

I.3.1 Particules de sources naturelles

Les particules naturelles comprennent les poussières du sol et les particules minérales soulevées par le vent, la poussière volcanique, les embruns salins et les matières biologiques comme le pollen, les spores, les bactéries et les débris provenant des feux de forêt. En général, les sources naturelles produisent des particules grossières mais, sous l'effet de températures très élevées — dans le cas de feux de forêt, par exemple — certaines d'entre elles produisent des particules fines [15].

Les quatre principales sources naturelles sont [2,16,17]:

A) La source terrigène

L'aérosol terrigène (ou crustal) est généré par l'érosion éolienne des sols. Ces émissions dépendent de la vitesse du vent 'U' et une vitesse minimale d'arrachement de la matière superficielle, dite vitesse de friction U^* (vitesse de seuil). Cette vitesse dépend de la nature du sol (sable, argile ou granit) [17].

Cet aérosol est principalement constitué d'oxydes métalliques (fer, manganèse) et d'aluminosilicates (oxydes d'aluminium et de silicium). On trouve aussi des composés organiques provenant des débris de plantes et de l'humus.

B) La source marine

L'aérosol marin est produit par le 'spray océanique'. Sous l'action des vagues déferlantes, des gouttelettes d'eau de grosses tailles sont projetées dans l'atmosphère (phénomène de bubbling). Après évaporation de l'eau de mer, les sels marins solides se retrouvent dans l'atmosphère et constituent des aérosols. La composition chimique de cet aérosol est proche de celle de l'eau de mer. On retrouve donc essentiellement du chlore et du sodium, mais aussi de grandes quantités de nitrates et de sulfates. Ce sulfate est formé par oxydation du SO_2 , qui provient lui-même de l'oxydation du diméthylsulfure émis par les algues. Il est appelé SS (sea sulfate). L'aérosol marin ne contient qu'une faible part de composés organiques.

C) La source volcanique

L'aérosol volcanique est injecté dans l'atmosphère, non pas de façon continue comme les deux précédents, mais par bouffées. Il est constitué de métaux et de sulfates provenant de la conversion du SO_2 gazeux, émis en abondance par les volcans. Cet aérosol se retrouve principalement dans la stratosphère, car la force de propulsion verticale est très forte. Les apports troposphériques sont faibles et on ne prendra pas en compte cette source.

D) La source biogénique

L'aérosol biogénique provient, d'une part de l'émission directe d'hydrocarbures lourds par les plantes et les arbres et d'autre part de l'oxydation atmosphérique d'hydrocarbures biogéniques plus légers comme l'isoprène. On trouve aussi des cires vasculaires (esters) à haut poids moléculaire. Cet aérosol est donc quasi exclusivement organique, même si on trouve aussi du potassium.

I.3.2 Particules de sources anthropogéniques

Sachant que les particules fines sont des polluants primaires ou secondaires, on déduira alors facilement que les sources anthropologiques peuvent être très variables et nombreuses. Les principales sources anthropogéniques sont les suivantes [18, 19] :

A) Trafic motorisé

Les particules fines nocives proviennent principalement du trafic motorisé on distingue parmi ses sources :

- Les émissions à l'échappement
- Les émissions hors échappement (pneus, embrayage, et plaquettes de freins)
- L'usure des routes

B) Procédés industriels

Les sources les plus importantes sont liées aux activités suivantes :

- Sidérurgie
- Matériaux de construction, cimenteries.
- Production des produits bâtiments, des métaux, des polymères....etc.
- Utilisation de solvants et autres produits.

C) Traitement des déchets

- Incinération d'ordures ménagères
- Incinération des déchets industriels, des boues d'épuration et des déchets hospitaliers
- Feux ouverts de déchets agricoles

D) Agriculture

- Elevage
- Labourage
- Moissonnage
- Séchage des céréales et du fourrage

I.4 PROPRIETES DES PARTICULES

I.4.1 Composition chimique

La poussière est un mélange physico-chimique complexe. Elle comporte aussi bien des composants primaires émis que des composants secondaires formés. La figure N I.1 résume la composition de l'aérosol atmosphérique et ses précurseurs [14].

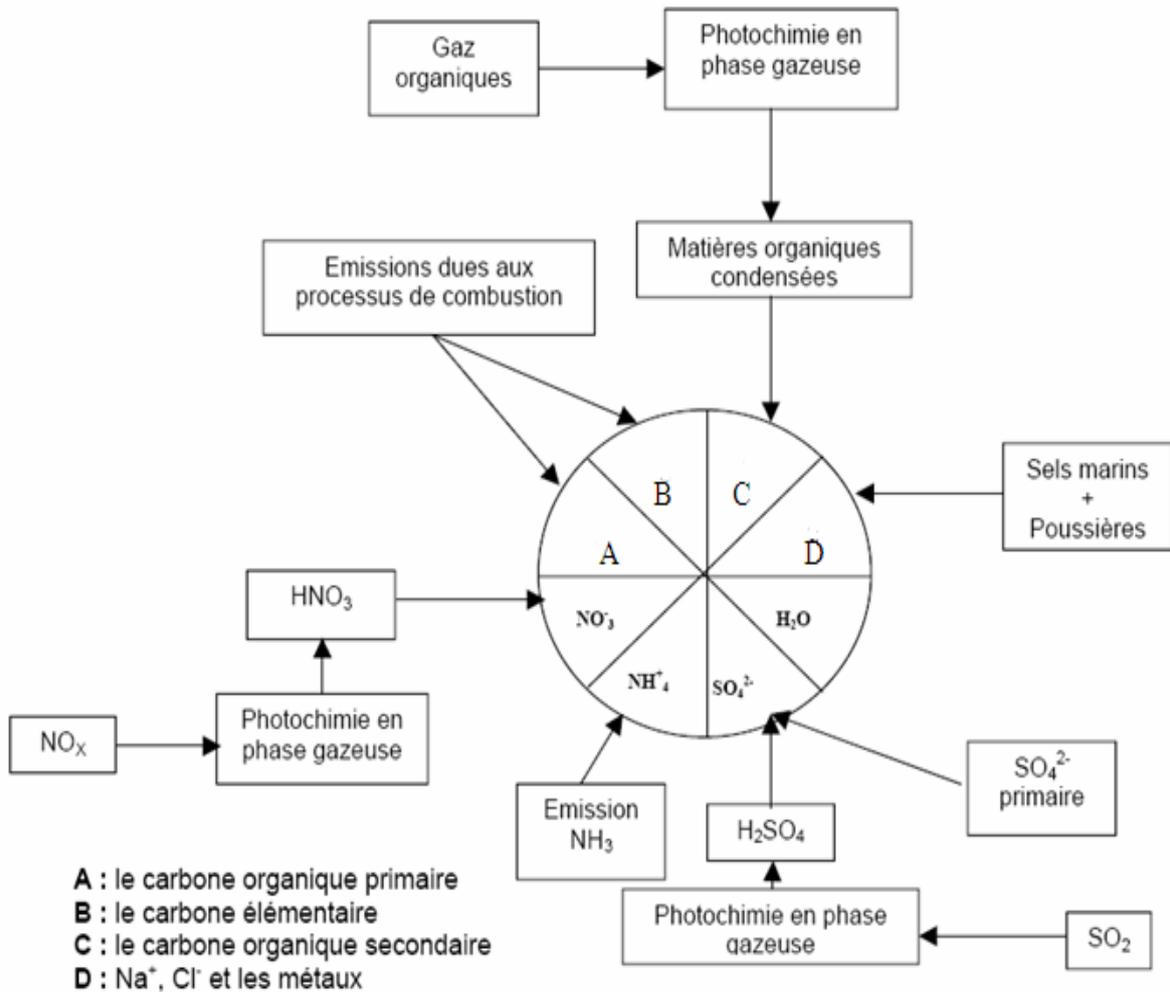


Figure I.1 : Composition de l'aérosol atmosphérique et ses principales sources [14]

En réalité deux composantes se distinguent dans la composition des particules, une composante primaire et une composante secondaire [13]:

A) Composante primaire

La composante primaire contient principalement :

- Les suies

- Les matières géologiques
- Les **métaux lourds**
- Les matières biologiques (virus, bactérie, pollen,...)
- Les particules formées par abrasion

Les métaux lourds :

Définition [20]:

Jusqu'à présent le terme métal lourd n'a été jamais défini par un quelconque organisme reconnu tel que l'IUPAC ou autres.

Au cours de ces dernières 60 années plusieurs auteurs ont essayé d'attribuer au mot « metal lourds » une définition qui s'inscrit toujours dans le contexte de leurs travaux. Les plus répandues de ces définitions sont :

- tout métal ayant une densité supérieure à 5,
- tout métal ayant un numéro atomique élevé, en général supérieur à celui du Sodium ($Z=11$),
- tout métal pouvant être toxique pour les systèmes biologiques.

Origines et sources [21] :

Une quantité importante de métaux lourds est introduite dans l'environnement par l'intermédiaire de sources naturelles et humaines. Cette contamination a plusieurs origines telles que la combustion de fossiles, les gaz d'échappement des véhicules, l'incinération, l'activité minière, l'agriculture et les déchets liquides et solides. Mais elle peut également être d'origine naturelle via les volcans, l'activité des sources thermales, l'érosion, l'infiltration, etc. Le tableau N° I.1 montre le rapport entre le flux lié à l'activité humaine et le flux naturel. D'autre part, le cadmium, l'arsenic, et surtout le mercure et le plomb sont introduits dans l'environnement, de façon quasi exclusive par l'homme

Tableau I.1 : Rapport activité/nature de la pollution en métaux lourds [21].

Elément	Flux lié à l'homme / Flux naturel
Chrome	161
Cadmium	1897
Arsenic	2786
Mercure	27500
Plomb	34583

Impacts sur la santé de l'homme[21] :

Les métaux lourds peuvent atteindre l'homme par passage à travers la peau, ingestion (diffusion par gradient de concentration jusqu'à la circulation sanguine. Le plomb et le cadmium peuvent prendre la place du calcium et de la vitamine D en cas de carence) ou par inhalation (les vapeurs peuvent se dissoudre dans les muqueuses du système respiratoire ou arriver dans la circulation sanguine par l'intermédiaire des alvéoles pulmonaires

Donc on peut résumer les effets des métaux lourds sur la santé humaine aux :

- Affection du foie et des reins
- Troubles du système nerveux (mémoire, fonctions sensorielles de coordination)
- Maladies respiratoires, asthme, malformations congénitales, cancers
- Cancers, troubles dermatologiques, anémie

B) Composante secondaire

Elle véhicule entre autre :

- Les nitrates
- Les sulfates
- L'ammonium
- Le carbone organique

La composition des particules change suivant qu'elles sont fines, ultra fines ou grossières. Les PM-2,5 se composent d'environ 80 % de carbone élémentaire appelé aussi « carbone suie » ou « black carbon », de carbone organique (HAP et autres composés organiques lourds) et de métaux lourds en traces. Cette fraction englobe aussi la majeure partie des aérosols secondaires issus de la conversion gaz/particules (nitrates et sulfates provenant de la conversion dans l'atmosphère des polluants SO₂ et NO₂) [15].

Les fractions des particules d'un diamètre compris entre 2,5 et 10 µm (fractions thoraciques) contiennent environ 50 % des composés qu'on trouve dans les PM-2,5 ainsi qu'un taux important de minéraux insolubles tels que les composés d'aluminium, de silicates, de fer et d'autres métaux lourds [15].

La fraction des PM-1 est généralement plus enrichie en suies, en HAP et en sulfates que celle des PM-2,5. La figure I.2 illustre la composition moyenne des particules aux USA en fonction de la classe granulométrique.

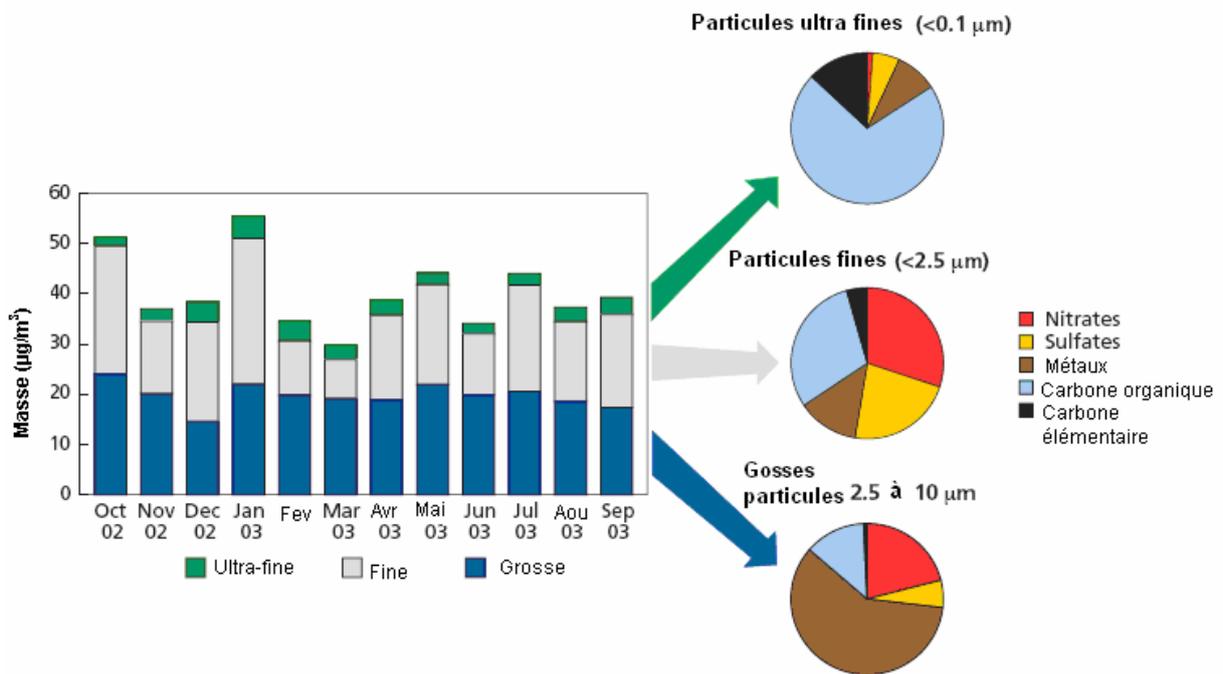


Figure I.2 : Composition des particules suivant leur diamètre [22]

I.4.2 Caractéristiques physiques

A) Structure des particules [2]

La figure I.3 synthétise la vision actuelle de la constitution de l'aérosol de pollution. Notons que cette approche reste partiellement spéculative, en raison de l'absence de preuves définitives.

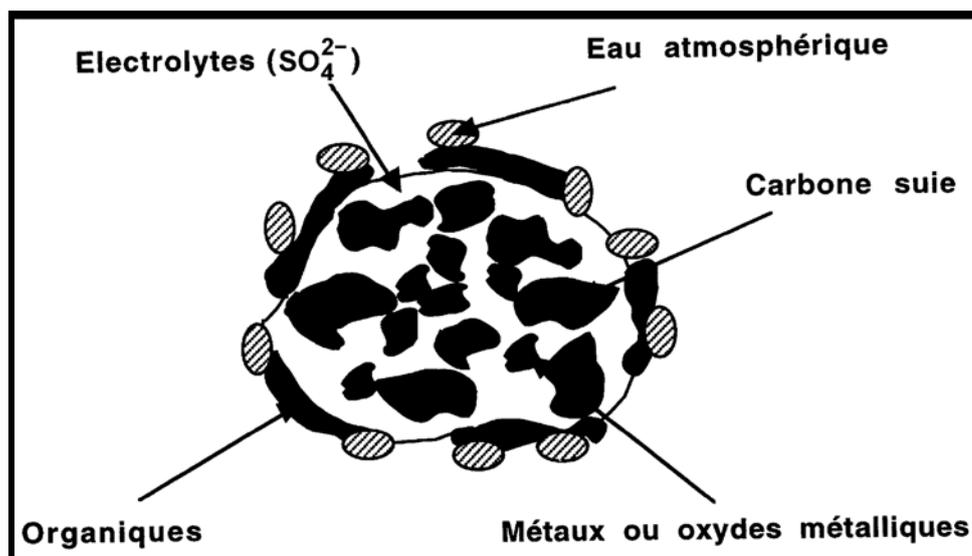


Figure I.3 : Constitution type d'une particule fine [2].

L'aérosol semble donc être constitué :

- D'un coeur formé de carbone suie (carbone amorphe) et de métaux (ou oxydes métalliques). C'est cette partie qui donne aux particules la couleur noire,
- D'une couverture épaisse d'électrolytes hydrosolubles tels que les sulfates,
- De composés organiques déposés sur cette couche d'électrolytes. Ces composés proviennent des gaz adsorbés (COV) ayant ou non réagi photochimiquement. À l'heure actuelle on ne connaît pas l'épaisseur de cette couche et on ne sait pas si cette couche est continue ou non.
- De l'eau à l'extérieur de la particule ayant partiellement solubilisé l'électrolyte. Elle est attachée aux composés organiques par les fonctions hydrophiles de ces derniers. Dans la figure I.3 on voit l'importance des composés à la surface de l'aérosol, tant du point de vue climatique que du point de vue sanitaire, puisque ces composés sont à l'interface. En raison de leur accessibilité et de leur éventuelle réactivité, ces composés réagissent avec les autres constituants de l'atmosphère lors de réactions hétérogènes. Ils peuvent aussi facilement « passer » dans l'organisme humain. S'ils sont toxiques, ils sont dangereux même aux faibles concentrations.

B) Formes des particules

Il y a une grande différence entre les formes des particules atmosphériques. Elles peuvent être divisées en sphériques, irrégulières, cubiques, flocons, fibres, flocons condensés. La forme de particule dans un aérosol dépend en général de la source d'émission [3, 23].

I.4.3 Mécanisme de formation

Aujourd'hui, on admet que l'aérosol troposphérique est formé de trois distributions lognormales [1,24] :

- Le mode "**nucléation**" défini par les particules dont le diamètre est inférieur à 0,1 μm ; elles sont issues pour l'essentiel de la combustion en moteurs ou bien des processus de conversion gaz-particules,
- Le mode "**accumulation**" constitué des particules dont le diamètre est compris entre 0,1 μm et 2 μm ; elles proviennent soit du grossissement de noyaux par condensation, soit de la coagulation de particules du mode "**nucléation**",
- Le mode des "**grosses particules**" formé par les particules supérieures à 2 μm ; ces particules sont formées, pour l'essentiel, à partir de processus mécaniques.

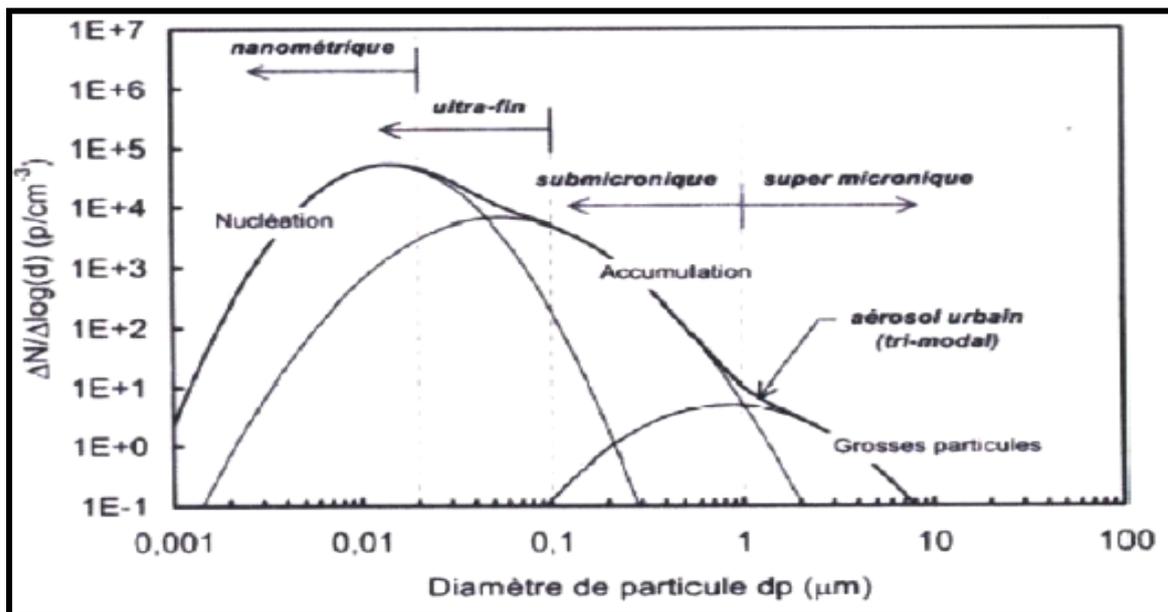


Figure I.4 : Distribution granulométrique d'un aérosol [24].

Remarques : le mode des "fines particules" qui regroupe les modes "nucléation" et "accumulation" est également couramment utilisé.

I.5 METEOROLOGIE ET POLLUTION [17]

Les concentrations et la distribution spatio-temporelle des polluants ne sont pas seulement déterminées par les sources et les transformations physico-chimiques. Elles le sont aussi par des paramètres physiques qui révèlent de la **dynamique** atmosphérique

Une épisode de pollution est observé lorsque :

- Les émissions de polluants sont importantes
- La météo est défavorable.

Il existe quatre situations météorologiques favorisant les phénomènes de pollution :

- Absence de vent ou vent faible
- Chaleur et lumière
- Absence de pluies
- Couche d'inversion basse.

I.5.1 Influence du vent

Le vent tend à disperser la pollution surtout en absence de relief. Plus le vent est fort, plus la pollution se disperse rapidement. En zone montagneuse, si les polluants rencontrent une barrière montagneuse, la pollution peut alors retourner en arrière et revenir sur son site d'origine. Dans ce cas il n'y a pas dispersion des polluants mais accumulation, c'est le cas des villes situées dans des cuvettes en montagne (Grenoble).

I.5.2 Influence de la température et de l'ensoleillement

La lumière et la température augmentent :

- La probabilité et la vitesse k des réactions photochimiques
- Les concentrations de radicaux oxydants $[R^\circ]$ tels que les radicaux OH°

Dans les deux cas, le temps de vie des espèces est raccourci puisque $\tau = 1 / (k \cdot [R^\circ])$.

Les espèces primaires disparaissent plus vite mais les espèces secondaires, comme l'ozone et les particules, apparaissent plus rapidement. Ces épisodes de pollution par les polluants secondaires sont plus prononcés dans les villes méditerranéennes que dans les villes septentrionales moins ensoleillées.

I.5.3 Influence de la pluviométrie

La présence de pluies (ou de neiges) conduit toujours à une diminution de la pollution, deux phénomènes de lessivage de l'atmosphère (figure I.5) par les pluies contribuent à cette diminution :

- Incorporation des gaz dans le nuage (« *in cloud* »)

- Lessivage des particules sous le nuage (« *under cloud* »)

Les gaz solubles (c'est le plus souvent le cas) se dissolvent dans les gouttes d'eau des nuages, c'est le phénomène **d'incorporation**. En tombant la pluie entraîne mécaniquement vers le sol les polluants, les particules et certains gaz sont lessivés par la pluie, c'est le phénomène **d'abattement**. La chute de la goutte d'eau « abat » les particules qui se trouvent dans la colonne d'air comprise entre la base du nuage et le sol.

Dans les deux cas, la pollution est beaucoup plus faible lorsqu'il pleut. L'atmosphère est purifiée, mais il pleut y avoir transfert de pollution de l'air vers les sols ou les eaux de surface.

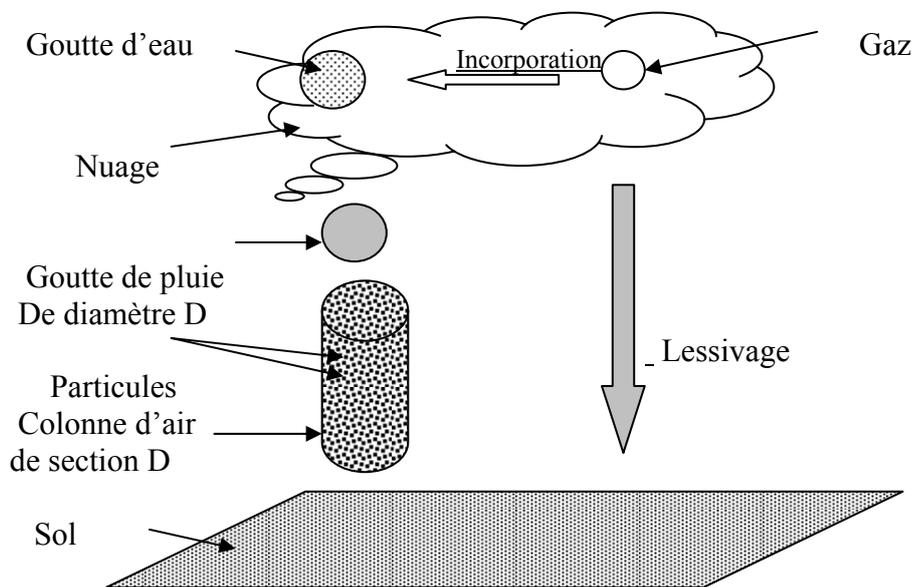


Figure I.5 : Mode d'abattement des polluants de l'atmosphère par la pluie [17].

I.5.4 Influence de la couche d'inversion

Dans la couche de mélange, les polluants se diluent dans le volume atmosphérique « V » (appelé boîte atmosphérique) délimité par la surface au sol (S) et la hauteur de la couche de mélange (H). La concentration est alors :

$$[C]=G/V =G/(S.H) \text{ avec :}$$

- G la quantité de polluant exprimé en Kg
- H exprimée en Km
- S s'exprime en Km²

On prend souvent comme surface au sol : S= 1 Km² donc : [C] =G/H.

Dans les conditions normales, la hauteur H de la couche de mélange s'étend du sol jusqu'à la troposphère libre, dans certaines conditions météo, il se produit, en altitude, une inversion de température, et la masse d'air est « bloquée » par cette couche d'inversion qui agit comme un couvercle empêchant la dispersion verticale des polluants. Si la dispersion verticale est empêchée donc le volume d'air sera faible, puisque la quantité de polluant G reste la même, la concentration des polluants augmente.

Les causes de l'existence de ces couches d'inversion diffèrent suivant le lieu d'observation.

Elles peuvent être dues à un :

- Rapide refroidissement du sol. La couche d'inversion peut alors être très basse (200 m).
- « Chauffage photochimique » de l'air en altitude provenant de l'océan et pénétrant sur le continent. C'est le cas à Los Angeles ou à Athènes. Ces cas s'observent en été et la couche d'inversion est souvent plus haute (entre 500 et 800m).

*Chapitre II : Effets des particules sur
l'homme et l'environnement*

II.1 EFFETS SUR L'HOMME

Pendant longtemps, l'étude de la pollution de l'air par les poussières ne s'intéressait qu'aux particules totales en suspension (TSP) qui sont des particules d'un diamètre aérodynamique inférieur à 50 μm et qui peuvent, de part leur faible vitesse de chute, séjourner longtemps dans l'atmosphère. Par la suite, le développement des études épidémiologiques a montré que parmi les TSP, seule la fraction fine pouvait s'infiltrer dans les bronches et les alvéoles pulmonaires et provoquait une altération du système respiratoire. Les études effectuées sur l'impact sanitaire à court et à long terme indiquaient en effet, qu'il existait des relations dose-réponses linéaires uniquement lorsqu'on considérait les particules de diamètre inférieur à 10 μm c'est-à-dire la fraction des PM-10 [25]. Cette meilleure corrélation entre les teneurs en PM-10 et les effets sur la santé a conduit un grand nombre de pays à remplacer l'étude des TSP par celle des PM-10. De nouvelles techniques de prélèvement ont été mises au point et normalisées pour tenir compte de ce seuil de coupure granulométrique et de nouvelles normes d'émissions ont été élaborées [26].

En vertu du cheminement des particules dans le système respiratoire (Figure II.1) et de l'impact des fines particules rencontrées en milieu urbain, il s'est avéré utile de s'intéresser, en plus de l'étude des PM-10, à celle des PM-2,5. Cette fraction appelée fraction respirable ou fraction alvéolaire englobe les particules très fines qui atteignent les alvéoles des bronches pulmonaires [27,28]. Dans le même contexte, des travaux récents proposent de considérer séparément la fraction très fine des particules, les PM-1. Cette classe comprend les particules de diamètre inférieur à 1 μm qui échappent en partie à la rétention dans les installations de dépoussiérage et qui se déposent de manière irréversible dans les alvéoles du système respiratoire [29].

