



ECOLE NATIONALE POLYTECHNIQUE

DEPARTEMENT DE GENIE DE L'ENVIRONNEMENT
LABORATOIRE DES SCIENCES ET TECHNIQUES DE L'ENVIRONNEMENT

MEMOIRE

En vue de l'obtention du Diplôme de Magistère en
Génie de l'Environnement

OPTION : GENIE DE L'ENVIRONNEMENT

**EVALUATION DE LA POLLUTION ATMOSPHERIQUE
PAR LES PARTICULES FINES EN SITE URBAIN
À ALGER**

Présenté par : **Mr. Ali BITOUCHE**

Président	Mme. K. M. MOUSSAOUI	Professeur, ENP
Directeur	Mr. R. KERBACHI	Professeur, ENP
Codirecteur	Mr. B. DEMRI	Maître de Conférences, ENP
Examineurs	Mme. N. ABDI	Maître de Conférences, ENP
	Mr. M. BOUGHEDAOU	Chargé de Cours., U. BLIDA
	Mme. L. KITOUS	Chargée de Cours, ENP

Année Universitaire 2007 - 2008
Ecole Nationale Polytechnique
10, Avenue Hacén Badi, El-Harrach, Alger

DEDICACE

Je dédie ce travail à tous ceux qui me sont chers et proches ainsi, qu'à tous ceux qui m'ont aidé à faire aboutir ce travail.

REMERCIEMENTS

Tout d'abord louange à dieu tout puissant qui nous a donné toutes les capacités physiques et morales pour la réalisation du présent travail.

Nous adressons de même nos vifs remerciements à toutes les personnes qui ont contribué de près ou de loin à la réalisation de ce travail, nous citons parmi eux :

- Le Professeur Rabah KERBACHI pour ces précieux conseils et son grand soutien ;*
- Mr. Boualem DEMRI pour son aide ;*
- Mes amis (Mohend, Nassim, Abd El Haq, Okba, Mehdi) pour leur soutien et leur aide*
- Les membres de jury pour avoir accepté d'évaluer ce travail;*
- Sans oublier tous les Enseignants du Département et toutes l'Equipe de la Pollution Atmosphérique.*

A Tous

Merci

ملخص:

تنص هذه الأطروحة على دراسة تلوث الهواء عن طريق الجزيئات الصغيرة PM_{10} , $M_{2,5}$, و PM_1 في منطقة حضرية شرق الجزائر العاصمة – باب الزوار. تم جمع العينات باستعمال جهاز أخذ العينات من نوع HVS-PM10 المزود بالتجزئة حسب الأقطار. بلغت معدلات التلوث في هذا المكان عن طريق PM_{10} , $PM_{2,5}$, و PM_1 قيم الأتية $70,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$, و $22 \mu\text{g}/\text{m}^3$ على التوالي. حوالي نصف الجزيئات PM_{10} هي جزيئات بإمكانها الوصول إلى الجيوب الرئوية. أظهرت الدراسة أن الدقائق المدروسة تتبع توزيعا بيموديا و هي خاصة المناطق الحضرية. قيم أقطار الجزيئات تتركز عند $0,7 \mu\text{m}$ و $5 \mu\text{m}$ لكل من الجزيئات الصغيرة و الكبيرة نسبيا. من بين المعادن الثقيلة المتواجدة في ال PM_{10} , الحديد هو الأكثر تواجدا حيث يبلغ $0,14 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ما يمثل نسبة $0,2\%$. تقل نسبة الرصاص الناتج عن حركة المرور في ال PM_{10} عن $0,2\%$. بينما ترتفع هذه القيمة إلى أكثر من $0,22\%$ في الجزيئات الصغيرة جدا (PM_1) ما يسمح لهذا المعدن الخطير بالواجد في أعماق الرئتين. التوزيع البيمودي للرصاص يظهر جلية في المجال المدروس عكس الحديد الذي لا يبدو. أظهر تحليل الجزيئات بال MEB تواجدا كبيرا للكربون و العناصر المعدنية في تركيبة هذه الجزيئات.

الكلمات المفاتيح نوعية الهواء, PM_{10} , $M_{2,5}$, و PM_1 , التوزيع البعدي, جزيئات, معادن ثقيلة, حركة المرور, موقع حضري, الجزائر العاصمة.

Résumé :

La présente étude porte sur la détermination des niveaux de pollution de l'air par les PM_{10} , $PM_{2,5}$ et PM_1 en un site urbain à l'est d'Alger (Bab Ezzouar). Le prélèvement des particules est effectué par un échantillonneur à fort débit, le HVS-PM-10. En ce site, la teneur journalière moyenne en PM_{10} , s'élève à $70,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Les teneurs en $PM_{2,5}$ et PM_1 s'élèvent respectivement à $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et $22 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Environ 50 % des PM_{10} sont constitués de particules respirables, les $PM_{2,5}$.

L'étude montre par ailleurs que les particules étudiées suivent une distribution bimodale caractéristique d'un milieu urbain. La distribution massique des particules se concentre autour de $0,7 \mu\text{m}$ et $5 \mu\text{m}$ pour les fines et les grosses particules respectivement.

Parmi les métaux lourds associés aux PM_{10} , c'est le fer qui accuse les valeurs les plus élevées. On y mesure une teneur moyenne d'environ $0,14 \mu\text{g}/\text{m}^3$ correspondant à une fraction massique de l'ordre de $0,2\%$. Le plomb issu du trafic routier constitue moins de $0,2\%$ de la masse des substances véhiculées par les PM_{10} . Toutefois, cette fraction s'élève à plus $0,22\%$ de la masse des particules très fines (PM_1) ce qui permet à cet élément de se retrouver dans les alvéoles pulmonaires.

La distribution bimodale sur l'intervalle d'étude ($<10 \mu\text{m}$) du plomb a été vérifiée tandis que pour le fer cette caractéristique n'a pas été constatée.

L'analyse des particules par la microscopie à balayage électronique montre la prédominance du carbone et des éléments minéraux dans la composition des aérosols étudiés.

Mots- clefs :

Qualité de l'air, PM_{10} , $PM_{2,5}$, PM_1 , distribution granulométrique, particules fines, métaux lourds, trafic routier site urbain, Alger.

Summary:

The present study relates to the assessment of the air pollution levels by the PM_{10} , $PM_{2,5}$ and PM_1 in an urban site in the east of Algiers (Bab Ezzouar). The sampling of the particles was done with a sampler with strong flow, HVS-PM-10. In this site, the day average content of PM_{10} , amounts to $70,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$. The contents of $PM_{2,5}$ and PM_1 amount respectively to $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ and $22 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Approximately 50 % of the PM_{10} consist of breathable particles, the $PM_{2,5}$.

In addition, this work shows that the studied particles follow a bimodal distribution main characteristic of urban airborne particles. The size distribution of the aerosols concentrates around $0,7 \mu\text{m}$ and $5 \mu\text{m}$ for fines and large particles respectively.

Among the heavy metals associated the PM_{10} , it is the iron which shows the highest values. The average daily content of iron is about $0,14 \mu\text{g}/\text{m}^3$ which corresponds to a mass fraction of about $0,2\%$. The lead resulting from the road traffic constitutes less than $0,2\%$ of the mass of the substances conveyed by the PM_{10} . However, this fraction rises to more $0,22\%$ of the mass of the very fine particles (PM_1) what allows this element to be found in the pulmonary cells.

The bimodal distribution on the studied range ($<10 \mu\text{m}$) of lead was checked while for iron this characteristic was not noted.

The analysis of the particles by the electronic scanning microscopy shows the prevalence of carbon and the mineral compounds in the composition of the studied aerosols.

Keys- words:

Air quality, PM_{10} , $PM_{2,5}$, PM_1 , size distribution, fine particles, road traffic, urban site, Algiers.

Liste des tableaux

Tableau I.1- Effets sanitaires à court terme des augmentations de $10\text{-}\mu\text{g}/\text{m}^3$ des niveaux de PM_{10}	14
Tableau I.2- Quelques techniques de mesure des particules atmosphériques.....	18
Tableau III.1 – valeurs moyenne et extrêmes des teneurs en PM_{10}	35
Tableau III.2 – Valeurs moyennes et extrêmes des teneurs en PM_{10} enregistrées sur les quatre saisons à Alger.	37
Tableau III.3- Description statistique des teneurs atmosphériques en différentes classes granulométriques de particules.	39
Tableau III.4 –Caractéristiques des différentes classes granulométriques étudiées. ...	44
Tableau III.5- Données utilisées dans la détermination de la distribution granulométrique.....	46
Tableau III.6- Coefficients de corrélations liant les différentes classes granulométriques.	53
Tableau III.7- valeurs limites en vigueur au plan international	57
Tableau III.8- valeurs limites en particules atmosphériques dans quelques sites.....	59
Tableau III.9- paramètres statistiques décrivant l'évolution temporelle des teneurs atmosphériques en éléments en trace étudiés.	64
Tableau III.10- Comparaison des teneurs en éléments en trace contenus dans les classes conventionnelles (PM_{10} , $\text{PM}_{2,5}$ et PM_1) relevées à Bab Ezzouar à celles mesurées dans quelques villes du monde.	65
Tableau III.11- Composition des particules fines en métaux lourds.	66
Tableau III.12- Données utilisées dans la détermination de la distribution granulométrique du Pb.	69
Tableau III.13- Données utilisées dans la détermination de la distribution granulométrique du Mn.	69
Tableau III.14- Données utilisées dans la détermination de la distribution granulométrique du Fe.	69
Tableau III.15- Coefficients de corrélations entre les éléments étudiés contenus dans les PM_1	74
Tableau III.16- Coefficients de corrélations entre les éléments étudiés contenus dans les PM_3	74
Tableau III.17- Coefficients de corrélations entre les éléments étudiés contenus dans les PM_{10}	74
Tableau III.18- Fractions massiques (%) des différents éléments détectés par le MEB dans les différentes classes granulométriques.....	79

Liste des figures

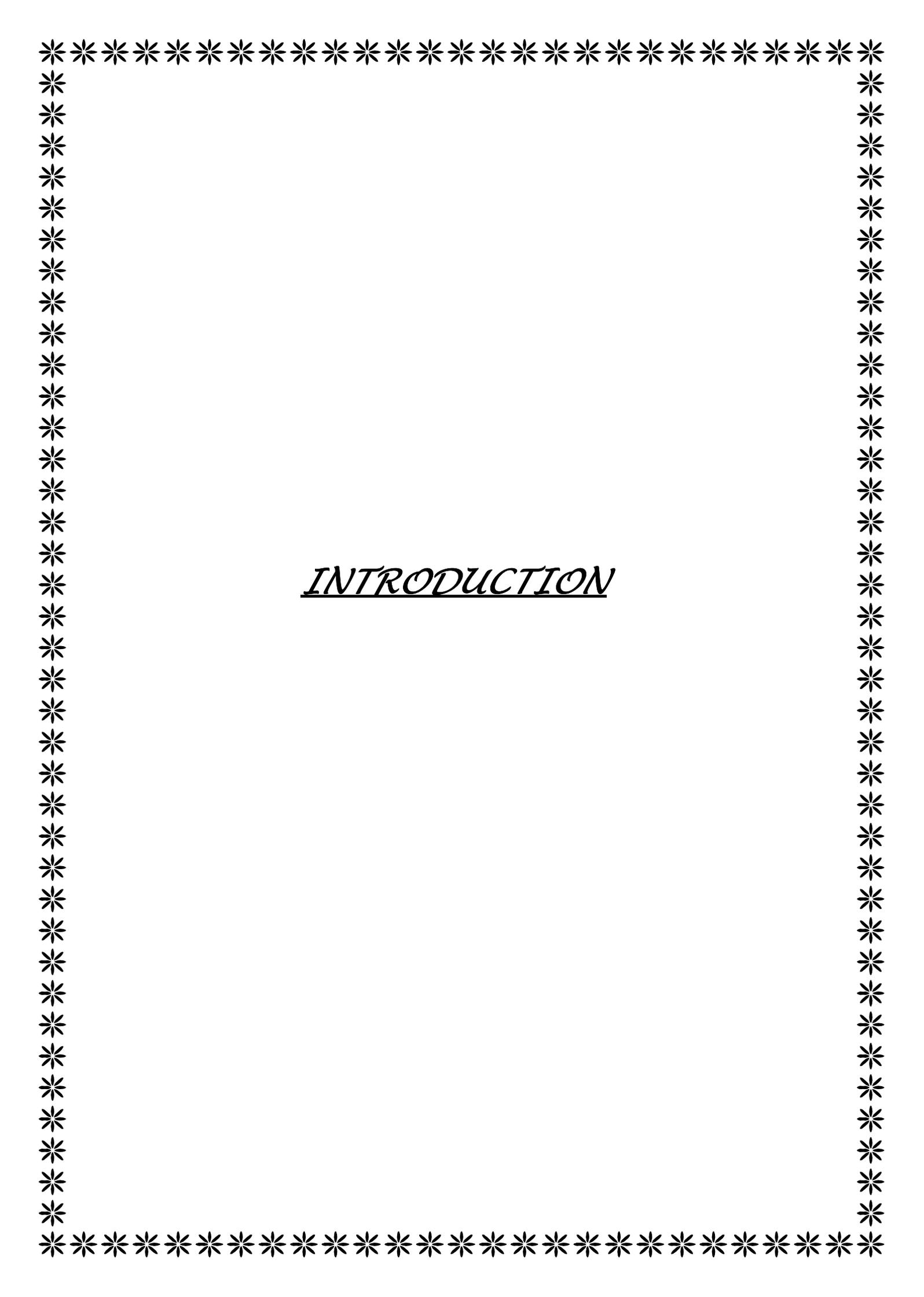
Fig. I.1- Représentation simplifiée de la distribution massique des particules selon leur granulométrie.....	6
Fig. I.2- Distribution bimodale idéale des particules atmosphériques illustrant les modes de fines particules et de grosses particules, ainsi que les fractions collectées avec des échantillonneurs avec sélection granulométrique.	7
Fig. I.3- Déposition des particules inhalables dans le système respiratoire humain.....	13
Fig. II.1 – Images satellitaires du site de prélèvement à Bab Ezzouar, Alger	24
Fig. II.2 – Images du site de prélèvement à Bab Ezzouar, Alger (RUBE 3).....	25
Fig. II.3 - Photos de l'échantillonneur HVS- PM10 et des étages de fractionnement...	27
Fig. II.4 - L'échantillonneur HVS- PM10 avec cascadeur Anderson pour la collecte des PM_i	28
Fig. III.1 – Images des filtres chargés après prélèvement pour une journée stable.....	31
Fig. III.2 – Evolution temporelle des teneurs atmosphériques en PM_{10} , PM_7 , PM_3 , $PM_{1,5}$ et PM_1	32
Fig. III.3 – Evolution temporelle des teneurs atmosphériques en PM_{10} , PM_7 , PM_3 , $PM_{1,5}$ et PM_1	33
Fig. III.4 – Evolution temporelle des teneurs atmosphériques en PM_{10} et comparaison par rapport aux normes.....	34
Fig. III.5 – Comparaison des teneurs atmosphériques saisonnières en PM_{10}	36
Fig. III.6 –Teneurs moyennes des différentes classes granulométriques PM_i	38
Fig. III.7 – Distribution des fréquences des teneurs en particules fines prélevées à Bab Ezzouar (Alger).....	41
Fig. III.8 – Distribution des fréquences cumulées des teneurs en particules fines prélevées à Bab Ezzouar (Alger).	42
Fig. III.9 – Extrapolation de la distribution des fréquences des teneurs en particules fines prélevées à Bab Ezzouar (Alger).	43
Fig. III.10 – Contribution massique (%) des différentes classes granulométriques dans la pollution particulaire étudiée.	45
Fig. III.11 – Extrapolation de la distribution massique des particules étudiées selon leur dimension.	47
Fig. III.12 – Représentation discontinue (partielle ou sectionnaire) de la distribution massique de chaque classe granulométrique étudiée.	47
Fig. III.13 – Représentation des fréquences cumulées en fonction de la granulométrie des particules.	49
Fig. III.14 – Représentation graphique des points valeurs déterminées à partir du graphe fréquences cumulées en fonction de la granulométrie des particules.....	49
Fig. III.15 – Représentation discontinue bimodale de la distribution massique des particules selon leur granulométrie.	50
Fig. III.16 – Représentation continue (extrapolation) de la distribution massique bimodale des particules selon leur granulométrie.	50
Fig. III.17 – Représentation de la fonction (PM_i/PM_{10}) en fonction de (MC_i/MC_{10})...	52
Fig. III.18 – Evolution des teneurs en particules fines (PM_1 , PM_3 & PM_{10}).....	54
Fig. III.19 – Corrélations entre les différentes classes granulométriques.....	54
Fig. III.20 – Corrélations entre les différentes classes granulométriques.....	55
Fig. III.21 – Evolution temporelle des teneurs atmosphériques en Pb et en Fe associés aux différentes classes granulométriques de particules.....	61

Fig. III.22 – Evolution temporelle des teneurs atmosphériques en Mn et en Cd associés aux différentes classes granulométriques de particules.....	62
Fig. III.23 – Evolution temporelle des teneurs atmosphériques en Cu associé aux différentes classes granulométriques de particules.....	63
Fig. III.24 – Fractions massiques moyennes des métaux lourds dans les particules inhalables, respirables et très fines.....	66
Fig. III.25 – Distribution des métaux lourds sur les différentes classes granulométriques.....	68
Fig. III.26 – Présentation graphique de la distribution massique du Pb et du Mn et du Fe selon le diamètre granulométrique.	71
Fig. III.27 – Régression linéaire des fréquences cumulées des éléments étudiés en fonction du diamètre des particules.	72
Fig. III.28 –Corrélations entre les couples Pb/Fe et Mn/Cu contenus dans les PM ₁₀ ...	73
Fig. III.29 – Micrographes des différentes classes granulométriques.	77
Fig. III.30 – Spectres résultants de différentes classes granulométriques.....	78
Fig. III.31 – Contribution des éléments étudiés par le MEB dans la composition des différentes classes granulométriques.	79
Fig. III.32 – Distribution des éléments détectés par le MEB, selon les classes conventionnelles.	81

SOMMAIRE

Introduction	1
I. Généralités sur les Particules atmosphériques	4
I.1- Caractéristiques des particules atmosphériques	4
I.1.1 – Caractéristiques physiques	4
I.1.2 – Caractéristiques Chimiques	8
I.2- Sources des particules atmosphériques	8
I.2.1- Sources naturelles	8
I.2.2- Sources anthropogéniques	10
I.3- Impacts des particules atmosphériques	12
I.3.1- Impacts sur la santé humaine	12
I.3.2- Impacts sur les végétaux	15
I.3.3- Impacts sur les matériaux	16
I.3.4- Impacts sur le climat et la visibilité	16
I.4-Aperçu sur quelques techniques et méthodes de mesure et d'analyse des particules en suspension	17
I.5- Statistiques appliquées à l'étude des particules atmosphériques	20
II- Méthodologie expérimentale	23
II.1 – Objectif de ce travail	23
II.2 – Site de prélèvement	23
II.3 –Echantillonnage et caractérisation chimique des particules	26
III.Résultats et interprétations	30
III.1 – Etude des PM ₁₀	31
III.2 – Variation saisonnière des teneurs atmosphériques en PM ₁₀	36
III.3 – Etude des différentes classes granulométriques PM ₁ , PM _{1,5} , PM ₃ , PM ₇ et PM ₁₀	38
III.3.1 – Caractérisation de l'évolution temporelle des classes conventionnelles PM ₁₀ , PM ₃ et PM ₁ .	39
III.3.2 – Répartition granulométrique moyenne des particules étudiées	44
III.3.3 – Détermination de la distribution massique des particules étudiées selon leur granulométrie	45
III.3.3.1 – Détermination du diamètre médian d ₅₀	51

III.3.3.2 – Détermination de la teneur atmosphérique en $PM_{2,5}$	51
III.3.4 – Etude des corrélations entre les différentes classes granulométriques ($PM_{1,}$, PM_{1-3} , PM_3 , PM_{3-10} & PM_{10})	53
III.4- Ampleur de la pollution de l'air en particules fines au niveau du Bab Ezzouar	56
III.4.1- Ampleur de la pollution vis-à-vis des exigences nationales et internationales	56
III.4.2- La pollution particulaire à Alger comparée à quelques sites étrangers	58
III.4.3- Aperçu sur le degré de nocivité des particules étudiées	60
III.5 – Etude de quelques métaux lourds associés aux particules atmosphériques	60
III.5.1 – Niveaux de pollution par les métaux lourds	60
III.5.2 – Distribution des métaux lourds sur les différentes classes granulométriques PM_1 , PM_3 et PM_{10}	66
III.5.3 – Détermination de la distribution modale des métaux lourds étudiés selon la granulométrie des particules	67
III.5.4 – Etude des corrélations entre les métaux lourds étudiés (Pb, Fe, Mn, Cu)	70
III.5.5 –Etude des résultats d'analyse au MEB	75
IV- Conclusions	81
Bibliographie	83



INTRODUCTION

Introduction :

Les particules en suspension dans l'atmosphère sont des complexes solides et/ ou liquides composées de substances minérales et organiques. Etant d'origine, de composition et de dimensions variables, il a été convenu de classer les particules en suspension dans l'air selon leurs dimensions car ces propriétés régissent leur transport et leur élimination de l'air ainsi que leur temps de séjour dans l'atmosphère. Le diamètre des aérosols conditionne aussi leur pénétration et leur dépôt dans le système respiratoire et présente de bonnes corrélations avec la composition chimique et l'origine des particules.

Dans l'étude de la pollution particulaire de l'atmosphère, la dimension des particules est généralement définie par leur diamètre aérodynamique qui dépend notablement de la forme de la particule et de sa densité [1].

Les recherches menées au cours des dernières années, ont mis en évidence l'influence du diamètre des particules sur leur degré de nocivité. En effet, les particules inhalables de diamètre inférieur à 10 μm (PM_{10}), les particules fines respirables ou alvéolaires de diamètre inférieur à 2,5 μm (ou à 3 μm) appelées $\text{PM}_{2,5}$, et les particules très fines (PM_1 de diamètre inférieur à 1 μm) ont le plus d'impact sur la santé et l'environnement. Les particules fines ($\text{PM}_{2,5}$) et très fines (PM_1) résultant essentiellement des sources anthropogéniques (industries, transports, ...), sont les plus nocives.

Selon leur diamètre aérodynamique, les aérosols urbains sont divisés en deux grandes classes : grosses et fines particules. Le diamètre séparant ces deux fractions est généralement compris entre 1 μm et 3 μm . Cependant, et pour des considérations sanitaires, la limite entre les particules grossières et les fines particules est conventionnellement fixée à 2,5 μm . La fraction fine ($\text{PM}_{2,5}$) contient principalement les aérosols secondaires résultant de la conversion des gaz en particules et les particules issues de la combustion et de la recondensation des vapeurs inorganiques et organiques. Tandis que les grosses particules ($\text{PM}_{2,5-10}$) sont essentiellement composées de la matière minérale contenue dans la croûte terrestre et dans les poussières issues des routes et des industries.

L'acidité et la mutagenèse des particules inhalables résultent principalement de la fraction fine; toutefois, dans le cas de brouillard, les brumes acides de diamètre supérieur à 2,5 μm contribuent à l'augmentation de l'acidité des particules. Bien que l'importance de la masse

des particules inhalables présentes en milieu urbain, est en grande partie due aux particules fines ($< 2,5 \mu\text{m}$), le nombre des particules de diamètre inférieur à $0,1 \mu\text{m}$, appelées particules ultrafines, est beaucoup plus important [2]. Aussi, l'étude de la corrélation entre la masse de la fraction inhalable et la dimension des particules qu'elle comporte, a démontré, qu'en nombre, le taux des particules ultrafines dépasse les 90 %, tandis qu'en masse, ce taux devient insignifiant comparativement aux grosses, fines et très fines particules (PM_{10}) [2].

La caractérisation des sources de formation des particules atmosphériques ne peut se faire qu'en fonction d'un paramètre variable qui est dans notre cas la dimension de la particule. Les grosses particules ($\text{PM}_{2,5-10}$) connues sous l'appellation de 'coarse particles' ou mode grossier, sont principalement produites mécaniquement par le fractionnement et la fragmentation des particules solides. L'origine de ces dernières inclue les vents de sables, les aérosols marins, la remise en suspension des poussières issues des routes (bitumées ou non), des sols découverts, des opérations minières et des activités agricoles. Par contre, les particules fines ($\text{PM}_{2,5}$) sont d'une part émises directement dans l'air et d'autre part produites par:

- La nucléation, qui est la condensation des gaz à basse pression de vapeur générés par la combustion et des réactions chimiques survenues dans l'air pour donner naissance à de nouvelles particules appelées 'nucleus'. Les métaux lourds (vapeurs issues de la combustion), les éléments carbonés (les molécules à faible poids moléculaire produites lors de la combustion), carbone organique, sulfates et nitrates sont les principales substances intervenant dans la nucléation;
- La coagulation, qui est la combinaison de deux ou plusieurs particules pour former une particule plus large;
- La condensation des gaz sur la surface des particules existantes.

Afin de caractériser la pollution particulaire de l'air dans l'agglomération d'Alger, le Laboratoire des Sciences et Techniques de l'Environnement de l'Ecole Nationale Polytechnique, a entamé depuis 2000, des travaux de recherche sur la pollution particulaire au niveau des sites de proximité qui sont directement exposés à une forte source de particules.

Dans la continuité de ces travaux, nous nous sommes intéressés dans ce travail à l'étude de la pollution particulaire au niveau d'un site urbain à l'est d'Alger (Bab Ezzouar). De par ses caractéristiques (population, aménagement, évolution), ce site est représentatif de

la plupart des villes algériennes dont le périmètre urbain a connu de vastes extensions pour contenir l'exode rural.

Les points développés dans ce travail portent sur :

- L'évaluation de la qualité de l'air dans la zone étudiée, la comparaison des niveaux de pollution à la réglementation nationale et internationale et aux valeurs enregistrées dans d'autres pays et l'estimation de l'impact sanitaire sur la population exposée et ce, en se basant sur les études épidémiologiques réalisées dans ce domaine;

 - La caractérisation physico-chimique de la pollution particulaire en un site urbain ce qui permettra, par l'identification des sources, une meilleure prise en charge technique et réglementaire du problème, et enrichira la base scientifique (nationale et internationale) de l'étude de la pollution;

 - Les mesures à prendre pour une meilleure prise en charge du phénomène et la réduction de son impact.
-

Chapitre I

GENERALITES SUR LES PARTICULES

ATMOSPHERIQUES

I. Généralités sur les Particules atmosphériques:

I.1- Caractéristiques des particules atmosphériques :

I.1.1 – Caractéristiques physiques :

Le terme désignant les particules en suspension est un nom commun pour toutes les particules qui flottent librement dans l'air ambiant. Contrairement aux composés gazeux (SO_2 , NO_x , ...), il ne s'agit pas d'une matière pure, mais d'un mélange de plusieurs matières qui peuvent être très différentes, tant sur le plan de la composition chimique (substance), de l'aspect physique (forme, couleur, taille, pouvoir réfléchissant) que de leur origine.

La variété des termes employés dans ce domaine traduit la diversité des particules atmosphériques: aérosol, fumées noires, poussières, brumes, suies, cendres volantes, particules, etc.

Le terme aérosol est un terme générique. Il recouvre tous les types de particules en suspension telles que fumées, poussières et vésicules [1].

Les fumées sont des dispersions de particules solides très fines, engendrées par des procédés thermiques, soit par condensation depuis la phase gazeuse, soit par combustion incomplète [1].

Les poussières sont des dispersions de particules solides dans l'atmosphère, formées par un procédé mécanique ou par la remise en suspension depuis les lieux de dépôt [1].

Les vésicules (brumes) sont des aérosols liquides ou comportant une phase liquide [1].

Les aérosols sont classifiés, selon leur mécanisme de formation, en particules primaires et secondaires. Les particules primaires sont émises directement sous une forme particulière, tandis que les particules secondaires sont issues de la conversion dans l'atmosphère de gaz précurseurs en particules. Les deux types de particules sont sujets à une croissance et à des transformations, ce qui permet la formation de matériel secondaire sur la surface des particules existantes (adsorption) [3].

Les particules peuvent être aussi subdivisées selon leur dimension; leur diamètre varie de quelques nanomètres (nm) à des dizaines de micromètres (μm). La taille des particules influe de façon significative sur les caractéristiques physico-chimiques, le mode de formation, l'impact sur la santé et sur l'environnement, ainsi que la dynamique et la durée de vie dans l'air (transport et déposition) de ces particules.

La notation PM_X utilisée dans l'étude des particules, se rapporte à la matière particulaire comportant des particules de diamètre inférieur à $X \mu\text{m}$. Sur la base de la capacité des particules à pénétrer dans le système respiratoire et de l'efficacité de collecte propre aux échantillonneurs d'aérosols, on distingue les classes suivantes [3,4,5] :

PM₁₀ : ce sont les particules inhalables dont le diamètre est inférieur à $10\mu\text{m}$;

PM_{2,5} : cette classe regroupe les particules de diamètre inférieur à $2,5 \mu\text{m}$ (appelées particules fines et/ ou respirables) ;

PM_{2,5-10} : appelées grosses particules. Cette fraction se compose des particules ayant un diamètre compris entre $2,5$ et $10 \mu\text{m}$;

PM_{1-2,5} (classe intermodale): ces particules ont un diamètre compris entre 1 et $2,5 \mu\text{m}$. Elles sont essentiellement issues de la remise en suspension des poussières du sol ;

PM₁ : sont des particules très fines de diamètre inférieur à $1\mu\text{m}$ qui peuvent pénétrer profondément dans le système respiratoires et atteindre les alvéoles.

La caractérisation de la distribution des particules dans l'air a amené les scientifiques à établir un modèle conceptuel pour permettre de comprendre la distribution granulométrique des aérosols sur la base des mécanismes de leur formation et de leur élimination (Fig.I.1) [6 à 10]. En effet, la masse particulaire atmosphérique a une distribution granulométrique modale, signifiant que toute la masse de la matière particulaire tend à se concentrer autour d'un ou plusieurs points remarquables sur l'échelle de dimension particulaire. Le caractère modal de la distribution massique des particules selon leur diamètre résulte des processus de formation des particules et de leur élimination de l'atmosphère. Ainsi, le nombre de modes observables dans la distribution granulométrique particulaire change selon l'âge de l'aérosol et la proximité des sources actives des particules de différentes tailles.

La structure modale de la distribution granulométrique des particules fines renferme les modes suivants [11] :

- **Mode de grosses particules ou particules grossières**: c'est la distribution des particules de diamètre supérieur à une valeur généralement comprise entre 3 et $10 \mu\text{m}$. Ces particules sont habituellement issues des processus mécaniques (resuspension des poussières, sources naturelles).

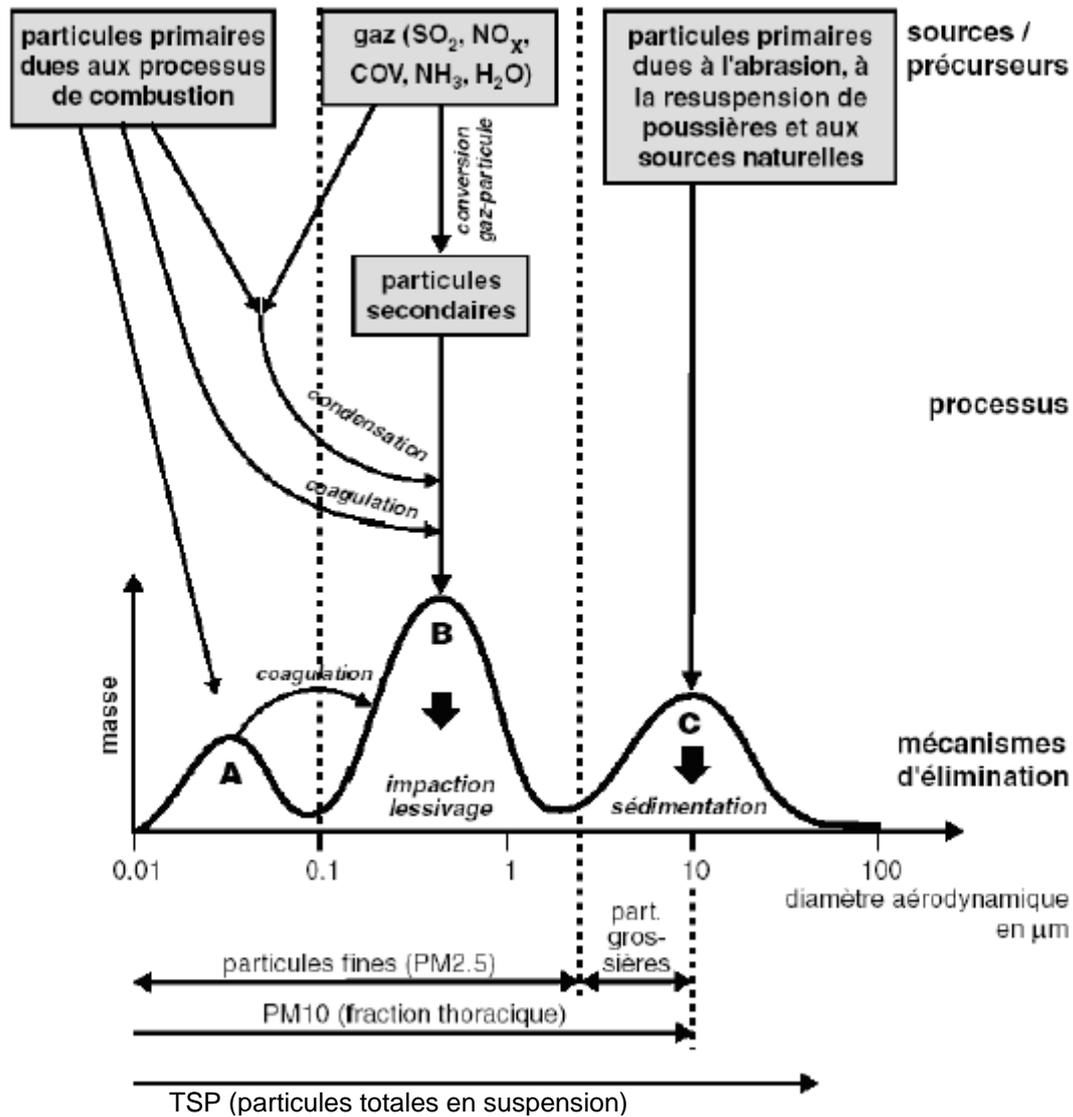


Fig. I.1- Représentation simplifiée de la distribution massique des particules selon leur granulométrie. (A : particules ultrafines, B : mode d'accumulation, C : particules grossières (grosses particules)).

- **Mode de fines particules:** La distribution des particules de diamètre inférieur à une valeur comprise entre 1 et 3 μm . Ces aérosols sont habituellement générés par la conversion des gaz précurseurs.

- **Mode d'accumulation :** C'est la fraction des particules fines de diamètre supérieur à 0,1 μm . Cette classe est essentiellement constituée des aérosols secondaires produits par les réactions chimiques dans l'air.

- **Mode nuclei (ou particules ultrafines) :** c'est une classe des particules fines de diamètre inférieur à 0,1 μm .

La définition des particules fines et grossières est basée sur la distribution granulométrique bimodale de ces aérosols (Fig.I.2) [12].

