

République Algérienne Démocratique et Populaire
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la
Recherche Scientifique



Ecole Nationale Polytechnique

Département de Génie de l'environnement

Projet de Fin d'Etude En Vue de l'Obtention du Diplôme d'Ingénieur d'Etat en
Génie de l'Environnement

Présenté par :

Boudechicha Mohamed

Thème

Pollution de l'Air par les Particules Fines et l'Ozone

Dirigé par :

Mr. Kerbachi.R, Professeur, ENP

Mr. Kerchich.Y, C.C.université de Médéa

Présidé par :

Mme.Belhanech.N, Professeur, ENP

Examiné par :

Mr. Namane.A, M.C.A, ENP

Promotion : juin 2014

Remerciements

Je remercie DIEU tout puissant qui m'a donné le courage, la force et la volonté pour réaliser ce modeste travail.

Mes sincères remerciements à mon promoteur Monsieur le professeur KERBACHI Rabah, pour ses conseils et orientations tout au long de ce travail.

Je tiens à remercier mon Co-promoteur Monsieur Y. KERCHICH, pour toute son aide dans ce travail.

Je tiens vivement à remercier madame N.BELHANECHÉ d'avoir bien voulu de présider le jury.

Je remercie aussi respectueusement Monsieur A.NAMANE d'avoir accepté de juger ce travail.

Mes remerciements également à tous les enseignants qui ont participé à ma formation, à tous les employés du département génie de l'environnement, et de l'école.

Je tiens également à remercier tous mes amis et mes camarades de la promotion et de la cité universitaire, et tous ceux qui ont contribué de près ou de loin à la bonne réalisation de ce travail

Dédicace

*Merci Allah (mon dieu) de m'avoir donné la capacité
d'écrire et de réfléchir, la force d'y croire, la
patience d'aller jusqu'au bout du rêve et le bonheur
de lever mes mains vers le ciel et de dire*

" AL hamdoulli ALLAH "

*Je dédie ce modeste travail à celle qui m'a donné la
vie, le symbole de tendresse et d'amour, qui s'est
sacrifiée pour mon bonheur et ma réussite,*

à ma mère ...

*A mon père, écolier de mon enfance, qui a été mon ombre
durant
toutes les années des études, et qui a veillé tout au
long de ma vie*

à m'encourager, à me donner l'aide et à me protéger.

Que dieu les garde et les protège.

A mes frères et mes sœurs,

Et à toute ma famille.

A mes amis.

A tous ceux qui me sont chers.

A tous ceux qui m'aiment.

A tous ceux que j'aime.

Je dédie ce travail

Mohamed

ملخص :

تقدم الدراسة مستويات تلوث الهواء عن طريق PM-10 والأوزون في موقع بالقرب من السيارات و موقع حضري في الضواحي الجنوبية الشرقية من الجزائر العاصمة على التوالي. في موقع قريب السيارات، يتم تنفيذ أخذ العينات الجسيمات باستخدام وسيلة مضخة تزويد تدفق رأس PM-10.

في هذا الموقع بلغ متوسط المحتوى اليومي من PM-10 إلى 87.29 ميكروغ/م³ ، بلغ أقصى مستوى 154,46 ميكروغ/م³ يتم قياس نسبة الأوزون بطريقة أخذ العينات السلبية. وكان متوسط المحتوى بالنسبة للتسجيل لمدة ثماني ساعات يوميا 82,30 ميكروغ/م³ وصلت إلى أقصى مستوى 191,53 ميكروغ/م³.

تظهر الدراسة أيضا أن الحد الأقصى لجسيمات PM-10 من 50 ميكروغ/م³ تم تجاوزه بنطاق واسع.

الكلمات الرئيسية: نوعية الهواء، PM-10، والأوزون، حركة المرور ، الجزائر

Résumé

L'étude présente les niveaux de pollution de l'air par les PM-10 et l'ozone en un site de proximité automobile et de fond urbain dans la banlieue sud-est d'Alger respectivement. Dans le site de proximité automobile, le prélèvement des particules est effectué à l'aide d'une pompe à moyen débit équipée d'une tête PM-10. En ce site la teneur journalière moyenne en PM-10 s'élève à 87,29 µg/m³, la teneur maximale atteint 154,46 µg/m³. Le prélèvement de l'ozone dans le site de fond est effectué par la méthode d'échantillonnage passif. La teneur journalière moyenne enregistrée sur huit heures s'élève à 82,30 µg/m³ et la teneur maximale atteint 191,53 µg/m³.

L'étude montre également que la limite de 50 µg/m³ régissant les PM-10 est largement dépassée.

Mots-clés: qualité de l'air, PM-10, ozone troposphérique, trafic routier, Alger.

Abstract:

The study presents the levels of air pollution by PM-10 and ozone at a site near car and urban background in the south eastern suburbs of Algiers respectively. On the site of auto close, particulate sampling is performed using a pump means provided with a flow-head 10 PM. In this site the average daily content of PM-10 amounted to 87.29 µg/m³, the maximum level reached 154.46 µg/m³. The removal of ozone in the site background is done by the passive sampling method. Registered eight-hour daily average content was 82.30 µg/m³ and the maximum level reached 191.53 µg/m³.

The study also shows that the limit of 50 µg/m³ governing the PM-10 is widely exceeded.

Keywords: air quality, PM-10, ozone, road traffic, Algiers.

I/Table Des Matières

Introduction 2

CHAPITRE I GENERALITE SUR LA POLLUTION ATMOSPHERIQUE

I.1-composition de l'air 6

I.2-Définition de la pollution: 7

I.3- Structure de l'atmosphère terrestre 7

 I.3.1-La troposphère 7

 I.3.2-La stratosphère 8

 I.3.3-La mésosphère 8

 I.3.4-La thermosphère 8

I.4-Les principaux polluants de l'air et leurs sources d'émissions 9

I.5 -Source santhropiques 9

 I.5.1-Oxydes d'azotes NOX (NO et NO2) 9

 I.5.2-Le dioxyde de soufre 10

 I.5.3-Le monoxyde de carbone CO 10

 I.5.4-Les particules en suspension PM (particulate matter) 10

 I.5.5-L'ozone O3 10

 I.5.6-Les métaux lourds 11

I.6-Les sources naturelles 11

I.7-Facteurs météorologiques influençant la dispersion des 12

 I.7.1-Le vent 12

 I.7.2-La température 13

 I.7.3-Le soleil 13

 I.7.4-Les précipitations 13

 I.7.5-Les inversions de température 13

CHAPITRE II POLLUTION DE L'AIR PAR LES PARTICULES FINES

II.1- Définition 16

 II.1.1- Aérosol 16

 II.1.2-Particules 17

 II.1.2.1-TSP « Total suspended particles » 17

II.1.2.2-PM	17
II.1.2.3-Les poussières	18
II.1.2.4-Les fumées noires	18
II.1.2.5-Brouillard et brume	18
II.1.2.6-Les suies	18
II.1.2.7-Les cendres volantes	18
II.2-Propriétés des aérosols	18
II.2.1-Forme des particules	19
II.2.2-Diamètres des particules	21
II.2.3-Classification des aérosols	22
II.2.3.1-Classification selon la taille	22
II.2.3.2-Classification selon les couches atmosphériques	22
II.2.3.3-Classification des aérosols en fonction du processus de formation	23
II.3-Formation des particules PM-10	24
II.4-Composition des particules	25

CHAPITRE III POLLUTION ATMOSPHERIQUE PAR L'OZONE TROPOSPHERIQUE

III.1-Définition.....	28
III.2- Sources d'ozone troposphérique	28
III.3 -Origine de la photo oxydant O ₃ et ses précurseurs COV et NO _x	29
III.4-Production et destruction de l'ozone	30
III.4.1-Formation de l'ozone naturel	30
III.4.2-Rôle des polluants précurseurs dans la production photochimique	32

CHAPITRE IV EFFET DES PARTICULES FINES ET DE L'OZONE SUR LA SANTE

IV.1.-Effet des particules sur l'homme	35
IV.2-Effet de l'ozone sur la sante	36

CHAPITRE V TECHNIQUES DE PRELEVEMENT ET METHODES D'ANALYSE

V.1 Echantillonnage de l'air pour les particules fines	41
V.1.1 Les prélèvements sans coupure granulométrique spécifique	42
V.1.1.1 Les Fumées Noires.....	42

V.1.1.2	Méthode de prélèvement sur filtres ouvert à débit moyen	42
V.1.1.3	Méthode de prélèvement à très fort débit	43
V.1.2	Prélèvement avec coupure granulométrique	43
V.1.2.1	Tête d'impaction française normalisée AFNOR NF X 43-021	43
V.1.2.2	Tête PM-10 américaine	44
V.1.2.3	Tête type PM-2,5 d'origine américaine	45
V.1.2.4	La jauge bêta	46
V.1.2.5	La balance piézo- électrique ou « balance à quartz » : appareil de type TEOM.....	47
V.1.3	Les prélèvements avec fractionnement granulométrique	47
V.1.3.1	Les filtres et membranes de rétention	48
V.1.3.2	Les filtres en fibre de verre	48
V.1.3.3	Les filtres membranes	49
V.1.4	Détermination de la masse des particules	49
V.1.4.1	Méthode gravimétrique(Pesée)	49
V.1.4.2	Mesure par rayonnement.....	49
V.2	Technique de prélèvement et analyse de l'ozone	50
V.2.1	Prélèvement passif.....	50
V.2.1.1	Principe	50
V.2.1.2	Principe des tubes à diffusion	51
V.2.2	Méthodes d'analyse de l'ozone	55
V.2.2.1	Méthode spectrométrique.....	55
V.2.2.2	Méthode chromatographique	55

CHAPITRE VI METHODOLOGIE

VI.1	Choix du site de prélèvement des PM10	58
VI.2	Mode de prélèvement des PM10	59
VI.3	Choix du site de prélèvement de l'ozone	63
VI.4	Mode de prélèvement de l'ozone	64
VI.4.1	Les composants de radiello	64
VI.4.1.1	La cartouche absorbante	64
VI.4.1.2	Le corps diffusif	65
VI.4.1.2	La plaque de support	66
VI.5	Exposition et campagne de mesure.....	66
VI.5.1	Analyse des échantillons	66

VI.5.2 Réactifs utilisés et leurs préparations	66
VI.5.3 Etalonnage	67
VI.5.4 Analyse	68
CHAPITRE VII RESULTATS ET INTERPRETATIONS	
VII.1 PM10.....	70
VII.1.1 Etude de la pollution atmosphérique par les particules fines	70
VII.1.1.1 Etude des teneurs atmosphériques en particules inhalables PM-10.....	70
VII.1.1.2 Etude comparative	73
VII.2 OZONE.....	75
VII.2.1 Comparaisons entre les quantités d'O3 massiques piégées selon la durée d'exposition	75
VII.2.2 Evaluation des teneurs atmosphériques moyennes en O3	78
VII.2.3 Comparaison des teneurs en O3 mesurées pour les durées d'exposition de huit heures et vingt-quatre heures	80
VII.2.4 Etude comparative	91
CONCLUSION GENERALE.....	83
REFERENCES.....	84

Liste des figures

Liste des figures

Figure I.1 Les différentes couches de l'atmosphère terrestre	9
Figure I.2 Phénomène de retombée en panache	13
Figure II.1 Diminution de la visibilité du fait de la pollution particulaire à Alger	17
Figure II.2 Forme des aérosols selon leurs origines	20
Figure II.3 Diamètres équivalents pour une particule quelconque	21
Figure II.4 Classification des aérosols atmosphériques en fonction du rayon.	22
Figure II.5 Origine des aérosols.	23
Figure II.6 Évolution des particules depuis la nucléation jusqu'à la formation de noyaux de condensation.	24
Figure III.1 Cycle photodynamique du NO ₂ dans la troposphère.	31
Figure III.2 Cycle photodynamique de l'ozone et des oxydes d'azote en présence d'hydrocarbures dans la troposphère.....	33
Figure IV.1 Pénétration des particules fines dans le corps humain	36
Figure V.1 Conception de la tête d'impaction française.....	44
Figure V.2 Tête américaine de type PM-10.....	45
Figure V.3 Tête américaine de type PM-2,5	46
Figure V.4 L'échantillonneur diffusif	51
Figure V.6 L'échantillonneur	53
Figure V.7 Le corps diffusif au microscope électronique	54
Figure VI.1 Localisation du site de prélèvement S1	58
Figure VI.2 Poste de prélèvement du site S1	59
Figure VI.3 Schéma de prélèvement	60
Figure VI.4 Photo du montage réel au niveau du site de prélèvement	61
Figure V.5 Tête PM10.....	62
Figure VI.6 Filtre avant prélèvement	62
Figure VI.7 Filtre après prélèvement.	62
Figure VI.8 Localisation du site de prélèvement S2	63
Figure VI.9 poste prélèvement du site S2.....	64
Figure VI.10 cartouche absorbante	65
Figure VI.11 Corps diffusif code 120-1.....	65
Figure VI.12 La plaque de support.	66
Figure VI.13 courbe d'étalonnage d'O ₃	67
Figure VII.1 Evolution journalière des particules inhalables PM10.....	72
Figure VII.2 Evolution journalière des particules inhalables PM10 par rapport aux normes	73

Liste des figures

Figure VII.3 Les quantités massique d'O3 piégées pour les différentes durées d'exposition.	77
Figure VII.4 Teneurs moyennes en O3 mesurées pour une durée d'exposition de 8 heures	78
Figure VII.5 Teneurs moyennes en O3 mesurées sur vingt-quatre heures	79
Figure VII.6 Teneurs moyennes en O3 sur 8H et sur 24H.....	80
Figure VII.7 evolution des teneurs moyennes en O3 sur 8H par rapport la norme OMS.	81

Liste des tableaux

Tableau I.1 Principaux constituants chimiques gazeux de l'atmosphère	6
Tableau I.2 Sources des principales substances émises dans l'atmosphère.	12
Tableau II.1 Les principales formes de particules	19
Tableau VII.1 Teneurs atmosphérique en particules fines PM-10	70
Tableau VII.2 Valeurs moyennes et extrêmes des teneurs en PM-10	71
Tableau VII.3 les teneurs atmosphériques mesurées en différents sites	74
Tableau VII.4 Les quantités d'O3 massiquespiégées pour une durée d'exposition de 8 heures.	75
Tableau VII.5 Les quantités d'O3 massiquespiégées pour une durée d'exposition de 24 heures.	75
Tableau VII.6 Masse d'O3piégée pour une durée d'exposition d'une semaine.	76
Tableau VII.7 Les quantités massiques moyennes d'O3 pour lesdifférentes durées d'exposition. ...	76
Tableau VII.8 Teneurs atmosphériques moyennes en O3 sur 8 heures.....	77
Tableau VII.9 Teneurs atmosphériques moyennes en O3 sur 24heures	78
Tableau VII.10 Teneurs moyennes en O3 sur 8heures et sur 24heures.	79

Introduction

INTRODUCTION

L'air est l'un des éléments fondamentaux nécessaires à tout être vivant. Chaque jour, nos poumons filtrent quelque 15 kg d'air atmosphérique tandis que nous n'absorbons que 2,5 kg d'eau et moins de 1,5 kg d'aliments. L'air pur est un mélange d'environ 21 % d'oxygène, 78 % d'azote et 1% de gaz à l'état de traces comme le CO₂ et l'argon.

Avec l'avènement de l'ère industrielle, le problème de la pollution atmosphérique a pris une ampleur sans précédent, à tel point que de nombreuses conférences internationales se tiennent de nos jours pour étudier et tenter de prévenir la catastrophe vers laquelle on se dirige inexorablement.

En effet, l'atmosphère terrestre est un immense réacteur chimique où se déroulent d'innombrables réactions, et en raison du nombre et de la complexité de ces réactions il est difficile d'identifier et de quantifier tous les nouveaux polluants atmosphériques ; et il est tout aussi difficile de définir leurs impacts sur l'homme et son environnement.

En 1967, le Conseil de l'Europe a défini la pollution atmosphérique comme suit: "Il y a pollution atmosphérique lorsque la présence d'une substance étrangère ou une variation importante dans la proportion de ses composants est susceptible de provoquer un effet nocif, compte tenu des connaissances scientifiques du moment, ou de créer une nuisance ou une gêne." Plusieurs études de part le monde ont montré qu'en milieu urbain, le trafic routier constitue l'une des principales sources de pollution de l'air ambiant [1].

L'atmosphère est composée de gaz mais également de particules en suspension dans l'air, présentes sous forme liquide ou solide. Elles sont classées selon un critère de taille ou de composition chimique qui conditionne bien souvent l'intensité de leur impact sanitaire [2].

Les particules présentes dans l'air ambiant sont constituées d'une part de particules «primaires», c'est-à-dire de particules directement émises par des sources naturelles (volcanisme, embruns et aérosols marins, érosion éolienne, combustion naturelle de biomasse et feux de forêts, etc.) ou anthropiques (combustions, etc.), et d'autre part de particules dites «secondaires», c'est-à-dire de particules formées dans l'air par des processus chimiques complexes, à partir notamment de précurseurs gazeux tels que les oxydes de soufre et d'azote, l'ammoniac, et les composés organiques présents dans l'air. En

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

On relève d'autre part que plus ces particules diminuent en granulométrie, plus leur pouvoir toxique augmente. C'est ainsi que les PM-1 (particules très fines de diamètre inférieur à $1\mu\text{m}$) sont plus nuisibles que les PM-2,5 qui elles le sont plus que les PM-10. C'est incontestablement en milieu urbain que la pollution par les particules pose le plus de problèmes.

En effet, dans les villes, on observe une forte exposition de la population aux aéro-contaminants particuliers qui proviennent en majeure partie des activités du trafic routier. Les véhicules diesel à un degré moindre, les véhicules à essence émettent des taux élevés de particules fines qui finissent par se déposer dans le système respiratoire des personnes exposées [3].

Le trafic routier y est incriminé surtout par les émissions de polluants comme les oxydes d'azote NO_x , les hydrocarbures HC et le monoxyde de carbone CO. Ces polluants ont des effets nocifs sur la santé de l'homme et son bien-être.

Ces polluants primaires subissent dans l'atmosphère, sous l'effet des radiations ultraviolettes solaires, des transformations photochimiques qui donnent naissance à un mélange de polluants gazeux à caractère oxydant et irritant qu'on regroupe sous le terme de pollution photooxydante. Cette nouvelle forme de pollution est largement médiatisée sous le nom de smog photochimique ou smog de Los Angeles. Dans cette forme de pollution, l'ozone est le constituant principal et en constitue de ce fait le meilleur indicateur. Or la présence d'ozone dans l'atmosphère n'est pas un phénomène nouveau, l'ozone est un constituant naturel de la stratosphère comme de la troposphère.

L'ozone est donc un polluant secondaire qui, en raison de son pouvoir oxydant très élevé, provoque des effets néfastes pour la santé humaine en agissant sur les voies respiratoires. Il endommage la végétation même à des expositions de courte durée [4].

En Algérie, la croissance du parc automobile induite par le développement socio-économique et la forte urbanisation ont conduit à l'émergence chez la population citadine de maladies chroniques liées à la dégradation de la qualité de l'air.

Introduction

Des études récentes ont montré que le Grand Alger est comme toute grande agglomération urbaine, confronté à une intense pollution atmosphérique [5,7].

La principale source d'émission est le trafic routier. Pour arriver à formuler une stratégie de prévention, il est toutefois nécessaire d'avoir des données sur les niveaux et types de pollution ainsi que les composés qu'elle véhicule.

Aussi et en continuité des travaux antérieurs effectués sur les particules inhalables [8], nous avons étudié la pollution de l'air par les aérosols particuliers et évalué les niveaux de pollution par l'ozone atteints à l'école nationale polytechnique

Chapitre 1

Généralité

I.1 Composition de l'aire

L'air, principalement concentré dans la troposphère, est composé essentiellement de constituants majeurs qui sont l'azote et l'oxygène et l'argon. En pourcentage, l'air propre et sec est constitué de 78,084 % d'azote, 20,948 % d'oxygène et 0,934 % d'argon. D'autres gaz mineurs, parmi lesquels les principaux sont le dioxyde de carbone (CO_2), la vapeur d'eau (H_2O), le méthane (CH_4), l'ozone (O_3), l'oxyde nitreux et l'hydrogène, montrent des concentrations variables dans l'espace et dans le temps et jouent un rôle primordial dans l'environnement. Actuellement certains de ces derniers subissent des augmentations importantes de concentration engendrées par les activités humaines (tableau 1). Ces augmentations provoquent des modifications dans la distribution globale des gaz en traces d'où un impact important sur notre environnement.

A ces composants s'ajoutent de nombreux gaz polluants, des poussières et particules microscopiques [19].

La composition chimique de l'atmosphère actuelle est donnée dans le tableau 1.

Tableau I.1 Principaux constituants chimiques gazeux de l'atmosphère

Nature du gaz	Pourcentage en volume par rapport à l'air sec (%)
Air sec	100
N_2	78,084
O_2	20,948
CO_2	0,0370
CO	$\approx 1,2 \cdot 10^{-5}$
H_2O	Variable
Ar	0,934
Ne	$1,818 \cdot 10^{-3}$
He	$5,2 \cdot 10^{-4}$
Kr	$1,1 \cdot 10^{-4}$
Xe	$9 \cdot 10^{-6}$
CH_4	$\approx 1,7 \cdot 10^{-4}$
NH_3	0,1 à $1 \cdot 10^{-7}$
N_2O	$3,15 \cdot 10^{-5}$
NO_2	$\approx 1 \cdot 10^{-7}$
HNO_3	$2 \cdot 10^{-6}$

O ₃	2 à 200.10 ⁻⁶
SO ₂	2.10 ⁻⁸
H ₂ S	2.10 ⁻⁸
PAN (Péroxy- Acétyl Nitrate)	6.10 ⁻⁷
COV (composés organiques volatils)	≈0,1 à 1.10 ⁻⁶

A ces composants s'ajoutent de nombreux gaz polluants, des poussières et particules microscopiques.

I.2 Définition de la pollution de l'air

La définition a évolué en 1956 vers la définition suivante :

« présence dans l'atmosphère extérieure de substances ou contaminants, apportés par l'homme, en quantités ou à des concentrations et pendant des périodes telles qu'ils gênent une proportion importante des habitants d'un secteur, ou nuisent à la santé publique, à la vie humaine, végétale ou animale, ou aux biens, ou portent atteinte à l'agrément de l'existence ou à la jouissance des biens dans l'état, ou dans les provinces ou les zones de l'état qui sont touchés» [20].

