

Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

Université Ibn Khaldoun -Tiaret

Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie



THESE de DOCTORAT en SCIENCES

Spécialité : Sciences de la Nature et de la Vie

Option : Sciences de l'Environnement et Ecologie

Présenté par

SAFA Omar

Thème :

**Etude des paramètres physico-chimiques des particules
fines PM10 et PM2.5 à l'aide d'un impacteur DEKATI
dans la ville de Tiaret, Algérie**

Soutenu le : 02/03/2019 devant le jury composé de :

M. DELLAL Abdelakader.....Professeur,...U. Ibn Khaldoun Tiaret*Président*
M.MAATOUG M'hamed.....Professeur,...U. Ibn Khaldoun Tiaret*Directeur de thèse*
Mme. SOUIDI ZahiraProfesseur,... Université de Mascara*Examinatrice*
M. AIT HAMMOU Mohamed.....MCA,..... U. Ibn Khaldoun Tiaret.....*Examineur*
Mme. AYACH Abbassia.....MCA, ... Université de Sidi Belabess.....*Examinatrice*
M. CHAIBI Rachid.....MCA,.....Université de Laghouat.....*Examineur*

Année Universitaire: 2018/2019

Remerciement :

Je dois remercier tout d'abord ALLAH le tout puissant qui m'a donné la force et le courage de reprendre mes études et d'arriver à ce stade.

Un grand merci à mon directeur de thèse. **Monsieur MAATOUG Mohamed**, Professeur à l'université d'Ibn Khaldoun Tiaret. Je le remercie bien évidemment pour m'avoir permis de réaliser ce travail au sein du laboratoire de recherche, pour m'avoir guidé, encouragé, conseillé, mais également pour la confiance qu'il m'a apportée en me laissant une grande liberté dans la pratique de mon travail de recherche. Pour son attention de tout instant sur mes travaux, pour ses conseils avisés et son écoute qui ont été prépondérants pour la bonne réussite de cette thèse. Son énergie et sa confiance qui ont été des éléments moteurs pour moi. Merci aussi pour sa (très grande) patience sans pareille et sa compréhension.

Un grand merci à mon collègue et ami Mr **BOUACHA Mohamed Islem** pour son aide et ses remarques et ses idées pertinentes.

Je tiens à remercier très sincèrement **Monsieur DELLAL. AEK**, professeur à l'université de Tiaret pour m'avoir fait honneur et plaisir d'accepter de présider ce jury.

Je souhaite remercier chaleureusement

Mme. SOUIDI Zahira Professeur au centre universitaire de Mascara d'accepter d'être parmi le jury.

M AIT HAMMOU Med, MCA à l'Université de Tiaret, pour avoir bien voulu examiner ce travail.

Mme AYACH ABBASSIA, MCA à l'Université de Sid Belabess, d'avoir accepté examiner ce travail.

M CHAIBI Rachid, MCA à l'Université de Laghouat, pour avoir bien voulu examiner ce travail.

Je tiens à remercier À tous les amis que j'ai rencontré pendant les années de thèse et qui ont joué un rôle important jusqu'à la fin. Je voudrais simplement vous dire... merci pour vos amitiés sans limites.

TABLE DE MATIERE

Liste des tableaux

Liste des figures

Liste des abréviations

Introduction1

Partie bibliographique

Chapitre I: Pollution particulaire

1. La pollution particulaire.....	4
1.1. Les particules fines.....	4
1.2. Classification des Aérosols	4
1.2.1. Selon la source	4
1.2.2. Selon leur taille	5
1.2.3. Le mode.....	6
1.3. Composition chimique des particules.....	7
1.4. Transport et dépôt des particules	11
1.5. Les sources de particules	13
1.5.1. Sources naturelles	13
1.5.2. Sources anthropiques	13
1.6. Impacts de la pollution atmosphérique particulaire.....	14
1.6. 1. Les impacts sur la santé de l’Homme	15
1.6.2. Les impacts sur l’environnement	18
1.7. Méthode d’échantillonnage des particules fines.....	18
2. Les paramètres influençant sur la dispersion des polluants	21
2.1. La dispersion horizontale	22
2.1.1. Le vent.....	22
2.1.2. La stabilité et l’instabilité atmosphérique et la température.....	22
2.1.3. L’humidité relative.....	22

2.1.4. Les précipitations	23
2.1.5. La pression atmosphérique.....	23
2.1.6. L'ensoleillement.....	23
2.2. Distribution verticale des particules.....	24

Chapitre II: Télédétection et propriétés optiques des aérosols

3. SIG et Télédétection	25
3.1.1. Définition des systèmes d'information géographique.....	25
3.1.2. Définition de la télédétection.....	25
3.1.3. L'imagerie satellitaire.....	26
3.2. Propriétés optiques des Aérosols	27
3.2.1. La diffusion de Rayleigh.....	27
3.2.2. La diffusion de Mie	28
3.2.3. Impact Radiatif des aérosols	28
3.2.4. Optique des aérosols	29
3.2.4.1. Extinction de la lumière	29
3.2.4.2. L'albédo de simple diffusion	29
3.2.4.3. La fonction de phase	29

Chapitre III: Les métaux lourds

4. Les métaux lourds	3
4.1. Eléments majeurs, mineurs et traces.....	3
4.2. Définition des éléments traces métalliques	3
4.3. Les émissions de métaux et minéraux par les différents types de sources	4
4.3.1. Les sources naturelles	5
4.3.2. Les sources anthropiques	5

Partie Expérimentale

Matériel et méthodes

5. Zone d'étude	39
------------------------------	-----------

5.1. Présentation de la wilaya de Tiaret	39
5.1.1. Situation géographique	39
5.1.2. Synthèse climatique	40
5.2. Parc automobile de la commune.....	46
6. Méthodologie du travail.....	46
6.1. Choix des sites d'échantillonnage	46
6.2. Collecte des données	47
Trafic routier	47
Type de carburant utilisé.....	48
La morphologie urbaine	49
6.3. Technique de prélèvement des aérosols atmosphérique.....	50
6.3.1. Le prélèvement par l'impacteur DEKATI à deux étages	50
6.4.2. Description de campagne de prélèvement	52
-Procédure d'échantillonnage.....	53
-Récupération du filtre	53
6.5. Dosage de métaux lourds.....	53
6.6.1. Préparation des échantillons et analyse.....	56
6.7. Utilisation de l'imagerie satellitaire pour la détermination des concentrations des PM10.....	57

Résultats et discussion

7. Résultats et discussions	62
7.1.1. Classe des routes en fonction de l'intensité du trafic routier	62
7.1.2. Classe des routes selon le taux d'embouteillage	63
7.1.3. Largeur des routes	64
7.1.4. Les concentrations des PMs et des métaux lourds associés.....	66
7.1.4.1. La fraction PM10	67
7.1.4.2. La fraction PM2.5	68
7.1.4.3. Le plomb	70
7.1.4.4. Le cuivre	73

7.1.4.5. Le Zinc	75
7.1.5. Le rapport PM2.5/PM10	78
7.1.6. Les rapports élémentaires	79
7.1.7. Effet du trafic routier et la morphologie urbaine sur les concentrations des PMs	80
7.2. Discussion des résultats.....	83
7.3. Estimation des concentrations des PM10 par apport de la télédétection.....	85
7.3.1. Estimation de l'épaisseur optique.....	85
7.3.2. Estimation des concentrations des PM10 par apport de la télédétection.....	86
7.3.3. La corrélation entre les résultats de la télédétection et les mesures in situ.....	87
Conclusion.....	89

Références bibliographiques

Résumé

Abstract

ملخص

Liste des tableaux

Tableau 01: Dépôt par voie sèche cumulé de particules par sédimentation et temps de résidence atmosphérique. Particules sphériques de masse volumique 1 g.cm^{-3} et de concentration $1 \text{ particule.cm}^{-3}$

Tableau 02: Eléments caractéristiques émis par diverses sources de combustion

Tableau 03: Composition de la croûte continentale supérieure moyenne pour les éléments majeurs et quelques éléments traces

Tableau 04: Emissions atmosphériques mondiales de métaux traces par les sources naturelles (en 103 tonnes par an), et par des sources anthropiques au milieu des années 1990 (tonnes par an)

Tableau 05: Eléments caractéristiques émis par diverses sources de combustion

Tableau 06 : Températures et précipitations mensuelles enregistrées dans la wilaya de Tiaret durant la période 1993 – 2018

Tableau 07 : Répartition mensuelle moyenne de l'humidité enregistrée dans la région de Tiaret durant la période 1993-2018

Tableau 08: classification des routes selon le taux des bouchons

Tableau 09 : Le parc automobile de la wilaya de Tiaret

Tableau 10: Quelques exemples de mise en solution et d'analyse de particules atmosphériques dans la littérature (Lamisson, 2006)

Tableau 11: caractéristiques de l'image satellite utilisée

Tableau 12: les coefficients k_i pour déterminer le facteur d'asymétrie

Tableau 13: Concentrations des PMs et métaux lourds associés ($\mu\text{g/m}^3$).

Tableau 14: Rapports élémentaires Zn/Cu et Zn/Pb des émissions anthropiques dans l'atmosphère

Tableau 15 : corrélation entre PMs, ETM et les paramètres observés

Tableau 16 : Statistiques descriptives des concentrations des PM10

Tableau 17 : la corrélation entre les concentrations des PM10 obtenues par mesures satellitaires et les mesures in situ

Liste des figures

Figure 1 : Sources et processus microphysiques influençant la distribution en taille et la composition chimique des particules atmosphériques

Figure 2 : Schéma simplifié des processus physico-chimiques de transformation des aérosols atmosphériques

Figure 3: Composition massique chimique moyenne des PM10 typiques de sites (a) ruraux et (b) urbains et périurbains en Europe

Figure 4 : Distribution granulométrique typique des différents composés contenus dans la matière particulaire atmosphérique

Figure 5 : Contributions relatives (%) des principaux secteurs (a) aux émissions de PM10, PM2.5 et PM1

Figure 6 : Niveau d'accumulation des particules en fonction de leur taille

Figure 7 : Principe du prélèvement par filtration

Figure 8 : Schéma du principe d'impaction en cascade

Figure 9 : Courbes théorique et réelle d'efficacité de collecte d'un impacteur

Figure 10 : Tableau périodique des éléments

Figure 11 : distribution verticale des particules.