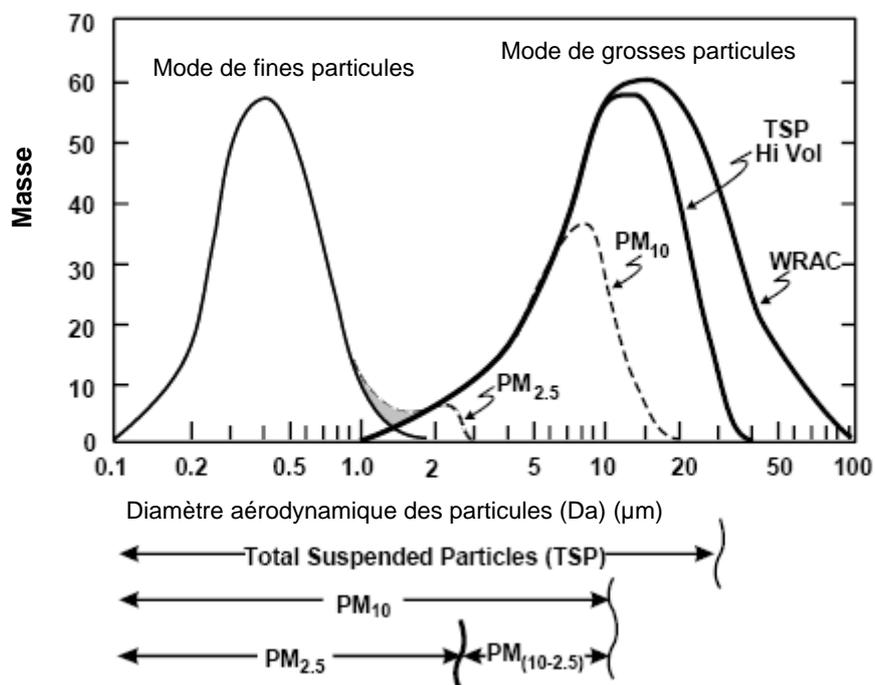


Fig. I.2- Distribution bimodale idéale des particules atmosphériques illustrant les modes de fines particules et de grosses particules, ainsi que les fractions collectées avec des échantillonneurs avec sélection granulométrique (TSP Hi Vol et WRAC sont des échantillonneurs de particules en suspension).

En raison de la présence des grosses et fines particules dans la région intermodale (1-3 µm), la mesure des $PM_{2.5}$ n'est qu'une approximation du mode des fines particules et celle des $PM_{2.5-10}$ n'est que l'approximation du mode des grosses particules [12].

La concentration dans l'air des matières particulaires en suspension et leurs caractéristiques physicochimiques sont déterminées par la présence et l'activité des sources et par les facteurs météorologiques tels que la vitesse et la direction de vent, la température et la quantité des précipitations [13]. Les teneurs de l'air en PM les plus élevées sont souvent rapportées pendant des conditions météorologiques stables telles que l'inversion thermique avec de faibles vitesses de vent [13].

I.1.2 – Caractéristiques Chimiques :

L'aérosol est constitué de trois fractions majeures [6,14]:

1. La fraction inorganique : elle regroupe des éléments solubles dans l'eau tels que : les anions (sulfates, nitrates et chlorures), les cations tels que l'ammonium, les ions alcalins (sodium principalement) et les alcalinoterreux (calcium notamment) et des composants insolubles ou moins solubles tels que les alumino-silicates, le manganèse et autres métaux lourds tels que le fer et le plomb ;
2. La fraction carbonée : elle est constituée de carbone amorphe appelé aussi « carbone suie». Il provient essentiellement de la combustion et des débris de matériaux carbonés jetés par les activités humaines, comme les fragments de pneu ;
3. La fraction organique : elle provient essentiellement de la conversion des composés organiques volatils en particules. Ces composés présentent un danger sanitaire, au contraire des aérosols naturels.

Les recherches ont montré que la répartition des fractions diffère de façon importante suivant la taille des particules. Ainsi la fraction minérale insoluble augmente régulièrement quand la taille augmente. La fraction soluble dans l'eau diminue quand la taille des particules augmente. L'importance relative des fractions carbonées et organiques varie beaucoup mais la somme de ces deux fractions reste constante [14].

I.2- Sources des particules atmosphériques :

Les particules atmosphériques peuvent être d'origine naturelle ou anthropogénique.

I.2.1- Sources naturelles :

La majorité des émissions des aérosols sont attribuées aux sources naturelles, telles que les poussières terrestres resuspendues, les océans et les mers, les volcans, les feux de forêt et les émissions gazeuses naturelles.

Les particules minérales du sol représentent une grande partie de la fraction naturelle des PM primaires. La composition chimique et la minéralogie de ces particules peuvent subir des variations régionales en fonction de la géologie des secteurs contenant des sources de particules. En général, ces particules sont constituées des silicates [quartz SiO_2 , argile (principalement kaolinite, $\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4$, $\text{K}(\text{Al},\text{Mg})_3\text{SiAl}_{10}(\text{OH})$) et feldspath (KAlSi_3O_8 et

(Na,Ca)(AlSi)₄O₈], carbonates [calcite (CaCO₃) et dolomite (CaMg(CO₃)₂)] et des petites quantités de sulfate de calcium (CaSO₄·2H₂O) et des oxydes de fer (Fe₂O₃). Ces particules minérales peuvent résulter de la resuspension locale des poussières des zones arides (sous l'action du vent) ou du transport à de longues distances de ces poussières [11,15].

Les travaux réalisés par Alfaro et al. [16] sur les particules minérales montrent que la distribution granulométrique des poussières resuspendues est composée de trois modes centrés en 1,5, 6,7 et 14,2 µm et que l'abondance relative de chaque mode est fonction de la vitesse du vent.

Les émissions volcaniques sont également une source de particules minérales primaires. Cependant, leur contribution dans la concentration des PM dans l'air est limitée dans le temps et l'espace.

La fraction primaire des aérosols marins est principalement constituée de chlorure de sodium (NaCl) et des sulfates (essentiellement Na₂SO₄, MgSO₄ ou K₂SO₄). Les aérosols marins sont essentiellement produits par les vagues de mer et d'océans. Ils appartiennent au mode des grosses particules [17].

Les sources biogéniques de particules primaires augmentent la concentration des bio-aérosols qui sont principalement constitués des débris végétaux, de pollen, des spores, et de petites quantités de micro-organismes (par exemple virus, bactéries, mycète, ou algue). Les virus et les bactéries présentent des tailles < 2µm tandis que les autres sont de grosses particules [18].

Les sulfates, les nitrates et les composés organiques sont les principaux composants des particules naturelles secondaires. Le sulfate présent dans les particules naturelles est le produit de l'oxydation des gaz soufrés, tels que le dioxyde de soufre (SO₂) émis par les volcans ou le sulfure diméthylque ((CH₃)₂S) d'origine biogénique marine. Le nitrate est le produit de l'oxydation des oxydes d'azote (NO_x : NO et NO₂) qui sont principalement issus de la transpiration du sol [19,20]. Les précurseurs organiques des aérosols secondaires sont essentiellement issus des grandes forêts, d'où des quantités importantes de vapeurs organiques telles que l'isoprène et le monoprène qui sont émises lors de la transpiration des arbres [21,22].

I.2.2- Sources anthropogéniques :

La distinction entre les sources anthropogènes et naturelles de particules émises est parfois difficile à réaliser [23]. En outre, il y a de grandes différences dans l'importance relative des différentes sources d'un secteur géographique à l'autre. De ce fait, les principales sources urbaines de la pollution particulaire seront présentées ci-dessous.

I.2.2.1- Les sources mobiles :

Les émissions de particules par les véhicules résultent d'un grand nombre de processus, tels que la combustion, l'usure des freins, des pneus, des roulements, du corps de la voiture et des matériaux des routes, et la resuspension des poussières de route et du sol [24]. Le trafic routier est une source effective des particules primaires (fines et grosses), des gaz organiques condensables, et des oxydes d'azote qui forment à leur tour les aérosols secondaires de nitrates. Les particules issues de la condensation des composés organiques sont en grande partie émises par les véhicules diesel et les véhicules essence mal entretenus [25].

L'étude des particules diesel (issu des véhicules diesel) a confirmé la multimodalité de leur distribution granulométrique [26]. Ces aérosols sont principalement composés des agglomérats carbonés de diamètre inférieur à 0,1 μm . Les particules émises par les véhicules à carburation essence sont également composées des agglomérats carbonés mais de diamètre (0,01 à 0,08 μm) nettement inférieur à ceux de diesel [27].

La contribution du trafic routier dans l'augmentation des teneurs des PM est fonction de la densité du trafic et de la stabilité de l'air, par exemple lors des heures de pointe [25].

Les éléments qui sont souvent associés aux émissions automobile sont le Cu, le Zn, le Pb, le Br, le Fe, le Ca et le Ba [27 à 29]. La plupart des éléments métalliques émis par le trafic routier ne sont pas des produits de la combustion. Ils sont principalement issues des sources dites de non échappement c.à.d celles qui regroupent l'usure des freins, des pneus, des roulements, et d'autres pièces de véhicules [25,29 à 31]. En plus du trafic routier, les émissions des moteurs des bateaux peuvent être une source significative de matières particulaires et des éléments associés (V et Ni) contenus dans le pétrole [32].

I.2.2.2-Les sources stationnaires :

Les sources de combustion stationnaires les plus significatives sont les installations énergétiques telles que les centrales électriques, l'incinération des déchets, et la combustion

résidentielle. Plusieurs procédés industriels, tels que la production sidérurgique, nécessitent également de la combustion. Les caractéristiques physiques et chimiques des particules émises par ces sources dépendent du processus de combustion lui-même, et du type de combustible utilisé (solide, liquide, ou gaz).

Les principales activités industrielles émettrices des particules sont le traitement des métaux et la fabrication des produits chimiques, la manipulation et l'extraction de matériaux et la construction. Les particules issues de ces sources sont en grande partie libérées comme émissions fugitives, car elles ne sont pas rassemblées et ne sont pas libérées d'une façon commandée, mais elles sont émises de plusieurs points et secteurs [3]. Les propriétés chimiques et physiques des émissions fugitives dépendent des processus par lesquels elles sont générées.

1.2.2.3-La resuspension des poussières :

Le terme resuspension est généralement utilisé pour décrire la mise en suspension de nouvelles particules ou des particules déposées précédemment [33]. La resuspension est un processus complexe qui peut être généré par les perturbations mécaniques et les turbulences induites par le vent, le trafic routier et la construction. Les particules soulevées sous l'effet du vent sont appelées « poussières naturelles » et ce, en raison de leur origine qui n'est pas urbaine [34]. Dans les milieux urbains non arides, la matière particulaire est issue des chantiers de construction, des routes non bitumées, des émissions des véhicules, de l'usure des pneus et des freins, des opérations de bitumage et entretien des routes, et des dépôts atmosphériques des PM anthropogènes [35].

Pendant une étude de la pollution particulaire au niveau d'un tunnel à Vienne, Laschober et al. ont constaté que moins de 5% des émissions particulaires des véhicules étaient dues à la resuspension des poussières de route [31].

Les particules resuspendues augmentent fortement les teneurs de l'air en PM, particulièrement la fraction des grosses particules. Selon un rapport européen, la fraction minérale annuelle dans PM_{10} varie de 13% à 37% en Europe, avec une tendance d'augmentation en se déplaçant des milieux ruraux de fond aux milieux urbains qui sont fortement influencés par le trafic routier [36,37].

La composition chimique des particules resuspendues varie d'un endroit à l'autre en raison des différences existantes dans la composition de l'écorce terrestre. En plus de la variation naturelle, la composition de ces aérosols peut également être changée par l'enrichissement de la surface du sol en éléments dérivés de la pollution [29,38,39]. Hildemann et al. ont montré que les particules fines ($<2 \mu\text{m}$) des routes bitumées contiennent 27 % de SiO_2 , 17% des composés organiques, 11% de Al_2O_3 , 9% de Fe_2O_3 et 4% Ca [40].

Dans une étude suédoise, on a constaté que la poussière de route a été fortement enrichie en Cu, Zn et Pb (éléments associés aux émissions véhiculaires) [41]. Lough et al. ont prouvé que les fractions métalliques des PM 10 (métaux 19%) et de PM 2,5 (11,6% métaux) dans des tunnels sont principalement composées des éléments minéraux contenus dans le sol (Si, Fe, Ca, Na, Mn, Al et K) [31]. Ces fractions contiennent également des éléments produits de l'usure des pneus et des freins (Cu, Zn, Sb, Ba, Pb et S) [31].

1.3- Impacts des particules atmosphériques :

Les aérosols atmosphériques jouent un rôle important dans la modification des conditions de vie sur la terre. D'une part, ils contribuent à l'évolution du climat en intervenant sur le bilan radiatif terrestre. D'autre part, ils peuvent être nocifs pour la santé humaine. Ces deux notions sont directement liées aux caractéristiques physicochimiques de l'aérosol.

1.3.1- Impacts sur la santé humaine :

La profondeur de pénétration et le mécanisme de déposition des particules solides dans l'appareil respiratoire dépendent d'abord de leurs diamètres aérodynamiques et de la morphologie des voies aériennes qui conditionnent les modalités de l'écoulement aérien.

La figure I.3 représente le degré de pénétration des particules dans le système respiratoire.

Ainsi, les particules de diamètre aérodynamique supérieur à $10\mu\text{m}$ sont retenues au niveau des voies aériennes supérieures. Leur rétention se fait par deux mécanismes principaux : la filtration et l'impaction au niveau du nez et des voies aériennes supérieures.

Les particules dont le diamètre aérodynamique est compris entre 2 et $10\mu\text{m}$ se déposent au niveau de l'arbre trachéobronchique par impaction et interception. Dans cette zone, les particules peuvent être éliminées par clairance mucociliaire et la toux [43, 44].

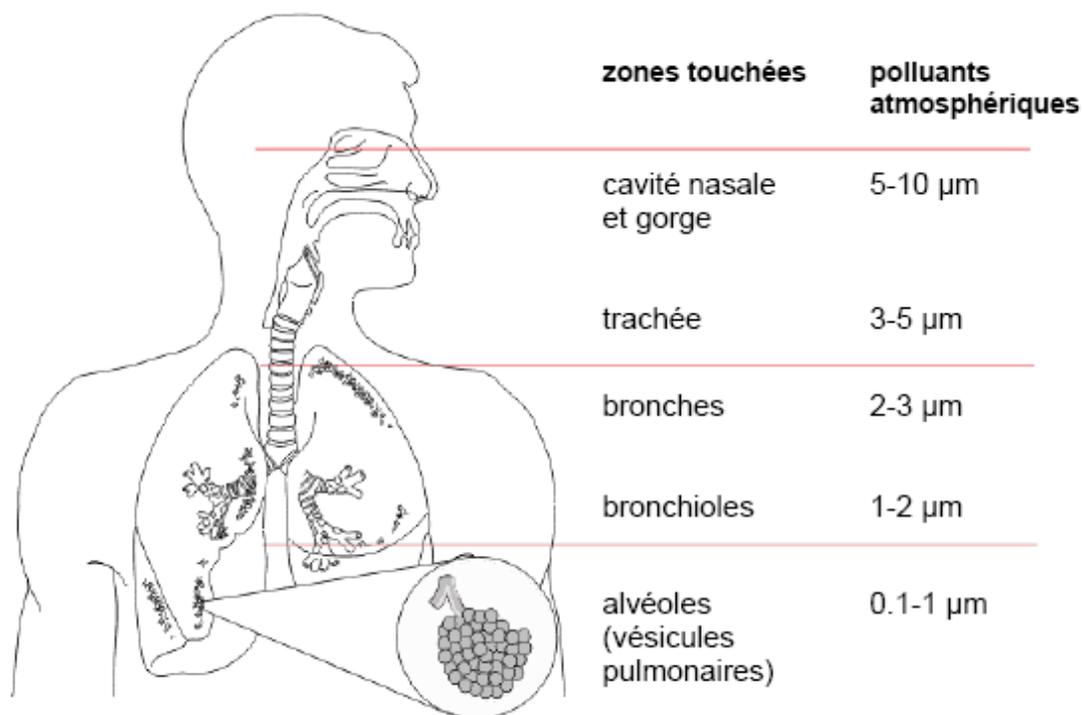


Fig. I.3- Déposition des particules inhalables dans le système respiratoire humain [42].

Les particules de diamètre aérodynamique moyen inférieur à 2-3 μm pénètrent profondément dans l'appareil respiratoire jusqu'aux sacs alvéolaires.

Au cours de ces dernières années, des recherches sur les effets sanitaires à court terme des particules en suspension, basées sur la relation existant entre l'évolution journalière des concentrations de PM_{10} et plusieurs effets sur la santé, ont été réalisées dans un grand nombre de villes européennes. En général, les résultats indiquent qu'une évolution à court terme des PM_{10} à tous les niveaux induit un changement à court terme des effets sanitaires aigus (tabl. I.1) [45]. Parmi les effets liés à une exposition de courte durée, nous mentionnerons : les réactions inflammatoires des poumons, les symptômes respiratoires, les effets néfastes sur le système cardiovasculaire et l'accroissement de la prise de médicaments, de l'hospitalisation et de la mortalité [46].

Étant donné qu'une exposition à long terme aux particules diminue de manière significative l'espérance de vie, il est manifesté que les effets à long terme s'avèrent plus importants pour la santé publique que les effets à court terme. Les $\text{PM}_{2,5}$ ont un impact plus

marqué sur la mortalité. Il existe un accroissement de 6 % des risques de mortalité générale par augmentation de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ des concentrations de $\text{PM}_{2,5}$ à long terme [47].

Tableau I.1- Effets sanitaires à court terme des augmentations de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ des niveaux de PM_{10} [45].

Effets sur la santé	Augmentation estimée du pourcentage de risques par $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM_{10}
Mortalité générale	0,6 (0,4-0,8)
Mortalité due à des maladies respiratoires	1,3 (0,5-2,0)
Mortalité due à des maladies cardiovasculaires	0,9 (0,5-1,3)
Hospitalisation pour maladies respiratoires, patients âgés de 65 ans et plus	0,7 (0,2-1,3)

Selon certaines estimations, les risques relatifs de mortalité due aux maladies cardiovasculaires et au cancer des poumons s'accroissent respectivement de 12 et de 14 % par augmentation de $10\text{-}\mu\text{g}/\text{m}^3$ des $\text{PM}_{2,5}$ [48].

Parmi les effets liés à une exposition de longue durée, nous mentionnerons : accroissement des symptômes des voies respiratoires inférieures et des maladies respiratoires obstructives chroniques, réduction des fonctions pulmonaires chez les enfants et les adultes, et raccourcissement de l'espérance de vie dû principalement à la mortalité cardio-pulmonaire et probablement au cancer des poumons.

Des études réalisées sur de grands échantillons de population ont permis de démontrer que les $\text{PM}_{2,5}$ avaient une forte incidence sur la mortalité. Selon l'OMS, la prise en charge des effets de la pollution particulaire induit certains pays européens à dépenser plus de 6 milliards d'euros annuellement [15].

Les études des mécanismes d'actions physiologiques possibles des particules et les effets des différentes fractions et compositions des particules ont montré que les particules ultrafines (20 nm) et les particules hydrophobes présentent un risque particulier (réactions

inflammatoires plus fortes, stress oxydatif plus grand, mortalité accrue chez le rat) par rapport aux particules fines. Toutefois, rapporté à la surface de particules, l'effet dose-réponse est similaire pour les particules ultrafines et fines [6,42].

Dans les études toxicologiques, les métaux de transition hydrosolubles (Ni, V, Zn, Fe) et les composés organiques (que l'on trouve dans les aérosols de combustion) étaient associés de manière cohérente à des dommages cellulaires, des réactions d'inflammation, une hyper réaction des voies respiratoires et des réactions immunologiques induites par des antigènes [6].

Des études antérieures effectuées en Allemagne avaient montré que les particules de suie contenant ou non des HAP avaient un effet similaire [42]. Lorsqu'ils sont associés à des particules de suie, les bio-aérosols induisent des réactions immunitaires sensiblement plus fortes. On ne dispose que de peu de données nouvelles sur l'effet de l'acidité des particules (aérosols acides, H_2SO_4). Les particules acides induisent surtout des symptômes respiratoires accrus chez les asthmatiques [42].

Les bio-aérosols (champignons et spores de champignons, constituants du pollen, endotoxines, dont la taille se situe entre 0,01 et >20 μm) contribuent généralement peu à la masse des PM. Ils induisent des rhinites allergiques (rhume des foins) et des crises d'asthme [42].

I.3.2- Impacts sur les végétaux [49,50]:

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 racinelles 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, zinc, etc. mais une accumulation de ces métaux équivaut à un empoisonnement. L'obstruction des stomates par les particules fines contribue aussi au dépérissement.

I.3. 3- Impacts sur les matériaux [11,51]:

Les dégradations des matériaux, (métaux, pierres, peintures, tissu, cuir, plastiques, caoutchouc, papiers...), utilisés dans différentes fonctions (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 et constituée par le phénomène de salissure de la surface des matériaux du fait du dépôt de particules. Les particules fines, et notamment les particules émises par les moteurs diesel, paraissent particulièrement efficaces et elles 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.

I.3.4- Impacts sur le climat et la visibilité [11,14]:

L'aérosol atmosphérique joue un rôle dans le climat dû à son influence sur l'équilibre radiatif et sur les processus liés à la formation de nuages et aux propriétés radiatives. Les aérosols dispersent et/ou absorbent le rayonnement (effets directs sur le climat) selon leur composition chimique et leur taille.

La visibilité est la qualité de l'atmosphère qui permet de voir à une plus ou moins grande distance, mais aussi de voir plus ou moins bien des objets proches et d'en apprécier les détails de couleur ou de texture. La visibilité est considérée comme un élément de bien-être. La pollution atmosphérique réduit la visibilité par absorption et par diffraction de la lumière. L'absorption est principalement le fait des particules de carbone élémentaire émises notamment par les moteurs diesels, et de gaz tels que le dioxyde d'azote qui donne à l'atmosphère une couleur brune. La diffraction, qui est le fait des particules fines (PM-2.5), est fonction de la taille des particules ; elle est aussi en relation avec l'humidité de l'atmosphère, la composition chimique des particules et leur processus de formation.

Les sulfates et les nitrates, composantes importantes des particules PM-2.5 dispersent très efficacement la lumière et contribuent fortement à la réduction de la visibilité. L'effet de l'humidité est aussi important : plus elle augmente, plus la capacité des particules à disperser la lumière augmente.

1.4-Aperçu sur quelques techniques et méthodes de mesure et d'analyse des particules en suspension :

Il existe toute une série de méthodes de mesure pouvant servir à déterminer de manière sélective la taille des particules atmosphériques ou certains de leurs composants. Quelques techniques sont résumées dans le tableau I.2 [6,42].

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 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 particuliers, est déterminée généralement par la chromatographie ionique ou la spectrométrie UV visible. Tandis que les éléments métalliques sont déterminés par diverses méthodes 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.) équipée d'une détection par émission de fluorescence, la chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectroscopie de masse (GC-MS).

Tableau I.2- Quelques techniques de mesure des particules atmosphériques [6,42].

Type de la méthode	Technique
<p>Méthodes gravimétriques et aérodynamiques (collection par filtration et impaction) :</p> <p>Les particules sont recueillies sur des filtres; ils sont ensuite pesés après avoir été conditionnés à l'humidité et la température prescrites.</p>	<p>« High Volume Sampler » avec différentes têtes d'échantillonnage fixant les particules du flux d'air selon leur grandeur avant le prélèvement d'échantillons. Ces appareils aspirent de grands volumes (env. 60 m³/h) à travers un filtre. Ils sont utilisés avec des têtes sélectives pour les PM₁₀, les PM_{2,5} ou les PM₁).</p> <p>« Low Volume Sampler » avec différentes têtes d'échantillonnage fixant les particules du flux d'air selon leur grandeur avant le prélèvement d'échantillons. Ces appareils aspirent de petits volumes (env. 1 -3 m³/h) à travers un filtre.</p> <p>Impacteurs en cascade : Ils permettent de recueillir séparément des particules de différentes classes de taille. Les appareils à plusieurs paliers sont constitués de plaques trouées, dont les trous deviennent de plus en plus petits et derrière lesquelles sont placées des plaques qui reçoivent les impacts, sur lesquelles les particules sont séparées selon leur taille (inertie).</p>

Tableau I.2- Quelques techniques de mesure des particules atmosphériques (suite).

Type de la méthode	Technique
<p>Méthode automatiques fonctionnant en (quasi) continu (moniteurs)</p> <p>Ils utilisent d'autres principes de mesure qui génèrent un signal (quasi) continu pour la concentration massique. Lorsque l'on utilise ces appareils, il faut, à chaque emplacement, s'assurer de l'équivalence avec le procédé de référence ou définir un algorithme de conversion. Un problème fréquemment rencontré est la perte de composés volatils sur les filtres de collecte, qui sont légèrement chauffés pour éviter la condensation.</p>	<p>Jauges β : Elles aspirent de l'air à travers un filtre et mesurent de manière continue ou à brefs intervalles l'absorption des rayons β.</p> <p>TEOM (Tapered Element Oscillating Microbalance) :</p> <p>Ces microbalances mesurent la modification de la fréquence de résonance du filtre oscillant chargé de particules. Avec les appareils plus anciens (où le filtre est à 50 °C), on a des pertes de masse moyennes pouvant atteindre 30 %. Les nouveaux analyseurs équipés d'un système FDMS (Filter Dynamics Measurement System) semblent en revanche être en mesure de bien compenser ces pertes.</p>
<p>Méthode optique :</p>	<p>le compteur optique</p> <p>Le compteur optique de particules est basé sur la mesure de l'intensité diffusée par une particule. Cette technique est utilisée pour la détermination des distributions granulométriques des particules.</p>
<p>Méthode électrique :</p>	<p>Analyseurs de mobilité sont utilisés pour la mesure des ions ou des particules chargées</p> <p>Compteur de noyaux de condensation.</p> <p>Echantillonneur ELPI (Electrical Low Pressure Impactor) : a été développé sur la base des impacteurs en cascade déjà commercialisés.</p>

1.5- Statistiques appliquées à l'étude des particules atmosphériques :

Cette partie décrit les méthodes statistiques utilisées dans l'étude de la distribution massique des particules selon leur granulométrie.

La détermination de la distribution des particules selon leur granulométrie, nous permet de mieux définir la qualité de l'air à un endroit donné, de connaître d'une manière exhaustive la contribution de chaque classe à la pollution particulaire et de déterminer d'une façon plus approfondie les sources et les modes de formation de ces particules.

Les principaux paramètres statistiques usuellement utilisés dans la description de la pollution particulaire sont :

La teneur de l'air en particules : elle indique la concentration des aérosols dans l'air. Son unité est le $\mu\text{g}/\text{m}^3$. La teneur moyenne est égale à la moyenne arithmétique des teneurs enregistrées le long d'une période donnée.

Elle est représentée par « PM_i », i représente le diamètre limite maximal.

$$PM_{i,annuelle} = \frac{1}{n} \sum_j^n PM_{i,journaliere} , \text{ avec } n : \text{ le nombre de mesures.}$$

La déviation standard : ce paramètre sert à l'évaluation de l'ampleur de la dispersion des valeurs enregistrées par rapport à la valeur moyenne.

Le Centile P_x : cette valeur représente la limite supérieure de X % des teneurs enregistrées c.à.d. X % des valeurs enregistrées sont inférieures à la valeur P_x .

Le médian : c'est la limite supérieure de la moitié d'une population donnée, dans notre cas la population est soit les teneurs en PM, soit le diamètre particulaire.

Détermination de la distribution massique selon la granulométrie des particules :

La distribution des particules par classe granulométrique permet d'estimer la probabilité de présence d'une particule dans une fraction granulométrique donnée.

Dans le domaine de la pollution particulaire, la caractérisation des aérosols atmosphériques se fait essentiellement par la détermination de leur masse (m) par unité de volume ou leur nombre (N) par unité de volume ou par leur distribution en fonction de leur diamètre (d_p).

Les relations les plus utilisées, pour la représentation graphique de la distribution granulométrique des particules sont [6,7,8]: $\frac{dm}{d \log(d_p)}$, $\frac{dN}{d \log(d_p)}$ en fonction de diamètre de particules (d_p).

Dans ce travail, la distribution granulométrique des particules est représentée par la relation $\frac{dm}{d \log(d_p)} = f(d_p)$ sur un papier semi-logarithmique.

L'ensemble des études et travaux effectués à ce jour [7 à 11], confirment l'évolution modale des distributions granulométriques des particules quelque soit la relation choisie. Ce qui signifie mathématiquement que cette distribution se compose d'un ou de plusieurs modes, dont chaque mode peut être assimilé à une présentation d'une fonction log-normale.

Dans notre travail, nous avons opté pour la méthode d'extrapolation des fréquences cumulées (Cumulative Frequency Fit) [51]. Cette dernière consiste en la détermination de plusieurs valeurs de la fonction à tracer, dans notre cas $\frac{dm}{d \log(d_p)} = f(d_p)$, à partir de la représentation des fréquences cumulées en fonction du diamètre particulaire sur une échelle log-probabilité.

Ce travail passe par les étapes suivantes :

1. Détermination des données nécessaires par le remplissage du tableau suivant :

i	Classe	D_i (µm)	Δm (mg)	$\Delta m / \Delta \log(D_p)$	F_{Classe} (%)	MC_{D_i} (mg)	FC_{D_i} (%)
1	0,01 - 1	1					
2	1 - 1,5	1,5					
3	1,5 - 3	3					
4	3 - 7	7					
5	7 - 10	10					

Avec :

D_i : Diamètre effectif de coupure ; ce diamètre varie selon l'appareil d'échantillonnage;

Δm : Masse moyenne de la fraction comprise entre D_i et D_{i-1} ;

D_p : Diamètre de la particule

F_{classe} : Fréquence (ou probabilité) de présence d'une particule dans la classe;

MC_{D_i} : Masse cumulée des particules de diamètre $< D_i$ (= PM_{D_i});

FC_{D_i} : Fréquence cumulée des particules de diamètre inférieur à D_i ,

$$FC_{D_i} = \frac{MC_{D_i}}{MC_{10}} \dots\dots\dots (2)$$

2. Prédiction du nombre de modes contenus dans la distribution granulométrique et ce par la représentation graphique de l'un des paramètres suivants : $\Delta m, F_{classe}$ ou $\frac{\Delta m}{\Delta \log(d_p)}$ en fonction du diamètre des particules.

La détermination du nombre de modes permet de déterminer l'ordre de la fonction de régression à utiliser pour la détermination de nombre suffisant de valeurs de fréquences cumulées à partir de la représentation sur un papier log-probabilité et l'ordre de la fonction $\frac{dm}{d \log(d_p)} = f(d_p)$ qui est égale au nombre de modes plus 1.

3. Tracé des fréquences cumulées en fonction du diamètre des particules et détermination d'un nombre suffisant de valeur de $\frac{\Delta m}{\Delta \log(d_p)}$ pour un bonne extrapolation.

4. Tracé de la fonction continue $\frac{dm}{d \log(d_p)} = f(d_p)$ en utilisant les valeurs de $\frac{\Delta m}{\Delta \log(d_p)}$.

5. A partir de graphe, on détermine les limites de chaque mode et à partir de la courbe des fréquences cumulées, on détermine la valeur médiane d_{50} et la déviation standard σ de chaque mode.

La déviation standard est calculée par : $\sigma = \frac{d_{84,1}}{d_{50}}$, avec $d_{84,1}$ est le diamètre correspondant à la fréquence cumulée de 84,1 % [51].

Chapitre II

METHODOLOGIE EXPERIMENTALE

II- Méthodologie expérimentale

II.1 – Objectif:

Ce travail qui s'inscrit dans le cadre de la caractérisation de la qualité de l'air au niveau d'un site urbain est axé sur l'étude de la pollution par les particules fines.

A cet effet les points suivants ont été traités :

- Etude des évolutions temporelles des teneurs atmosphériques en particules inhalables, respirables et très fines;
- Etude des relations entre les différentes classes granulométriques échantillonnées;
- Etude de la distribution massique des particules inhalables selon leur granulométrie;
- Comparaison des teneurs enregistrées par rapport aux standards internationaux et aux résultats enregistrés dans d'autres études.
- Etude des métaux lourds associés à ces particules et leur répartition par classe granulométrique. Ceci nous permettra d'estimer les quantités susceptibles d'atteindre les zones sensibles du système respiratoire.
- L'évaluation de degré de pollution de l'air par les métaux lourds.

III.2 – Site de prélèvement:

Le site retenu pour l'étude des PM_{10} et de leurs différentes fractions granulométriques PM_7 , PM_3 , $PM_{1,5}$ et PM_1 ainsi que les métaux lourds qu'elles véhiculent est localisé à la résidence universitaire des garçons de Bab Ezzouar « RUBE 3 » à environ 14 km à l'est d'Alger et à environ 100 m à l'est de la cité Rabia Tahar (voir fig.II.1). Ce site qui n'est pas exposé directement aux émissions des grands axes routiers et à proximité duquel il n'existe pas de sources industrielles émettrices de poussières, peut être considéré comme étant un site urbain à forte densité de population résidente (La commune de Bab Ezzouar accuse une densité de population élevée qui est de l'ordre de 45000 hab/km²).

En ce site, le poste de prélèvement est implanté sur la terrasse du pavillon F à environ 12 m d'altitude du sol. Ce site qui se caractérise par l'absence d'obstacles et de sources potentiels des particules fines, fait l'objet d'une bonne ventilation naturelle (fig. II.2).

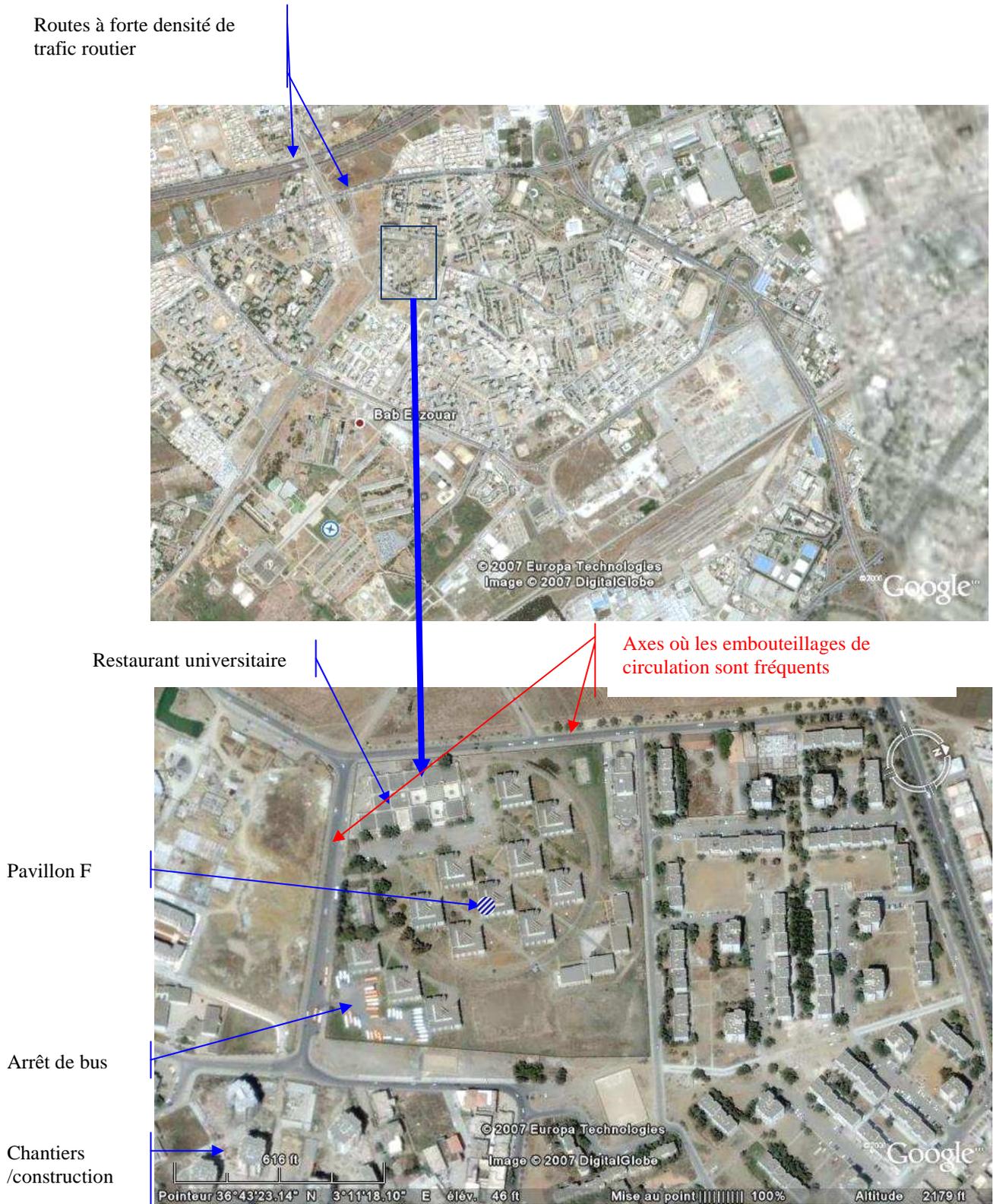


Fig. II.1 – Images satellitaires du site de prélèvement à Bab Ezzouar, Alger (RUBE 3).