Cette pénétration des particules dans le système respiratoire engendre, tel qu'il est démontré par plusieurs études épidémiologiques, les effets indésirables suivants [30]:

- Accroissement de la mortalité attribuable aux maladies cardiorespiratoires.
- Hausse des hospitalisations attribuable aux maladies cardiorespiratoires.
- Dégradation de la fonction pulmonaire chez les enfants et les adultes asthmatiques.
- Symptômes respiratoires entraînant l'absentéisme au travail et une restriction des activités.

- Existence de troubles chroniques de dégradation de la fonction et la capacité pulmonaire chez l'enfant ainsi qu'une grande incidence de la bronchite chronique et de l'asthme.

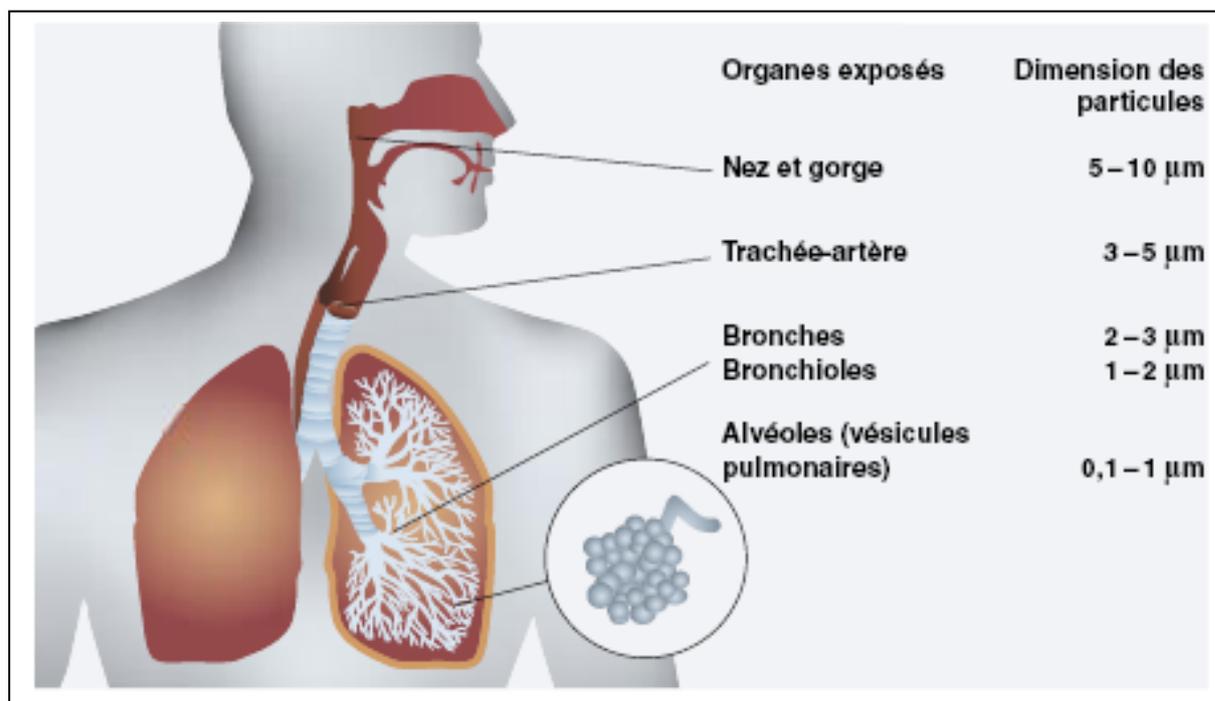


Figure II.1 : Pénétration des particules fines dans le corps humain [31]

II.2 EFFETS SUR L'ENVIRONNEMENT

II.2.1 Effets sur les animaux [32]

L'intoxication se traduit par l'introduction dans l'organisme animal de certaines substances toxiques supportées par des particules et après une exposition plus ou moins longue.

L'arsenic, le plomb et le sélénium sont toxiques pour les animaux. Ils se produisent certains symptômes au niveau du système nerveux, de l'appareil respiratoire et du tube digestif.

Les poussières alcalines provenant des composés du calcaire dans les cimenteries peuvent provoquer des troubles chez les animaux par des lésions du tube digestif et modification du pH.

II.2.2 Effets sur les végétaux [33,34]

Les végétaux sont exposés de manière durable à la pollution atmosphérique. Dans certaines recherches, ils sont d'ailleurs utilisés comme bio-indicateurs (lichens par exemple). Ils peuvent être l'objet d'atteintes aiguës telles que nécroses et d'atteintes chroniques telles que troubles de croissance. A part les forêts, la pollution de l'air touche aussi les céréales et les plantes agricoles, comme les pois, les épinards et le trèfle. Certaines espèces d'arbres fruitiers sont également très sensibles ; c'est le cas par exemple des abricotiers. Les végétaux sont exposés à la fois à l'action des polluants en suspension dans l'atmosphère, aux retombées sèches de poussières et de métaux et aux dépôts acides. Ils sont atteints directement par le feuillage et aussi indirectement par l'intermédiaire du sol (lessivage d'éléments nutritifs). Bien que chaque polluant ait un effet spécifique, ce sont surtout les retombées acides qui sont dangereuses pour les végétaux. La couche protectrice des feuilles et des aiguilles peut subir des lésions visibles, telles que fentes et augmentation de la taille des pores. L'eau de pluie ruisselant à l'intérieur des forêts présente un pH inférieur à celui des pluies en terrain découvert. La base du tronc est ainsi fortement atteinte.

L'augmentation de l'acidité des sols peut entraîner des lésions aux radicelles des arbres et se répercuter sur l'activité des micro-organismes, comme les bactéries de l'azote par exemple. En tant qu'oligo-éléments, les plantes ont besoin de composés métalliques à base de cuivre, fer, zincetc. mais une accumulation de ces métaux équivalent à un empoisonnement. L'obstruction des stomates par les particules fines contribue aussi au dépérissement.

II.2.3 Effets sur les matériaux [35]

Les dégradations des matériaux, (métaux, pierres, peintures, tissu, cuir, plastiques, caoutchouc, papiers...), utilisés dans différentes fonction (bâtiment, grands équipements, matériels mécaniques et électroniques, revêtements...) dues aux particules solides peuvent se produire par abrasion, salissure et corrosion. Ce phénomène se produit par les substances oxydantes et acides supportés par les particules solides.

Les peintures peuvent être assombries par les dépôts des particules solides noires. Les surfaces fraîchement peintes sont généralement collantes et retiennent les particules.

A coté de la corrosion des matériaux, une autre forme d'impact de la pollution atmosphérique sur le cadre bâti est constituée par le phénomène de salissure de la surface des matériaux du fait des dépôts de particules. Les particules fines, et notamment les particules émises par les

moteurs diesel, paraissent particulièrement efficaces et ils peuvent s'infiltrer à l'intérieur des habitations provoquant la salissure des murs, plafonds, tapis, ...etc. Cette dégradation de la bâtie (bâtiment, monuments historiques,...) est l'effet le plus visible.

II.2.4 Effets sur le climat

Trois paramètres sont à prendre en compte pour comprendre l'influence de l'aérosol sur le climat :

A) L'effet radiatif direct [2]

L'effet direct de l'aérosol concerne le bilan radiatif planétaire. La lumière solaire est diffusée par les particules atmosphériques. Cette lumière, principalement constituée des longueurs d'onde visibles et proche des ultraviolettes, est déviée par les aérosols, en arrivant dans les différentes couches de l'atmosphère, avant d'atteindre le sol. Il y a perte de la lumière incidente. On peut considérer les aérosols comme des boules solides, inertes chimiquement, dont seule la taille intervient dans l'effet radiatif direct. La taille moyenne des aérosols est voisine du micron et du même ordre de grandeur que les longueurs d'onde des radiations lumineuses. L'influence du paramètre « taille » est primordiale et longtemps on n'a considéré que ce paramètre pour estimer l'impact climatique des aérosols.

B) L'effet radiatif secondaire [2,36, 37]

L'effet indirect climatique peut être décomposé en trois sous effets :

- L'effet indirect radiatif lié à la profondeur optique de l'aérosol. Cet effet est de même nature que l'effet direct, mais il prend en compte la nature chimique de l'aérosol. La profondeur optique dépend principalement des espèces chimiques adsorbées à la surface de l'aérosol. La lumière solaire est différemment réfractée et absorbée suivant la nature et la concentration de ces composés chimiques. La quantité de lumière disponible pour les réactions photochimiques est modifiée par la présence de ces composés chimiques.
- L'effet indirect radiatif lié à l'albédo et à la présence des nuages. Ce paramètre est lié à la taille de l'aérosol et à sa composition chimique. Les substances chimiques peuvent favoriser ou défavoriser la formation des nuages et modifier l'albédo de l'aérosol. Les particules submicroniques (0,05 à 1 μm) se comportent comme des noyaux de condensation de nuages (appelés souvent CCN : cloud condensation nuclei). Si les composés présents en surface sont

hydrophiles, la formation de gouttes d'eau autour de la particule atmosphérique est favorisée. S'ils sont hydrophobes la formation de gouttes d'eau est défavorisée. La couleur des composés intervient aussi sur l'albédo. Les composés noirs (souvent d'origine anthropique) absorbent la lumière, tandis que les composés clairs (les argiles par exemple) la reflètent.

- L'effet indirect impliquant l'ozone. Les substances organiques – surtout si elles sont présentes à la surface – peuvent interagir avec les oxydants de l'atmosphère par réactions hétérogènes chimiques ou photochimiques, modifiant ainsi le bilan des photooxydants dont l'ozone. On sait que les réactions photochimiques, avec les radicaux OH^\bullet , sont fréquentes avec les composés organiques particuliers. Au même titre que les gaz, l'aérosol peut donc être un puits ou une source d'ozone.

Ce dernier aspect, non contesté, est pourtant particulièrement mal connu. Ces trois sous-effets indirects – tous liés à la présence de composés chimiques dans ou sur l'aérosol – ne sont pris en compte que depuis peu et leur connaissance reste encore très limitée. Sous cet aspect l'aérosol doit être considéré comme une entité réactive et non inerte.

*Chapitre III : Techniques de mesure,
d'échantillonnage et
d'analyse*

III.1 CLASSIFICATION DES SITES D'ECHANTILLONNAGE DES PARTICULES

La classification des sites d'échantillonnage des particules fines se base sur les critères définis par l'Agence Européenne pour l'Environnement. Parmi ces critères, on a la distance du site de l'échantillonnage par rapport aux sources potentielles de pollution tel que les usines, les centres ville, le trafic routier, ainsi que les volumes des véhicules qui passent dans la zone d'échantillonnage [35,36].

On distingue généralement les types de site suivants :

- **Site naturel** : distance par rapport à une large pollution > 50Km
- **Site rural** : distance par rapport à une large pollution est entre 10 à 50Km
- **Site de proximité** : distance par rapport à une large pollution est entre 3 à 10Km
- **Site urbain** : le nombre de véhicule est inférieur à 2500 véhicules/jours sur un rayon de 50 m.
- **Site « station trafic »** : à moins de 5m d'un axe routier.

Le choix d'un site de prélèvement est en fonction du type de pollution atmosphérique à surveiller. L'objet de la surveillance étant notamment d'apprécier le risque individuel d'exposition des êtres humains à des niveaux élevés de pollution, il est nécessaire de sélectionner des sites représentatifs de types de pollution et de niveaux d'exposition. On distingue essentiellement deux sortes de stations de mesure : de proximité et urbaine dense.

Une station de proximité est installée sous l'influence directe d'une source locale spécifique (usine, circulation automobile...). En général, pour la surveillance de l'impact du trafic routier, le point de prélèvement est implanté sur le bord de l'axe de circulation. Ce type de site a pour objectif de mesurer les concentrations maximales auxquelles les citoyens risquent d'être exposés, même pour de courtes périodes de temps.

Une station urbaine doit rendre compte d'une exposition moyenne et de longue durée en zone urbanisée et fournir une représentation spatio-temporelle fiable du champ de pollution dans lequel évoluent les citoyens. Elle ne doit donc pas être influencée directement par des sources industrielles ou automobiles mais doit être installée de façon à être représentative du niveau ambiant général, pour une densité de population suffisante [23,38].

Il est ainsi important dans toute étude sur la qualité de l'air de bien définir et caractériser le site retenu.

III.2 METHODES D'ECHANTILLONNAGE ET D'ANALYSE

Les particules sont étudiées suivant deux axes (figure III.1) :

- **Physique** : granulométrie, masse, nombre et morphologie.
- **Chimique** : analyse des composés minéraux (métaux lourds, ions), analyse des composés organiques (carbone élémentaire et organique, HAP,...).

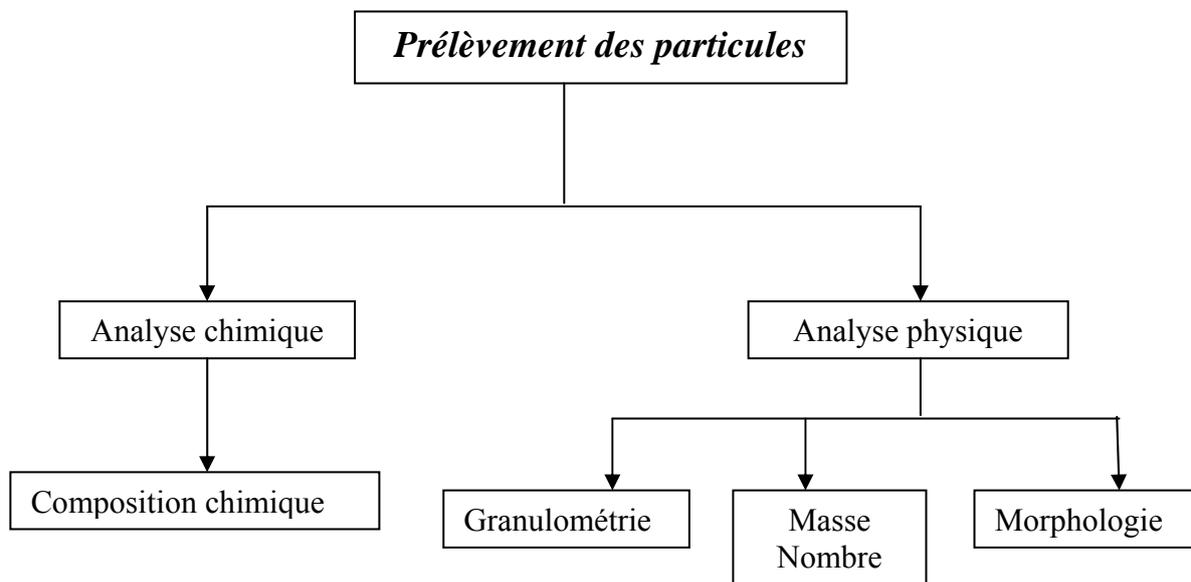


Figure III.1 : Organigramme de l'étude et de la caractérisation des particules fines.

Le chimisme des PM-10 est en réalité beaucoup plus complexe. Ainsi, l'aptitude à fixer de l'eau à partir de l'air ou à produire de l'eau entraîne une modification continue de la composition chimique d'un mélange de PM-10, ce qui influence aussi la précision des **mesures** d'immissions. Par ailleurs, des analyses approfondies de la composition chimique des échantillons de PM-2.5 et de PM-10 fournissent des informations importantes sur l'origine des poussières fines [16].

La collecte correcte d'un aérosol est toujours difficile, en tout cas beaucoup plus délicate que la collecte des gaz.

Il n'existe pas d'instrument idéal capable de mesurer à la fois la masse, les dimensions et la nature des particules. Diverses méthodes permettent de mesurer une partie seulement de leurs caractéristiques.

Par ailleurs, les techniques de mesure peuvent déboucher sur des résultats de concentration notablement différents selon que le filtre est pesé par simple gravimétrie, examiné par réflectométrie ou analysé par méthode automatique (absorption par rayonnement ou microbalance oscillante).

Comme il n'existe pratiquement pas d'échantillons de référence pour les particules, il est très difficile d'effectuer en laboratoire des évaluations des divers instruments de mesure de particules comme cela est couramment pratiqué sur les appareils d'analyse de gaz.

Il est nécessaire d'obtenir un échantillon représentatif quelque soit le mode de prélèvement. Pour cela, il faut éviter :

- Fractionnement des particules (certaines particules risquent de ne pas être recueillies)
- La présence de couches dans les canalisations d'appareil d'échantillonnage
- Les artefacts chimiques, c'est-à-dire la réaction catalysée par la surface de collecte des aérosols.

Quel que soit le mode d'échantillonnage utilisé, le rendement granulométrique des particules en suspension n'est égal à 100% que pour les tailles approximativement inférieures à 3 μ m. Des pertes peuvent se produire en raison des charges électrostatiques déposées sur le filtre ou du colmatage de celui-ci, si le prélèvement est très long, etc... l'efficacité globale de l'échantillonnage est liée :

- A la géométrie de l'appareil
- A la vitesse du vent
- A la charge du filtre
- Au débit de la pompe employée.

Le protocole de prélèvement d'un aérosol doit être très précis et tenir compte de tous ces paramètres. A défaut d'un prélèvement strictement exacte, on se contente souvent d'un prélèvement contrôlé et reproductible, afin de pouvoir comparer les résultats.

Concernant l'échantillonnage massique, il existe des méthodes dites continues telles que la jauge β et le TEOM (Tapered Element Oscillating Microbalance), ou discontinues gravimétriques comme le HVS « High Volume Sampler » et le LVS « Low Volume Sampler ». On prélève soit avec ou sans fractionnement granulométrique, ce qui donne lieu à trois catégories de prélèvement [23, 32, 38]:

- Les prélèvements sans coupure granulométrique spécifique : ce sont des méthodes dites intégrales qui collectent ou mesurent les aérosols sans dimension
- Les prélèvements avec coupure granulométrique
- Les prélèvements avec fractionnement granulométrique, ou méthodes discrètes qui collectent ou mesurent les aérosols sélectivement, en fonction de leur dimension.

La diversité des substances qui peuvent constituer les particules en suspension dans l'atmosphère rend difficile leur mise en évidence. Mais il existe des méthodes plus au moins développées qui permettent de déterminer certains constituants ainsi que leur concentration, après une préparation préliminaire de l'échantillon.

La composante acide c'est-à-dire les sulfates et les nitrates particulaires, est déterminée généralement par la chromatographie ionique ou la spectrométrie UV visible. Tandis que les éléments métalliques sont déterminés par diverses méthodes classiques telles que la spectrométrie d'absorption atomique (S.A.A), la fluorescence X, l'activation neutronique et la microscopie à balayage électronique (MEB).

Quand à la composante organique contenant les HAP, elle est déterminée généralement par des techniques chromatographiques telles la chromatographie liquide haute performance (C.L.H.P) équipé d'une détection par émission de fluorescence, la chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectroscopie de masse (GC-MS) [13,39].

Chapitre IV : Méthodologie expérimentale

IV.1 DESCRIPTION DU SITE DE PRELEVEMENT

En fonction de l'objectif assigné à ce travail, et afin d'estimer les niveaux de pollution par classes granulométriques, nous avons choisi un site qui d'après la classification européenne, appartient à la catégorie de site de type « **Urbain** », c'est à dire un site qui est assez éloigné des grands axes routiers et des unités industrielles émettrices de particules. Un tel site rend compte des niveaux moyens de pollution auxquels peuvent être exposées les populations urbaines qui y résident.

Le site de mesure ainsi retenu se situe à l'intérieur du C.H.U Mustapha Pacha au centre d'Alger du coté de la place de la Concorde Civile (ex place 1^{er} Mai).

En ce site le poste de mesure est implanté au niveau de la terrasse du bâtiment du service médicale urologie à une altitude d'environ 12 m par rapport au sol.

Au niveau du poste de mesure (Figure IV.1), on a libre vue sur la baie d'Alger (Tafourah, port, autoroute, etc...). Le site est très bien ventilé dans toutes les directions.

Les données géographiques ainsi que les photos satellites (figure VI.1 et IV.2) relatives au site sont obtenues grâce au logiciel *GoogleEarth Software* :

Latitude : 36°45'45'' Nord

Longitude : 3°3'6.3'' Est

Altitude par rapport à la mer : 58 m.

Ce site est aussi choisi par le fait que :

- 1- Il existe à quelques mètres de notre échantillonneur un appareil de jauge β appartenant à l'Institut National de la Santé Publique (INSP) et qui permet de mesurer en continu les teneurs des PM-10 (figure IV.2).
- 2- On retrouve à 150 m à l'est de notre site une station de mesure du réseau SAMA SAFIA (figure IV.2).

Le site présente donc l'avantage de pouvoir faire des comparaisons inter-sites et inter-appareils de mesure

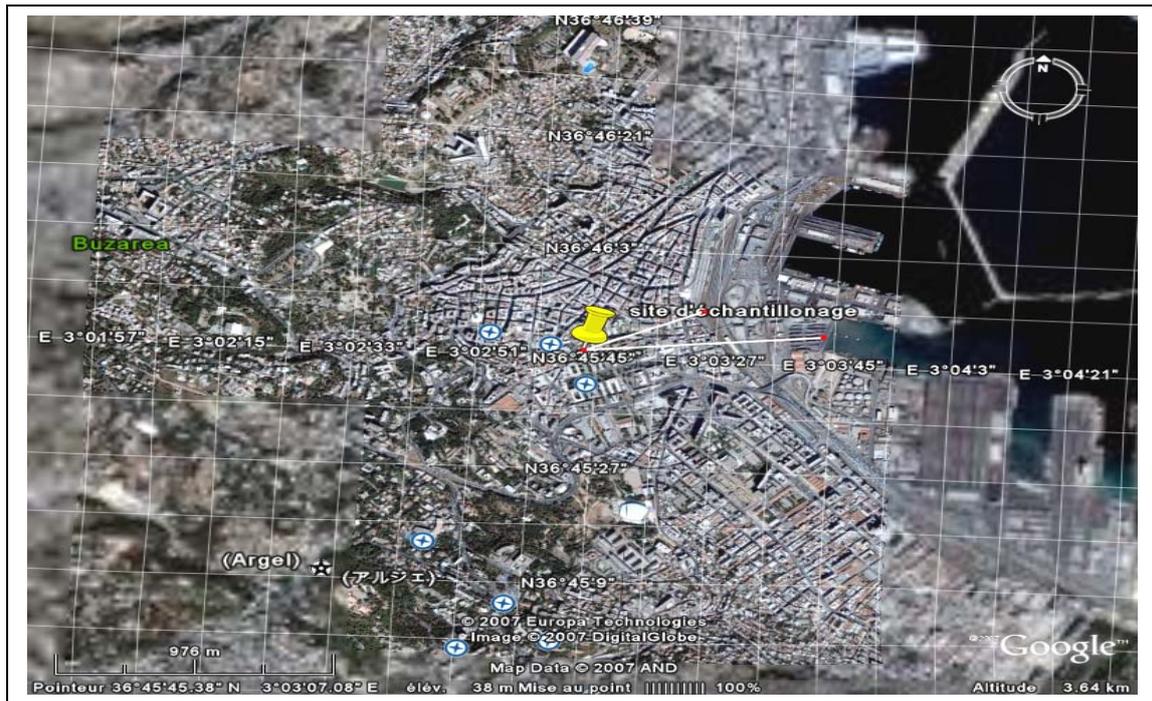


Figure IV.1 : Localisation du site de mesure à Alger centre (place 1^{er} Mai)



Figure IV.2 : Emplacement du poste de mesure par rapport aux autres appareils de mesures

IV.2 TECHNIQUE D'ECHANTILLONNAGE

Le prélèvement par classe granulométrique des PM-i a été effectué à l'aide d'un échantillonneur à fort débit, le HVS-PM-10 muni d'un cascadeur Sierra-Andersen (marque Graseby, USA) à 4 étages pour le fractionnement granulométrique.

Cet échantillonneur qui a été largement décrit dans les travaux antérieurs [11], est constitué principalement de trois parties :

- Le High volume sampler (HVS) qui comprend la turbine d'aspiration, le compartiment porte filtre et le contrôleur du débit d'aspiration d'air.
- La tête sélective PM-10 qui fixe le seuil de coupure des particules à collecter à 10 μm . la séparation à ce seuil se fait par impact sur une surface plane.
- Le cascadeur d'Andersen qui permet le fractionnement granulométrique. Il est doté de quatre étages qui permettent d'accéder aux 5 classes granulométriques : (0-1 μm , 1-1,5 μm , 1,5-3 μm , 3-7 μm et 7-10 μm).

Le principe de fonctionnement de notre échantillonneur est basé sur la différence de quantité de mouvement (ou d'énergie cinétique) des particules. Pour les trier par taille, il faut que la vitesse du fluide soit très bien contrôlée et connue, chose qui est assurée par un contrôleur électronique de débit le MFC (Mass Flow Controller) . En raison de leur inertie, les particules ont tendance à effectuer un trajet direct alors que le flux de gaz est dévié par un obstacle. Les particules d'une masse définie, donc d'un volume et d'une taille définis- si leur densité est homogène- vont s'impacter sur cet obstacle (**filtre**). Les particules plus légères vont contourner l'obstacle et venir s'impacter sur un étage suivant, correspondant à un diamètre de coupure plus petit (figure IV.3).

Pour les particules i de masse m_i l'énergie cinétique est $E_i=1/2 m_i.v_0^2$ et la quantité de mouvement (impulsion) est : $p_i = m_i . v_i$

Le tri est correct si les particules ont des densités voisines. Dans ce cas, le tri par masse est équivalent à un tri par volume, donc par diamètre aérodynamique D_p .

On interpose sur le flux d'air plusieurs plaques percées de trous ou de fentes de tailles de plus en plus petites (étages de 1 à 4). A la sortie des vides de l'étage N°01, où la vitesse v_1 , seules les particules de masse m_1 (masse élevée) sont impactées sur le filtres qui se trouve

juste en dessous. La réduction de la taille du vide dans l'étage N°02, augmente la vitesse de l'effluent ($v_2 > v_1$) et les particules de masse m_2 (avec $m_2 < m_1$) seront alors impactées dans le filtre suivant, et ainsi de suite, donc plus la particule est de grande taille, plus sa masse est importante, plus tôt elle s'arrête, on recueille les grosses particules sur les premiers filtres et les petites sur les derniers filtres [17,40].