Figure 12 : Situation géographique de la zone d'étude

Figure 13: Caractéristiques mensuelles du vent de la période 1986-2018

Figure 14 : Rose des vents de la période 1993-2018

Figure 15 : Diagramme Ombrothermique

Figure 16 : Climagramme d'Emberger pour la période 1993-2018

Figure 17 : répartition des points de prélèvement.

Figure 18 :L'impacteur DEKATI

Figure 19 : Technique d'installation du filtre.

Figure 20: l'intensité du trafic routier sur les routes de la ville de Tiaret

Figure 21 : classification des routes suivant la fluidité de circulation

Figure 22 : Type des routes de la ville de Tiaret (suivant l'indice de Landsberg)

Figure 23: cartes de pollution de la ville de Tiaret par les PM10.

Figure 24: cartes de pollution de la ville de Tiaret par les PM2.5

Figure 25 : Carte des concentrations du Plomb associé aux PM10

Figure 26 : Carte des concentrations du Plomb associé aux PM2.5

Figure 27 : carte des concentrations de Cuivre associé aux PM10

Figure 28 : carte des concentrations de Cuivre adsorbé au PM2.5

Figure 29 : carte des concentrations de Zinc adsorbé aux PM10

Figure 30 : carte des concentrations de Zinc adsorbé aux PM2.5

Figure 31 : le ratio PM2.5/PM10

Figure 32: graphe de l'analyse canonique des corrélations.

Figure 33: carte de l'épaisseur optique des aérosols

Figure 34: les concentrations des PM10 obtenues de l'image satellite ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

Liste des abréviations

Al : Aluminium

As : Arsenic

AOD : Aerosols Optical Depth (Epaisseur optique des aérosols)

AOS: aérosols organiques secondaires

AOT: Aerosols Optical Thickness

BC: Black Carbone (Carbone Noir)

Br: Brome

CIRC : centre international de la recherche sur le cancer

CO : Carbone Organique

COV : Composés organiques volatils.

GPL : Gaz de pétrole liquifier

Cd : Cadmium

Cr: Chrome

Cu : cuivre

Dp50 : Diametre de coupure 50.

EC : Carbone Elémentaire

ERO : espèces réactives de l'oxygène

ETM : Eléments trace métalliques

HAP : Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques

HCSP : Haut Conseil de la Santé Public

INVS : Institut de Veille Sanitaire

Km: Kilomètre

Kg: Kilogramme

mm: millimetre

MO : matière organique

MOP : Matière Organique Particulaire

NP : nanoparticules

NH₃ : ammoniac

NO_x : les oxydes d'azote

SO₂ : Dioxyde de Soufre

PM : Particulate Matter

PUF: Particule Ultra Fines

NaCl : Chlorure de Sodium

KCl : Chlorure de Potassium

MgCl : Chlorure de Magnésium

Ni: Nickel

Co: Cobalt

V: Vanadium

Hg, Ni, Mn, Mo

Sb : Antimoine

Se : sélénium

Sn: Etain

Fe: Fer

Rh: Rhodium

TSP : particules totales en suspension

µm: micromètre

OMS: organisation mondiale de la santé

Pb: Plomb

SIA : aérosols inorganiques secondaires

WHO: World Health Organisation

Zn: Zinc

Introduction

INTRODUCTION GENERALE

Introduction

Selon l'Organisation mondiale de la santé (2008), 1,3 million de décès annuels dans le monde sont imputables à la pollution atmosphérique, et que cette dernière est la cause de 16% du nombre total de décès. Parmi les polluants atmosphériques, les particules jouent un rôle important dans l'aggravation de la qualité de l'air dans les zones urbaines. Des recherches épidémiologiques et toxicologiques ont montré la relation entre l'exposition aux particules et les effets sur la santé humaine tels que les maladies cardiovasculaires (Pope et al., 2009; Brook et al., 2010), la mortalité et la morbidité et le cancer du poumon (Turner et al., 2011 ; Dominici et al. ., 2004; Lippmann et al., 2000). Les études épidémiologiques ont montré que les particules fines de diamètre inférieur à 2.5 μm (PM2.5) étaient associées à diverses pathologies ; ainsi qu'à l'asthme, en particulier sur les enfants, et la maladie pulmonaire obstructive chronique qui touche les enfants et les adultes (Michael et al., 2013). Les PM2.5 étaient considérées plus toxiques que les particules grossières d'un diamètre inférieur à 10 μm (PM10), connues pour leurs propriétés cytotoxiques et pro-inflammatoires (Bengalli et al. ., 2013).

En outre de leurs effets sur la santé, les aérosols modifient le climat de plusieurs manières. Tout d'abord, ils diffusent et absorbent le rayonnement solaire, ce qui modifie le bilan radiatif de la planète. Cet effet est connu sous le nom d'effet direct des aérosols et se produit principalement en l'absence de nuages. La diffusion par les aérosols dévie le rayonnement solaire dans toutes les directions. Une partie de ce rayonnement est renvoyée vers le haut, ce qui rend la planète plus réfléchissante vue de l'espace et entraîne un refroidissement du climat. En revanche, l'absorption du rayonnement solaire par les aérosols rend la planète plus sombre et conduit donc à un réchauffement du climat.

Malgré les nombreux travaux menés sur la pollution de l'air par les particules, les incertitudes demeurent. Il s'avère plus ou moins complexe de traiter la pollution particulaire dans un milieu urbain, ceci est en effet dû aux modifications résultantes par différents facteurs météorologiques (vent, précipitations), topographiques

INTRODUCTION GENERALE

(pente...) et la morphologie urbaine, qui constituent des facteurs limitants dans la dispersion de ces polluants (Makhelouf, 2012 ; Maignants, 2006).

Les PM10 (particules dont le diamètre aérodynamique est inférieur à 10 μm) ou grosses particules. Ces particules correspondent à la fraction qui va pénétrer dans l'appareil respiratoire jusqu'aux voies aériennes supérieures, tandis que les PM2.5 représente la fraction fine qui peut atteindre les régions trachéo-bronchiale et alvéolaires (Donaldson & Stone, 2003 ; Goulaouic, 2009 ; Thorpe et Harrison, 2008).

La pollution par les particules dans la ville de Tiaret, est méconnue à cause de l'absence de travaux effectués sur cette thématique de recherche, ainsi qu'en l'absence de stations de mesure de la qualité de l'air. A l'exception de quelques travaux locaux sur la bio-surveillance de la qualité de l'air (Omar et al., 2015, Maatoug et al., 2012, Maatoug et al., 2010, Maatoug et al., 2007), aucune étude n'a été enregistrée sur les particules fines (Aérosols).

Le travail de recherche entrepris dans cette étude se focalise sur l'estimation des concentrations massiques des particules atmosphériques PM10 et PM2.5 prélevées et des métaux lourds, à savoir le Plomb, le Zinc et le Cuivre, adsorbés à chaque fraction dans la ville de Tiaret; par ailleurs l'objectif est de déduire la relation de ces particules avec le trafic routier afin de déterminer l'influence de la construction urbaine sur la dispersion de ces particules. Pour ce faire, nous avons effectué des prélèvements de particules atmosphériques urbaines par impactions en utilisant un impacteur en cascade DEKATI à deux étages sur 92 sites.

D'autre part, une partie de cette étude a pour but de déterminer la concentration massique des PM10 par apport de la télédétection. Pour ce faire, un traitement est effectué sur une image satellitaire de type Landsat, et qui aboutira à estimer l'épaisseur optique des aérosols dans la ville de Tiaret ; ce dernier a servi de déduire les concentrations des particules.

Ce mémoire de thèse se découpe en:

Une première partie qui est consacré pour la description de la pollution particulaire, ou nous parlerons sur les particules (origine, composition, mécanisme de formation et son impact) ; pour les paramètres qui influencent sur la pollution par

INTRODUCTION GENERALE

ces particules, dans lequel nous exposerons les différents facteurs agissant sur leurs distributions, émissions et par conséquent sur leurs immissions. Dans cette partie, nous donnons aussi un aperçu sur les propriétés optiques des aérosols.

La deuxième partie composée de deux chapitres, et qui répartis comme suit :

Un premier qui se focalise sur le matériel et méthodes subis lors de cette expérimentation. Dans ce chapitre nous donnerons une description de la zone d'étude et des méthodologies adoptées pour la collecte et les analyses et traitements effectués.

Un deuxième dans lequel nous représentons dans un premier temps les résultats des concentrations des particules fines (PM10 et PM2.5) et des métaux lourds associés pour les deux fractions. Ces derniers font l'objet à une analyse canonique des corrélations, dont le but est de déduire l'influence du trafic routier sur la pollution atmosphérique dans la ville de Tiaret. C'est aussi dans ce chapitre que nous présentons les concentrations des PM10 obtenus par le biais du traitement de l'image satellitaire Landsat 8.

Partie

Bibliographiques

Chapitre I :
Pollution
particulaire

Chapitre I : La pollution particulaire

1. La pollution particulaire

1.1. Les particules fines

Le terme particules désigne un ensemble de substances particulières microscopiques de l'ordre du micron, et qui sont des substances solides ou liquides en suspension dans l'air. Elles peuvent séjourner dans l'air et sont transportées sur de longues distances par les courants atmosphériques. Ensuite elles retombent au sol via les pluies ou sous forme de poussières.

Le terme « aérosols » est la “suspension, dans un milieu gazeux, de particules solides ou liquides présentant une vitesse de chute négligeable” (Fontan, 2003). Ils correspondent donc aux plus fines fractions.

Les particules peuvent être classées de différentes façons selon leur origine, leur dimension, leur composition et leur mode de formation.

1.2. Classification des Aérosols

1.2.1. Selon la source

Les origines très variées des particules influent sur leur concentration, leur distribution en taille et sur leur composition chimique (Salma *et al.*, 2005 ; Pakkanen *et al.*, 2001). Ces particules peuvent être classifiées en particules naturelles ou anthropiques, en fonction de leurs sources et leurs processus de formation (Niu *et al.*, 2010; Horvath *et al.*, 1996), d'origines primaire ou secondaire.