Fig. II.2 – Images du site de prélèvement à Bab Ezzouar, Alger (RUBE 3).

Le choix de l'implantation du poste de prélèvement est conforme aux critères établis par l'Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie (ADEME – France) pour un site de mesure de type urbain [53].

Bien qu'étant éloignés du site de prélèvement (à plus de 400 m au nord), les deux axes routiers qui traversent la zone de Bab Ezzouar peuvent contribuer à l'augmentation des teneurs de l'air en particules atmosphériques, en particulier les particules fines qui séjournent longtemps dans l'air.

L'étude en ce site de Bab Ezzouar permet ainsi d'avoir une idée sur l'ampleur de la pollution en ces nouvelles zones d'extension urbaine à forte densité de population.

II.3 –Echantillonnage et caractérisation chimique des particules:

L'échantillonnage est l'opération qui permet d'obtenir un échantillon de la matière dispersée dans l'air sous formes de particules solides ou liquides. Les prélèvements des particules atmosphériques ont été réalisés à l'aide d'un échantillonneur à fort débit, le HVS-PM-10 (High Volume sampler) de marque « Andersen » (fig.II.3 et II.4). Cet appareil à seuil de coupure de 10 μ m est en plus doté d'un système de fractionnement granulométrique à plusieurs étages d'impaction.

Ce cascadeur équipé de quatre étages, permet d'accéder aux classes granulométriques suivante : < 1 ; 1 à 1,5 ; 1,5 à 3 ; 3 à 7 et 7 à 10 μ m.

Le HVS représente le corps de cet échantillonneur, il contient principalement :

- Une turbine d'aspiration d'air.
 - Un conduit d'aspiration.
 - Des étages de sélection qui servent comme porte-filtres et qui permettent le tri, par impaction, des particules selon leur taille.
 - Des étages de collection : c'est l'ensemble des filtres où sont piégées les particules sous l'effet de leur impaction sur la surface des filtres.
 - Un contrôleur électronique de débit, le MFC (Mass Flow Controller) , ce qui permet de maintenir, durant le prélèvement, le flux d'air entrant à un débit constant. Il agit sur la puissance de moteur (turbine d'aspiration) par ajustage électronique du voltage. De cette façon, une éventuelle réduction du débit de colmatage du média filtrant est automatiquement corrigée.
-

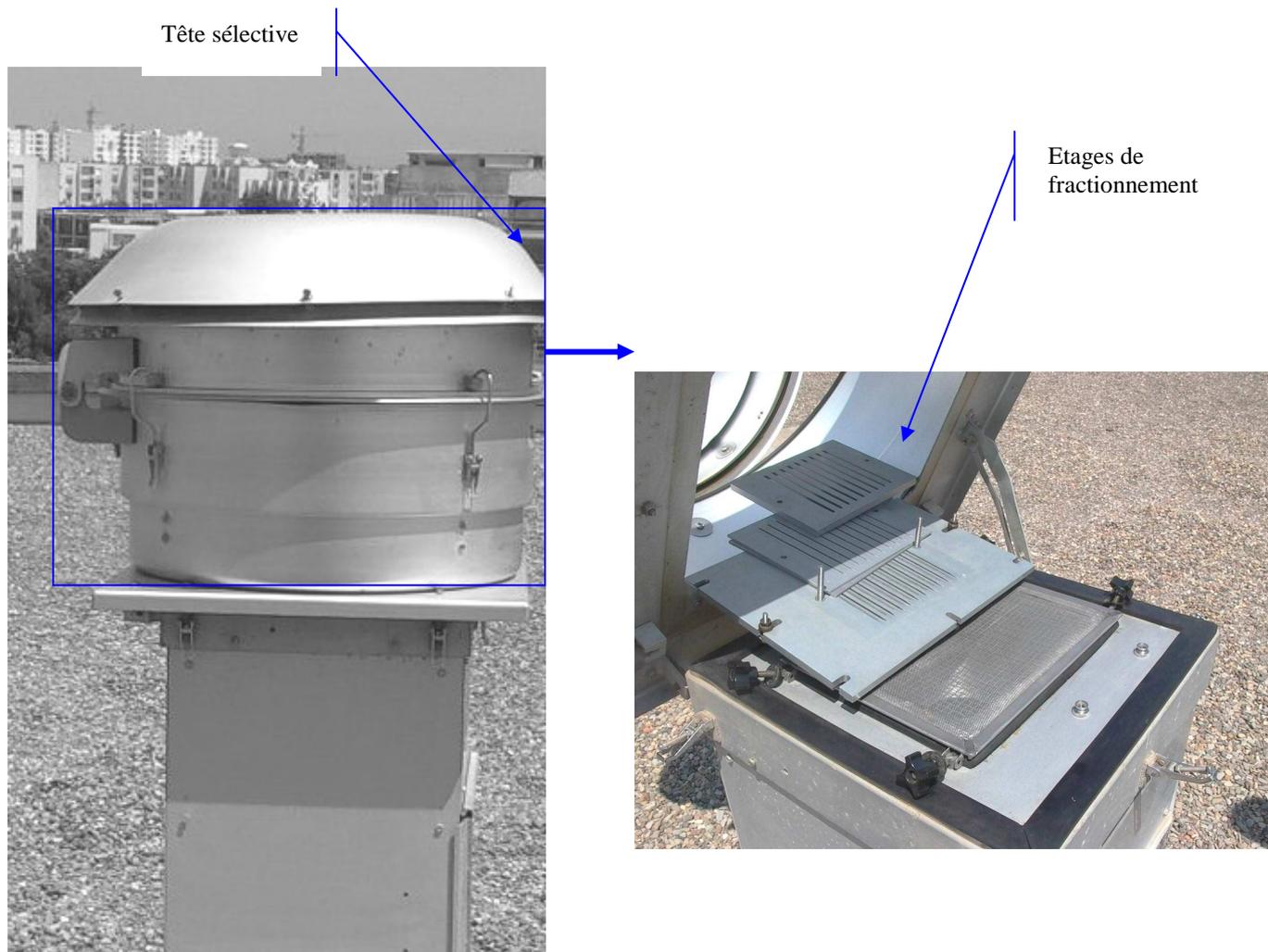


Fig. II.3 - Photos de l'échantillonneur HVS- PM10 et des étages de fractionnement.

La tête sélective PM_{10} comporte une zone où le fractionnement se fait par impaction directe. Cette impaction repose sur l'effet aérodynamique induit par la présence de 9 buses circulaires placés au-dessus d'une surface lisse d'impaction. Les particules inférieures au seuil de coupure de $10\mu m$ sont entraînées par le flux de l'air dans les buses et sont collectées sur des filtres. Tandis que les particules les plus grosses s'écartent du flux et impactent sur la surface d'impaction en raison de leur inertie plus élevée. Afin d'éviter le réentraînement des particules grosses, la surface d'impaction est graissée (huile de silicone) et nettoyée régulièrement.

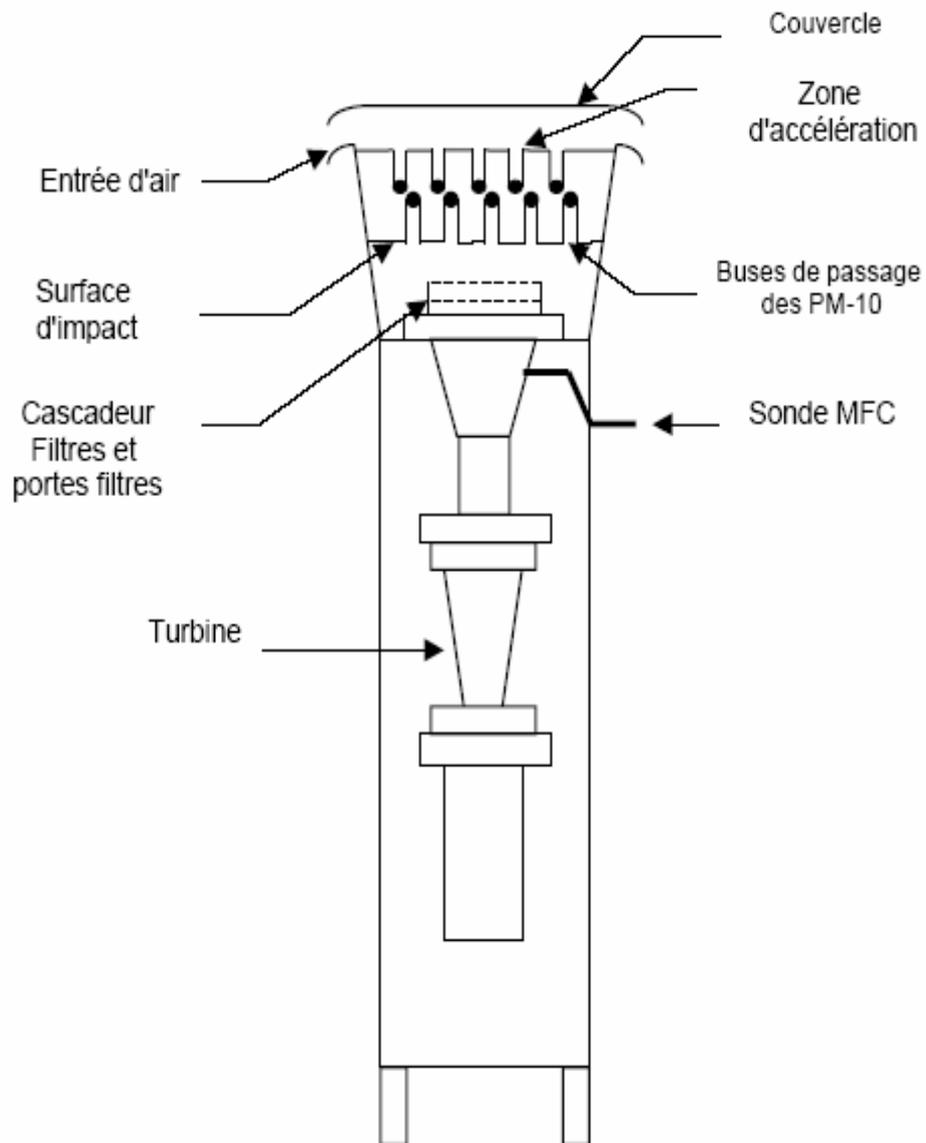


Fig. II.4 - L'échantillonneur HVS- PM10 avec cascadeur Anderson pour la collecte des PM_{10} .

Le débit d'aspiration est de 1 m³/min, la durée de prélèvement est de 24h. Les filtres utilisés pour la rétention de particules sont en fibres de verre de type Whatman de dimensions 12 cm × 12 cm, le filtre de rétention final est de 20 cm × 25 cm. Pour déterminer les teneurs en particules fines, les filtres sont pesés avant et après collecte à 0,1 mg près. Le résultat est ensuite exprimé en « µg/m³ ».

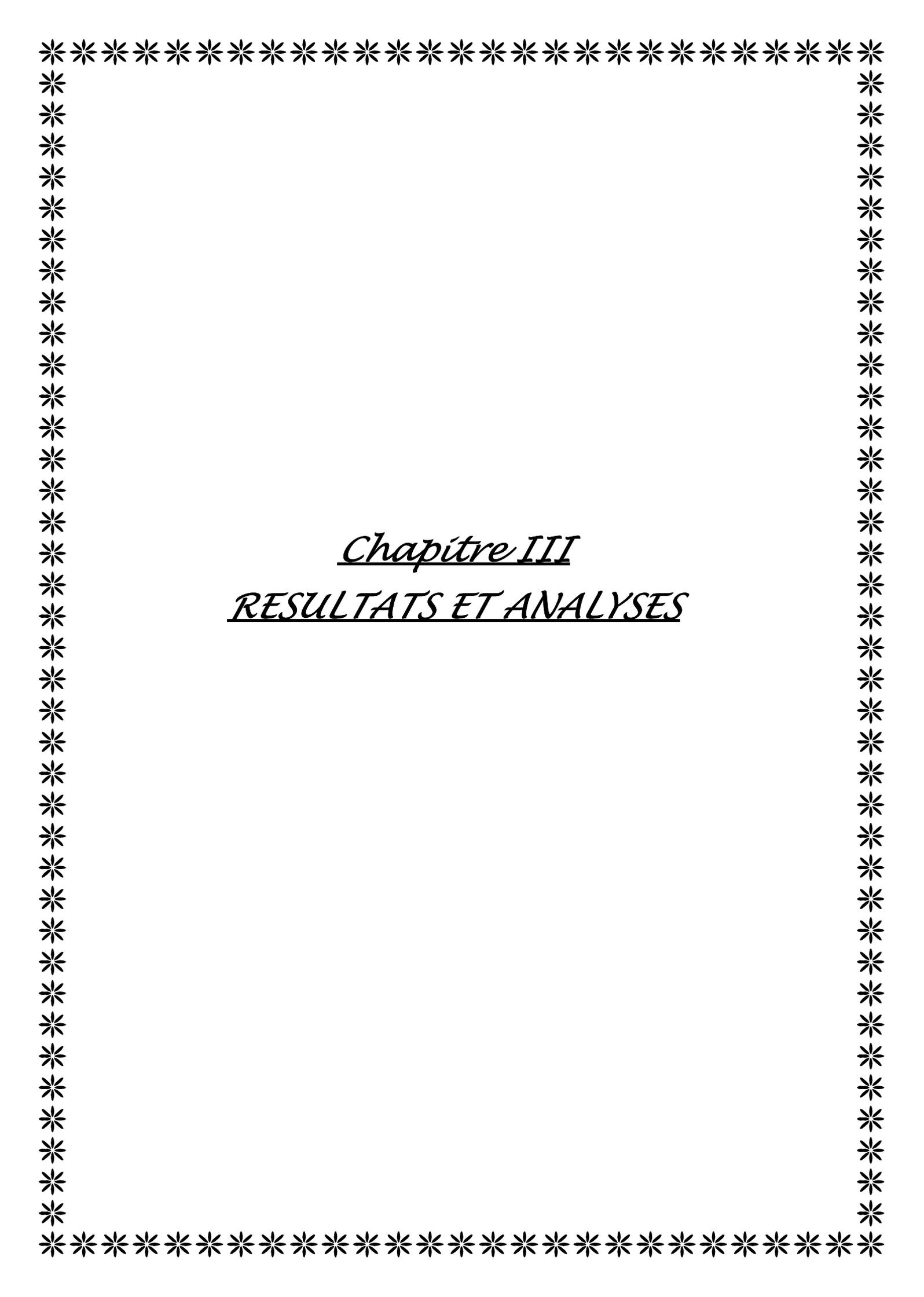
Afin d'analyser les métaux lourds qui sont véhiculés par les PM-10, on procède à une minéralisation des échantillons des particules collectées.

La minéralisation acide a lieu conformément à la norme ISO 9885. Le filtre chargé de particules est introduit dans un ballon de 250 mL contenant 60 mL d'acide nitrique (dilution 1:8).

La solution est alors portée à ébullition sous reflux pendant 2h. Après évaporation partielle, une seconde minéralisation est effectuée dans les mêmes conditions. On évapore ensuite à sec et après refroidissement, le résidu est repris dans 30 mL d'eau distillée. Le minéralisât est ensuite filtré sur filtre whatman pour retenir les impuretés insolubles (carbone noir, silicates). Le filtrat est transféré dans une fiole jaugée, puis ajusté avec de l'eau distillée à un volume de 50 mL. Un filtre vierge subit la même procédure pour servir de blanc.

Les métaux lourds Pb, Cu, Mn et Cd, qui du point de vue sanitaire ont une incidence importante, sont analysés par spectrophotomètre d'absorption atomique sur appareil Thermo Elemental Solaar (Solaar AA Spectrometer) avec une flamme air / acétylène.

Dans l'objectif d'identifier la morphologie et la composition chimique de façon plus exhaustive, nous avons procédé à l'analyse d'un échantillon journalier par microscopie à balayage électronique.

A decorative border consisting of a repeating pattern of asterisks surrounds the central text. The border is composed of a top row, a bottom row, and two vertical columns on the left and right sides, all meeting at the corners.

Chapitre III
RESULTATS ET ANALYSES

III. Résultats et interprétations

Le suivi des teneurs atmosphériques en particules inhalables (PM_{10}) a été effectué durant une année (mai 2004 à mai 2005) à raison d'une moyenne de 7 prélèvements par mois. Cette campagne nous a permis de mesurer les teneurs sur 84 jours, dont 58 avec fractionnement granulométrique. Au total 271 échantillons répartis entre les différentes classes granulométriques ont été étudiés.

Les fractions recueillies sur les quatre étages du cascadeur d'Anderson sont : 10 à 7 μm , 7 à 3 μm , 3 à 1,5 μm , 1,5 à 1 μm et enfin la fraction terminale du filtre absolu (<1 μm).

La caractérisation visuelle des particules collectées sur les filtres montre que les grosses particules (3 à 10 μm) sont nettement différenciables (taille et / ou couleur) des particules très fines (<1 μm), tandis que la couleur des classes intermodales (1-3 μm) varie en fonction des conditions météorologiques (stabilité, température, humidité) et du type des journées étudiées (week-end ou journées ouvrables). Les particules prélevées pendant les journées stables sont de couleur noire, ce qui indique la prédominance des particules issues de la combustion. Cependant, les aérosols collectés lors des journées instables (vents forts) sont souvent de couleur marron et/ou grise dénotant la présence de particules de resuspension et de la croûte terrestre.

La figure III.1 illustre la charge et la couleur des particules collectées au cours d'une journée ouvrable et stable.

L'évolution temporelle des teneurs atmosphériques en différentes classes granulométriques étudiées dans ce travail est présentée graphiquement en figures III.2 et III.3.

III.1 – Etude des PM_{10} :

La figure III.4 retrace graphiquement l'évolution temporelle des teneurs en PM_{10} enregistrée durant notre campagne de collecte. Une comparaison par rapport aux valeurs limites nationales et européennes y est également illustrée.

Les résultats montrent qu'il existe, comme c'est souvent le cas en pollution de l'air, une importante fluctuation temporelle.

Le tableau III.1 résume les teneurs extrêmes et moyennes en PM_{10} observées en ce site.

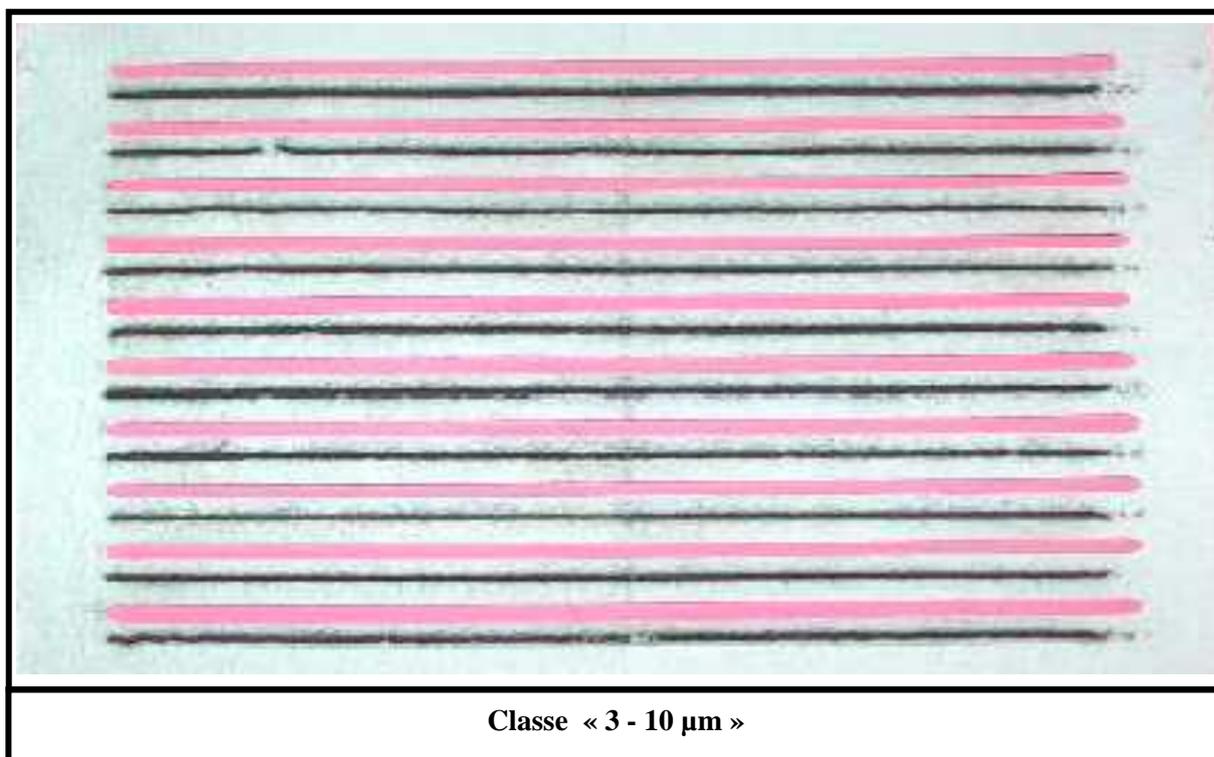
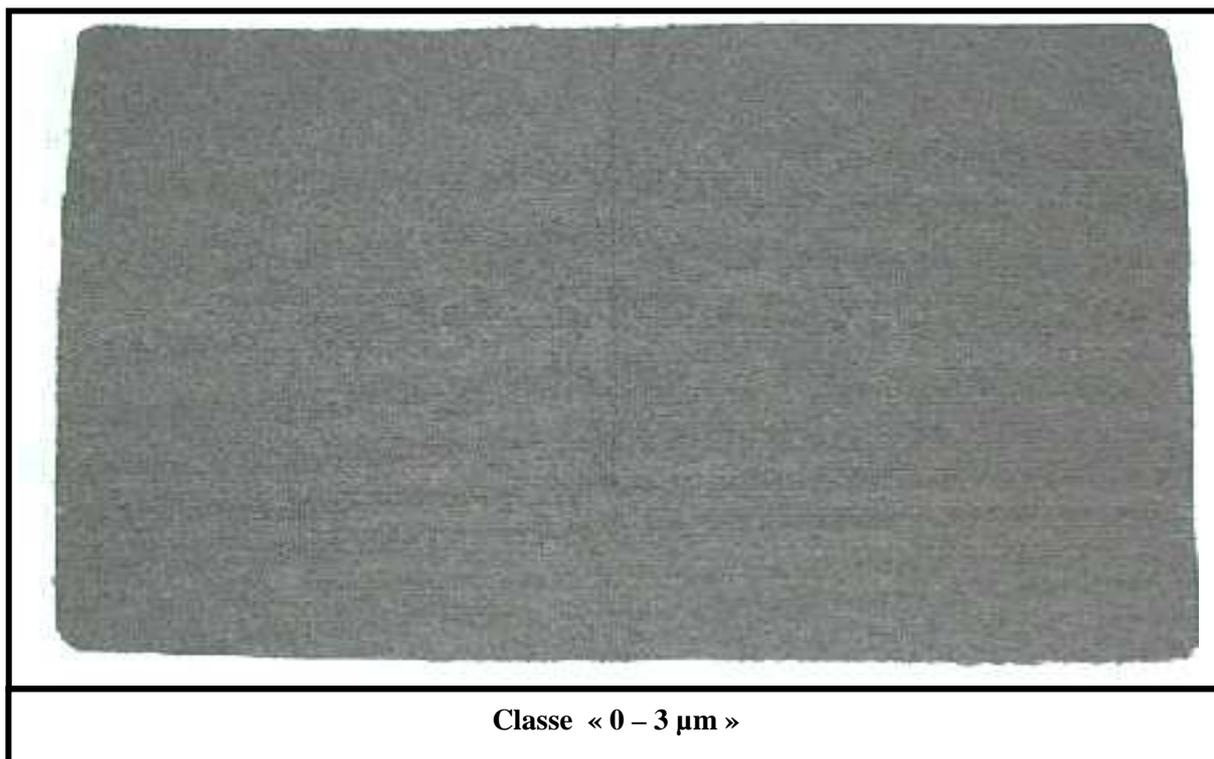


Fig. III.1 – Images des filtres chargés après prélèvement pour une journée stable.

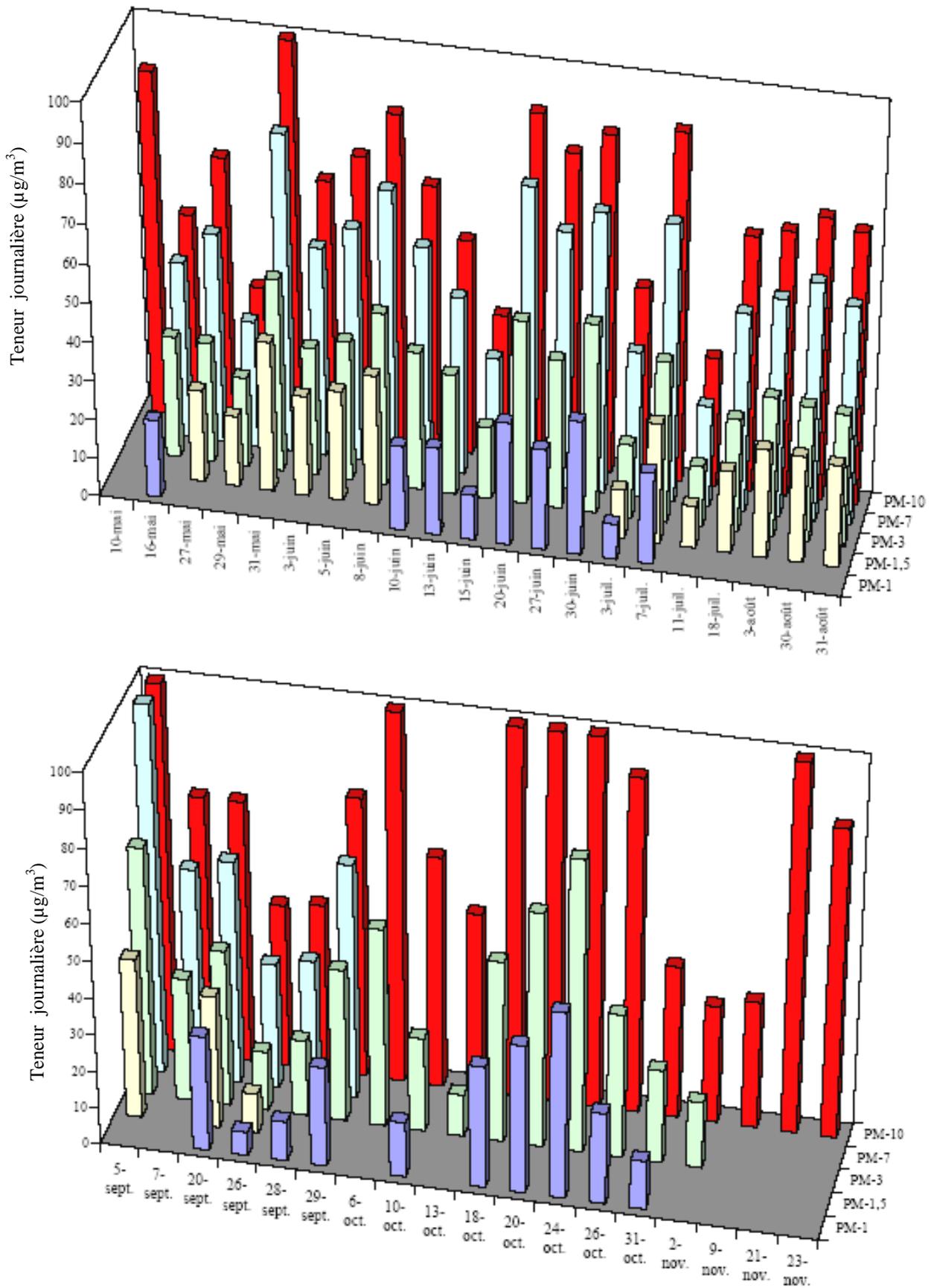


Fig. III.2 – Evolution temporelle des teneurs atmosphériques en PM₁₀, PM₇, PM₃, PM_{1,5} et PM₁.

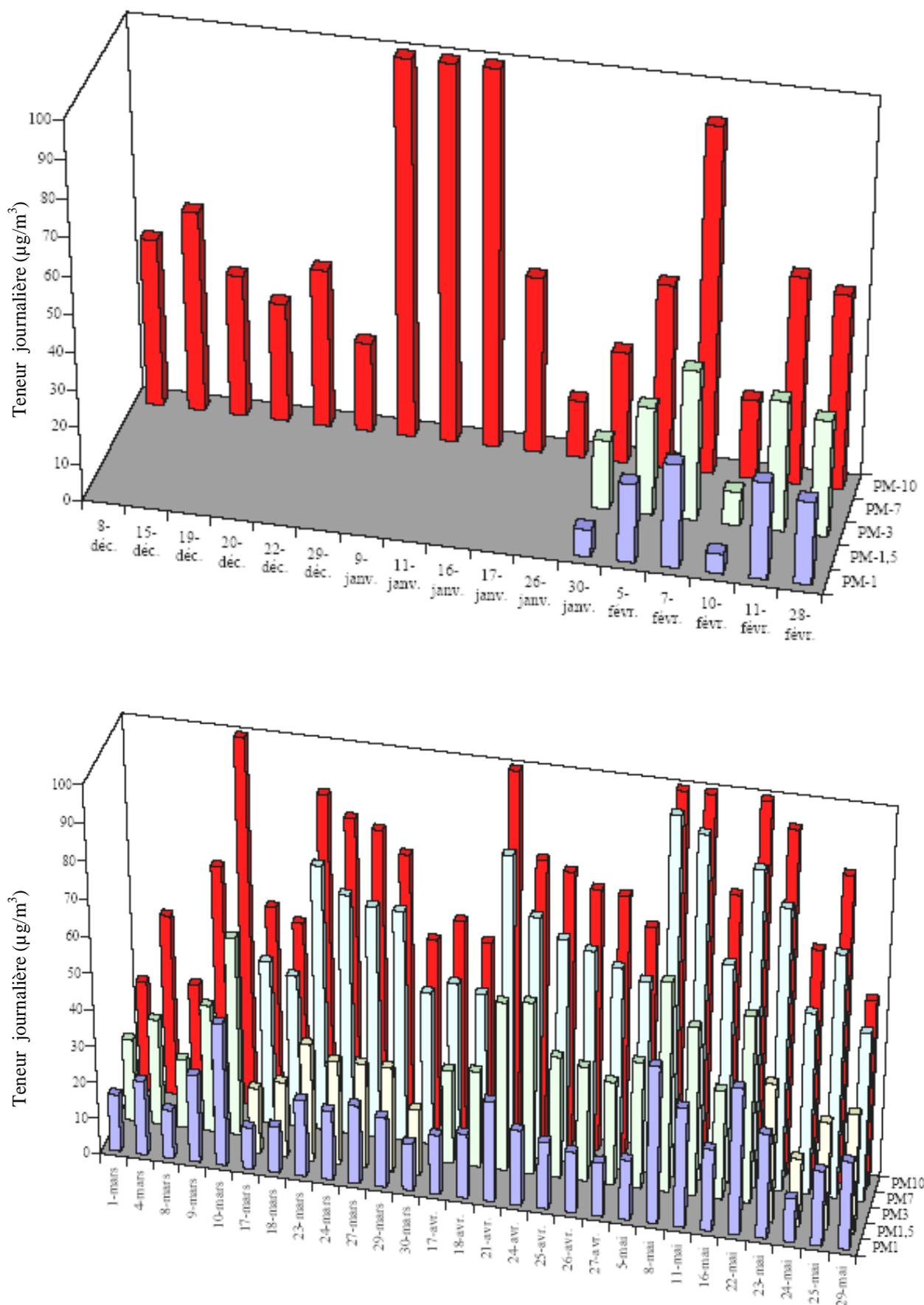


Fig. III.3 – Evolution temporelle des teneurs atmosphériques en PM₁₀, PM₇, PM₃, PM_{1,5} et PM₁.

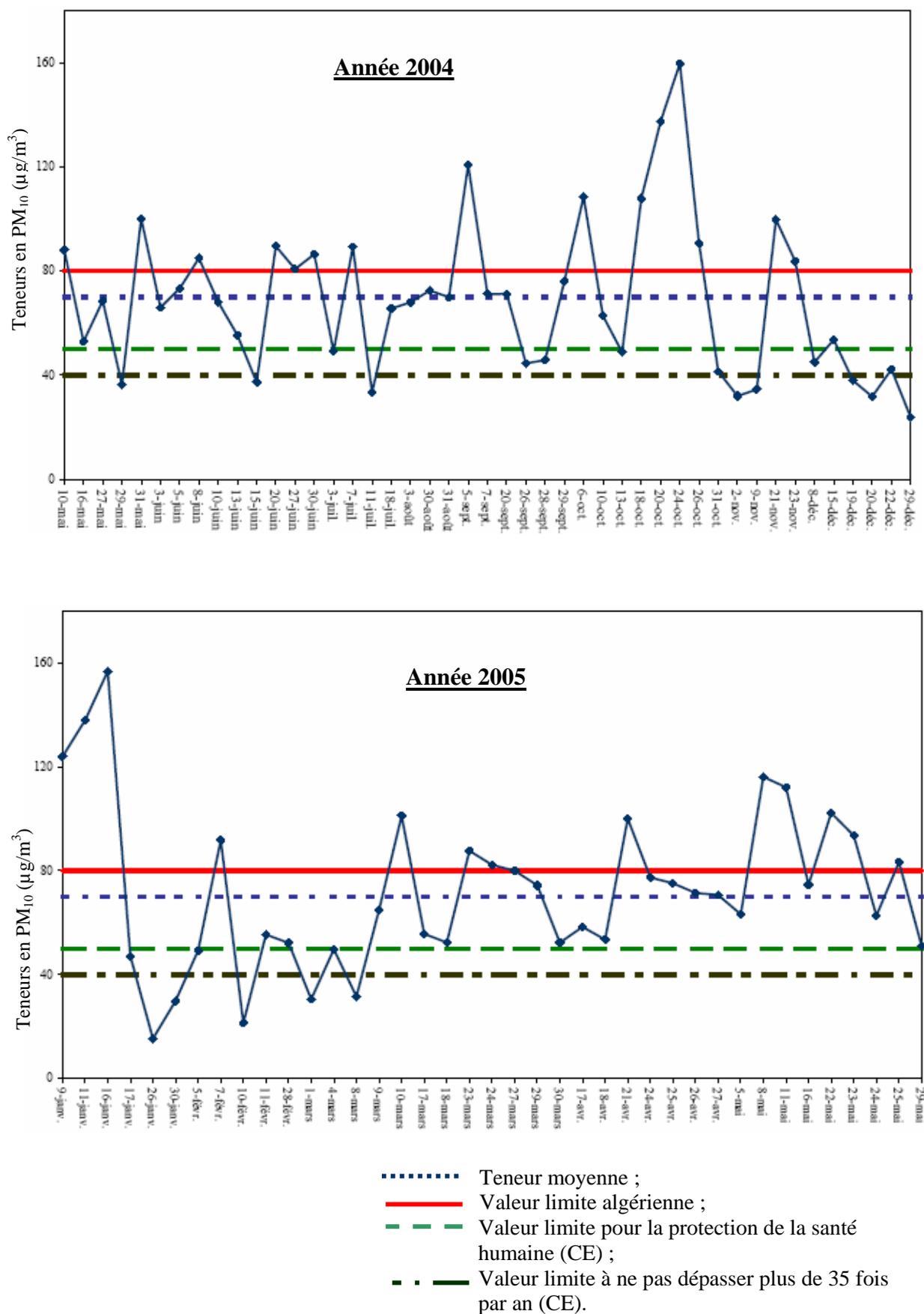


Fig. III.4 – Evolution temporelle des teneurs atmosphériques en PM₁₀ et comparaison par rapport aux normes.