I.3 Structure de l'atmosphère terrestre

L'atmosphère est composée de plusieurs couches distinctes qui diffèrent surtout par leurs compositions et leurs températures.

I.3.1 La troposphère :

Elle s'étend du sol jusqu'à 12 Km d'altitude environ cette altitude varie suivant les régions du globe. C'est la zone où les composés chimiques se mélangent et réagissent entre eux [22].

Elle est caractérisée par un gradient thermique verticale négatif, la température décroît d'environ 0.5°C tous les 100m. C'est dans cette couche qu'ont lieu pratiquement tous les phénomènes météorologiques qui nous intéressent directement [20].

I.3.2 La stratosphère :

Elle est comprise en moyenne entre 12 et 50 Km d'altitude. Les polluants y sont rares mais destructeurs [22].

Dans cette partie de l'atmosphère, les mouvements verticaux sont peu importants et les écoulements se font en lames parallèles. Ainsi lorsque des polluants sont injectés (éruption volcanique, essais nucléaires aériens,...) il leur faut plusieurs années pour retomber sur la surface terrestre, dans cette couche le gradient thermique verticale est positif, la température croît avec l'altitude à cause de l'ozone qui absorbe le rayonnement solaire dans l'ultraviolet [20].

I.3.3 La mésosphère :

Elle se trouve au-delà de la stratosphère dont elle est séparée par la stratopause se caractérise par une décroissance de la température avec l'altitude. Elle se termine par la Mésopause à 85 Km d'altitude.

La mésopause est surmontée par la Thermosphère dans laquelle les raréfies sont sous forme ionisées. Au-delà, la force d'attraction de la terre est négligeable et dans l'exosphère, l'hydrogène atomique peut s'échapper vers l'espace [20].

I.3.4 La thermosphère :

C'est la dernière couche qui se trouve à une altitude au-dessus de 85 km. Au-delà, la force d'attraction de la terre est négligeable et dans l'exosphère (au-delà de 400 à 500 km), l'hydrogène atomique peut s'échapper vers l'espace l'ultraviolet [20].

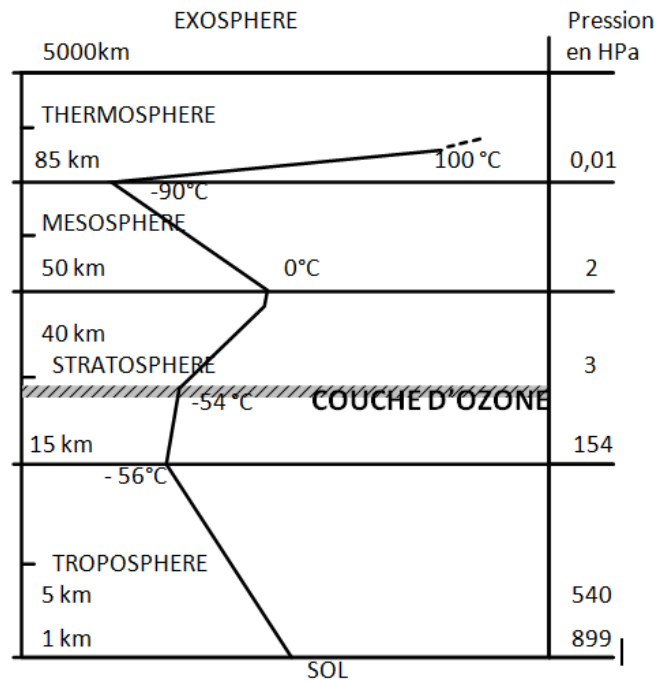


Figure I.1 Les différentes couches de l'atmosphère terrestre

I.4 Les principaux polluants de l'air et leurs sources d'émissions :

Les substances rejetées dans l'atmosphère peuvent être sous forme de gaz ou de particules, on parle alors d'émission gazeuse ou particulaire.

Les sources de ces différents polluants sont d'origine naturelle ou anthropogénique.

I.5 Sources anthropiques

I.5.1 Oxydes d'azotes NO_x (NO et NO_2)

Le monoxyde d'azote NO est produit lors de la combustion à haute température, par la recombinaison de l'azote et l'oxygène ($\text{N}_2 + \text{O}_2 \rightarrow 2\text{NO}$).

Les émissions globales des NO_x sont en constante augmentation, en raison de la forte augmentation du parc automobile [21].

Les véhicules automobiles constituent la principale source d'oxydes d'azote (près de 60%).

Le NO_2 se rencontre également à l'intérieur des locaux où fonctionnent des appareils au gaz tels que gazinières, chauffe-eau ... etc. Le pot catalytique a permis, depuis 1993, une diminution des émissions des véhicules à essence, mais l'effet reste encore peu perceptible

compte tenu de l'augmentation forte du trafic et de la durée de renouvellement du parc automobile [21, 23, 24].

I.5.2 Le dioxyde de soufre SO₂:

Le dioxyde de soufre SO₂ est émis lors de la combustion des combustibles fossiles tels que charbons et fiouls. Environ 60% du SO₂ est émis par le charbon, 30% par les fiouls lourds et 10% par les autres sources. La part des transports (diesel) est faible et baisse avec la suppression progressive du soufre dans les carburants. Depuis une quinzaine d'années, les émissions de SO₂ sont en forte baisse, du fait des mesures techniques et réglementaires qui ont été prises, de la diminution de la consommation des fiouls et charbons fortement soufrés et de l'importance prise par l'énergie nucléaire. L'Inde et la Chine sont les principaux pollueurs. La Chine a émis, en 2003, 50% du SO₂ mondial [21, 23, 24].

I.5.3 Le monoxyde de carbone CO

Gaz inodore, incolore et inflammable, le monoxyde de carbone CO se forme lors de la combustion incomplète de matières organiques (gaz, charbon, fuel ou bois, carburants). La source principale est le trafic automobile (75%). Les autres sources sont les équipements agricoles (7%), les processus industriels (9%), les incinérateurs de déchets (7%) et les avions (2%). Ce composé est très toxique mais, comme il s'oxyde dans l'air en CO₂ (non toxique) il ne constitue un danger que dans les locaux fermés (habitations, garages, tunnels) [21, 23, 24].

I.5.4 Les particules en suspension PM (particulate matter)

Les particules ou poussières en suspension liées à l'activité humaine proviennent majoritairement de la combustion des combustibles fossiles (chauffage), du transport automobile (gaz d'échappement, usure, frottements...) et d'activités industrielles très diverses (Sidérurgie, incinération...). Leurs tailles et leurs compositions sont très variables. Les particules sont souvent associées à d'autres polluants (SO₄⁻², HAP, métaux lourds ...). Elles peuvent également être d'origine naturelle: (volcans, érosion éolienne) [23, 24].

I.5.5 L'ozone O₃

Il résulte généralement de la transformation photochimique dans l'atmosphère de certains polluants (en particulier NO_x et COV) sous l'effet de rayonnement ultraviolet solaire. Les mécanismes réactionnels sont complexes et les plus fortes concentrations d'O₃ apparaissent pendant l'été, en périphérie des zones émettrices des polluants primaires, puis

peuvent être transportées sur de grandes distances. Dans la troposphère (entre le sol et 10km), les taux d'O₃ Devraient être naturellement faibles [23, 24].

I.5.6 Les métaux lourds :

Les métaux lourds désignent en général les métaux dont le poids atomique est supérieur à celui du fer. Ces métaux sont parfois également désignés par le terme de métaux traces ou d'éléments traces métalliques. On considère en général les métaux lourds suivants : Arsenic (As), Cadmium (Cd), Chrome (Cr), Cuivre (Cu), Mercure (Hg), Nickel (Ni), Plomb (Pb), Sélénium (Se), Zinc (Zn).

Ces métaux lourds toxiques proviennent généralement de la combustion des charbons, pétroles, ordures ménagères et de certains procédés industriels particuliers. Ils se retrouvent généralement au niveau des particules (sauf le mercure qui est principalement gazeux).

En milieu urbain la principale source d'émission des métaux lourds est le trafic routier. Parmi ces derniers, il y a le Plomb qui a été le polluant le plus répondu dans l'atmosphère du milieu urbain, car le plomb a été pendant longtemps additionné à l'essence du fait de son pouvoir antidétonant. Depuis son interdiction dans les carburants (en 2000, pour la France), et la généralisation de l'essence sans plomb, les rejets ont considérablement diminué et les concentrations de ce polluant sont considérées maintenant comme étant à des niveaux acceptables [23, 24].

I.6 Les sources naturelles :

Le bilan des émissions naturelles commence à être établi avec précision car des études récentes ont permis de préciser les flux de substances chimiques émises dans les différentes régions du globe. On peut résumer les différentes émissions dans les tableaux n°02 [21, 23, 24].

Tableau I.2 Sources des principales substances émises dans l'atmosphère.

Processus	Substances émises
Eruptions volcaniques	H ₂ S, SO ₂ , CO ₂ , CH ₄ , poussières
Feux de forêts	CO, NO _x , poussière, HC
Processus microbiens	CO ₂ , CO, CH ₄ , NO ₂ , NO _x , NH ₃ , H ₂ S
Eclairs	NO _x
Erosion	Poussières
Météores et météorites	Poussières
Embruns marins	Aérosols de NaCl, MgCl ₂ , KBr et CaCl ₂
Digestion et excréments d'animaux	CH ₄ , NH ₃

I.7 Facteurs météorologiques influençant la dispersion des polluants

La pollution atmosphérique ne connaît pas de frontières. Les polluants sont transportés à des distances variables par les mouvements de masses d'air et des nuages.

Pendant leur transport, les substances polluantes sont transformées et dispersées sous l'action des conditions météorologiques [25].

I.7.1 Le vent :

La vitesse du vent augmente avec le gradient de pression entre anticyclone (zone de haute pression) et dépression (zone de basse pression). À la surface de la Terre, les différents obstacles ralentissent la vitesse du vent. L'épaisseur de cette « couche de frottement » varie de 500 à 1 000 mètres. La vitesse du vent augmente donc avec l'altitude. D'autre part, le « profil » de vitesse du vent ou ensemble des vitesses moyennes est différent le jour ou la nuit. Le jour, les courants de convection thermique ramènent rapidement au sol l'air qui se déplace en altitude, renforçant ainsi les vents de surface. Par contre, la nuit, la convection thermique plus faible accentue les vents d'altitude. Le vent a une grande importance dans la diffusion des polluants atmosphériques. Ainsi, avec un vent de force moyenne et de mauvaises conditions de rejet des effluents (cheminée trop basse, vitesse d'éjection des gaz insuffisante, etc.), il peut se produire un phénomène de retombée en panache vers le sol comme le montre la figure N°02 [26].



Figure I.2 Phénomène de retombée en panache

I.7.2 La température

Elle détermine le degré de stabilité de l'atmosphère et joue un rôle dans la dispersion verticale de la pollution. Elle agit sur la chimie des polluants : le froid diminue la volatilité de certains gaz tandis que la chaleur estivale est favorise la formation photochimique de l'ozone [25].

I.7.3 Le soleil

Le rayonnement émis par soleil influe directement sur la pollution et il se déclenche alors une série de réactions photochimiques qui sont parfois mal connues qui aboutissent à la production d'un brouillard dans lequel se trouvent des espèces chimiques nouvelles à caractère oxydant [25].

I.7.4 Les précipitations

Leur rôle c'est le lessivage de l'atmosphère par entrainement des polluants au sol [25].

I.7.5 Les inversions de température

Dans certaines conditions météorologiques, il se produit en altitude une inversion de température où la masse d'air est bloquée par cette couche d'inversion qui agit comme un couvercle empêchant la dispersion verticale des polluants. L'air sous la couche d'inversion est plus froid et plus dense et ne peut se mélanger.

La modélisation de ces épisodes au cours desquelles la forte stabilité de l'air est favorable à

l'accumulation des polluants est délicate car la vitesse du vent dans les basses couches de l'atmosphère est difficile à évaluer. Un accroissement du vent de 2 à 3 m/s peut être suffisant pour balayer l'inversion thermique [21].

Chapitre 2

Pollution De L'Air

Par

Les Particules Fines

II.1 Définition :

Pour une meilleure approche de la pollution atmosphérique par particules, il est nécessaire de distinguer entre les différents constituants de la phase particulaire, afin de mieux localiser, l'impact de chaque composant sur l'environnement. La diversité des aérosols particuliers est le résultat premier de la multiplicité des sources. Elle est définie selon la composition chimique, la forme, la granulométrie, la densité, mais aussi selon la concentration en nombre ou en masse.

Afin de mieux percevoir le comportement aérodynamique des particules, l'OMS prend en compte la notion de diamètre aérodynamique appelé taille particulaire, qui est un facteur important de classification d'un point de vue toxicologique [27].

Le diamètre aérodynamique d'une particule est égal au diamètre d'une sphère de masse volumique 1 g/cm^3 , dont la vitesse de chute est égale à celle de la particule considérée, en absence de vent et de turbulences [28, 29]. La complexité de la pollution de l'air par les particules se traduit par l'existence dans la littérature de plusieurs définitions. Selon que l'on soit physiciens, environnementalistes, ou toxicologues, on utilise fréquemment les expressions suivantes :

II.1.1 Aérosol

C'est la notion de système di ou tri-phasique, qui inclut la suspension de particules solides ou liquides ou encore les deux dans une phase gazeuse. Ces particules ont un diamètre inférieur à $100 \mu\text{m}$, suivant des conditions météorologiques bien définies ; au repos on retrouve des particules d'un diamètre de l'ordre de $10 \mu\text{m}$ et en cas de turbulence (vents forts, orage,..) des particules de diamètre de l'ordre de $100 \mu\text{m}$.

Les aérosols sont présents au niveau de la couche troposphérique de l'atmosphère et y séjournent longtemps à cause de la faible vitesse de chute des particules ($v < 25 \text{ cm/min}$) des constituants. Ce qui explique l'exposition proche et chronique de l'homme à ce phénomène et l'impact sur la visibilité et le bilan radiatif (figure 3) [30, 31].



Figure II.1 Diminution de la visibilité du fait de la pollution particulaire à Alger.
A gauche : un ciel clair (14 /02/2014). A droite : épisode de pollution particulaire (18/02/2014).

II.1.2 Particules

II.1.2.1 TSP « Total suspended particles »

Poussières totales en suspension dont la vitesse de chute est inférieure à 10 cm/s; particules d'un diamètre aérodynamique inférieur à 57 μm [32].

II.1.2.2 PM :

C'est une abréviation anglaise de « Particulate matter » et qui signifie matière particulaire [31].

❖ Les grosses particules PM-10 :

Particules inhalables de diamètre inférieur à 10 μm , c'est-à-dire six à huit fois plus petite que l'épaisseur d'un cheveu ou la taille d'une cellule [32].

❖ Particules fines PM-2.5:

Particules d'un diamètre aérodynamique inférieur à 2,5 μm . Cette fraction parcourt l'appareil respiratoire jusqu'aux alvéoles pulmonaires [33].

❖ Particules ultrafines PM-0,1 :

Particules dont le diamètre aérodynamique inférieur à 0,1 μm ou particules ultrafines (origine anthropique non contrôlée). Leur taille inférieure aux structures cellulaires leur confère des propriétés de pénétration au niveau intracellulaire spécifique [33]. Celles-ci

sont également dénommées nanoparticules bien que cette dernière dénomination soit plutôt réservée aux particules manufacturées à l'échelle nanométrique (moins de 100nm) [34].

II.1.2.3 Les poussières

Terme qui regroupe les particules totales en suspension TSP, le mot anglais dust désigne les particules dont le diamètre aérodynamique est inférieur à 75 μm pour celles d'une dimension supérieure le dépôt est à proximité de la source émettrice [35].

II.1.2.4 Les fumées noires

Particules majoritairement composées de carbone et dont le diamètre aérodynamique inférieur à 5 μm [35].

II.1.2.5 Brouillard et brume

Suspension de gouttelettes liquides de diamètre aérodynamique supérieur à 1 μm dans l'air. Pour des conditions de visibilité de 1-2 km on appelle cette suspension brume et pour des conditions de visibilité inférieure à 1 km on appelle cette suspension brouillard [36].

II.1.2.6 Les suies

Solides essentiellement composés de carbone et éventuellement d'hydrogène, d'oxygène et d'azote, possèdent une structure proche de celle du graphite. Elles sont produites dans les systèmes de combustion et de pyrolyse. Les particules de suies sont généralement très fines [37].

II.1.2.7 Les cendres volantes :

Solides carbonés résiduels, qu'on retrouve dans les gaz résultant de la combustion, évidemment leur composition varie d'un combustible à un autre [37].

II.2 Propriétés des aérosols

Les particules en suspension sont caractérisées par plusieurs paramètres tel que :

II.2.1 Forme des particules

Il y a une grande différence entre les formes des particules atmosphériques. Elles peuvent être divisées en sphériques, irrégulières, cubiques, flocons, fibres, flocons condensés. La forme de particule dans un aérosol dépend en général de la source d'émission [56].

Les tableaux Tableau II.1 et Tableau II.2 donnent respectivement les différentes formes des particules en suspension et leur pourcentage de la masse d'échantillon [56].

Tableau II.1 Les principales formes de particules


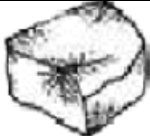



Forme	Apparence	Nature
Sphérique		Fumées pollens cendres
Irrégulière cubique		minéraux
En plaque		minéraux épiderme
Fibreuse		Fibre végétales et minérales
En agrégats		Noirs de charbon fumées

Tableau II.2 Forme des particules et leur pourcentage pour un diamètre $\varnothing > 0.1\mu\text{m}$.

Forme	Pourcentage de la masse d'échantillon	Particule
Sphérique	0-20	Pollens, cendres volantes, fumées
Irrégulière Cubique	10-90	Minéraux Cendres
Flocons	0-10	Minéraux
Fibreuse Flocons condensés	0-35 0-40	Fibres de plantes Fumées

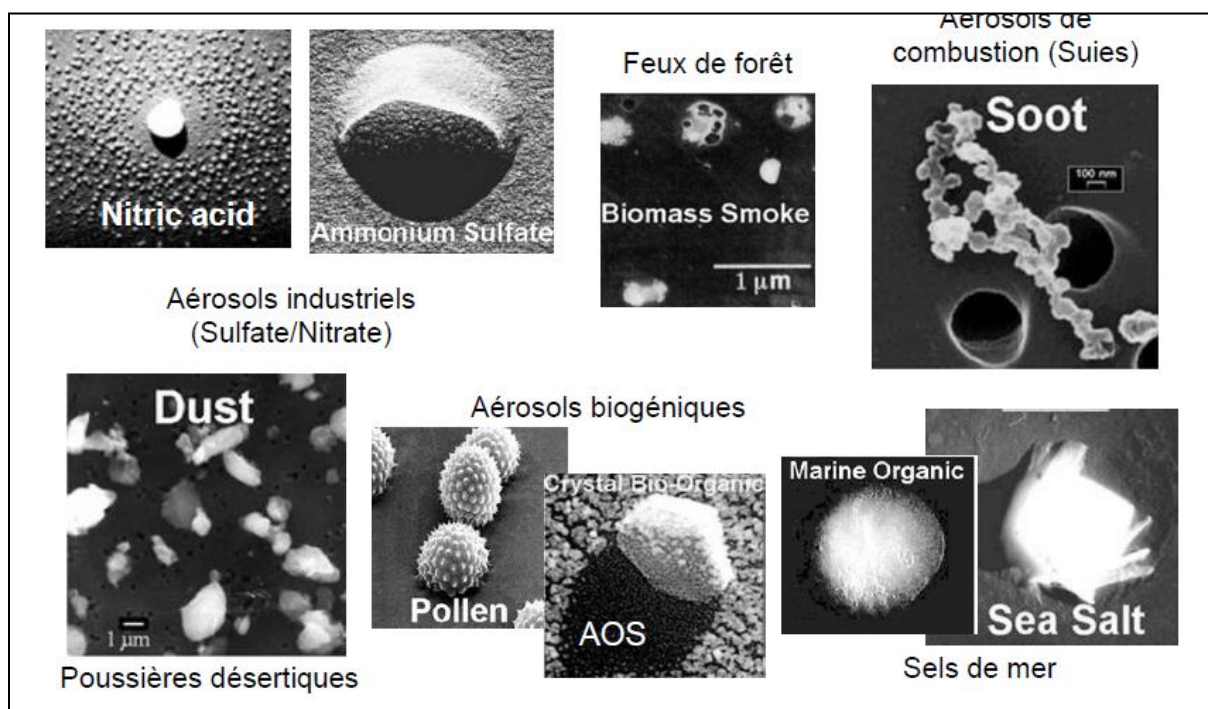


Figure II.2 Forme des aérosols selon leurs origines

II.2.2 Diamètres des particules

Pour l'application des lois physiques sur un aérosol en suspension dans l'air on considère généralement que sa forme est sphérique. Réellement, les aérosols particuliers ne sont pas forcément sphériques et leurs formes peuvent varier selon leurs origines (naturelles, entropiques). Pour bien étudier le comportement des aérosols dans les installations ou dans l'environnement, trois principaux diamètres équivalents sont souvent utilisés et il s'agit du diamètre équivalent en volume d_{ev} , le diamètre de Stokes d_{St} et le diamètre aérodynamique d_a (figure 5).

- Le diamètre équivalent en volume (d_{ev}) qui correspond au diamètre de la sphère possédant la même masse m et la même masse volumique ρ_p que la particule considérée de forme quelconque,
- Le diamètre de Stokes qui correspond au diamètre d'une sphère ayant la même vitesse limite de chute (ou vitesse de sédimentation) et la même masse volumique que la particule considérée,
- Le diamètre aérodynamique (d_a) qui correspond au diamètre d'une sphère ayant la même vitesse limite de chute que la particule et une masse volumique de $1\,000\text{ kg.m}^{-3}$.

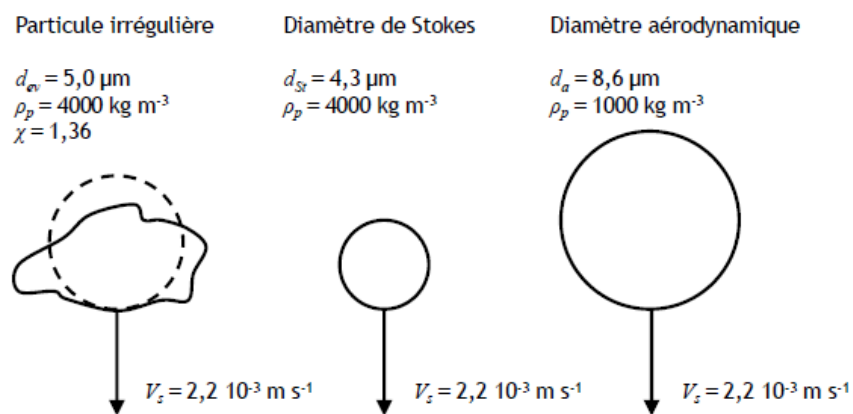


Figure II.3 Diamètres équivalents pour une particule quelconque (Hinds, 1999) [57].