Les particules primaires sont directement émises dans l'atmosphère par des sources naturelles et/ou anthropiques

Les particules secondaires peuvent également se former à partir de transformations physiques et chimiques des polluants gazeux (oxydes de soufre et d'azote, ammoniac et composés organiques volatils), à travers des processus de nucléation homogène ou hétérogène et de condensation ou de coagulation (Wallace et Hobbs, 2006 ; Delmas *et al.*, 2005)

Chapitre I : La pollution particulaire

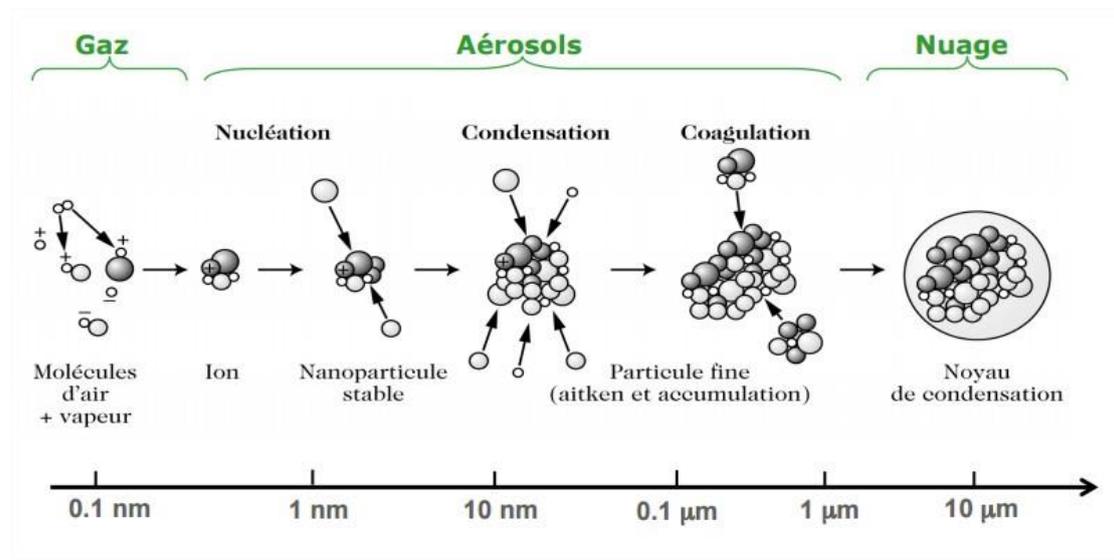


Figure 1 : Sources et processus microphysiques influençant la distribution en taille et la composition chimique des particules atmosphériques

1.2.2. Selon leur taille

La taille des particules joue un rôle prépondérant dans leur classification (Seinfeld et Pandis, 1998). Plusieurs classifications des particules atmosphériques, selon leur taille, ont été établis en fonction des diamètres (Witschger et Fabriès, 2005; McMurry, 2000), qui sont comme suit :

- Le Diamètre aérodynamique correspond à un Diamètre d'une sphère de densité égale à 1g.cm^{-3} et ayant la même vitesse limite de chute que la particule ;
- Le Diamètre de masse normalisée concorde Diamètre d'une sphère de même masse que la particule et de densité égale à 1g.cm^{-3} ;
- Le Diamètre de mobilité électrostatique est un Diamètre d'une sphère ayant la même vitesse de migration que la particule non-sphérique dans un champ électrique ;
- Diamètre de volume équivalent est défini par le Diamètre d'une sphère de même volume, il prendre en compte l'irrégularité et la complexité des formes des particules (Buseck et Adachi, 2008 ; Witschger et Fabriès, 2005; McMurry, 2000).

Chapitre I : La pollution particulaire

Pour étudier la nature physique des particules et leur dépôt dans l'organisme humain, on utilise souvent le Diamètre aérodynamiques (Donaldson *et al.*, 2002). Ce dernier permet de classer les aérosols en trois principaux groupes : les particules grossières, fines et ultrafines (Mbengue, 2013).

On appelle particules grossières celles qui ont un diamètre aérodynamique compris entre 2.5 et 10 μm . Ces particules sont généralement issues de processus mécaniques naturels (suspension de poussières, embruns marins, volcans, particules des plantes) ou anthropiques (usure de pneus, garnitures de freins et d'embrayage, travaux du bâtiment, manipulation de minerais ou de produits industriels).

Les particules avec un diamètre aérodynamique compris entre 0.1 et 2.5 μm , sont les particules fines. Elles sont en général d'origines anthropiques et/ou issues de la condensation de particules de plus petite taille (Cohen et McCammon, 2001).

Les particules ultrafines (PUF) ou $\text{PM}_{0.1}$, sont les particules avec un diamètre aérodynamique inférieur à 0,1 μm environ, et sont principalement issues de processus de combustion et/ou de réactions photochimiques et de conversions gaz-particules (Witschger et Fabriès, 2005).

1.2.3. Le mode

Les particules sont classifiées selon le mode de formation comme suit :

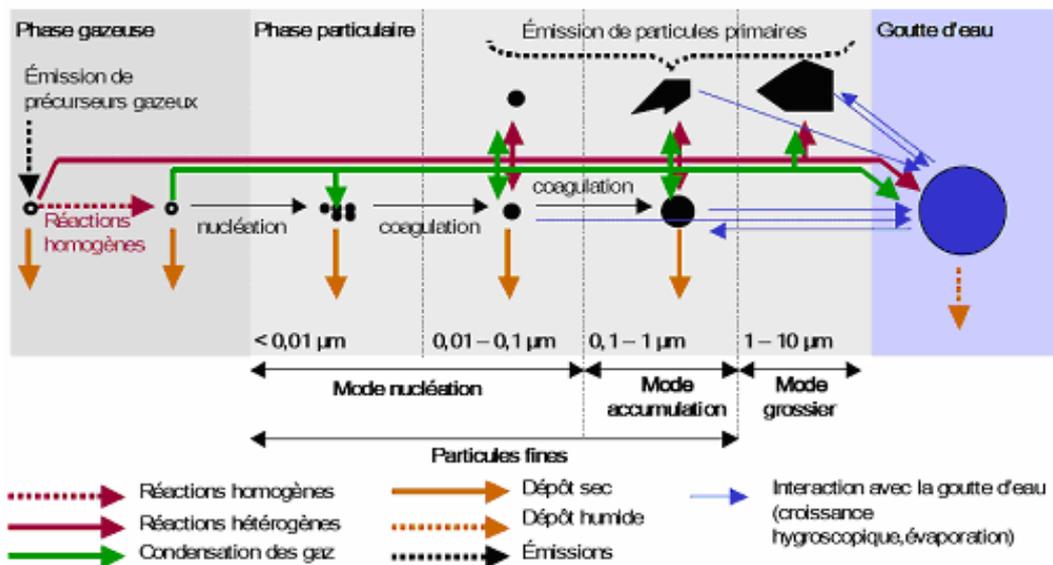


Figure 2 : Schéma simplifié des processus physico-chimiques de transformation des aérosols atmosphériques (adapté de Raes *et al.*, 2000).

Chapitre I : La pollution particulaire

Le mode nucléation (ou Aitken), contient des particules ultrafines, de diamètre inférieur à 0.1 μm ; formées principalement par condensation de vapeurs chaudes au cours de procédés de combustion. Bien que le plus grand nombre de particules atmosphériques apparaissent dans le mode nucléation, ces particules contribuent peu à la masse totale de particules en raison de leur très petite taille (McMurry *et al.*, 2004).

le mode accumulation ($> 100 \text{ nm}$) contient des particules de diamètre compris entre 0,1 et 2 μm résultant de la coagulation de particules du mode nucléation, ainsi que de la condensation de vapeurs sur les particules existantes, dont la taille augmente alors dans la gamme. Ces fines particules peuvent rester en suspension dans l'atmosphère pendant des jours voire des semaines. Ce mode contribue de façon majeure à la surface et à la masse totale des aérosols dans l'atmosphère.

Le mode sédimentation ou grosses particules contient des particules de plus de 1 μm , formées essentiellement par des procédés mécaniques tels que l'érosion éolienne, les embruns, les opérations de broyage dans l'industrie... Ces particules sont efficacement éliminées par déposition sous l'action de la gravité. Leur durée de vie est donc faible, de quelques heures à quelques jours. Elles contribuent peu à la concentration en nombre des particules, mais contribuent de façon notable à la masse.

1.3. Composition chimique des particules

La composition chimique des particules présente une très grande variabilité, qui dépend à la fois de la nature et de la proximité des sources d'émission, et également des transformations que les particules subissent dans l'atmosphère.

On définit deux grandes fractions de particules : la fraction inorganique (ou minérale) et la fraction organique.

La fraction minérale (souvent d'origine naturelle) est composée essentiellement de sulfates, de nitrates et d'ammonium. À cela s'ajoutent d'autres espèces, en général présentes en concentration plus faibles, comme certains métaux (plomb, arsenic, cadmium,...) et des sels (embruns marins, ...). (Figure 03).