Tableau III.1 – Valeurs moyenne et extrêmes des teneurs en PM₁₀.

Teneur en PM ₁₀	Valeur (µg/m ³)
Maximum	159,7
Minimum	15,3
Moyenne	70,4
Ecart type	30,2

Les teneurs journalières en PM₁₀ varient de 15,3 µg/m³ à 159,7 µg/m³. Le domaine de dispersion des concentrations des PM₁₀ dans l'air, s'étale sur un rayon de 30,2 µg/m³ par rapport à la teneur moyenne pour la période d'étude, qui est de 70,4 µg/m³.

La teneur moyenne en PM₁₀ enregistrée, dépasse les valeurs limites annuelles pour la protection de la santé humaine (40 µg/m³ pour 2005) établies dans le cadre de la nouvelle Directive Européenne 1999/30/CE pour la qualité de l'air ambiant [54]. En plus, 60 valeurs sur les 84 mesurées, dépassent la limite journalière (50 µg/m³) à ne pas dépasser plus de 35 fois par an, fixée par l'Union Européenne [54]. En outre, 28 valeurs, soit 33 %, des jours étudiés sont supérieures à la valeur limite fixée par la réglementation algérienne [55].

La comparaison des jours de fortes teneurs en PM₁₀ à ceux de faibles teneurs, permet de mettre en évidence l'influence des facteurs météorologiques (vitesse et direction du vent et précipitation) et de l'activité humaine sur la concentration des particules dans l'air.

Pendant les jours du 18, 20 et 24 octobre 2004 et 10, 15 et 16 janvier 2005, les teneurs en PM₁₀ ont atteint les valeurs les plus élevées. Le suivi des bulletins météorologiques à la télévision indiquait pour ces journées un état anticyclonique (journées ensoleillées), caractérisé par une stabilité de l'atmosphère (faible vitesse du vent). Cette situation conjuguée probablement à un trafic routier et à des activités humaines plus intenses a alors engendré un niveau élevé en PM₁₀.

Au cours des deux jours du 26 et du 29 janvier, les conditions climatiques (vent fort, pluies, froid) étaient favorables à la réduction des teneurs des particules présentes dans l'air et ce, par le lessivage de l'atmosphère et l'entraînement des particules à de longues distances (dispersion). Aussi, ces mêmes conditions ont probablement généré une certaine réduction des déplacements motorisés.

La comparaison de la teneur moyenne en PM_{10} enregistrée durant cette étude à celle mesurée en 2002 au niveau d'un site de proximité qui est fortement exposé aux émissions du trafic routier (station trafic) [56], montre une diminution moyenne de l'ordre de 7%. Ainsi, en milieu urbain, en s'éloignant des axes routiers les teneurs en PM_{10} diminuent sensiblement.

III.2 – Variation saisonnière des teneurs atmosphériques en PM_{10} :

La figure III.5 illustre la comparaison des teneurs journalière en PM_{10} par rapport aux moyennes saisonnières (voir tableau III.2).

On constate que le degré de fluctuation des teneurs journalières de l'air en particules fines varie d'une saison à l'autre et ce, sous l'effet des conditions météorologiques qui influent d'une part les mécanismes de genèse et d'élimination des particules et d'autre part l'intensité des activités anthropogéniques émettrices de particules (trafic routier, construction, combustion).

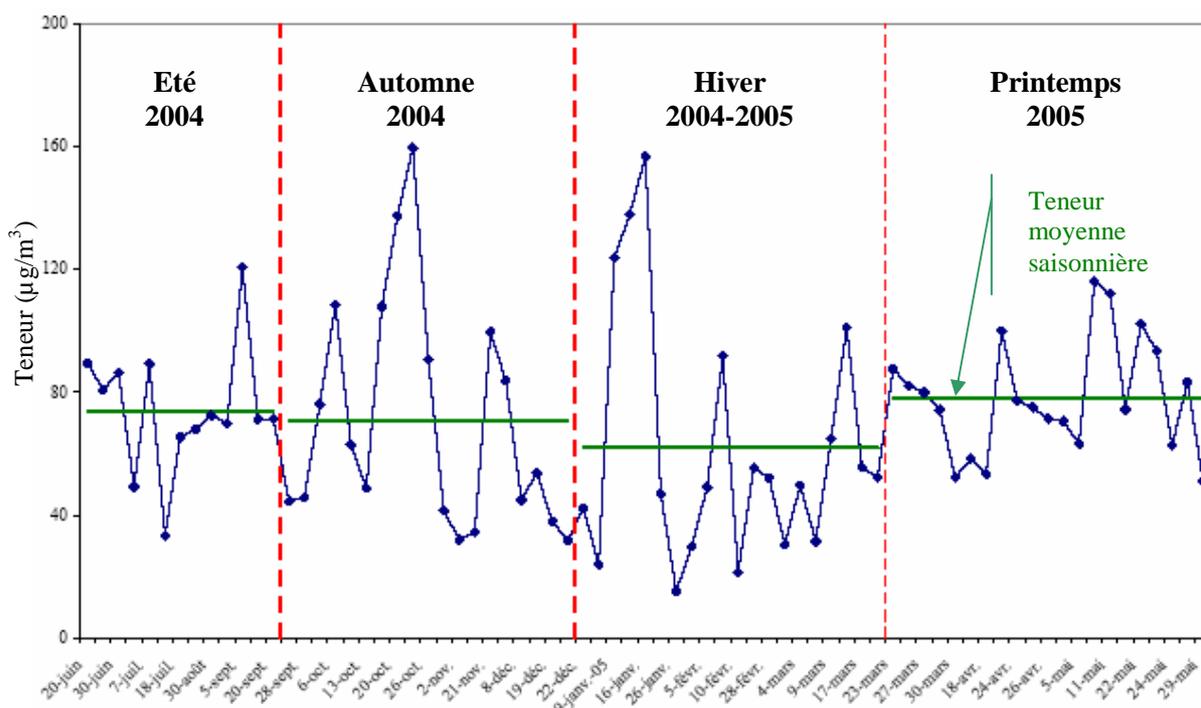


Fig. III.5 – Comparaison des teneurs atmosphériques saisonnières en PM_{10} .

Le tableau III.2 synthétise, pour la période de prélèvement, les teneurs moyennes et extrêmes mesurées pendant les quatre saisons.

Tableau III.2 – Valeurs moyennes et extrêmes des teneurs en PM₁₀ enregistrées sur les quatre saisons à Alger.

	Été 2004 20/06 – 20/09	Automne 2004 21/09 – 20/12	Hiver 2004 -2005 21/12 – 20/03	Printemps 2005 21/03 – 30/05
Nombre de prélèvements	13	19	20	21
Maximum (µg/m ³)	121	159,7	157	116
Minimum (µg/m ³)	33	19	15	51
Moyenne (µg/m ³)	74	71	62	78
Ecart type (µg/m ³)	21	38	40	19
Coefficient de Variation	0,28	0,53	0,65	0,24

Des études réalisées en Europe [57,58] indiquent que les teneurs moyennes hivernales en PM₁₀ sont les plus élevées de l'année. Dans notre cas, en site urbain d'Alger, on constate un comportement inverse en ce sens que c'est la moyenne hivernale qui est la plus basse de l'année (fig. III.5 et Tabl. III.2). Ceci s'explique par le fait que l'hiver méditerranéen n'est pas sévère et que le chauffage en gaz naturel n'est pas source de pollution par les particules. Les autres saisons, particulièrement en été, les terrains nus, la resuspension et les travaux de construction génèrent des niveaux de pollution plus élevés.

Le degré de fluctuation saisonnière peut être évalué par le coefficient de variation qui représente le rapport de la déviation standard sur la teneur moyenne [57]. Il s'élève à 0,53 pour l'automne et 0,65 pour l'hiver ce qui démontre l'ampleur de la fourchette des teneurs enregistrées pendant ces deux saisons. Toutefois, ce facteur est plus faible et plus stable en été et en printemps en raison de la stabilité des conditions climatiques et des activités

émettrices de particules. Comparativement aux résultats obtenus en Europe, on constate que la variation en hiver (et automne) est du même ordre que celle calculés pour trois sites urbains en Autriche [57].

III.3 – Etude des différentes classes granulométriques PM_1 , $PM_{1,5}$, PM_3 , PM_7 et PM_{10} :

L'évolution journalière des teneurs en différentes classes granulométriques des particules fines est présentée avec les PM_{10} en figures III.2 à III.4.

La figure III.6 illustre les teneurs moyennes annuelles des différentes classes granulométriques.

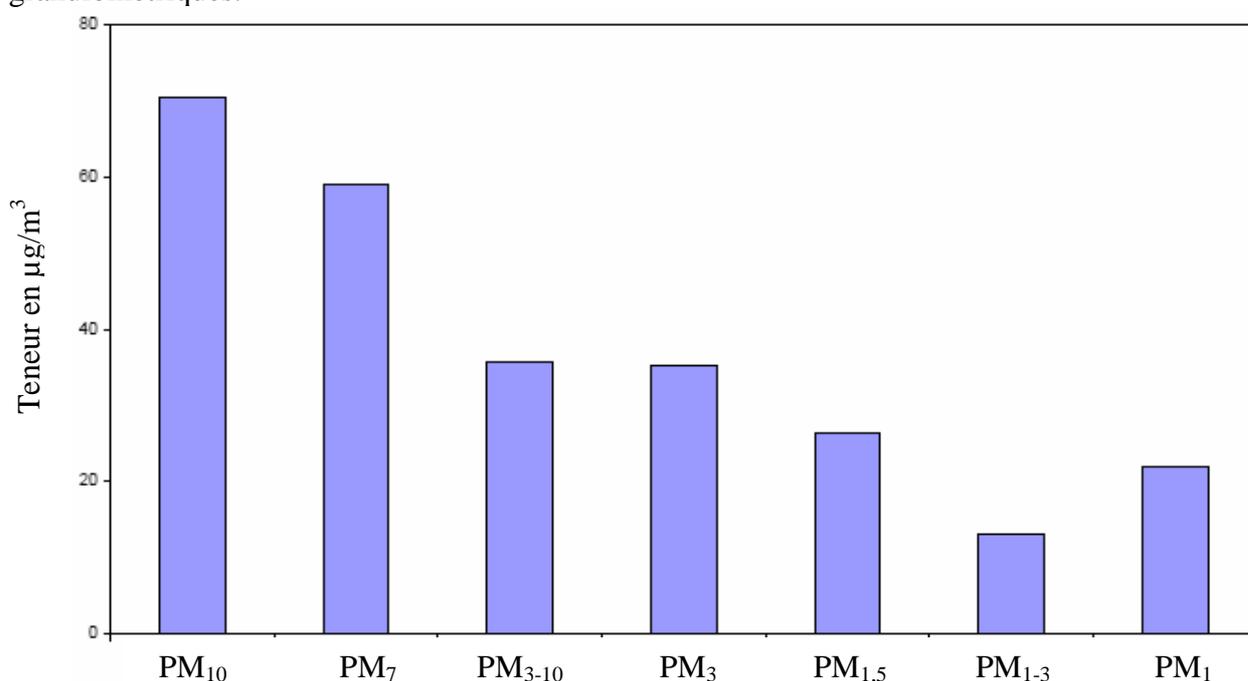


Fig. III.6 –Teneurs moyennes des différentes classes granulométriques PM_i .

Le tableau III.3 donne, pour la période d'étude, un aperçu sur les paramètres statistiques caractérisant l'évolution temporelle des teneurs dans l'air ambiant des différentes classes granulométriques.

Ce tableau montre que la moitié des PM_{10} sont des particules alvéolaires de diamètre inférieur à $3\mu m$ ($PM_3/PM_{10} = 0,50$) et qu'environ le tiers des PM_{10} sont des particules très fines de diamètre inférieur à $1\mu m$ ($PM_1/PM_{10} = 0,31$). Tandis que la classe intermodale PM_{1-3} ne représente que 20 % des particules inhalables et environ 38 % des particules alvéolaires ce qui confirme la prédominance des particules très fines (62 %), essentiellement issues de la combustion, en particulier le trafic routier.

Tableau III.3- Description statistique des teneurs atmosphériques dans les différentes classes granulométriques de particules.

Classe	N*	Teneur moyenne	Ecart type	P ₅ **	Médian**	P ₉₅ **	Max	Min
PM ₁ (µg/m ³)	53	22	9,8	-	20	42,5	50,6	5,3
PM _{1,5} (µg/m ³)	27	26,3	8,5				43,4	10,7
PM ₃ (µg/m ³)	58	35,3	14	15	31	65	79,3	9,0
PM ₇ (µg/m ³)	49	59,1	17,1				102,6	26,1
PM ₁₀ (µg/m ³)	84	70,4	30,2	29	62	131	159,7	15,3
PM ₁₋₃ (µg/m ³)	42	13	5				28,7	3,8
PM ₃₋₁₀ (µg/m ³)	58	35,7	15,7				80,4	7,9
PM ₁ / PM ₁₀	53	0,31	0,08				0,52	0,14
PM _{1,5} / PM ₁₀	27	0,38	0,08				0,53	0,24
PM ₃ / PM ₁₀	58	0,50	0,08				0,74	0,24
PM ₇ / PM ₁₀	49	0,82	0,03				0,91	0,77
PM ₁₋₃ / PM ₁₀	42	0,19	0,06				0,38	0,10
PM ₁ / PM ₃	42	0,62	0,10				0,79	0,39

* nombre de prélèvements.

**ces paramètres ne sont calculés que pour les 3 classes conventionnelles (inhalable, alvéolaire et très fines).

Les teneurs moyennes de l'air en PM₃ et en PM₁ ont atteint 35 µg/m³ et 22 µg/m³, respectivement. Ce qui excède à la valeur limite annuelle des PM_{2,5} (15µg/m³) établie aux états unis [11].

Les ratios PM₁/PM₁₀ et PM₃/PM₁₀ mesurés dans cette étude, sont inférieurs à ceux calculés pour des sites urbains européens [57,59]. Ce constat met en évidence l'importance du facteur aménagement urbain (bitumage des routes, couvert végétal) dans la réduction de l'activité de quelques sources de particules. En comparaison avec les données de l'étude effectuée en site de proximité (station trafic) à Alger en 2002 [56], on constate qu'à Bab Ezzouar les PM₁₀ sont légèrement moins riches en particules très fines (PM₁/PM₁₀= 0,35 et PM₃/PM₁₀ =0,54 [56]). En d'autres termes l'influence du trafic routier est ici moindre.

III.3.1 – Caractérisation de l'évolution temporelle des classes conventionnelles PM₁₀, PM₃ et PM₁ :

Dans le but de déterminer la tendance la plus représentative de l'évolution temporelle de la pollution particulaire au niveau du Bab Ezzouar, nous avons étudié les distributions des fréquences des teneurs journalières en particules fines. Ces distributions sont présentées en figures III.7, III.8 et III.9.

Les graphes illustrés par la figure III.9 sont en parfaite concordance avec les résultats obtenus dans des études similaires sur la caractérisation de l'évolution temporelle des teneurs en particules [57,59,60]. Cette évolution suit une distribution gaussienne c.à.d : les concentrations journalières des particules fines dans l'air convergent vers une valeur médiane qui représente la valeur centrée de la distribution log-normale de cette pollution. La régression gaussienne des distributions des fréquences des teneurs atmosphériques en particules fines est caractérisée par des coefficients de corrélation (R^2) élevés (0,97 pour les PM₁, 0,93 pour les PM₃ et les PM₁₀). Ainsi, les teneurs journalières en PM₁, PM₃ et PM₁₀ tendent vers les valeurs centrées 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 31 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ et 62 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Les déviations géométriques standards caractérisant les évolutions des teneurs en particules étudiées sont de 1,6 pour les PM₁, 1,55 pour les PM₃ et 1,61 pour les PM₁₀.

Les teneurs médianes relevées dans notre site sont certes élevées, elle demeurent cependant inférieures à celles trouvées dans des pays émergentes tels que la Chine où elles sont de l'ordre de 60 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 76,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ et 126 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivement pour les PM₁, les PM_{2,5} et PM₁₀ [61].

La comparaison des écart types donnés en tableau III.3 avec les déviations géométriques standards caractérisant les évolutions des fréquences des différentes classes, indique que la fourchette de dispersion des teneurs journalières par rapport aux teneurs moyennes et médianes est plus large dans le premier modèle (moyenne arithmétique) que dans le deuxième modèle (évolution gaussienne). Ceci signifie que les teneurs médianes sont plus significatives (représentatives) pour la description de l'évolution journalière des particules étudiées.

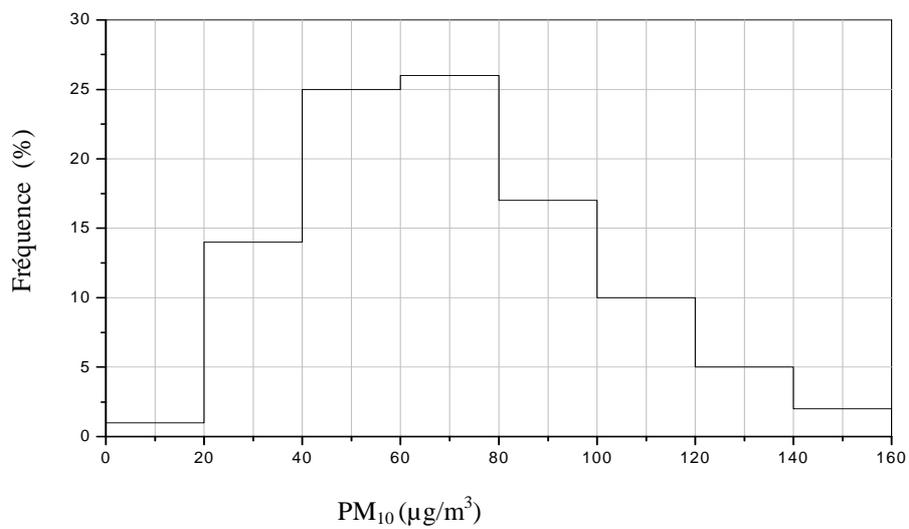
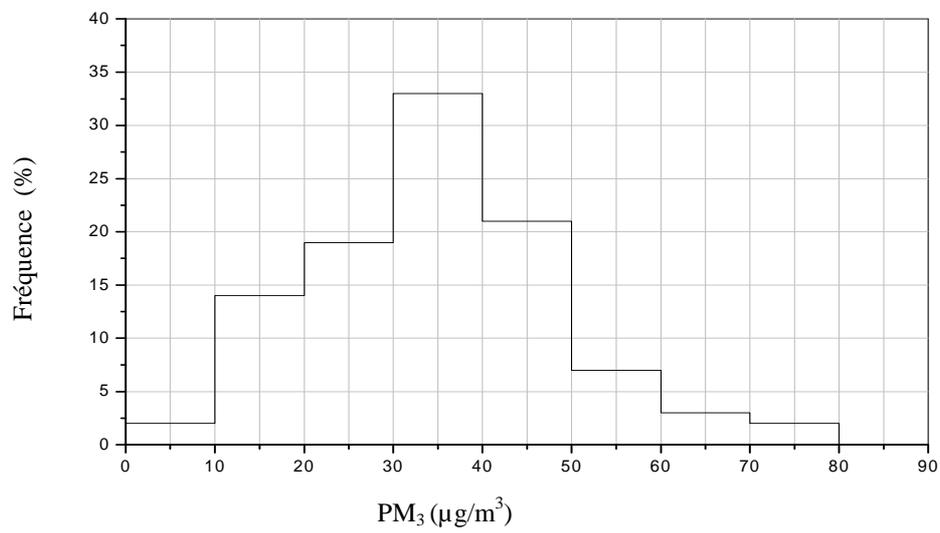
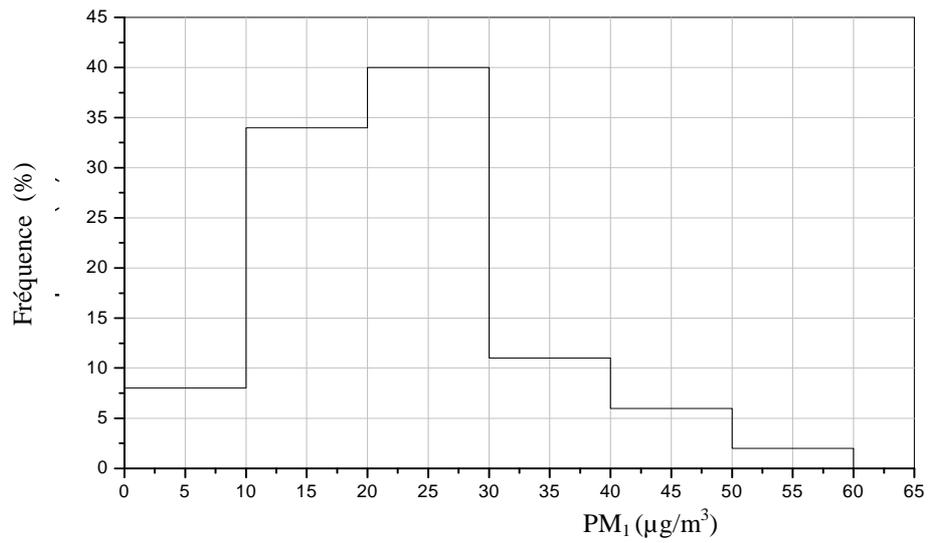


Fig. III.7 – Distribution des fréquences des teneurs en particules fines prélevées à Bab Ezzouar (Alger).

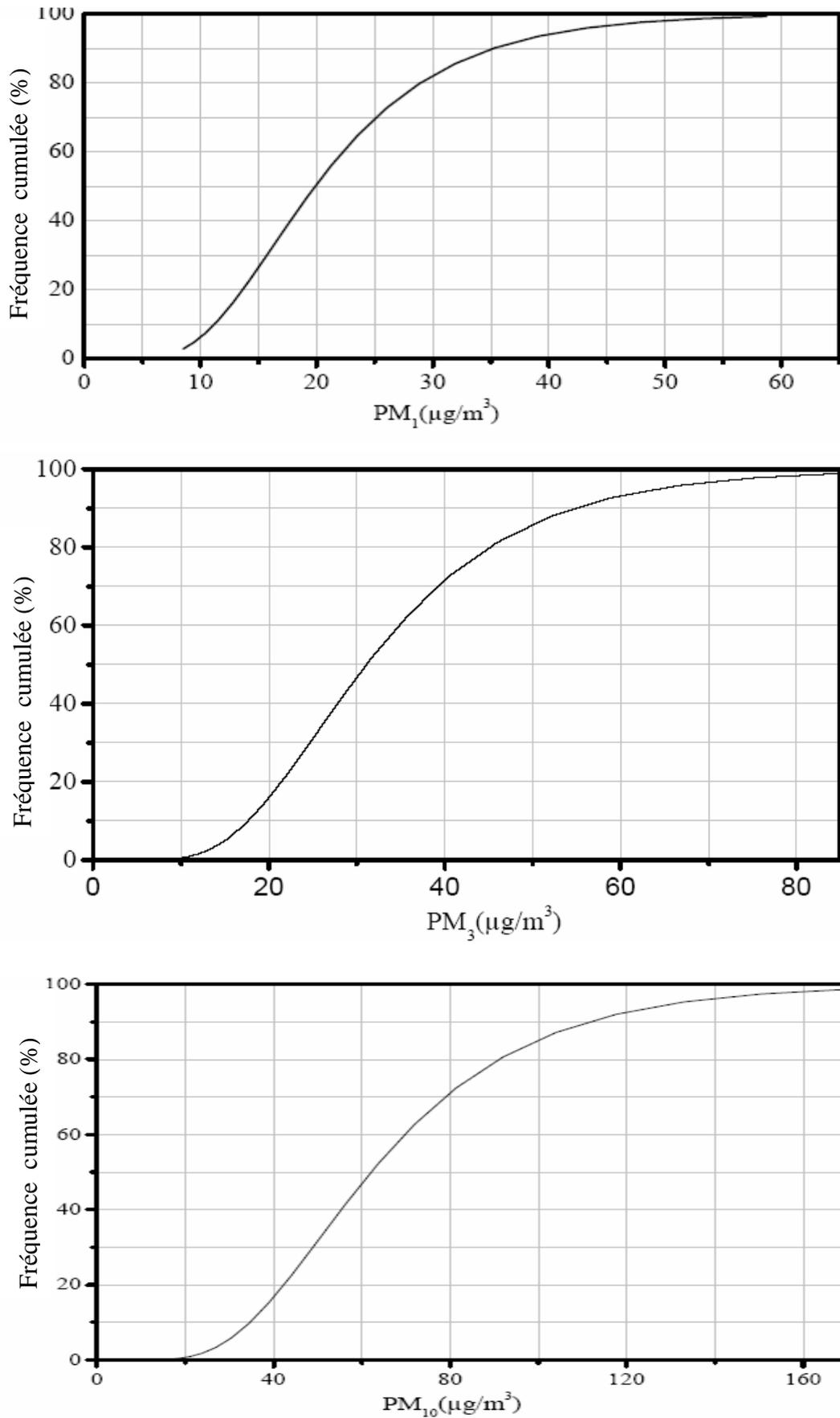


Fig. III.8 – Distribution des fréquences cumulées des teneurs en particules fines prélevées à Bab Ezzouar (Alger).

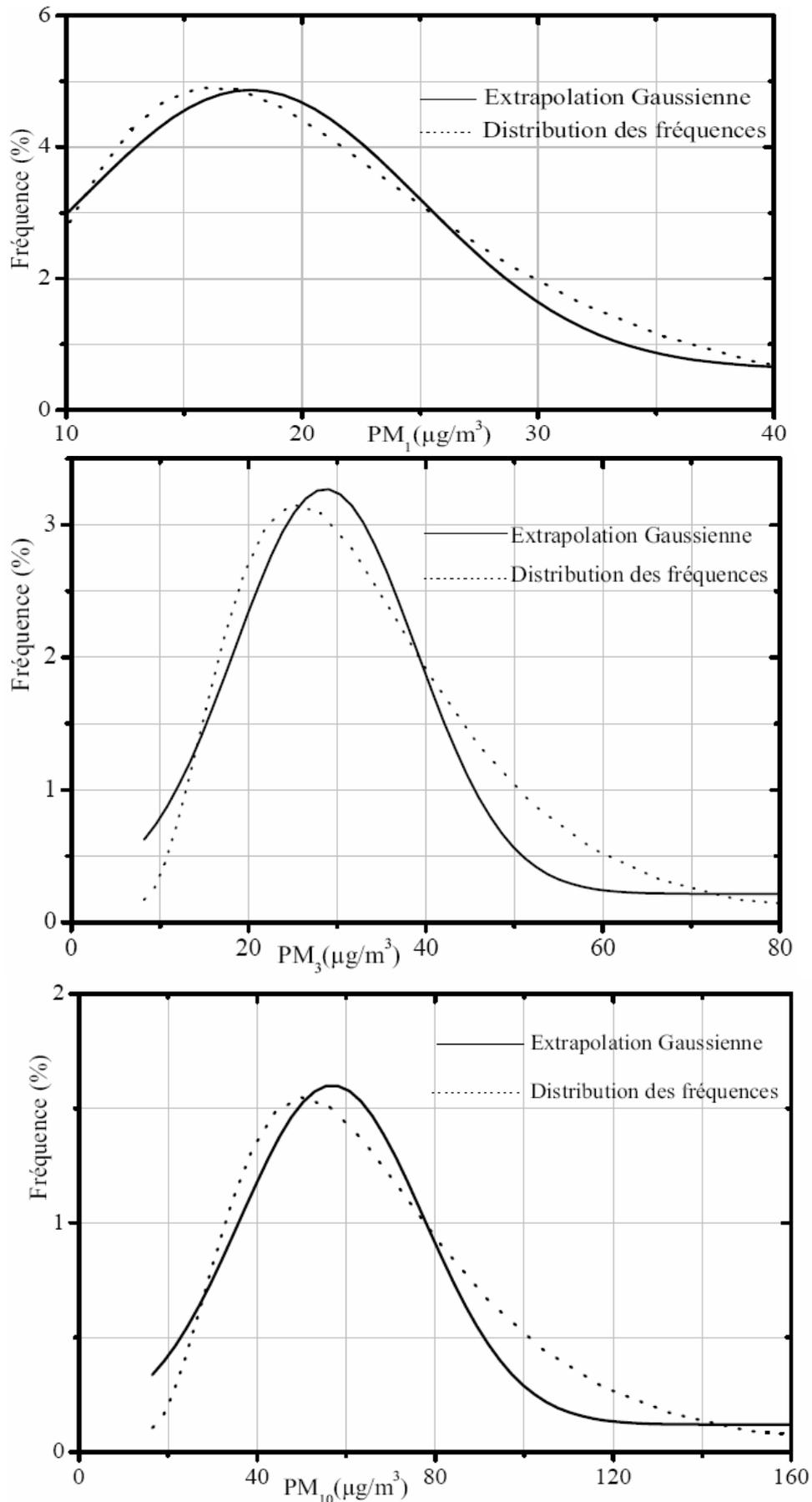


Fig. III.9 – Extrapolation de la distribution des fréquences des teneurs en particules fines prélevées à Bab Ezzouar (Alger).

III.3.2 – Répartition granulométrique moyenne des particules étudiées :

Dans cette partie, on déterminera la répartition granulométrique des particules étudiées ainsi que la contribution des différentes classes granulométriques conventionnelles dans la composition physique de ces aérosols.

Le tableau III.4 résume les teneurs moyennes des différentes fractions granulométriques ainsi que les rapports PM_i/PM_{10} et ce pour les journées où toutes les classes ont été prélevées simultanément.

Tableau III.4 –Caractéristiques des différentes classes granulométriques étudiées.

Fraction	Moyenne* ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Rapport** PM_i/PM_{10}
PM₁	18	0,27
PM_{1,5}	23	0,35
PM₃	30	0,47
PM₇	51	0,80
PM₁₀	64	

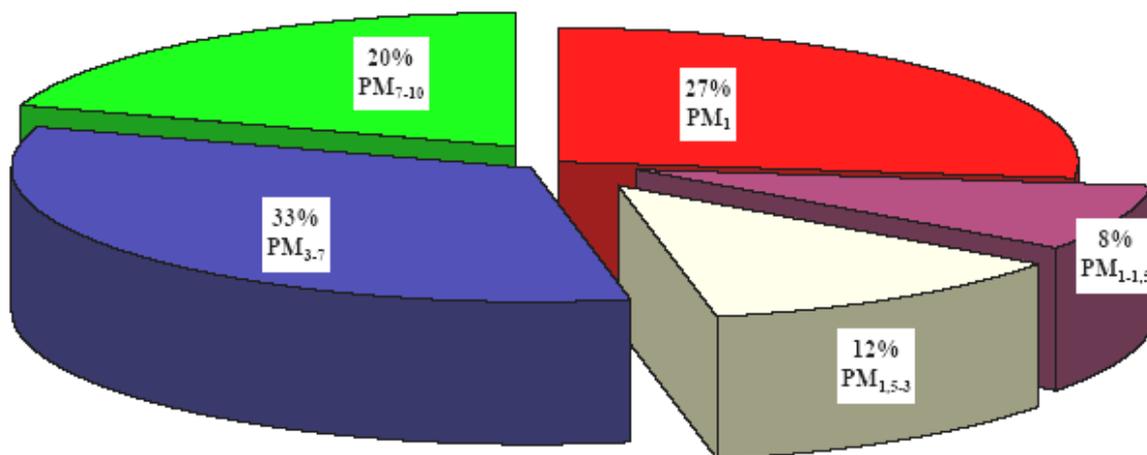
* moyennes calculées pour le même nombre de prélèvement;

** i est le diamètre limite supérieur des particules collectées.

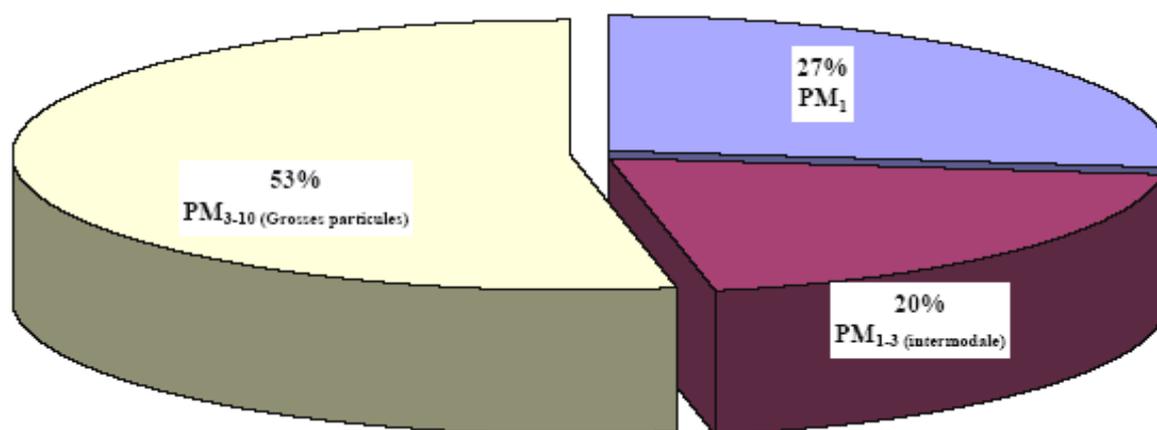
La répartition massique des particules selon leurs dimensions et la contribution des fractions conventionnelles dans la pollution particulaire étudiée est illustrée en figure III.10. On constate que près de la moitié des particules inhalables (PM_{10}) appartient à la fraction alvéolaires (PM_3) et qu'environ le tiers des PM_{10} est constitué de particules très fines PM_1 . On note ainsi une prédominance des grosses particules produites par les phénomènes mécaniques (naturels ou anthropogéniques) en ce site.

Avec un ratio PM_1/PM_{10} de 27%, la teneur en particules très fines est jugée très élevée.

Dans une étude de la contribution de la croûte terrestre dans les particules alvéolaires ($PM_{2,5}$), des chercheurs américains ont démontré la prédominance des particules issues du sol dans les $PM_{1-2,5}$ et la forte corrélation qui lie ces deux classes d'aérosols [62]. De ce fait, il résulte que dans notre cas la croûte terrestre contribue à environ 40 % des PM_3 prélevées dans ce site.



a/ Contribution des différentes classes granulométrique étudiées.



b/ Contribution des classes granulométrique conventionnelles.