Le diamètre aérodynamique est le paramètre essentiel intervenant dans les processus de dépôt de particules, de filtration, ... ; il décrit le comportement aéraulique d'un aérosol. Dans de nombreux cas, il n'est pas nécessaire de connaître la dimension vraie, la forme et la

densité de la particule si des moyens métrologiques ont permis d'accéder directement à son diamètre aérodynamique. Il est donné par la relation suivante (Hinds, 1999) [57]:

$$d_a = d_e \cdot \left(\frac{\rho_p}{1000 \cdot \chi} \right)^{1/2}$$

ρ_p représente la masse volumique de la particule considérée ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$) et χ le facteur de forme dynamique.

II.2.3 Classification des aérosols

Il existe diverses classifications d'après différents critères tels que leur taille, leur nature physico-chimique, leur source de production et leur domaine de résidence dans l'atmosphère [58].

II.2.3.1 Classification selon la taille

Selon le diamètre de la particule (supposée sphérique), on distingue trois classes d'aérosols:

- Les particules d'Aitken, également appelés embryons ou noyaux de condensation, ont des diamètres allant de 10^{-4} à $0,1 \mu\text{m}$. Ces derniers ont un rôle très important dans le processus de formation des nuages et des brouillards.
- Les fines particules ou agglomérats (mode d'accumulation), pour des diamètres compris entre $0,1$ et $1 \mu\text{m}$.
- Les grosses particules, avec des diamètres compris entre 1 et $100 \mu\text{m}$ sont caractérisées par une durée de vie dans l'atmosphère très limitée, et le temps de résidence est localisé au voisinage des sources d'émission.

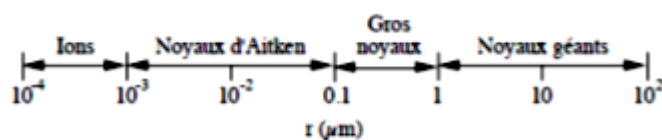


Figure II.4 Classification des aérosols atmosphériques en fonction du rayon.

II.2.3.2 Classification selon les couches atmosphériques

❖ Aérosols stratosphériques

Ce sont des aérosols de faibles dimensions qui sont localisés à des altitudes qui se situent entre 12 et 30 km. Ils sont d'origine extraterrestre ou émis lors des éruptions volcaniques et les processus de conversion gaz-particules. La durée de vie de ces particules est de quelques mois à quelques années.

❖ **Aérosols troposphériques**

On les retrouve généralement dans la partie basse de la troposphère et leur temps de séjour dans cette couche atmosphérique est très court. Leur concentration et leur composition physico-chimique présente une grande variabilité temporelle et spatiale.

II.2.3.3 Classification des aérosols en fonction du processus de formation

On peut également classer les aérosols en fonction de leur source ou mécanisme de formation:

❖ **Les aérosols primaires :**

Les aérosols primaires (figure 6), sont émis directement dans l'atmosphère, sous forme liquide ou solide. Ces dernières sont formées par les processus naturels (les embruns marins, poussières désertiques, les feux de forêts, etc..) ou anthropique dans le cas de combustions diverses (activité industrielle, incinération d'ordures, engins automobiles) qui émettent principalement de fines particules carbonées (les suies) et autres provenant l'activité de construction ou des exploitations minières.

D'autres émissions naturelles participent aux phénomènes de la pollution de l'air, telles que les particules vivantes (les micro-organismes, les bactéries, etc..) et biogéniques qui proviennent d'une part de l'émission directe d'hydrocarbures lourds par les plantes et les arbres et d'autres par de l'oxydation atmosphérique d'hydrocarbures biogéniques plus légers comme l'isoprène. On trouve aussi les cires vasculaires (ester) à haut poids moléculaire, les débris de plantes et les pollens.

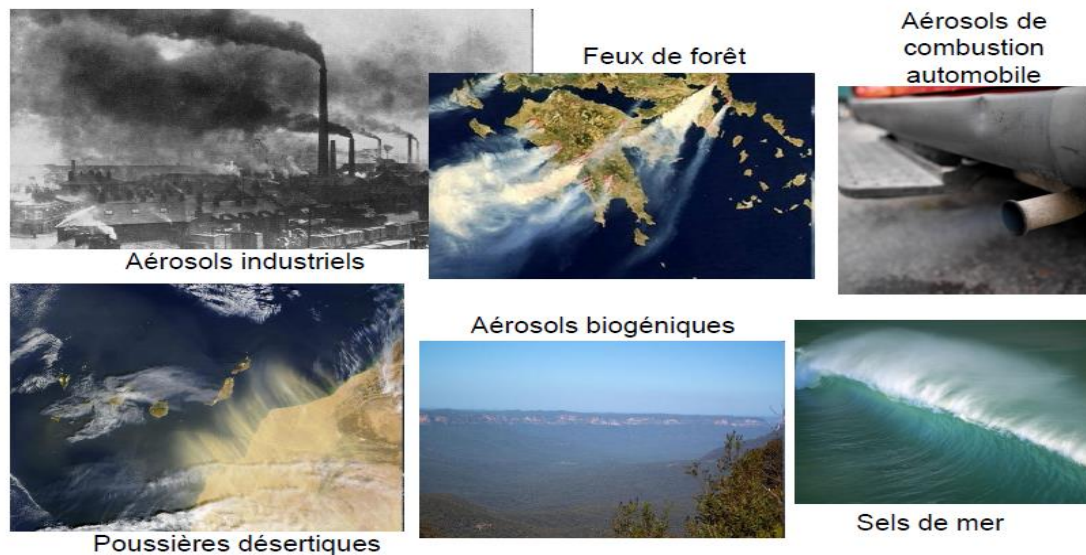


Figure II.5 Origine des aérosols

❖ Les aérosols secondaires :

Les aérosols secondaires sont généralement submicroniques (taille inférieure à $1 \mu\text{m}$), sont issus de la transformation en particules de substances émises dans l'atmosphère sous forme gazeuse, par exemple par transformation directe gaz-solide. Cette transformation a lieu en plusieurs étapes (Figure 7) :

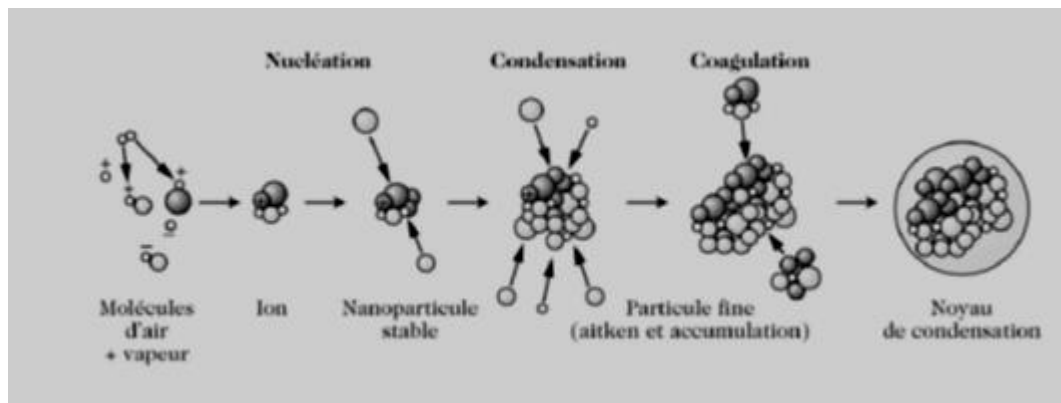


Figure II.6 Évolution des particules depuis la nucléation jusqu'à la formation de noyaux de condensation.

II.3 Formation des particules PM-10

Les particules PM-10 peuvent être émises en tant que telles par les procédés de combustion et les procédés industriels. Elles peuvent aussi résulter de la condensation de gaz à faible température de condensation ou encore des réactions chimiques entre gaz donnant lieu à la formation d'un solide (formation de sulfates, d'ammonium). De part de leur finesse ces

particules pénètrent dans l'appareil respiratoire. La catégorie des PM-10 est elle-même subdivisée en deux catégories selon que leur diamètre est supérieur ou inférieur à 2,5 μ m :

- la fraction thoracique englobant les particules de diamètre compris entre 2,5 et 10 μ m.
- la fraction respirable ou alvéolaire de diamètre inférieur à 2,5 μ m (PM-2,5).

On définit de plus, les PM-1 (particules de diamètre < 1 μ m) qui sont des particules très fines issues de mauvaise combustion et qui englobent aussi les particules secondaires formées dans l'atmosphère après émission de polluants gazeux.

La formation des particules fines s'opère en deux étapes. D'abord, par la formation de petits agrégats par réaction chimique ou par condensation de gaz. Ces agrégats, composés de quelques molécules, ont des dimensions très faibles. Ils peuvent servir de noyau pour la condensation d'autres molécules de gaz ou coaguler avec d'autres agrégats pour former des particules de taille plus importante, ce qui constitue la seconde étape. Ainsi les grosses particules disparaissent dans l'atmosphère par sédimentation et les particules submicroniques s'agglomèrent pour donner des particules de diamètre supérieur. Il ne reste alors en suspension dans l'air que les particules de diamètre inférieur à environ 30 μ m [37].

II.4 Composition des particules

L'aérosol de particules est constitué de quatre fractions majeures :

- Fraction minérale soluble dans l'eau.
- Fraction minérale insoluble.
- Fraction carbonée.
- Fraction organique.

La répartition des fractions diffère de façon importante suivant la taille des particules.

Ainsi, la fraction insoluble augmente régulièrement quand la taille augmente. La fraction soluble diminue quand le diamètre augmente.

L'importance relative des fractions carbonées et organiques varie beaucoup, mais la somme de ces deux fractions reste approximativement constante.

La fraction minérale soluble contient principalement les aérosols secondaires, sulfates et nitrates provenant de la conversion du SO₂ et NO₂ ainsi que les ions de chlorure et ammonium.

La partie insoluble est riche en fer, aluminosilicates et métaux lourds.

La fraction carbonée est constituée de carbone élémentaire appelé aussi « carbone suie » ou « black carbon ». Ce carbone non fonctionnalisé et hautement polymérisé est non réactif. Il provient de toutes les combustions et des débris de matériaux organiques largués par les activités humaines [38].

On estime globalement que plus de 80% du carbone élémentaire et carbone organique et des aérosols secondaires se trouvent dans les PM-2,5. Les particules d'un diamètre compris entre 2,5 et 10 μm contiennent environ 50% de ces substances et un taux important de minéraux insolubles [40].

Les particules atmosphériques ont des compositions chimiques différentes selon la nature du processus qui a conduit à leur formation.

On peut trouver une partie organique formée de carbone, une partie minérale

(Aluminosilicates...), des nitrates provenant de l'oxydation des oxydes d'azote, des sulfates provenant de l'oxydation du dioxyde de soufre, des cations et anions solubles (Na^+ , Ca^{++} , K^+ , Mg^{++} , NH_4^+ , Cl^- ...), des métaux.

Cette multiplicité de sources conduit également à une multiplicité dans la composition chimique qui reste délicate et coûteuse à analyser.

Chapitre 3

Pollution Atmosphérique

Par

L'Ozone Troposphérique

III.1 Définition

Le mot ozone vient du grec " Ozeïn" qui signifie «exhaler une odeur». Entrevu pour la première fois en 1781 par Van Maruni, puis retrouvé en 1840 par Schoenbiem à bâte, l'ozone est un gaz odorant et oxydant qui, avec une densité de 1.658, est plus lourd que l'air [53].

Ce constituant minoritaire de l'atmosphère résulte d'un équilibre naturel fluctuant entre des réactions simultanées de création et de destruction.

L'essentiel de l'ozone atmosphérique, environ 90% du contenu global, se trouve dans la stratosphère. Son abondance à haute altitude vers une trentaine de kilomètres l'apparente à une couche ceinturant le globe.

Cette couche d'ozone joue un rôle très important dans le maintien de la vie terrestre.

En effet, l'ozone stratosphérique absorbe les rayonnements solaires du domaine ultra-violet B, entre 240 nm et 320 nm qui sont susceptible de détruire les cellules vivantes et d'inhiber la photosynthèse. La présence de ce gaz à haute altitude est donc bénéfique et très indispensable [53].

L'ozone constitue par ailleurs l'oxydant le plus abondant et le plus répandu dans l'atmosphère. Tout comme dans la stratosphère, il est un constituant naturel de la troposphère, où il n'existe toutefois qu'à des teneurs relativement basses. En milieu fortement pollué, ce composé naturel atteint dans la basse troposphère des niveaux très élevés qui en font, au vue de ses multiples nuisances, un polluant redoutable [53].

III.2 Sources d'ozone troposphérique

On considère aujourd'hui qu'une partie de l'ozone dans la troposphère provient de la stratosphère. Cette source d'ozone stratosphérique ne représente approximativement que 20 % des sources totales de l'ozone troposphérique [54]. Et cette quantité est soumise à des variations saisonnière et latitudinaire [55].

L'ozone que l'on trouve dans la troposphère est produit à proximité du sol par des réactions photochimiques mettant en jeu certains polluants tels que le monoxyde d'azote NO, le dioxyde d'azote NO₂ (désignés par la formule générale NO_x), le monoxyde de carbone CO et les hydrocarbures HC en présence de la lumière solaire [10] Cette source, très importante, représente 80 % de l'ozone troposphérique.

Cependant la formation photochimique d'ozone dans la troposphère s'opère par oxydation des CO, CH₄ et des hydrocarbures non méthaniques (connus sous le nom de composés organiques volatils COV) en présence d'oxydes d'azote. Le CO et le CH₄ à plus longues durées de vies donnent lieu à une production relativement lente d'ozone. Le CO donne lieu à une production importante d'ozone environ 70 % de la formation photochimique totale. C'est donc lui qui est responsable de la formation de la majeure partie de l'ozone à grande échelle (planétaire).

Les COV et le CH₄ contribuent chacun à une formation moins importante environ 15 % de la production globale. Cependant les COV donnent lieu à des formations bien plus rapides d'ozone [59].

Cette dernière source tend à accroître de manière significative le contenu en ozone dans les aires urbaines et industrielles.

III.3 Origine de la photo oxydant O₃ et ses précurseurs COV et NOx

En milieu naturel, les hydrocarbures et les oxydes d'azote biogéniques participent à des réactions photochimiques pour former l'ozone. La combustion de la biomasse (importante dans les régions tropicales et subtropicales), l'activité microbienne dans le sol (processus de biodégradation des matières organiques), certains phénomènes tels que les éclairs, les orages, les éruptions volcaniques, incendies de forêts conduisent à des émissions de NOx. Aussi le NO a une origine stratosphérique (transfert de NO formé dans la stratosphère vers la troposphère).

Les sources naturelles des HC correspondent principalement aux émissions d'isoprène et de terpène émis par la végétation. Les fermentations bactériennes peuvent aussi rejeter des hydrocarbures essentiellement des terpènes et du méthane. Les HC proviennent également des océans et des feux de forêt.

En milieu urbain, les sources principales des polluants précurseurs de l'ozone NOx (NO et NO₂) et les COV trouvent leurs origines anthropiques dans divers processus. Cependant l'ozone se distingue de NOx, COV et d'autres polluants classiques par l'absence d'émetteur direct de ce polluant dans l'air [60].

Les véhicules à moteur, le chauffage, les centrales électriques et les diverses opérations industrielles contribuent à la pollution de l'air par les HC. Alors que les oxydes

d'azote sont générés, dans les installations de combustion à haute température ou des moteurs, d'une part par la transformation de l'azote contenu dans le combustible et d'autre part par l'oxydation de l'azote de l'air de combustion. Les NO_x formés sont respectivement sous forme de NO à plus de 90 % et de NO₂ à moins de 10 % [61].

À signaler que ces émissions anthropiques des précurseurs de l'ozone sont en constante augmentation avec le développement de l'activité humaine (4 % par an) [62] et que les véhicules à moteur constituent en milieu urbain la principale source de ces précurseurs.

III.4 Production et destruction de l'ozone

L'ozone est le produit de réactions photochimiques dans la troposphère qui résultent de l'oxydation du CO, du CH₄ et des COVs en présence de NO_x. Plusieurs mécanismes indépendants provoquent la destruction de l'ozone. D'une part ce polluant secondaire est piégé par le NO, d'autre part il réagit au contact des surfaces solides ou liquides pour former de l'O₂ [10, 11, 14].

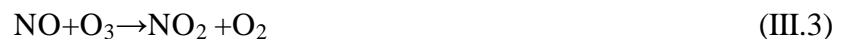
III.4.1 Formation de l'ozone naturel :

Dans la troposphère, la principale source d'oxygène atomique nécessaire à la formation de l'ozone est la photodissociation du NO₂ qui est présent à l'état naturel dans l'air à des teneurs très faibles.



La photodissociation du NO₂ constitue la source majeure de NO. En milieu naturel, la source directe de NO est négligeable.

En absence d'autres composés, l'ozone, qui de jour coexiste avec le NO formé et le NO₂, réagit avec ces deux composés azotés. Ces oxydes azote agissent en rabattant l'ozone.



La réaction NO₂ – O₃ est beaucoup plus lente (III.4).

L'ozone réagit localement d'une manière quantitative et quasi instantanément avec le NO pour régénérer le NO₂.

La réaction NO – O₃ constituera ainsi la principale voie qui limite la formation d'ozone. Sous les conditions normales, le temps de séjour est d'environ 100 secondes sous une turbulence suffisante [10].

Le bilan global des trois réactions rapides (III.1), (III.2) et (III.3) est chimiquement nul et il s'établit un état stationnaire entre les trois composés NO, NO₂ et O₃ [16].

Car la photolyse de NO₂ produit des quantités identiques d'ozone et de NO qui éviterait l'accumulation d'ozone dans la basse atmosphère. Le NO et O₃ sont formés et détruits avec la même vitesse. Ce processus de formation - destruction de l'ozone est illustré en (figure 4), reproduisant le cycle photochimique des NO_x, dit cycle de CHAPMAN.

La concentration d'ozone à l'équilibre étant donnée par la relation suivante [10]:
 $[O_3] = J [NO_2] / K [NO]$.

K est la constante de vitesse de la réaction entre NO et O₃ réaction (III.3) et $J = K'I$ ou I est l'intensité de la radiation solaire et K' est la constante de vitesse de photodissociation de NO₂ réaction (III.2).

À l'équilibre, les paramètres déterminants sont le rapport NO₂/NO et l'intensité du rayonnement solaire. La diminution de NO conduit à l'augmentation de la concentration en ozone, vice-versa.

On a ainsi une quantité faible d'ozone présente dans la troposphère non polluée résultant d'un équilibre naturel entre les réactions chimiques de formation et destruction. À l'équilibre, l'ozone atteint des teneurs naturelles variant selon la saison et la latitude de 10 à 50 ppb [4].

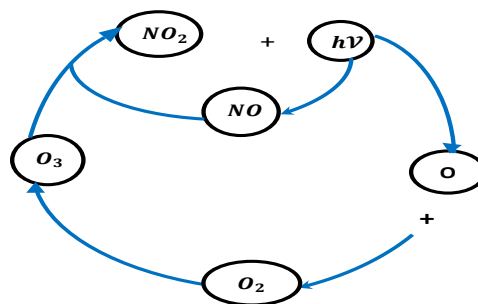


Figure III.1 Cycle photodynamique du NO₂ dans la troposphère.

À ce niveau naturel se substituent fréquemment des niveaux d'ozone qui, dans les premiers mètres de l'atmosphère, dépendent étroitement des activités humaines régionales.

En milieu pollué, tel que c'est les cas dans les centres urbains et les milieux industriels, de l'ozone résultant des transformations photochimiques de polluants précurseurs vient s'ajouter à ces teneurs naturelles.

III.4.2 Rôle des polluants précurseurs dans la production photochimique et l'accumulation de l'ozone :

Pour que l'ozone puisse atteindre des niveaux dépassant les taux naturels, il faudrait que sa réaction de titration par le NO (réaction (3) où le NO joue le rôle de puits de l'ozone) soit court-circuitée. Cela nécessite la présence d'autres espèces oxydantes qui transforment le NO en NO₂ tout en préservant l'ozone.

Divers travaux ont montré que ce schéma a lieu en présence des radicaux libres peroxydes HO₂ (radical hydroperoxyde) ou RO₂ (radical alkylperoxyde) qui proviennent de la dégradation photochimique dans l'air des polluants précurseurs comme le monoxyde de carbone CO et les composés organiques volatils COV d'origine anthropique ou de source naturelle sous l'action des radicaux hydroxyles OH [10, 11, 14].

Cette nouvelle voie de conversion de NO en NO₂ fait intervenir les radicaux peroxydes HO₂ et RO₂. Ces radicaux réagissent rapidement avec NO.



La substitution de l'ozone par les radicaux peroxydes RO₂ et HO₂, dans les réactions (III.5) et (III.7), court-circuite ainsi celle de NO avec l'ozone (où le NO en abondance réduit l'ozone en oxygène dans la réaction (III.3) et elle perturbe le cycle naturel NO₂ - NO - O₃ ce qui permet à l'ozone formé d'après la réaction (III.2) de s'accumuler et d'atteindre des niveaux élevés.

Les radicaux peroxydes sont particulièrement formés par la réaction des hydrocarbures HC avec le radical hydroxyle OH [17].

Le mécanisme d'oxydation des COV et CO est le seul à jouer le rôle important sur l'ozone troposphérique en offrant d'autres voies de transformation du monoxyde d'azote NO en

dioxyde d'azote NO_2 . Le cycle des oxydes d'azote s'interrompt et le bilan global se rétablit en faveur de la formation de quantité supplémentaire de l'ozone.

Ce nouveau cycle photodynamique est illustré en Figure III.2.

S'il n'y avait pas dégradation photochimique des hydrocarbures en radicaux peroxyes, il s'établirait un équilibre entre les agents oxydants et les réducteurs de l'atmosphère qui éviterait l'accumulation d'ozone.