Chapitre I : La pollution particulaire

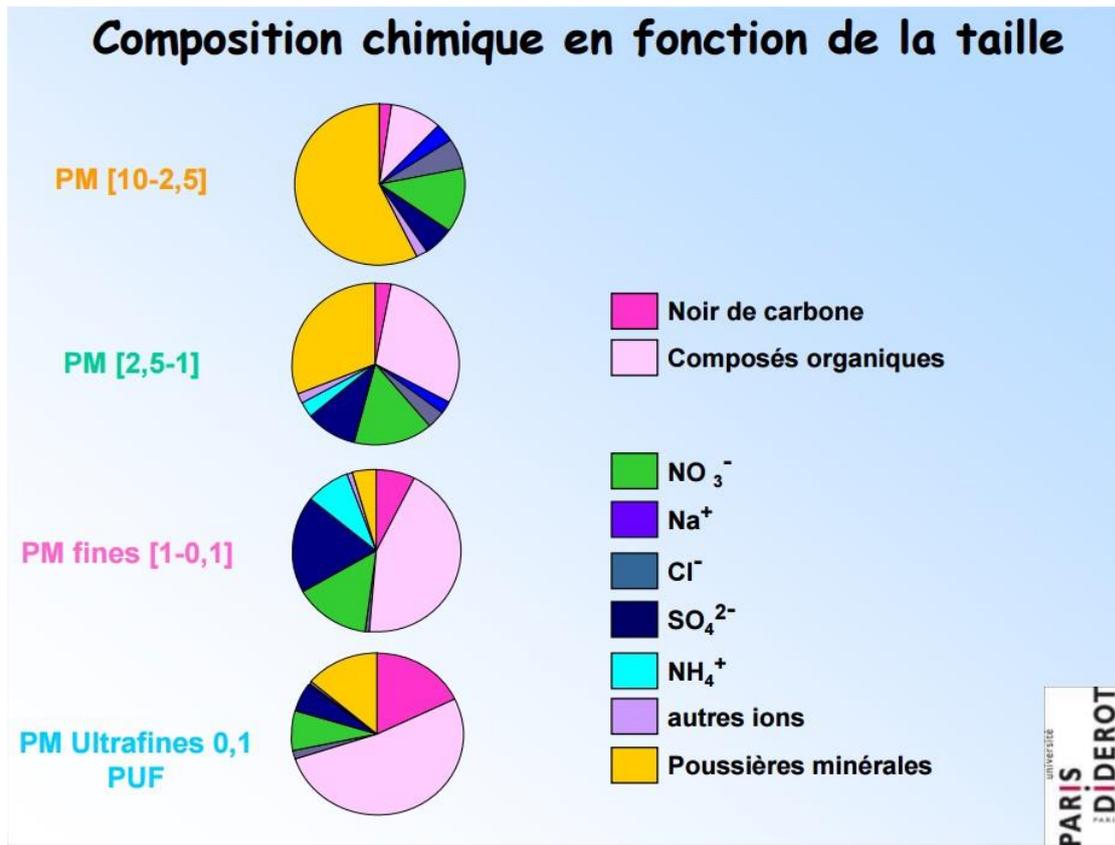


Figure 03 : Composition massique chimique moyenne des PMs

En ce qui concerne la fraction organique, on distingue la fraction contenant du carbone élémentaire ou carbone suie (EC ou BC) et la fraction contenant du carbone organique (OC).

Le carbone élémentaire est constitué à quasiment 100% d'atomes de carbone et est chimiquement inerte. Il est majoritairement émis par l'homme au cours des processus de combustion. C'est sa couleur noire qui domine dans l'aérosol de pollution. La suie individuelle est émise sous forme d'une sphère de quelques dizaines de nanomètre, mais elle s'agrège très rapidement à d'autres suies pour former des chapelets de quelques micromètres de longueur. En moyenne, ce black carbon représente de 5 à 10 % de la masse de PM_{2.5}. Cette contribution peut aller jusqu'à 15 à 20 % sur les sites trafic.

Le cœur de l'aérosol, constitué de carbone élémentaire, est généralement entouré d'une pellicule composée d'un mélange complexe de composés organiques. Cette fraction de carbone organique (OC) est une matrice très complexe, constituée d'une multitude de composés différents appartenant aux grandes familles de la chimie

Chapitre I : La pollution particulaire

organique que sont les alcanes, les acides carboxyliques, les alcools, les aldéhydes, les cétones, les esters, les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), les dioxines..., dont certaines sont très toxiques. Certaines espèces se fixent dès leur émission sur les particules, d'autres se forment suite à l'oxydation de précurseurs gazeux tels que les composés organiques volatils (COV).

Enfin, le terme Matière Organique Particulaire (MOP) désigne l'ensemble constitué par le carbone et les autres atomes constituant cette matière (oxygène, hydrogène, azote, soufre...). Cette matière organique particulaire a des origines plus diverses que le carbone élémentaire. Elle peut être d'origine anthropique, essentiellement formée lors des combustions incomplètes, soit directement à l'émission, soit par conversion des gaz présents dans les fumées. Elle peut également être constituée de particules biogéniques primaires, telles que des spores ou des pollens (Vassilakos *et al.*, 2005 ; Seinfeld et Pandis, 1998).

Les particules fines PM_{2.5} se composent majoritairement d'espèces carbonées (carbone élémentaire et particules organiques) émises lors de combustions incomplètes, ainsi que de nitrates, d'ammonium et de sulfates, qui sont produits par réactions chimiques dans l'atmosphère.

Elles résultent pour la plupart d'entre elles d'activités polluantes (moteurs diesel, suies, transformation chimique des gaz polluants, déchets de la combustion). En effet, le carbone est un sous-produit des gaz d'échappement et des fumées d'usines car tout foyer où la combustion reste incomplète libère du carbone particulaire. Ainsi, les PM_{2.5} sont principalement constituées : des "particules diesel". Les moteurs diesel émettent des nanoparticules toxiques d'un diamètre moyen de 0,1 µm, capables d'atteindre les alvéoles pulmonaires. Le diesel dégage une pollution spécifique, visible, des fumées noires et des suies constituées de particules de carbone et imprégnées de diverses substances, en particulier d'hydrocarbures ; d'autres particules liées au trafic, comme l'usure de la chaussée, des pneumatiques, des garnitures de frein et d'embrayage... ; des particules de soufre. Ce sont souvent des particules secondaires issues de transformations des particules primaires, comme les sulfates, les nitrates et l'acide sulfurique. Les particules reliées aux oxydes de soufre et d'azote sont extrêmement hygroscopiques c'est-à-dire qu'elles ont une affinité avec l'eau. Elles fixent des molécules gazeuses dangereuses et assurent la formation de brume –

Chapitre I : La pollution particulaire

comme pour les brouillards toxiques de Londres ou de Los Angeles, appelés smogs (de smoke, “fumée”, et fog, “brouillard”) ; des composés organiques comme les hydrocarbures HAP, substances mutagènes et cancérigènes ; des métaux lourds (Allen *et al.*, 2001).

Il est également à noter que, hélas, les particules sont de plus en plus petites, notamment du fait des évolutions des moteurs automobiles et des nanotechnologies.

Les particules grossières (entre 2.5 μm et 10 μm) majoritairement constituées de sels de mer, de poussières minérales et dans une moindre mesure de matières organiques. Elles sont principalement produites par des procédés mécaniques (abrasion, chantiers, agriculture, remises en suspension de particules déposées au sol...) (Knibbs et Morawska, 2012; Morawska *et al.*, 2008 ; Ntziachristos *et al.*, 2007; Cass *et al.*, 2000 ; Hughes et Cass, 1998).

Soulignons enfin qu’un des composant les plus dangereux pour la santé des PM_{2.5} est le carbone suie (ou Black Carbon, BC). Ces particules de carbones mesurent moins de 1 micromètre, représentent 30 % des émissions de PM₁ et sont issues des moteurs à combustion (diesel essentiellement), la combustion résidentielle de bois, des centrales électriques, de l’utilisation du fioul lourd et du charbon... Contrairement aux autres particules, qui ont des origines très diverses, le carbone suie est 100 % primaire et essentiellement lié à la pollution du trafic routier local. On définit également les microsuires, qui mesurent de 0.05 à 0.1 micromètres et elles sont émises par la combustion du fioul léger (moteurs diesel, chauffage domestique), de l’essence, du kérosène et du gaz. Elles sont essentiellement carbonées, mais peuvent contenir du soufre si le combustible dont elles sont issues en contient (fioul léger, par exemple). Elles pénètrent donc très profondément dans le corps humain. Leur légèreté fait qu’elles contaminent les plus hautes couches atmosphériques et sont donc responsables d’une pollution globale (Fernández-Camacho *et al.*, 2012 ; Marris *et al.*, 2012; Anderson *et al.*, 2009)..

Chapitre I : La pollution particulaire

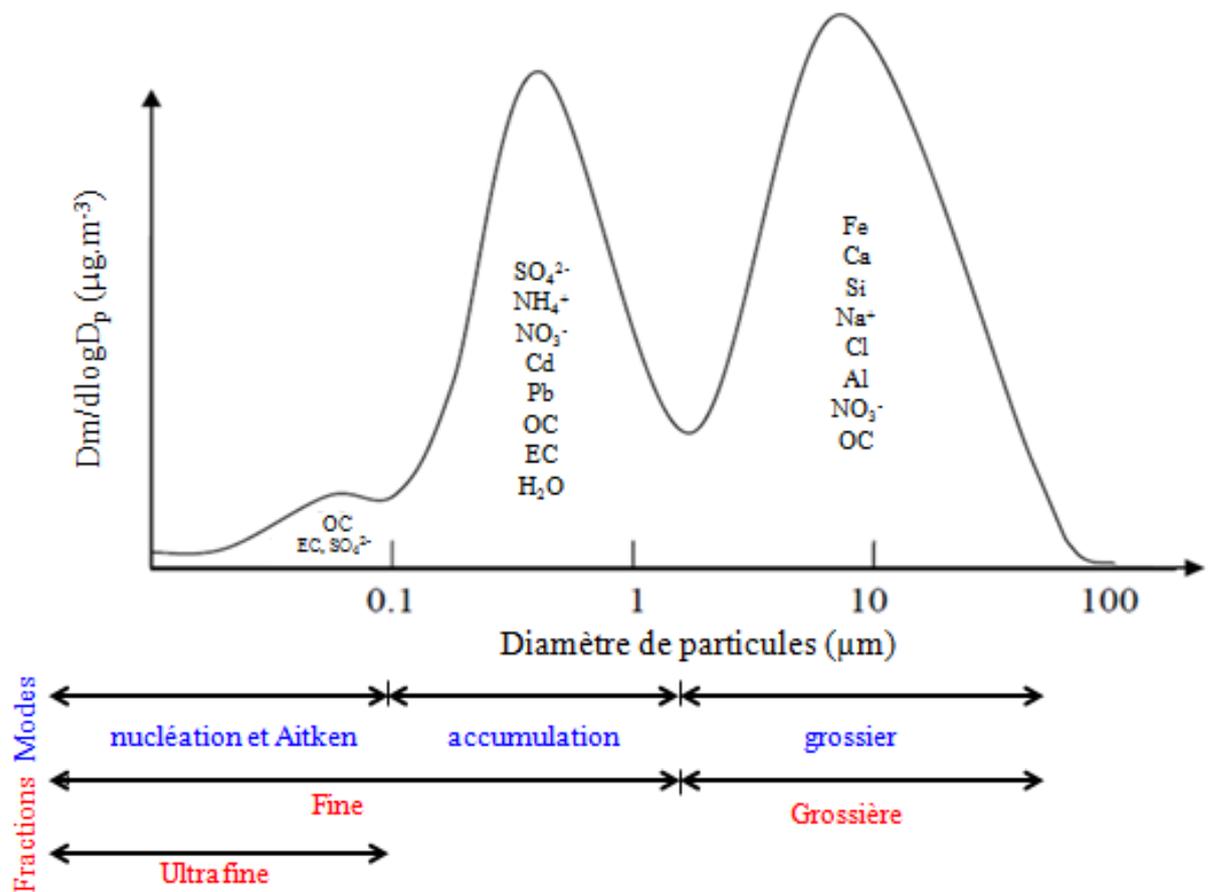


Figure 4: Distribution granulométrique typique des différents composés contenus dans la matière particulaire atmosphérique (Adapté de Seinfeld et Pandis, 1998).