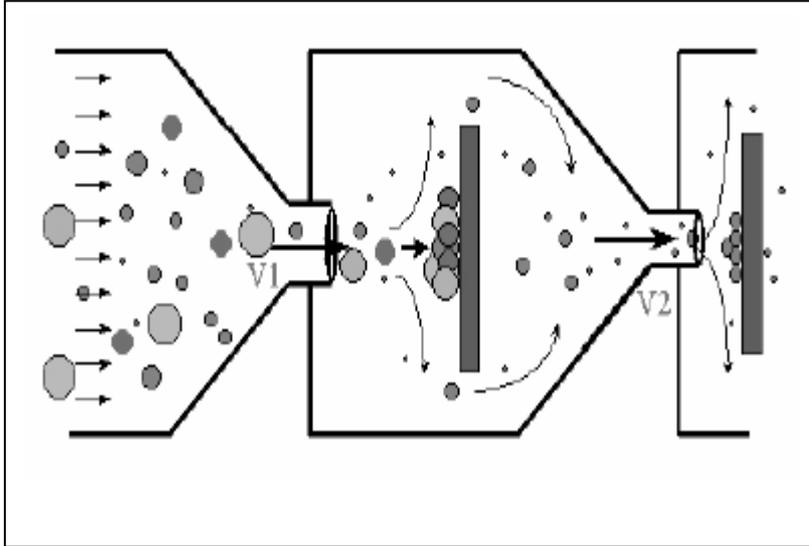


Figure IV.3 : Schéma de principe de fonctionnement d'un impacteur en cascade [40]

Les étages sont posés sur un grand porte filtre sur le quel on met un filtre classique, dit « filtre total », qui recueille les très fines particules. L'efficacité de l'impaction $\bar{\sigma}$ dépend :

- Du diamètre D_p de la particule
- Du débit d'air V
- De la densité de la particule ρ

$\bar{\sigma}$ diminue quand la viscosité μ du fluide augmente et inversement proportionnel à un paramètre de construction k . on a :

$$\bar{\sigma} = 1/k \cdot D_p^2 \cdot v \cdot (\rho/\mu)$$

Les paramètres de fonctionnement sont :

- le débit d'aspiration : $1,1 \text{ m}^3 / \text{mn}$
- la durée de prélèvement : 24 heures

En fonction du volume d'air prélevé, on détermine alors la teneur atmosphérique des particules en $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

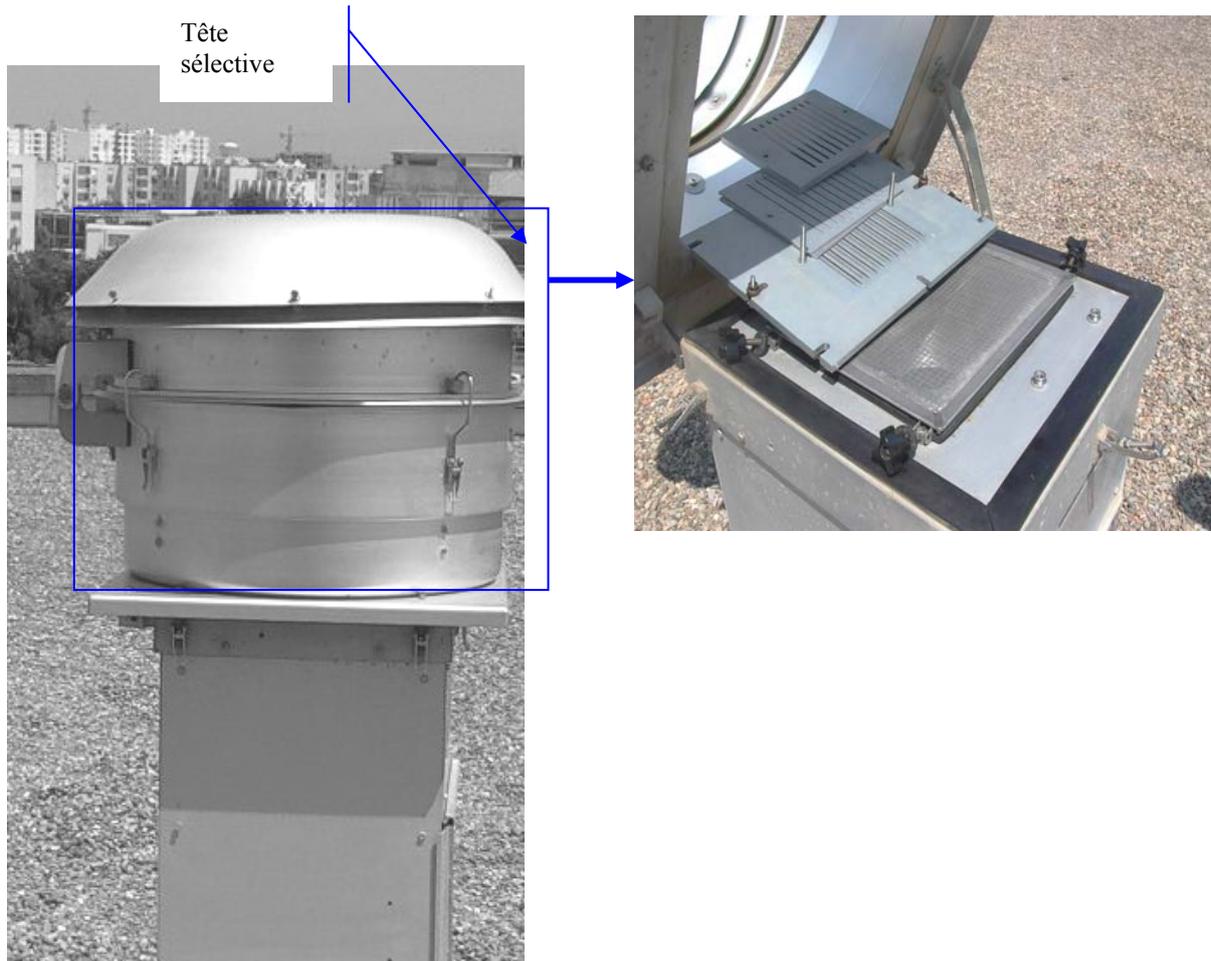


Figure IV.4 : Photos de l'appareil d'échantillonnage.

Les filtres de rétention des particules sont en fibre de verre (Wattman) de dimension 12X12 cm pour les différentes fractions et 20X20 cm pour le filtre final. Ces filtres sont pesés avant et après collecte à 0,1mg près. Le résultat est ensuite exprimé en $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Durant la période de prélèvement d'une année qui s'est étalée du 27/07/2005 au 24/08/2006 nous avons pu effectuer 72 prélèvements ; ce qui donne en moyenne 05 prélèvements par mois et en effet on a pu recueillir 203 filtres chargés de particules de différentes classes granulométriques.

Chaque prélèvement compte normalement 5 fractions de particules correspondant aux cinq étages. Cependant et pour économiser la consommation des filtres, nous avons souvent utilisé seulement 3 à 4 étages avec des seuils de coupure granulométrique alternés, et parfois même il nous est arrivé d'utiliser qu'un seul étage.

IV.3 MINERALISATION DES ECHANTILLONS ET ANALYSE DES METAUX LOURDS

Afin d'extraire les métaux lourds présents dans les particules fines collectées sur les filtres on procède à la minéralisation des échantillons.

La matière particulaire recueillie sur les filtres est mise en solution à reflux avec de l'acide nitrique et l'acide chlorhydrique (mélange volumique de 1/3). La préparation des échantillons à analyser est faite conformément à la norme **ISO 9885** [41].

La technique d'analyse utilisée pour la détermination des teneurs en métaux lourds présents dans les particules est la spectroscopie d'absorption atomique à flamme sur un appareil de type SOLAAR. Les métaux analysés sont le plomb, le fer, le manganèse et le cuivre.

Chapitre V : Résultats et interprétations

V.1 INTRODUCTION

Les résultats obtenus suite à l'exploitation de nos données nous ont permis de suivre d'abord dans un premiers temps l'évolution temporelle des teneurs atmosphériques en particules, la corrélation entre les teneurs suivant la classe granulométrique et enfin la distribution granulométrique de ces particules.

Nous traitons par la suite les résultats liés à la composition chimique de ces particules, et très précisément à leur composition en métaux lourds, qui est importante vu leur risque sur la santé de l'homme.

V.2 EVOLUTION TEMPORELLE DES TENEURS ATMOSPHERIQUES EN PM-I

V.2.1 Niveau de pollution

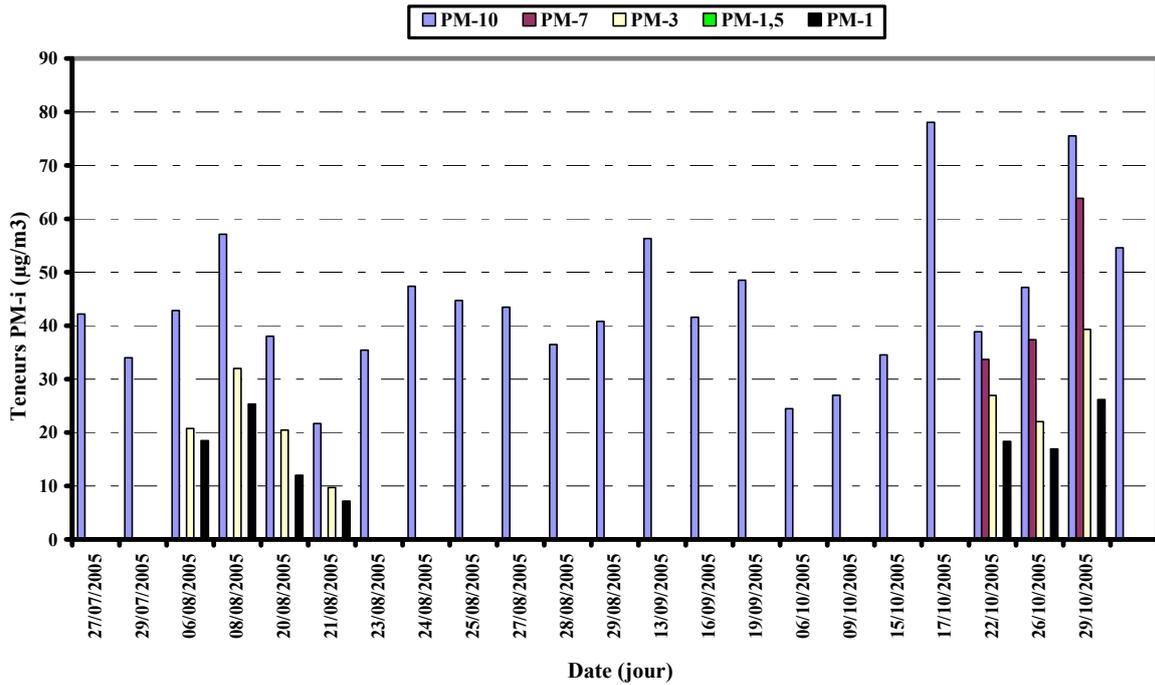
La figure V.1 illustre l'évolution temporelle des teneurs atmosphériques en PM-i ($i = 10 ; 7 ; 3 ; 1,5$ et $1 \mu\text{m}$) mesurées pendant notre période de prélèvement. Les teneurs moyennes, ainsi que les valeurs extrêmes sont résumés en tableau V.1

Ces résultats montrent qu'il existe une importante fluctuation des teneurs journalières en PM-i et ce quelque soit la classe granulométrique des particules.

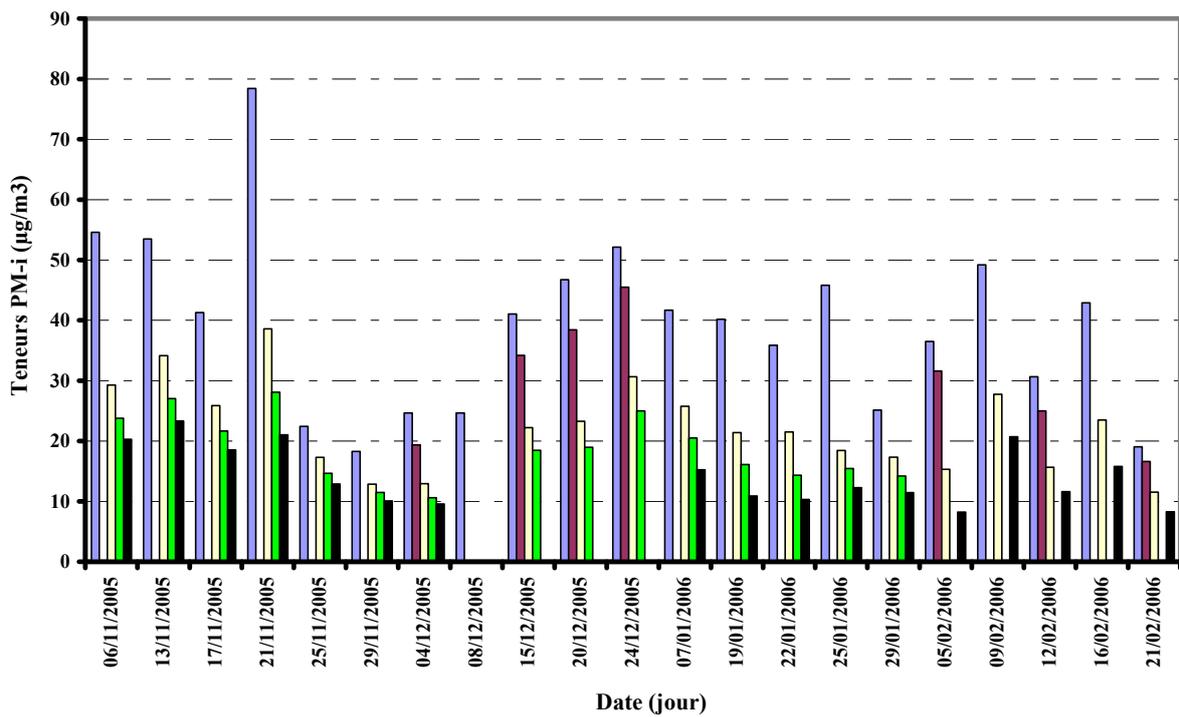
Pour les PM-10, les teneurs mesurées oscillent entre $18,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et $102,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$. La teneur moyenne annuelle s'élève à $46,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Les moyennes annuelles des particules respirables PM-3 et des particules très fines PM-1 s'élèvent respectivement à $26,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et $16,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

La fluctuation des teneurs mesurées peut s'expliquer, comme cela a été présenté en partie théorique par l'influence des facteurs météorologiques (vents, pluies, ensoleillement, température,...etc).

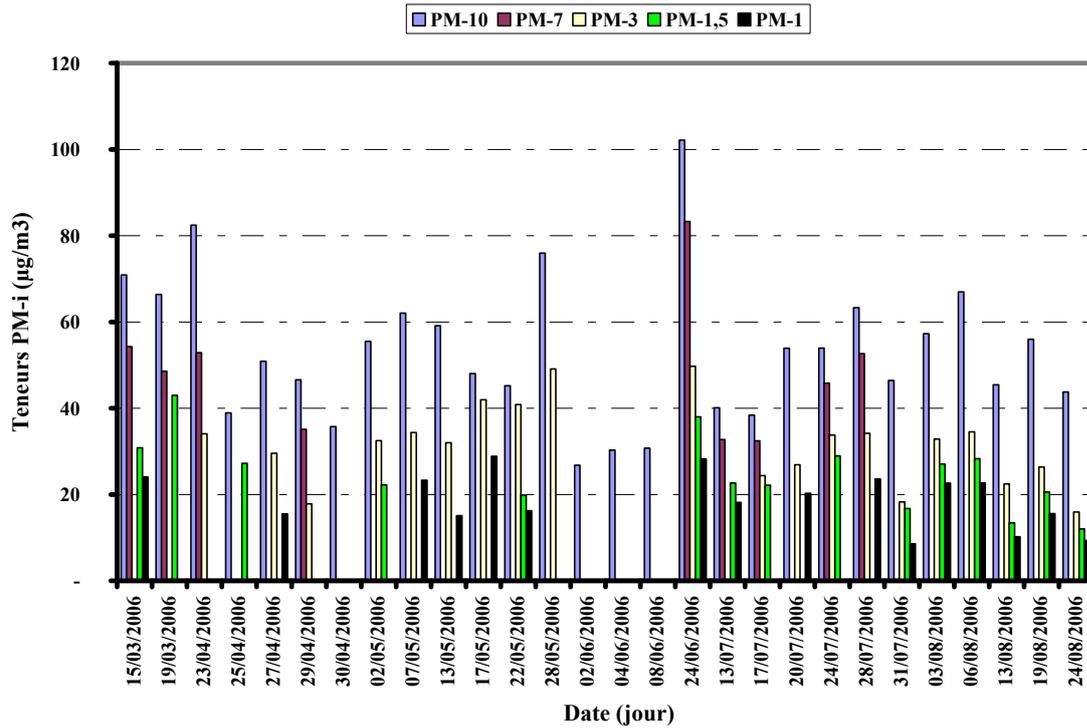


Partie (I)



Partie (II)

Figure V.1 : Evolution temporelle des teneurs moyennes quotidiennes des PM-i.



Partie (III)

Figure V.1 (suite) : Evolution temporelle des teneurs moyennes quotidiennes des PM-i.

Tableau V.1 : Valeurs moyennes et extrêmes des différentes classes granulométriques.

Classe granulométrique	Maximum (µg/m ³)	Minimum (µg/m ³)	Moyenne* (µg/m ³)	Ecart type (µg/m ³)
PM-1	28,9	7,2	16,7	6,1
PM-1,5	43,0	10,6	21,8	7,7
PM-3	49,8	9,7	26,6	9,5
PM-7	83,3	16,6	41,2	15,9
PM-10	102,2	18,3	46,1	16,3

* : la moyenne arithmétique calculée est égale à la somme des teneurs rapportée sur leur nombre

V.2.2 Influence des facteurs météorologiques sur les PM-10

En se basant sur les données météorologiques (température, vitesse des vents et précipitation) fournies par l’Office National de Météorologie de Dar El Beida [42], nous constatons que certaines séquences de pollution en particules fines sont liées à l’évolution des paramètres météorologiques (figure V.2). On distingue à cette effet les trois périodes suivantes :

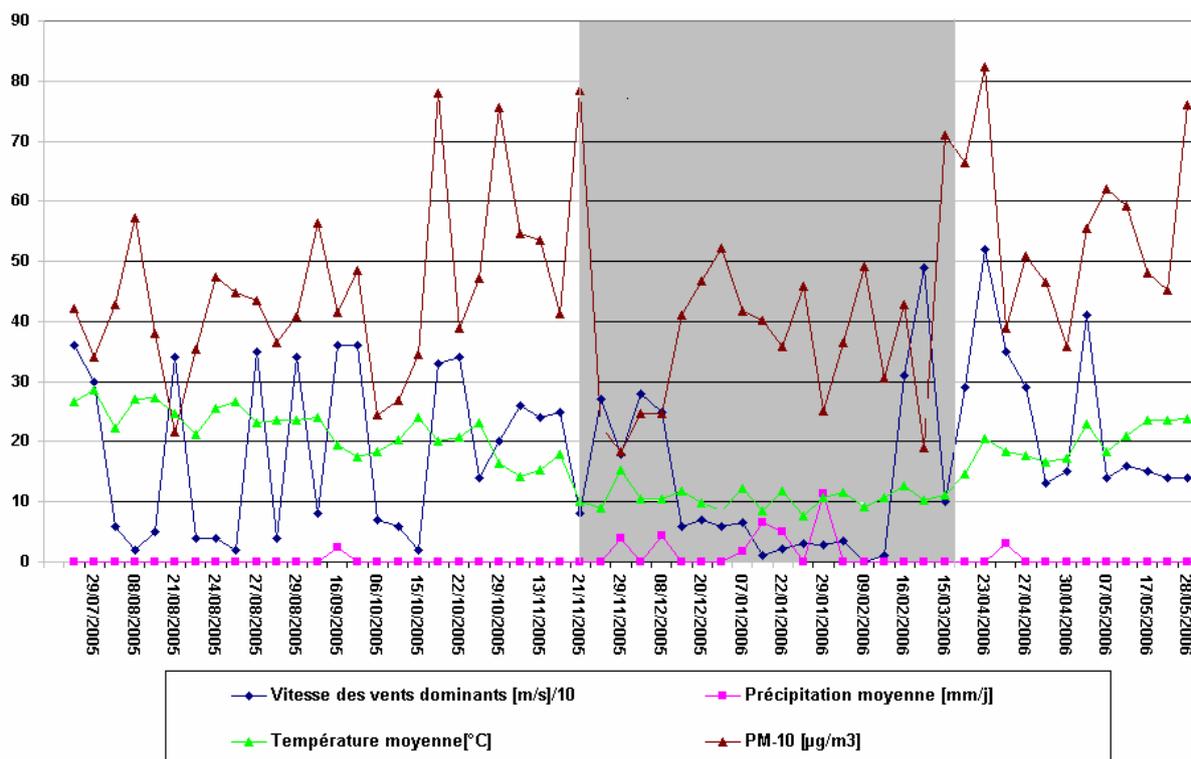


Figure V.2 : Influence de la météorologie sur la pollution en particules fine PM-10

I- De juillet à mi-novembre 2005

Cette période est caractérisée par des températures moyennes élevées, dépassants les 20 °C dans la plupart des journées de prélèvement. Des précipitations nulles dans quasiment la plupart de ces jours et des vitesses de vents variables entre 2,0 à 3,6 m/s (figure V.2). On est ainsi en présence de vents faibles à moyens qui ne favorisent que peu la dispersion, cet effet conjugué à l'absence de précipitation, qui ne donnent pas lieu au phénomène de lessivage de l'atmosphère et aux températures assez élevée qui favorisent la formation photochimique de particules secondaires, entraîne alors une pollution particulaire assez forte (45,5 µg/m³).

II- De mi-novembre 2005 à mi-mars 2006

Contrairement à la période précédente, cette période est caractérisée par :

- Des températures quotidiennes moyennes à faibles (10,6°C en moyenne).
- La Présence de pluie.

Cette situation ne favorise pas l'accumulation des polluants et on s'attend à une nette diminution des niveaux. A ces effets de réduction de la pollution, s'opposent toutefois des faibles vitesses de vent (de l'ordre de 1,2 m/s) de façon que globalement on enregistre qu'une diminution assez réduite des niveaux de pollution (39,3µg/m³ en moyenne).

III- Du mi-mars 2006 à fin mai 2006

Les conditions météorologiques qui caractérisent cette période sont :

- Une température moyenne relativement élevée (19,80 °C)
- Absence de précipitation durant les journées de prélèvement (excepté la journée du 25/04/2006).
- Des vitesses de vent qui varient entre 1,0 et 5,2 m/s

Cette situation est similaire à celle de la période I, mais les vents plus forts favorisent la resuspension et le transport des particules vers le site de mesure. On enregistre alors de fortes teneurs en PM-10, soit une moyenne quotidienne de $57\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Il est clair que les activités humaines en se ralentissant ou en s'accroissant peuvent se superposer aux effets de la météorologie.

L'étude de l'évolution saisonnière des teneurs en PM-10 que nous représentons en tableau V.2 montre que c'est en été qu'on enregistre les teneurs moyennes les plus élevées. Les teneurs les plus basses se manifestent en hiver. Ceci s'explique comme signalé auparavant, par l'augmentation en été de la resuspension, la conversion des particules secondaires et l'érosion des terrains nus. D'une autre part, et en tenant compte des valeurs assez élevées de l'écart type de chacune des saisons, les moyennes saisonnières ne peuvent être prises comme des valeurs représentatives à causes de la grande dispersion (fluctuation) des teneurs des PM-10.

Tableau V.2 : Moyennes saisonnières des teneurs atmosphériques en PM-10.

Saison	Automne 2005	Hiver 2006	Printemps 2006	Été 2006
Moyenne ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	43,01	42,80	49,16	55,65
Ecartype ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	19,72	14,72	16,73	17,13

La même évolution saisonnière est obtenue dans l'étude menée en site urbain à Bab Ezzouar [12]. Une étude similaire réalisée par EPA (Agence américaine de protection de l'environnement) en 1999 dans quelques villes des USA (Philadelphia, Washington-DC, Nashville et Boston) montre également que les teneurs massiques moyennes des particules fines (PM-10) sont plus importantes en été qu'en hiver [49].

V.2.3 Distribution massique des PM-i

La distribution massique, par classe granulométrique, des particules est illustrée dans la figure V.3. Cette répartition montre que c'est surtout la fraction des particules très fines

($D_p < 1\mu\text{m}$) et à un degré moindre la fraction des particules moyennement grossières ($3 < D_p < 7\mu\text{m}$), qui accusent les fractions massiques les plus élevées, soit 36 et 31 % respectivement.

Les particules alvéolaires PM-3 contribuent à plus de la moitié (57%) de la masse totale des PM-10. Un constat qui reste préoccupant vu le caractère nuisible de cette fraction. Le potentiel nuisance des particules à Alger est aussi visible dans le taux élevé des PM-1 qui constitue plus de tiers de l'ensemble des particules collectées :

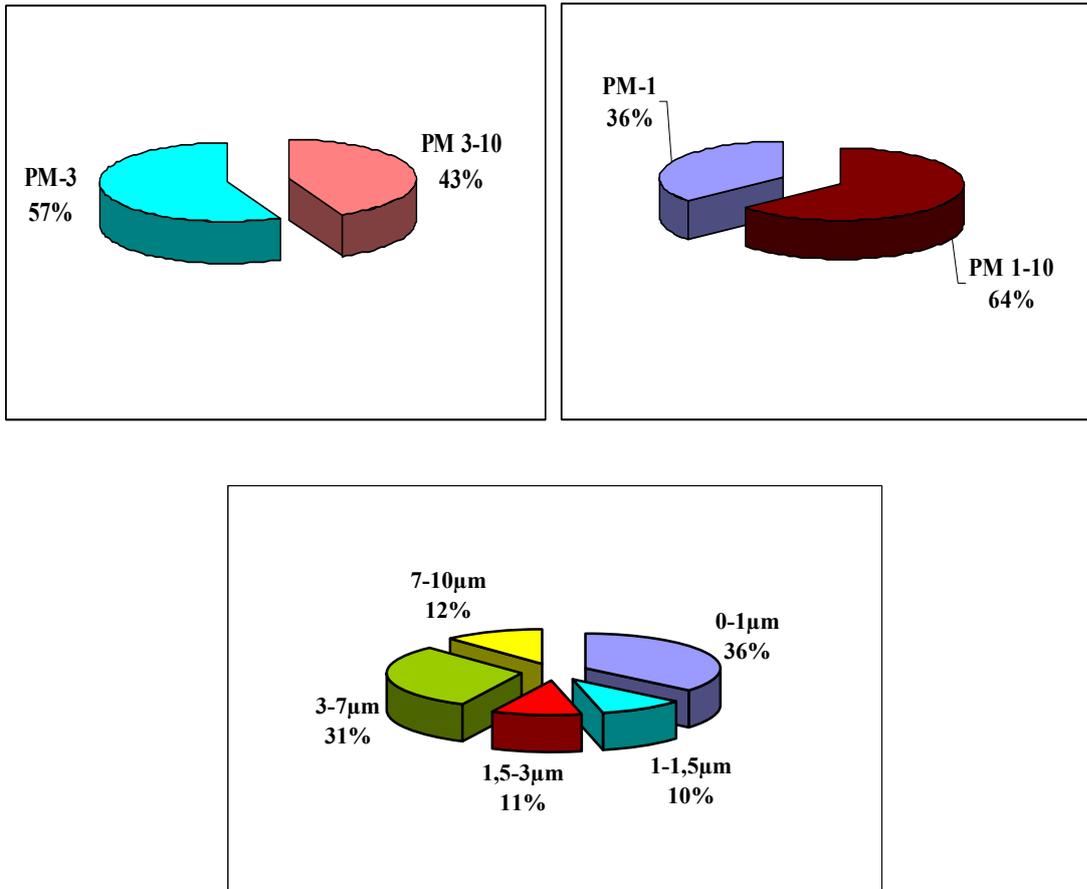


Figure V.3 : Contribution massique des particules collectées par classe granulométrique.

V.2.4 Distributions des fréquences des teneurs journalières des particules

L'exploitation des données journalières des PM-i (PM-1, PM-3 et PM-10) obtenue durant notre campagne d'échantillonnage, nous a permis de tracer les courbes de fréquences et fréquences cumulées des niveaux journaliers.

La médiane et le mode qui sont des indicateurs de position du point de vue statistique, sont dans notre cas, déterminés à partir des graphes illustrés en figures V.4 et V.5.

La comparaison des valeurs moyennes par rapport aux valeurs des médianes et des modes révèle qu'ils sont presque égaux, ceci implique que les moyennes arithmétiques sont très représentatives.

L'écart type, considéré comme étant un indicateur de dispersion des valeurs enregistrées par rapport à leur moyenne, est caractérisé par des valeurs assez élevées ceci peut être expliqué par la grande fourchette de variation des teneurs, qui est probablement liée aux facteurs météorologiques instables d'une journée à une autre. Néanmoins ces mêmes valeurs peuvent être considérées comme étant relativement faibles, notamment si celles-ci sont comparées par rapport à celles des autres études effectuées dans le même axe de recherche, comme celle réalisée par le laboratoire des sciences et techniques de l'environnement de l'Ecole Nationales Polytechnique d'Alger durant la période 2003-2004 à Bab-Zouar [12].

Dans plusieurs études épidémiologiques relatives aux effets des particules sur la santé, les taux de pollution sont indiqués par les valeurs des percentiles, notamment les P₅, P₇₅ et P₉₀. Les percentiles issus de notre étude sont présentés en tableau V.3.

Tableau V.3 : Données statistiques relatives aux niveaux de pollution par les PM - i

Paramètres	PM-1	PM-3	PM-10
Min	7.2	9.7	18.3
Max	28.9	49.8	102.2
Ecart type	6.1	9.5	16.3
Moyenne	16.68	26.6	46.12
Médiane*	16	25.9	43.8
Mode**	15.52	25.3	44.14
Percentile*** 5	6.37	11.82	22.48
Percentile 75	21.14	32.73	54.45
Percentile 90	25.2	39.13	65.14
Percentile 98	28.5	46.50	98.1

* : une teneur médiane représente une valeur qui doit être supérieure à 50 % des teneurs enregistrées et par conséquent 50 % de celles-ci lui soient aussi inférieures.