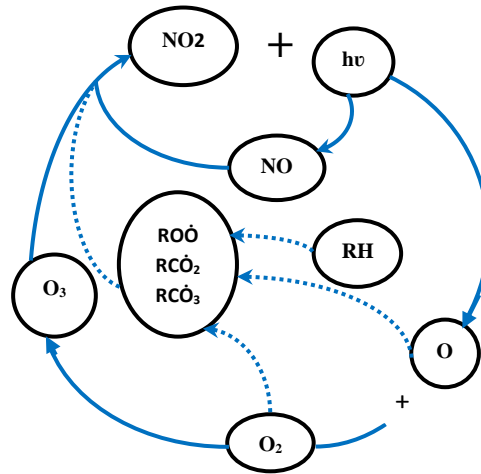


Figure III.2 Cycle photodynamique de l'ozone et des oxydes d'azote en présence d'hydrocarbures dans la troposphère [18].

Chapitre 4

Effets des Particules Fines

Et

De L'Ozone Sur La Santé

IV.1 Effet des particules sur l'homme

Pendant longtemps, l'étude de la pollution de l'air par les poussières ne s'intéressait qu'aux particules totales en suspension (TSP) qui sont des particules d'un diamètre aérodynamique inférieur à 50 μm et qui peuvent, de part leur faible vitesse de chute, séjourner longtemps dans l'atmosphère. Par la suite, le développement des études épidémiologiques a montré que parmi les TSP, seule la fraction fine pouvait s'infiltrer dans les bronches et les alvéoles pulmonaires et provoquait une altération du système respiratoire. Les études effectuées sur l'impact sanitaire à court et à long terme indiquaient en effet, qu'il existait des relations dose-réponses linéaires uniquement lorsqu'on considérait les particules de diamètre inférieur à 10 μm c'est à-dire la fraction des PM-10 [41]. Cette meilleure corrélation entre les teneurs en PM-10 et les effets sur la santé a conduit un grand nombre de pays à remplacer l'étude des TSP par celle des PM-10. De nouvelles techniques de prélèvement ont été mises au point et normalisées pour tenir compte de ce seuil de coupure granulométrique et de nouvelles normes d'émissions ont été élaborées [42].

En vertu du che[43] [44]minement des particules dans le système respiratoire (Figure8) et de l'impact des fines particules rencontrées en milieu urbain, il s'est avéré utile de s'intéresser, en plus de l'étude des PM-10, à celle des PM-2,5. Cette fraction appelée fraction respirable ou fraction alvéolaire englobe les particules très fines qui atteignent les alvéoles des bronches pulmonaires [43, 44].

Dans le même contexte, des travaux récents proposent de considérer séparément la fraction très fine des particules, les PM-1. Cette classe comprend les particules de diamètre inférieur à 1 μm qui échappent en partie à la rétention dans les installations de dépoussiérage et qui se déposent de manière irréversible dans les alvéoles du système respiratoire [45].

Cette pénétration des particules dans le système respiratoire engendre tel qu'il est démontré par plusieurs études épidémiologiques les effets indésirables suivants [46]:

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

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

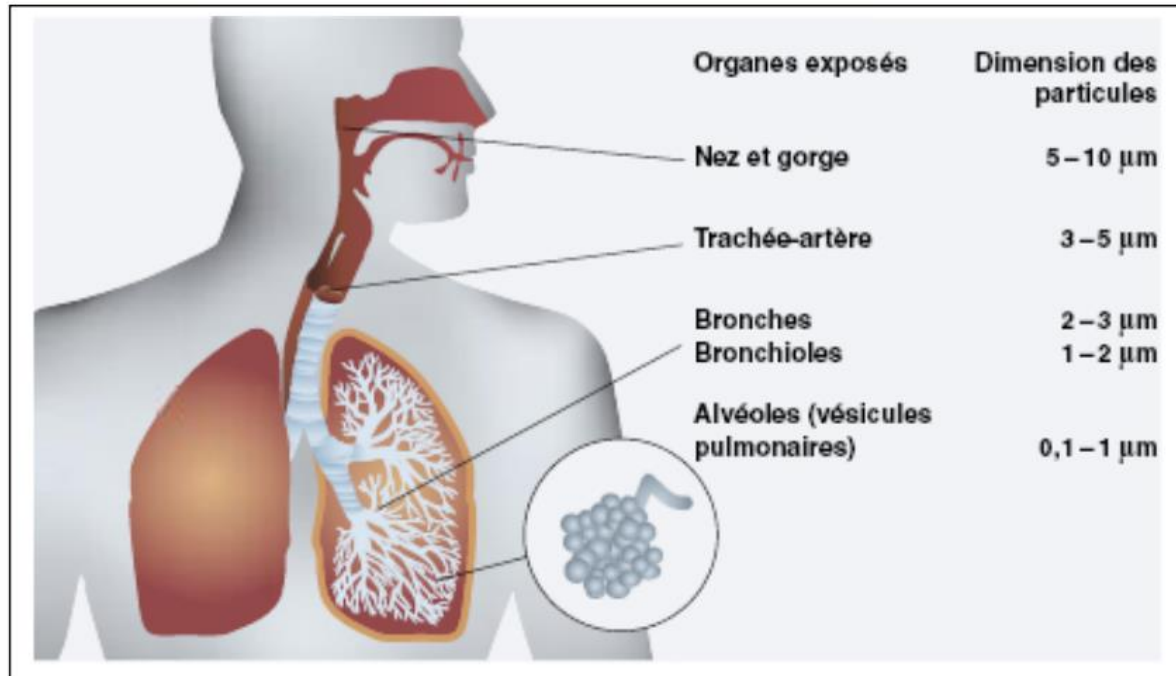


Figure IV.1 Pénétration des particules fines dans le corps humain [47]

IV.2 Effet de l'ozone sur la sante

L'organisme est très sensible à l'ozone. L'ozone, par ses propriétés oxydantes et sa structure chimique, pénètre facilement jusqu'aux voies respiratoires les plus fines, réagit sur les composants cellulaires des voies aériennes et des alvéoles qui semblent constituer une cible privilégiée de l'ozone et affecte les capacités respiratoires [62]. Les conséquences d'une telle pollution sont essentiellement médicales.

Les effets spécifiques de l'ozone sur la santé se réfèrent aux observations des recherches expérimentales constatées sur les animaux de laboratoire et sur les sujets humains, dans une atmosphère artificielle reproduisant les conditions hypothétiques de l'ambiance urbaine.

Nous résumons les conclusions concernant des expositions contrôlées sur l'homme aux concentrations maximales admissibles d'ozone qui varient selon les pays entre 80 et 120

ppb et à des concentrations supérieures à 200 ppb rencontrées en général en milieu urbain en été dans quelques grands sites.

Les effets de l'ozone sur la santé rapportés par la bibliographie apportent les résultats suivants :

- ✓ Une exposition contrôlée à 120 ppb et même à 100 ppb pendant deux heures avec l'exercice physique marqué pour les personnes en bonne santé entraîne une légère diminution de la fonction respiratoire. La diminution de la fonction respiratoire est proportionnelle à l'intensité de l'exercice physique [63].
- ✓ Les asthmatiques représentent une population très sensible. Une exposition à 120 ppb pendant une heure augmente la réactivité bronchique aux allergènes chez les asthmatiques porteurs d'atopie. Chez certains adultes sains des symptômes respiratoires peuvent apparaître : toux, dyspnée et douleur thoracique. Ces symptômes sont absents chez les enfants [62].
- ✓ Une diminution de la résistance des voies aériennes et une réduction de la ventilation sont remarquées pour des concentrations d'ozone allant de 100 à 1000 ppb [63]. L'inhalation d'ozone entre 100 et 200 ppb détériore transitoirement la fonction ventilatoire [63].
- ✓ Des concentrations d'ozone de l'ordre de 300 ppb entraînent l'apparition chez certains sujets des symptômes respiratoires désagréables (brûlures thoraciques, toux sèche, coryza) [63].
- ✓ L'inhalation d'ozone à des concentrations élevées (200 à 1000 ppb) pendant 1 à 3 heures entraîne chez certains sujets sains des symptômes : toux sèche, irritation du nez et de la gorge, brûlure ou oppression thoracique [60].

L'ensemble de ces études conforte l'impression générale que des concentrations d'ozone supérieures à 100 ppb représentent une menace pour la santé respiratoire. Même des concentrations relativement faibles de 80 à 100 ppb sont capables, de détériorer les cellules des voies aériennes des alvéoles, de provoquer des irritations oculaires de la toux pour une exposition prolongée et une altération pulmonaire surtout chez les enfants et les asthmatiques. Ces effets sont accentués par l'exercice physique et sont variables selon la sensibilité de l'individu [63].

S'agissant des effets sensoriels, il a été démontré que l'ozone provoque une diminution des facultés sensorielles ; irritation oculaire, modification des paramètres visuels

et des seuils d'olfaction. Le seuil de perception olfactive se manifeste selon les individus de 7,5 à 20 ppb.

Ces concentrations faibles sont très répandues dans les zones urbaines. Les irritations oculaires semblent apparaître vers 100 ppb. Des modifications de perception oculaire sont décrites après exposition de trois heures à des niveaux de 200 à 500 ppb [60].

Les effets de l'ozone diminuent avec la répétition des expositions à ce polluant. Il y a donc un effet de tolérance [64]. Les investigations comportant des expositions répétées à l'ozone, indiquent un phénomène d'hypersensibilité lors du deuxième jour, puis un état d'adaptation apparaît en 3 à 5 jours [60].

Un certain degré de résistance ou d'adaptation à des concentrations d'ozone (200 à 500 ppb) a été démontré chez des volontaires sains [65].

Sur les risques cancérigènes et mutagènes de l'ozone, les données de la littérature sont actuellement parcellaires et contradictoires [66].

L'homme est généralement exposé à un mélange complexe de polluants atmosphériques dans l'air urbain. Il a été ainsi montré que lorsque l'ozone est associé au dioxyde d'azote [67] 105 et autres composés oxydants ou particuliers une synergie de leurs effets s'exerce [68].

Il semble que les effets sanitaires (irritation des yeux et des voies respiratoires, les maux de tête, sentiment d'inconfort) surviennent lorsque les teneurs en ozone atteignent 100 ppb en présence d'importante quantité d'espèces photochimiques notamment le nitrate de peroxyacétyl [69].

La sensibilité de l'appareil respiratoire aux infections bactériennes ou virales augmente nettement après exposition au NO₂ et à l'ozone [70].

Pour la population générale, aucune relation n'a été observée entre concentrations maximales d'oxydants et la mortalité quotidienne. Les concentrations horaires comprises entre 100 et 250 ppb sont capables de modifier la fonction pulmonaire chez l'enfant, d'accroître la fréquence des crises d'asthme, de causer des irritations oculaires fréquentes et de réduire les performances sportives [60]. Par contre, des associations existent entre niveaux d'ozone et l'hospitalisation. Des études réalisées au Canada [71] ont démontré, à plusieurs reprises, la corrélation étroite existant entre l'hospitalisation et les niveaux

épisodiquement élevés d'ozone. Au Japon, des symptômes généraux et respiratoires associés à des alertes au smog ont été signalés [72].

Un excès de 0,5 à 1,5 admissions hospitalières pour pathologie respiratoires (tous âges) a été observé pour une augmentation des niveaux maxima horaires d'ozone de l'ordre de 100 ppb [73].

Chapitre 5

Téchniques De Prélèvement

Et

Méthodes D'Analyse

V.1 Echantillonnage de l'air pour les particules fines

Généralement l'échantillonnage des particules en suspension se fait sur filtres et membranes par filtration de l'air ambiant.

Selon les recommandations de la "Commission of European Communities Environmental Institute", concernant la surveillance des émissions de particules fines, les prélèvements doivent tenir compte de certains critères qui varient selon le type de site à étudier (site urbain, trafic routier, site industriel, etc.) [74]

La représentativité des prélèvements est fonction de la qualité de gestion des contraintes liées à l'échantillonnage et au transport des particules dans l'appareil. Quel que soit le mode d'échantillonnage utilisé, le rendement granulométrique des particules en suspension n'est égal à 100% que pour les tailles approximativement inférieures à $3\mu\text{m}$. Au-delà de cette dimension, l'efficacité de la collecte des divers dispositifs est influencée, aussi bien, par les conditions météorologiques, en particulier la vitesse du vent, que par les conditions de prélèvement telles que le débit d'aspiration, la position et les conceptions du dispositif de captage. Ainsi, la géométrie de la tête de prélèvement et le débit d'air échantillonné conditionnent à la fois le diamètre des particules recueillies sur le filtre et le degré d'influence du vent sur l'efficacité d'échantillonnage.

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

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

Généralement, l'échantillonnage se fait avec ou sans fractionnement granulométrique, ce qui donne lieu à trois catégories de prélèvement :

- Les prélèvements sans coupure granulométrique spécifique : ce sont des méthodes dites intégrales qui collectent ou mesurent les aérosols sans dimension

- Les prélèvements avec coupure granulométrique.
- Les prélèvements avec fractionnement granulométrique, ou méthodes discrètes qui collectent ou mesurent les aérosols sélectivement, en fonction de leur dimension [75].

V.1.1 Les prélèvements sans coupure granulométrique spécifique

Il s'agit de capter toutes les poussières en suspension jusqu'à 30 μ m ou plus. Selon le débit d'aspiration choisi, on enrichit ou non le prélèvement avec les particules de diamètre supérieur à 10 μ m.

On distingue, dans cette catégorie, selon la taille et la nature des particules, trois modes de prélèvement [76].

V.1.1.1 Les Fumées Noires

Cette méthode est utilisée en principe, pour la collecte des particules fines de tailles inférieures à 5 μ m qui sont collectées avec une grande efficacité. L'échantillonnage est pratiqué à débit relativement faible (environ 80l/h).

L'analyse ultérieure du filtre est effectuée par réflectométrie. Celle-ci consiste à mesurer le degré de noircissement du filtre collecteur par référence à une échelle de gris étalons. Une courbe de calibration fournit une correspondance entre la noirceur du dépôt et la masse des particules déposées.

Cette méthode est généralement utilisée pour les prélèvements des particules issues de la combustion du fuel et du charbon et pour les suies émises par le trafic routier diesel.

La durée de prélèvement est généralement de 2 heures. L'indice de fumée noire est donné en μ g/m³ représentative [77].

V.1.1.2 Méthode de prélèvement sur filtres ouvert à débit moyen

Dans ce cas, les prélèvements sont effectués par aspiration de l'air et la rétention des particules sur filtre ouvert de 47 mm de diamètre. Le débit d'aspiration est de l'ordre de 1.5 m³/h. la durée d'échantillonnage est de 24 heures ou plus.

La méthode donne la teneur des particules totales en suspension, les TSP, qui en général, est supérieure à celle des fumées noires.

Les particules fixées sur le filtre peuvent servir d'échantillons pour d'autres analyses [78].

V.1.1.3 Méthode de prélèvement à très fort débit

La méthode utilise, comme la précédente, la rétention des particules sur filtre.

Toutefois les appareils sont dotés d'une pompe d'aspiration d'un très fort débit de l'ordre de 60 à 100 m³/h. Ces appareils portent le nom de High Volume Sampler, HVS.

Comme dans la méthode précédente ils donnent les TSP et peuvent avoir une efficacité de collecte des particules de diamètre supérieur à 10 µm qui atteint jusqu'à 25% pour les grosses particules de 30 µm. Le fort débit utilisé permet d'avoir sur une durée de 24h de grandes masses de particules recueillies, ce qui rend aisé les analyses ultérieures de l'échantillon. Les modes de prélèvement à débit moyen et par HVS sont largement utilisés de nos jours [79].

V.1.2 Prélèvement avec coupure granulométrique

Ils sont effectués à l'aide d'une « tête » de prélèvement qui, par sa conception, ne capte en théorie que des particules de diamètre aérodynamique inférieur à une valeur définie. Cette méthode permet ainsi de focaliser la surveillance sur les particules inhalables [80]. Les têtes les plus couramment utilisées sont la tête définie par la norme française NFX43-021 et les têtes PM-10 et PM-2.5 d'origine américaine [81].

V.1.2.1 Tête d'impaction française normalisée AFNOR NF X 43-021

Cette tête a été longtemps utilisée au niveau des réseaux de surveillances jusqu'en 1995. Elle fonctionne à un débit d'aspiration continu et constant (1.5m³/h), elle présente un seuil de coupure de 10µm [82]. Il est aussi nécessaire de noter que son efficacité est liée à la vitesse du vent, ce qui lui confère un manque de précision. Néanmoins elle reste utilisée malgré l'introduction de la tête PM-10 qui présente une meilleure efficacité [83]. La figure V.1 illustre la conception de cette tête.

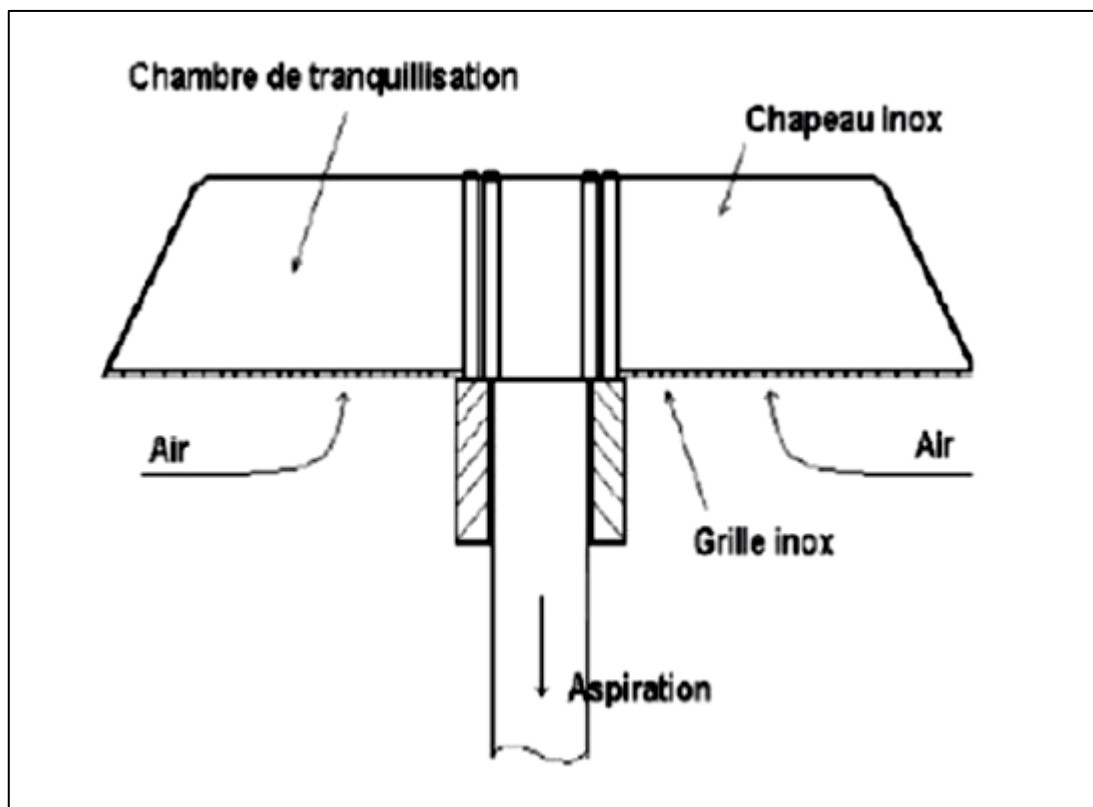


Figure V.1 Conception de la tête d'impaction française [83]

V.1.2.2 Tête PM-10 américaine

Depuis 1995, l'utilisation de la tête américaine type PM-10 est répandue dans plusieurs réseaux de surveillance. Comme son nom l'indique, elle annonce un seuil de coupure several de $10\mu\text{m}$ [84], son succès est dû à une meilleure impaction, qui se fait par effet aérodynamique induit par un système de chicane, en plus de l'élimination du risque de ré-envol des particules dont le diamètre aérodynamique est supérieur à $10\mu\text{m}$ par graissage de la surface d'impaction elle est peu influencé par la vitesse du vent.

Le débit est fixé à $1\text{m}^3/\text{h}$, la température du tube d'adduction entre la tête et le dispositif de mesure ou d'accumulation est maintenue à 30° pour éviter tout phénomène de condensation sur les parois [85].

Il est nécessaire de souligner que l'augmentation de l'air aspiré peut provoquer l'évaporation de certains composés volatils. La figure représente la tête PM-10.

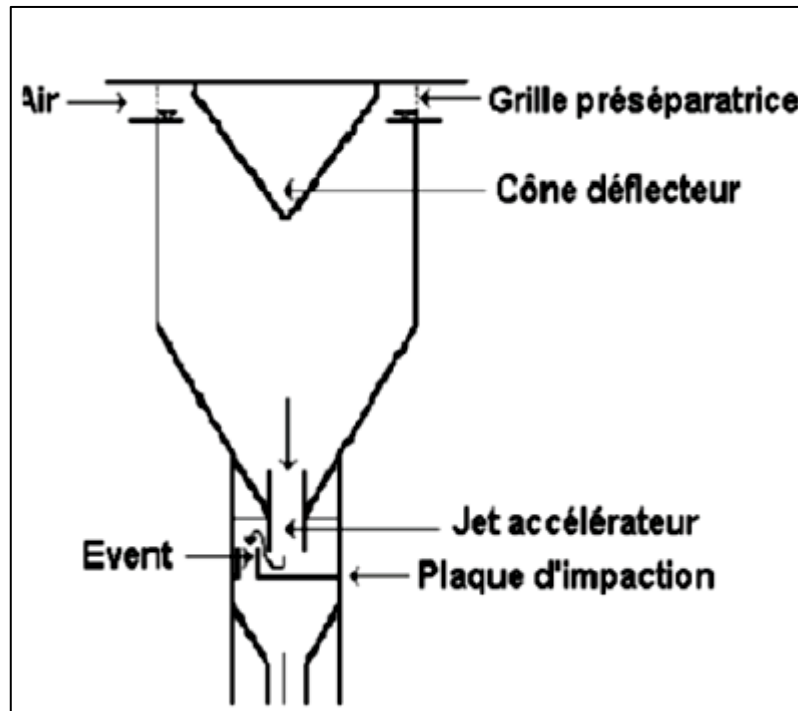


Figure V.2 Tête américaine de type PM-10 [85].