1.4. Transport et dépôt des particules

Selon leur taille, les particules peuvent rester longtemps en suspension dans l'atmosphère. Le mécanisme principal régissant le mouvement des particules fines et des PUF dans l'air est la diffusion brownienne (tableau 01) qui contrôle leur dépôt sur les surfaces (Witschger et Fabriès, 2005). Elle est liée à un coefficient de diffusion D_f inversement proportionnel à leur taille et qui dépend aussi des propriétés du gaz vecteur (l'air dans notre cas).

Chapitre I : La pollution particulaire

Tableau 01: Dépôt par voie sèche cumulé de particules par sédimentation et temps de résidence atmosphérique. Particules sphériques de masse volumique 1 g.cm⁻³ et de concentration 1 particule.cm⁻³ (Witschger et Fabriès, 2005).

Diamètre des PM (μm)	Sédimentation (Particules/m²)	Temps de résidence
0.001	0.005	Minute
0.01	4	
0.1	52	
1	2.1*10 ³	Semaine
10	1.8*10 ⁵	journée

La taille des particules conditionne sa durée de séjour dans l'atmosphère. D'autant plus, la distance de transport est plus longues lorsque la particule est petite ce qui signifie que la distance de transport de particule est proportionnelle à sa taille. Elles disparaissent ensuite soit par dépôt sec à la surface du sol et des végétaux, sous l'effet de la gravité, soit par dépôt humide.

Le dépôt sec et sédimentation est pour les particules les plus grosses (>5 μm), ainsi que celles proches de la surface, qui voyagent sur des distances assez courtes et se redéposent rapidement. Lors d'évènements particuliers tels que les tempêtes de sable, elles peuvent être transportées sur plusieurs milliers de kilomètres (citant par exemple les poussières sahariennes que l'on retrouve parfois en Europe du Nord ou dans les Antilles).

Le temps de séjour des particules est déterminé par les processus d'élimination et les mécanismes de dépôt sec et le dépôt par voie humide, ainsi que les mécanismes de condensation et coagulation (Delmas *et al.*, 2005). Le temps de résidence (Tableau 03) va de l'ordre de la minute pour les PUF à la semaine pour les particules fines. Constituées des modes de nucléation (1-10 nm) et Aitken (10-100 nm), les PUF sont rapidement éliminées de l'atmosphère. Leur élimination est accélérée par différents facteurs, qui leur sont spécifiques. Elles se lient rapidement entre elles ou se déposent par diffusion sur diverses surfaces. C'est pourquoi ces particules se trouvent dans l'atmosphère principalement près des sources d'émission (Cohen and McCammon, 2001). Bien que leur séjour dans l'air soit très court (de quelques minutes à quelques

Chapitre I : La pollution particulaire

heures), leur concentration élevée est due à un remplacement continu associé à l'importance de leurs flux d'émission. (Buseck et Adachi, 2008).

Sous l'effet de la gravité, les particules grossières se déposent rapidement par sédimentation ou impaction (Tableau 01). Elles ont donc une durée de séjour dans l'atmosphère assez courte qui est de l'ordre de la journée. Ce sont donc les particules « fines », dont le diamètre est compris entre 0,1 et 1 μm (PM1) qui ont la durée de séjour la plus grande, pouvant aller jusqu'à une semaine, sous les latitudes tempérées. En effet, ces particules sont trop petites pour se déposer par sédimentation gravitationnelle et trop grandes pour coaguler efficacement entre elles, sous forme de particules plus grosses (Cohen and McCammon, 2001). Elles peuvent être ainsi transportées sur de longues distances (Seinfeld et Pandis, 1998) et ne sont quasiment éliminées que par les précipitations (dépôt humide),

1.5. Les sources de particules

1.5.1. Sources naturelles

Les particules proviennent de diverses sources que ce soit marines (embruns), biogéniques (pollens, spores), terrigènes (resuspension, érosion des roches) ou liées à la combustion (feux de forêt, éruptions volcaniques, ...) (Renoux et Boulaud, 1998; WHO, 2000).

A l'échelle mondiale, Les émissions naturelles sont très importantes bien qu'elles soient moins quantitatives, compte tenu de la difficulté de les évaluer. (Pacyna et Pacyna, 2001). Toutefois, ce sont les émissions anthropiques qui dominent dans les grandes agglomérations et zones industrielles à l'échelle locale (Matthijsen et Ten Brink, 2007).

1.5.2. Sources anthropiques

Bien que les émissions aient connu une tendance à la baisse au cours des dernières décennies dans les pays développés, l'activité humaine reste une source majeure de particules dans l'atmosphère. Les principales sources anthropiques émettrices de particules sont (WHO- Europe, 2005) :

- L'agriculture-sylviculture (pesticides, engrais, labours);
- L'industrie manufacturière (chimie, construction, agro-alimentaire, métallurgie; cimenteries, cokeries, traitement des déchets);

Chapitre I : La pollution particulaire

- Le résidentiel et tertiaire (combustion du bois, charbon et fioul, utilisation de peintures, équipement de réfrigération et d'air conditionné);
- Les transports (automobile, ferroviaire, fluvial, maritime et aérien);
- La transformation d'énergie (production d'électricité, raffinage du pétrole).

L'agriculture / sylviculture est le secteur qui contribue le plus aux émissions, suivi des industries manufacturières et résidentielles / tertiaires. Certaines sources d'émissions de particules anthropiques sont caractérisées par des éléments spécifiques utilisés dans les études de traçage et d'identification des sources. Ainsi, les particules émises lors de la combustion sont caractérisées par leur composition en hydrocarbures, y compris les COV et les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), et le carbone élémentaire. (Morawska et al., 2002; Feng et al., 2009). Certains éléments traces sont également employés pour identifier des sources d'émission des particules (Tableau 02).

Tableau 02: Eléments caractéristiques émis par diverses sources de combustion (Morawska et al., 2002).

Sources d'émission	Eléments caractéristiques émis
Centrale thermique au fuel	V, Ni
Emission des véhicules	Ba, Br, Pb
Incinération d'ordures ménagères	Cd, Cu, Hg, Sb, Zn
Combustion de charbon	Al, As, Co, Cr, Cu, Se
Raffineries	V
Pesticides	As

1.6. Impacts de la pollution atmosphérique particulaire

Les émissions de particules dans l'atmosphère entraînent une pollution de l'air qui a des effets aussi bien sur la santé et sur les écosystèmes (impacts à l'échelle locale) qu'à l'échelle régionale (transport de particules sur de longues distances, modification du régime des précipitations), voire à l'échelle mondiale (modification du climat) (Ramanathan et al., 2001).

Chapitre I : La pollution particulaire

1.6. 1. Les impacts sur la santé de l'Homme

Les études épidémiologiques et toxicologiques sont généralement l'intermédiaire d'évaluation d'impact des polluants sur la santé humaine.

1.6.1.1. Etudes épidémiologiques

Les études épidémiologiques ont abouti à déterminer des rapports entre la pollution atmosphérique et la mortalité pour causes cardio-vasculaires avec différents polluants gazeux tels que le dioxyde d'azote (NO₂), le dioxyde de soufre (SO₂), le monoxyde de carbone (CO) et les particules, notamment les fines (INVS, 2008). L'exposition que ce soit aiguë ou chronique à la pollution de l'air avère en outre avoir plus d'effet à long terme sur la mortalité à des causes respiratoire que sur la mortalité totale ou cardiovasculaire (INVS, 2008).

Selon l'OMS (2005), les concentrations élevées des PM₁₀ peuvent provoquer la mortalité, et qui est de l'ordre de 0,6% pour une augmentation en concentration de 10 µg/m³ des PM₁₀ ; mais cette valeur est variable pour chaque ville et n'est pas toujours cohérente pour certaines villes. Pour les particules ultrafines, les études épidémiologiques sont moins nombreuses mais se développent depuis une dizaine d'années.

1.6.1.2. Etudes toxicologiques

1.6.1.2.1. La pénétration des particules en fonction de leur taille

Les particules se pénètrent dans le corps humain en fonction de leur taille, où on peut globalement déterminer trois régions de dépôt pour les plus petites particules : les régions nasopharyngées et trachéobronchiales où le mécanisme de clairance (élimination des particules) dépend de la taille des particules et de leur disposition.

Pour les particules déposées au niveau des voies aériennes, le mécanisme de clairance est mucociliaire et l'élimination des particules rapide (en 24 heures environ). Pour les particules déposées au niveau alvéolaire, la clairance macrophagique est plus lente, la demi-vie des particules pouvant atteindre des mois et, dans des conditions de surcharge chronique, conduire à l'accumulation. Les particules et les différentes molécules qu'elles transportent à leur surface vont interagir avec le liquide broncho-alvéolaire. Les composés hydrosolubles tels que les métaux et certaines molécules liposolubles de faible poids moléculaire vont rapidement être extraits et se disperser

Chapitre I : La pollution particulaire

en interagissant avec les divers composés du liquide broncho-alvéolaire, en particulier les protéines et les lipides, et modifier leurs propriétés. Ceci est particulièrement vrai pour les molécules hautement réactives et pour les métaux de transition capables de produire des espèces réactives de l'oxygène (ERO) et d'induire un stress oxydant. Par contre, le cœur de la particule ainsi que les molécules fortement adsorbées restent au niveau du lieu de déposition. Selon les propriétés de surface de la particule, sa composition chimique, les molécules organiques qui sont restées adsorbées, les protéines des fluides biologiques qu'elle aura captées à sa surface (corona), elle pourra interférer avec la membrane plasmique des cellules épithéliales susceptibles alors de la phagocyter.