Fig. III.10 – Contribution massique (%) des différentes classes granulométriques dans la pollution particulaire étudiée.

III.3.3 – Détermination de la distribution massique des particules étudiées selon leur granulométrie :

Cette étape consiste en la détermination de la fonction la plus représentative de la distribution massique moyenne des particules étudiées selon leur granulométrie.

La distribution des particules atmosphériques selon leur granulométrie a été établie suivant la méthode d'extrapolation des fréquences cumulées présentée par Zhuyun Xu et al. [52] et décrite dans la partie statistique appliquée à l'étude des particules décrite dans le chapitre I.

Dans ce travail, nous avons opté pour la présentation graphique de la variation massique des particules en fonction de leurs diamètres (d_p) et ce par l'étude de la fonction:

$$\frac{dm}{d \log(d_p)} = f(d_p) \dots\dots\dots (1)$$

Les données nécessaires pour la représentation graphique de la distribution granulométrique des particules sont rapportées dans le tableau III.5.

Tableau III.5- Données utilisées dans la détermination de la distribution granulométrique.

i	Classe	D_i (µm)	Δm (mg)	$\Delta m / \Delta \log(D_p)$	F_{Classe} (%)	MC_{D_i} (mg)	FC_{D_i} (%)
1	0,01 - 1	1	35,6	18	28,3	35,6	28,3
2	1 - 1,5	1,5	12	60,5	9,5	47,6	37,7
3	1,5 - 3	3	15,6	51,9	12,4	63,2	50,3
4	3 - 7	7	40,7	110,7	32,4	103,9	82,7
5	7 - 10	10	21,7	140,3	17,3	125,6	100

Avec :

D_i : Diamètre effectif de coupure;

Δm : Masse moyenne de la fraction comprise entre D_i et D_{i-1} ;

F_{classe} : Fréquence (ou probabilité) de présence d'une particules dans la classe;

MC_{D_i} : Masse cumulée des particules de diamètre $<D_i$ (= PM_{D_i});

FC_{D_i} : Fréquence cumulée des particules de diamètre inférieur à D_i ,

$$FC_{D_i} = \frac{MC_{D_i}}{MC_{10}} \dots\dots\dots (2)$$

Les valeurs rapportées dans le tableau III.5, sont calculées pour les classes prélevées simultanément.

Comme mentionné dans la littérature [11,52], il est nécessaire de prédire en premier lieu le nombre de modes caractérisant la distribution granulométrique des particules étudiées et ce par le tracé des représentations discontinues de la pollution collectée par étage et/ou par la distribution des fréquences de chaque classe granulométrique.

Les figures III.11 et III.12 montrent que la distribution des particules étudiées n'est pas monomodale. De ce fait, la représentation graphique de cette distribution comporte au minimum deux maxima, ce qui se traduit mathématiquement par une fonction polynomiale d'ordre supérieur ou égale à 4.

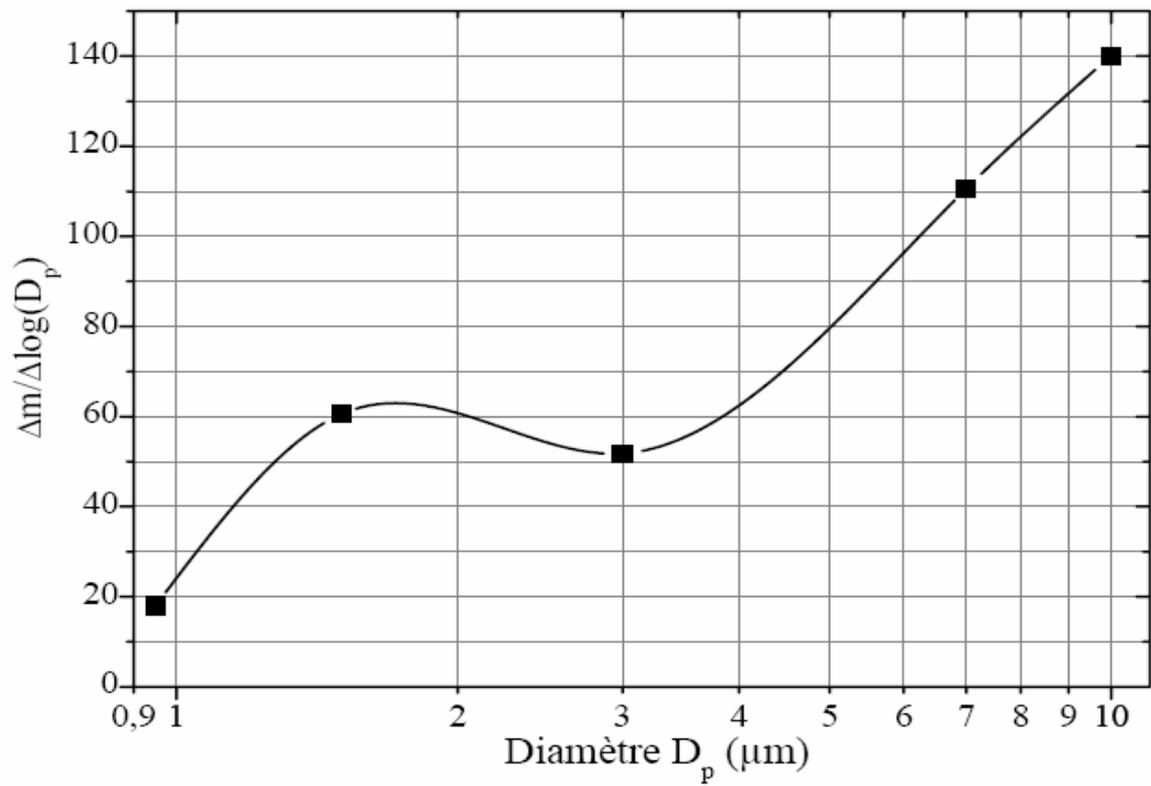


Fig. III.11 – Extrapolation de la distribution massique des particules étudiées selon leur dimension.

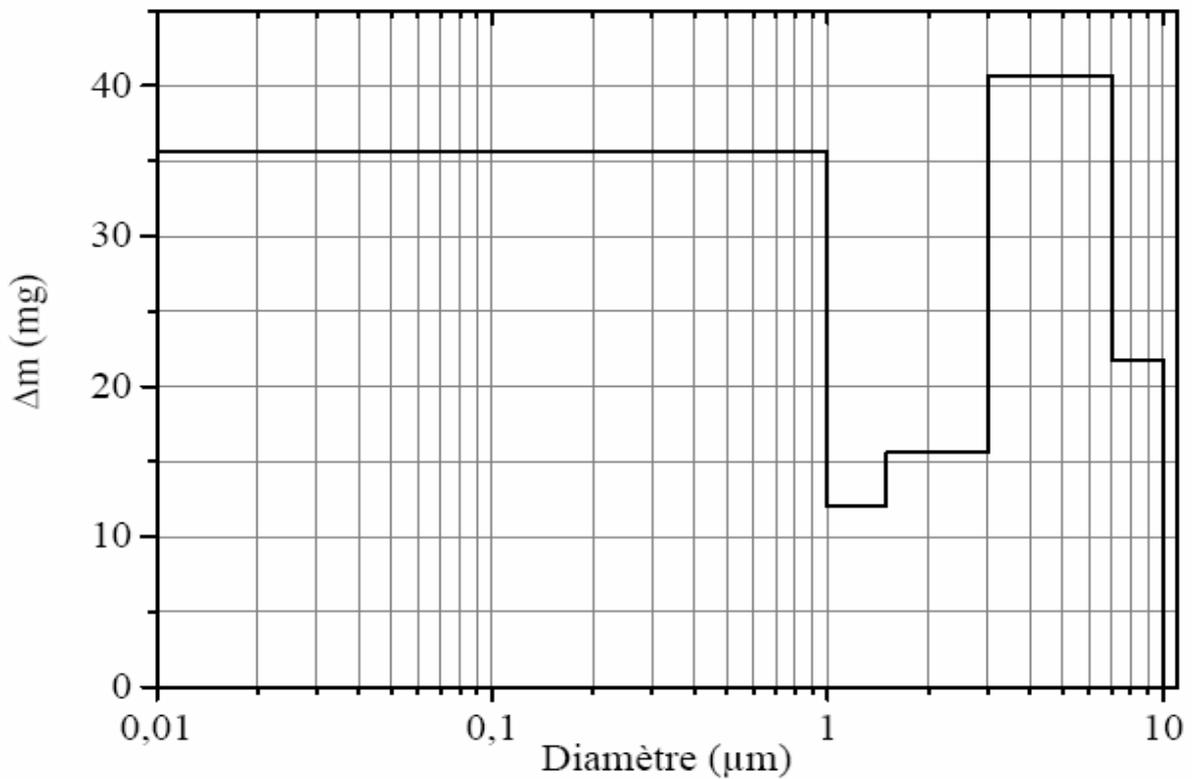


Fig. III.12 – Représentation discontinue (partielle ou sectionnaire) de la distribution massique de chaque classe granulométrique étudiée.

Afin d'assurer une meilleure représentativité graphique de la fonction (1), on procède à la détermination d'un nombre de valeurs suffisant et ce, à partir du tracé des fréquences cumulées (FC) en fonction du diamètre particulaire sur une échelle log-probabilité (figure III.13), réalisé avec le logiciel 'Origin 7.0'. La figure III.13 servira aussi à la caractérisation des différents modes et à la détermination de la teneur en $PM_{2,5}$ et du diamètre médian d_{50} .

La figure III.14, présente les valeurs de Δm déterminées à partir de la figure III.13 et ce pour 14 classes granulométriques. Ces valeurs nous ont permis de définir les points illustrés en figure III.15, nécessaires pour le tracé de la distribution multimodale (figure III.16)

La figure III.16, montre que la distribution massique des particules selon leur granulométrie est **bimodale**, c'est-à-dire qu'elle présente deux maxima : l'un est entre 5 et 6 μm et correspond principalement aux aérosols primaires issus de la resuspension des poussières, et des sources naturelles. L'autre se trouve entre 0,5 et 0,7 μm et correspond aux particules secondaires (condensation des gaz) et aux particules fines primaires issues des processus de combustion (trafic routier et autres sources).

La caractérisation de chacun des modes relevés sur la figure III.16 se fait graphiquement à partir de la représentation des fréquences cumulées en fonction du diamètre (figure III.13). Les résultats obtenus sont comme suit :

Le mode 1 : regroupe les particules de diamètre inférieur à $<1,7\mu m$.

$$d_{50} \approx 0,7\mu m, \quad d_{84,1} \approx 1,1\mu m, \quad d_{14,9} \approx 0,5\mu m, \quad \sigma = \frac{d_{84,1}}{d_{50}} \approx 1,6 ;$$

Le mode 2 : se compose de particules de diamètres compris entre 1,7 μm et 10 μm .

$$d_{50} \approx 5,1\mu m, \quad d_{84,1} \approx 8,5\mu m, \quad d_{14,9} \approx 3\mu m, \quad \sigma = \frac{d_{84,1}}{d_{50}} \approx 1,7 ;$$

Le mode centré autour de 0,7 μm correspond aux particules fines issues essentiellement de la combustion et de la conversion de gaz en particules. Ce mode s'étale sur une fourchette d'environ 0,2 à 1,7 μm , il représente 40 % de la masse des particules étudiées. Le mode de grosses particules caractérisant la pollution particulaire à Bab Ezzouar, regroupe les particules ayant un diamètre compris entre 1,7 et 10 μm . Ce mode est centré autour de 5,1 μm .

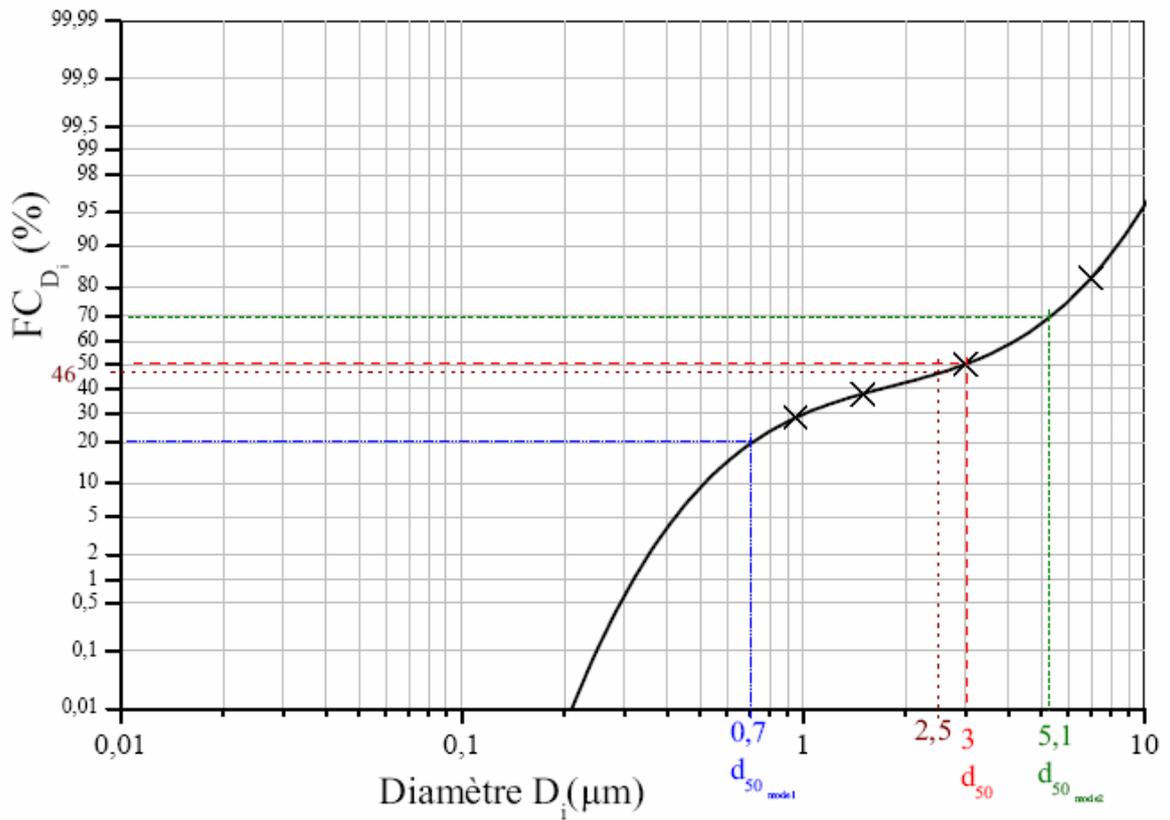


Fig. III.13 – Représentation des fréquences cumulées en fonction de la granulométrie des particules.

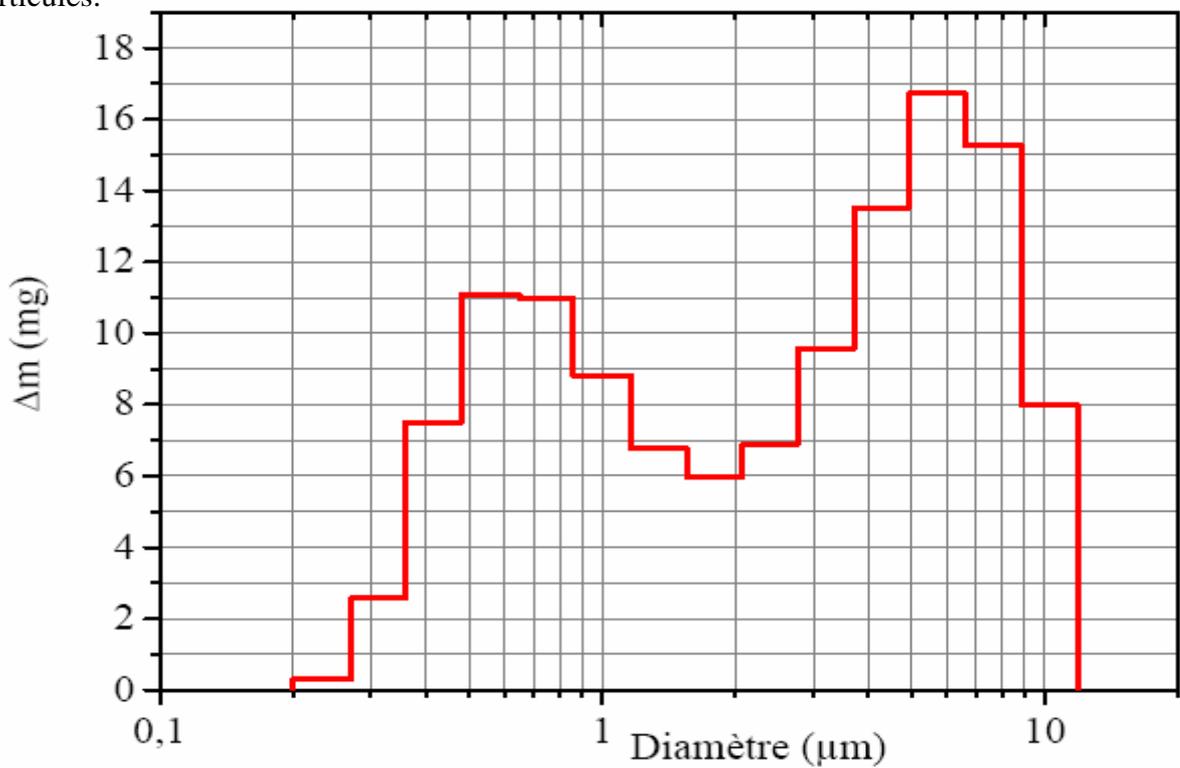


Fig. III.14 – Représentation graphique des points valeurs déterminées à partir du graphe fréquences cumulées en fonction de la granulométrie des particules.

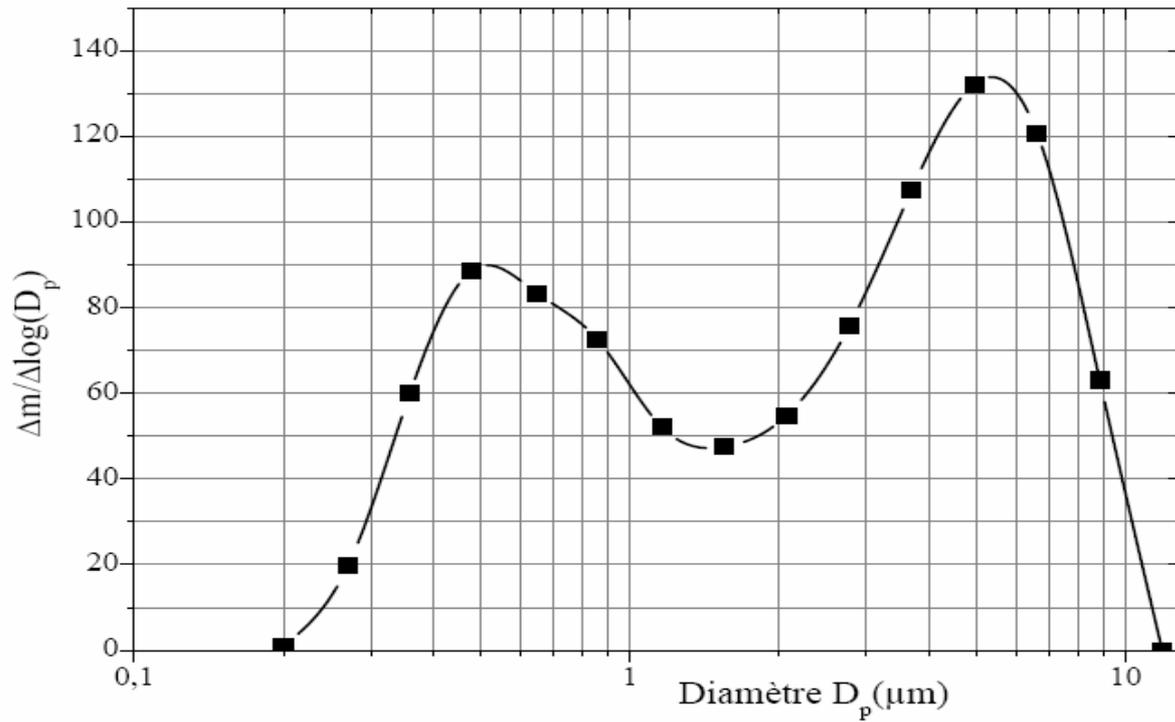


Fig. III.15 – Représentation discontinue bimodale de la distribution massique des particules selon leur granulométrie.

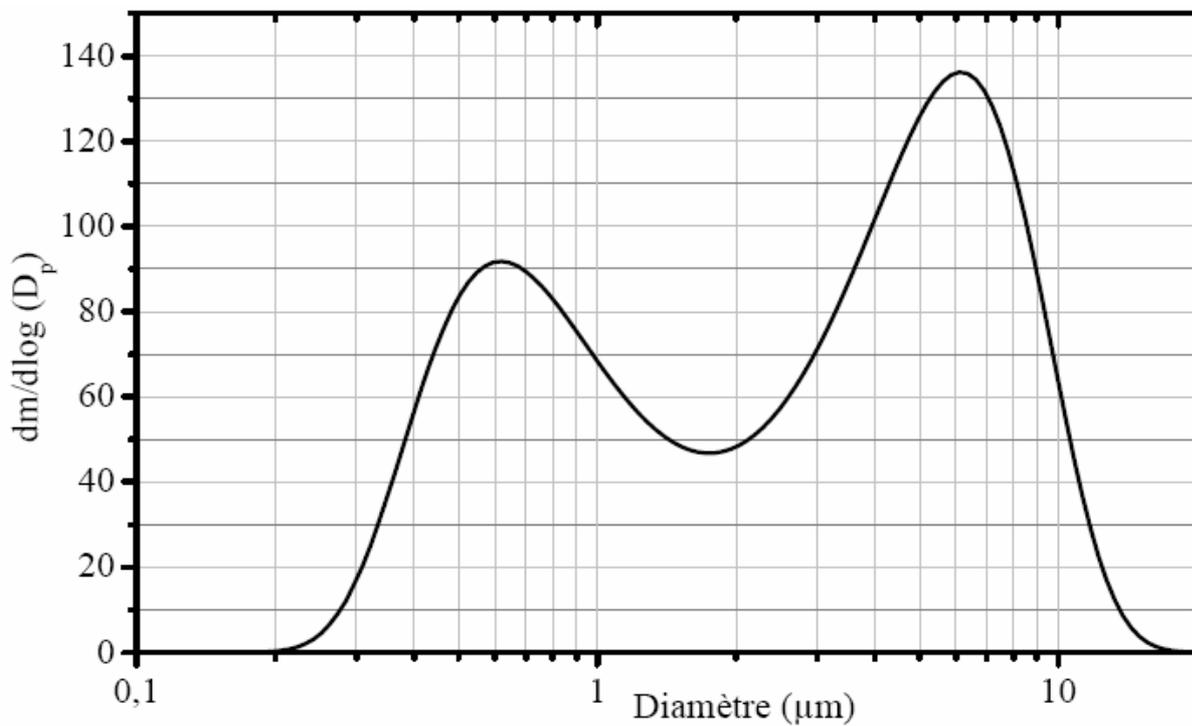


Fig. III.16 – Représentation continue (extrapolation) de la distribution massique bimodale des particules selon leur granulométrie (réalisée avec Origin 7.0).

Dans une étude japonaise relative à la détermination de la distribution massique des particules selon leur granulométrie en un site urbain (Kyoto) [63], le mode des particules fines est observé vers 0,65 μm tandis que le mode des grosses particules est centré autour de 4 μm . Cette différence dans la granulométrie des particules grossières peut être expliquée par les différences dans l'aménagement des sites urbains (bitumage, pavement).

Certaines études mentionnent des distributions similaires [56] alors que d'autres indiquent des distributions tri-modales dont le troisième mode apparaît à 0,1 μm .

III.3.3.1 – Détermination du diamètre médian d_{50} :

La valeur du diamètre médian d_{50} déterminée graphiquement (figure III.13) est de l'ordre de 3 μm . Il en résulte que 50 % des particules étudiées ont un diamètre $\leq 3 \mu\text{m}$. Ce diamètre est relativement élevé et signifie que le taux de particules très fines est relativement réduit à Bab Ezzouar. Ce diamètre peut atteindre des valeurs inférieures à 2 μm dans les milieux urbains où les particules de la croûte terrestre ne sont pas prédominantes. En site de type station trafic à Alger où on a un enrichissement des particules fines de la combustion des moteurs, on a mesuré un diamètre aérodynamique moyen d_{50} de 2,6 μm [56].

III.3.3.2 – Détermination de la teneur atmosphérique en $\text{PM}_{2,5}$:

L'échantillonneur HVS-PM10 avec cascadeur dont nous disposons ne permet pas de mesurer directement la fraction exacte des particules respirables $\text{PM}_{2,5}$. Cette fraction conventionnelle peut toutefois être déterminée graphiquement sur le diagramme log-probabilité. Graphiquement (figure III.13), les $\text{PM}_{2,5}$ contribuent à environ 46 % dans la masse des PM_{10} , ce qui représente une fraction massique de l'ordre de 92 % des PM_3 .

Afin de réduire l'erreur due à la variation des volumes d'air aspirés par l'échantillonneur, il est nécessaire de déterminer la relation entre les fractions massiques et les fractions des

teneurs et ce, par le tracé de la courbe $\frac{PM_i}{PM_{10}} = f\left(\frac{MC_i}{MC_{10}}\right)$, avec :

PM_i est la teneur des particules de diamètre inférieur à i (μm) ;

MC_i est la masse cumulée des particules de diamètre inférieur à i (μm).

La relation donnée par la figure III.17 est : $\frac{PM_i}{PM_{10}} = 0,98 * \left(\frac{MC_i}{MC_{10}}\right) - 0,02$ (4)

Avec un coefficient de corrélation $R^2 = 0,999$.

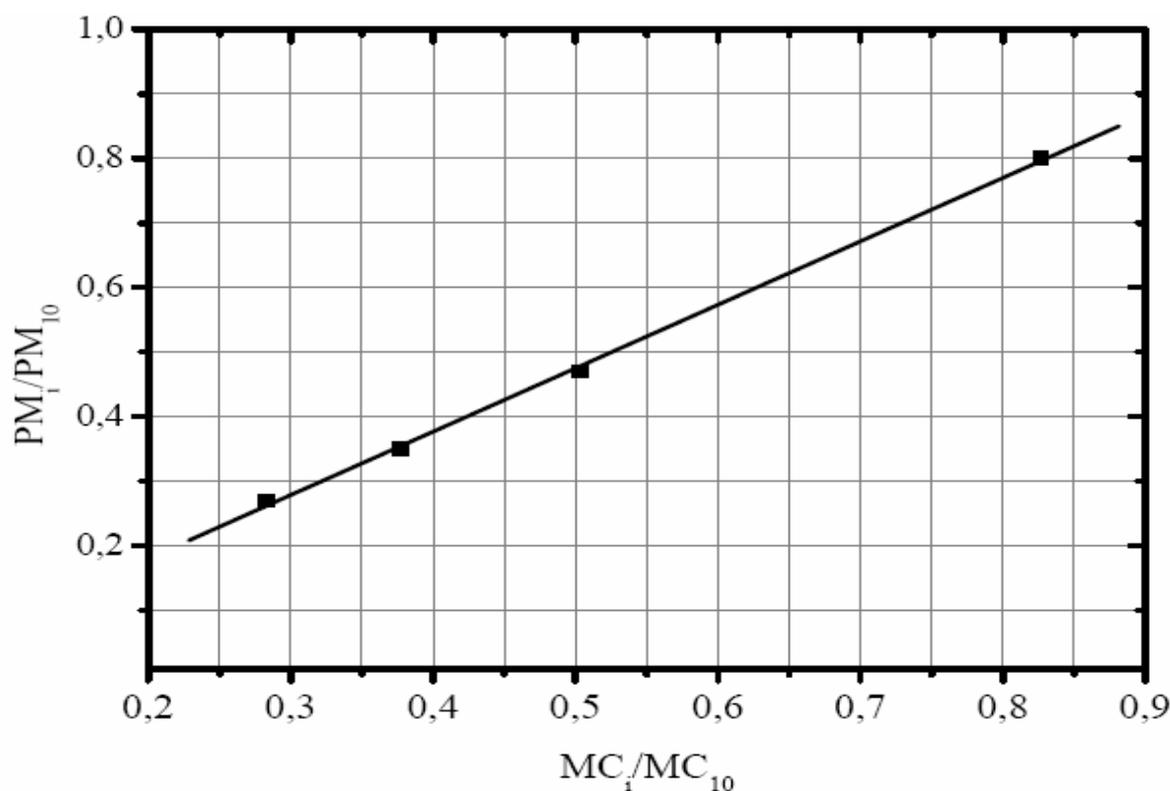


Fig. III.17 – Représentation de la fonction (PM_i/PM_{10}) en fonction de (MC_i/MC_{10}).

Le calcul du ratio $PM_{2,5}/PM_{10}$ donne une valeur de **43 %**, ce qui présente pour l'ensemble de la période d'étude une teneur moyenne en $PM_{2,5}$ de **$30,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$** . La teneur en $PM_{2,5}$ s'élève à environ 92 % de la teneur en PM_3 mesurée expérimentalement. Ainsi, l'erreur commise en assimilant les $PM_{2,5}$ aux PM_3 n'est pas élevée.

En résumé, les niveaux de pollution atteints et les ratios entre les classes conventionnelles enregistrés durant la période étudiée sont :

$$PM_{10} = 70,4 \mu\text{g}/\text{m}^3 ;$$

$$PM_{2,5} = 30,3 \mu\text{g}/\text{m}^3 ;$$

$$PM_1 = 22 \mu\text{g}/\text{m}^3 ;$$

$$\frac{PM_1}{PM_{10}} \approx 27\% , \quad \frac{PM_{2,5}}{PM_{10}} \approx 43\% \quad \text{et} \quad \frac{PM_1}{PM_{2,5}} \approx 67\% .$$

Ainsi 43% des particules atteignent les alvéoles pulmonaires et moins d'un tiers qui véhiculent les composés les plus toxiques (HAP, métaux lourds, Nitrates, ...) se fixent de manière irréversible dans les alvéoles.

III.3.4 – Etude des corrélations entre les différentes classes granulométriques (PM_1 , PM_{1-3} , PM_3 , PM_{3-10} & PM_{10}):

L'évolution journalière des teneurs en particules conventionnelles (PM_1 , PM_3 et PM_{10}) illustrée en figure III.18 montre une similitude dans leur évolution. Ce constat est plus apparent entre les PM_1 et les PM_3 , ce qui suggère que ces particules ont en grande partie la même origine, soit le trafic routier et les particules secondaires.

Les corrélations obtenues entre les différentes fractions granulométriques sont illustrées en figures III.19 et III.20. Les coefficients de corrélations qui en découlent sont donnée dans le tableau III.6.

Tableau III.6- Coefficients de corrélations liant les différentes classes granulométriques.

R^2	PM_1	PM_{1-3}	PM_3	PM_{3-10}	PM_{10}
PM_1	1	0.56	0.95	0.77	0.89
PM_{1-3}	0.56	1	0.78	0.68	0.82
PM_3	0.95	0.78	1	0.76	0.94
PM_{3-10}	0.77	0.68	0.76	1	0.96
PM_{10}	0.89	0.82	0.94	0.96	1

Ces coefficients montrent que dans notre cas, les corrélations entre les classes granulométriques et leurs sous classes (les particules très fines et intermodales avec les particules alvéolaires et respirables ; les particules alvéolaires et les grosses particules avec les particules respirables) sont plus importantes qu'entre deux classes indépendantes (PM_1 avec PM_{1-3} et PM_{3-10} avec PM_3).

La combinaison des corrélations sus-citées et les ratios entre les différentes fractions granulométriques (Tableau III.3) indiquent que pour ce site de Bab Ezzouar, plus le ratio est élevé plus la corrélation est bonne.

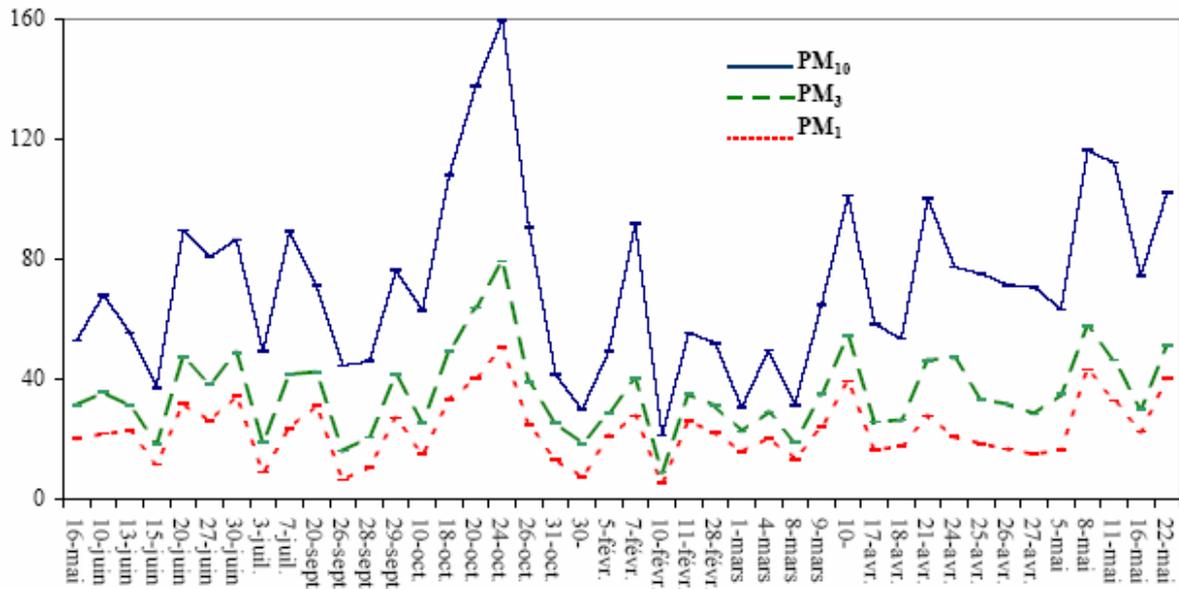


Fig. III.18 – Evolution des teneurs en particules fines (PM₁, PM₃ & PM₁₀).