** : un mode dans ce cas représente la teneur ayant la plus grande fréquence journalière, autrement dit c'est la teneur enregistrée le plus grand nombre de fois.

*** : un percentile x (Px) dans notre cas représente une teneur dont x % des teneurs enregistrées lui soient inférieures.

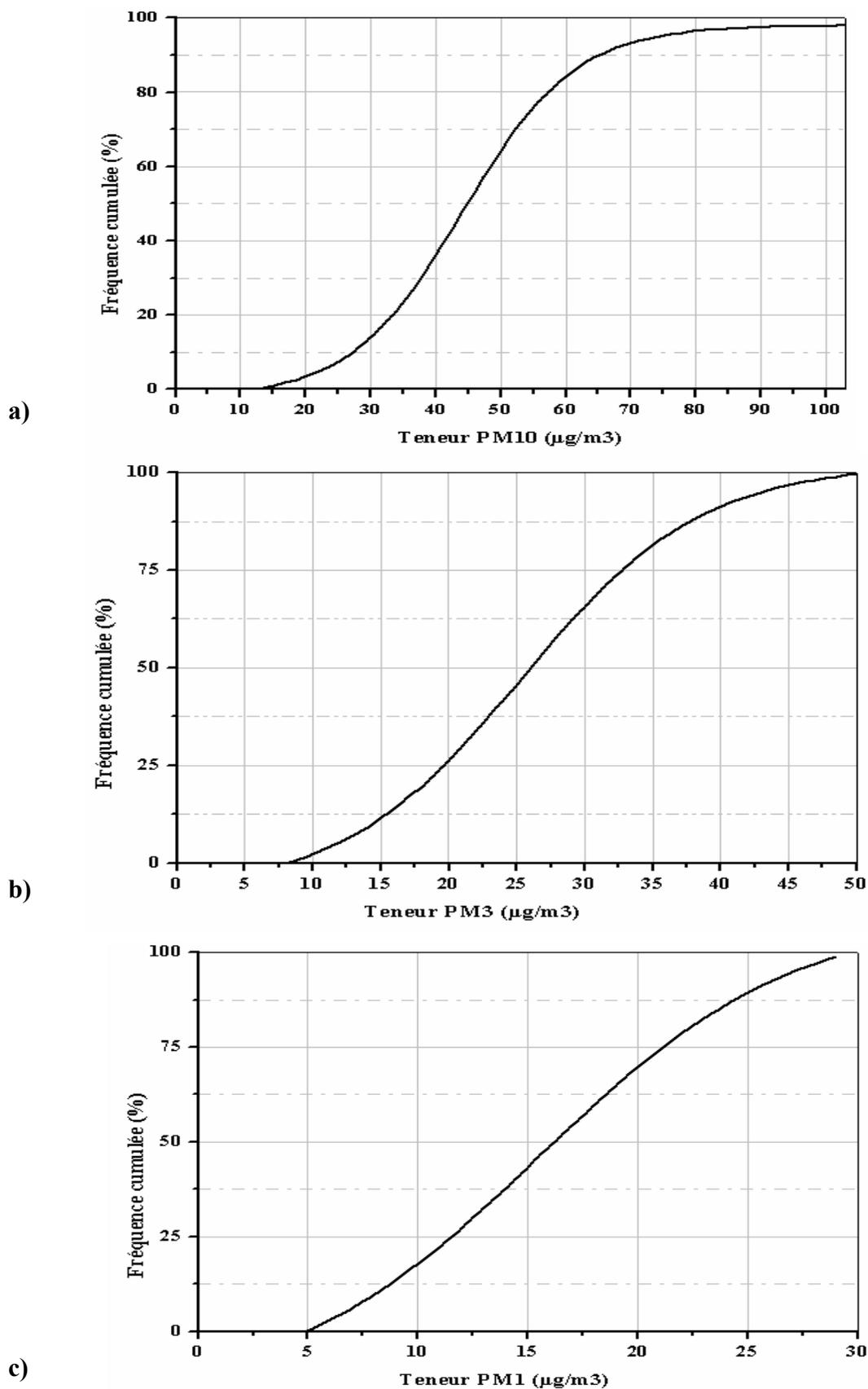


Figure V.4 : Distribution des fréquences journalières cumulées en fonction des teneurs des particules a) PM-10, b) PM-3 et c) PM-1

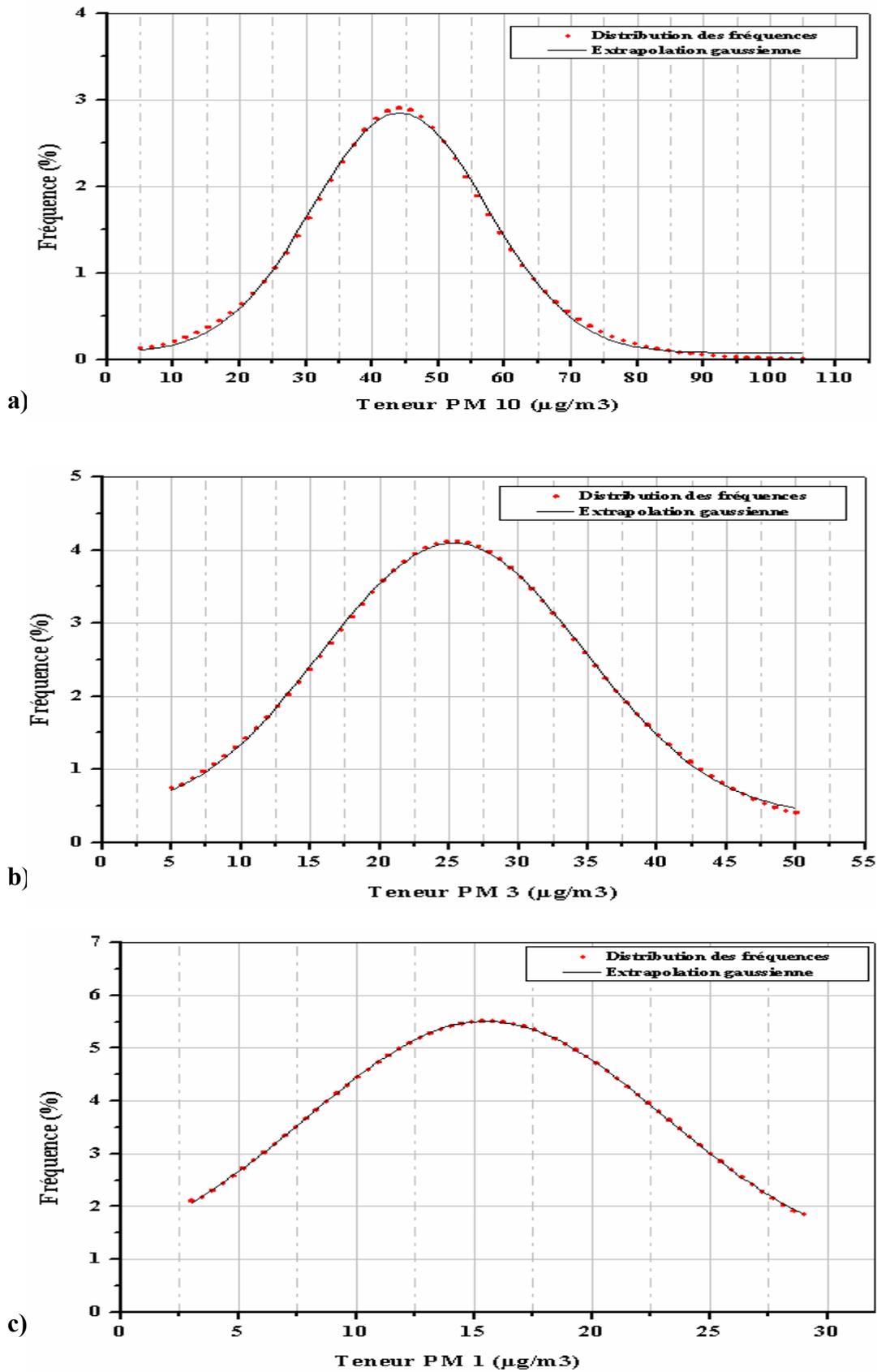


Figure V.5 : Distribution des fréquences journalières en fonction des teneurs des particules a) PM-10, b) PM-3 et c) PM-1

V.2.5 Distribution granulométrique des particules fines

La granulométrie des particules qui est indexée par un diamètre « équivalent », est un paramètre important dans la détermination des propriétés, des origines et des effets des particules fines sur la santé et sur l'environnement [44]. L'étude de la distribution granulométrique permet de déterminer certains paramètres et caractéristiques qui caractérisent les particules du site étudié.

a) Détermination du diamètre médian D_{50}

Le diamètre médian D_{50} correspond au diamètre de la fraction granulométrique ayant 50% de la masse des PM-10. Ce diamètre est obtenu à partir de la représentation graphique de la fonction masse cumulée $MC = f(D_p)$. Il est à noter que cette fonction est représentée sur un repère Log-probabilité (les diamètres des particules D_p sur l'axe des ordonnées en échelle logarithmique et le pourcentage de la masse cumulée des particules ayant un diamètre inférieur ou égal à D_p sur l'axe des abscisses en échelle probabilité) [45].

Les résultats expérimentaux qui vont servir à construire le graphe de cette fonction, sont résumés dans le tableau V.4.

Tableau V.4 : Exploitation des données recueillies par fractionnement granulométrique

Etage Andersen	Fraction granulométrique (μm)	Masse des particules collectées par étage (mg)	Masse cumulée MC en (mg)	Masse cumulée en %	Diamètre (μm)
5	0,01-1	25,8	25,8	36,15	< 1
4	1-1,5	7,4	33,2	46,58	< 1.5
3	1,5-3	7,6	40,8	57,18	< 3
2	3-7	22,0	62,8	87,94	< 7
1	7-10	8,6	71,4	100	< 10

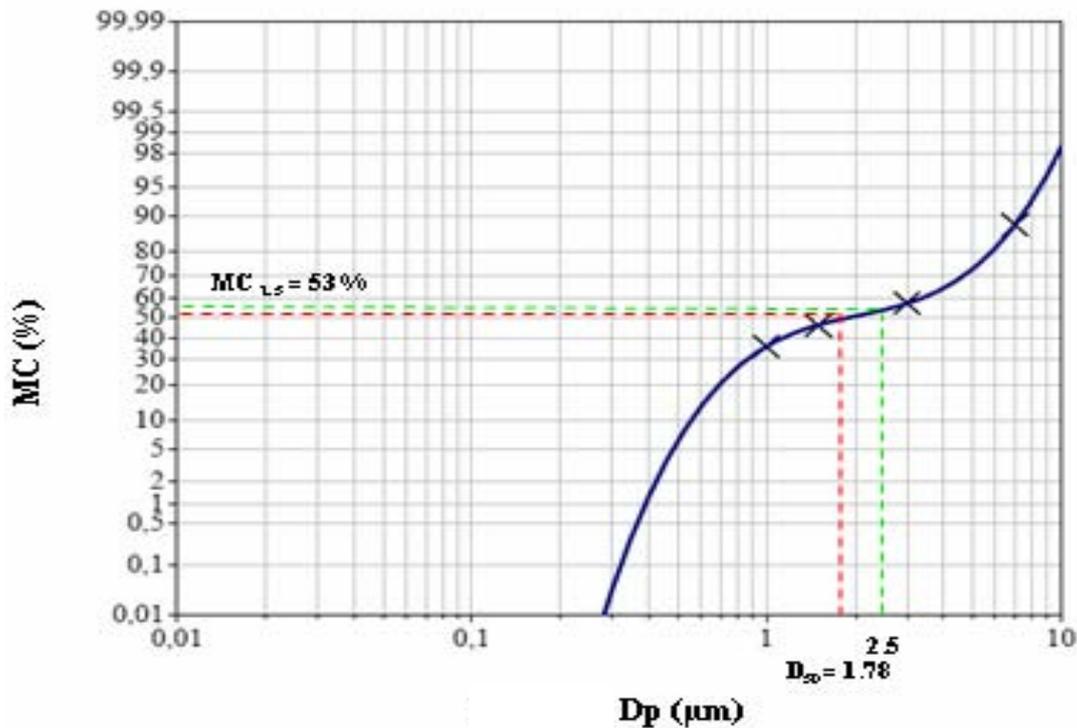


Figure V.6 : Diagramme Log-probabilité de la masse cumulée des particules en fonction du diamètre.

En projetant sur le graphe la valeur de la masse cumulée ($MC = 50\%$) nous obtenons le diamètre aérodynamique correspondant à cette valeur, qui est le diamètre médian $D_{50} = 1,78\ \mu\text{m}$. Ce diamètre est caractéristique des particules urbaines mesurées en différents sites d'Alger [11,12].

b) Détermination de la teneur des particules en PM-2,5

En se référant, toujours au graphe de la fonction $MC = f(D_p)$ et par projection de la valeur du diamètre ($D_p = 2,5\ \mu\text{m}$) sur la courbe, nous tirons le pourcentage massique correspondant MC égale à 53% . Il en résulte que 53% de la masse des particules ont un diamètre inférieur à $2,5\ \mu\text{m}$.

La détermination de la valeur des PM-2,5 fera toujours appel à une méthode graphique qui consiste à tracer le graphe représentant la fonction $PM-i/PM-10 = f(MC-i/MC-10)$ et ceci afin de minimiser les erreurs liées aux variations du débit d'aspiration quotidien au cours de l'échantillonnage.

Les données nécessaires pour construire ce graphe sont résumées en tableau V.5

Tableau V.5 : Données utilisées pour la représentation graphique de la fonction $PM-i/PM-10 = f(MC-i/MC-10)$

Indice (i)	PM-i ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	PM-i/PM-10 (%)	MC-i (mg)	MC-i/MC-10 (%)
1	16,7	36,2	25,8	36,2
1.5	21,8	47,3	33,2	46,6
3	26,6	57,7	40,8	57,2
7	41,2	89,4	62,8	87,9
10	46,1	100	71,4	100

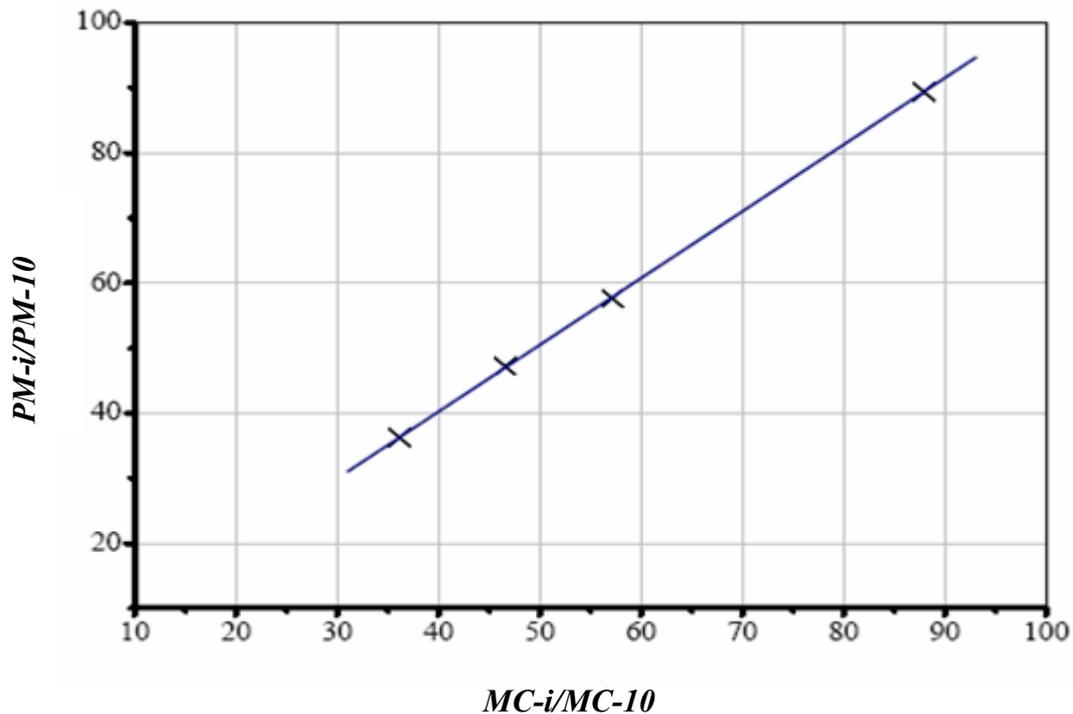


Figure V.7 : Représentation de la fonction (PM-i/PM-10) en fonction de (MC-i/MC-10).

La courbe tendance du tracé de la fonction $PM-i/PM-10 = f(MC-i/MC-10)$ est une droite ayant un coefficient de corrélation $R^2 = 0.999$ et une équation

$$PM-i/PM-10 = 1,02623*(MC-i/MC-10)-0,81971.....(1)$$

Sachant que la concentration moyenne des PM-10 est connue il suffit alors de remplacer le valeur de MC-i/MC-10 par sa valeur (53%) dans l'équation (1) pour obtenir ainsi la teneur moyenne des PM-2,5 dans l'air qui égale à $24,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Dans notre étude l'intérêt de cette démarche pour la détermination de la teneur des PM-2.5 réside dans le fait que l'assimilation des PM-3 au PM-2,5 reste une idée acceptable puisque 91,7% des PM-3 sont des PM-2,5.

c) Détermination du mode de formation des particules

Les fines et les grosses particules sont mieux différenciées par leur mode de formation [46], ainsi et dans le but d'étudier et de comprendre cette différence au sein de notre site à Alger nous devons tracer la fonction $\Delta m / \Delta \text{Log} (D_p) = f(D_p)$ [45].

Avec :

Δm : la masse des particules retenues entre deux étages successifs de l'échantillonneur

$\Delta \text{Log} (D_p)$: est une valeur qui est calculée comme suite :

$$\Delta \text{Log} (D_p)_{\text{Etage } i} = \text{Log} (D_p)_{\text{Etage } i-1} - \text{Log} (D_p)_{\text{Etage } i}$$

Le calcul de ces deux variables figure dans le tableau V.6.

Tableau V.6 : Données utilisées pour la représentation graphique de la distribution granulométrique des particules.

Etage Andersen	Diamètre de coupure D_p (μm)	ΔLog (D_p)	Teneur massique entre deux étages successifs ; Δm (mg)	$\Delta m / \Delta \text{Log} (D_p)$
5	1	4,61	25,8	5,6
4	1,5	0,41	7,4	18,3
3	3	0,69	7,6	11,0
2	7	0,85	22,0	26,0
1	10	0,36	8,6	24,1

Sur la base des données figurant dans le tableau V.6 on représente graphiquement la fonction $\Delta m / \Delta \text{Log} (D_p) = f(D_p)$ sur un repère semi-logarithmique (les diamètres D_p sur l'axe des abscisses en échelle logarithmique et $\Delta m / \Delta \text{Log}(D_p)$ sur l'axe des ordonnées en échelle arithmétique), nous obtenons le graphe illustré par la figure V.8. Le résultat obtenu est un tracé qui permet d'avantage de prédire le nombre de modes qui existent dans la distribution massique des particules.

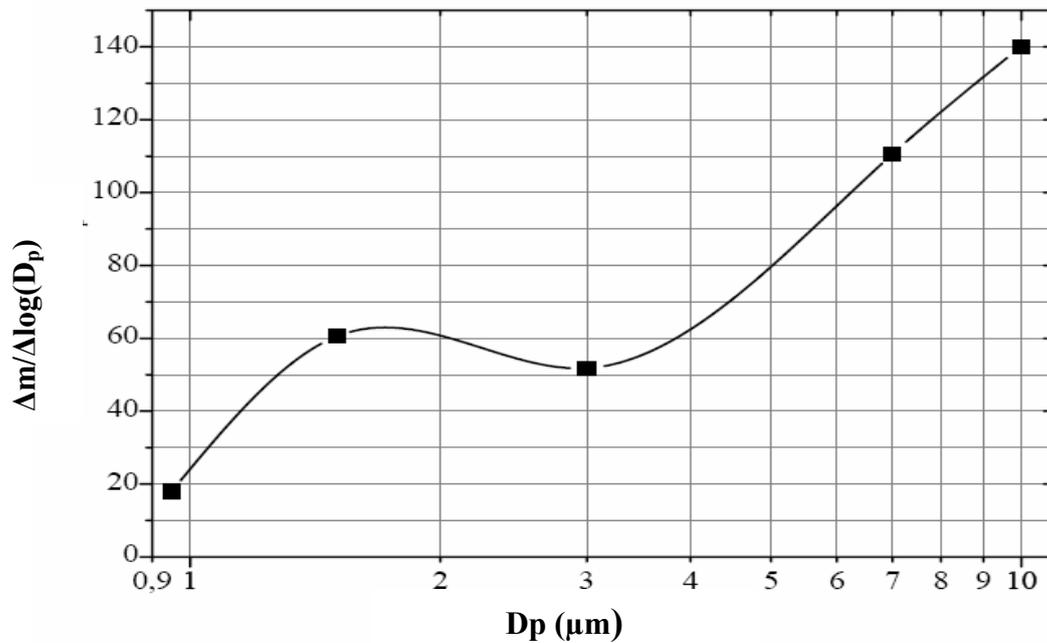


Figure V.8 : Distribution massique des particules en fonction de leur diamètre

Afin d'assurer une meilleure représentativité graphique de la fonction $\Delta m/\Delta \log(D_p) = f(D_p)$, on procède à la détermination d'un nombre de valeurs suffisant et ce, à partir du tracé des masses cumulées (MC) en fonction du diamètre particulaire sur une échelle log-probabilité (figure V.6), ensuite on procède à une extrapolation de données, moyennant le logiciel *Origine 7.5* afin d'avoir une représentation graphique continue et améliorée (figure V.9).

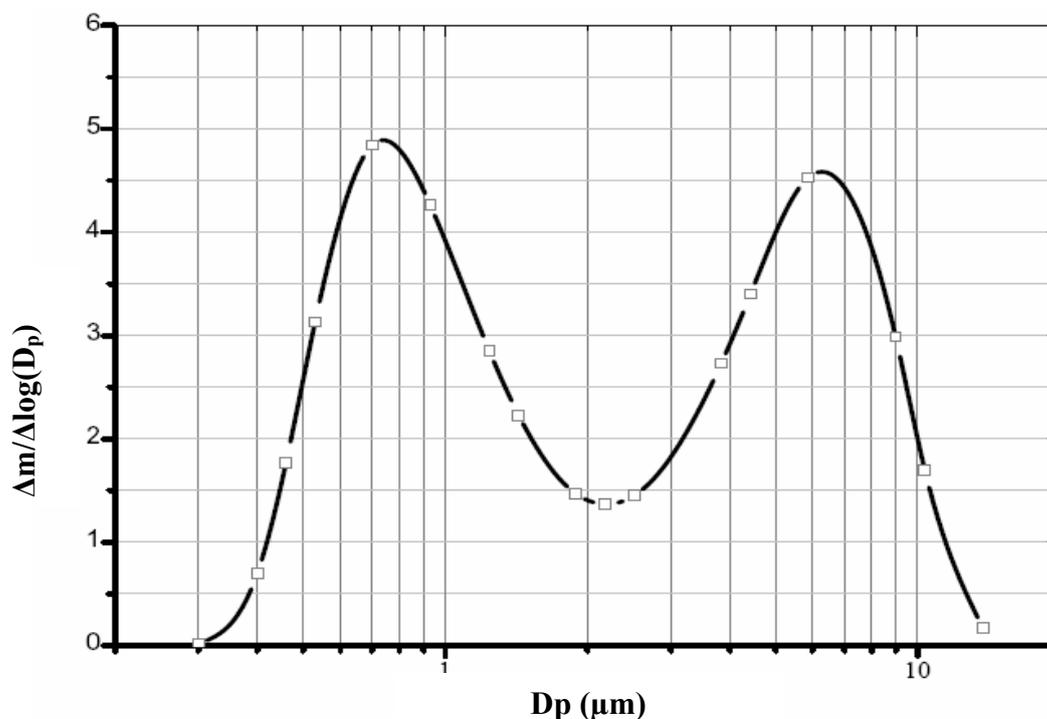


Figure V.9 : Représentation discontinue bimodale de la distribution massique des particules selon leur granulométrie.

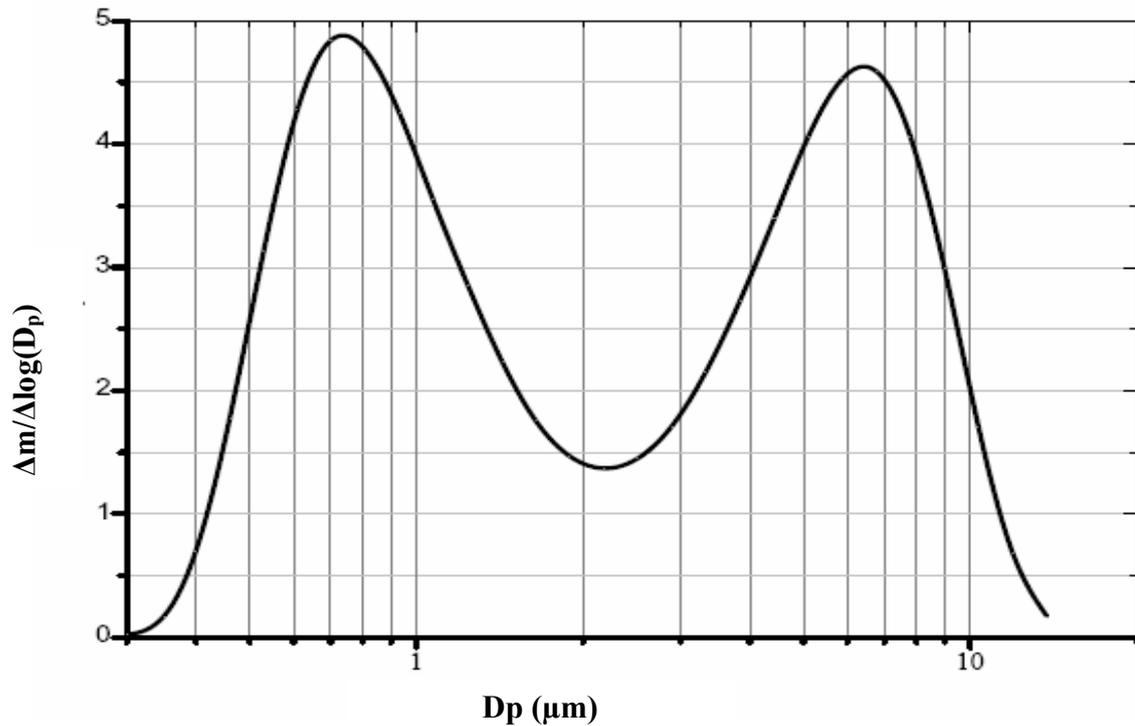


Figure V.10 : Représentation continue (extrapolation) de la distribution massique bimodale des particules selon leur granulométrie

Ainsi deux modes sont obtenues sur l'intervalle 0,1 – 10 μm (figure V.10):

Le mode 1 : regroupe les particules de diamètre inférieur à $<2,2\mu\text{m}$, ce qui représente en terme de masse 52 % de la masse totale des PM-10. Ce mode est centré autour de 0,8 μm

Le mode 2 : se compose de particules de diamètres compris entre 2,2 μm et 10 μm , et il englobe 48% de la masse totale des particules. C'est autour de 5,5 μm que ce mode est centré

L'interprétation de ces résultats nous induit à dire que la formation des particules, au sein de notre site d'échantillonnage, suit deux modes différents et ceci suivant leur diamètre :

- Le premier mode est celui des particules fines qui est représenté par le premier pic ; ce type de particules se forme soit par nucléation de gaz ou bien par accumulation des très fines particules. Les particules primaires ont pour origine les sources de combustion et les particules secondaires sont générées par condensation de substances chimiques volatiles [44].
- Le deuxième mode de formation des particules est celui des grosses particules ; dans ce cas les particules se génèrent souvent par des procédés mécaniques, ces particules contiennent généralement des embruns marins, des nitrates et les composés minéraux de l'écorce terrestre [44].