Alors que l'on considère que les particules de taille micrométrique et au-dessus ne franchissent pas les barrières biologiques, la question de la translocation des PUF a été l'objet de débats très vifs au cours des dernières années. Cependant, un consensus se fait actuellement jour autour du fait que certaines particules, sans doute en fonction de leurs propriétés, peuvent franchir ces barrières. Cependant, la quantité de celles-ci reste faible, pas plus de 1 % de la quantité inhalée. Ces PUF doivent donc passer la barrière broncho-alvéolaire vers l'*interstitium* pulmonaire. Elles doivent également pouvoir franchir la paroi des capillaires et se retrouver dans le sang qui les transporte vers des organes secondaires (HCSP, 2012)

L'accumulation, même faible, trouvée dans le cerveau avec des particules « modèles » dans des expériences de toxico-cinétique après inhalation chez le rat, pose la question du franchissement de la barrière hémato-encéphalique. Cependant, une autre voie d'entrée potentielle est la voie olfactive qui a été prouvée chez le rat en utilisant diverses particules instillées dans le nez (Oberdörster, 2002 ; Oberdörster et al., 2005).

Chapitre I : La pollution particulaire

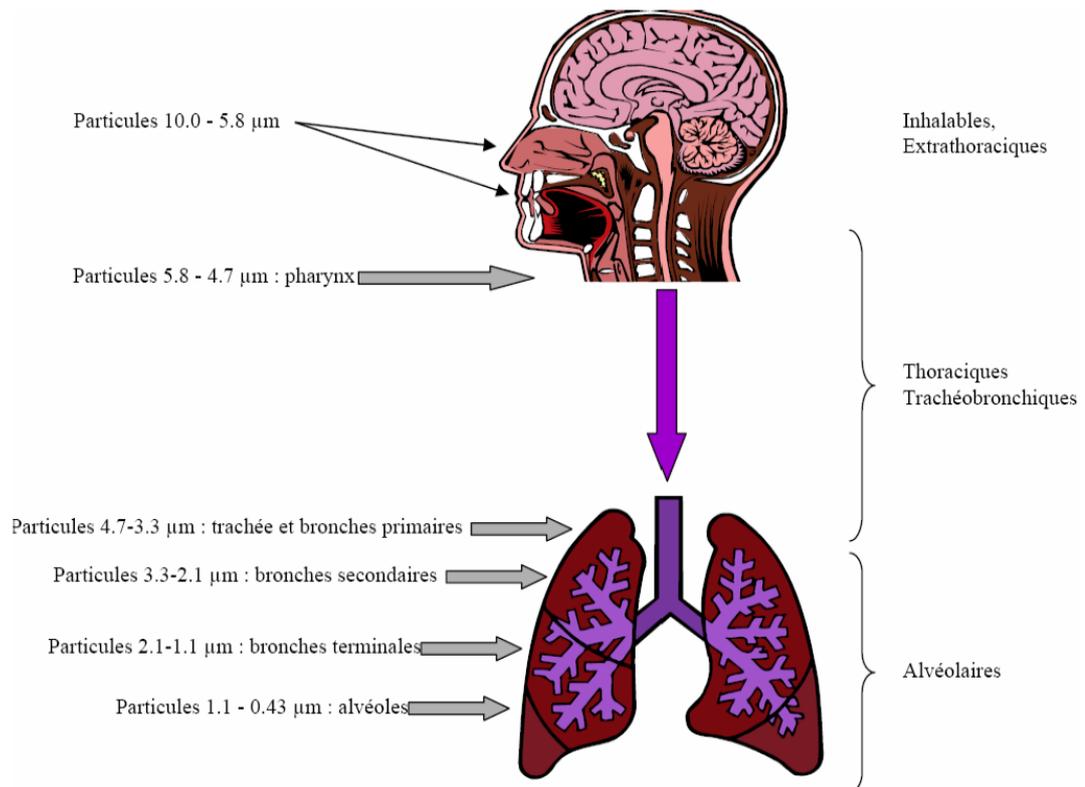


Figure 6 : Niveau d'accumulation des particules en fonction de leur taille (CITEPA, 2000).

Les grosses particules ($d > 5 \mu\text{m}$) s'arrêtent dans la région nasopharyngée, (Figure 6). Les particules de 1 à 5 μm sont stoppées dans la région trachéobronchiale, alors que les particules fines, inférieures à 1 μm , peuvent atteindre les régions bronchiolaire et alvéolaire et y persister (INVS, 2007).

1.6.1.2.2. Effets toxicologiques

Les effets des particules sur la santé dépendent de la composition chimique et la distribution des particules. Plus la particule est précise, plus elle pénètre profondément dans les poumons, avec une double action liée aux particules elles-mêmes mais également aux polluants qu'elles véhiculent. Elles peuvent véhiculer des substances toxiques de surface capables de franchir la barrière air/sang dans les alvéoles pulmonaires. Ainsi, les nanoparticules ont une surface interactive totale beaucoup plus grande que le nombre équivalent de grosses particules (Prouvost et Declerco, 2004).

Les métaux toxiques pour la santé et l'environnement (As, Cd, Cr, Hg, Ni, Pb, Zn ...) se retrouvent généralement associés aux particules (sauf le mercure en partie

Chapitre I : La pollution particulaire

gazeux) et s'accumulent dans l'organisme, provoquant des effets toxiques à court et/ou long-terme (Prouvost et Declerco, 2004). Selon l'OMS (2005), le mécanisme de toxicité de ces métaux se base sur leur potentiel d'oxydation, résultant de la formation d'espèces réactives. La forme soluble de ces métaux peut être impliquée dans des réactions de transfert d'électrons et de cycle d'oxydoréduction qui produisent des radicaux libres. Les études biologiques à travers les données épidémiologiques et toxicologiques ont mis évidence les effets toxicologiques des particules, et surtout les ultrafines, sur l'appareil cardio-vasculaire, les mécanismes de stress oxydant et la réponse inflammatoire (Salonen et al., 2008; Englert, 2004). Par ailleurs, il reste encore beaucoup d'inconnues sur le comportement de ces particules dans l'organisme.

1.6.2. Les impacts sur l'environnement

L'impact des particules peut se voir sur le changement climatique (phénomène de forçage radiatif) (Ramanathan et al., 2001), la modification des régimes de précipitations, l'acidité des pluies, la pollution des sols, des eaux de surface ou aquifères (Cellier et al., 2005), la réduction de la visibilité et la dégradation des bâtiments (Lefèvre et al., 2005).

En effet, en influençant le bilan radiatif de l'atmosphère (différence entre rayonnement solaire incident et réfléchi), les particules jouent un rôle dans le changement climatique global (Colbeck, 1995; Matthijsen et Ten Brink, 2007). Elles agissent de deux manières :

- Par un effet direct où la quantité et les propriétés optiques des aérosols interviennent. Les particules d'aérosols diffusent la lumière solaire et renvoient vers l'espace une partie du rayonnement avant qu'il n'induisse un réchauffement de la terre,
- Par un effet indirect par le biais des nuages. Les aérosols servent de "noyaux de condensation" pour former des nuages. Dans une atmosphère fortement chargée en aérosols, une même quantité d'eau peut se répartir sur un plus grand nombre de gouttes plus petites qui réfléchissent mieux le rayonnement solaire vers l'espace, (Cahill, 1995).

1.7. Méthode d'échantillonnage des particules fines

Il existe plusieurs méthodes de prélèvement pour l'échantillonnage des aérosols (Métivier *et al.*, 2006). Les méthodes de prélèvement doit être fiables pour

Chapitre I : La pollution particulaire

mesurer les concentrations en polluants présents dans l'air. Les techniques les plus utilisées sont la filtration et l'impaction (Chang *et al.*, 2000).

La **filtration** : est d'aspirer un volume d'air au travers d'une membrane filtrante posée sur un porte-filtre pour une durée déterminée (Métivier *et al.*, 2006). Le système est constitué d'une tête de prélèvement munie d'un dispositif permettant de sélectionner les particules avec un diamètre ou seuil de coupure spécifique (Figure 07), suivie de filtres collecteurs, dont la nature chimique peut varier suivant les espèces visées (Rimetz-Planchon, 2008 ; Mirivel, 2009). Le diamètre de coupure ($Dp50$) est le diamètre pour lequel l'efficacité d'impaction ou de collection des particules est égale à 50 % (Sellegrì, 2002). Les particules de diamètre supérieur sont collectées avec une efficacité supérieure à 50% et les particules plus fines sont échantillonnées avec une efficacité inférieure à 50%. Il existe différents types de substrat pour le prélèvement des particules : les filtres en fibres de verre ou de quartz, les filtres en fibres de verre téflonnées (Goriaux, 2006), les membranes en téflon PTFE, en polycarbonate ou en ester de cellulose, etc. Les particules s'accumulent sur le support de collecte suivant les mécanismes de diffusion, d'interception et d'impaction en fonction de la taille des particules, du débit de prélèvement et de la nature du support (Witschger et Fabriès, 2005).

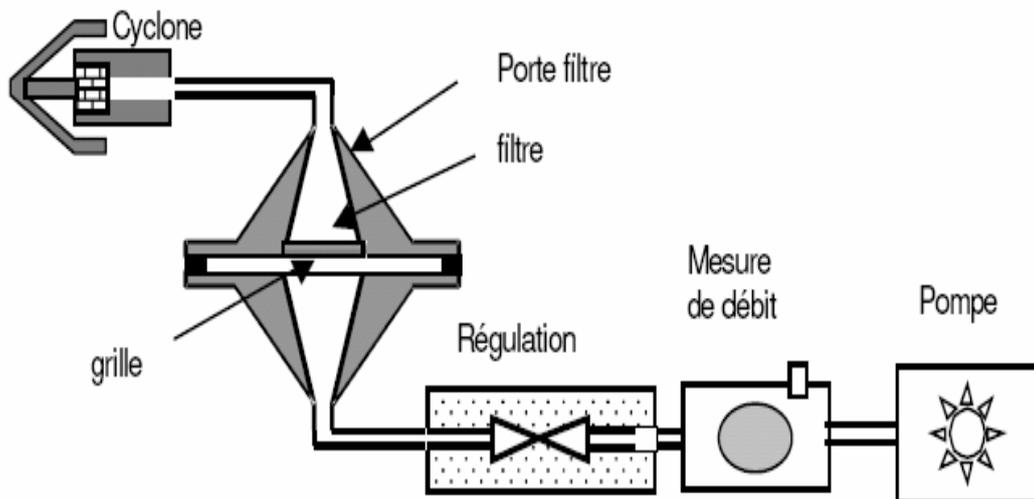


Figure 7 : Principe du prélèvement par filtration (Renoux et Boulaud, 1998).