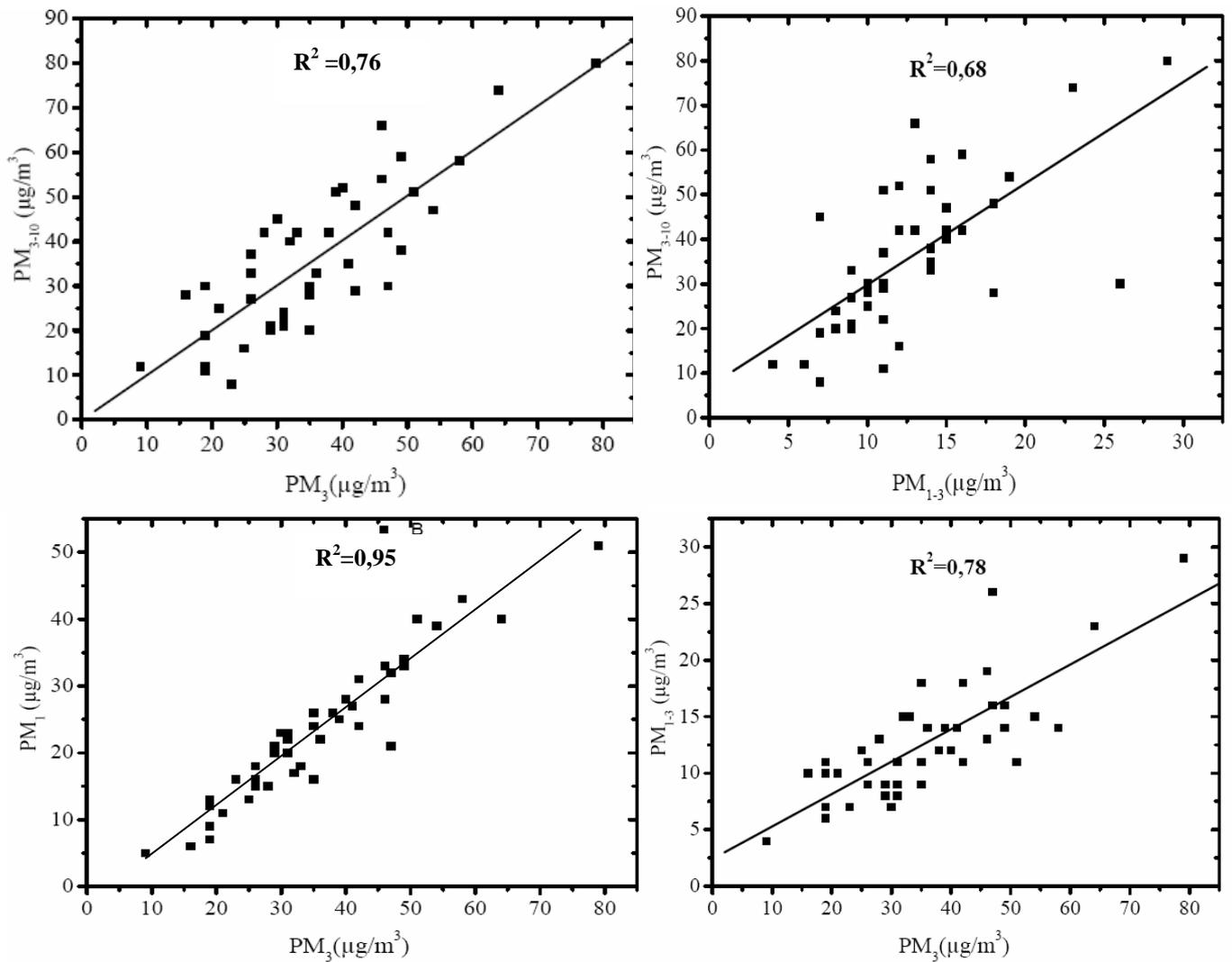


Fig. III.19 – Corrélations entre les différentes classes granulométriques.

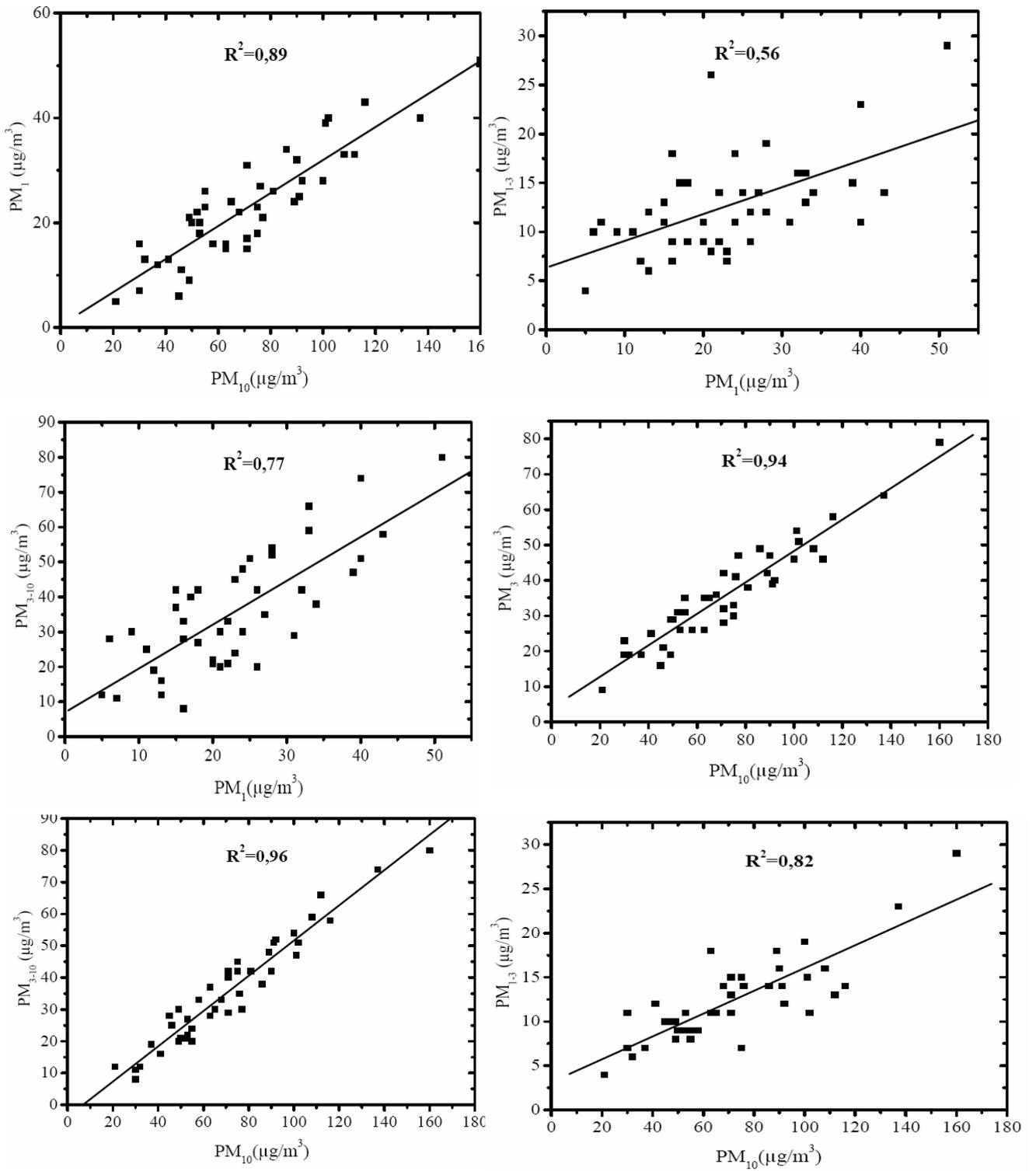


Fig. III.20 – Corrélations entre les différentes classes granulométriques.

Ce constat est vérifié pour les particules intermodales (PM_{1-3}) qui malgré leur contribution dans les PM_3 et des PM_{10} , présentent les coefficients de corrélation les plus faibles, ce qui signifie que le site étudié est plus exposé aux sources de particules très fines (engins de construction, trafic routier, conversion des gaz en particules, combustion) et des grosses particules (remise en suspension, sources naturelles et construction) qu'à celles des particules intermodales (agriculture, érosion de l'écorce terrestre)

En outre, on relève que la corrélation PM_{3-10} - PM_{10} est plus élevée que celle de PM_1 - PM_{10} , ce qui démontre l'importance des sources des grosses particules. A cet effet, la mise en place de dispositifs d'abattage des particules au niveau des chantiers est nécessaire.

III.4- Ampleur de la pollution de l'air en particules fines au niveau du Bab Ezzouar :

Pour mieux évaluer l'ampleur de la pollution particulaire au niveau du site de Bab Ezzouar, il est nécessaire de:

- Comparer les niveaux de pollution enregistrés aux exigences réglementaires nationales et internationales;
- Comparer les teneurs mesurées dans cette étude à celles enregistrées dans d'autres villes du monde;
- Evaluer l'impact sanitaire de cette pollution par la détermination de degré de pénétration des différents fractions dans le système respiratoire.

III.4.1- Ampleur de la pollution vis-à-vis des exigences nationales et internationales :

Dans le but de faire face aux dangers que présentent les particules fines, plusieurs pays se sont engagés dans l'élaboration et l'adoption de normes et de valeurs guides pour les particules atmosphériques.

En adoptant le décret exécutif n° 06-02 du 7 janvier 2006 qui définit des valeurs limites pour les particules fines [55], l'Algérie s'est investit dans l'amélioration de la qualité de l'air, ce qui indique que des seuils plus sévères et des mesures plus contraignantes seront probablement mises en place dans le proche avenir.

Malgré son ampleur, la teneur moyenne annuelle en PM_{10} mesurée dans le site étudié reste inférieure à la valeur limite fixée par le décret exécutif sus-cité ($80 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Toutefois, cette

exigence a été dépassée dans 28 cas sur 84 mesures, soit 33 % de dépassements par an. L'objectif de qualité est quant à lui largement dépassé.

La comparaison aux valeurs limites internationales (européennes et américaines) résumées dans le tableau III.7, indique que la majorité des teneurs en particules inhalables (PM₁₀) et alvéolaires (PM_{2,5}) mesurées au niveau de Bab Ezzouar dépassent les valeurs guides et les seuils limites internationaux. Ceci est le cas, en particulier, pour les valeurs guides de l'OMS où les taux de dépassement sont extrêmement élevés.

Tableau III.7- valeurs limites en vigueur au plan international.

Pays / Etat	PM ₁₀	PM _{2,5}	Réf.
Union Européen - à partir de 2005	50 µg/m ³ limite journalière à ne pas dépasser plus de 25 fois par an. 30µg/m ³ moyenne annuelle		[54]
- à partir de 2010	50 µg/m ³ limite journalière à ne pas dépasser plus de 7 fois par an. 20µg/m ³ moyenne annuelle		
Etats Unis	50µg/m ³ moyenne annuelle 150 µg/m ³ moyenne sur 24h.	15µg/m ³ moyenne annuelle 65 µg/m ³ moyenne sur 24h	[11]
Californie	20µg/m ³ moyenne annuelle 50 µg/m ³ moyenne sur 24h	12 µg/m ³ moyenne annuelle --	[11]
Japon	100 µg/m ³ moyenne sur 24h		[56]
Suisse	500 µg/m ³ moyenne sur 24h	20 µg/m ³ moyenne annuelle	[4]
Suède	100 P ₉₈ de moyennes sur 24h		[56]
OMS	20µg/m ³ moyenne annuelle 50 µg/m ³ moyenne sur 24h	10µg/m ³ moyenne annuelle 25 µg/m ³ moyenne sur 24h	[56]
Algérie	80µg/m ³ moyenne annuelle 50 µg/m ³ objectif de qualité		[55]

III.4.2- La pollution particulaire à Alger comparée à quelques sites étrangers :

Dans le tableau III.8, sont rapportées les teneurs atmosphériques en PM_{10} , $PM_{2,5}$ et PM_1 relevées dans certaines villes du monde.

Cette comparaison montre que la pollution en PM_{10} relevée à Bab Ezzouar est nettement supérieure à celle enregistrée dans des villes du monde occidentale (Europe de l'Ouest, Japon et Etats Unis) tandis que les teneurs de l'air en particules fines, essentiellement issues de la combustion et de la transformation des gaz en aérosols ($PM_{2,5}$), sont de même grandeurs que celles trouvées en Europe (Madrid, Milan et Berne).

A Alger, la situation est similaire à celle qu'on observe dans certaines villes de l'Europe de l'est et dans certains pays en voies de développement (Mexique, Chine et Liban).

On constate par ailleurs que les niveaux des PM_{10} mesurés à Bab Ezzouar sont du même ordre de grandeur que ceux observés à Bab El Oued et à la place de 1^{er} Mai par le réseau SMAA SAFIA [75].

A l'inverse des villes européennes où les $PM_{2,5}$ représentent plus de la moitié des PM_{10} [59,65], les particules fines ne contribuent qu'à environ 40 % de la pollution particulaire en PM_{10} à Bab Ezzouar . Ce résultat est du au fait qu'en Algérie, la diésélisation du parc automobile qui est une source importante de particules fines, n'est pas aussi importante qu'en Europe. Par contre, les particules grossières sont plus importantes dans nos villes où l'absence de bitumage et de balayage des rues, la nudité des sols et l'aridité favorisent l'abrasion et l'érosion des sols et la resuspension des poussières.

Tableau III.8- valeurs limites en particules atmosphériques dans quelques sites.

Site	Type	Période	PM ₁₀ (µg/m ³)	PM _{2,5} (µg/m ³)	PM ₁ (µg/m ³)	Réf.
Kyoto (Japon)	Urbain	2003	23,2	-	-	[63]
Pékin (Chine)	Urbain	Eté 2003	135.9	75	49	[61]
Pékin (Chine)	Urbain	Hiver 2003	147.2	87.4	62	[61]
Mexico (Mexique)	Urbain	2002	72	38.7	-	[61]
Saragosse (Espagne)	Urbain	2001 - 2002	42.9	-	-	[65]
Madrid (Espagne)	Urbain	2001	47.7	34.1	-	[66]
Huelva (Espagne)	Urbain	2001	37.5	19.3	-	[66]
Tarragona (Espagne)	Urbain	2001	37.4	21.8	-	[66]
Barcelone (Espagne)	Semi urbain	2001	46.2	27.6	-	[66]
Bermantes (Espagne)	Rural	2001	23	13	-	[67]
Hung Hom (Hong Kong)	Site de proximité	2000 - 2001	83.52	50.92	-	[68]
Kwun Tong (Hong Kong)	Urbain	2000 - 2001	73.11	57.38	-	[68]
Hok Tsui (Hong Kong)	Semi urbain	2000 - 2001	80.01	42.37	-	[68]
Berne (Suisse)	Urbain	2004	33	-	-	[04]
Lausanne (Suisse)	Urbain	2004	27	-	-	[04]
Bâle (Suisse)	Urbain	2004	22	-	-	[04]
Dübendorf (Suisse)	Urbain	2004	22	-	-	[04]
Beyrouth (Liban)	Urbain	2004 - 2005	84	31	-	[69]
Milan (Italie)	Urbain	2002 - 2003	-	32.8	-	[70]
Milan (Italie)	Tunnel	2002 - 2003	-	204.5	-	[70]
Bulgarie (4villes)	Urbain	1995 - 1996	72	44	-	[71]
Pologne (4villes)	urbain	1995 - 1996	74	55	-	[71]
Roumanie (4 villes)	Urbain	1995 - 1996	70	43	-	[71]
Le Caire (Egypte)	Urbain	Eté 2002	142	48	-	[72]
Marseille (France)	Urbain	1999	29	-	-	[73]
Paris (France)	Urbain	2000	22	-	-	[74]
Lyon (France)	Urbain	2000	23	-	-	[74]
Alger (palce 1 ^{er} Mai et Bab El Oued)	Urbain influencé par le trafic routier	2003	60-66	-	-	[75] (SAMAA SAFIA)
Alger (ENP)	Site de proximité	2002-2003	75,2	36,1	-	[56]
Alger (Bab Ezzouar)	urbain	2004-2005	70,4	30,3	-	Cette étude

III.4.3- Aperçu sur le degré de nocivité des particules étudiées :

Comme mentionné dans les parties précédentes, l'inhalation et le dépôt des particules dans les voies respiratoires sont étroitement liés à la granulométrie des particules.

Dans notre cas, près de 40 % des particules étudiées peuvent atteindre les alvéoles pulmonaires et la partie restante se dépose dans le segment trachéo- bronchique. Ainsi, la population de Bab Ezzouar est exposée de façon directe aux dangers que véhiculent ces particules essentiellement, dans leurs composants chimiques, en particulier les acides, les métaux lourds et les HAP de la composante organique fine.

III.5 – Etude de quelques métaux lourds associés aux particules atmosphériques :

III.5.1 – Niveaux de pollution par les métaux lourds :

Dans cette partie, nous évaluerons l'ampleur de la pollution par certains métaux lourds et leur contribution à la composition chimique des particules atmosphériques prélevées au niveau de Bab Ezzouar. L'étude des métaux lourds en fonction des classes granulométriques a porté sur 65 prélèvements journaliers, soit environ 181 fractions granulométriques.

En fonction des contraintes liées aux moyens d'analyse disponibles et dans l'objectif d'identification des sources de la pollution particulaire à Bab Ezzouar, nous avons opté pour l'étude des éléments dont la nocivité est connue, et qui sont utilisés comme traceurs de sources.

Les éléments étudiés sont : le fer (Fe) et le manganèse (Mn) qui proviennent généralement de la croûte terrestre, le plomb (Pb), le cuivre (Cu) et le cadmium (Cd) qui sont les principaux produits de l'activité humaine (combustion, érosion, incinération des déchets). Les résultats d'analyse du zinc (Zn), qui est aussi présent dans les émissions anthropogéniques, n'ont pas pu être exploités, car cet élément est abondant dans la composition des filtres en fibres de verre.

L'évolution temporelle des teneurs en métaux lourds étudiés dans les différentes classes granulométriques est illustrée en figures III.21, III.22 et III.23.

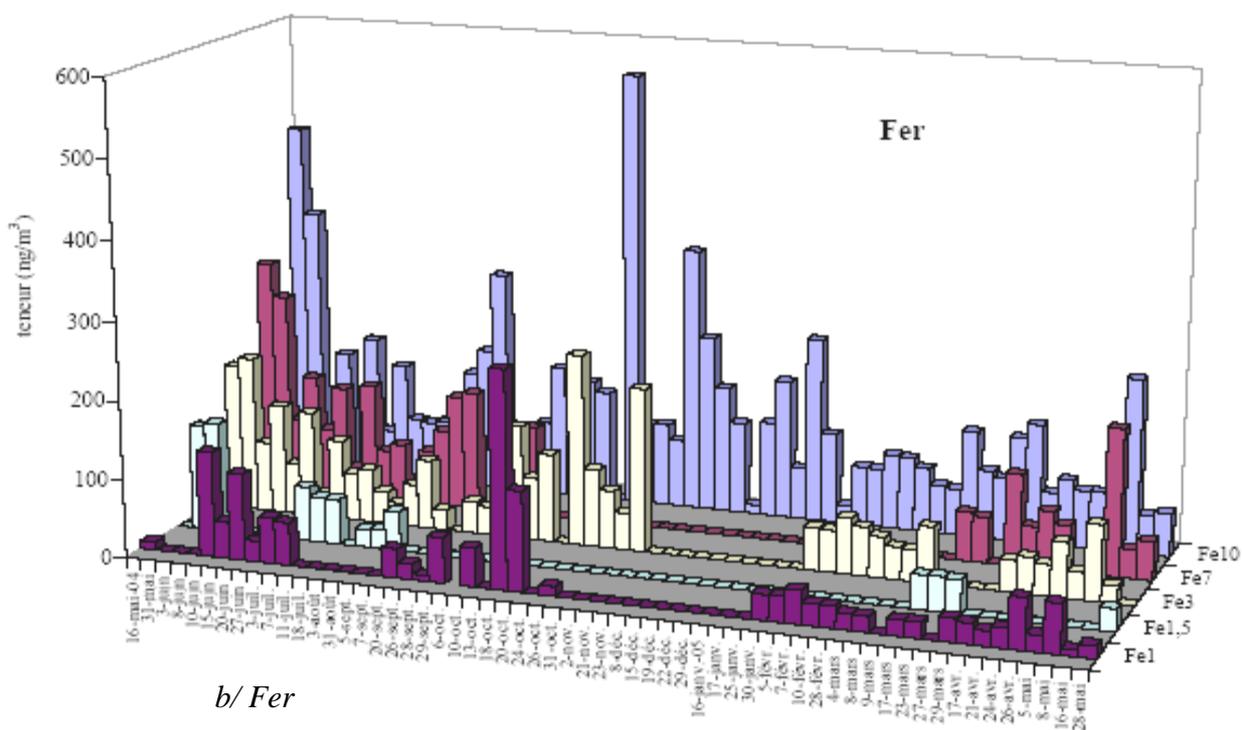
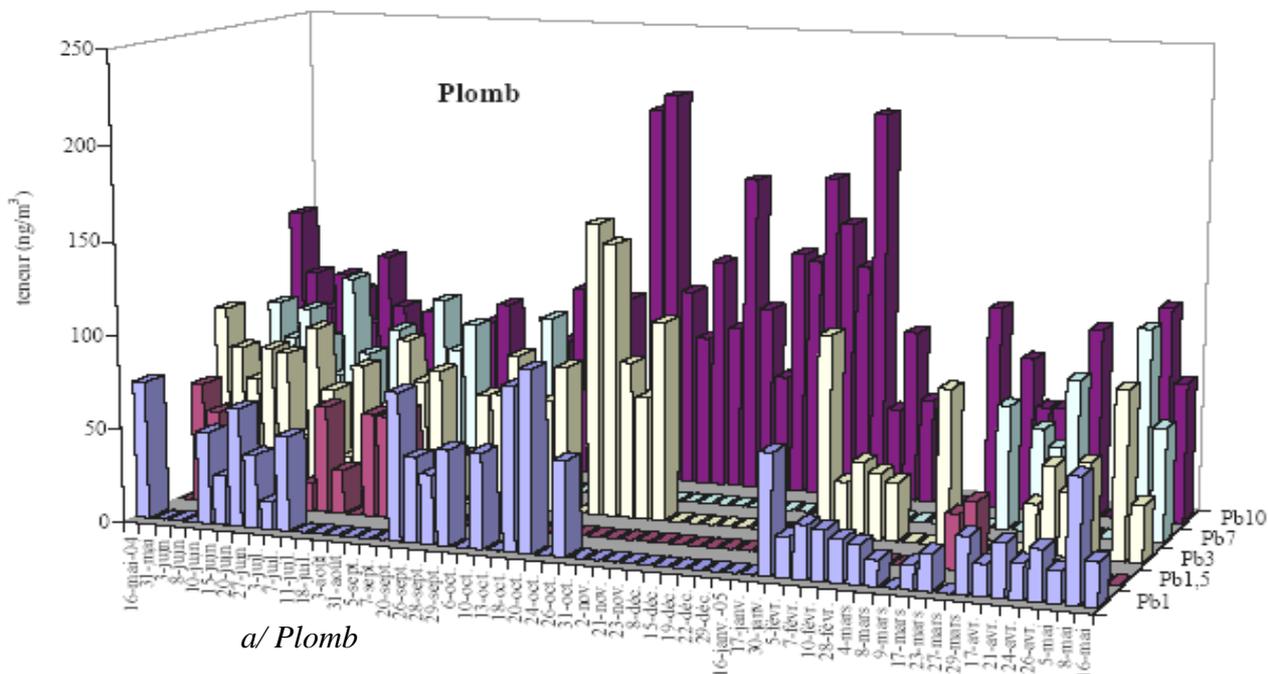
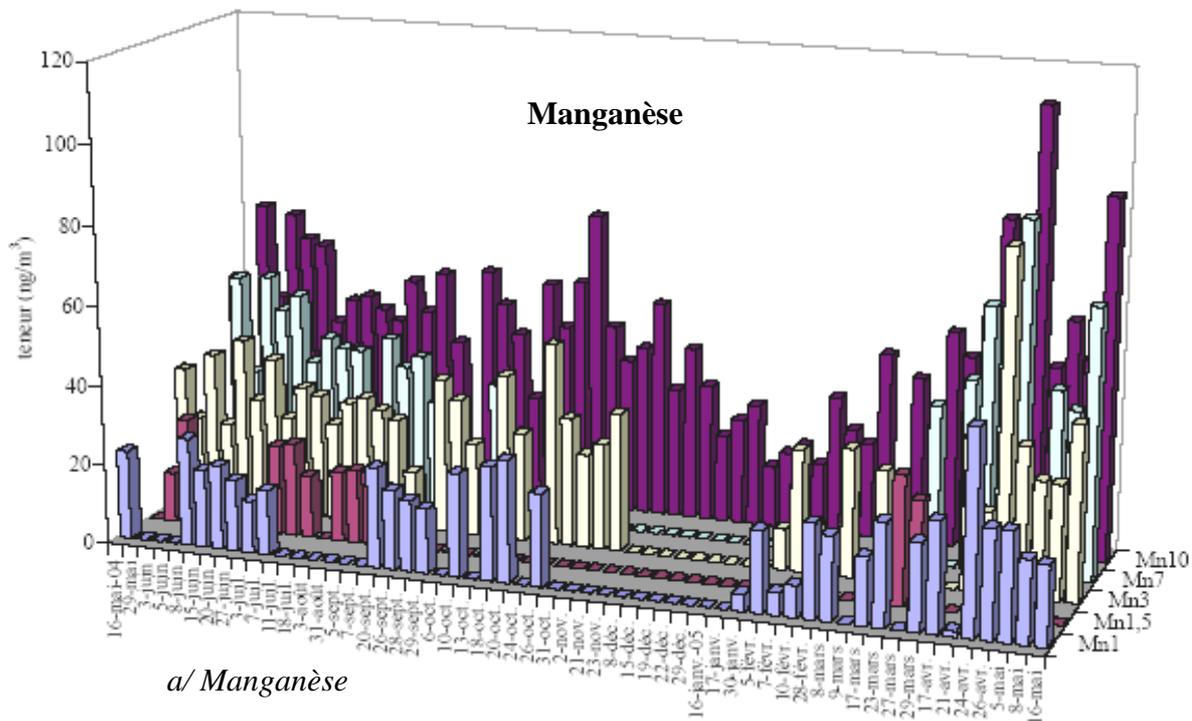
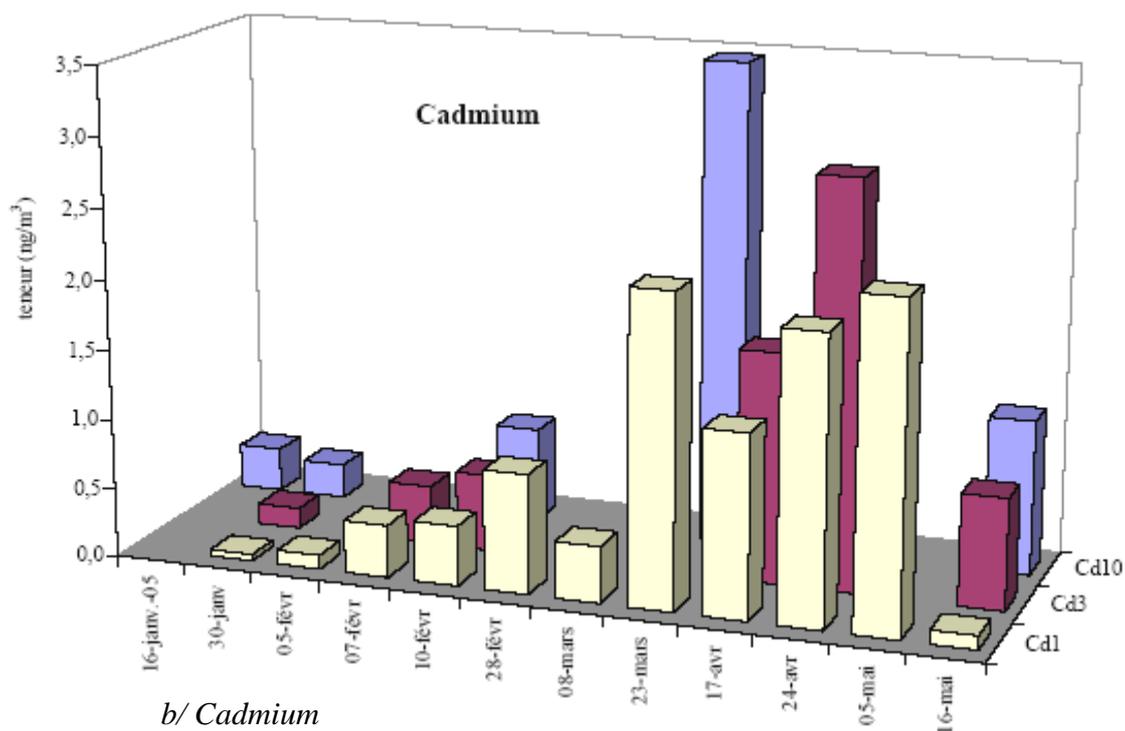


Fig. III.21 – Evolution temporelle des teneurs atmosphériques en Pb et en Fe associés aux différentes classes granulométriques de particules.



a/ Manganèse



b/ Cadmium

Fig. III.22 – Evolution temporelle des teneurs atmosphériques en Mn et en Cd associés aux différentes classes granulométriques de particules.

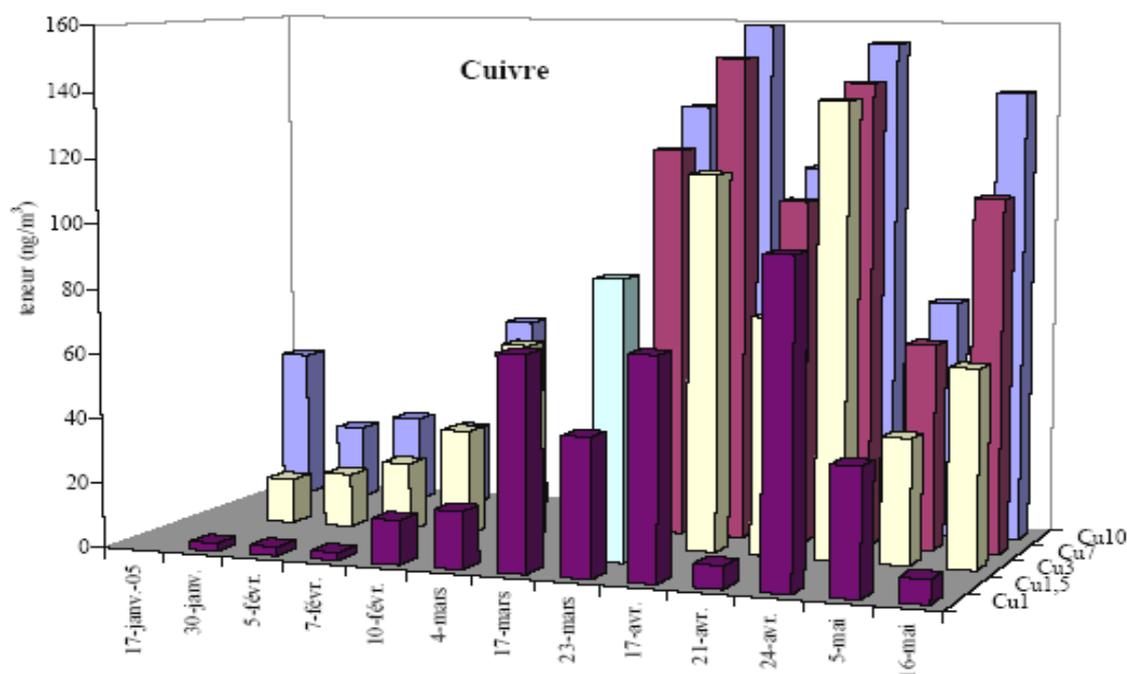


Fig. III.23 – Evolution temporelle des teneurs atmosphériques en Cu associé aux différentes classes granulométriques de particules.

Le tableau III.9 résume les principaux paramètres statistiques caractérisant l'évolution des teneurs atmosphériques en métaux lourds étudiés.

Les résultats montrent que selon leur abondance dans les différentes classes granulométriques des particules, les teneurs des métaux étudiés suivent cette ordre : Fe > Pb > Cu > Mn > Cd. Avec une teneur moyenne dans les PM₁₀ de 136 ng/m³, le fer est, parmi les éléments étudiés, l'élément le plus abondant. Il est suivi par le plomb qui atteint un niveau annuel moyen de 98 ng/m³ (tableau III.9). Dans plusieurs fractions, le cadmium est à un niveau non détectable par la technique analytique utilisée.

Aussi, on relève que les dispersions des teneurs en Cd, Cu et Fe sont plus larges que celles de Pb et de Mn, ce qui est probablement dû au faible nombre de données sur les teneurs en Cu et en Cd et aux deux pics de teneurs en Fe, enregistrés le 31.05.2004 et le 20.10.2004.

Globalement, on constate que la pollution par les métaux lourds en ce site urbain, est relativement faible, comparée aux teneurs relevées en sites de type station trafic à l'est d'Alger (tableau III.10). En moyenne la pollution plombifère est inférieure à la nouvelle norme européenne de 0,2 µg/m³ [56] et largement inférieure à celle préconisée par l'OMS qui s'élève à 0,5 µg/m³ [56].

Tableau III.9- paramètres statistiques décrivant l'évolution temporelle des teneurs atmosphériques en éléments en trace étudiés.

Elément	Classe	N	Moyenne (ng/m ³)	Ecart type	P ₅ [*] (ng/m ³)	Médian [*] (ng/m ³)	P ₉₅ [*] (ng/m ³)	Max (ng/m ³)	Min (ng/m ³)
Pb	PM₁	32	39	23	17	35	80	96	13
	PM_{1,5}	11	43	16.8	-	-	-	65	15
	PM₃	39	65	31.6	22	63	120	157	20
	PM₇	21	73	24.8	-	-	-	112	26
	PM₁₀	49	98	42.8	40	93	180	215	34
Mn	PM₁	31	20.8	9	5	23	30	50.3	1.4
	PM_{1,5}	11	20.4	6				32.1	10.7
	PM₃	40	31	12.7	13	31	48	84.3	10.2
	PM₇	22	47	13.6				87.2	27.9
	PM₁₀	52	48	18.8	18	44	80	111.2	15.3
Fe	PM₁	33	47	52	4	27	120	274.9	7.3
	PM_{1,5}	13	55	40				140	4.3
	PM₃	42	80	53	26	65	230	244	22.6
	PM₇	25	108	67				301	37
	PM₁₀	55	136	101	53	100	390	560	11
Cu	PM₁	12	30.4	32	-	-	-	98	2.4
	PM_{1,5}	01	-	-	-	-	-	-	-
	PM₃	10	57	42	-	-	-	138	14
	PM₇	06	115	31	-	-	-	150	63.4
	PM₁₀	11	87	54	-	-	-	159	23
Cd	PM₁	11	0.9	0.9	-	-	-	2.3	0.05
	PM_{1,5}	-	-	-	-	-	-	-	-
	PM₃	6	1.1	1.0	-	-	-	2.9	0.15
	PM₇	-	-	-	-	-	-	-	-
	PM₁₀	5	1.2	1.3	-	-	-	3.5	0.25

* paramètre déterminé pour les classes conventionnelles (PM₁, PM₃ et PM₁₀) et pour les éléments dont on a suffisamment des données;

La comparaison des teneurs en métaux lourds étudiés à Bab Ezzouar à celles enregistrées dans d'autres villes du monde (tableau III.10) montre elle aussi qu'à Alger la pollution par les métaux lourds n'est pas alarmante. Dans les pays où l'utilisation de l'essence plombée est bannie, les teneurs en plomb sont naturellement très faibles par rapport à celles mesurées en Algérie.

Tableau III.10- Comparaison des teneurs en éléments en trace contenus dans les classes conventionnelles (PM₁₀, PM_{2,5} et PM₁) relevées à Bab Ezzouar à celles mesurées dans quelques villes du monde.

villes	Dans le PM ₁₀ (ng/m ³)					Dans les PM _{2,5} (ng/m ³)					Dans les PM ₁ (ng/m ³)					Réf.
	Fe	Pb	Mn	Cu	Cd	Fe	Pb	Mn	Cu	Cd	Fe	Pb	Mn	Cu	Cd	
Tarragona (Espagne)	-	26	9	33	0,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	[66]
Saragosse (Espagne) urbain	666	18,7	24,7	22,8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	[65]
Daejon (Corée) urbain	1393	-	48,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	[77]
Milan (Italie) tunnel	-	-	-	-	-	350	69,4	17,3	249	8,3	-	-	-	-	-	[69]
Finokalia (Grèce)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	80	10	2	1	-	[78]
Alger 2002 (Site de proximité)	639,8	299	57,8	102,2	21,2	282	208,9	31,2	63,2	12,8	149	151,7	16,8	32,7	7,4	[56]
Présente étude (site urbain)	136	98	48	87	1,2	80	65	31	57	1,1	47	39	20,8	30,4	0,9	

III.5.2 – Distribution des métaux lourds sur les différentes classes granulométriques PM₁, PM₃ et PM₁₀ :

Les fractions massiques moyennes de métaux lourds véhiculés par les particules atmosphériques PM_i sont illustrées en figure III.24 et résumées en tableau III.11.