V.1.2.3 Tête type PM-2,5 d'origine américaine

Elle est proposée par les constructeurs sur des appareils tels que la microbalance à variation de fréquence (voir plus loin le descriptif de la microbalance). La coupure granulométrique annoncée à $2,5 \mu\text{m}$ pour un débit d'aspiration fixé à $1 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ est obtenue par un système de type « cyclone », les particules de diamètre supérieur sont récupérées dans un réceptacle amovible. Contrairement à la tête PM-10, ce dispositif n'est pas démontable en vue d'un éventuel nettoyage ce qui n'est pas vraiment rentable sur le plan économique [85].

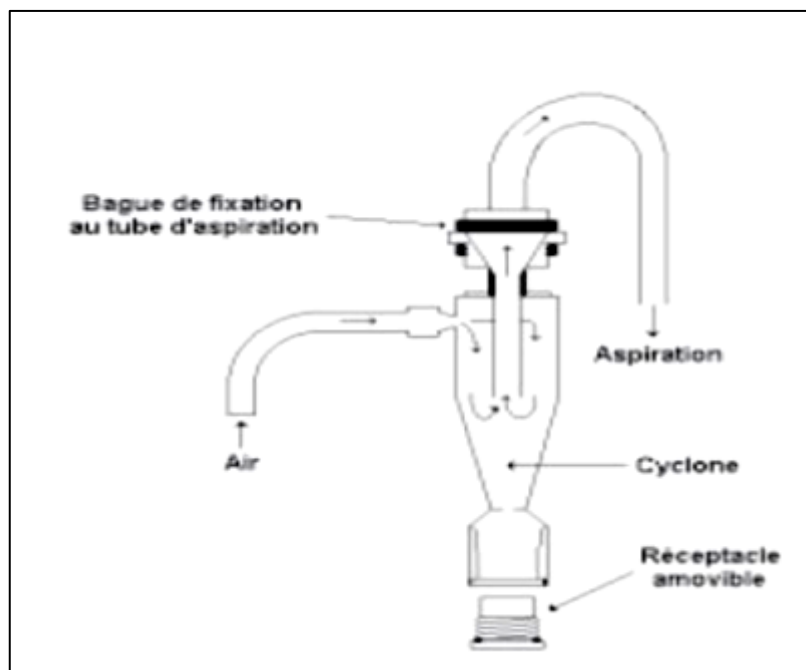


Figure V.3 Tête américaine de type PM-2,5 [86].

V.1.2.4 La jauge bêta

Cette méthode consiste à mesurer l'atténuation d'un rayonnement bêta constitué d'électrons d'énergie 0.01 à 0.1 MeV ayant traversé un filtre chargé de particules (source radioactive C14). Les particules sont collectées par filtration ou impaction sur un filtre approprié.

Le filtre, après prélèvement est placé entre un émetteur de rayonnement bêta et un détecteur qui compte le nombre d'électrons qui ont traversé le filtre.

La masse des particules déposées sur le filtre est d'autant plus grande que le nombre d'électrons qui traversent le filtre est faible. La mesure consiste à calculer la variation d'absorption entre le filtre vierge et celui chargé du dépôt de particule [40]. L'absorption du rayonnement bêta est indépendante de la nature des particules déposées sur filtre. Par cette méthode, les particules collectées ne peuvent pas faire l'objet d'analyse au laboratoire. Dans cette méthode, des erreurs peuvent se produire, si la taille des particules est importante, si le dépôt n'est pas homogène ou si l'aérosol est composé de particules de poids atomiques élevés [87].

V.1.2.5 La balance piézo- électrique ou « balance à quartz » : appareil de type TEOM

Cette méthode repose sur le principe suivant : Un cristal piézo-électrique, quand il est soumis à une pression, développe des charges électriques. Le quartz, qui est un corps piézoélectrique, vibre à une fréquence propre très précise qui peut être mesurée avec une grande précision s'il est placé dans un circuit oscillant approprié. Si l'on dépose une masse supplémentaire telle que des aérosols, sur la surface active du cristal, on observe une décroissance de la fréquence d'oscillation en fonction de la masse ajoutée. Cette propriété a été mise en œuvre dans de nombreux dispositifs commerciaux appelés « balance à quartz ».

Ces dispositifs permettent, avec un temps de réponse très court, la mesure de masses très faibles. C'est sur cette base que fonctionne l'appareil Tapered Element Oscillating Microbalance TEOM (microbalance à élément conique oscillant) qui consiste à mesurer les variations de fréquence de vibration d'un élément oscillant maintenu à la température de 50 °C et sur lequel les particules prélevées se sont déposées. Dans ce dispositif on peut avoir les teneurs instantanées.

Toutefois, le maintien du dispositif à une température élevée de 50°C afin de réduire l'effet négatif des variations thermiques sur la microbalance, induit une volatilisation de particules peu stables (nitrates d'ammonium, composés organiques) et donc une sous-estimation de la concentration massique des particules fines. Par ailleurs, et comme pour la jauge bêta, la méthode TEOM ne permet pas une analyse ultérieure des particules.

Le TEOM et la jauge bêta travaillent en continu et permettent de mettre en évidence d'éventuels pics de pollution [88].

V.1.3 Les prélèvements avec fractionnement granulométrique

Ce sont des méthodes qui permettent une séparation plus fine des particules inhalables.

La sélection des particules en classe granulométrique se fait par impaction d'où le nom d'impacteur.

Les impacteurs virtuels ou dichotomes travaillent à débit moyen (1.7 m³/h) et permettent d'avoir deux classes granulométriques : la fraction alvéolaire ($d < 2.5 \mu\text{m}$) et la fraction trachéobronchique ($2.5 < d < 10 \mu\text{m}$).

Les impacteurs à cascade sont équipés de 5 à 7 niveaux d'impaction et permettent d'avoir 5 à 7 fractions granulométriques (de 0 à 1 μm , de 1 à 2.5 μm ...etc.). Ces cascadeurs travaillent à débit fort (30 à 60 m^3/h).

L'appareil le plus connu est le HVS-PM-10 équipé d'un impacteur d'Andersen. Il est considéré comme référence par l'agence américaine EPA.

V.1.3.1 Les filtres et membranes de rétention

Les filtres utilisés dans la collection des particules en suspension doivent remplir trois conditions :

- Une efficacité de collection d'au moins 99% pour les particules de diamètre égal à 0.3 μm et plus.
- Une hygroscopicité faible.
- Un taux d'impureté aussi faible que possible pour éviter les interférences dans l'analyse quantitative des composés métalliques que véhiculent les poussières.

Les filtres les plus utilisés sont les filtres en fibre de verre et les filtres membranes à base de dérivés de cellulose (acétate et ester de cellulose) [89].

V.1.3.2 Les filtres en fibre de verre

Ils ont une efficacité de collection de 99.9% pour les particules de diamètres supérieur à 0.3 μm . Cette efficacité est mesurée sur les particules d'aérosol du dioctyl-phalate.

L'hygroscopicité des filtres en fibre de verre est faible. L'inconvénient majeur de ces filtres provient du fait qu'ils contiennent divers éléments métalliques à des teneurs variables. Dans ce contexte, les éléments les plus gênants sont le zinc et le fer qu'on retrouve lors de la minéralisation des filtres à des teneurs élevées. La teneur des filtres Gelman type A et Whatman GF-A contient plus de 50 $\mu\text{g Zn/cm}^3$.

V.1.3.3 Les filtres membranes

Ce sont des filtres nitro-cellulose (Sartorius et Millipore) ou acétate et ester de cellulose (Gelman GA-3) qui sont solubles dans les éthers et alcools. On peut ainsi dissoudre les filtres dans l'acétone et récupérer totalement les particules après évaporation du solvant organique.

L'étape de minéralisation est ainsi facilitée.

Les filtres membranes les plus utilisés pour la collecte des particules ont une porosité supérieure à $0.8 \mu\text{m}$. Ces fibres sont plus hygroscopiques que les filtres en fibres de verre, mais présentent l'avantage d'avoir des teneurs extrêmement faibles en éléments métalliques.

Leur inconvénient est qu'ils présentent une forte résistance à l'écoulement de façon qu'on ne puisse pas les utiliser dans les HVS pour les prélèvements à fort débit.

Avec les deux types de filtres (filtres en fibre de verre et filtres membranes) on recueille avec une bonne efficacité même les particules très fines de $0.1 \mu\text{m}$ de diamètre [89]

V.1.4 Détermination de la masse des particules

V.1.4.1 Méthode gravimétrique (Pesée)

Après conditionnement du filtre, à température et à humidité constante, on pratique le plus souvent une pesée de façon à connaître la quantité de TSP déposée sur le filtre. Cette méthode est la moins coûteuse et la plus rapide, mais elle comporte beaucoup de risques.

Entre le conditionnement au laboratoire, l'échantillonnage sur le terrain et la pesée de retour au laboratoire, les pertes peuvent être importantes.

La principale difficulté réside dans la constance de l'humidité lors des pesées avant et après filtration.

V.1.4.2 Mesure par rayonnement

On interpose le filtre, chargé de particules, sur le trajet d'un rayonnement β émis par une source radioactive (souvent du Krypton 85). Le rayonnement est atténué en traversant le filtre et cette atténuation est proportionnelle à la quantité de matière traversée, donc à la masse de particules:

$$I = I_0 \cdot \exp(-\mu \cdot X) \quad (\text{V.1})$$

Avec : X l'épaisseur traversée et μ un coefficient d'atténuation proportionnel à la densité des particules.

On mesure l'émission radioactive :

- En l'absence de filtre → blanc donnant la valeur I_0
- Avec le filtre → mesure donnant la valeur I.

La mesure exacte n'est possible quasi le filtre est chargé uniformément et sans épaisseur exagérée

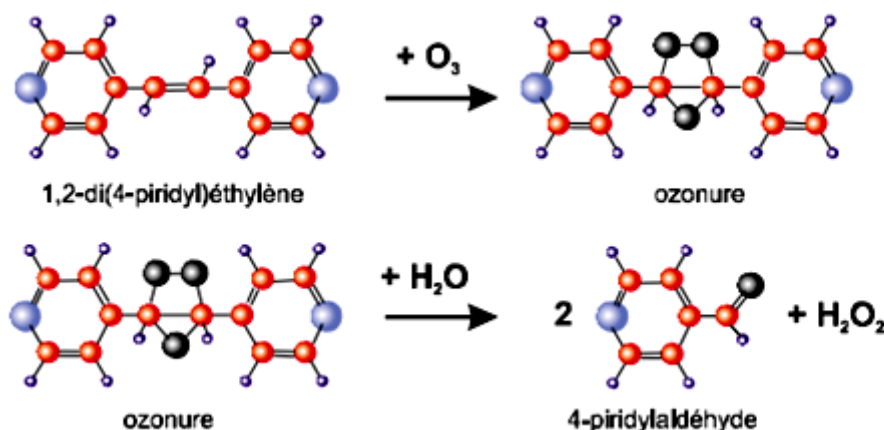
L'appareil jauge β travaille selon ce principe.[90]

V.2 Technique de prélèvement et analyse de l'ozone

V.2.1 Prélèvement passif

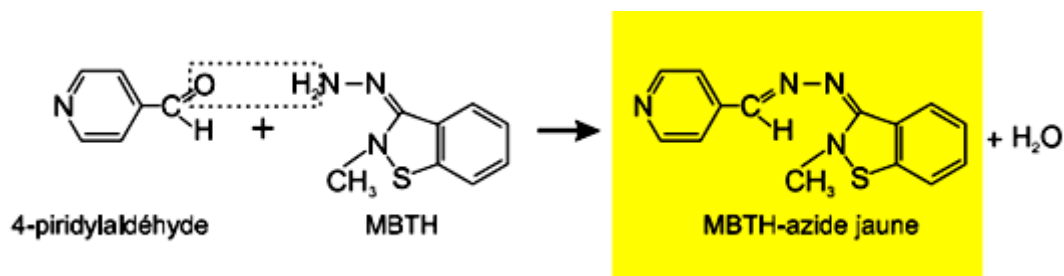
V.2.1.1 Principe

Le matériel absorbant est du gel de silice revêtu de 4,4'-dipiridyléthylène contenu dans un tube en polyéthylènemicro poreux, enfermé d'un bout par un bouchon PTFE. Pendant l'exposition, l'ozonolyse en milieu acide du 4,4'-dipiridyléthylène produit du 4-piridylaldéhyde.



La présence constante d'eau, qui est nécessaire à la réaction, vient d'être assurée par le gel de silice.

Après l'exposition, le 4-piridylaldéhyde réagit avec le 3-méthyl-4-benzothiazolinone hydrazone (MTBH) en produisant la correspondante azide, colorée en jaune, dont l'absorbance est mesurée par le spectrophotomètre à 430 nm



La production du 4-piridylaldéhyde est spécifique de l'ozone: n'interfèrent ni les oxydes d'azote ni les composés organiques, y inclus les aldéhydes [91].

V.2.1.2 Principe des tubes à diffusion

L'échantillonneur passif Radiello est basé sur le principe de la diffusion passive de molécules de gaz jusqu'à une cartouche adsorbante placée dans un corps diffusif à géométrie radiale [91]. L'air est transporté dans l'échantillonneur par diffusion moléculaire (selon la loi de Fick) jusqu'à l'adsorbant.

L'échantillonneur diffusif est une boîte fermée, d'habitude cylindrique, dont une des deux surfaces planes est "transparente" aux molécules gazeuses alors que l'autre les adsorbe. On appelle diffusive la première surface et adsorbante la deuxième (respectivement S et A en figure).

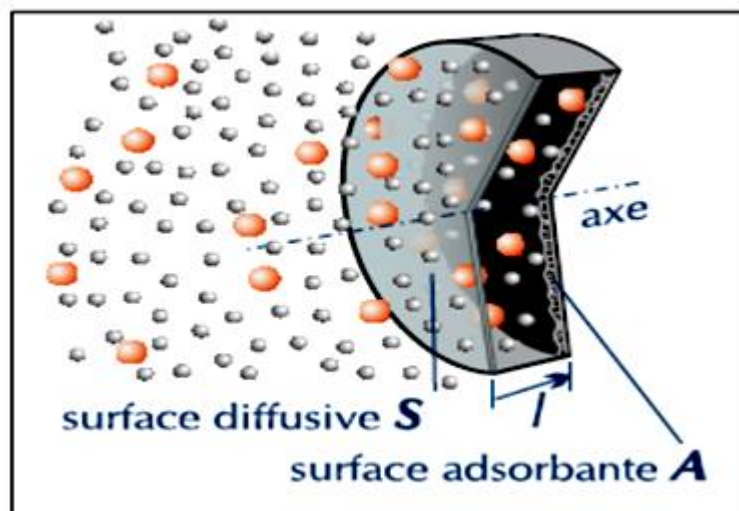


Figure V.4 L'échantillonneur diffusif [91]

Note : les surfaces diffusives et absorbantes de l'échantillonneur diffusif axial sont deux faces planes et opposées d'une boîte fermée.

Sous un gradient de concentration, les molécules absorbables (couleur) pénètrent la surface diffusives et viennent d'être piégées par celle adsorbante

Sous le gradient de concentration dC/dl , les molécules gazeuses reversent S en diffusant vers A, le long du parcours diffusif qui est parallèle à l'axe de la boîte. Celles adsorbables viennent d'être piégées par A suivant la loi de la diffusion

$$\frac{dm}{dt} = D S \frac{dC}{dl} \quad (V.2)$$

Où dm est la masse piégée pendant le temps dt et D est le coefficient de diffusion.

Si C est la concentration à la surface diffusante et C_0 est celle à la surface adsorbante, l'intégrale de [V.2] est :

$$\frac{m}{t} = D \frac{S}{l} (C - C_0) \quad (V.3)$$

Qui va devenir :

$$\frac{m}{tc} = D \frac{S}{l} = Q \quad \text{ou} \quad c = \frac{m}{tQ} \quad (V.4)$$

si la concentration à la surface adsorbante est égale ou très proche à 0.

Q est le débit de piégeage, dont les dimensions sont justement celles d'un flux (en exprimant m en μg , t en minutes et C en $\mu\text{g.l}^{-1}$, les dimensions de Q sont l.min^{-1}).

Donc, si Q est constant et connu, on peut connaître la concentration environnementale bien simplement par la mesure de la masse piégée et du temps d'exposition.

Afin d'améliorer la sensibilité analytique il faudrait augmenter m : cela peut se faire en augmentant Q .

D étant une constante, on ne peut atteindre la cible qu'en agissant auprès du rapport S/l , qui est la constante géométrique de l'échantillonneur. Néanmoins, si on élargit S , dans l'usuel

échantillonneur axial on ne peut pas éviter d'élargir A aussi, car il faut que les deux surfaces diffusives et adsorbantes se fassent face à distance constante. N'ayant qu'une seule façon de récupérer l'analyte piégé par l'échantillonneur axial - le déplacement par solvant - tout élargissement de A entraîne une augmentation proportionnelle du volume du solvant désorbant, de sorte que la dilution annule tout effet de l'augmentation de Q .

On pourrait réduire I mais, au-dessous d'une valeur critique (à peu près 0,8 mm), la loi de la diffusion n'est plus respectée si la vitesse de l'air est faible, la vitesse de piégeage devenant plus importante que celle de ravitaillement de nouvelles molécules à la surface diffusives [94].

Alors on peut augmenter Q si on change la géométrie de l'échantillonneur d'axiale en **radiale**.

C'est comme ça que **radiello** vient de paraître. C'est sa paroi cylindrique qui marche à barrage diffusif: les molécules se meuvent le long du rayon vers un adsorbant cylindrique lui-même et coaxial à la surface diffusives (Figure).



Figure V.6 L'échantillonneur [91]

En même diamètre du cylindre, S devient beaucoup plus grande que celle de l'échantillonneur axial, sans aucune augmentation de la masse d'adsorbant: bien que la surface

adsorbante soit beaucoup plus petite que celle diffusif, la distance entre les deux est toujours constante.

Étant donné que $S=2\pi rh$ (h est la hauteur du cylindre) et que le parcours diffusif est le rayon, on doit écrire [V.1] dans la forme :

$$\frac{dm}{dt} = D2\pi hr \frac{dc}{dr} \quad (V.5)$$

L'intégrale de [V.4] du rayon de la surface diffusante r_d à celui de la surface adsorbante r_a devient :

$$\frac{dm}{dt} = D2\pi hr \frac{dc}{dr} \quad (V.6)$$

Le terme $\frac{2\pi h}{\ln \frac{r_d}{r_a}}$ représente la constante géométrique de **radiello**. Donc, le débit est fonction directe de la longueur du cylindre diffusif et inverse du logarithme du rapport entre le rayon du cylindre diffusif et celui du cylindre adsorbant.

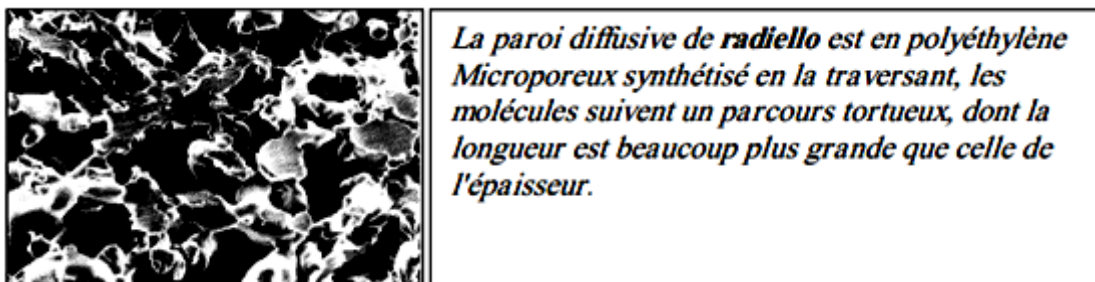


Figure V.7 Le corps diffusif au microscope électronique [91].

Alors qu'on peut mesurer par mètre la valeur de r_a , celle de r_d ne peut qu'être estimée par des mesures d'exposition. En effet, afin de n'agrandir pas trop **radiello** et de respecter en plein la loi de la diffusion, le barrage diffusif a été projeté sous forme d'un tube dont la paroi est épaisse et micro-poreuse: la longueur réelle du parcours diffusif n'est pas la différence entre les rayons extérieurs des tubes diffusif et adsorbant mais est beaucoup plus longue à cause de la tortuosité du parcours entre les pores. Un cylindre diffusif de 8 mm de rayon extérieur, 1,7 mm d'épaisseur et 25 μm de porosité, couplé avec une cartouche adsorbante de 2,9 mm de rayon, ne forme pas un parcours diffusant de $8-2,9=5,1$ mm mais bien de 18 mm [91].

V.2.2 Méthodes d'analyse de l'ozone

Deux méthodes d'analyse des tubes sont proposées, l'une par colorimétrie en utilisant un spectromètre et l'autre par chromatographie ionique [92].

V.2.2.1 Méthode spectrométrique

La spectrophotométrie UV/Visible repose sur l'interaction du rayonnement électromagnétique et de la matière dans le domaine s'étendant du proche UV au très proche IR soit entre 180 et 1100 nm. Cette partie du spectre est relativement pauvre en informations sur la structure des composés moléculaires. En revanche, l'absorbance des composés dans le proche UV et le visible est exploitée en analyse quantitative par application de la loi de Beer-Lambert.

La méthode s'applique non seulement aux composés qui présentent une absorption dans le visible mais également aux composés dont un dérivé obtenu par une réaction chimique présente une telle absorption.

L'absorption dans le domaine UV / visible est due au passage d'un niveau électronique à un autre d'énergie supérieure avec changement des niveaux de vibration et de rotation ;

au cours de ce processus, un électron passe d'une orbitale moléculaire à une autre d'énergie supérieure [93].

Chapitre 6

Méthodologie

On va présenter dans cette partie la méthodologie adoptée pour le prélèvement et l'analyse des PM-10 et d'ozone.

VI.1 Choix du site de prélèvement des PM10

Pour l'étude des PM10 en milieu urbain dans l'agglomération d'Alger, nous avons en fonction de l'objectif fixé et des moyens disponibles, opté pour un site de proximité, c'est-à-dire un site qui est influencé directement par les sources émettrices, dans notre cas ces sources sont les émissions du trafic routier.

Le site choisi se situe à l'école nationale polytechnique à environ 10 Km à l'est d'Alger. En ce site, le poste de mesure est implanté derrière la villa du défunt l'ex-directeur de l'école.



Figure VI.1 Localisation du site de prélèvement S1



Figure VI.2 Poste de prélèvement du site S1

VI.2 Mode de prélèvement des PM10

En fonction des moyens disponibles, nous avons opté pour un prélèvement à débit moyen. Le montage expérimental utilisé est illustré en figure Il s'agit d'une pompe à vide à membrane, débitmètre et un tuyau qui se termine par une tête PM-10.