- L'**impaction en cascade** est une technique souvent utilisée pour un échantillonnage des particules basé sur leur taille (Métivier, 2006). C'est une méthode qui consiste à séparer les particules en fonction de leur diamètre aérodynamique (Wieprecht *et al.*, 2004), le principe est fondé sur les propriétés d'inertie des particules. Au niveau de

Chapitre I : La pollution particulaire

chaque étage d'impaction, l'air chargé en particules est dévié par la plaque d'impaction, alors que les particules les plus grosses avec une inertie plus importante s'impactent sur la plaque (Figure 08) (Métivier, 2006; Renoux et Boulaud, 1998). En augmentant progressivement la vitesse de l'air il est ainsi possible de séparer des particules de plus en plus fines.

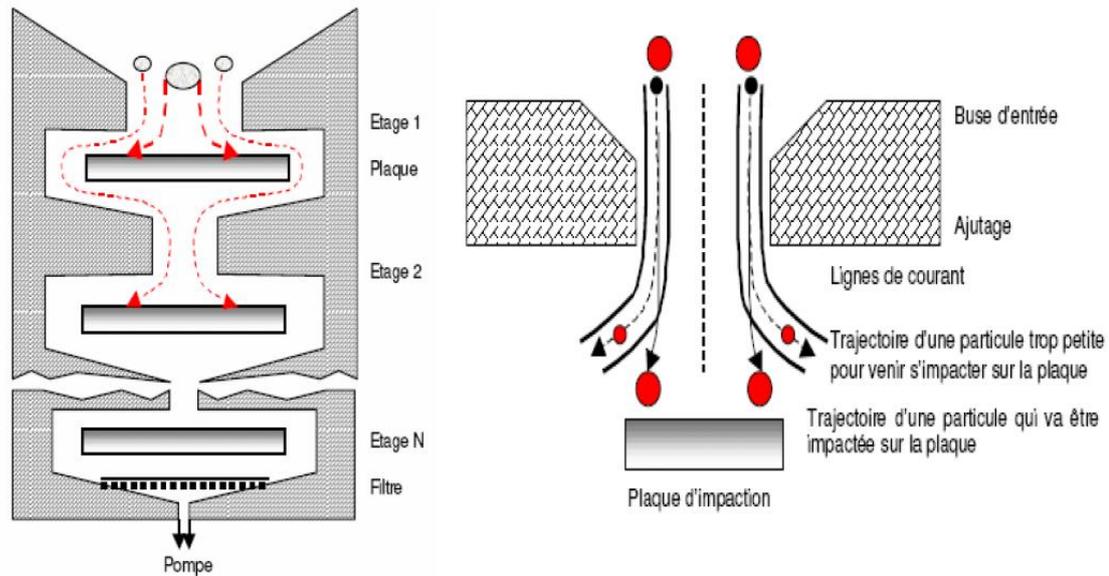


Figure 8: Schéma du principe d'impaction en cascade (Renoux et Boulaud, 1998).

Les impacteurs permettent un échantillonnage spécifique en prélevant une large gamme de taille de particules avec des seuils de coupure différents à chaque étage, afin d'obtenir des informations sur la distribution en taille et en concentration de ces particules.

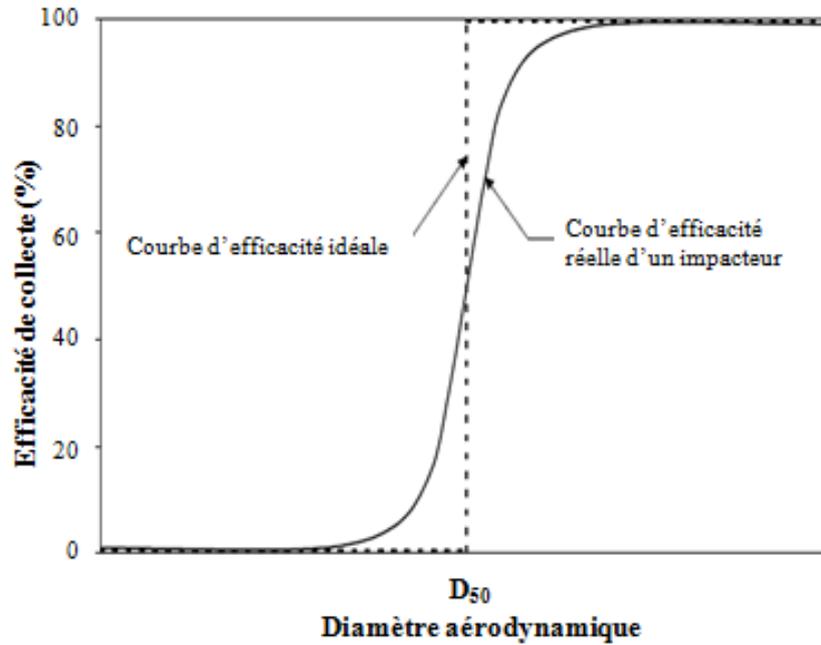


Figure 9: Courbes théorique et réelle d'efficacité de collecte d'un impacteur (adapté de Hinds, 1999).

Classiquement, les fractions prélevées par impaction en cascade vont de quelques nm à 50 μm et permettent une séparation pouvant aller jusqu'à 13 gammes de taille (DLPI : Dekati® Low Pressure Impactor), conçus spécialement pour le prélèvement des PM₁₀ jusqu'à des dimensions inférieures à 30 nm (DEKATI 2010; MSP 2007). Plusieurs supports d'impaction peuvent être utilisés dans cette technique pour la collecte des aérosols : en aluminium, en quartz, en téflon, en polycarbonate et en cellulose, selon l'analyse convoitée après la collecte (Sellegri, 2002).

L'inconvénient de cette technique est le phénomène de rebond des particules sur les substrats d'impaction. De ce fait, il est souvent préconisé d'utiliser des adhésifs tels que la graisse, la glycérine ou l'huile minérale afin d'en réduire (Miller et al., 1998).

2. Les paramètres influençant sur la dispersion des polluants

L'accumulation d'un polluant et sa dilution dans l'atmosphère sont déterminées par le phénomène de dispersion dans l'air (la trajectoire de déplacement depuis la source). Cette dernière dépend de plusieurs paramètres, ou on cite les conditions météorologiques et la topographie locale. On distingue deux types de dispersion : la dispersion horizontale et la dispersion verticale.

Chapitre I : La pollution particulaire

2.1. La dispersion horizontale

Autrement dit transport, elle est influencée par les facteurs climatiques, dont le vent est le facteur prépondérant.

2.1.1. Le vent

Pour la dispersion et le transport des polluants, le vent est un des paramètres météorologiques qui en joue un rôle important. Son effet est imputé à toutes les échelles tant par sa direction que par sa vitesse. Généralement la vitesse du vent augmente avec l'altitude. Au fur et à mesure que les polluants s'augmentent, le vent facilite leur dispersion. Plus le vent est fort, plus les niveaux de pollution sont bas. D'autre part, l'accumulation locale de contaminants est favorisée par les vitesses basses des vents (Deltras et Paul, 1998).

2.1.2. La stabilité et l'instabilité atmosphérique et la température

Une atmosphère est stable si une masse d'air, écartée de sa position d'équilibre, a tendance à y retourner. Ce sont les lois thermodynamiques qui guident les déplacements d'air. Si la masse d'air soulevée est plus froide que le milieu environnant, elle sera plus dense et donc redescendra à son niveau de départ (atmosphère stable). L'atmosphère est instable si la masse d'air est plus chaude que l'environnement, elle sera plus légère et augmentera. En effet, c'est la température qui détermine la stabilité de la masse de l'air. La structure thermique verticale de la troposphère joue un rôle important dans le mélange vertical des masses d'air. Dans le cas d'une propagation normale dans la troposphère, la température diminue avec l'altitude. Cette condition ne ralentit pas la distribution verticale des masses d'air, et donc des contaminants, jusqu'à ce qu'ils atteignent un certain équilibre, c'est-à-dire que la densité de l'air ambiant est identique à la hauteur de l'air. (Deltras et Paul, 1998).

2.1.3. L'humidité relative

L'humidité de l'air est un paramètre climatique, qui joue un rôle dans le «captage» des particules polluantes, les gouttelettes d'eau en suspension retiennent les polluants, ce qui accroît leur stagnation.

Chapitre I : La pollution particulaire

La présence de vapeur d'eau dans l'atmosphère est considérée comme un facteur météorologique défavorable au phénomène d'auto purification de l'atmosphère parce qu'elle empêche la dispersion des polluants.

Dans l'atmosphère, les aérosols solubles et hydrophiles grossissent par absorption et condensation de vapeur d'eau lorsque l'humidité relative augmente. Cette modification de leur diamètre moyen et de leur composition chimique se traduit par une modification de leur indice de réfraction et peut avoir un impact significatif sur leur efficacité optique (Pilinis, 1989).

2.1.4. Les précipitations

Elles causent des polluants sur le sol et peuvent parfois accélérer la dissolution d'autres contaminants. Cependant, les concentrations de polluants dans l'atmosphère sont considérablement réduites par temps de pluie, en particulier pour les poussières et les éléments solubles tels que le dioxyde de soufre (SO₂).

2.1.5. La pression atmosphérique

En situation de basses pressions (dépression), la turbulence de l'air est généralement assez forte et engendre de bonnes conditions de dispersion. En revanche, des situations anticycloniques (hautes pressions) ou la stabilité de l'air ne permet pas la dispersion des polluants favorisent leur accumulation (Troen et Petersen, 1989).

2.1.6. L'ensoleillement

L'ensoleillement provoque un réchauffement des sols et des surfaces. Ceci entraîne des phénomènes de convection qui sont à l'origine de mouvements verticaux et horizontaux de l'atmosphère (l'air chaud étant plus léger que l'air froid). L'ensoleillement agit également sur la chimie des polluants : l'énergie solaire, notamment via l'action des ultra-violets, peut altérer certaines molécules dans l'air et favoriser la formation photochimique de l'ozone troposphérique. La photochimie est la branche de la chimie qui étudie toute réaction s'accompagnant d'une absorption ou d'une émission de lumière ou, plus généralement, d'un rayonnement électromagnétique. Les réactions de ce type sont à l'origine de la production de

Chapitre I : La pollution particulaire

nombreux polluants secondaires dans la troposphère, la source de lumière étant le soleil. (Claus, 2008).