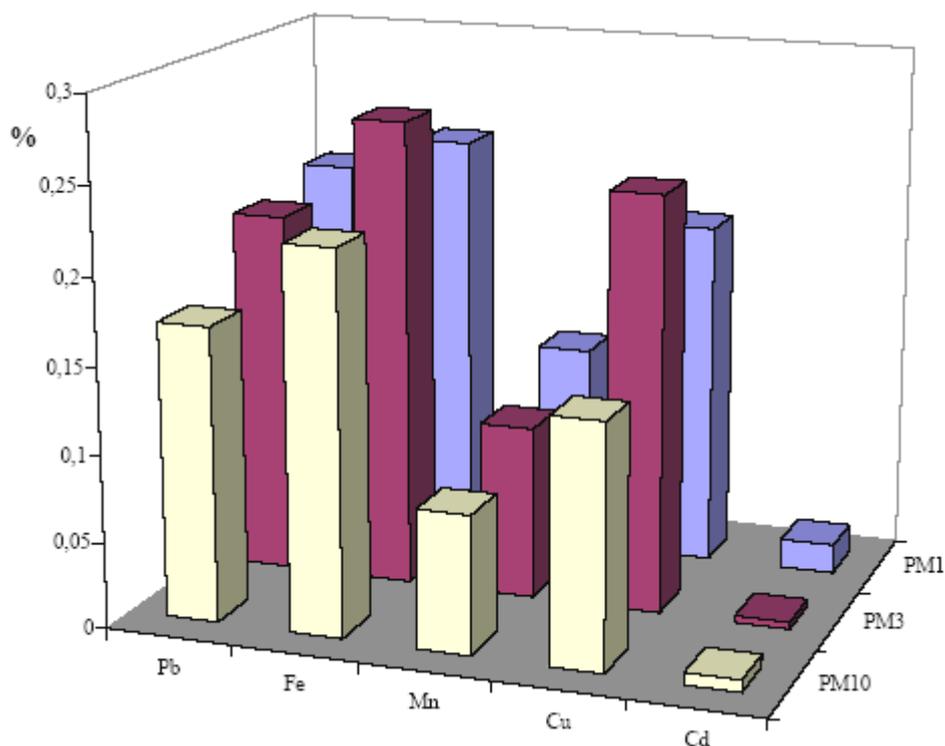


Fig. III.24 – Fractions massiques moyennes des métaux lourds dans les particules inhalables, respirables et très fines.

Tableau III.11 : Composition des particules fines en métaux lourds.

Classe des particules	Fractions massiques des métaux lourds (%)				
	Pb	Cu	Mn	Cd	Fe
PM ₁	0,22	0,2	0,12	0,017	0,24
PM ₃	0,21	0,24	0,1	0,004	0,27
PM ₁₀	0,17	0,14	0,08	0,007	0,22

Il en résulte que quelque soit la fraction étudiée, la contribution des cinq métaux lourds étudiés à la composition des particules reste inférieure à 0,7 % en masse. En ce site urbain, les métaux lourds sont moins abondants qu'en site de proximité où l'ensemble des métaux lourds étudiés constituait environ 1,3 % de la masse des particules [56]. Les résultats obtenus montrent aussi que les métaux lourds sont inégalement répartis sur les différentes classes granulométriques (tableau III.11).

L'examen de la distribution des métaux lourds sur les trois classes granulométriques PM₁, PM₃ et PM₁₀ donnée en figure III.25, montre par exemple que les grosses particules (classe PM₃₋₁₀) contiennent 39 % de fer global mais seulement 31 % de plomb global. La fraction PM₁ contient par contre, plus de plomb (44%) que de fer (34%). Ceci signifie que le plomb est fortement enrichi dans les particules très fines qui pénètrent profondément dans les alvéoles pulmonaires et accentue de ce fait leur potentiel de nuisance. Le fer et le manganèse qui sont principalement d'origine terrestre se retrouvent le plus dans les grosses particules.

Ainsi, ces différences dans la répartition des métaux lourds sur les classes granulométriques s'expliquent par les différences des sources de genèse. C'est le cas donc du plomb qui se concentre dans les PM₁ produit essentiellement du trafic routier. Ce type de répartition est encore plus accentué dans les sites de proximité où les émissions du trafic routier sont prépondérantes [56].

III.5.3 – Détermination de la distribution modale des métaux lourds étudiés selon la granulométrie des particules:

Comme pour les particules, il est intéressant de caractériser la distribution modale du Pb (représentant du trafic routier), du Fe et du Mn (représentants de la croûte terrestre) selon la granulométrie des particules atmosphériques. Il s'agit de tracer la représentation graphique

de la fonction $\frac{dm_{Pb}}{d \log(d_p)}$, $\frac{dm_{Fe}}{d \log(d_p)}$, et $\frac{dm_{Mn}}{d \log(d_p)}$ en fonction du diamètre particulaire.

La démarche utilisée dans le point III.3.3 est suivie ici pour chacun des trois éléments.

Les données nécessaires sont portées dans les tableaux III.12, III.13 et III.14 respectivement pour le Pb, le Fe et le Mn.

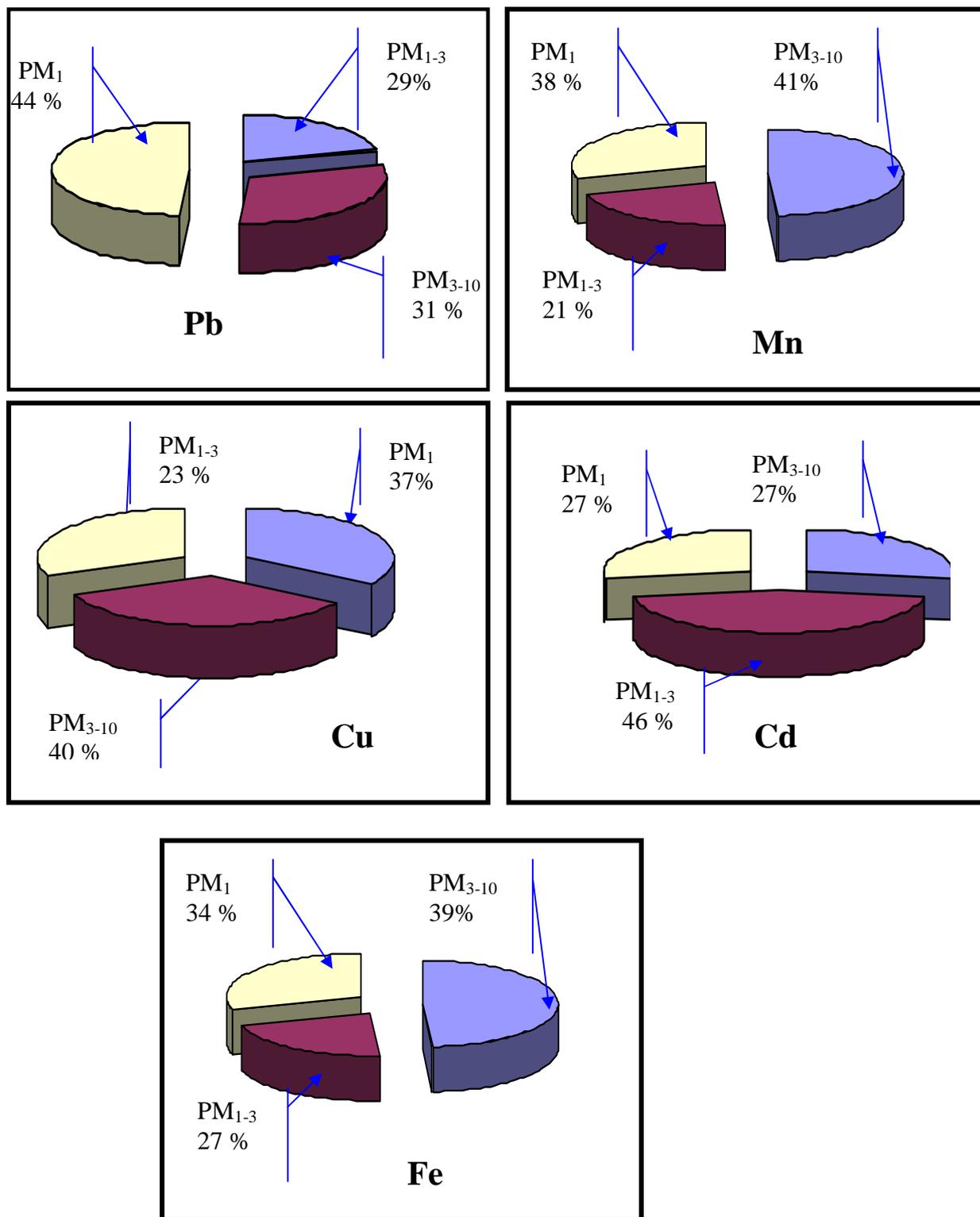


Fig. III.25 – Distribution des métaux lourds sur les différentes classes granulométriques.

Tableau III.12- Données utilisées dans la détermination de la distribution granulométrique du Pb.

i	Classe	D _i (µm)	Δm (µg)	Δm/Δlog (D _p)	F _{Classe} (%)	MC _{D_i} (µg)	FC _{D_i} (%)
1	0,01 - 1	1	62,7	21,9	43,7	62,7	43,7
2	1 - 1,5	1,5	14,4	57,4	10,1	77,1	53,8
3	1,5 - 3	3	23,9	55,1	16,6	101	70,4
4	3 - 7	7	24,1	45,7	16,8	125,1	87,2
5	7 - 10	10	18	82,6	12,8	143,4	100

* notons que la signification des symboles est la même que celles utilisée au paragraphe III.3.3 et que ces calculs sont faits pour les mêmes prélèvements.

Tableau III.13- Données utilisées dans la détermination de la distribution granulométrique du Mn.

i	Classe	D _i (µm)	Δm (µg)	Δm/Δlog (D _p)	F _{Classe} (%)	MC _{D_i} (µg)	FC _{D_i} (%)
1	0,01 - 1	1	26,4	13,4	29,8	26,4	29,8
2	1 - 1,5	1,5	15,3	76,9	17,2	41,7	46,9
3	1,5 - 3	3	17,1	56,7	19,2	58,8	66,1
4	3 - 7	7	15,6	42,4	17,5	74,4	83,6
5	7 - 10	10	14,5	93,9	16,4	88,9	100

Tableau III.14- Données utilisées dans la détermination de la distribution granulométrique du Fe.

i	Classe	D _i (µm)	Δm (µg)	Δm/Δlog (D _p)	F _{Classe} (%)	MC _{D_i} (µg)	FC _{D_i} (%)
1	0,01 - 1	1	104,4	52,2	48,3	104,4	48,3
2	1 - 1,5	1,5	13,5	76,8	6,3	117,9	54,6
3	1,5 - 3	3	34,1	113,2	15,8	152,0	70,3
4	3 - 7	7	47,0	127,7	21,8	199,0	92,1
5	7 - 10	10	17,2	110,8	7,9	216,1	100

La figure III.26, donne un aperçu sur l'évolution des distributions massiques du Pb, du Mn et du Fe selon la granulométrie des particules. L'allure de ces courbes montre que les fonctions de distribution du plomb et du manganèse peuvent contenir plus d'un mode dans la fraction granulométrique des particules de dimensions supérieures à $1\mu\text{m}$. Par contre, il n'est pas possible de prédire la bimodalité de la distribution massique du fer.

A l'inverse des teneurs en particules, l'utilisation de la méthode des fréquences cumulées ne nous a pas permis de tracer la fonction de distribution des métaux lourds sur l'intervalle d'étude. Ce fait peut être expliqué par le nombre de fractions étudiés (5 classes) qui ne permet pas d'avoir suffisamment de données sur le comportement de éléments dans les classes inférieures ($<1\mu\text{m}$), sachant que ces substances ont tendance à se concentrer dans les particules très fines.

La régression linéaire des fréquences cumulées en fonction du diamètre des particules (figure III.27), montre que 50% de la masse des métaux lourds étudiés (Pb, Fe et Mn) est contenu dans les fractions fines ($1,4\mu\text{m}$ pour le Pb, $1,8\mu\text{m}$ pour le Mn et $1,3\mu\text{m}$ pour le Fe). Elle démontre aussi, l'ampleur du danger véhiculé par les $\text{PM}_{2,5}$. En effet, plus de 60 % du Pb, du Mn et du Fe contenus dans les particules atmosphériques étudiées, peuvent se retrouver dans les profondeurs des appareils respiratoires des personnes exposées à cette pollution.

III.5.4 – Etude des corrélations entre les métaux lourds étudiés (Pb, Fe, Mn, Cu):

L'étude des corrélations entre les différents éléments étudiés nous permettra d'avoir des renseignements sur leur origine. A titre d'exemple, nous illustrons en figure III.28 les corrélations obtenues entre les couples Pb/Fe et Mn/Cu dans les PM_{10} .

Les coefficients de corrélation entre les éléments en trace étudiés sont donnés dans les tableaux III.15 et III.16, III.17 respectivement pour les PM_1 , PM_3 , PM_{10} .

A la lecture de ces tableaux, on relève de très faibles corrélations entre le Fer qui est essentiellement de formation mécanique (érosion du sol, particules de construction) et les autres métaux (Pb, Cu et Mn) qui sont en partie d'origine anthropogénique, et ce, pour toutes les classes granulométriques étudiées (PM_1 , PM_3 et PM_{10}).

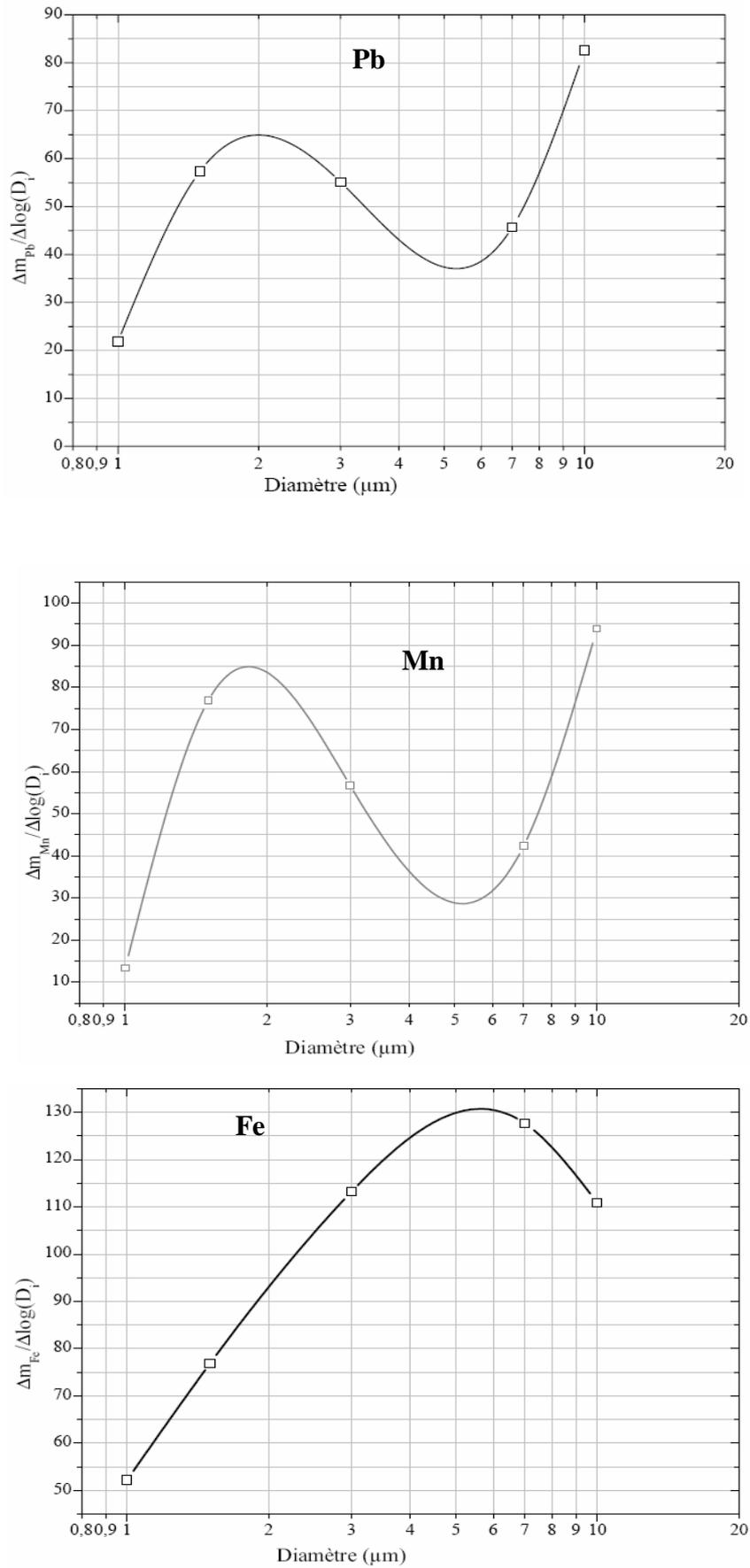


Fig. III.26 – Présentation graphique de la distribution massique du Pb, du Mn et du Fe selon la granulométrie des particules.

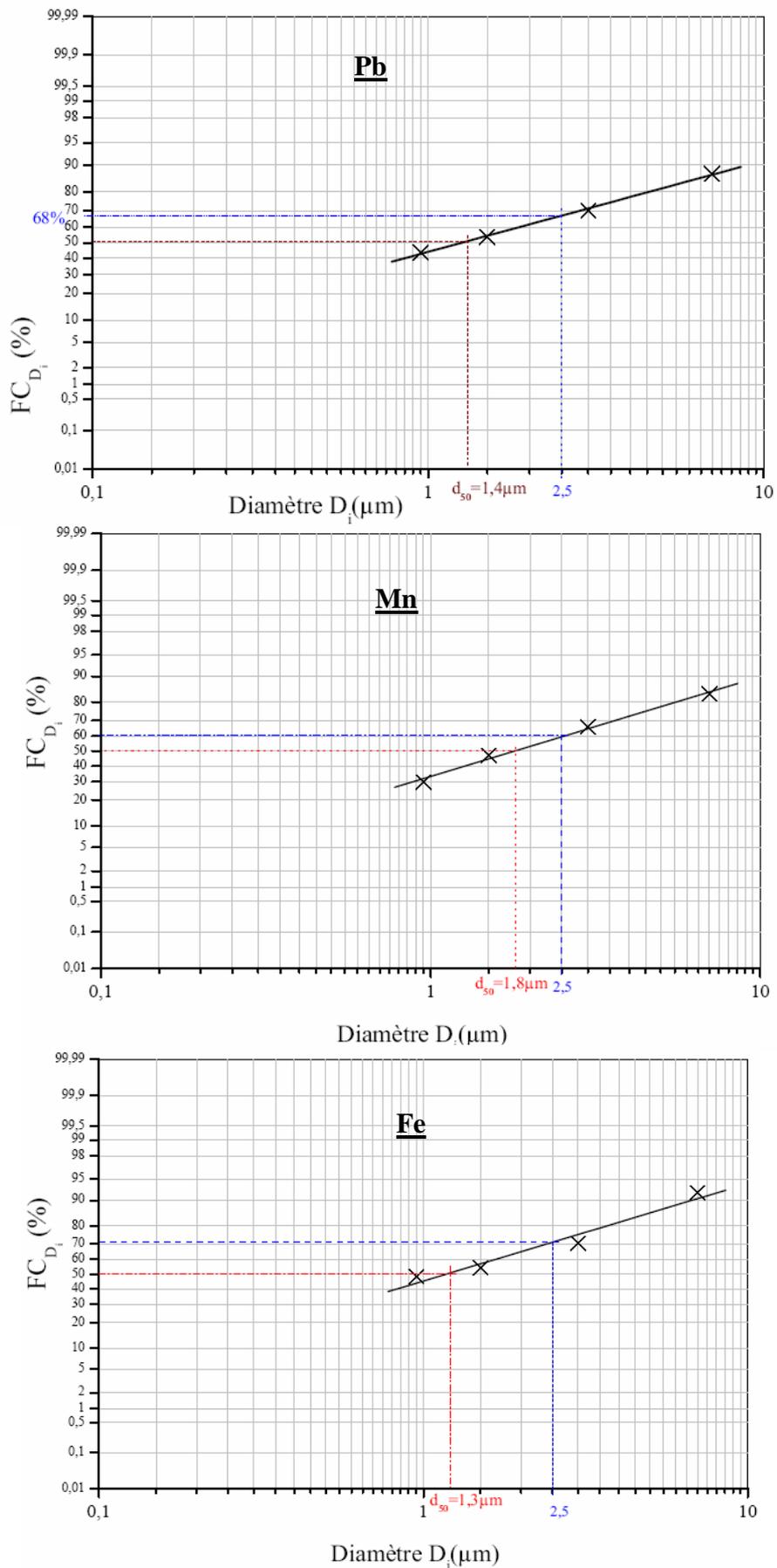


Fig. III.27 – Régression linéaire des fréquences cumulées des éléments étudiés en fonction du diamètre des particules.

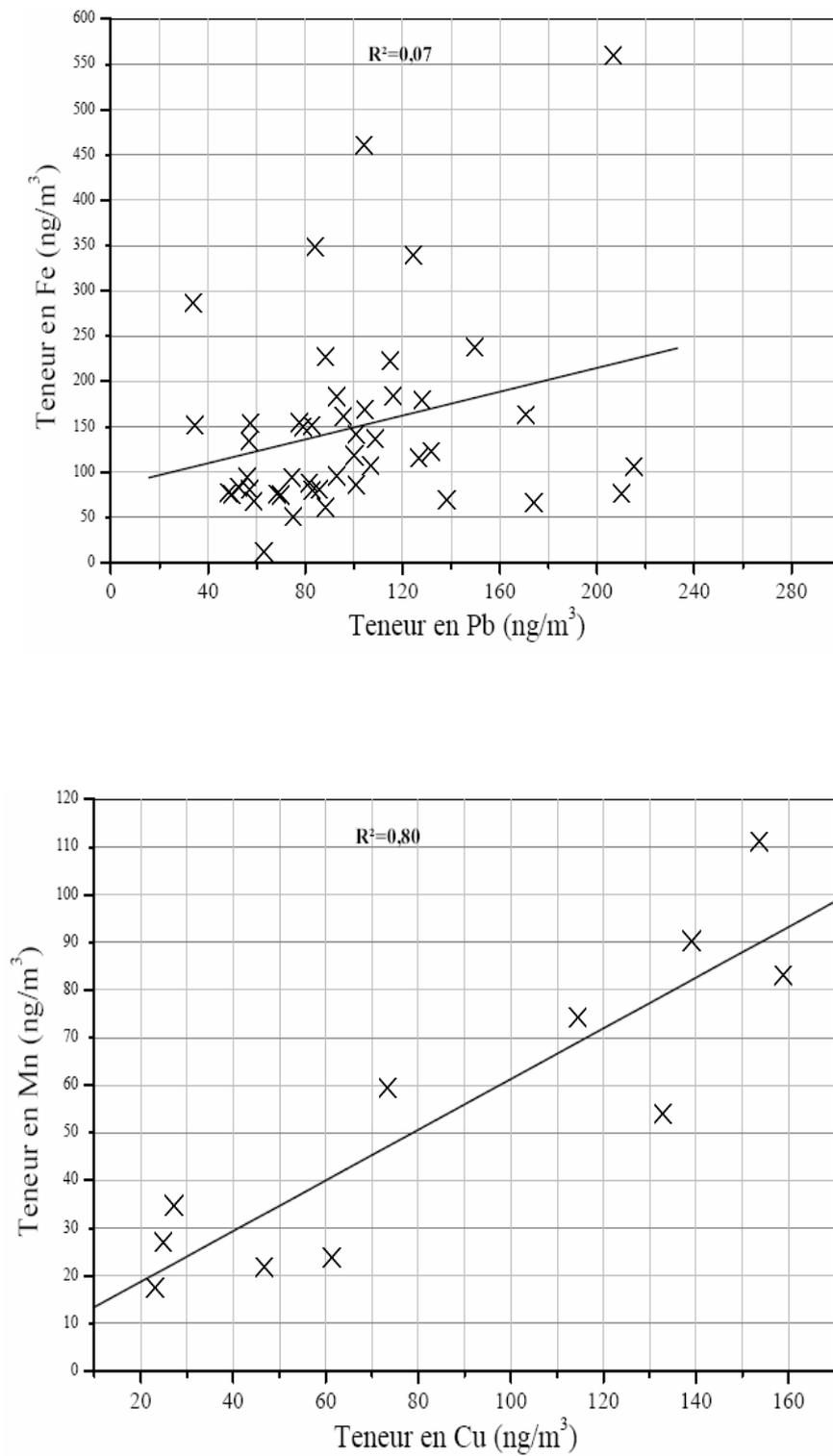


Tableau III.15- Coefficients de corrélations entre les éléments étudiés contenus dans les PM₁.

R²	Pb	Fe	Mn	Cu
Pb	1	0.33	0.13	0.53
Fe		1	0.09	0.001
Mn			1	0.66
Cu				1

Tableau III.16- Coefficients de corrélations entre les éléments étudiés contenus dans les PM₃.

R²	Pb	Fe	Mn	Cu
Pb	1	0.27	0.06	0.04
Fe		1	0.10	0.25
Mn			1	0.65
Cu				1

Tableau III.17- Coefficients de corrélations entre les éléments étudiés contenus dans les PM₁₀.

R²	Pb	Fe	Mn	Cu
Pb	1	0.07	0.03	0.02
Fe		1	0.13	0.25
Mn			1	0.80
Cu				1

Le Mn et le Cu présentent les meilleures corrélations dans toutes les fractions, ce qui suggère qu'ils ont une origine commune qui est mixte aussi bien la combustion que la source mécanique (érosion du sol). Le Pb issu du trafic ne présente qu'une corrélation moyenne avec le Cu dans les particules très fines. Ce constat peut être expliqué par une compensation dans les classes intermodales (PM₁₋₃) et des grosses particules (PM₃₋₁₀) et ce, par les phénomènes d'agrandissement et d'agglomération des particules.

III.5.5 – Etude des résultats d'analyse au MEB:

Dans l'objectif d'avoir des informations sur la morphologie et de donner une caractérisation chimique plus globale des particules prélevées au niveau d'un site urbain, nous avons procédé à l'analyse par microscopie à balayage électronique (MEB) des échantillons des 5 classes granulométriques prélevées en date du 20.09.2004.

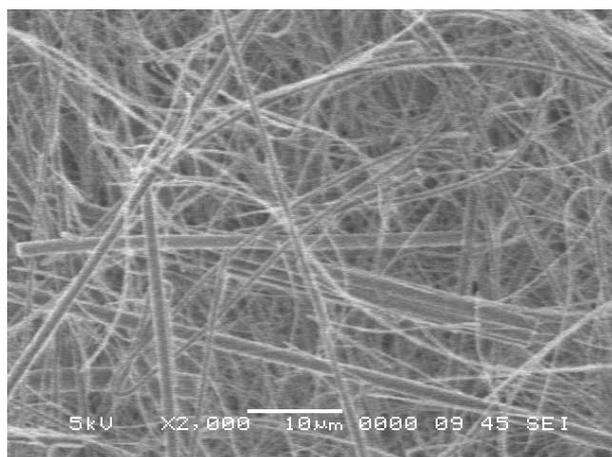
Les figures III.29 et III.30 illustrent les micrographes et les spectres des différentes classes granulométriques analysées au MEB.

Sur ces images, on constate que les particules de diamètre inférieur à 1 μm ont une forme plus homogène (sphériques) que les autres classes. Aussi, on remarque que les particules de diamètre supérieur à 1,5 μm ressemblent à des agglomérations de particules. En effet, les particules dont le diamètre est inférieur à 1,5 μm sont facilement distinguables par rapport aux grosses particules.

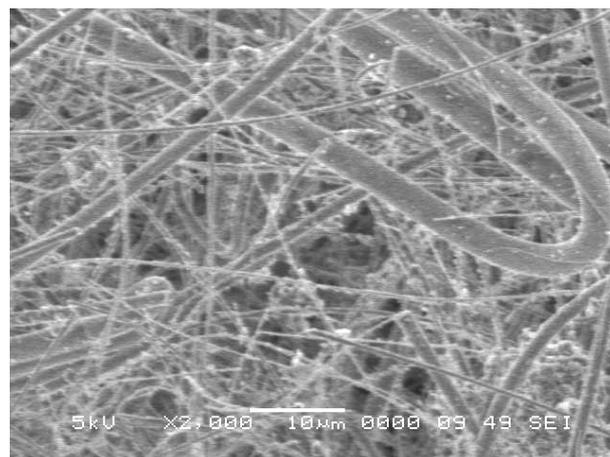
Les résultats de l'analyse élémentaire sont synthétisés dans le tableau III.18 et illustrés graphiquement sur la figure III.31.

On constate que la technique analytique du MEB n'a détecté que les éléments majeurs (Si, Al, ...). Parmi les 5 métaux lourds analysés par la SAA (Fe, Cu, Mn, Pb et Cd) seul le fer, élément prédominant, a été détecté.

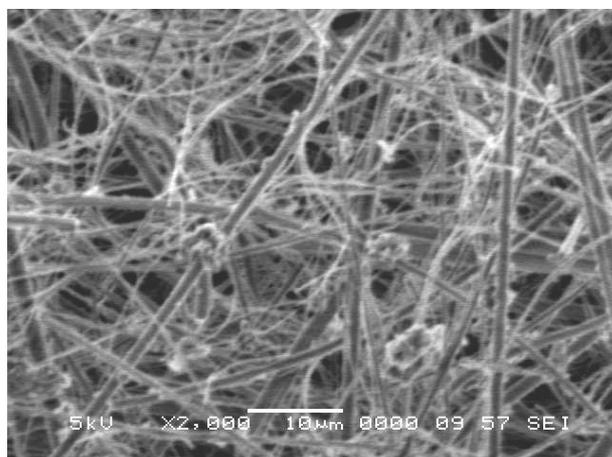
D'après ces résultats, les principaux éléments de la composante minérale Si (SiO_2), Al (Al_2O_3), Ca (CaCO_3 et CaSO_4), Fe (Fe_2O_3), Mg et Ba constituent ensemble 3% de la masse des PM_{10} . Dans les particules très fines, les PM_{10} , la composante minérale est pratiquement absente. Dans ces PM_{10} , on n'observe que le carbone en quantité importante c'est le carbone élémentaire non fonctionnalisé et non réactif (suies) et le carbone organique correspondant aux HAP et autres composés lourds. On constate aussi qu'indépendamment de la granulométrie des aérosols, le carbone est le principal constituant des particules prélevées à Bab Ezzouar.



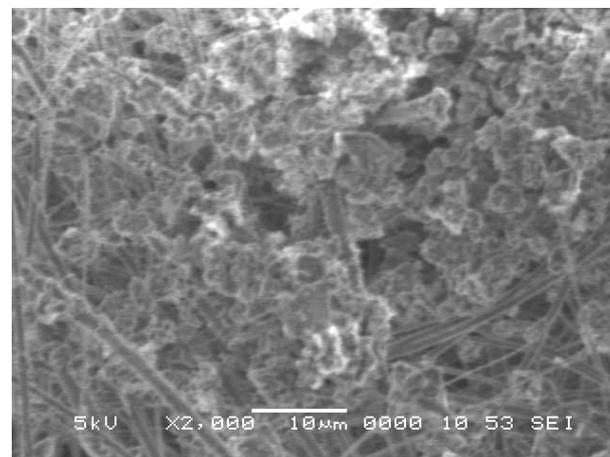
Filtre de référence (pas de pollution)



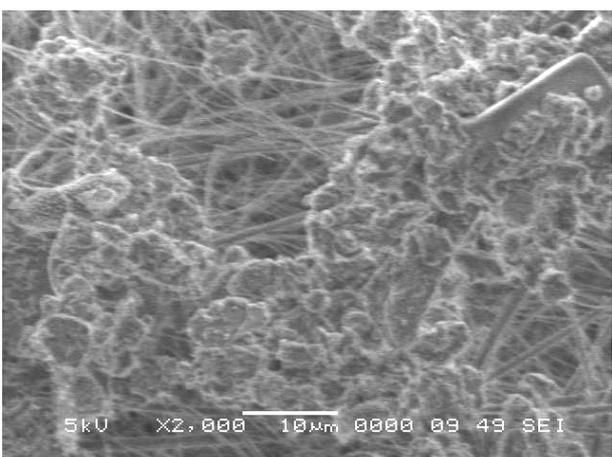
Classe 0 – 1 µm



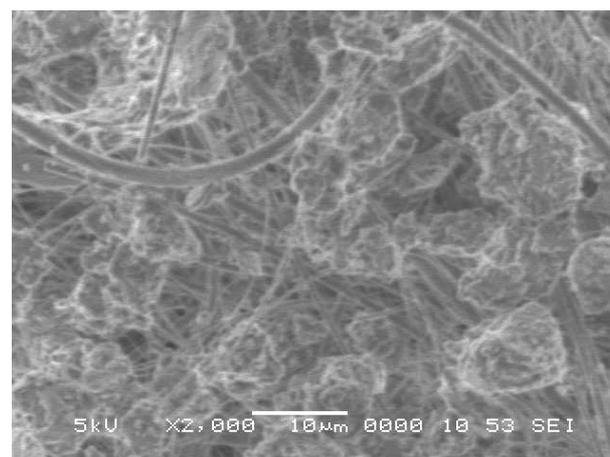
Classe 1 – 1,5 µm



Classe 1,5 - 3 µm



Classe 3 – 7 µm



Classe 7 – 10 µm

Fig. III.29 – Micrographes des différentes classes granulométriques.