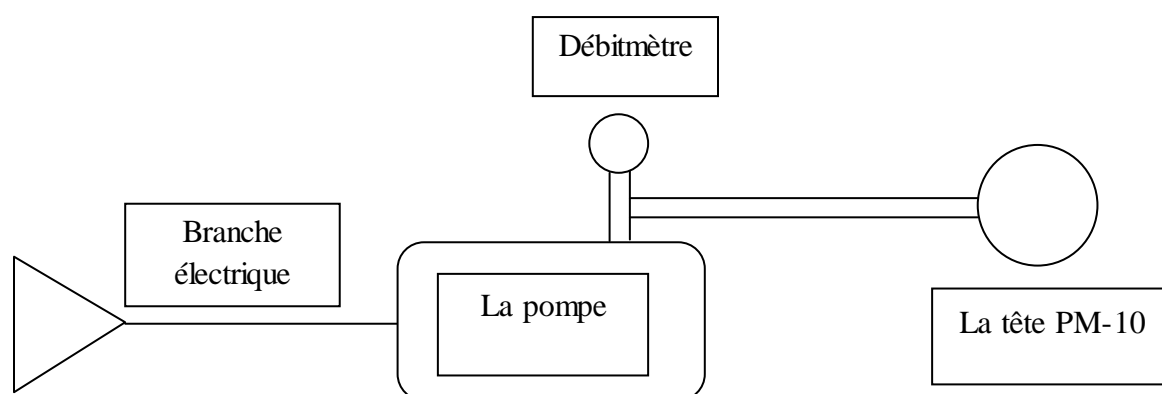


Figure VI.3 Schéma de prélèvement.

Les paramètres d'échantillonnage et de fonctionnement sont :

- ✓ Le débit d'aspiration est de $1.4 \text{ m}^3/\text{h}$
- ✓ la durée de prélèvement de chaque échantillon comporte deux jours entre (24h et 48h de maximum).
- ✓ Les filtres utilisés pour la rétention de particules sont :

Les filtres en cellulose d'une porosité de $0.8\mu\text{m}$ et un diamètre de 47mm.

On représente quelques photos ci-dessous sur le simple montage de l'expérience d'aspiration



Figure VI.4 Photo du montage réel au niveau du site de prélèvement.

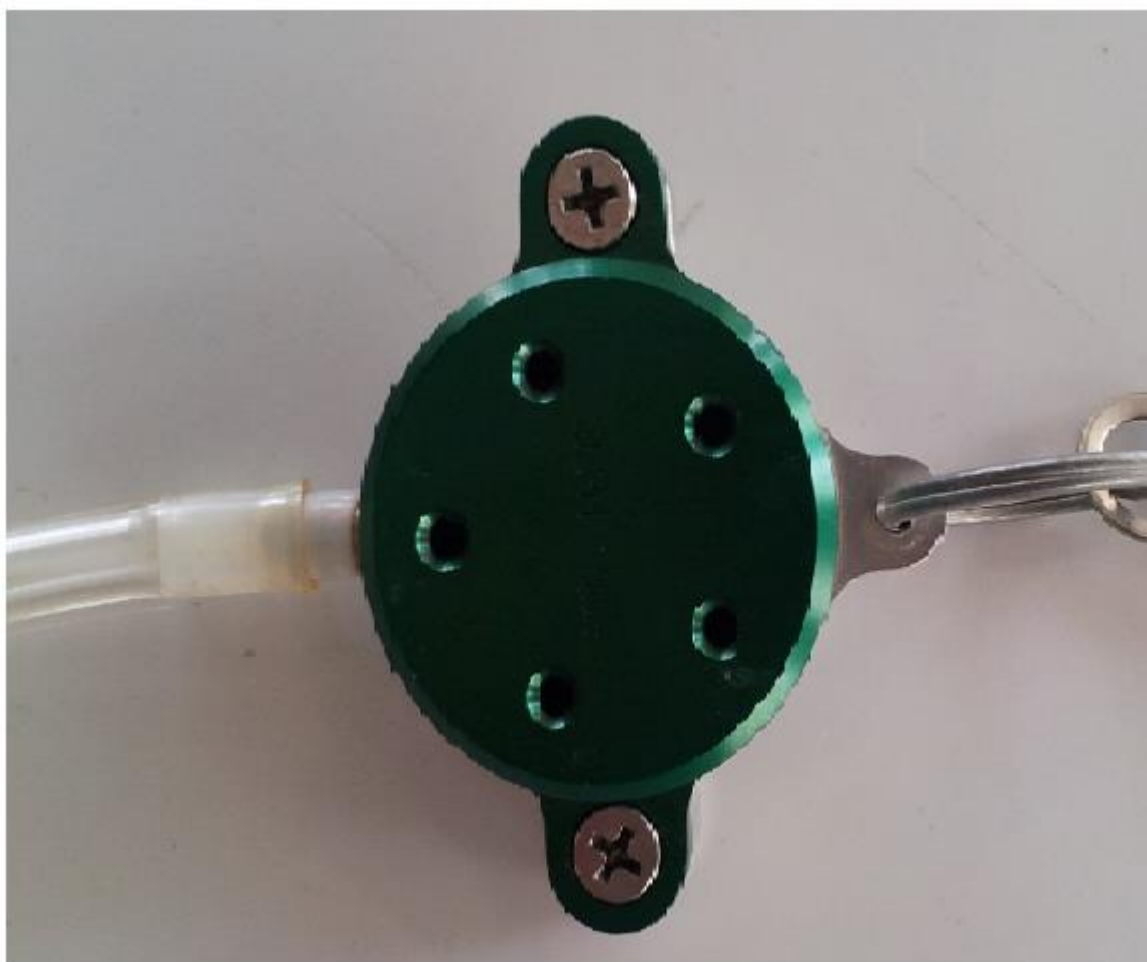


Figure VI.5 Tête PM10



Figure VI.6 Filtre avant prélèvement



Figure VI.7 Filtre après prélèvement.

VI.3 Choix du site de prélèvement de l'ozone

Pour le suivi de la pollution photochimique par l'ozone dans l'agglomération d'Alger, on a opté pour un site urbain c-à-d un site qui n'est pas influencé directement par les émissions du trafic routier ou autres émissions industrielles.

Le site choisi se situe dans l'école nationale polytechnique à environ 10 Km de l'est d'Alger, En ce site le poste de mesure est implanté à environ 3 m au-dessus du niveau du sol entre le département de l'électricité et l'atelier du génie civil.

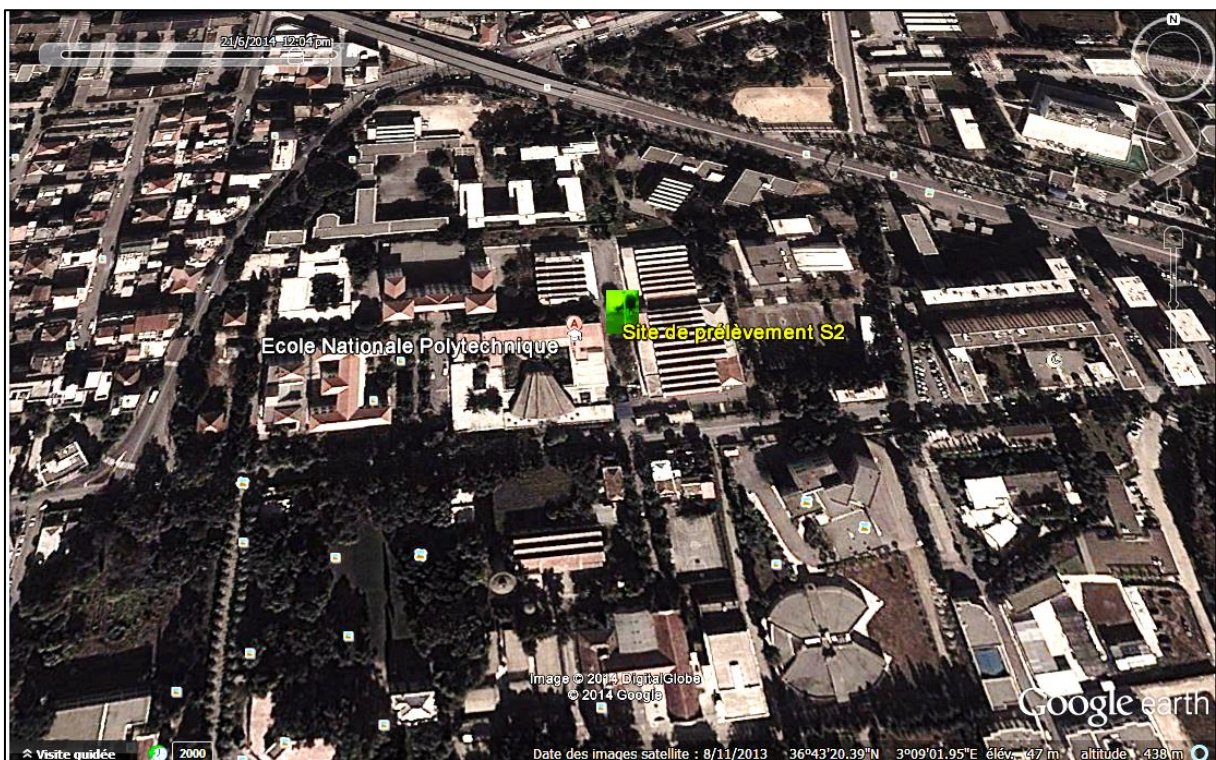


Figure VI.8 Localisation du site de prélèvement S2



Figure VI.9 poste prélèvement du site S2

VI.4 Mode de prélèvement de l’ozone

le mode de prélèvement utilisé pour la mesure de l’ozone est passif avec des tubes à diffusion de type RADIELLO .

VI.4.1 Les composants de radiello

Les composants fondamentaux de **radiello** sont : la cartouche adsorbante, le corps diffusif, la plaque de support et l’étiquette adhésive code-barres. Tous le composants, sauf la cartouche s’il n’est pas déclaré le contraire, sont réutilisables des dizaines de fois.

VI.4.1.1 La cartouche absorbante

Avec une longueur de 60 mm pour toutes et un diamètre de 4,8 mm.



Figure VI.10 cartouche absorbante

- Code 172 (ozone- O_3)

VI.4.1.2 Le corps diffusif

Le corps diffusif disponible pour l'ozone est de 16 mm de diamètre et 60 mm de hauteur.

Le corps bleu, code 120-1, est utilisé pour l'ozone en polyéthylène microporeux est d'emploi général; l'épaisseur de sa paroi est de 1,7 mm et la porosité de $25 \pm 5 \mu\text{m}$. La longueur du parcours diffusif est de 18 mm. Il est opaque à la lumière: il est employé pour piéger les composés photosensibles.



Figure VI.11 Corps diffusif code 120-1[91].

VI.4.1.2 La plaque de support

La plaque de support, **code 121**, est en polycarbonate et marche soit à bouchon soit à soutien du corps diffusif. Elle a un filet qui sert à y visser le corps diffusif, un clip pour son accrochage et une poche adhésive transparente à y introduire l'étiquette code-barres.

Il faut assembler les trois parties avant de l'employer.



Figure VI.12 La plaque de support.

VI.5 Exposition et campagne de mesure

Au site décrit précédemment nous avons réalisé plusieurs campagnes d'échantillonnage en surveillant la variation des teneurs de l'ozone sur 8 heures et 24 heures durant la période de 25 mai et le 07 juin. Pour les échantillons de 8 heures, on a exposé les tubes de 10h jusqu'à 18h et pour ceux de 24 heures on les a exposé de 8h jusqu'à 8h du deuxième jour.

VI.5.1 Analyse des échantillons

Dans le laboratoire on a réalisé l'analyse des échantillons en utilisant un spectromètre UV- visible à 430nm. Pour cela on a passé par les étapes suivantes[91] :

VI.5.2 Réactifs utilisés et leurs préparations

- 3-méthyl-2-benzothiazolinone hydrazonechlorure MBTH
- 4-piridylaldéhyde
- filtre microporeux 0,45 μm

- dissolvez-en 5 g dans 1 l d'eau et y ajoutez 5 ml d'acide sulfurique concentré; gardé à l'abri de la lumière, la solution est stable pendant un mois.

VI.5.3 Etalonnage

-Dissolvez 100 μ l (112,2 mg à 20 °C) de 4-piridylaldéhyde dans 1 l d'eau et diluez cette solution avec de l'eau.

-Versez 0,5 ml de chaque solution dans un tube avec 4,5 ml de solution de MTBH.

-Agitez et attendez une heure.

On mesure alors la densité optique à 430nm sur un appareil UV-visible de type SHIMADZU mini 1240 (SHIMADZU) PC.

En compte tenant de l'équivalence 1 μ g de 4-piridylaldéhyde=0,224 μ g de O₃, on trace la droite d'étalonnage de O₃ contre absorbance. Les résultats sont illustrés dans la figure(VI.13)

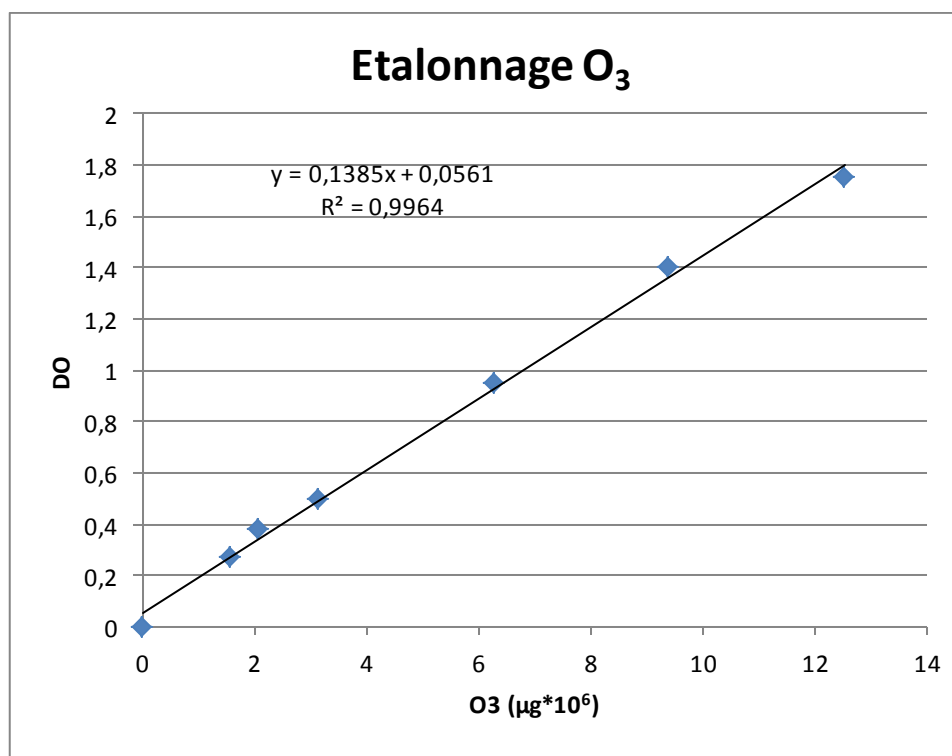


Figure VI.13 courbe d'étalonnage d'O₃.

VI.5.4 Analyse

- Ôtez la cartouche de son tube plastique, et on enlève son bouchon PTFE et on verse en le contenu dans le même tube plastique.
- Introduisez dans le tube 5 ml de solution de MTBH, enfermez le tube et secouez.
- Attendez une heure en agitant de temps en temps.
- filtrez le mélange dans un second tube et lisez l'absorbance de la solution filtrée à 430 nm par comparaison avec de l'eau. La solution gardée dans le tube bien fermé, sa couleur est stable pendant plusieurs jours.

faites le même avec deux-trois cartouches non exposées du même lot et soustrahissez leur valeur moyenne de blanc.

Chapitre 7

Résultats

Et

Interprétations

VII.1 PM10

Dans ce qui suit on présentera les résultats obtenus en étudiant les points suivants :

- L'évolution temporelle des teneurs atmosphériques enregistrés en PM10, leur ampleur par rapport aux normes internationales.
- Etude comparative.

VII.1.1 Etude de la pollution atmosphérique par les particules fines

VII.1.1.1 Etude des teneurs atmosphériques en particules inhalables PM-10

Le suivi des teneurs atmosphériques en particules fines a été effectué durant la période du 17 avril au 26 mai 2014 à raison de 3 à 4 prélèvements par semaine et les prélèvements ont été faits pendant 24 heures ou 48 heures. Cette campagne nous a permis de mesurer les teneurs de 34 jours, ce qui a donné un total de 20 échantillons.

L'évolution temporelle des teneurs en PM-10 enregistrée le long de ce travail est illustrée graphiquement sur le tableau et la figure VII.2.

Tableau VII.1 Teneurs atmosphérique en particules fines PM-10

La date	durée de prélèvement(h)	PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
17/18-04	24	115,18
18/20-04	48	56,55
20/22-04	48	92,86
27/28-04	24	101,49
28/29-04	24	103,27
29-04/01-05	48	97,77
02/05-03/05	24	46,13
03/05-05/05	48	96,58

05/05-06/05	24	91,07
06/05-07/05	24	124,40
07/05-09/05	48	154,46
09/05-11/05	48	63,69
11/05-13/05	48	93,15
13/05-15/05	48	98,51
15/05-17/05	48	81,10
17/05-19/05	48	71,28
19/05-21/05	48	89,43
21/05-23/05	48	76,64
23/05-25/05	48	56,55
25/05-26/05	24	35,71

Cette évolution est caractérisée par les paramètres statistiques rapportés sur le tableau VII.2.

Tableau VII.2 Valeurs moyennes et extrêmes des teneurs en PM-10

Paramètre	Valeur
nombre de prélèvement	20
Teneur maximale	154,46 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Teneur minimale	35,71 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Teneur moyenne	87,29 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Ecart type	39,41 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Qualitativement, on constate à l'œil nu que, dans tous les prélèvements effectués, les couches des particules collectées sur les filtres, sont de couleur noire caractéristique des fumées noires et suies issues du trafic routier et en particulier des émissions diesel.

Les teneurs journalières varient de 35,71 à 154,46 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Les résultats montrent qu'il existe comme c'est souvent le cas en pollution de l'air, une importante fluctuation temporelle due d'une part aux variations dans l'intensité du trafic routier, et d'autre part aux influences météorologiques.

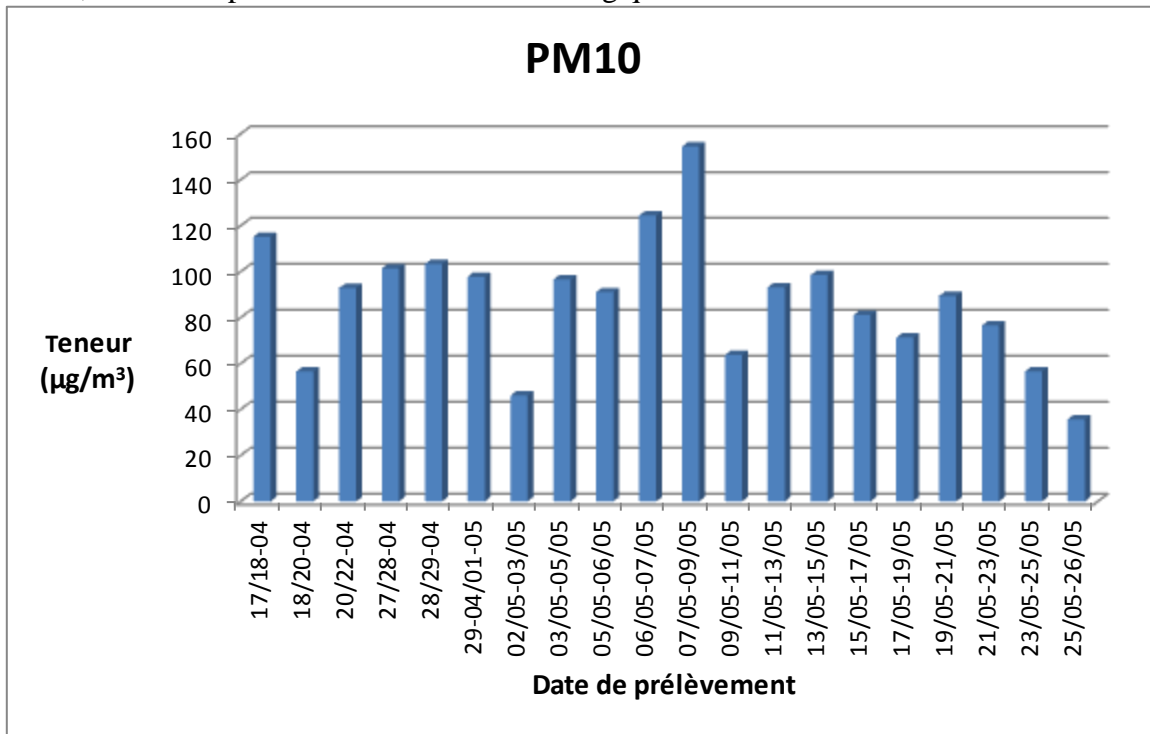


Figure VII.1 Evolution journalière des particules inhalables PM10

En présence des conditions météorologiques stables là où le vent souffle avec une vitesse faible et pas de pluie, les teneurs les plus élevées ont été enregistrées.

Par contre on enregistre les teneurs les plus basses durant les jours qui ont été marqué par des perturbations climatiques (temps venteux et pluvieux).

En ce qui concerne l'effet du weekend, on constate qu'il y a une différence évidente avec les jours ouvrables de la semaine, en effet la teneur minimale de 35,71 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ a été enregistré le vendredi et ça on peut l'expliquer par les variations de l'intensité du trafic routier au cours de la semaine tel que la route est moins chargée les jours du weekend donc ça implique des teneurs basses de particules fines émises par les véhicules.