Ce type de distribution bimodale des particules est souvent rencontré en milieu urbain [8,12, 46].

V.2.6 Corrélation entre les teneurs massiques des différentes classes des particules

L'étude des corrélations entre les PM-i nous permettra de comprendre davantage l'origine et les mécanismes de formation des particules, dans ce site urbain d'Alger-centre.

A travers l'analyse des teneurs illustrées en figure V.11, nous constatons que les particules PM-1, PM-3 et PM-10 suivent approximativement la même évolution dans le temps, néanmoins un examen approfondi de cette évolution reste indispensable pour voir davantage si les différentes fractions sont influencées par les mêmes facteurs. C'est ainsi alors que nous traitons cas par cas les corrélations entre les teneurs des différentes classes des PM-i

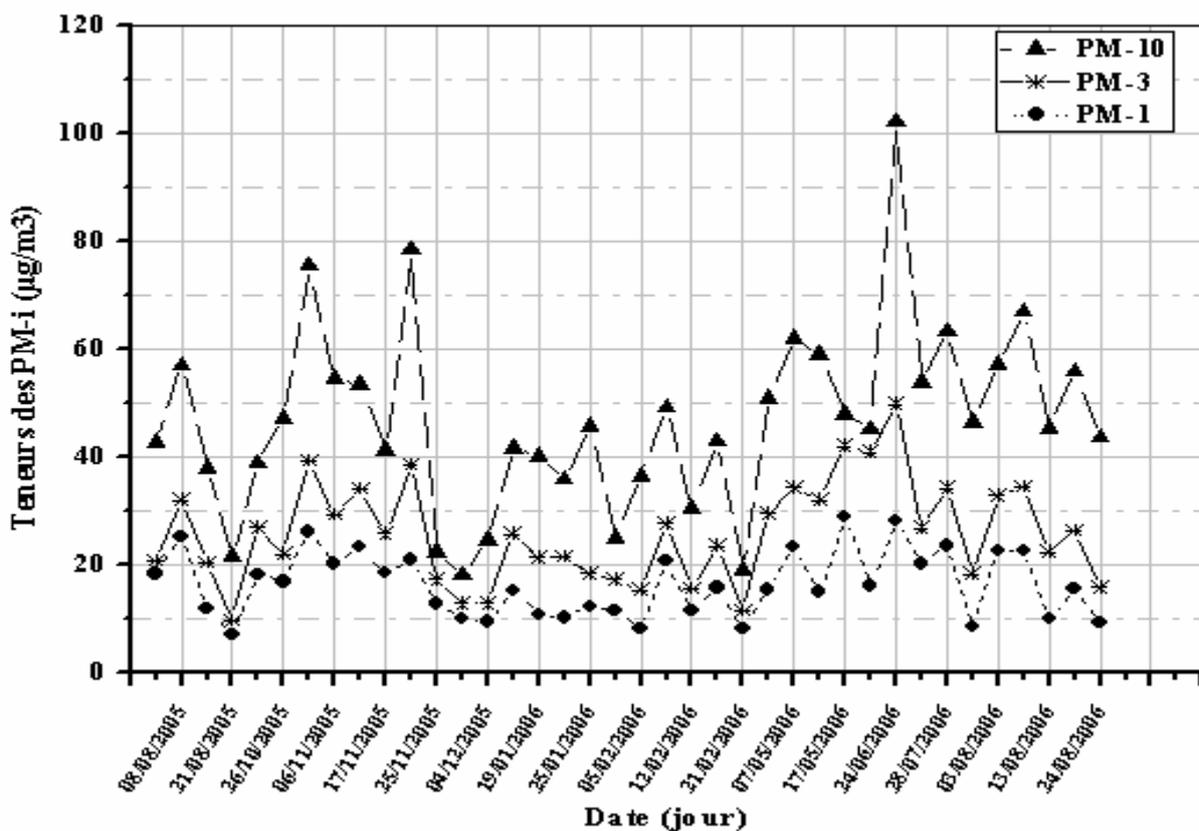
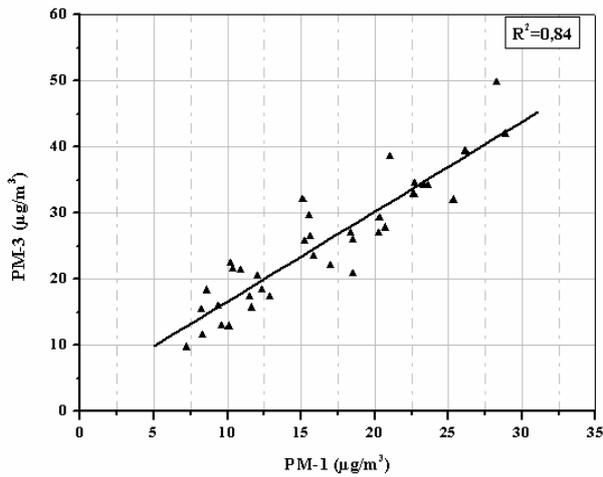
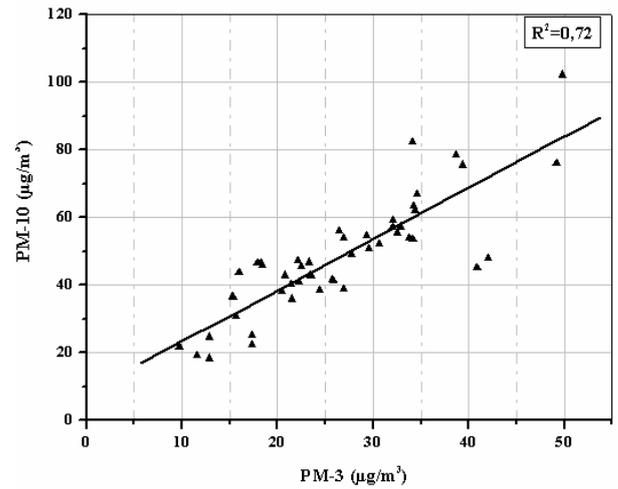


Figure V.11 : Comparaison de l'évolution temporelle des teneurs PM-1, PM-3 et PM-10

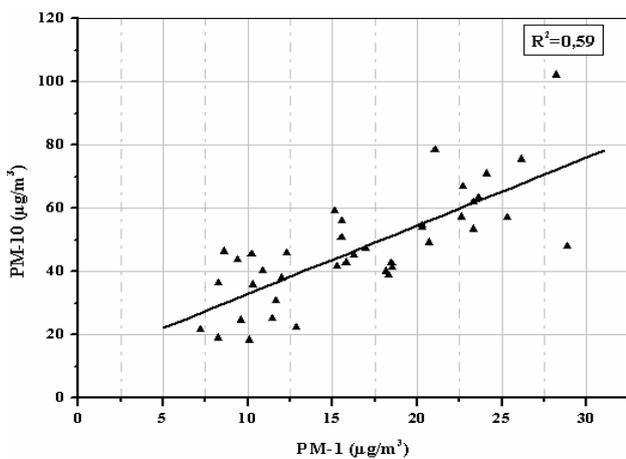
En figure V. 12 nous illustrons les graphes qui permettent l'estimation des facteurs de corrélations entre les diverses couples de PM-i.



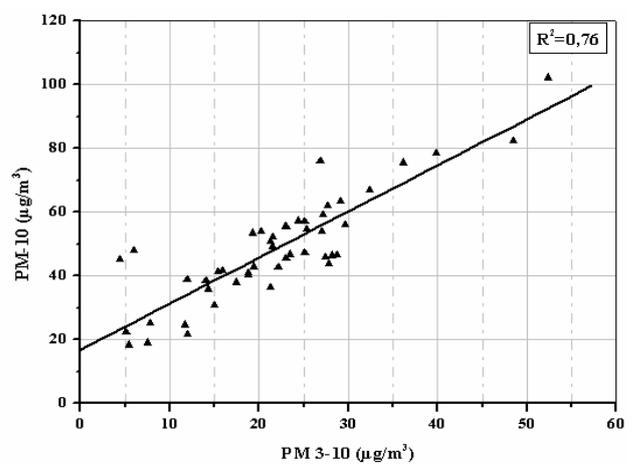
a)



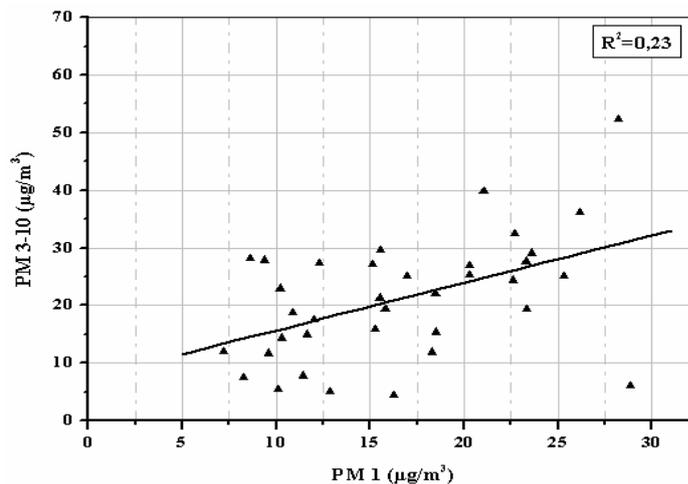
b)



c)



d)



e)

Figure V.12 : Corrélation entre les teneurs des différentes PM-i : **a)** PM-3/PM-1, **b)** PM-10/P-M3, **c)** PM-10/PM-1, **d)** PM-10/PM3-10 et **e)** PM3-10/PM-1

Avec un facteur de corrélation avoisinant 0,84, on constate que l'évolution des teneurs en PM-1 est étroitement liée à l'évolution des teneurs en PM-3. Un résultat qui s'explique très

probablement par le fait que ces particules fines ont les mêmes sources de pollution qui sont en générale les sources de combustion comme le trafic routier [47,48]. On retrouve ici le fait qu'en moyenne 63 % des PM-3 sont des PM-1.

Concernant les deux corrélations PM-10/PM-3 et PM-10/PM-1 les résultats indiquent des facteurs de corrélation faibles respectivement 0,72 et 0,58. Ce résultat suggère que la formation des PM-10 est influencée par des sources de pollution autres que celles des PM-3 et PM-1, telles que les sources de l'écorce terrestre. En effet l'érosion des sols engendre des particules grossières [49].

Le faible facteur de corrélation entre les PM3-10 et PM-1 qui estimé à 0.23 est encore une autre preuve qui indique que les particules très fines pour lesquelles le diamètre est inférieur à $1\mu\text{m}$, ont des sources et des voies de formation totalement différentes de celles des grosses particules. Les PM-1 véhiculent les suies très fines du trafic routier, alors que les autres sont liés à la resuspension et à l'érosion mécanique des sols.

V.2.7 Ampleur de la pollution et comparaison avec les normes algériennes et internationales

La comparaison de la pollution particulaire à Alger centre par rapport à celle enregistrée dans d'autres sites d'une part ou par rapport aux normes internationales et la législation algérienne, s'avère d'une grande importance, comme il est aussi important de situer l'exposition de la population à Alger par rapport à celles d'autres pays. En effet, si on veut adopter des mesures de restriction contre la pollution de l'air dans notre pays, il est intéressant de se référer aux expériences des autres pays pionniers dans ce domaine.

Les tableaux V.7 à V.9 donnent les différentes normes relatives aux concentrations moyennes annuelles ou journalières des PM-10 et PM-2,5.

Tableau V.7 : Normes américaines et recommandation de l'Organisation Mondiale de la Santé pour les PM-10.

Pays et régions	Valeur limite annuelle ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Valeur limite journalière	Références
Etat unis d'Amérique	50	150	[13]
Californie	20	50	[13]
OMS	20	50	[50]

Tableau V.8: Normes européennes d'immission des PM-10 [51]

Phase I	Période considérée	Valeur limite	Marge de dépassement	La date à laquelle la valeur doit être respectée
Valeurs limites journalière pour la protection de la santé humaine	24 h	50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ à ne pas dépasser plus de 35 fois par une année civile	50% lors de la rentrée en vigueur de la directive, diminuant le 01/01/2001 et ensuite tous les 12 mois par tranches annuelles égales pour atteindre 0% au 01/01/2005	01/01/2005
Valeurs limites annuelle pour la protection de la santé humaine	Année civile	40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	20% lors de la rentrée en vigueur de la directive, diminuant le 01/01/2001 et ensuite tous les 12 mois par tranches annuelles égales pour atteindre 0% au 01/01/2005	01/01/2005
Phase II	Période considérée	Valeur limite	Marge de dépassement	La date à laquelle la valeur doit être respectée
Valeurs limites journalière pour la protection de la santé humaine	24 h	50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ à ne pas dépasser plus de 7 fois par une année civile	A calculer d'après les données ; doit correspondre à la valeur limite de la phase I	01/01/2010
Valeurs limites annuelle pour la protection de la santé humaine	Année civile	20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	50% le 01/01/2005 et diminuant ensuite tous les 12 mois par tranches annuelles égales pour atteindre 0% au 01/01/2010	01/01/2010

Tableau V.9 : Normes américaines et recommandation de l'Organisation Mondiale de la Santé d'immission des PM 2,5.

Pays et régions	Valeur limite annuelle ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Valeur limite journalière	Références
Etat unis d'Amérique	15	65	[13]
Californie	12	--	[13]
OMS	10	25	[50]

Réglementation algérienne

La législation algérienne définit des valeurs limites relatives aux immissions des particules fines en suspension qui sont [52]:

- valeur limite 80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
- objectif qualité 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

L'insuffisance de ces normes algériennes reste apparente dans :

- La non spécification de la classe granulométrique à laquelle ces valeurs se réfèrent (PM-10 ou PM-30)
- L'absence de valeur limite concernant la fraction des particules ayant un diamètre inférieur à 2,5 μm
- Les valeurs désignées ne sont pas clarifiées si elles sont des limites annuelles ou journalières.

A travers ces différentes données nous constatons que la teneur moyenne annuelle des PM-10 dans notre site, qui s'élève à 46,12 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ dépasse de loin les valeurs prescrites par l'Union Européenne, notamment celle qui sont envisageable d'ici 2010 (20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), et l'état de Californie aux Etats Unies d'Amérique. Par contre elle se situe en dessous de la valeur limite annuelle prescrite aux USA (50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

On note par ailleurs que sur 71 prélèvements, 23 valeurs ont dépassé le seuil de 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, au moment où cette valeur ne doit pas être dépassée plus de 35 fois sur 365 prélèvements, tel qu'il a été indiqué dans les normes européennes.

Concernant la teneur en PM-2,5 qui s'élève à Alger à 24,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, elle dépasse de loin la valeur limite annuelle prescrite par l'Agence Américaine pour l'Environnement (15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

Enfin signalons que les teneurs mesurées à Alger-centre dépassent largement les valeurs guides de protection de la santé préconisées par l'OMS.

Ainsi le taux de pollution par les particules fines à Alger est inquiétant et risque de créer des nuisances auprès de la population exposée.

D'ailleurs une première étude épidémiologique réalisée par l'Institut National de la Santé Publique (INSP) en 2001-2002, relative à l'évaluation de l'impact sanitaire lié à la pollution de l'air par PM-10 à Alger, révèle que le nombre de consultations pour motif respiratoire attribuable à l'exposition aux PM-10 s'élève sur la période considérée à **439**, représentant **4,5%** de l'ensemble des événements sanitaires observés [53].

V.2.8 Comparaison inter-sites et inter-appareils de mesures des PM-i

A) Comparaison entre différents appareils de mesure dans un même site :

Dans ce paragraphe on effectue une comparaison entre les teneurs moyennes de la pollution par les PM-10 obtenues lors de notre échantillonnage avec celles mesurées par un autre type d'appareillage qui est la **jauge β** , appartenant à « l'Institut National de la Santé Publique ». Cette comparaison est devenue possible grâce aux données de mesure qui nous ont été communiquées par **R. Oudjehane** cadre à l'Institut National de la Santé Publique.

Il est important de rappeler que **jauge β** était installée à côté de notre poste (sur la même hauteur) de mesure durant la même période de prélèvement.

La jauge β est un analyseur automatique qui mesure en continu les PM-10 [54]. Les autres classes granulométriques ne sont pas mesurées par la jauge β .

Cette comparaison va nous permettre d'abord de situer nos valeurs par rapport à celles obtenues par un autre appareil de mesure installé au même site, d'autre part on va pouvoir évaluer davantage le niveau de pollution à Alger centre.

Comparaison des teneurs mesurées :

La lecture des données figurant dans le tableau V.10, indique que la teneur moyenne de la pollution en PM-10 enregistrée par notre appareil de mesure ($47\mu\text{g}/\text{m}^3$) excède légèrement celle donnée par la jauge β ($42\mu\text{g}/\text{m}^3$). La méthode de la jauge β peut être affectée par des artefacts ; par exemple le tube d'adduction (destiné à véhiculer jusqu'au filtre les matières particulaires prélevées) étant chauffé, il peut conduire à une perte des composés volatils et semi volatils, ce qui produit une sous-estimation des résultats [1,54, 55].

L'écart enregistré entre les teneurs des PM-10 mesurées par les deux appareils s'accroît notamment en hiver, peut être en raison de l'hygroscopicité des filtres membranes de l'HVS.

Ces résultats semblent être en parfaite cohérence avec les travaux réalisés en 2002 par un groupe de travail de la Commission Européenne qui estime que :

$([\text{PM-10}] \text{ gravimétrie} = 1,3 * [\text{PM-10}] \text{Jauge } \beta)$ [54].

Quoiqu'en terme de valeurs moyennes les teneurs mesurées par la Jauge β restent inférieures comparativement à celles enregistrées par le HVS, cette comparaison ne peut être rajoutée qu'à titre indicatif et ceci à cause de la grande dispersion des valeurs mesurées, chose qui nous a été confirmée par les valeurs assez élevées des écarts type calculés.

Tableau V.10 : Comparaison entre les teneurs moyennes des PM10 mesurées par jauge β et HVS

Paramètres	[PM-10] _{Jauge β}	[PM-10] _{HVS}
Moyenne annuelle*	42 \pm 22	47 \pm 18
Moyenne Eté**	48 \pm 17	52 \pm 18
Moyenne hivers***	33 \pm 15	39 \pm 16

* :la moyenne annuelle est calculée sur la base de 54 valeurs obtenues pendant les jours de mesure en commun des deux appareils

** : la moyenne été est calculée sur la base de 14 valeurs obtenues pour les mêmes dates d'été

*** : la moyenne hiver est calculée sur la base de 13 valeurs obtenues pour les mêmes jours de prélèvement.

Dépassement des normes selon les deux échantillonneurs :

Les valeurs de pollution par les PM-10 enregistrées par notre collecteur (HVS) dépassent au cours de plusieurs dates la valeur limite prescrite, par l'Union Européenne, pour la préservation de la santé humaine et qui est fixée à $50\mu\text{g}/\text{m}^3$. C'est ainsi qu'une comparaison, avec les teneurs de la jauge β peut apparaître utile afin d'estimer avec beaucoup plus de précision le niveau de pollution atteint à Alger centre et l'avantage du HVS.

Une première lecture figurant dans le tableau V.11 mène à dire que sur uniquement 71 prélèvements obtenus, moyennant l'appareil d'échantillonnage (HVS), 23 teneurs ont dépassé la valeur de $50\mu\text{g}/\text{m}^3$. Parmi ces dépassements, on a enregistré 02 valeurs qui ont franchi la valeur limite fixée par la législation algérienne qui est de $80\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Pendant la période de prélèvement s'étalant du mois de septembre 2005 au même mois de l'année 2006, l'Institut National de la Santé Publique a pu obtenir 349 valeurs quotidiennes. Il est à noter que pendant cette période d'échantillonnage les valeurs limites algérienne et européenne sont dépassées respectivement 93 et 22 fois.

Ces dépassements sont exprimés en % des jours étudiés (tableau V.11) montrent qu'avec un à deux prélèvements hebdomadaires avec le HVS on arrive à cerner l'ampleur de la pollution de la même manière que la jauge β qui enregistre continuellement les teneurs pendant l'année entière à raison de quatre prélèvements par heure.

Dans le même contexte et pour mieux évaluer l'état de la pollution par les PM-10 nous avons essayé de comparer les teneurs enregistrées par les deux appareils d'échantillonnage dans un même intervalle de temps (Figure V.13) :

- Les teneurs de pollution obtenues dans cette période montrent que la valeur limite de $50\mu\text{g}/\text{m}^3$ est dépassée approximativement par un même nombre de fois par les deux appareils (21 fois pour l'HVS et 18 fois pour la jauge β) dont 10 dépassement sont enregistrés dans les mêmes dates.
- Pour sa part la valeur limite algérienne est dépassée 02 fois seulement sur 54 prélèvements HVS et 05 valeurs ont franchi le seuil de $80\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour la jauge β .

Tableau V.11 : Nombre de prélèvements dépassant la norme européenne relative à la pollution par les PM-10.

Appareil d'échantillonnage	HVS	Jauge bêta
Nombre total de prélèvements	71	349*
Nombre de prélèvements communs	54	
Nombre total de prélèvements où $[\text{PM}_{10}] > 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$	23 soit 32 %	93 soit 27%
Nombre de prélèvements dans une période commune où $[\text{PM}_{10}] > 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$	21	18
Nombre de prélèvements communs où $[\text{PM}_{10}] > 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$	10	
Nombre total de prélèvements où $[\text{PM}_{10}] > 80 \mu\text{g}/\text{m}^3$	02 soit 3 %	22 soit 6%
Nombre de prélèvements dans une période commune où $[\text{PM}_{10}] > 80 \mu\text{g}/\text{m}^3$	02	05
Nombre de prélèvements communs où $[\text{PM}_{10}] > 80 \mu\text{g}/\text{m}^3$	01	

(*) : L'appareil d'échantillonnage s'est arrêté deux fois durant la période de prélèvement la première période entre se situe entre le 17/12/2005 et le 23/12/2005 et la seconde période s'est étalé entre le 17/07/2005 au 02/12/2005.

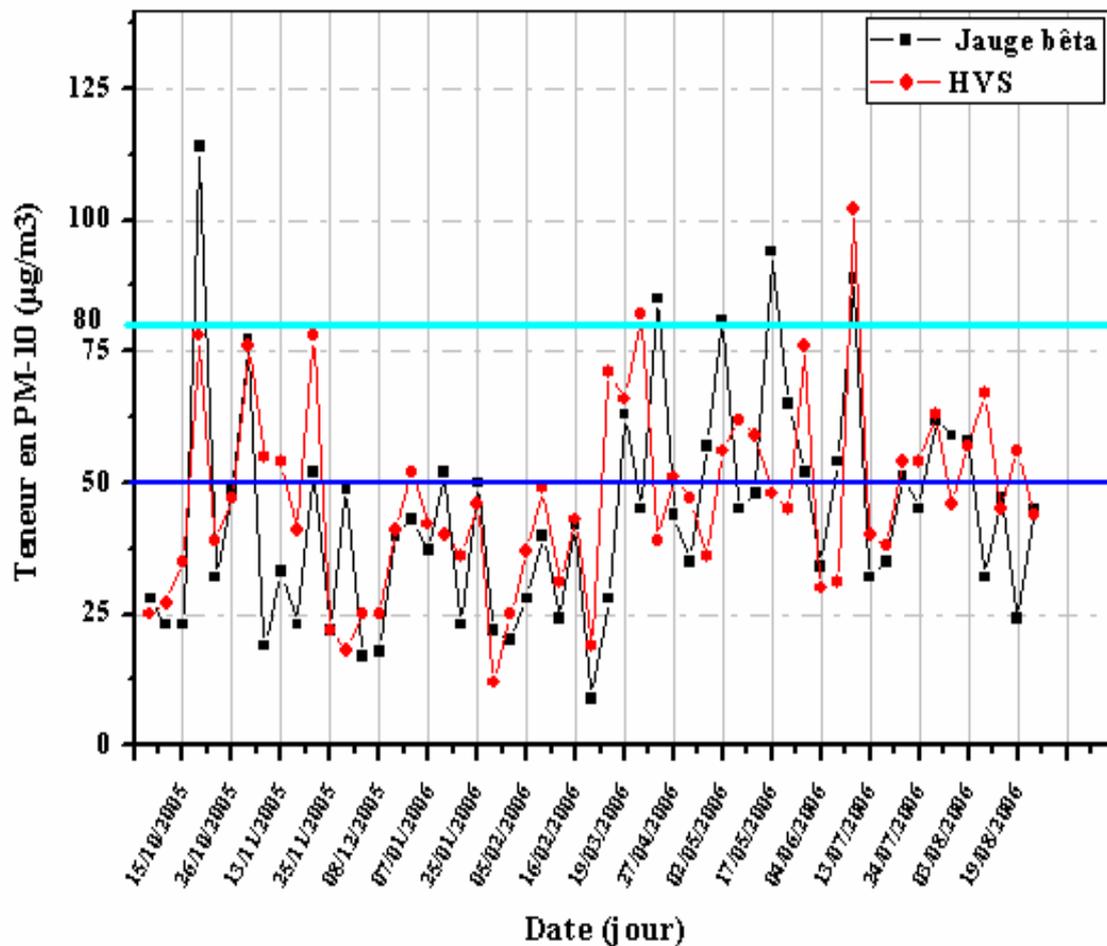


Figure V.13 : Comparaison de l'évolution temporelle des teneurs des PM-10 échantillonnées avec les deux méthodes HVS et Jauge β .

Corrélation entre les teneurs mesurées par les deux appareils :

Le principe de mesure de la jauge β fait qu'à chaque fois qu'on réduit le temps d'accumulation des particules sur le filtre (temps de prélèvement), on augmente la valeur de la limite de détection de l'appareil, ce qui engendre alors une augmentation de l'incertitude dans le calcul de la valeur moyenne journalière qui est la moyenne arithmétique des valeurs mesurées en ces temps [56].

Une étude réalisée en France par le laboratoire central de surveillance de la qualité de l'air sur le même appareil (jauge β MP 101 M) montre que le coefficient de corrélation entre $[PM-10]_{HVS}$ et $[PM-10]_{Jauge\ \beta}$ ne sera meilleur que si le temps de prélèvement est important (au moins 6 heures) [56].

Sur la figure V.14 on relève une tendance linéaire avec une dispersion assez étroite autour de la diagonale ($x = y$)

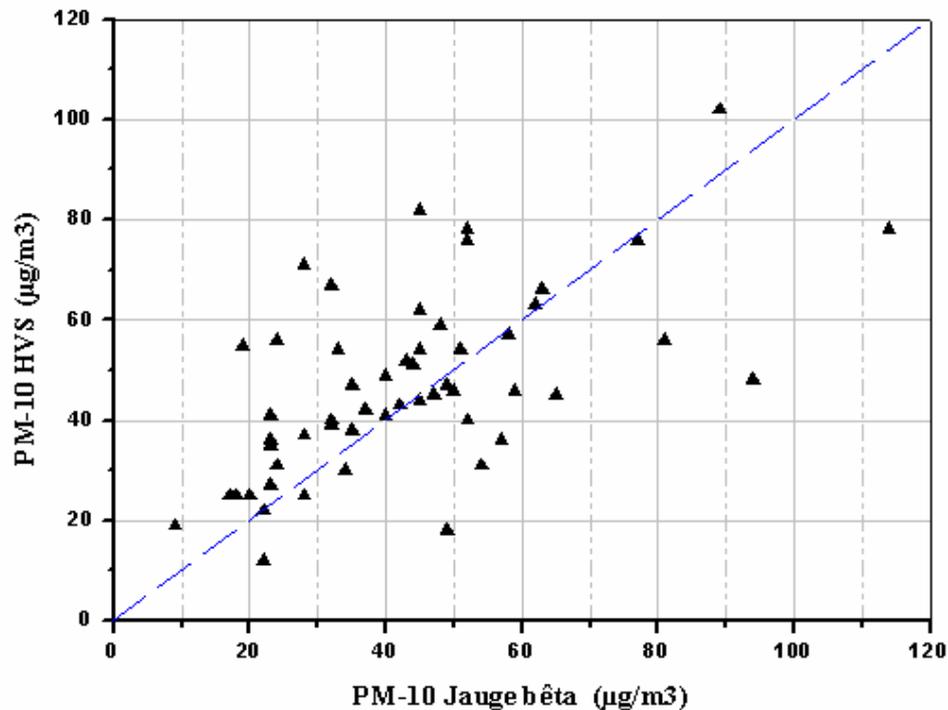


Figure V.14 : Comparaison des teneurs des PM-10 mesurées par Jauge β en fonction de celles mesurées par HVS.