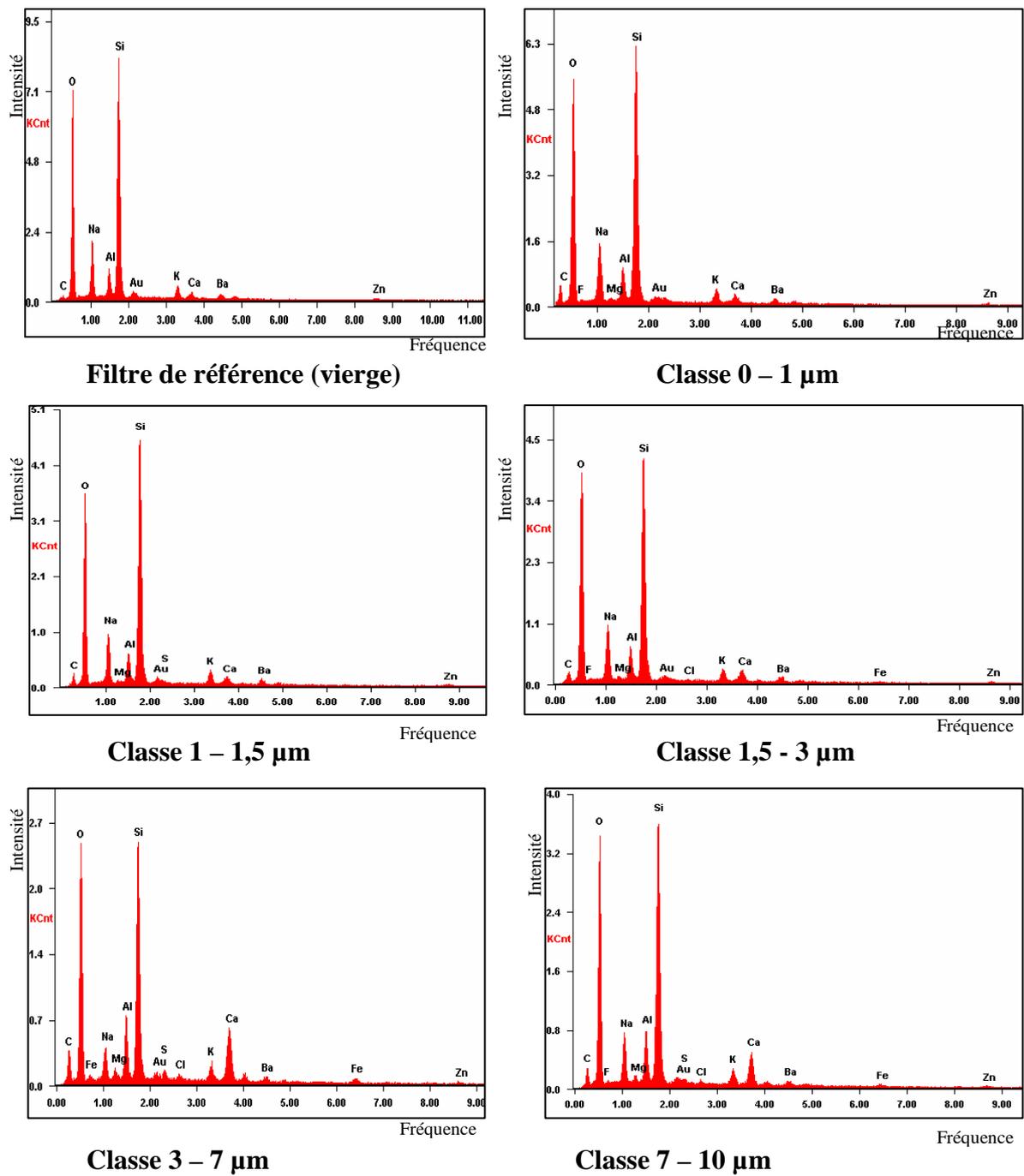


Fig. III.30 – Spectres résultants de différentes classes granulométriques.

Tableau III.18- Fractions massiques (%) des différents éléments détectés par le MEB dans les différentes classes granulométriques.

<i>Elément</i>	PM₁₀	PM₇	PM₃	PM_{1,5}	PM₁
<i>Al</i>	0,46	0,39	0,06	0,02	
<i>C</i>	7,79	8,06	7,07	7,57	7,99
<i>Ca</i>	2,32	2,07	0,36	0,23	0,18
<i>Cl</i>	0,15	0,14	0,02		
<i>F</i>	0,17	0,08	0,11		
<i>Fe</i>	0,27	0,08	0,12		
<i>Mg</i>	0,76	0,81	0,04		
<i>O</i>	0,16	0,13	0,19	0,23	0,24
<i>S</i>	0,05				
<i>Ba</i>	0,03	0,03	0,04	0,05	

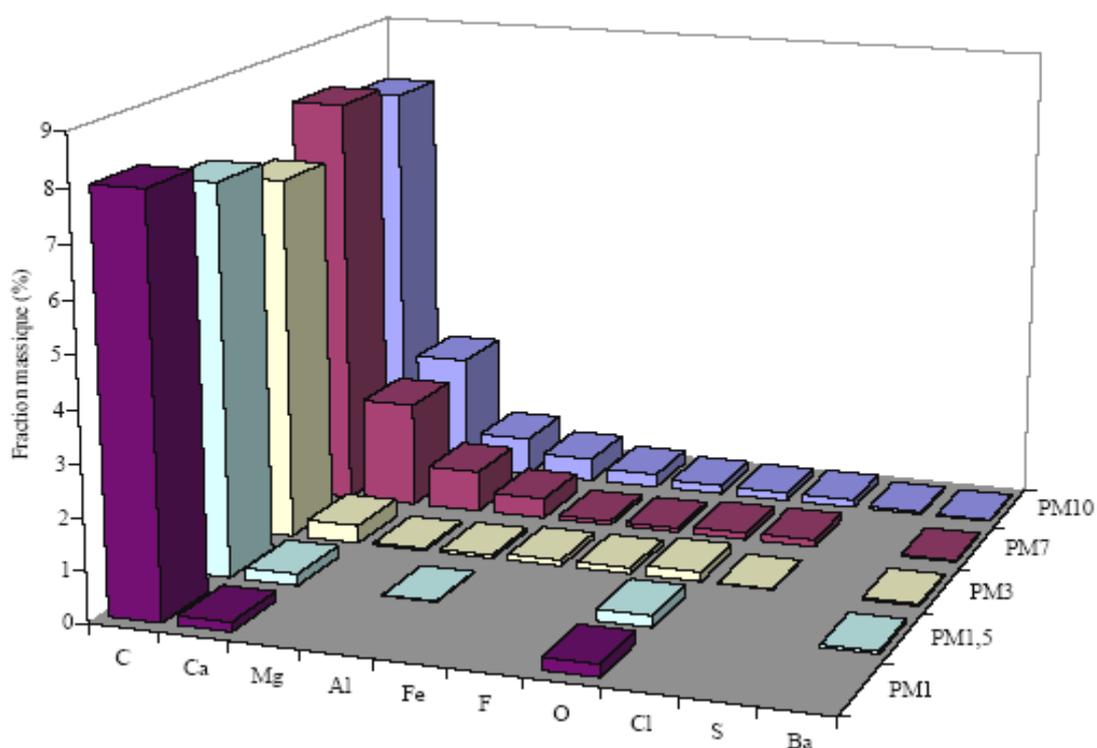


Fig. III.31 – Contribution des éléments étudiés par le MEB dans la composition des différentes classes granulométriques.

Les résultats présentés dans le tableau III.18 démontrent la contribution des différentes sources présentes en ce site d'étude (construction, mer, trafic routier, resuspension des particules issues de labourage et de l'érosion du sol, engins de construction), dans la pollution particulaire enregistrée à Bab Ezzouar. En effet, la présence du Cl, du Mg et de S dans les grosses particules (PM_{3-10}) indique que les particules étudiées contiennent des aérosols marins transportés par la brise de mer. Aussi, l'Al, le Ca et le Fe composants des particules minérales du sol démontrent la contribution de la mise en suspension des particules issues de l'érosion du sol (naturelle), de labourage de terres agricoles avoisinantes et des matériaux de construction.

Malgré la non détection des éléments lourds les plus associés au trafic routier tels que le Pb et le Zn, la contribution du trafic routier est mise en évidence par la prédominance du carbone dans les particules très fines issues essentiellement des véhicules diesel et la présence du Ba, du Fe et du Ca qui peuvent se produire de l'usure des freins, des pneus, des différentes pièces de véhicules et même de la combustion des carburants (très faibles quantités).

La figure III.32 illustre la distribution (%) des différents éléments détectés par le MEB, selon les classes conventionnelles (PM_1 et PM_3).

On constate que sur les 8 éléments contenus dans les particules alvéolaires (PM_3) et analysés par la MEB, seuls 2 éléments (C et Ca) sont présents en quantités détectables dans les PM_1 .

Les particules atteignant les alvéoles pulmonaires véhiculent environ la moitié de la matière carbonique contenu dans les PM_{10} , ce qui par l'entraînement en profondeur des substances cancérigènes tels que les HAP, aggrave la nocivité des particules sur les personnes exposées.

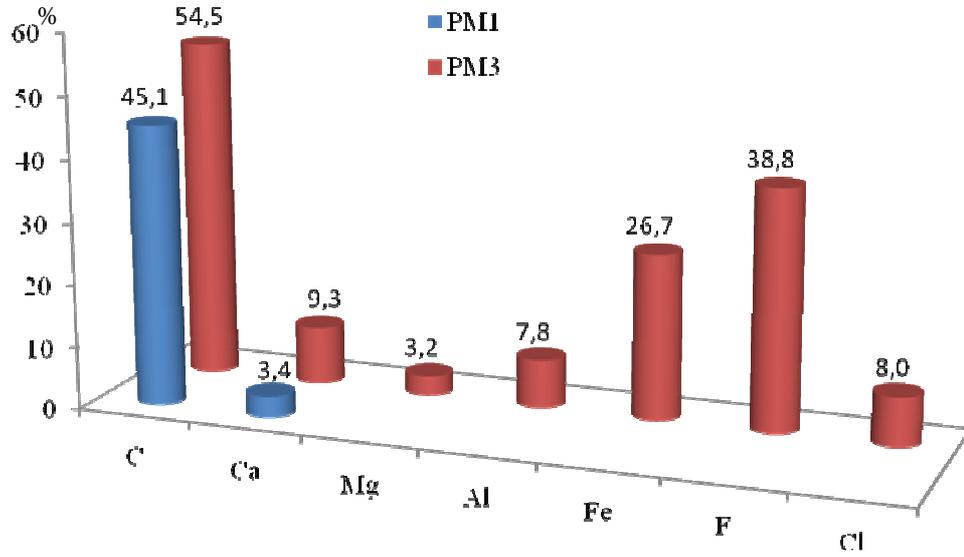
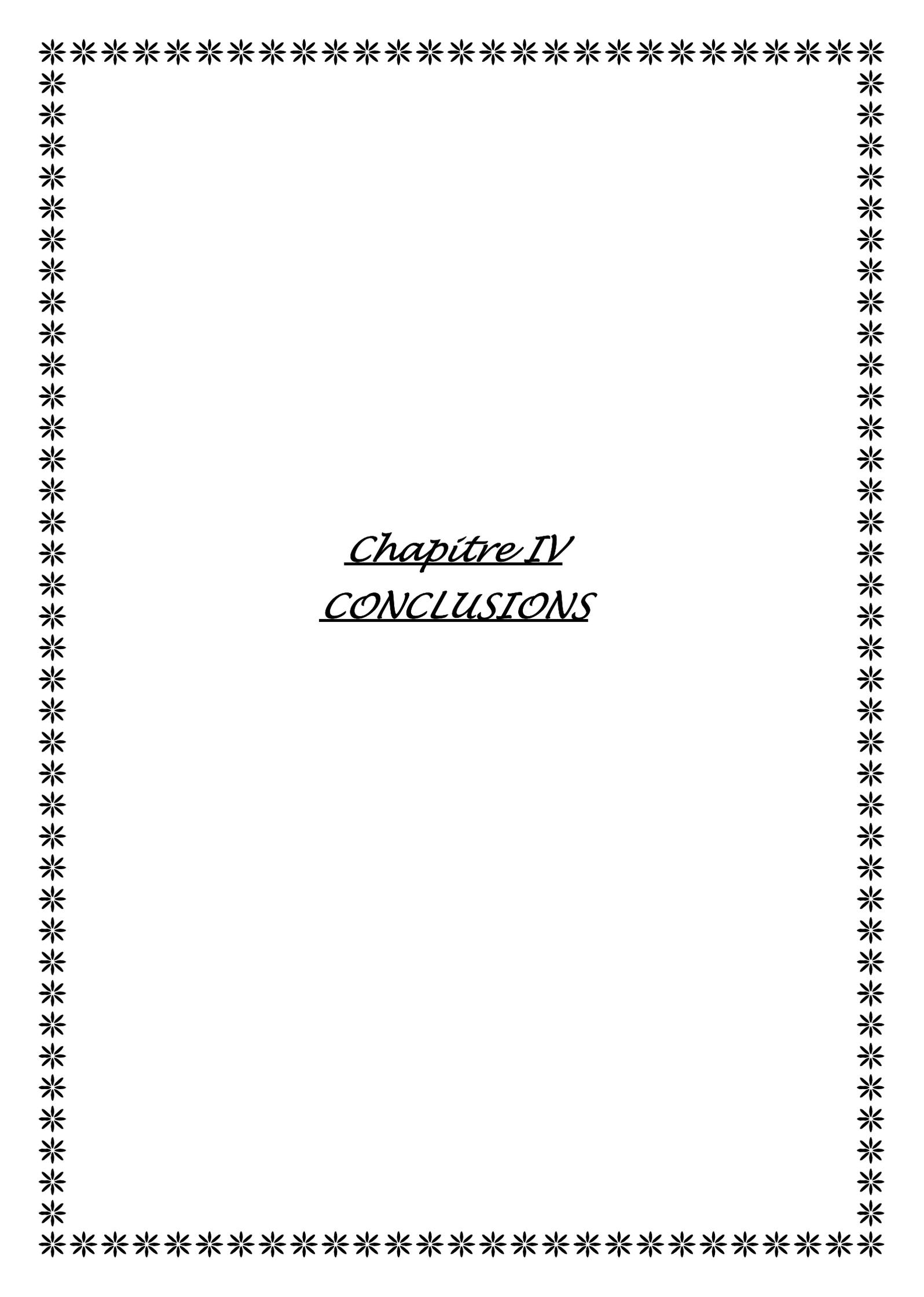


Fig. III.32 – Distribution des éléments détectés par le MEB, selon les classes conventionnelles.

A decorative border of small asterisks surrounds the page, forming a rectangular frame. The asterisks are arranged in a regular grid pattern, with the corners being slightly more complex.

Chapitre IV
CONCLUSIONS

IV- CONCLUSIONS

L'étude des particules fines en suspension dans l'air au niveau d'un site urbain à Bab Ezzouar qui peut être considéré comme étant représentatif de la plupart des villes algériennes, nous a permis d'avoir des données importantes sur la qualité de l'air et de mettre en évidence les concepts théoriques relatifs à la distribution des particules en suspension dans l'air.

Concernant la qualité de l'air au niveau du site étudié, les résultats indiquent que les teneurs atmosphériques en PM_{10} , $PM_{2,5}$ et PM_1 , qui en moyenne annuelle s'élèvent respectivement à 70,4 , 30,3 et 22 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, sont excessives et dépassent largement les normes en vigueur dans certains pays. Ces particules sont d'autant plus nocives qu'environ 50% des PM_{10} sont des particules respirables qui se déposent dans les alvéoles pulmonaires. Ces teneurs sont inférieures à celles mesurées dans la même région en site très influencé par le trafic routier.

L'évolution temporelle des teneurs en PM_1 , PM_3 et PM_{10} suit une fonction gaussienne avec des valeurs médianes inférieures aux moyennes arithmétiques.

La distribution massique des particules selon leur granulométrie est **bimodale**, c'est-à-dire qu'elle présente deux maxima : l'un est centré vers 5 μm et correspond principalement aux aérosols primaires issus de la resuspension des poussières et des sources naturelles. L'autre est centré sur 0,7 μm et correspond aux particules secondaires (condensation des gaz) et aux particules primaires issues des processus de combustion (trafic routier).

L'étude des métaux lourds Pb, Fe, Cu, Mn et Cd qui sont véhiculés par les différentes fractions granulométriques des particules étudiées montre que parmi ces métaux, le fer est l'élément le plus abondant.

Le plomb dont la teneur annuelle moyenne s'élève à environ 0,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, n'accuse pas des teneurs très excessives. Toutefois, comparée à d'autres pays, où l'utilisation de carburants sans plomb a été généralisée, cette pollution par le plomb demeure élevée.

Globalement la pollution de l'air par les métaux lourds est caractéristique d'un milieu urbain non influencé par les émissions industrielles.

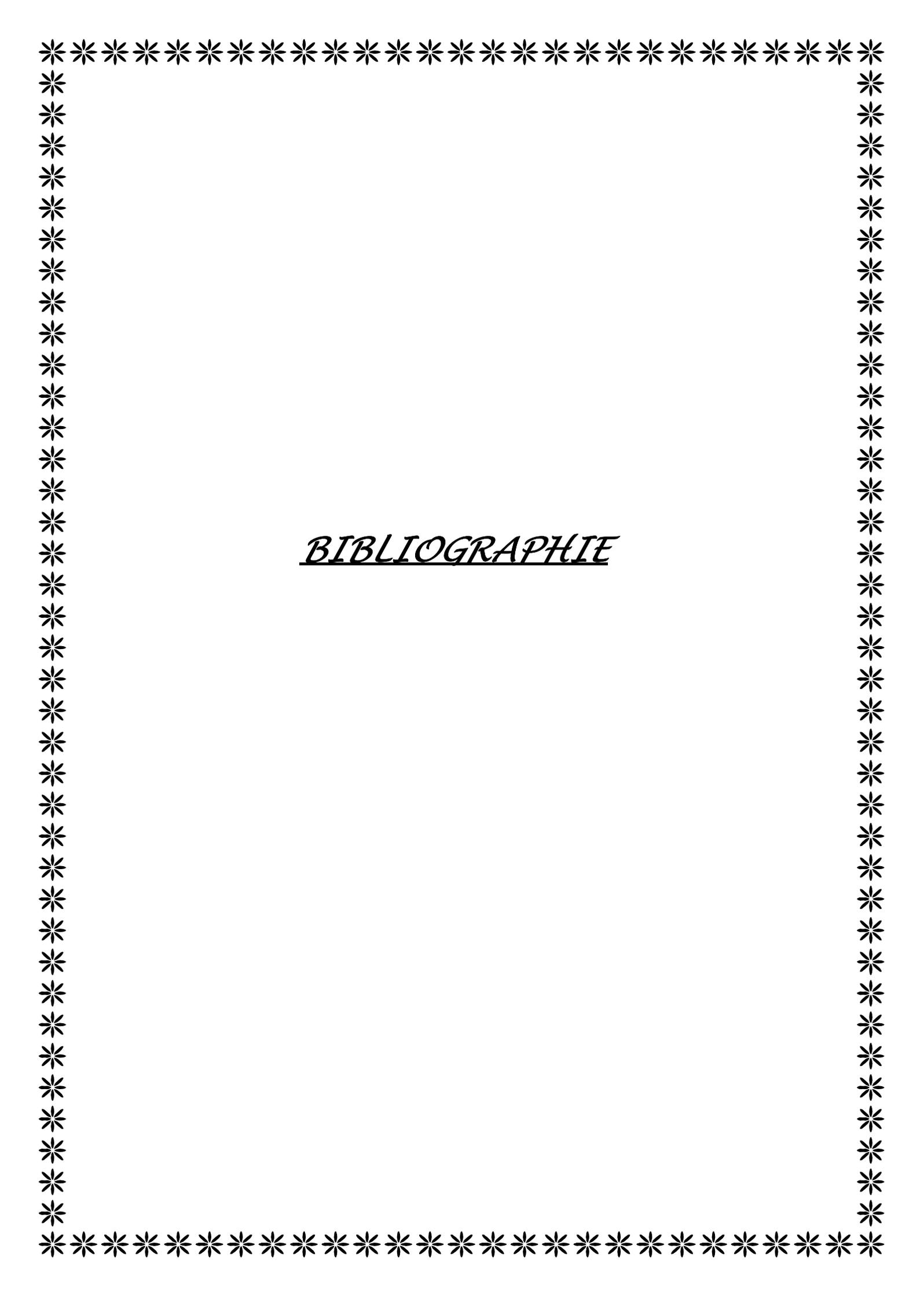
La distribution granulométrique des éléments étudiés montre qu'environ 60 % de la masse des métaux lourds étudiés est véhiculée par les particules fines, ce qui signifie qu'environ 65 ng/m³.jour du plomb peut atteindre les bronches et 40 ng/m³ peut se retrouver dans les alvéoles et le pouvoir toxique des particules est ainsi plus accentué.

L'étude de la distribution massique du Pb, du Fe et du Mn selon la granulométrie des particules montre que ces métaux suivent une distribution monomodale sur un intervalle granulométrique allant de 1 µm à 10 µm. En fait, les modes de Pb et de Fe sont centrés vers 1,2 µm tandis que le Mn est centré vers 1,8µm.

Globalement, et comme cela a été montré par des études similaires effectuées en d'autres sites, la pollution atmosphérique à Alger est surtout de nature particulaire. Avec un trafic routier qui d'une part croît de plus en plus et d'autre part se diésélise fortement, les niveaux de pollution risquent de s'aggraver dans les prochaines années.

Afin d'atténuer les teneurs en particules atmosphériques dans les sites urbains, les actions suivantes peuvent être mises en place :

- Mettre en place un cadre juridique dissuasif pour la mise en place de dispositifs réducteurs des émissions de particules dans les chantiers (abattage des particules) ;
 - Promotion des carburants propres tels que carburants gazeux et les essences sans plomb ;
 - Aménagement des villes (bitumage, reboisement) ;
 - Mettre en place un système d'évaluation de la pollution particulaire sur l'échelle nationale et son incidence sur la santé par des études épidémiologiques.
-



BIBLIOGRAPHIE

BIBLIOGRAPHIE

- [1] INERIS, "Valeurs limites d'exposition professionnelle aux agents chimiques en France", INERIS, ND 2098 Note documentaire, 2005.
- [2] World Health Organisation working Group; "Health Aspects of Air Pollution with Particulate Matter, Ozone and Nitrogen Dioxide"; Report on a WHO Working Group; Bonn, Germany; 13-15/01/2003; www.who.com.
- [3] Seinfeld JH, Pandis SN., "Atmospheric Chemistry and Physics: From Air Pollution to Climate Change", John Wiley & Sons, Inc., New York, 1998.
- [4] Office Fédérale de l'Environnement, des Forêts et du paysage (OFEPF), division Air, RNI et Sécurité, "Poussières fines PM10 : Questions et réponses concernant les propriétés, les émissions, les immissions, les effets sur la santé et les mesures, état au 1^{er} décembre 2005", Office Fédérale de l'Environnement, des Forêts et du paysage; www.ofefp.ch, Suisse, 2005.
- [5] Kegler S. R., W. F. Wilson and A. H. Marcus, "PM1, Intermodal (PM_{2.5-1}) Mass, and the Soil Component of PM_{2.5} in Phoenix, AZ, 1995-1996", *Aerosol Science and Technology* 35, pp 914-920, 2001.
- [6] Whitby K.T., Cantrell D., "Fine particles", International Conference on Environmental Sensing and Assessment, Las Vegas, NV, Institute of Electrical and Electronic Engineers. 1976.
- [7] Whitby K.T., «The physical characteristics of sulphur aerosols», *Atmospheric Environment*, 12, 135-159. 1978.
- [8] Hoppel W.A., Frick G.M., Fitzgerald J.W., "Deducing droplet condensation and super saturation in marine boundary layer clouds from surface aerosol measurements", *Journal of Geophysical Research* 101, 26, 553-565. 1996.
- [9] Harrison R.M., Jones M.R., Collins G., "Measurements of the physical properties of particles in the urban atmosphere", *Atmospheric Environment* 33, 309-321, 1999.
- [10] Raes F., R.V. Dingenen, E. Vignati, J. Wilson, J.-P. Putaud, J.H. Seinfeld, P. Adams, "Formation and cycling of aerosol in the global troposphere", *Atmospheric Environment*, 34, 4215 - 4240, 2000.
- [11] U.S. EPA : "Air Quality Criteria for Particulate Matter", Volume I et II; rapport EPA/600/P-99/002aF, United States Environmental Protection Agency, Octobre 2004.
- [12] Wilson W.E., Suh H.H., "Fine particles and coarse particles: Concentration relationships relevant to epidemiologic studies", *J Air Waste Manage. Assoc.*, 47, 1238-1249, 1997.
- [13] Pohjola M., Kousa A., Aarnio P. et al., "Meteorological Interpretation of Measured Urban PM_{2.5} and PM₁₀ Concentrations in the Helsinki Metropolitan Area". In: Longhurst JWS, Brebbia CA, Power H (eds.), *Air Pollution VIII*. Wessex Institute of Technology Press, 2000.
- [14] P. Masclet, H. Cachier, « l'aérosol atmosphérique. Caractéristiques physico-chimiques », *ANALUSIS Magazine*, 26, N°9, pp M11-M27, 1998.
-

-
- [15] S. R. González, “Sources and processes affecting levels and composition of atmospheric particulate matter in the Western Mediterranean”, PHD Thesis, Polytechnic University of Catalonia, October 2002.
- [16] Alfaro S.C., Gaudichet, A., Gomes L., Maillé M., “Mineral aerosol production by wind erosion: Aerosol particles sizes and binding energies”, *Geophysical Research Letters*, 25, 991-994, Spain, 1998.
- [17] Warneck P., “Chemistry of the natural atmosphere”, *International Geophysics Series*, vol.41, Academy press, pp757, 1987.
- [18] Pósfai, M., Molnár, A., “Aerosol particles in the troposphere: a mineralogical introduction”, In *Environmental Mineralogy*, Edited by David J. Vaughan and Roy A. Wogelius, pp434, 2000.
- [19] Roelle, P.A., Aneja, V.P., Gay, B., Geron, C. Pierce, T, “Biogenic nitric oxide emissions from cropland soils”, *Atmospheric Environment*, 35, 115-124, 2001.
- [20] Price, C., Penner, J., Prather, M., “NO_x from lightning: 1.Global distribution based on lightning physics”, *Journal of Geophysical Research*, 102, 5929-5941, 1997.
- [21] Harrison, R.M. Yin, J., Mark, D., Stedman, J., et al., “Studies of the coarse particle (2.5-10µm) component in UK urban atmospheres”, *Atmospheric Environment*, 35, 3667-3679, 2001.
- [22] Yu, J., Griffin, R.J., Cocker, D.R., Flangan, R.C., Seinfeld, J.H., Blanchard, P., “Observation of gaseous and particulate products of monoterpene oxidation in forest Atmosphere”, *Geophysical Research Letters*, 26, 1145-1148, 1999.
- [23] Bérubé KA, Jones TP, Williamson BJ., “Electron microscopy of urban airborne particulate matter”, *European Microscopy and Analysis*, 9-11, 1997.
- [24] Laschober C, Limbeck A, Rendl J, Puxbaum H., “Particulate emissions from on-road vehicles in the Kaisermuhlen-tunnel (Vienna, Austria)”, *Atmos. Environ.*, 38, 2187-2195, 2004.
- [25] Vardoulakis S, Fisher BEA, Pericleous K, Gonzalez-Flesca N., “Modelling air quality in street canyons: a review” *Atmos. Environ.*, 37, 155-182, 2003.
- [26] Kerminen VM, Mäkelä TE, et al., “Characterization of the particulate phase in the exhaust from a diesel car”, *Environ. Sci. Technol.*, 31, 1883-1889, 1997.
- [27] Morawska L, (Jim) Zhang J., “Combustion sources of particles, Health relevance and source signatures”, *Chemosphere*, 49, 1045-1058, 2002.
- [28] Kemp K., “Trends and sources for heavy metals in urban atmosphere”, *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section B: Beam Interactions with Materials and Atoms*, 189, 227-232, 2002.
- [29] Sternbeck J, Sjödin A, Andreasson K., “Metal emissions from road traffic and the influence of resuspension - results from two tunnel studies”, *Atmos. Environ.*, 36, 4735-4744, 2002.
- [30] Adachi K, Tainosho Y., “Characterization of heavy metal particles embedded in tire dust”, *Environ. Int.*, 30, 1009-1017, 2004.
- [31] Lough GC, Schauer JJ, Park JS, et al. “Emissions of metals associated with motor vehicle roadways”, *Environ. Sci. Technol.*, 39, 826-836, 2005.
-

-
- [32] Lyyräinen J, Jokiniemi J, Kauppinen EI, Joutsensaari J., “Aerosol characterisation in medium-speed diesel engines operating with heavy fuel oils”, *J. Aerosol Sci.*, 30, 771-784, 1999.
- [33] Nicholson KW, Branson JR., “Factors affecting resuspension by road traffic”, *Sci. Total Environ.*, 93, 349-358, 1990.
- [34] Chow JC, Watson JG, Green MC, et al., “Middle- and neighborhood-scale variations of PM₁₀ source contributions in Las Vegas, Nevada”, *J. Air Waste. Manage. Assoc.*, 49, 641-654, 1999.
- [35] Claiborn CS, Finn D, Larson TV, Koenig JQ., “Windblown dust contributes to high PM_{2.5} concentrations”, *J. Air Waste. Manage. Assoc.*, 50, 1440 - 1445, 2000.
- [36] Putaud J, Raes F, Van Dingenen R, et al., “A European aerosol phenomenology 2: chemical characteristics of particulate matter at kerbside, urban, rural and background sites in Europe”, *Atmos. Environ.*, 2579-2595, 2004.
- [37] Van Dingenen R, Raes F, et al., “A European aerosol phenomenology 1: physical characteristics of particulate matter at kerbside, urban, rural and background sites in Europe. *Atmos. Environ.*, 38, 2561-2577, 2004.
- [38] Begum BA, Kim E, Biswas SK, Hopke PK., “Investigation of sources of atmospheric aerosol at urban and semi-urban areas in Bangladesh”, *Atmos. Environ.*, 38, 3025-3038, 2004.
- [39] Conko KM, Rice KC, “Atmospheric wet deposition of trace elements to a suburban environment, Reston, Virginia, USA”, *Atmos. Environ.*, 38, 4025-4033, 2004
- [40] Hildemann LM, Markowski GR, Cass GR., “Chemical-Composition of Emissions from Urban Sources of Fine Organic Aerosol”, *Environ. Sci. Technol.*, 25, 744-759, 1991.
- [41] Swietlicki E, Puri S, Hansson H, Edner H., “Urban air pollution source apportionment using a combination of aerosol and gas monitoring techniques », *Atmospheric Environment*, 30, 2795- 2809, 1996.
- [42] Office fédérale 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”, Etat au 1^{er} décembre 2005.
- [43] Dockery.D.W, Schwartz.J, Spengler.J.D, « Air pollution and daily mortality : Associations with particulates and acid aerosols”, *Environ Res*59, pp362-373, 1992.
- [44] Pop et Al, “Particulate air pollution as a predictor of mortality in a prospective of US-adults”, *Respir crit care*, pp669-674, 1995.
- [45] Anderson HR et al., “Meta-analysis of time series studies and panel studies of particulate matter (PM) and ozone (O₃)”, Report of a WHO task group. Copenhagen, WHO Regional Office for Europe, 2004.
- [46] Organisation Mondiale de la Santé, “La pollution atmosphérique par les particules en suspension : ses effets nuisibles sur la santé”, Aide-mémoire EURO/04/05, Berlin, Copenhagen, Rome, 14 avril 2005
- [47] Pope AC et al., “Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution”, *Journal of the American Medical Association*, 287, 1132–1141, 2002.
-

-
- [48] Pope AC et al., "Cardiovascular mortality and long-term exposure to particulate matter air pollution", *Circulation*, 109, 71–77, 2004.
- [49] Martin J et L.Y. Masteyer, " Santé et pollution de l'air", Presses Polytechniques Romandes, Vol. 145, 46-59, Suisse, 1988.
- [50] Fiala J., " Qualité de l'air en milieu urbain", *Naturopa*, N°94, pp. 10, 2000.
- [51] Detrie J.P., "La pollution atmosphérique", Edition Dunod, Paris, 1969.
- [52] Z. Xu, M. Gautam and S. Mehta: « Cumulative Frequency Fit for particle size distribution »; *Applied Occupational and Environmental Hygiene*, Volume 17(8), pp 538-542 ; 2002.
- [53] Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie (ADEME): « Classification et critères d'implantation des stations de surveillance de la qualité de l'air »; Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie (ADEME), pp 10 – 50, www.ademe.fr, France, 2006.
- [54] O. Blanchard, F. Del Gratta, M. Durif, E. Frejatfon, « Exposition par inhalation aux aérosols : principes et méthodes de mesures », Rapport d'étude, INERIS-DRC-04-56770-AIRE-n°0401-OBI, pp 3-27, 2005.
- [55] Décret executive n° 06-02 du 7 Dhou El Hidja 1426 Correspondant au 7 janvier 2006 définissant les valeurs limites, les seuils d'alerte et les objectifs de qualité de l'air en cas de pollution atmosphérique, 2006.
- [56] Oucher N., "Contribution à l'étude, par classe granulométrique, des aérosols particulaire sur un site de proximité à l'ENP", Mémoire de Magistère, 2006.
- [57] Gomisek B., Hauck H. et al., "spatial and temporal variations of PM₁, PM_{2,5}, PM₁₀ and particle number concentration during the AUPHEP- project", *Atmospheric Environment*, 38, 3917-3934, 2004.
- [58] Branis M., Domasova M., "PM₁₀ and black smoke in a small settlement: case study from the Czech Republic", *Atmospheric Environment*, 37, 93-92, 2003.
- [59] Vallius M., "Characteristics and sources of fine particulate matter in urban air", National Public Health Institute, Department of Environmental Health, Kuopio, Finland, 2005.
- [60] Kerchiche Y., "Etude de la pollution de l'air par les particules fines (les PM₁₀) et les métaux lourds qui leurs sont associés à Alger", 2003.
- [61] Yu J., Guinot B., Yu T. et al., "Seasonal variations of number size distributions and mass concentrations of atmospheric particles in Beijing", *Advances in atmospheric sciences*, vol. 22, N° 3, pp 401 – 407, 2005.
- [62] Kegler S. R., W. F. Wilson and A. H. Marcus, "PM₁, Intermodal (PM_{2,5-1}) Mass, and the Soil Component of PM_{2,5} in Phoenix, AZ, 1995-1996", *Aerosol Science and Technology* 35, pp 914-920, 2001.
- [63] E. Yamada, S. Funoki et al., "Size distribution and characteristics of chemical components in ambient particulate matter"; *Analytical Science*, vol.21, pp 89-94, février 2005.
- [64] Organisation Mondiale de la Santé, "Air quality guidelines for particulate matters, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide", Global Update, Genève, 2005.
-

-
- [65] 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.
- [66] X. Querol, A. Alasturey et al., "Speciation and origin of PM₁₀ and PM_{2.5} in Spain", *Aerosol Science*, vol 35, pp 1151 – 1172, 2004.
- [67] P. Salvador, B. artinano, X. Querol et al., "Characterisation of local and external contributions of atmospheric particulate matter at a background coastal site", *Atmospheric Environment* 41, pp 1 -17, 2007.
- [68] K. F. Ho, S. C. Lee et al., "Characterisation of chemical species in PM_{2.5} and PM₁₀ aerosols in Hong kong", *Atmospheric Environment* 37, pp 31 – 39, 2003.
- [69] H. Kouyoumdjian, N.A. Saliba, "Mass concentration and ion composition of coarse and fine particles in an urban area in Beirut», *Atmospheric Chemistry and Physics*, 6, pp 1965-1977, 2004.
- [70] G. Lonati, M. Giugliano et al., "Major chemical components of PM_{2.5} in Milan (Italy)", *Atmospheric Environment* 39, pp 1925 – 1934, 2005.
- [71] Houthuijsa D., O. Breugelmansa and G. Hoekb : PM10 and PM2.5 concentrations in Central and Eastern Europe "results from the Cesar study", *Atm. Env.*, Vol 35, pp. 2757–2771, 2001.
- [72] Gerther A. W., M. Abu-allaban and D. H. Lowenthal : The mobile source contribution to observed PM-10, PM-2,5 and VOCs in the greater Cairo area, 2nd Conf. Environment an transport, Proceedings N°107, Vol.1, Inrets Ed., France, pp. 263-269, 12-14 juin 2006.
- [73] Rapport du Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement Bilan chiffré de la qualité de l'air dans les grandes agglomérations, Paris, France, 2000.
- [74] Association de Surveillance de la Qualité de l'Air (ASQ), France, 2000.
- [75] Réseau de Surveillance de la qualité de l'air d'Alger SAMASAFIA, Rapport annuel sur la qualité de l'air, Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement, Alger, 2003.
- [76] J.M. Lim, J.H. Lee, Y.S. Chung, "The distribution characteristics of trace elements in airborne particulates from an urban industrial complex area of korea using instrumental neutron activation analysis", *Nuclear engineering and technology*, vol. 37, N°5, pp 503 – 510, 2005.
- [77] J. Smolik, V. Zdimal et al., "Size resolved mass concentration and elemental composition of atmospheric aerosols over the Eastern Mediterranean area", *Atmospheric Chemistry and Physics*,3, pp 2207-2216, 2003.
-