VII.1.1.2 Etude comparative

La figure VII.2 nous montre l'évolution journalière par rapport à la norme recommandée par l'OMS et la norme algérienne

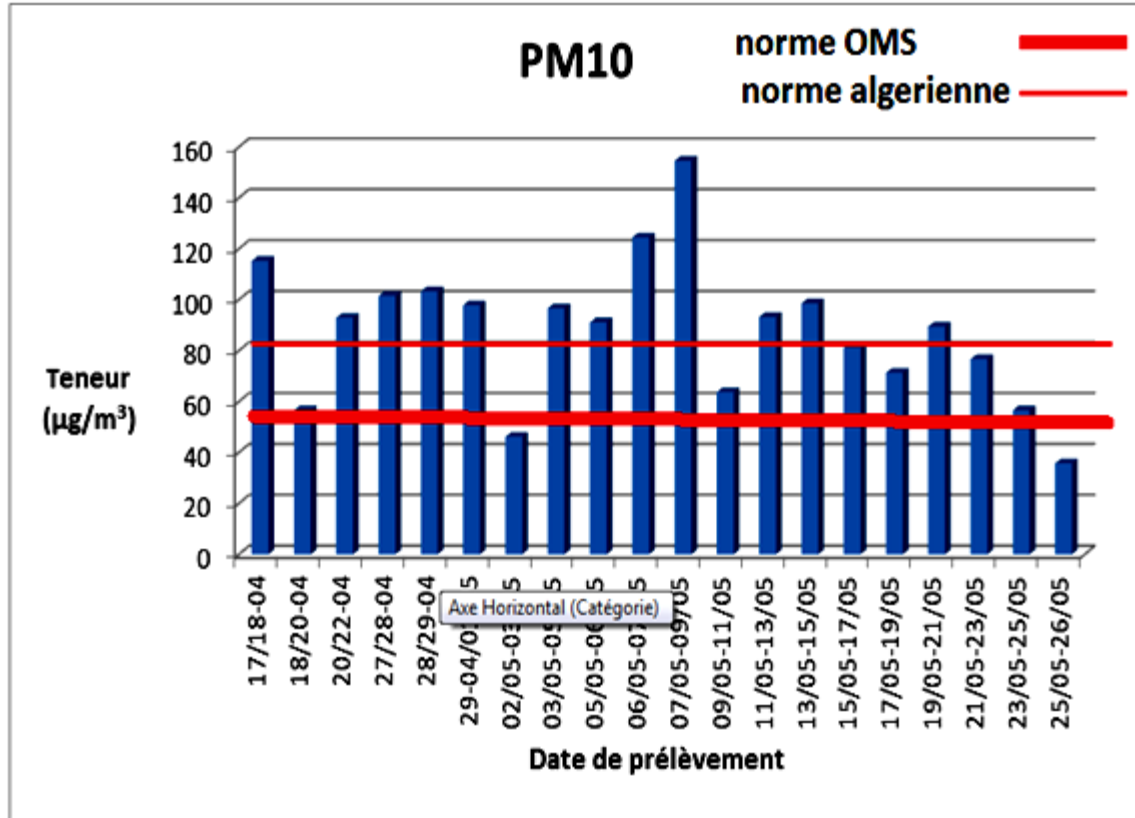


Figure VII.2 Evolution journalière des particules inhalables PM10 par rapport aux normes.

On constate qu'il y a plusieurs dépassements de la norme de l'OMS de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et même la norme algérienne de $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ qui est moins sévère que la norme de l'OMS.

Les niveaux mesurés dépassent déjà sur une période d'un trimestre aussi bien le seuil à court terme que les normes régissant le long terme.

Pour situer le niveau de pollution mesuré au site étudié à l'école nationale polytechnique d'Alger il est utile de le comparer aux teneurs enregistrées dans d'autres sites d'Alger et autres villes.

Le tableau (VII.3) résume les teneurs atmosphériques mesurées en différents sites

Tableau VII.3 les teneurs atmosphériques mesurées en différents sites

Pays – Villes	PM-10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Année	Type de site	Références
Bulgarie (4 villes)	72	11/1995 au 09/1996	Site urbain	[95]
République Tchèque (4 villes)	75			
Hongrie (5 villes)	60			
Pologne (4 villes)	74			
Roumanie (4 villes)	70			
Slovaquie (4 villes)	49			
Barcelone (Espagne)	49.80	06/1999 au 06/2000	Site urbain	[96]
Mexico	96,4	1995	Site de proximité (mesure sur 2 mois)	[97]
Le Caire (Egypte)	220 142	Hiver 1990 Été 2002	Site de proximité Site urbain résidentiel	[98]
Marseille	29	1999	Site urbain	[99]
Paris	22	2000	Site urbain	[100]
Berne (Suisse)	39.6	2001	Site de proximité	[101]
Arnheim (Hollande)	74.5	1994	Moyenne sur un mois mesuré à 1 m de la route	[102]
Londres City	35	2003	Site de proximité (80.000 Veh/j route à 6 voies)	[103]
USA	45	2001	Site urbain	[104]
Montréal	28 – 45	1996	Teneur dépendant du site	[105]
Hong-Kong	69.5	2001	Site urbain	[106]
Alger (sites Place du 1er Mai et Bab-El-Oued)	60 – 66	2003	Site urbain influencés par le trafic toutier	[107]
Alger (site ENP)	75,20	2002-2003	Site de proximité	[108,109]

Alger (site ENP)	87,29	2014	Site urbain de proximité	Présente Etude
------------------	-------	------	--------------------------	----------------

La comparaison entre les teneurs en PM-10 mesurées à Alger et celles relevées dans certaines villes de plus ou moins grandes envergures présentée en tableau, montre aussi qu'Alger accuse en site de proximité un taux très élevé en PM-10. Certes des villes comme Prague et Mexico présentent des teneurs similaires, mais ces dernières sont connues pour leur très forte pollution due entre autres à des émissions industrielles proches du centre urbain.

VII.2 OZONE

Pour la mesure des concentrations moyennes en O₃, dix-huit campagnes de prélèvement ont été réalisées sur le site S2 décrit précédemment. Ces dernières ont été effectuées sur une période s'étalant du 25 mai au 07 du mois de juin avec une durée d'exposition de huit heures et vingt-quatre heures et une semaine.

Au cours de ces différentes campagnes, des enregistrements relatifs aux conditions météorologiques ont été effectués.

VII.2.1 Comparaisons entre les quantités d'O₃ massiques piégées selon la durée d'exposition

Les résultats des quantités d'O₃ massiques piégées obtenus lors des campagnes d'échantillonnage pour des différentes durées d'exposition sont présentés dans les tableaux suivants :

Tableau VII.4 Les quantités d'O₃ massiques piégées pour une durée d'exposition de 8 heures en mai et juin 2014 à l'ENP.

La date	25	26	27	28	29	30	31	1	4	5	7
m (mg)	0,43	0,66	0,77	0,44	0,87	1	0,89	0,46	2,26	2,04	0,85

Tableau VII.5 Les quantités d'O₃ massiques piégées pour une durée d'exposition de 24 heures en mai 2014 à l'ENP.

La date	25-26 /05	26-27/05	27-28/05	28-29/05	29-30/05	30-31/05
m (mg)	1,14	1,09	1,37	1,47	1,17	1,61

Tableau VII.6 Masse d'O₃ piégée pour une durée d'exposition d'une semaine en mai 2014 à l'ENP.

La date	25-31/05
m (mg)	12,49

Afin de pouvoir comparer entre les différentes quantités d'ozone échantillonnées pour les différentes durées d'exposition, nous avons calculés les moyennes de ces dernières. Les résultats obtenus sont illustrés dans le tableau ci-dessous:

Tableau VII.7 Les quantités massiques moyennes d'O₃ pour les différentes durées d'exposition.

durée d'exposition	8heures	24heures	une semaine
m (mg)	0,97	1,31	12,49

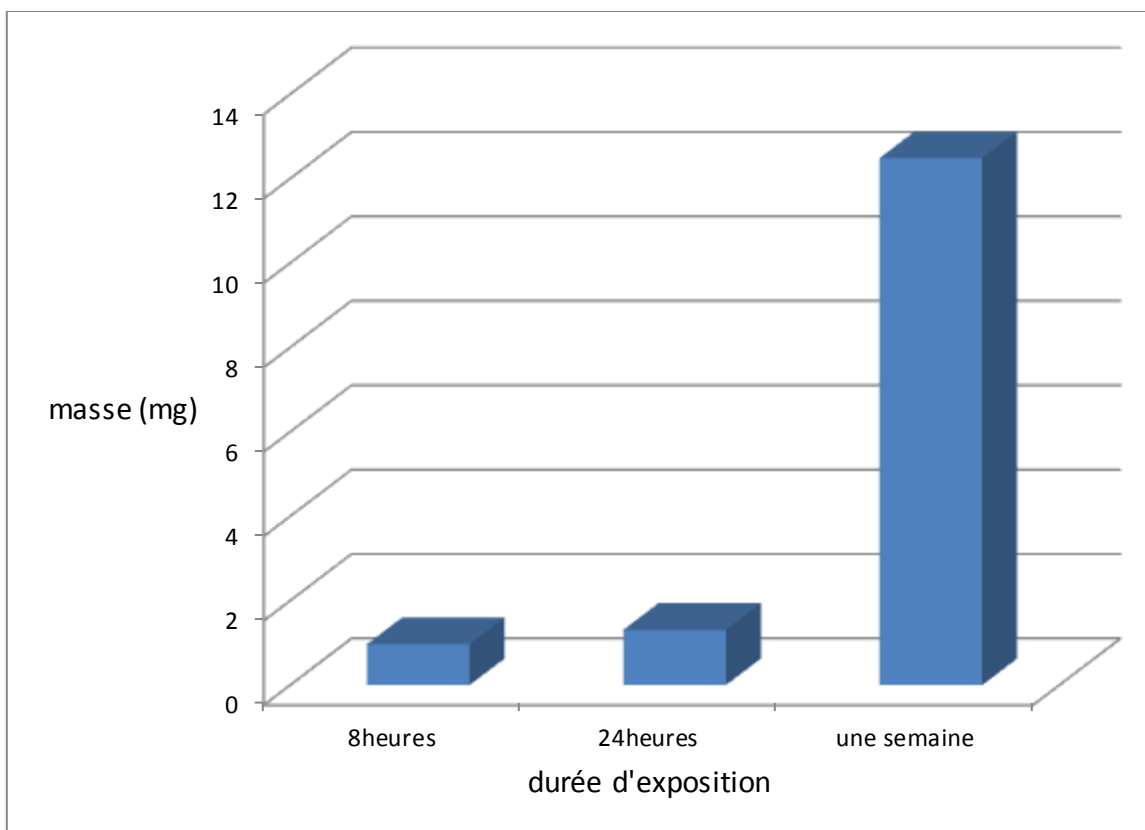


Figure VII.3 Les quantités massique d'O₃ piégées pour les différentes durées d'exposition.

On constate qu'autant la durée d'exposition est longue que les masses d'O₃ piégées sont importantes, mais la masse d'O₃ piégée pour une durée d'exposition de huit heures est aussi signifiante.

Le rapport ozone sur 8h/ ozone sur 24h s'élève en moyenne à 0,72. Ceci signifie que les trois quart de l'ozone journalier sont observés entre 10H et 18H de la journée c'est-à-dire en milieu de journée où l'ensoleillement est le plus intense. En fin d'après-midi et durant la nuit la teneur en ozone diminue fortement. Ceci est conforme avec les observations faites par plusieurs études sur l'évolution journalière de l'ozone [94].

L'échantillonnage passif des polluants dans l'air comme le NO₂, BTEX, COV, O₃etc est recommandé pour des périodes d'exposition des tube à diffusion d'une semaine.

Cependant, on a abouti d'après les résultats obtenus que pour la durée d'exposition de huit heures et vingt-quatre heures la masse d'O₃ piégée est appréciable et donc l'évaluation des

teneurs atmosphériques en ozone sur huit heures et sur vingt-quatre heures en utilisant l'échantillonnage passif est possible.

Ainsi, la technique passive de Radiello permet de mesurer l'ozone même sur des périodes de quelques heures. Pour les autres polluants comme le NO₂, les BTEX, COV et SO₂ cette technique exige des durées d'exposition de plusieurs jours.

Il est donc possible de comparer par la technique passive radiello, les teneurs mesurées avec la norme de l'ozone qui est donnée généralement pour la teneur moyenne en ozone sur une durée de huit heures de la journée .

VII.2.2 Evaluation des teneurs atmosphériques moyennes en O₃

Les analyses des échantillons prélevés lors des campagnes d'échantillonnages nous ont permis de quantifier la pollution par l'O₃ sur huit heures et vingt-quatre heures dans l'air ambiant dans le site S2 qui est considéré comme un site représentatif des sites de fond.

Les résultats des concentrations moyennes en O₃ sur huit heures obtenus lors de différentes campagnes sont présentés dans le tableau (VII.8) et la figure (VII.4)

Tableau VII.8 Teneurs atmosphériques moyennes en O₃ sur 8 heures

La date	25-mai	26-mai	27-mai	28-mai	29-mai	30-mai
C (µg/m ³)	36,83	56,39	64,96	37,44	74,13	85,13
La date	31-mai	01-juin	04-juin	05-juin	07-juin	
C (µg/m ³)	75,35	38,66	191,53	173,19	71,68	

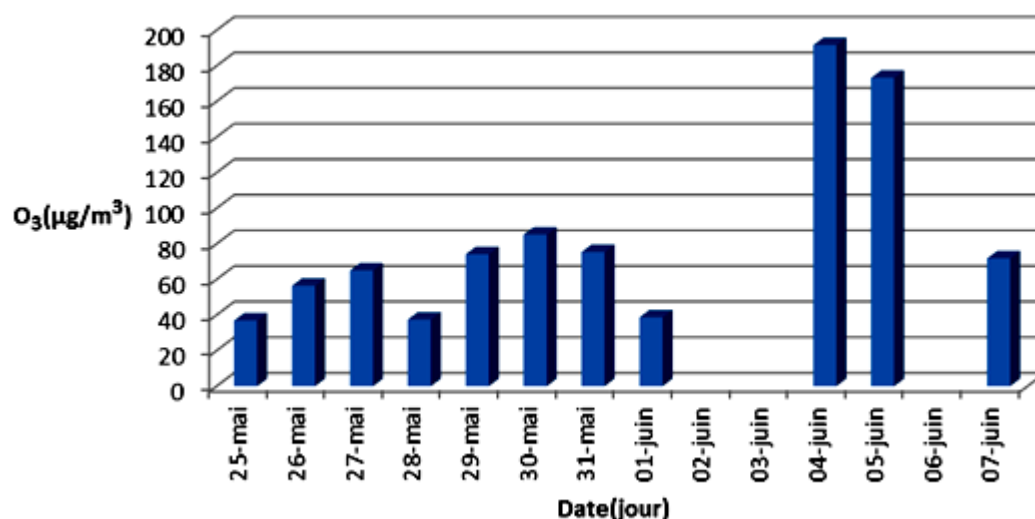


Figure VII.4 Teneurs moyennes en O₃ mesurées pour une durée d'exposition de 8 heures.

On constate une grande fluctuation entre les teneurs atmosphériques en O₃ au cours de différentes campagnes d'échantillonnage.

La moyenne est de $82,30 \mu\text{g}/\text{m}^3$, la teneur minimale est de $36,83 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et la teneur maximale est de $191,53 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Cette évolution des concentrations d'ozone est due aux variations du flux de radiations solaires.

En effet, les basses teneurs en O₃ ont été enregistrées lors des conditions météorologiques défavorables pour la photochimie, un temps nuageux et des températures faibles relativement et parfois des chutes de pluie.

Par contre les teneurs élevées en O₃ ont été enregistrées lors des jours ensoleillés, et des températures élevées, donc un flux de rayonnement important.

Les résultats des concentrations moyennes en O₃ sur vingt-quatre heures obtenus lors de différentes campagnes sont présentés dans le tableau (VII.9) et la (figure VII.5)

Tableau VII.9 Teneurs atmosphériques moyennes en O₃ sur 24heures

La date	25-26 mai	26-27 mai	27-28 mai	28-29 mai	29-30 mai	30-31 mai
C (µg/m ³)	32,25	30,82	38,77	41,42	33,07	45,50

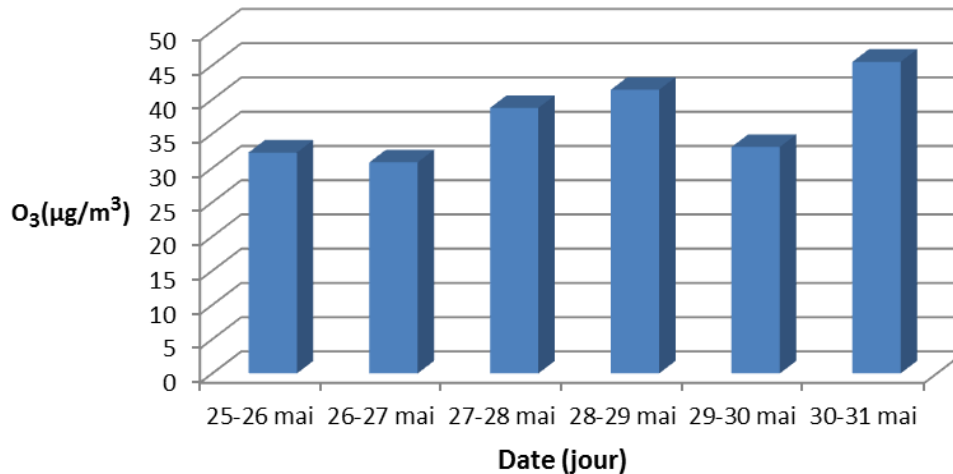


Figure VII.5 Teneurs moyennes en O₃ mesurées sur vingt-quatre heures

On constate une fluctuation entre les teneurs atmosphériques en O₃ au cours de différentes campagnes d'échantillonnage,

La moyenne est de $36,97 \mu\text{g}/\text{m}^3$, la teneur minimale est de $30,82 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et la teneur maximale est de $45,50 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Cette évolution des concentrations d'ozone est due aux variations du flux de radiations solaires pendant la journée.

En effet les basses teneurs en O₃ ont été enregistrées lors des conditions météorologiques défavorables pour la photochimie, un temps nuageux et des températures faibles relativement et parfois des chutes de pluie.

Par contre les teneurs élevées en O₃ ont été enregistrées lors des jours ensoleillés, et des températures élevées, donc un flux de rayonnement important.

En comparant les teneurs en O₃ sur vingt-quatre heures avec heures celles sur huit heures, la teneur moyennes sur huit heures est de $82,30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et sur vingt-quatre heures elle est de $36,97 \mu\text{g}/\text{m}^3$, cette grande différence peut nous confirme la source principale de l'O₃ dans l'atmosphère

VII.2.3 Comparaison des teneurs en O₃ mesurées pour les durées d'exposition de huit heures et vingt-quatre heures

Tableau VII.10 Teneurs moyennes en O₃ sur 8heures et sur 24heures.

La date	25mai	26mai	27mai	28mai	29mai	30mai
C (µg/m ³) sur 24H	32,25	30,82	38,77	41,42	33,07	45,50
C (µg/m ³) sur 8H	36,83	56,39	64,96	37,44	74,13	85,13

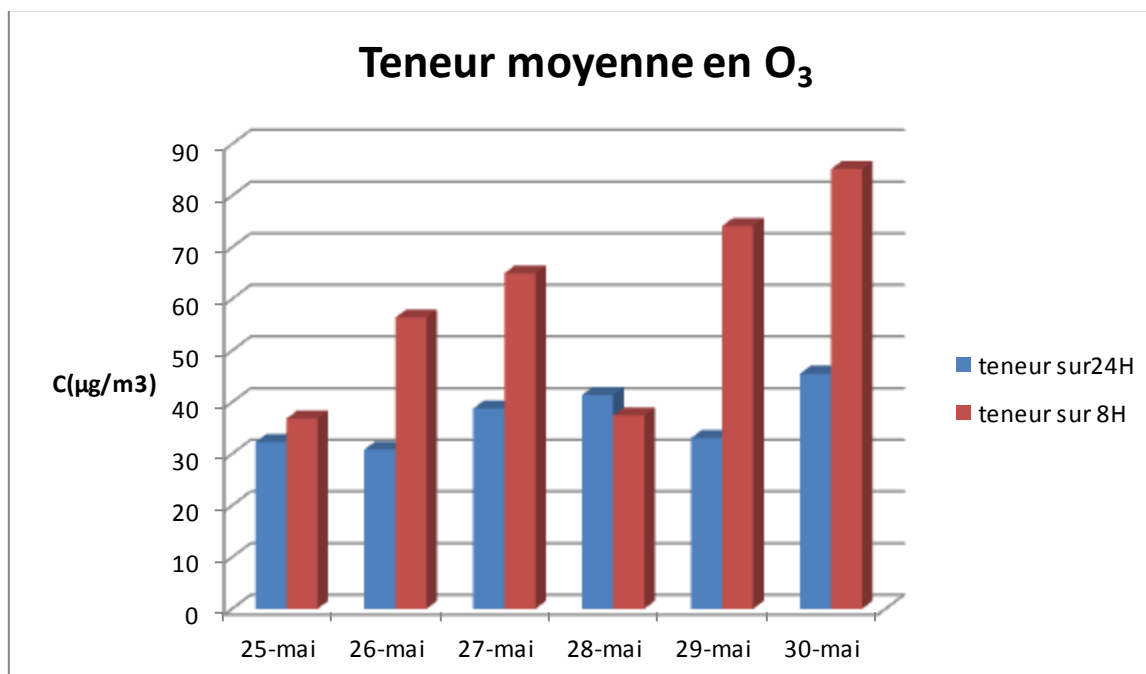


Figure VII.6 Teneurs moyennes en O₃ sur 8H et sur 24H.

La teneur moyenne en O₃ sur huit heures pendant cette période d'échantillonnage est de 59,15 µg/m³ et celle sur vingt-quatre heures est de 43,82 µg/m³.

On constate que la teneur en O₃ sur huit heures est plus élevée que celle sur vingt-quatre heures et cela met en évidence la source principale de la formation d'O₃ qui est la transformation des polluants primaires en présence de la lumière du soleil, donc pendant la période diurnale la teneur en O₃ est plus importante que celle pendant la période nocturne.

Mais il y'a une proportion de l'ozone dans l'atmosphère dans la nuit, tel que les masses moyennes d'ozone retenues par les tubes à diffusion calculées auparavant sont comme suit :

Sur huit heures est de 0,97 mg et sur vingt-quatre heures est de 1,31 mg

Et cela est dû aux proportions d'ozone qui séjournent dans l'atmosphère.

pour le 28 mai on remarque que la teneur en O_3 sur 24H est plus importante que la teneur sur 8H, et cette différence est due aux conditions climatiques, temps nuageux et la direction du vent.

VII.2.4 Etude comparative

Nous présentons sur la figure une comparaison des teneurs moyennes mesurées par rapport à, la norme de l'OMS.