B) Comparaison entre différents sites d'Alger

Le tableau V.12 présente également une comparaison entre les teneurs moyennes en PM-1, PM-2,5 et PM-10 mesurées dans notre site urbain et celles relevées dans un autre site similaire (site urbain de Bab-Ezzouar) et autres types de sites (trafic ou semi-urbain) d'Alger.

Cette étude comparative montre que :

La pollution par les particules fines enregistrée à Bab Ezzouar dépasse celle mesurée dans notre site, ceci peut être lié à la présence de surfaces agricoles et de grands chantiers de construction à Bab-Ezzouar, une situation et un aménagement de territoire qui n'est pas du tout le même qu'à la place 1^{er} Mai où toutes les surfaces sont pratiquement bitumées.

Les stations trafic enregistrent des taux de pollution élevés relativement aux mesures effectuées dans des sites urbains ou semi-urbains, chose qui paraît évidente notamment si on sait que le trafic routier est l'une des grandes sources émettrices de particules. c'est le cas du site de SAMASAFIA qui est également implanté à l'intérieur du CHU Mustapha à environ 150 m de notre poste de mesure, qui accuse un taux de pollution élevé en raison de sa grande

proximité avec l'important axe routier menant vers la placette Addis Abeba d'une part et d'autre part l'altitude choisie pour l'emplacement des appareils de mesures semble aussi être un facteur déterminant car les particules ont toujours tendance à sédimenter vers le bas ce qui explique que dans les sites de faible altitudes on enregistre des concentrations de particules plus élevées .

Les sites semi-urbains sont généralement éloignés des principales sources de pollution par les particules fines (industries, trafic,...etc) ceci est clairement confirmé par les teneurs de pollution faibles enregistrées en 2007 dans un site semi-urbain à Dely-Brahim au cours de la campagne d'échantillonnage menée par le laboratoire des Sciences et Techniques de l'Environnement de l'Ecole Nationale Polytechnique [57].

Tableau V.12 : Teneurs atmosphériques en PM-1, PM-2,5 et PM-10 mesurées dans quelques sites d'Alger

Site	PM-1 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	PM-2,5 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	PM-10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Année	Référence
Site urbain 1 ^{er} Mai (HVS- PM10)	16,7	28,1	46,1	2005-2006	Présente étude
Site urbain ex 1 ^{er} Mai (jauge β)			44	2005-2006	Communication personnelle
Site urbain Bab-Ezouar (HVS-PM10)	22	30,3	70,4	2004-2005	[12]
Site ENP Station trafic (HVS-PM10)	25,9	36,1	75,2	2002-2003	[11]
Site station trafic 1 ^{er} Mai (jauge β de SAMASAFIA)			66	2005-2006	[58]
Site semi- urbain (Dely- Brahim) (HVS-PM10)	14,8	17,1	26,7	2007	[57]

Nous avons montré par ces deux comparaisons, l'influence que peuvent avoir le type et le site d'implantation de l'appareil de mesure sur les résultats de mesure. Aussi et pour mieux étudier, dans une ville donnée, la pollution atmosphérique en générale et la pollution par les particules fines en particulier, il sera judicieux d'opter pour la modélisation de données chose qui va permettre d'établir une cartographie de pollution.

C) Comparaison avec d'autres villes

Le constat que peut révéler la comparaison avec les teneurs des PM-10 enregistrées dans différentes régions du monde, tel que nous le montre le tableau V.13, est que la pollution en particules fines à Alger est de même ampleur que dans les grandes villes du monde tels que : Barcelone, Berlin ou Paris. Il est important de signaler que cette comparaison est à titre indicatif seulement, car les teneurs ne sont pas enregistrées dans la période de notre campagne d'échantillonnage.

Tableau V.13 : Teneurs en PM-10 mesurées dans quelques villes

Ville	Moyenne Annuelle ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Teneur max. ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Année	Remarque	Référence
Paris					
- Champs de Mars	39	117	1995	Sites urbains	[59]
- Créteil	28	133			
Zurick	28	-	1993	Site urbain	[60]
Berlin	97	-	1993	Site urbain	[60]
Arnheim (Pays bas)	74,5	99	1996	Site de proximité (mesure sur 3 mois)	[61]
Prague	105	198,7	1996	Site de proximité (mesure sur 5 mois)	[62]
Barcelone	49,8	118	1996	Site urbain	[63]
Marseille	29	-	1999	Site urbain	[64]
Rennes	24		1999	site de proximité	[64]
Alger (présente étude)	46,1	102,2	2005-2006	Site urbain	

Ainsi, les émissions du trafic routier, la mauvaise combustion du parc automobile qui est très âgé, ainsi que les émissions naturelles de l'érosion terrestre (nudité des sols, aridité du climat, poussières diverses) contribuent fortement à la pollution de l'air par les particules dans l'agglomération d'Alger.

V.3 ETUDE DES METAUX LOURDS ASSOCIES AUX PARTICULES FINES

Dans le cadre de la caractérisation chimique des particules fines, nous avons déterminé les fractions de certains métaux lourds associés aux différentes classes granulométriques de particules étudiées. Cette caractérisation a pour objectif la spécification des sources émettrices de pollution dans notre site et ceci à travers les corrélations existantes entre les teneurs des différents métaux d'une part et d'autre part par la distribution massique de ces différents métaux dans chacune des fractions des particules.

V.3.1 Niveau de pollution de l'air par les métaux lourds

Les teneurs atmosphériques en métaux lourds Fe, Pb, Cu et Mn ont été déterminées sur la totalité des échantillons (filtres) préparés et recueillies. Les résultats obtenus sont illustrés en figures V.15 à V.18. On constate que dans leur évolution les teneurs subissent des fluctuations dues à plusieurs facteurs tels que la nature et l'ampleur des émissions et la météorologie.

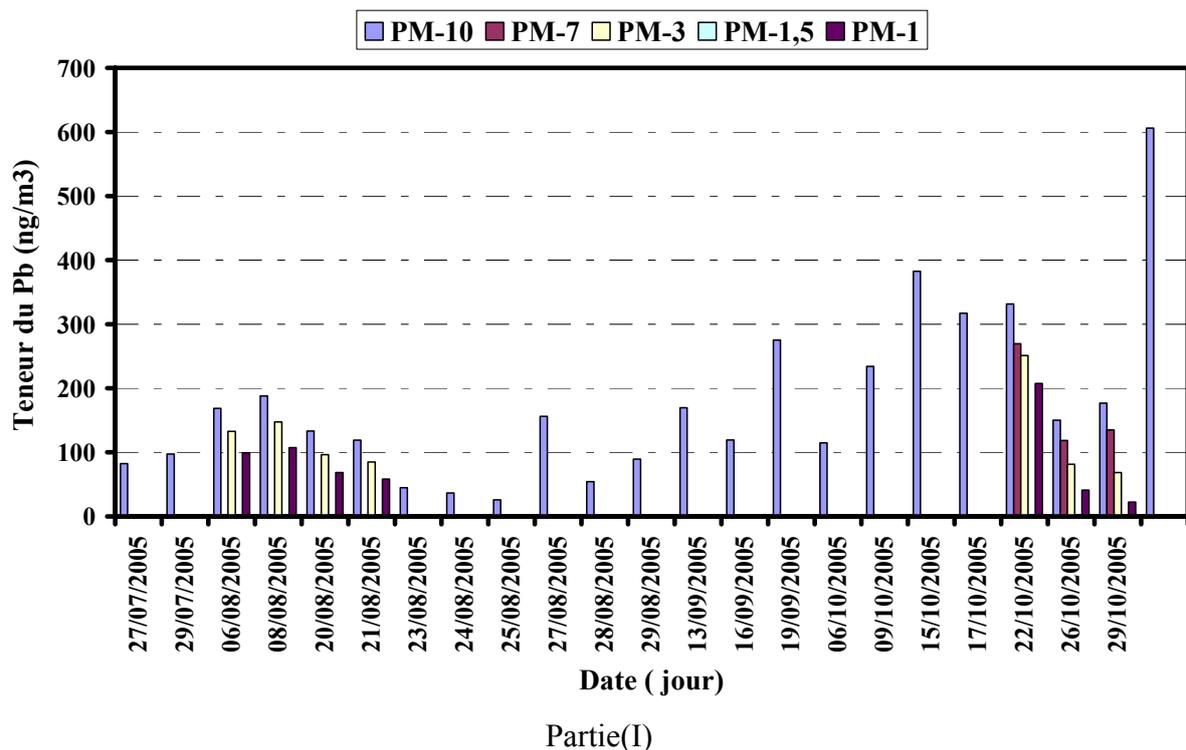
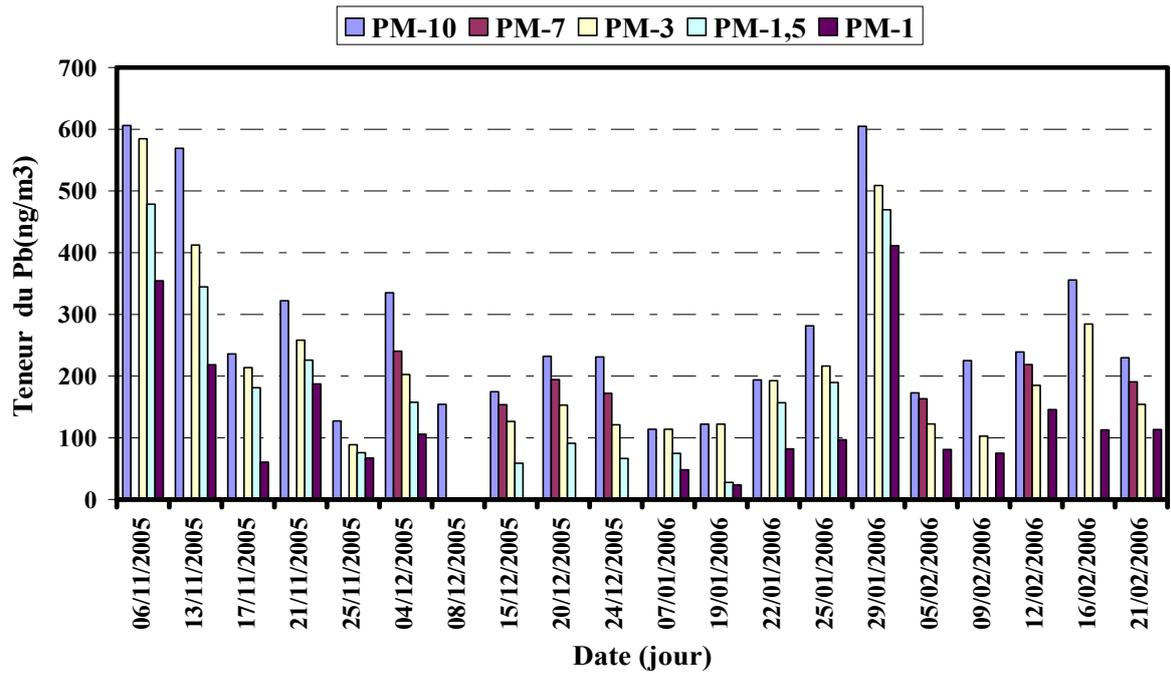
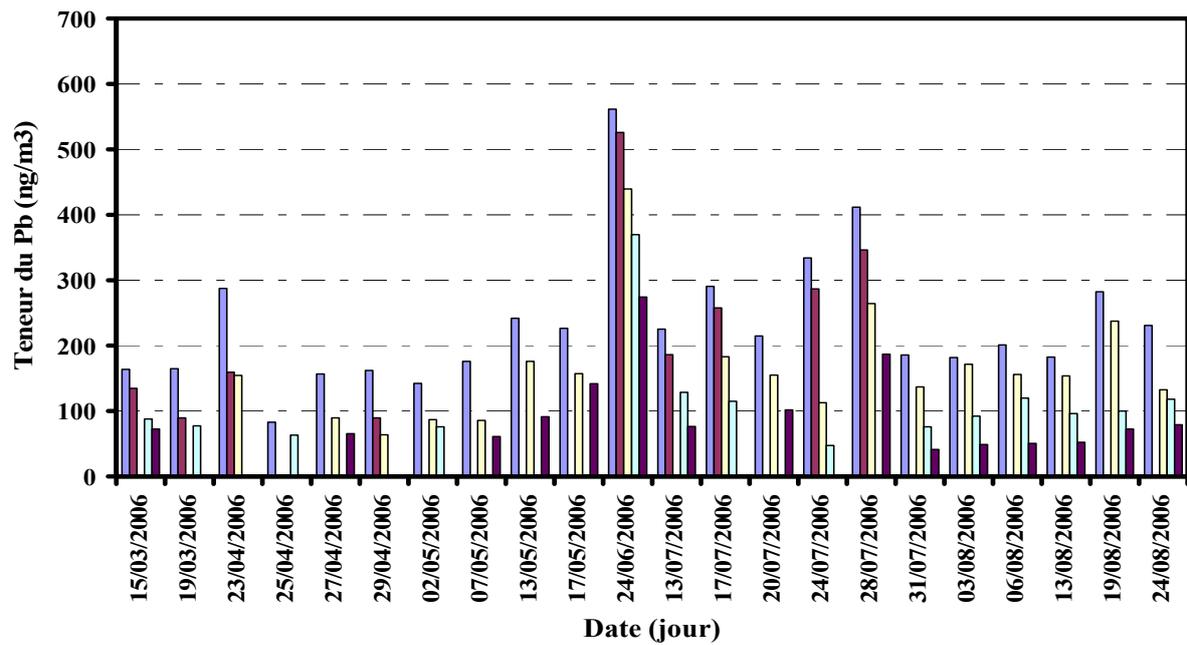


Figure V.15 : Evolution des teneurs atmosphériques du **Plomb** à Alger, place du 1^{er} Mai

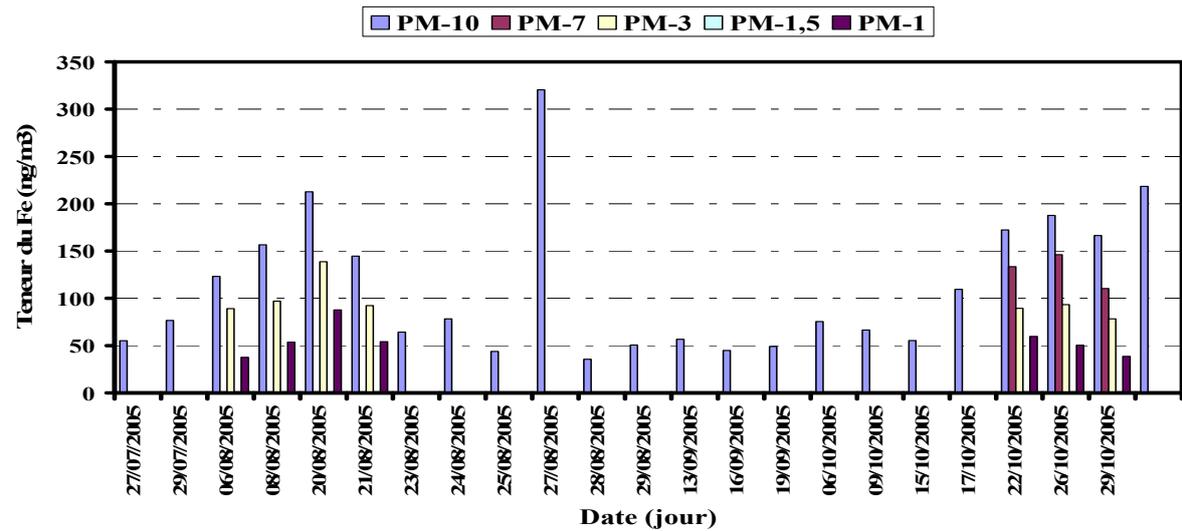


Partie (II)

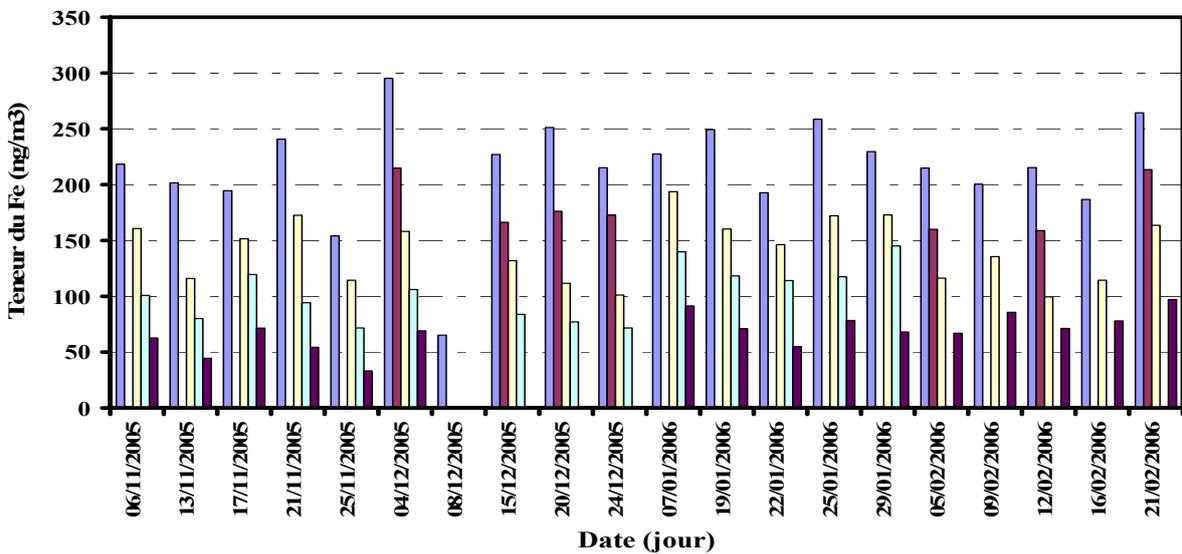


Partie (III)

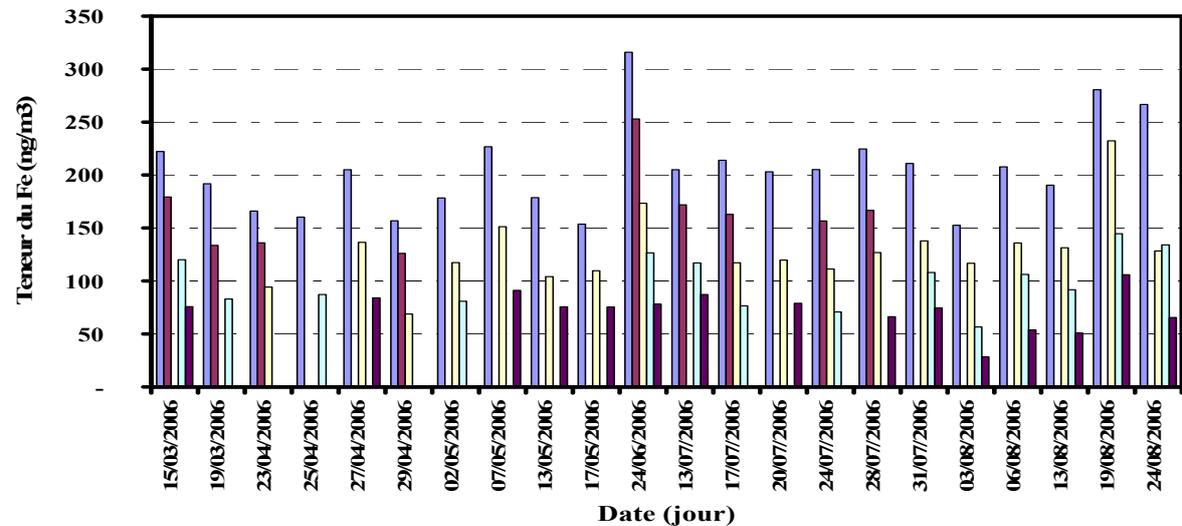
Figure V.15 (suite): Evolution des teneurs atmosphériques du **Plomb** à Alger, place du 1^{er} Mai



Partie (I)

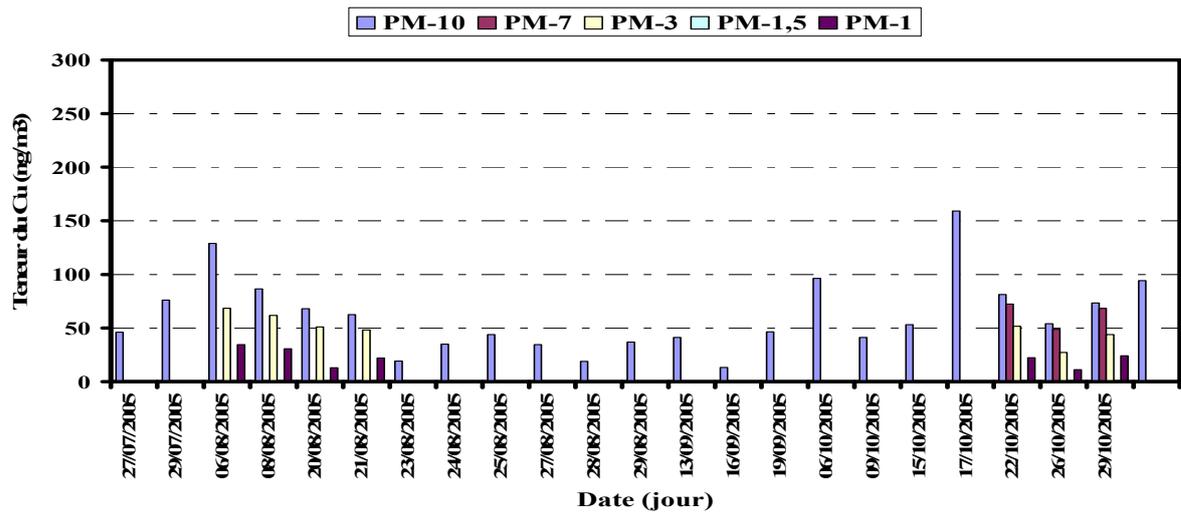


Partie (II)

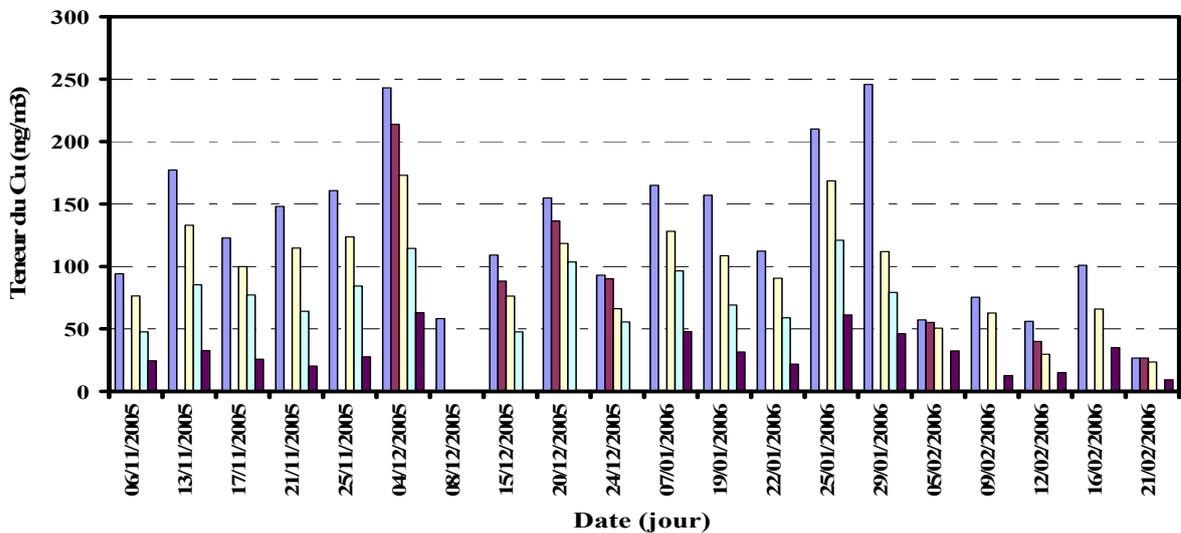


Partie (III)

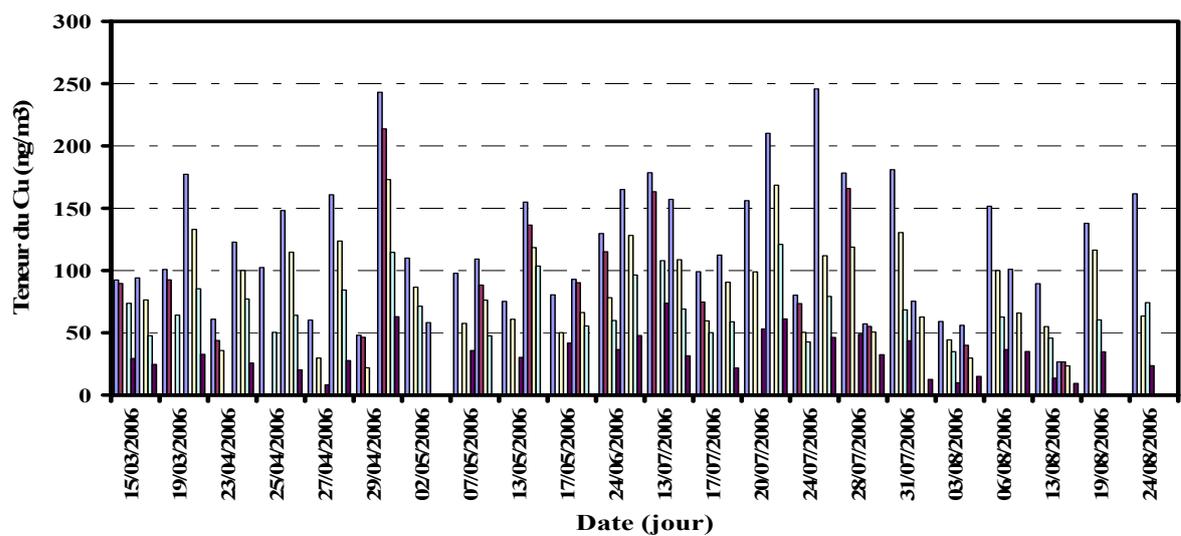
Figure V.16 : Evolution des teneurs atmosphériques du Fer à Alger, place du 1^{er} Mai



Partie (I)

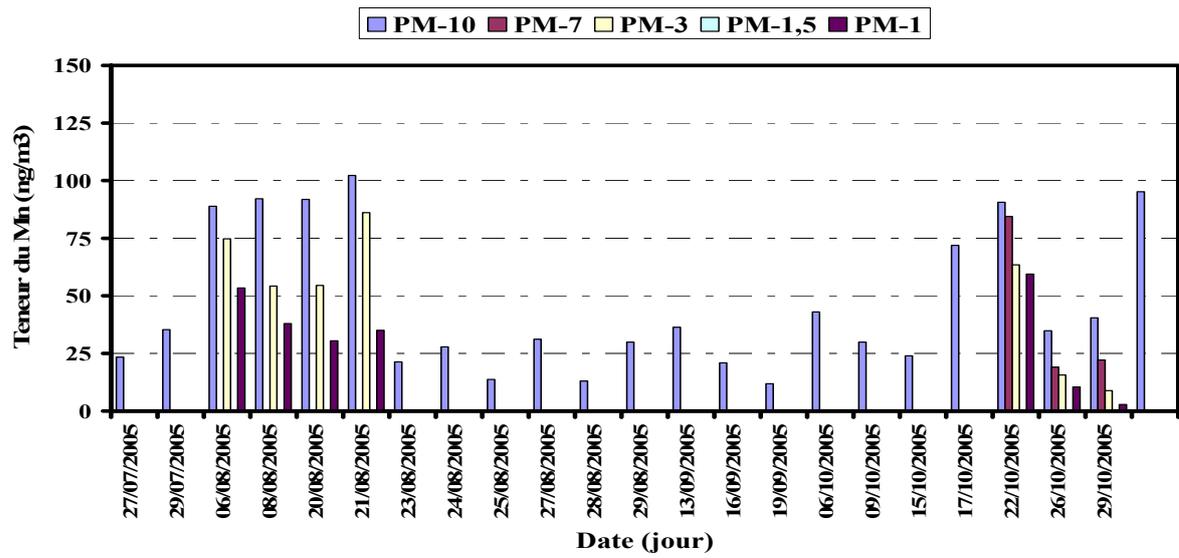


Partie (II)