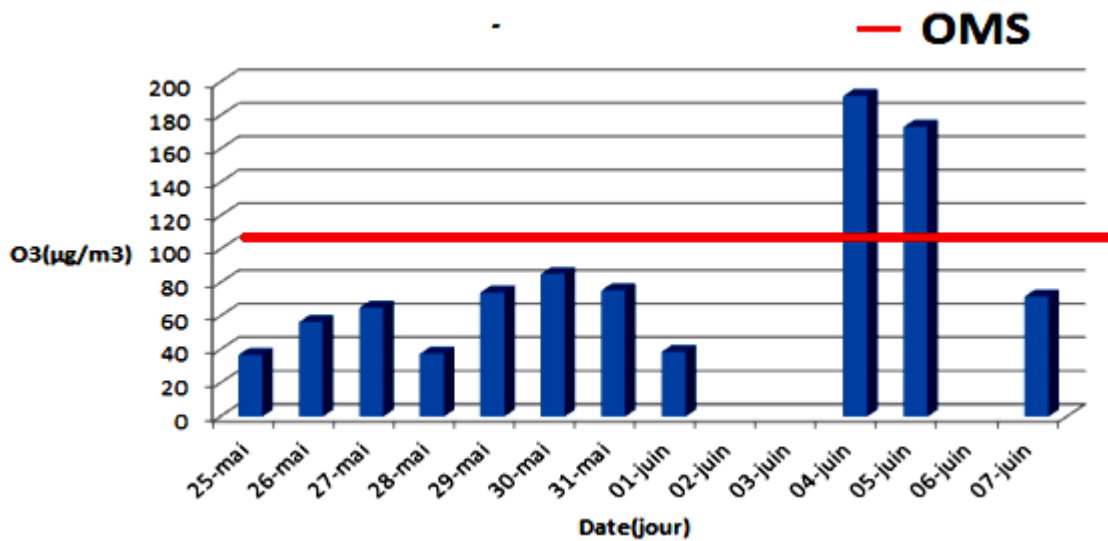


Figure VII.7 evolution des teneurs moyennes en O_3 sur 8H par rapport la norme OMS.

On constate que la limite de $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sur huit heures fixée par l'OMS et la valeur de $110 \mu\text{g}/\text{m}^3$ recommandée par les normes algériennes est dépassée pendant les journées du 4 et 5 juin. Donc il y a des fortes teneurs en O_3 dans ce site avec des valeurs de $191,53 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et $173,19 \mu\text{g}/\text{m}^3$ lors des journées chaudes et ensoleillées.

Conclusion

Générale

Conclusion Générale

Au cours de cette étude, nous avons mesuré les niveaux de pollution de l'air ambiant par les particules fines PM-10 et l'ozone.

Pour la mesure de l'ozone dans l'air ambiant nous avons utilisé le prélèvement passif qui a montré une grande efficacité avec des durées d'exposition de huit heures et vingt-quatre heures.

L'étude montre que dans l'agglomération d'Alger, la pollution de l'air par les PM-10 atteint des niveaux relativement élevés, qui dépassent les normes en vigueur dans les pays occidentaux, la teneur moyenne journalière s'élève à $87,29 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et pour l'ozone la teneur moyenne sur huit heures s'élève à $82,30 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Cette pollution résulte sans doute de la mauvaise combustion d'un parc automobile qui est âgé, peu entretenu, très peu équipé de pots catalytiques et roulant dans sa presque totalité à l'essence plombée.

A la lumière de ces résultats nous proposons quelques réflexions pour réduire la détérioration de la qualité de l'air dans l'agglomération d'Alger :

- Rénover le parc automobile.
- L'intégration du pot catalytique dans tous les véhicules.
- L'utilisation des énergies propre comme le gaz naturel et le GPL comme carburant.
- Améliorer la fluidité de la circulation.
- Miser sur un système de transport en commun performant et de qualité.

Enfin, il faudrait élargir cette étude à un plus grand nombre de sites et un suivi sur une plus longue période afin d'élaborer une cartographie de la pollution et d'appréhender également les épisodes photochimiques qui ont lieu le plus souvent en été.

Références

- [1] CIRC, « Monographies du CIRC sur l'évaluation des risques de cancérogénicité pour l'homme ».
- [2] Segala C, Le Moullec Y, Festy B, «La pollution atmosphérique particulaire : les données épidémiologiques actuelles peuvent-elles aider aux choix météorologiques en termes de surveillance de la qualité de l'air» Convention ADEME-APPA N° 0462C0058 - Paris 19-8-2006, article résumé paru dans la revue Pollution Atmosphérique N° 196, octobre-décembre 2007.
- [3] Querol X, Alastuey A, Rodriguez S, Plana F, Ruiz C.R, Cots N, « PM-10 and PM-2.5 source apportionment in the Barcelona Metropolitan area, Catalonia, Spain », *Atm.Env*, Vol 35, 2001.
- [4] Académie Des Sciences : «Ozone et propriétés oxydantes de la troposphère». Rapport N°. 30, Lavoisier, Paris, Octobre 1993.
- [5] Kerbach R, Boughedaoui M, Koutai N et Lakki T: «La pollution par les oxydes d'azote et l'ozone dans la ville d'Alger». *Poll. Atm*, Avril-Juin 1998.
- [6] Kerbach R, Boughedaoui M, Bounoua L et Keddou M : «Ambient air pollution by aromatic hydrocarbons in Algiers» *Atm. Env.*, N°40, 2006.
- [7] Boughedaoui M, Kerbach R et Joumard R : «Mesure de la pollution plombifère dans l'air ambiant d'Alger», *Poll. Atm.*, N°121, 2004.
- [8] Kerbach R, Boughedaoui M, Kerchich Y et Joumard R: «Evaluation de la pollution de l'air par les PM-10 à Alger». *Int. Symp, Transport and Air Pollution*, Avignon, France, 2-5 Juin, 2000.
- [9] Académie Des Sciences : «Ozone et propriétés oxydantes de la troposphère». Rapport No. 30, Lavoisier, Paris, Octobre 1993.
- [10] Leighton P.A : «Photochemistry of air pollution». Academic Press, New- York. 1961.
- [11] Ripperton L.A, Jeffrie H.E. et Worth J.J. «Natural synthesis of ozone in the troposphere. *Environmental Science and Technology*», 5(3), 1971.
- [12] Criegee, Justus R : «*Liebigs Annalen Chemistry*» 564, 1953
- [13] Criegee R. «The Course of Ozonation of Unsaturated Compounds». *Record of Chemical Progress*, 18 (2), 1957
- [14] Haagen-Smit A : « Chemistry and physiology of Los Angeles Smog ». *Ind. EngingChem*, 1952.
- [15] Harrison R.M, Holman C. D, McCartney H.A. et McIlveen J.F : «Nocturnal depletion of photochemical ozone at rural site». *Atmospheric Environment*.12, 1979.
- [16] Cambell I.M : «Energie and the atmosphere. A physical-chemical approach », 1977.
- [17] Altshuller A.P : «The role of nitrogen oxides in nonurban ozone formation in the planetary boundary layer over an AMERICA, W. EUROPE and adjacent areas of ocean. *Atmospheric*

Références

- Environment, Vol. 20. 1986.
- [18] Dechaux J.C, Coddeville P et Zimmermann V : «Etude sur modèle de l'influence de l'heure d'été sur la pollution photo-oxydante. Pollution Atmosphérique», octobre-décembre, 1986.
- [19] L'air 40. atmo-alsace. [En ligne] <http://www.atmo-alsace.net/site/Lair-40.html>.
- [20] Christian Elichegarary : «Contribution de l'air: Sources, Effet, Prévention». Edition Dunod 2008.
- [21] Masclat P, Pollution atmosphérique : «Causes, conséquences, solutions, perspectives». Ellipses, 2005.
- [22] El Yamani, Mounia : «Environnement et milieu: pollution atmosphérique urbaine». S.l : Afsset, juin 2006.
- [23] <http://www.airparif.asso.fr>
- [24] <http://www.atmo-france.org>
- [25] Wexler, Harry : «Météorologie et pollution de l'air». Etat Unis d'Amérique.
- [26] Popescu M. Blanchard J.M. Carré J : «Analyse et traitement physicochimique des rejets atmosphériques industriels: Emissions, fumées, odeurs et poussières». Editions Lavoisier TEC & DOC. 1998.
- [27] Pope A.C et al Lung cancer, «cardiopulmonary mortality and long-term exposure to fineparticulate air pollution». Journal of the American Medical Association,287, 2002.
- [28] AFNOR : «Air ambiant : Concepts relatifs à l'échantillonnage des matières particulaires en suspension (Norme AFNOR X43-022) », 1985.
- [29] Macnee W et Donaldson K : «Mechanism of lung injury caused by PM10 andultrafine particles with special reference to COPD». EurRespir J Suppl 40, 47s-51s. Edition, London, 2003.
- [30] Schmaus A, Die Chemie des Nobels, der Wolkenund des Regens, DieUmschau; Jahrg 14 1920.
- [31] O.M.C. Chang, G.C.England. « Development of fine particulate emission factors and speciation profiles for oil and gas-fired combustion systems », Critical Review of Source Sampling and Analysis Methodologies for Characterizing Organic Aerosol and Fine Particulate Source Emission Profiles, 2005.
- [32] Court M : « Les particules fines, aussi visibles que dangereuses » Le Figaro 08novembre 2007.
- [33] Donaldson K et Stone V : «Current hypotheses on the mechanisms of toxicity of ultrafine particles». Ann Ist Super Sanita 39, 405-410. 2003.
- [34] Schaumann F, Borm P.J, Herbrich A, Knoch J, Pitz M, Schins RP, Luettig B,Hohlfeld J.M, Heinrich J et Krug N : «Metal-rich ambient particles (particulate matter 2.5) cause airway inflammation in healthy subjects». Am J RespirCrit Care Med 170, 2004.

Références

- [35] Dalal N.S, Suryan M.M, Vallyathan V, Green F.H, Jafari B et Wheeler R : « Detection of reactive free radicals in fresh coal mine dust and their implication for pulmonary injury » Ann OccupHyg 33, 1989.
- [36] Secten Citepa : «Inventaire des émissions de polluants atmosphériques en France – Séries sectorielles et analyses étendues ». Réf. CITEPA 494/Convention MATE26. 2004.
- [37] Borm P.J, Robbins D, Haubold S, Kuhlbusch T, Fissan H, Donaldson K, Schins R, Stone V, Kreyling W, Lademann J, Krutmann J, Warheit D et Oberdorster E : «The potential risks of nanomaterials : a review carried out for ECETOC». Part Fibre Toxicol3-11. 2006.
- [38] Arthur C, Stern, «Air pollution, air pollutants, their transformation and transport », Academic Press, Newyork, 1976.
- [39] Masclet P.C, H.Cachier : « L'aérosol atmosphérique », analysis magazine, 26, N°09, 1998.
- [40] Colls J : «Air Pollution, an introduction » Ed. E et FN SPON, London, 1997.
- [41] U.A.Liebrich :« Effects of long term exposure to air pollution on lung function », SAPALDIA-Study, Am. J. Resp. Crit. Care Med., 149/4, A662, 1994.
- [42] Renoux A et Borlaud D : « les aérosols : physique et méthodologie », Techniques et documentation, Paris, 1998.
- [43] Renoux A : « Ce qu'il faut savoir sur l'aérosol atmosphérique », Poll.Atm, Janvier-Mars, 1990.
- [44] Witschger O, Fabriès J.F : « Particules ultrafines et santé au travail : caractéristiques et effets potentiels sur la santé », INRS, 2005.
- [45] Brochard D et al : « Aérosol et santé : Déposition et épuration des particules inhalées », Poll. Atm, Avril-Juin, 1999.
- [46] Mohamedou B, Colosio J : « Qualité de l'air : une surveillance accrue des particules, mais des concentrations à réduire d'ici l'an 2005 », Les données de l'environnement, N°58, Ifen, Septembre, 2000.
- [47] Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage : « Poussières fines : Un fléau » Berne, 2005.
- [48] International Union of Pure and Applied Chemistry : « Heavy Metals: a meaningless term ? », Pure.Appl.Chem, Vol 74, Edinburgh, 2002.
- [49] Blin, Cathrine et al : « Les micropolluants dans l'air. Wallonne » : S.N, 2004.
- [50] Bur, Thomas : « Impact anthropique sur les éléments traces métalliques dans les sols agricoles de Midi-Pyrénées implication en termes de limites et de charges critiques». L'Institut National Polytechnique de Toulouse (INPT), 2008.
- [51] Marcel, Giroux, Louise, Deschaines, Raynald et Chassé : «Les éléments traces métalliques leur accumulation dans les sols agricoles au Québec ». Québec S.N, 2006.

Références

- [52] Lantzy R.J, Mackenzie F.T : « Atmospheric trace metals: Global cycles and assessment of man's impact », *Geochim. Cosmochim.Acta*, Vol 43, 1979.
- [53] Koutai N : « Contribution à l'étude de la pollution atmosphérique par les oxydes d'azote et l'ozone dans le grand Alger ». Thèse de magister, ENP, 1995.
- [54] Marengo A : «Variation of CO and O₃ in the troposphere evidence of O₃ photochemistry. *Atmospheric Environment* » 20, 1986.
- [55] Fabian P, et Pruchniewicz P.G : «Meridional distribution of tropospheric ozone from ground-based registrations between Norway and South Africa ». *Pure Appl. Geophys*, 1973.
- [56] Organisation mondiale de la santé (OMS) : «Evaluation de l'exposition aux particules atmosphériques dans les ambiances de travail », Publication offset N°80 1985.
- [57] Hinds W.C : «Aerosol Technology; Properties, Behavior and Measurement of Airborne Particles». Second Edition. Wiley-Interscience, New York, 1999.
- [58] Delmas R, Mégie G et Peuch V.H : « Collection Echelles », Paris, Editions Belin, 2005.
- [59] Marengo A : « Origine, distribution et évolution à long terme de l'ozone troposphérique. *Pollution Atmosphérique* », octobre-décembre, 1990.
- [60] O.M.S : «Critères d'hygiène de l'environnement 7 : Oxydants photochimiques», 1979.
- [61] Stern A.C : « Air pollutants, their transformation and transport». Thirded, Vol.I, Academicpress. 1976.
- [62] Molfino N.A, Wright S.C, Tarlo S, Silverman F, McClean P. A : «Effect of low concentrations of ozone on inhaled allergen response in asthmatic subjects». *Lancet*, 1991.
- [63] Festy B : « Nocivité des oxydants photochimique ». *Pollution Atmosphérique*, avril-juin, 1986.
- [64] Dimeo M.J., Glenn M. G., Holtzman M.J, Sheller J.R. Nadel J.A. et Boushey H.A. : « Concentration of ozone causing an increase in bronchial reactivity in humans and adaptation with repeated exposures». *Am. Rev. Respir. Dis*, 1981.
- [65] Jakab G.J : « Modulation of pulmonary defence mechanisms by acute exposure to nitrogen dioxide. *Environ. Res.* 1987.
- [66] Bignon J : «Effets sur la santé respiratoire de l'homme, du dioxyde d'azote, de l'ozone et autres polluants oxydants de l'atmosphère», *Pollution Atmosphérique*, octobre- décembre, 1990.
- [67] Goldsteine E., Warshauer D., Lippert W et Tarkington B : «Ozone and nitrogen dioxide exposure. Murine pulmonary defense mechanisms ». *Arch. Environ. Health*, 1974.
- [68] Schlesinger R.B, Driscoll K.E et Vollmuth T.A : «Effect of repeated exposures to nitrogen dioxide and sulfuric acid mixt alone or in combination on mucociliary clearance from the lungs of rabbits». *Environ. Res*, 1987.
- [69] Elichegaray C : « Problèmes liés à l'ozone troposphérique : Effet de serre, pluies acides, etc. *Pollution Atmosphérique* », octobre-décembre 1990.
- [70] Voisin C et Wallaert B : «Intérêt de l'analyse des effets des polluants oxydants sur les cellules

Références

- pulmonaires : l'exemple des macrophages alvéolaires». Pollution Atmosphérique, octobre-décembre, 1990.
- [71] Stieb D.M, Burnett R, Beveridger C, et Brookj R : «Association entre l'ozone et les visites de département de secours d'asthme en Saint John», Nouveau Brunswick, Canada. Envir. Healthpersp, 1996.
- [72] Roussel A : « Impact médical des pollutions d'origine automobile». Pollution Atmosphérique, supplément au N° 99, juillet-septembre, 1983
- [73] Academie Des Sciences octobre : «Ozone et propriétés oxydantes de la troposphère». Rapport N°. 30, Lavoisier, Paris, 1993.
- [74] WHO : « Updating and revision of the air quality guideline of atmosphère classical» polluants, EUR.
- [75] Ikawa K.O : « Trace analysisatmospheric », Edition John Wiley and Sons, London, 1997.
- [76] Techniques de l'ingénieur : « Traité d'analyse chimique, caractérisation, spectrométrie d'émission des rayons X, Fluorescence X ».
- [77] Ben Dada Mehdi, « Evaluation de la pollution atmosphérique par les particules fines en site urbain à Alger» : PFE, ENP, Alger, 2006.
- [78] Adelaine G : « Métrologie des aérosols »,Pollution atmosphérique, Janvier-Septembre, 1998.
- [79] Martin J et Mayster L.Y : « Santé et pollution de l'air », Presse Polytechniques Romandes, Suisse, 1998.
- [80] AFNOR : «Détermination d'un indice de fumées noires Norme NF X 43-057» Paris, 1977.
- [81] Chow J.C : « Air Waste Manage. Assoc». 1995.
- [82] Ralph M.O, Barrett C.F, Upton S. L : « Further wind tunnel measurements of the inlethefficiency of the Environment SA type PPA60 suspended particle sampler», Warren Spring Laboratory Report, Department of industry, Stevenage (UK), 1983.
- [83] Fiala J : « Qualité de l'air en milieu urbain », Naturopa, 2000.
- [84] Mc Farland, A.R, Ortiz C.A : «Characterization of Sierra- Andersen PM-10 inlet Air Quality Laboratory Report » Civil Engineering Department Texas University, College Station USA. 1983.
- [85] Allen G et al. : «Air Waste Manage». Assoc. 1997.
- [86] Braun C, Fahlander, Grassner M, Grize L, Neuvaronier C, Vuille J.C, Withrich B, «Respiratory health and long term exposure to air pollutants i n Suisse school children», Am J RespirCrit Care Med, 1997.
- [87]Kerbachi R : «Cours de pollution atmosphérique 5ème année», ENP, Alger, 2013.
- [88] Norme ISO 9885 : « Air ambient, dosage du plomb dans les particules d'aérosols collectées sur des filtres », France, 1993.

Références

- [89] Dang C, Fontelle T.P, Leygonie R : « Les émissions de poussières et généralités sur leur mesure à l'émission, pollution atmosphérique», Janvier-Mars, 1990.
- [90] Kim C.S et Kang T.C : « Comparative measurement of lung deposition of inhaled fine particles in normal subjects and patients with obstructive airway disease». Am J Respir Crit Care Med., 1997.
- [91] Manualradiello FR (<http://www.radiello.com>)
- [92] Segunda Garcia-Fouqué, Jean-Luc Houdret, Hervé PLAISANCE : « Synthèse de l'expérience acquise par les réseaux sur l'échantillonnage passif du NO₂». mai 2000.
- [93] Rouessac F, Rouessac A, Cruché D : « Analyse Chimique, Méthodes et techniques instrumentales modernes » Dunod 6ème édition, Paris, 2004.
- [94] Lakki T : «Evaluation de la pollution atmosphérique par l'ozone troposphérique » mémoire de magister ENP. Alger, 2006.
- [95] Houthuijsa D, Breugelmansa O and G. Hoekb: «PM₁₀ and PM_{2.5} concentrations in Central and Eastern Europe results from the Cesar study», Atm. Env., Vol 35, 2001,
- [96] Xavier Q, Alastueya A, Rodriguez S et al : «PM₁₀ and PM-2.5 source apportionment In the Barcelona Metropolitan area», Catalonia, Spain, Atm. Env., Vol 35, 2001.
- [97] Vega E, I. Garcia et al: «Application of a chemical mass balance receptor model to respirable particulate matter in Mexico » Cities, j. A.W.M.A, Vol.47, 1997.
- [98] Gerther A.W, Abu-Allaban M et. Lowenthal D. H : «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, 12-14 juin 2006.
- [99] 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.
- [100] Association de Surveillance de la Qualité de l'Air (ASQ), France, 2000.
- [101] Gehrig R, Huglin C et Hofer P : «Contributions of Road Traffic to Ambient PM-10 and PM-2,5 Concentrations», 1er Swiss Transport Research Conference, Monte Verila/Ascona, March 1-3, 2001.
- [102] Jansen N.A.H, Van Mansom D.F.M, Van Der Jagd K., Harsemaand H, Hoek G : «Mass concentration and elemental composition of airborne particulate matter at street and background locations», Atm. Env., Vol. 31, N°8, 1997.
- [103] Charron A et Harisson R.M, 2nd Conf. Environment an transport, Proceedings N°107, Vol.1, Inrets Ed., France, 12-14 juin 2006, pp. 255-262.
- [104] ICP, EHAZ 94 05/PBOL, Regional office of Europe, Word Heath Organisation Copen-Hagen, 1995

Références

- [105] Cheng L et al : «Characteristics of inhalable particulate matter in Alberta cities», *Atm. Env.*, Vol. 32, 1998, pp. 3835-3844.
- [106] Christopher Y, Kelvin C and Wong K : «Residential indoor PM10 and PM2.5 in Hong Kong and the elemental composition», *Atm. Env.*, Vol 36, 2002.
- [107] Oucher N. et Kerbachi R : «Etude de la pollution de l'air par les particules fines et les métaux lourds qui leurs sont associés à Alger, 1er Séminaire International sur l'Environnement et ses Problèmes Connexes » (SIEPC), Bejaia , 5-7 Juin, 2005.
- [108] Kerbachi R, Boughedaoui M, Boumechhour F et Oucher N : «Etude de la pollution de l'air par les particules fines (PM-10, PM-2,5 et PM-1) et évaluation de l'aérosol acide à Alger, 12th Colloque Internationale Transport and Air Pollution», *Proceedings INRETS*, Vol. 2, N°92, Avignon, France, 15-17 juin, 2003.
- [109] Kerbachi R, Boughedaoui M et Joumard R : « Etude des PM-10 dans l'agglomération d'Alger, 9th Colloque International Transport and Air Pollution», 5-7 juin 2000, Avignon, France.