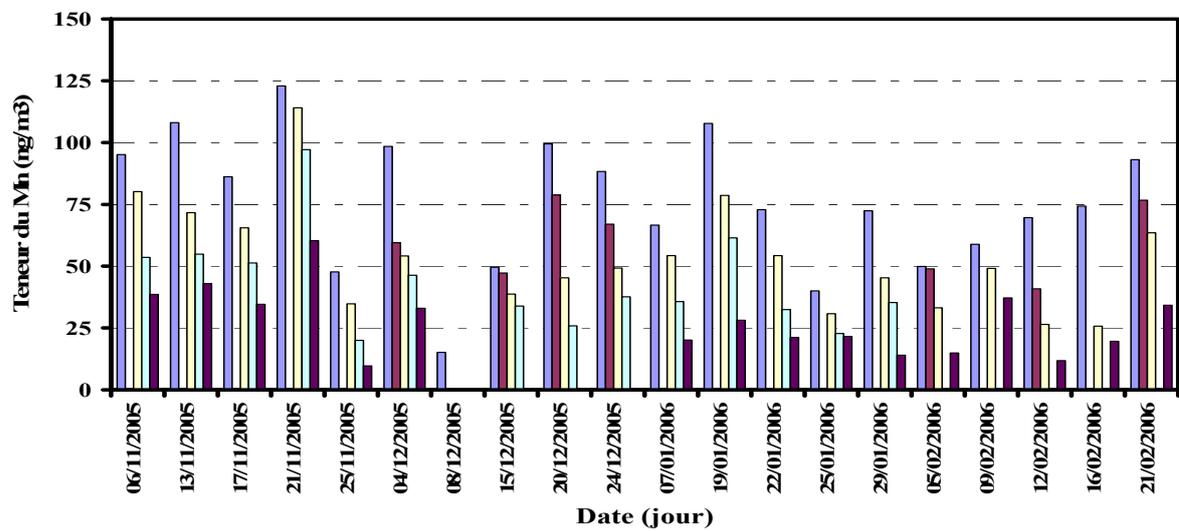


Partie (III)

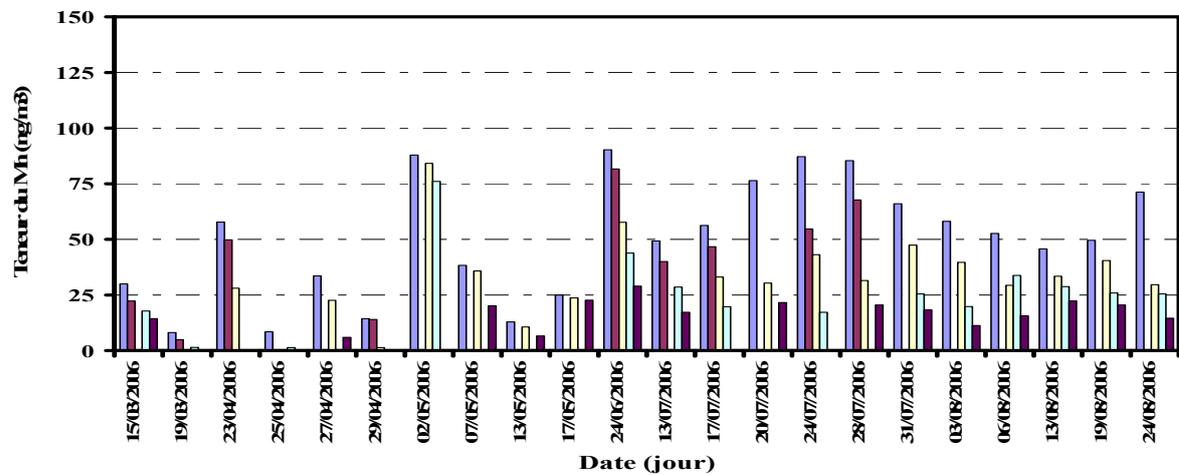
Figure V.17 : Evolution des teneurs atmosphériques du **Cuivre** à Alger, place du 1^{er} Mai



Partie (I)



Partie (II)



Partie (III)

Figure V.18 : Evolution des teneurs atmosphériques du Manganèse à Alger, place du 1^{er} Mai

Le tableau V.14 résume les teneurs et les fractions massiques moyennes des différents métaux selon les classes granulométriques de particules.

Une première lecture des données du tableau V.14 et figure V.19 montre que le plomb accuse les teneurs le plus élevées. La teneur moyenne dans les PM-10 s'élève à 220,3 ng/m³ avec une contribution massique de l'ordre de 0,5 %. En ce site, il est intéressant de noter que le fer est moins abondant que le plomb.

Cette pollution par le plomb provient essentiellement du trafic routier. Bien qu'étant relativement éloigné des grandes artères urbaines de la ville, le site du CHU-Mustapha Bacha subit l'influence de ce trafic routier roulant dans sa majorité à l'essence plombée.

En ce site la pollution plombée est assez excessive. Elle dépasse la nouvelle norme européenne de 200 ng/m³ mais reste inférieure recommandations de l'OMS (500 ng/m³) [50].

Cette pollution peut être considérée comme étant inquiétante d'autant plus qu'on est dans une institution hospitalière qui reçoit et héberge des personnes malades et donc très vulnérables.

La pollution par le fer et les autres métaux reste limitée et est caractéristique d'un milieu urbain non industrialisé.

L'examen des fractions massiques (tableau V.14 et figure V.20) et des rapports des métaux dans les diverses classes granulométriques (tableau V.15) montre que les métaux lourds étudiés se répartissent de manière différente sur les fractions de particules. Le plomb a une granulométrie fine et il est plus enrichi dans les PM-1 et les PM-3 que dans les PM-10. La fraction massique du fer et manganèse augmente par contre en passant des PM-1 aux PM-10. Ce qui montre que ces métaux (Fe et Mn) de l'écorce terrestre prédominent dans la fraction des grosses particules. Ceci semble en cohérence avec plusieurs études notamment celles élaborées par Klee et Beinstein [65,66].

Tableau V.14 : Teneurs atmosphériques et fractions massiques correspondantes en métaux lourds mesurées à Alger (place 1^{er} Mai)

	Teneurs massiques des métaux lourds (ng/m3) et fractions massiques correspondantes en %				
	PM-1	PM-1,5	PM-3	PM-7	PM-10
Pb	110,64	148,78	181,40	206,98	220,30
	0,66 %	0,68 %	0,68 %	0,50 %	0,48 %
Fe	47,65	81,53	102,17	165,19	199,45
	0,29 %	0,37 %	0,38 %	0,40 %	0,43 %
Cu	31,19	70,42	78,03	89,75	108,67
	0,19 %	0,32 %	0,29 %	0,22 %	0,24 %
Mn	24,52	30,76	40,31	48,75	86,18
	0,15 %	0,14 %	0,15 %	0,12 %	0,19 %

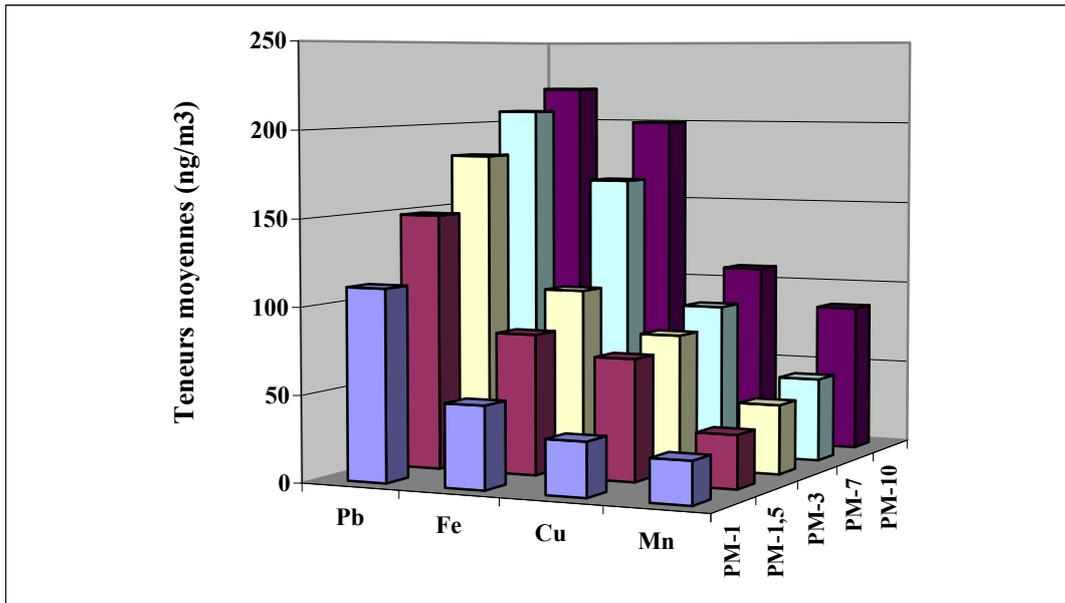


Figure V.19 : Teneurs moyennes des métaux lourds

Tableau V.15 : Rapports des fractions massiques des métaux dans différentes classes granulométriques

	fraction massique moyenne (%) des métaux lourds			
	Pb	Fe	Cu	Mn
[métaux lourds] PM-1/[métaux lourds] PM-10	50	24	29	28
[métaux lourds] PM-3/[métaux lourds] PM-10	82	51	72	47
[métaux lourds] PM-1/[métaux lourds] PM-3	61	47	40	61

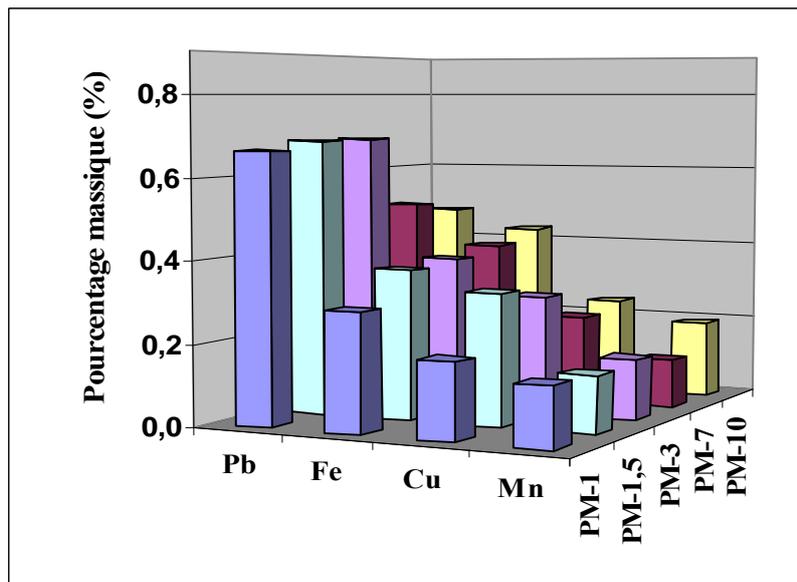


Figure V.20 : Pourcentages massiques par classe granulométrique, des différents métaux

V.3.2 Comparaison inter-sites du niveau de pollution par les métaux lourds

La connaissance du niveau de pollution par les métaux lourds dans une grande agglomération telle que la wilaya d'Alger reste une chose délicate et qui nécessite de déployer des efforts considérables, car comme nous le montre le tableau V.16 plusieurs facteurs y interviennent.

D'abord le type de site (urbain ou trafic) reste un facteur important, du moment où les stations trafics sont influencés beaucoup par la présence des émissions automobiles qui sont dans la plupart des cas chargées par les métaux lourds, notamment le plomb (299 ng/m³ à l'ENP, 98 ng/m³ à Bab Ezzouar et 220 ng/m³ à la place 1^{er} Mai).

Sachant que l'échantillonnage a été effectué avec le même appareil (HVS de l'ENP) il s'ajoute alors à la nature du site, sa topographie et son aménagement urbain, qui sont aussi les facteurs qui influent sur l'évolution des particules fines et les métaux qui leurs sont associés, un constat qui est prouvé si on se réfère au résultats des fractions massiques enregistrés aux deux sites urbains de Bab-Ezouar et de la place 1^{er} Mai.

Tableau V.16 : Comparaison inter-sites des teneurs des métaux lourds suivant la classe des PM

Métaux lourds	Teneurs massiques des métaux lourds (ng/m ³)								
	Station urbaine 1 ^{er} Mai (présente étude)			Station urbaine Bab-Ezouar [12]			Station trafic ENP [11]		
	PM1	PM3	PM10	PM1	PM3	PM10	PM1	PM3	PM10
Pb	110,64	181,40	220,30	39	65	98	151,7	208,9	299,3
Fe	47,65	102,17	199,45	47	80	136	149	282,9	639,8
Cu	31,19	78,03	108,67	30,4	57	87	32,7	63,2	102,8
Mn	24,52	40,31	86,18	20,8	31	48	16,8	31,2	57,8

Comparés aux villes européennes où l'essence plombée n'est plus utilisée [67], Alger se distingue principalement par ces teneurs élevées en plomb atmosphérique.

V.3.3 Corrélation entre les différents couples de métaux lourds et entre métaux et PM-i

Comme pour l'études des classes granulométriques PM-i et dans le même but , nous essayons d'évaluer dans ce paragraphe les corrélations entre chaque couple de métaux lourds étudiés et ceci pour les différentes classes des particules.

A titre d'exemples nous présentons dans les figures V.21, V.22 et V.23 les corrélations Pb/Fe et Fe/Mn dans les PM-10, les corrélations Cu/Mn, Fe/Cu et Pb/Mn dans les PM-3 et les corrélations Fe/Cu et Pb/Fe dans les PM-1. De même les figures V.24 et V.25 illustrent les corrélations Pb_{PM-1}/PM-1 et Fe_{PM-1}/PM-1, les corrélations Pb_{PM-3}/PM-3 et Fe_{PM-3}/PM-3

L'ensemble des corrélations figure dans les tableaux V.17, V.18 et V.19

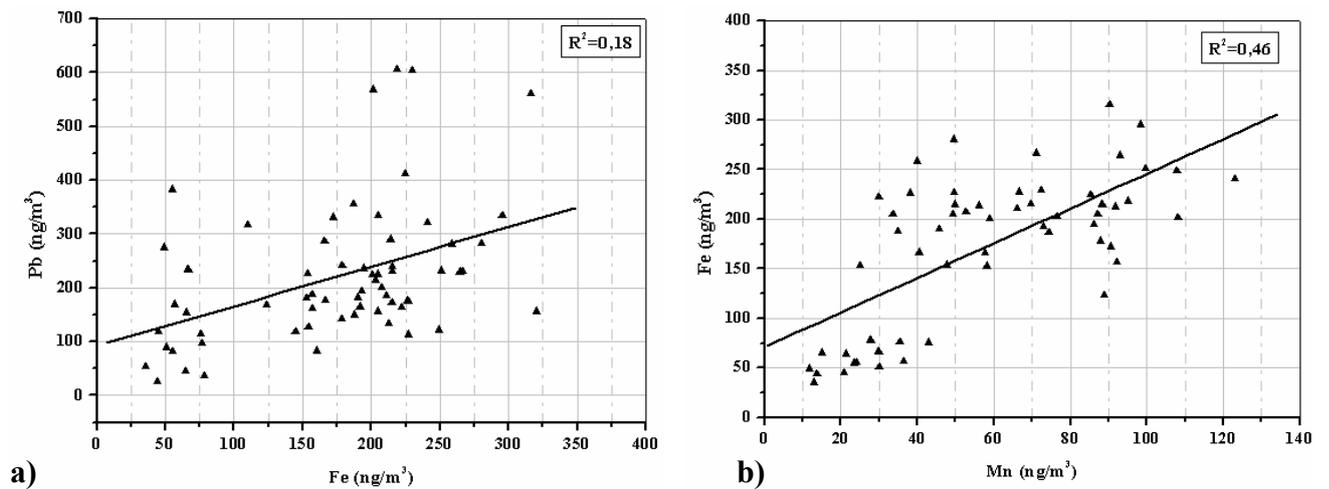
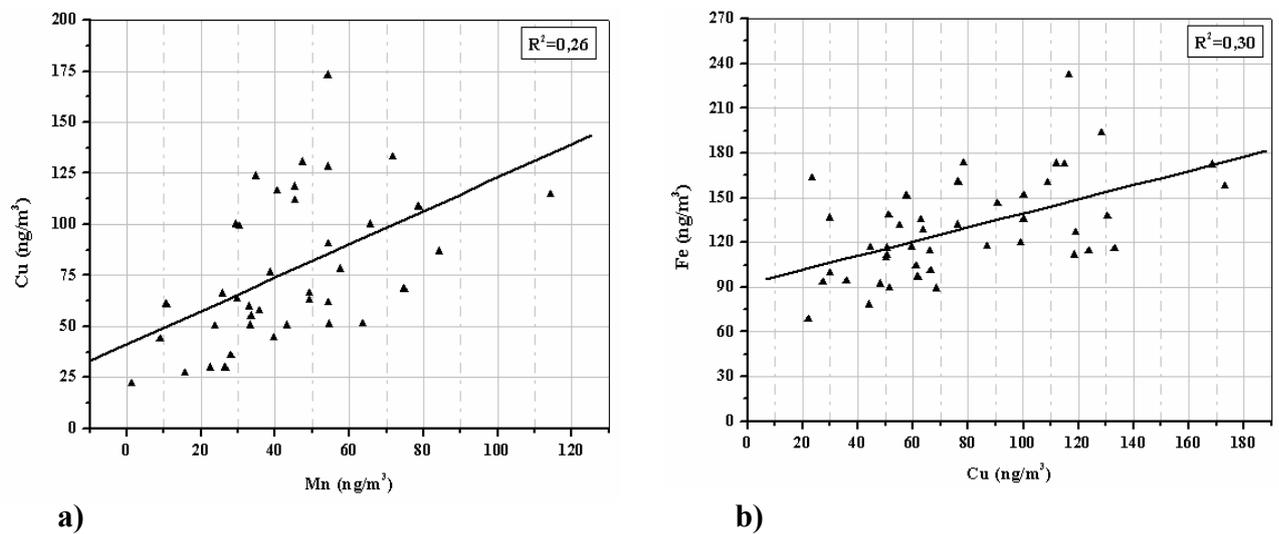


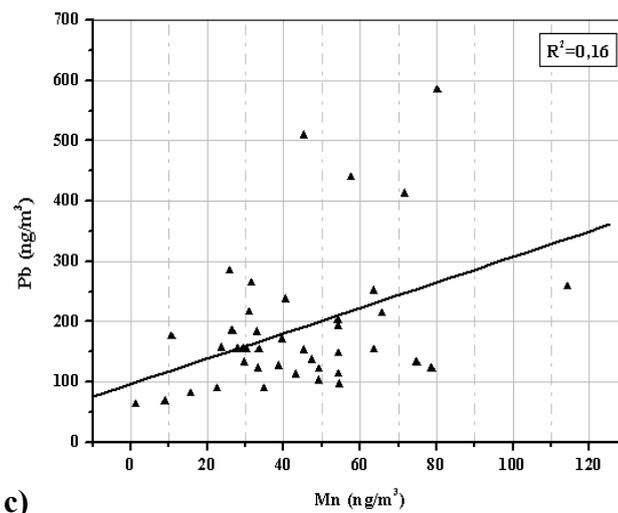
Figure V.21 : Corrélation linéaire entre les teneurs de métaux lourds dans les PM-10

a) Pb/Fe b) Fe/Mn



a)

b)



c)

Figure V.22 : Corrélation linéaire entre les teneurs de métaux lourds dans les PM-3

a) Cu/Mn b) Fe/Cu c) Pb/Mn

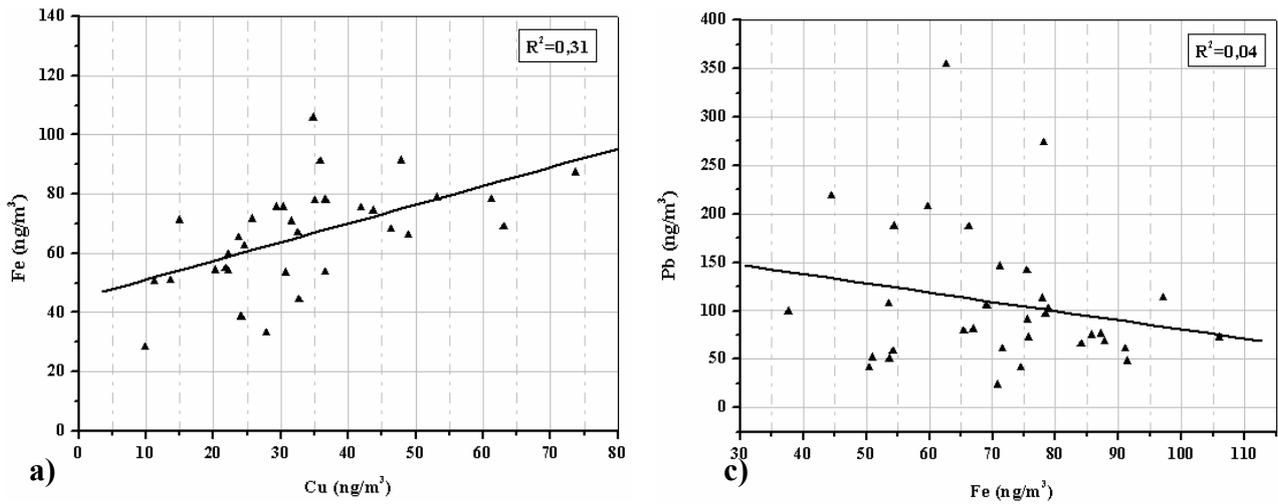


Figure V.23 : Corrélation linéaire entre les teneurs de métaux lourds dans les **PM-1**
 a) Fe/Cu b) Pb/Fe

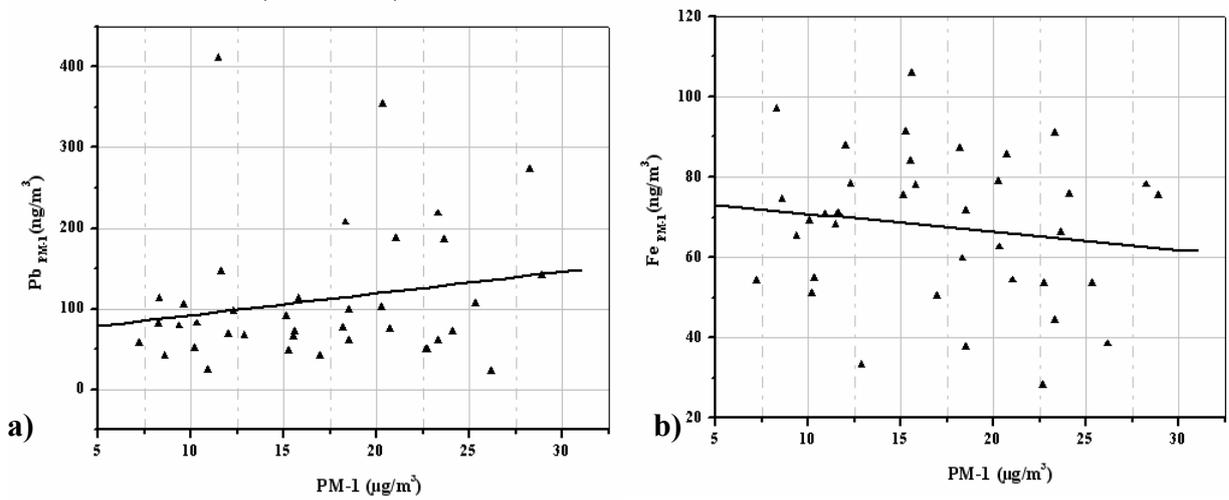


Figure 24: Corrélation linéaire entre teneurs des métaux et celle des PM-1
 a) $Pb_{PM-1}/PM-1$ b) $Fe_{PM-1}/PM-1$

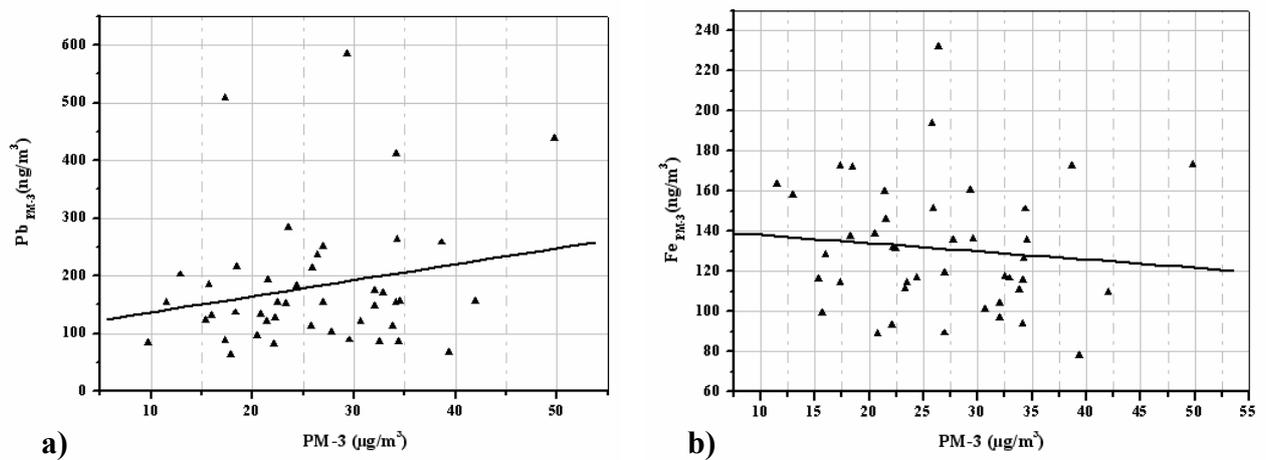


Figure 25 : Corrélation linéaire entre teneurs des métaux et celle des PM-3
 a) $Pb_{PM-3}/PM-3$ b) $Fe_{PM-3}/PM-3$

Tableau V.17 : Matrice de corrélation linéaire entre les métaux lourds constituant les **PM-10**

R²	Pb	Fe	Cu	Mn
Pb	1	0,18	0,22	0,21
Fe		1	0,32	0,46
Cu			1	0,30
Mn				1

Tableau V.18 : Matrice de corrélation linéaire entre les métaux lourds constituant les **PM-3**

R²	Pb	Fe	Cu	Mn
Pb	1	0,15	0,18	0,16
Fe		1	0,30	0,37
Cu			1	0,36
Mn				1

Tableau V.19 : Matrice de corrélation linéaire entre les métaux lourds constituant les **PM-1**

R²	Pb	Fe	Cu	Mn
Pb	1	0,04	0,12	0,08
Fe		1	0,31	0,21
Cu			1	0,12
Mn				1

La lecture des données figurant dans les tableaux contenant les facteurs de corrélation linéaire R^2 entre chaque couple de métaux lourds permet de mettre en évidence les points suivants :

- La matrice des corrélations linéaires montre que, bien que les R^2 ne soient pas très significatifs, il existe d'assez bonnes corrélations entre les couples Fe/Mn, Fe/Cu et Mn/Cu relativement à celle du Pb/Fe, Pb/Cu et Pb/Mn et ceci pour toutes les classes granulométriques.
- Le plomb semble être indépendant des autres métaux lourds étudiés.

Ces deux constats peuvent être interprétés comme suit :

- Le plomb provient du trafic routier qu'est sa principale source d'émission.
- Le fer, le manganèse et le cuivre proviennent majoritairement de l'écorce terrestre. Cette source commune explique les corrélations constatées.

Sur les figures V.24 et V.25, qui donnent l'évolution des teneurs en plomb et fer en fonction de la teneur des PM-i, on observe une tendance positive entre le plomb et les particules fines PM-1 et PM-3, par contre le fer suit plutôt une tendance négative. En d'autres termes à des teneurs élevées en PM-1 et PM-3 sont associées des teneurs élevées en plomb. Le fer qui est enrichie dans les particules grossières se comporte différemment.

V.3.4 Exploitation statistique des teneurs atmosphériques en métaux lourds

A) Détermination du diamètre médian D_{50} et de la masse concentré dans la fraction alvéolaire $MC_{2,5}$

En représentant les valeurs indiquées dans les tableaux V.20 et V.21 (diamètre aérodynamique des particules en fonction de la masse cumulée des métaux (fer et plomb) dans un repère log-probabilité), les courbes obtenues auront l'allure d'une droite (figure V.26). En projetant alors la valeur du diamètre D_{50} et de la masse cumulée $MC_{2,5}$ sur chacune des droites obtenues nous aurons les résultats suivants :

- **Fe : $D_{50} = 2,33\mu\text{m}$, $MC_{2,5} = 52,78\%$**
- **Pb : $D_{50} = 0,92\mu\text{m}$, $MC_{2,5} = 78,77\%$**

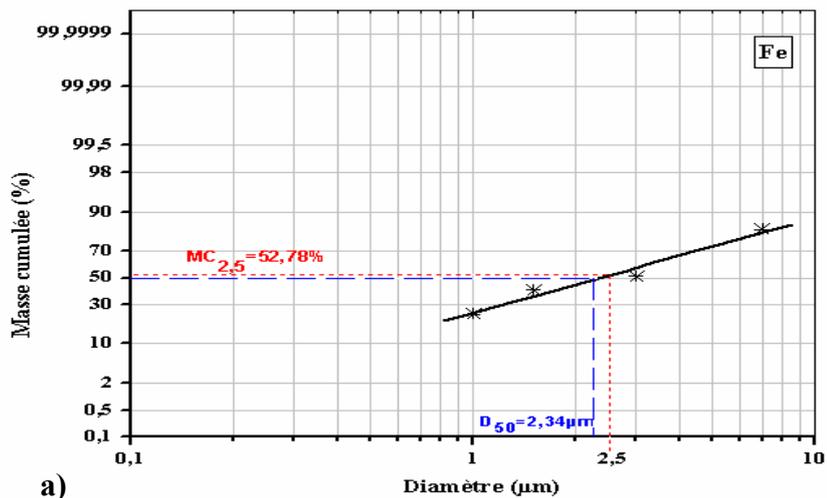
L'interprétation et l'analyse de ces résultats nous mène à dire que 50 % de la masse du fer existant dans les PM-10 est concentré dans les particules ayant un diamètre aérodynamique inférieur à 2,33 μm et 52,78 % de la masse totale pénètre dans les alvéoles pulmonaires avec les PM-2,5. De sa part le plomb est fort présent dans la partie fine des particules comme les chiffres l'indiquent (50 % dans les particules de diamètre inférieur à 1 μm). Ce résultat est en parfaite concordance avec ceux analysés dans le paragraphe précédent.

Tableau V.20 : Exploitation des teneurs du fer recueilli par fractionnement granulométrique

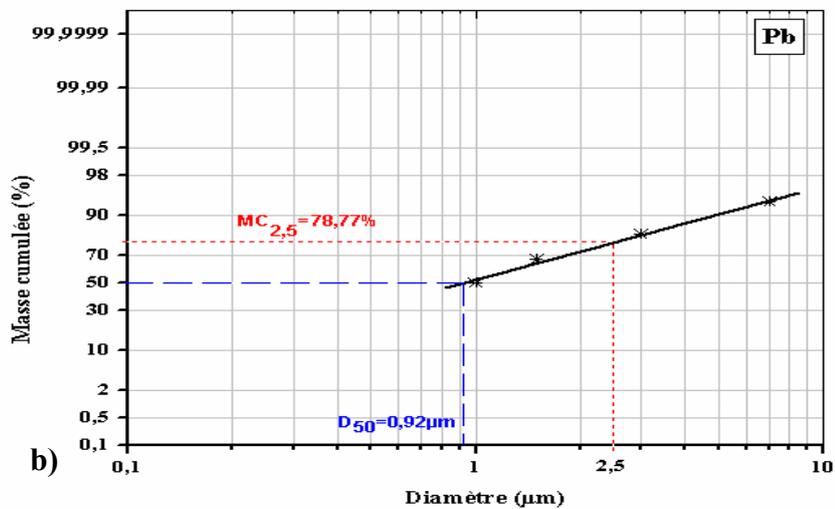
Etage Andersen	Fraction granulométrique (μm)	Masse des particules collectées par étage (mg)	Masse Cumulée Δm en (mg)	Masse cumulée en %	Diamètre (μm)
5	0,01-1	0,07	0,07	23,89	<1
4	1-1,5	0,06	0,13	40,88	< 1,5
3	1,5-3	0,03	0,16	51,22	< 3
2	3-7	0,1	0,26	82,82	< 7
1	7-10	0,05	0,31	100	< 10

Tableau V.21 : Exploitation des teneurs du **plomb** recueilli par fractionnement granulométrique

Etage Andersen	Fraction granulométrique (µm)	Masse des particules collectées par étage (mg)	Masse Cumulée Δm en (mg)	Masse cumulée en %	Diamètre (µm)
5	0,01-1	0,17	0,17	50,22	> 1
4	1-1,5	0,05	0,23	67,54	> 1,5
3	1,5-3	0,05	0,28	82,34	> 3
2	3-7	0,04	0,32	93,96	> 7
1	7-10	0,02	0,34	100	> 10



a)



b)

Figure V.26 : Diagramme Log-probabilité de la masse cumulée des métaux en fonction des diamètres des particules : a) Fe et b) Pb.

b) Distribution modale du Fe et du Pb

Comme la partie métallique des particules provient de plusieurs sources et origines il est important de se pencher sur l'étude de la modalité de la fonction de distribution des métaux fer et plomb. Pour cela on trace la représentation graphique de la fonction $\Delta m / \Delta \text{Log}(D_p) = F(D_p)$ sur un repère semi-logarithmique (les diamètres D sur l'axe des abscisses en échelle logarithmique et $\Delta m / \Delta \text{Log}(D_p)$ sur l'axe des ordonnées en échelle arithmétique), tel que :

- Δm : est la concentration des métaux retenues entre deux étages successifs de l'échantillonneur
- $\Delta \text{Log}(D_p)$: est une valeur qui est calculée comme suit :

$$\Delta \text{Log}(D_p)_{\text{Etage } i} = \text{Log}(D_p)_{\text{Etage } i-1} - \text{Log}(D_p)_{\text{Etage}}$$

L'exploitation des teneurs associées à chacun des diamètres qui sont tirées de la figure V.26, moyennant le logiciel de calcul (**origine 7.5**) nous permet d'avoir les représentations graphiques de la distribution des métaux données en figure V.27.

Les résultats nous montre alors que la distribution des teneurs de fer et du plomb sont successivement de type bimodale et monomodale.

Le plomb comme le fer sont généralement associés particules fines, néanmoins la diversité des sources du fer (naturelles et industrielles) peut le rendre aussi présent dans les grosses particules. Un constat qui confirme les résultats déjà obtenus dans les paragraphes précédents, mais qui est surtout cohérent avec les différentes études réalisées dans le monde, notamment aux états unis et en Chine [65,66, 68]

Tableau V.22 : Données utilisées pour la représentation graphique de la distribution granulométrique du Fe.

Etage Andersen	Diamètre de coupure D_p (μm)	ΔLog (D_p)	Teneur massique entre deux étages successifs ; Δm (μg)	$\Delta m / \Delta \text{Log}$ (D_p)
5	1	4,61	70	15,18
4	1,5	0,41	60	146,34
3	3	0,69	30	43,48
2	7	0,85	100	117,65
1	10	0,36	50	138,89

Tableau V.23: Données utilisées pour la représentation graphique de la distribution granulométrique du **Pb**.

Etage Andersen	Diamètre de coupure D_p (μm)	$\Delta\text{Log}(D_p)$	Teneur massique entre deux étages successifs ; Δm (μg)	$\Delta m / \Delta\text{Log}(D_p)$
5	1	4,61	170	36,88
4	1,5	0,41	50	121,95
3	3	0,69	50	72,46
2	7	0,85	40	47,06
1	10	0,36	20	55,56

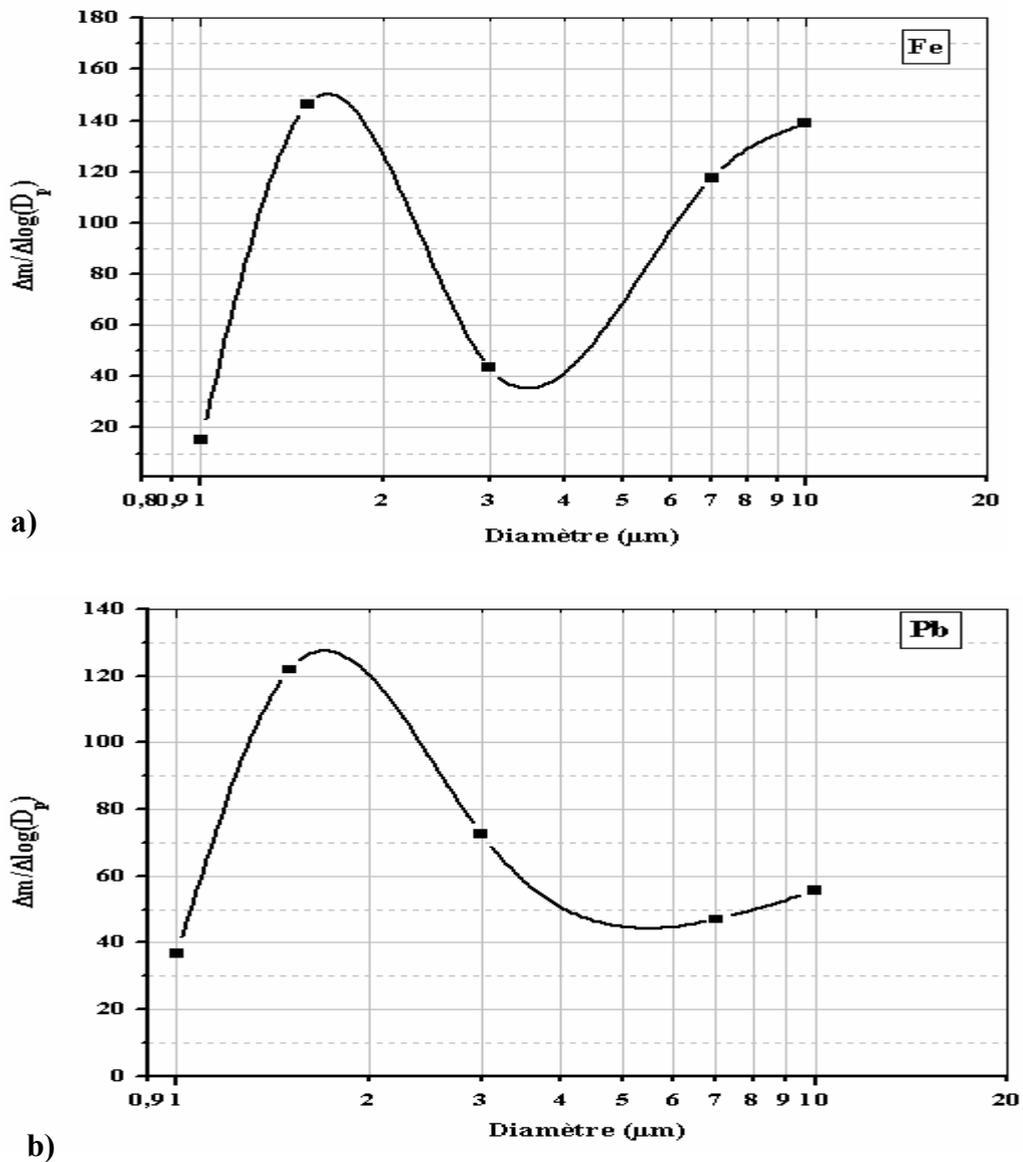


Figure V.27 : Distributions massiques des métaux lourds selon la granulométrie des particules : **a)** Fer et **b)** Plomb

CONCLUSION GENERALE

Cette étude qui s'est focalisée sur la caractérisation de la pollution atmosphérique par les particules fines PM-10 et fractions, au niveau d'un site urbain d'Alger centre (place 1^{er} Mai) nous a permis d'estimer le niveau de cette pollution, d'identifier certains facteurs qui l'influent notamment la météorologie et enfin à évaluer le taux des métaux lourds (Pb, Fe, Mn et Cu) existants dans les différentes fractions granulométriques de ces particules.

L'estimation des niveaux de pollution par les PM-10 et autres fractions granulométriques sur une année montre que les teneurs sont relativement élevées comparativement aux normes et aux valeurs trouvées dans d'autres études ; (PM-1 = 16,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ PM-3 = 26,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ et PM-10= 46,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Ponctuellement, on relève des teneurs excessives en PM-10 et PM-2,5 qui dépassent toutes les normes et recommandations de protection de la santé.

L'évolution fluctuante des niveaux journaliers et saisonniers est mise en évidence et est expliquée par l'influence des facteurs météorologiques. Dans ce contexte on montre que c'est la saison d'été qui accuse les taux de pollution les plus élevés.

Cette pollution par les particules se caractérise par une fraction élevée de particules fines. Les PM-1, PM-2,5 constituent respectivement environ 36 et 53 % des PM-10.

L'étude montre que l'origine et le mode de formation des particules diffèrent selon la fraction granulométrique. Les teneurs des particules de même origine présentent une bonne corrélation, c'est le cas des particules fines (corrélation PM-1/PM-3) et des particules grossières (corrélation PM3-10/PM-10).

La distribution massique suit une fonction bimodale centrée sur des diamètres de 0,8 μm et 5,5 μm .

L'étude des métaux lourds Pb, Fe, Cu et Mn associés aux différentes classes granulométriques a montré, que excepté le plomb, les autres métaux présentent des concentrations modérées. Le plomb par contre atteint, avec une moyenne de 0,22 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, des teneurs relativement excessives. Ainsi, ce site urbain subit l'influence des émissions du trafic routier utilisant en grande partie l'essence plombée. Ces émissions proviennent des grands axes routiers de la ville mais aussi certainement celles du grand parking de l'hôpital.

L'étude de la répartition massique de ces métaux par classe granulométrique de particules, nous a permis de déduire que le plomb se concentre davantage dans les particules les plus fines ; 50 % de la masse totale du plomb se trouve dans les PM-1, tandis que les autres

métaux tels que le fer et le manganèse s'enrichissent dans les fractions de particules plus grosses.

Globalement, en ce site qui héberge des personnes malades et donc très vulnérables, la pollution de l'air par les particules présente un potentiel de nuisance élevé et ce de part la finesse des particules et du plomb qui leur est associé.

La comparaison des niveaux de pollution mesurés sur divers sites montre la complexité dans l'appréhension de la pollution dans ses divers aspects et la nécessité de surveillance et de contrôle sur plusieurs sites d'environnement diversifié.

L'impact du trafic routier étant clairement mis en évidence, c'est sur cette source émettrice que des mesures doivent être prises pour réduire les niveaux de pollution par les particules fines.

L'amélioration dans l'offre de transports publics, l'encouragement de la bicarburant GPL/essence et la généralisation de l'essence non plombée sont parmi les mesures urgentes à prendre. Et pourquoi pas, ne pas réfléchir à une taxe écologique d'entrée en ville comme cela est déjà adoptée dans plusieurs villes européennes où la pollution est encore moindre qu'à Alger.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- [1] **O.Blanchard, F.Del Gratta, M.Durif, E.Frejafon, O.Le Bihan**, « Exposition par inhalation aux aérosols : Principes et méthodes de mesures », INERIS, Paris, (2004).
- [2] **P.Masclet, H.Cachier**, « L'aérosol atmosphérique :Caractéristiques physico-chimiques », ANALUSIS MAGAZINE, Vol 26, N° 9, (1998).
- [3] **J.Priest**, « Problems of our Physical Environment», Addison-Wesley Publishing Company , pp 59-70, (1973).
- [4] **R.M.Harrison, A.M.Jones, R.G.Lawrence**, « A pragmatic mass closure model for airborne particulate matter at urban background and roadside sites », *Atm.Env*, Vol 37, pp 4927-4933, (2003).
- [5] **X.Querol, A.Alastuey, S.Rodriguez, F.Plana, C.R.Ruiz, N.Cots**, « PM10 and PM2.5 source apportionment in the Barcelona Metropolitan area, Catalonia, Spain », *.Atm.Env*, Vol 35, pp 6407-6419, (2001).
- [6] **A.A.Almeids, , J.L.F.C.Lima**, « Determination of Cd, Cr, Cu, Ni, and Pb in industrial atmospheric particulate matter by ETA-AAS using solid samples directly from trapping filters », *Atomic Spectroscopy*, Vol 16, N°6, pp 261-265, (1995).
- [7] **Y.Kryu, A.Tri-Tugaswati, S.Suzuki, T.Kawada**, « Effect on health of atmospheric Pb in roadside exposure in Jakarta», *Environmental Health and Preventive Medicine*, Vol1, N°1, pp 9-13, (1996).
- [8] **H.Horvath, M.Kasahara, P.Pesava**, « The size distribution and composition of atmospheric aerosols at a rural and nearby urban location », *J.Aeros.Sci*, Vol 27, N°3, pp 417-435, (1996).
- [9] **D.W.Dockery, C.A.Pope III, X.Xu, J.D.Spengler, J.H.Ware, M.E.Fay et al**, « An association between air pollution and mortality in six US cities », *N.Engl.J.Med*, Vol 329, pp 1753-1759, (1993).
- [10] **C.K.Gatebe, A.M.Kinyua, M.J.Mangala, R.Kwach, L.N.Njau, E.A.Mukolwe, D.M.Maina**, « Determination of suspended particulate matter of major significance to human health using nuclear techniques in Kenya », *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, Vol 203, N°1, pp 125-134, (1996).
- [11] **N.Oucher**, « Contribution a l'étude, par classe granulométrique, des aérosols particuliers et des métaux lourds qui leurs sont associées à Alger », *Mémoire de Magister, ENP*, (2006).
- [12] **A.Bitouche**, « Evaluation de la pollution atmosphérique par les particules fines en site urbain à Alger », *Mémoire de Magister, ENP*, (2008).

- [13] Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage, « Poussières fines PM10 : Questions et réponses concernant les propriétés, les émissions, les immissions, les effets sur la santé et les mesures », Berne, (2005).
- [14] **O.M.C. Chang, G.C.England**, « Development of fine particulate emission factors and speciation profiles for oil and gas-fired combustion systems », *Critical Review of Source Sampling and Analysis Methodologies for Characterizing Organic Aerosol and Fine Particulate Source Emission Profiles*, (2005).
- [15] Ministère de l'Environnement de Canada, « les particules de l'air ambiant : vue d'ensemble », (1998).
- [16] Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage, « Mesures de réduction des émissions de PM10 », Berne, (2001).
- [17] **P.Masclat**, « Pollution atmosphérique : causes, conséquences, solutions, perspectives », Edition Ellipse, Paris, (2005).
- [18] Centre Interprofessionnel Technique d'Etudes de la Pollution Atmosphérique, « Inventaire des émissions de particules primaires », Paris, (2001).
- [19] Report of the Airborne Particles Expert Group, « Source Apportionment of Airborne Particulate Matter in the United Kingdom », London, (1999).
- [20] International Union of Pure and Applied Chemistry, « Heavy Metals: a meaningless term? », *Pure.Appl.Chem*, Vol 74, pp 793-807, Edinburgh, (2002).
- [21] **R.J.Lantzy, F.T. Mackenzie**, « Atmospheric trace metals: Global cycles and assessment of man's impact », *Geochim. Cosmochim.Acta*, Vol 43, pp 511-525, (1979).
- [22] US.Environmental Protection Agency, « The Particle Pollution Report: Current Understanding of Air Quality and Emissions through 2003 », EPA report 454-R-04-002, Décembre 2004.
- [23] **W.C.Hinds**, « Aerosol technology », Wiley Interscience, London, (1982).
- [24] **X.Chaucherie, C.Magenot, G.Vatry**, « Détermination de la granulométrie des aérosols dans les émissions diffuses d'ateliers sidérurgiques : PM-10, PM-2.5, PM-1 et PM-0.1 », ADEME, (2004).
- [25] **U.A.Liebrich**, « Effects of long term exposure to air pollution on lung function », SAPALDIA-Study, *Am. J. Resp. Crit. Care Med.*, 149/4, A662, (1994).
- [26] **A.Renoux et D. Borlaud**, « les aérosols : physique et méthodologie », Techniques et documentation, Paris, (1998).
- [27] **A.Renoux**, « Ce qu'il faut savoir sur l'aérosol atmosphérique », *Poll.Atm*, pp 10-16 Janvier-Mars, (1990).
- [28] **O.Witschger, J.F.Fabriès**, « Particules ultra-fines et santé au travail : caractéristiques et effets potentiels sur la santé », INRS, (2005)

- [29] **D. Brochard et al.**, « Aérosol et santé : Déposition et épuration des particules inhalées », *Poll. Atm*, pp 178-182, Avril - Juin, (1999).
- [30] **B.Mohamedou, J.Colosio**, « Qualité de l'air : une surveillance accrue des particules, mais des concentrations à réduire d'ici l'an 2005 », *Les données de l'environnement*, N°58, Ifen, Septembre, (2000).
- [31] Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage, « Poussières fines :Un fléau », Berne, (2005).
- [32] **F.P.Courieux, A.Person, Y .Le Moullec**, « Connaissance atmosphérique en milieu urbain : représentativité biologique et difficultés météorologiques », *Poll.Atm*, 1990, pp 21-30.
- [33] **J.Martin, L. Y. Mayster**, « Santé et pollution de l'air », *Presse polytechniques Romandes*, Suisse, (1998).
- [34] **J.Fiala**, « Qualité de l'air en milieu urbain », *Naturopa*, N°94, pp. 10, 2000.
- [35] **S.Larsen, R.Sluyter, C.Helmis**, « Criteria for EUROAIRNET The EEA Air Quality Monitoring and Information Network », *European Environment Agency*,(1999).
- [36] **J.P. Putauda, F.Raesa, R.Van Dingenena**, « A European aerosol phenomenology-2: chemical characteristics of particulate matter at kerbside, urban, rural and background sites in Europe » *Atm.Env*, Vol 38, pp 2579-2595, (2004).
- [37] **U. Lohmann et J. Feichter**, « Global indirect aerosol effects: a review», *Atmos. Chem. Phys*, Vol 5, pp 715-735, (2005).
- [38] **K.O.Ikawa**, « Trace analysis atmospheric », *Edition John Wiley and Sons*, London, (1997).
- [39] **K.T.Whitby et D.Cantrell**, « Fine particles », *International Conference on Environmental Sensing and Assessment*, Las Vegas, NV, *Institute of Electrical and Electronic Engineers*,(1976).
- [40] **J.P. Quisefit, A. Gaudichet**, « Prélèvement des aérosols atmosphériques et analyses inorganiques », *ANALYSIS MAGAZINE*, Vol 26, N° 9, (1998)
- [41] Norme ISO 9855, « Air ambient, dosage du plomb dans les particules d'aérosols collectés sur des filtres », (1993).
- [42] Office Nationale de Météorologie, « Données climatiques 2005-2006 ».
- [43] **T.Bahadori, H.Suh, P.Koutrakis**, « PM2.5 and PM10 concentrations in four metropolitan cities in eastern United States », *J. Air Waste Manage. Assoc*, (2000).

- [44] Environmental Protection Agency, « Air Quality Criteria for Particulate Matter : Volume I », (2004).
- [45] **Z. Xu, M. Gautam , S. Mehta:** « Cumulative Frequency Fit for particle size distribution », Applied Occupational and Environmental Hygiene, Vol 17, pp 538-542, (2002).
- [46] **W.E.Wilson, H.H.Suh,** « Fine particles and coarse particles: concentration relationships relevant to epidemiologic studies », J. Air Waste Manage. Assoc, Vol 47, pp 1238-1249, (1997).
- [47] **J.C.Chow, J.G.Watson, Z.Lu, H.D.Lowenthal, C.A.Frazier, P.A.Solomon, R.H.Thuillier, K.Magliano,** « Descriptive analysis of PM_{2.5} and PM₁₀ at regionally representative locations during SJVAQS/AUSPEX », Atm.Env, Vol 30, pp 2079-2112, (1996).
- [48] **F.Wei, E.Teng, G.Wu, W.Hu, W.E.Wilson, R.S.Chapman, J.C.Pau, J. Zhang,** « Ambient concentrations and elemental compositions of PM₁₀ and PM_{2.5} in four Chinese cities », Environmental Science & Technology, Vol 33, pp 4188-4193, (1999).
- [49] **K.Oravisj.arv, K.L.Timonen, T.Wiikinkoski, A.R.Ruuskanen, K.Hein.anen, J.Ruuskanen,** « Source contributions to PM_{2.5} particles in the urban air of a town situated close to a steel works », Atm.Env, Vol 37, pp 1013-1022, (2003).
- [50] Organisation Mondiale de la Santé, « Update and revision of air quality guidellines for Europe », WHO regional publications,Copenhegen, (1997).
- [51] Journal officiel des communautés européennes, L 163/41, Directive 1999/ 30/CE du 27 avril, Bruxelles, (1999).
- [52] Journal Officiel de la République Algérienne Démocratique et Populaire, Décret exécutif N°06-02 du 7 Janvier 2006 définissant les valeurs limites, qualité de l'air en cas de pollution atmosphérique, J. O., N°1, (2006).
- [53] **Y. Laïd, M. Atek, R. Oudjehane, L. Filleul, L. Baough, N. Zidouni, M. Boughedaoui, J-F. Tessier,** « Health effects of PM₁₀ air pollution in a low-income country: the case of Algiers », Int.J.Tuberc.Lung.Dis 10(12), pp 1406–1411, (2006).
- [54] EC working group on particulate matter « A report on guidance to member states on PM-10 monitoring and intercomparisons with the reference method », (2002).
- [55] **H.Hauck et al.,** « On the equivalence of gravimetric PM data with TEOM and beta-attenuation measurements », J.Aeros.Sci, Vol N°35, pp 1135-1145, (2004)
- [56] **F.Mathe et B.Herbin,** « Test du nouvel analyseur de particules en suspension par radiométrie BETA MP 101M d'environnement S.A », Ecole des Mines de Douai, (2004).
- [57] **S.Selhi** « Etude par classe granulométrique, de la pollution de l'air, par les particules fines en un site semi urbain à Alger », Mémoire de fin d'étude , ENP, Juin 2007.

[58] www.samasafia.dz : Données de Mesure des PM-10 par le réseau de SAMASAFIA : Ministère de l'Environnement et de l'Aménagement du territoire et du Tourisme, (2006).

[59] Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie, « La qualité de l'air en France (95-96) », Editions ADEME, Paris, (1998).

[60] Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage, « Particules en suspension mesures et évaluations des effets sur la santé », OFEFP, Berne, (1996).

[61] **N.A.H.Janssen, D.F.M.Van Mansom, K.Van Der Jagd, H.Harsema, G.Hoek**, « Mass concentration and elemental composition of airborne particulate matter at street and background locations », *Atm.Env*, Vol 31, N°8, p 1185-1193, (1997).

[62] **J.Hovorka, M.Donkelaar**, « Elemental composition and stable lead isotope ratios of winter time PM-10 aerosols in Prague-centre cross-roads », 8th international symposium transport and pollution, Graz, Autriche, 31 Mai-02 Juin (1999).

[63] Direction des services de surveillance de l'air ambiant, « La contaminación atmosférica a Barcelona », Rapport annuel de ajuntament de Barcelona, (1997).

[64] Rapport du Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement (France), « Bilan chiffré de la qualité de l'air dans les grandes agglomérations, 1991-1999 », Paris, (2000).

[65] **S.Calvert, H.M.Englund**, « Handbook of air pollution technology », Ed Wiley, New York, pp 513-550, (1984).

[66] **T.J.Kneip, M.Lippmann**, « The New York Summer Aerosol Study », *Ann. N.Y. Acad. Sci.* N°322, pp 87-97, (1979).

[67] **J.M. Lopez, M.S. Callen et al.**, « Levels of selected metals in ambient air PM₁₀ in an urban site of Zaragoza (Spain) », *Environmental Research* 99, pp 58 -67, (2005).

[68] **K.F. Hoa, S.C. Leea,, Judith C. Chowb, John G. Watsonb**, « Characterization of PM₁₀ and PM_{2.5} source profiles for fugitive dust in Hong Kong », *Atmos.Env*, Vol N° 37, pp 1023–1032, (2003)