2.2. Distribution verticale des particules

La distribution verticale des aérosols est fortement influencée par la stabilité de l'atmosphère. Cela dépend de la température de la masse d'air par rapport à l'air ambiant. Si la masse d'air soulevée est plus froide que l'air environnant, elle sera plus dense et redescendra à son niveau de départ. On dit, dans ce cas, que l'atmosphère est stable. La structure thermique verticale de la troposphère tient alors une part importante dans la répartition des polluants.

Chapitre II :

La télédétection et propriétés optiques des aérosols

3. SIG et Télédétection

3.1.1. Définition des systèmes d'information géographique

Parmi les différentes définitions existantes, on donne celle émane du Comité fédéral de coordination inter agences pour la cartographie numérique (1988) qui définit le SIG comme étant un « *Système informatique, de logiciels et de processus conçus pour permettre la collecte, la gestion, la manipulation, l'analyse, la modélisation et l'affichage de données à référence spatiale afin de résoudre des problèmes complexes d'aménagement et de gestion* ».

Une deuxième donnée par M. DIDIER dans une étude pour le Conseil National de l'Information Géographique en 1990 et qui considère un SIG comme un « *Ensemble de données repérées dans l'espace, structuré de façon à pouvoir en extraire commodément des synthèses utiles à la décision* ».

Donc, un SIG peut être défini comme étant un système complexe de moyens humains et matériels permettant à partir de diverses sources, de saisir, organiser, conserver, combiner, extraire, transmettre et afficher des données géo référencées décrivant et représentant une partie du monde réel, offrant ainsi aux professionnels les données nécessaires pour réaliser des analyses spécialisées et des modélisations spatiales pour pouvoir modifier la réalité. C'est un cas particulier de systèmes d'information ; il permet de relier des données à des entités physiques, des événements ou des activités localisées assimilables à des formes géométriques telles que le point, la ligne ou la zone. (Abdelouahab & al ;2003)

3.1.2. Définition de la télédétection

La télédétection est un ensemble de méthodes et de techniques intervenant dans une nouvelle stratégie de l'étude et du suivi des différents phénomènes naturels ayant une incidence directe sur l'homme et son environnement, la télédétection est en fait l'analyse spatial d'un écosystème à partir de l'utilisation et l'interprétation de photographies aériennes et/ou imageries satellitaires dans le but étant d'établir un diagnostic précis et une évaluation de l'ampleur d'un phénomène naturel, de manière à orienter les diverses actions d'aménagement requises et entrant dans le cadre du développement durable des écosystèmes (Bensaid,2006) .

Chapitre II : La télédétection et propriétés optiques des aérosols

La télédétection permet entre autre une gestion efficace du patrimoine naturel, à travers une cartographie et un inventaire de l'ensemble des ressources disponibles sur le terrain, il est évident qu'aujourd'hui les analyses spatiales permirent une appréciation meilleure des phénomènes naturels, de mieux les comprendre, de connaître leurs processus de déroulement mais aussi d'évaluer l'ampleur de leur influence sur l'écosystème et environnement de l'homme.

3.1.3. L'imagerie satellitaire

La télédétection permet l'acquisition à distance de scènes terrestres, à partir desquelles on peut extraire les objets d'intérêt. Ceci exige non seulement la maîtrise du processus de télédétection, mais aussi l'interaction entre le rayonnement électromagnétique incident et les objets. La portion, réfléchi de ce rayonnement et modifiée par l'atmosphère constitue l'entrée de base des systèmes de télédétection opérant dans les bandes spectrales allant du visible à l'infrarouge. (Bensaid, 2006). Grâce donc aux différents satellites en orbite autour de la terre et disposant de capteurs infrarouges, le résultat final sera une image satellitaire avec une panoplie de couleur, et dont chacune correspond à un objet bien précis sur terrain suivant le degré de réflexion des rayonnements électromagnétiques de chaque objet.

Les images satellitaires constituent un outil important dont il faut tenir compte dans le cadre de la planification et de la gestion harmonieuse des travaux concernant l'érosion éolienne.

Selon Pouchin (2001), les images sont descriptives et elles apportent une information visuelle beaucoup plus importante par rapport à l'homme. L'aspect multi spectral des données de télédétection offre un atout crucial dans la caractérisation des objets dans une large bande spectrale. Quant à l'aspect multi résolution le passage d'une échelle fine à une échelle plus petite est tout à fait possible. De cette façon on peut décrire n'importe quel problème, d'ordre naturel ou artificiel, selon les besoins exprimés soit par la nature du phénomène à étudier (étude à l'échelle régionale) soit par le manque de documents cartographiques et thématiques à une échelle imposée par les décideurs en vue d'un aménagement local.

Chapitre II : La télédétection et propriétés optiques des aérosols

3.2. Propriétés optiques des Aérosols

La surface terrestre reçoit un spectre de radiation qui se diffère de celui du soleil. En effet, les constituants de l'atmosphère, tels que les particules et gaz, modifient en atténuant le rayonnement émis par la diffusion et l'absorption.

La diffusion dépend de la taille des particules par rapport à la longueur d'onde incidente. Lorsque la taille des particules est de l'ordre de la longueur d'onde incidente, on parle de diffusion de Mie [1908, L].

Par ailleurs, si les longueurs d'onde étant bien supérieures aux dimensions des molécules de gaz (les petites particules de poussière, molécules d'azote et molécules d'oxygène), la diffusion suit dans ce cas la théorie de Rayleigh [1889].

La réaction de l'aérosol avec le rayonnement est caractérisée lorsque nous connaissons la quantité de rayonnement qu'un certain nombre d'aérosols peut propager et absorber, la contribution de l'absorption à cette extinction, et la distribution angulaire de la diffusion. Les quantités correspondantes sont respectivement l'épaisseur optique, l'albédo de diffusion simple et la fonction de phase (Yahi, 2010)

3.2.1. La diffusion de Rayleigh

La diffusion de Rayleigh est due aux molécules gazeuses présentes dans l'atmosphère (O_2 , N_2 , CO_2 , vapeur d'eau, *etc.*) ou aux fines particules de poussière. Elle se produit lorsque la taille des molécules diffusantes est très inférieure à la longueur d'onde du rayonnement. L'intensité diffusée est alors inversement proportionnelle à la puissance 4 de la longueur d'onde du rayonnement incident. La diffusion de Rayleigh est par conséquent un phénomène sélectif qui se produit surtout pour les longueurs d'onde les plus courtes du spectre (violet, bleu).

Elle affecte les hautes couches de l'atmosphère et c'est elle qui explique la couleur bleue du ciel pendant la journée. Les longueurs d'ondes les plus courtes (bleu) du rayonnement solaire sont davantage diffusées que les longueurs d'onde plus grandes (rouge), aussi le ciel apparaît bleu à l'observateur. A l'aube ou au crépuscule, en revanche, lorsque le soleil est bas sur l'horizon, l'épaisseur de la couche atmosphérique traversée par le rayonnement est bien plus importante que pendant la journée. Les courtes longueurs d'onde sont totalement diffusées, on ne voit alors plus

Chapitre II : La télédétection et propriétés optiques des aérosols

que les longueurs d'onde les plus grandes (rouge) et le ciel apparaît rouge orangé dans la direction du soleil.

3.2.2. La diffusion de Mie

Lorsque la taille des particules est de l'ordre de grandeur ou plus grande que la longueur d'onde du rayonnement, la diffusion de Rayleigh ne se produit plus et laisse la place à la diffusion de Mie.

Les gouttelettes d'eau, les cristaux de glace, ou les aérosols présents dans l'atmosphère (poussières, fumées, pollens) sont les principaux vecteurs de la diffusion de Mie. Beaucoup moins sélective que la diffusion de Rayleigh, la diffusion de Mie est inversement proportionnelle à la longueur d'onde du rayonnement incident. Elle se produit plutôt dans les couches basses de l'atmosphère (qui contiennent plus d'aérosols) et donne à la couleur du ciel un aspect bleu délavé voire jaunâtre, toutes les longueurs d'onde étant diffusées de la même façon.

La diffusion de Mie concerne les aérosols dont la taille est de l'ordre de la longueur d'onde du rayon incident. C'est une diffusion sélective, anisotrope (la diffusion est concentrée dans la direction vers l'avant). Elle est inversement proportionnelle à la longueur d'onde et se manifeste dans tout le spectre solaire, mais à une très faible influence dans l'infrarouge thermique. Elle est de plus préférentiellement orientée dans la direction du rayonnement. La solution de la diffusion d'une onde plane électromagnétique par une sphère homogène a été obtenue par Mie. L'épaisseur optique est donnée par la relation d'Ångström $\tau = \beta * \lambda^{-\alpha}$, β caractérise la quantité des aérosols et la taille ; α varie entre 0 (grosses particules) et 4 pour les petites particules.

3.2.3. Impact Radiatif des aérosols

Les aérosols présents dans l'atmosphère interagissent naturellement avec le flux solaire incident. Une modification de la masse d'aérosols présente dans l'atmosphère entraîne un changement de l'impact radiatif. Cette interaction est appelée forçage radiatif. Par définition (IPCC, 2007), c'est la fluctuation énergétique nette ou la différence entre l'énergie descendante et montante ($W.m^{-2}$), au niveau de la tropopause, due à une modification d'un agent externe (Hervo, 2013)

3.2.4. Optique des aérosols

On appelle propriétés optiques des aérosols, la capacité des particules d'aérosols à interagir avec la lumière ; autrement dit : L'épaisseur optique de l'aérosol représente l'atténuation optique totale induite par ce dernier pour une longueur d'onde donnée. Lorsque qu'un rayon lumineux rencontre un aérosol la lumière est déviée dans de multiple direction : c'est la **diffusion**. Une partie du rayonnement est également dissipée sous forme de chaleur c'est **l'absorption**. La somme de l'absorption et de la diffusion est appelée **extinction** (Mbengue, 2013 ; Yahi, 2010).

3.2.4.1. Extinction de la lumière

La somme du coefficient de diffusion (σ_{sca}) et du coefficient d'absorption (σ_{abs}), à une longueur d'onde donnée (λ), est appelée le coefficient d'extinction (σ_{ext})

$$\sigma_{ext} = \sigma_{sca} + \sigma_{abs}$$

Il est directement lié à la visibilité. Cette dernière est calculée à travers l'équation donnée par Koschmeider (Seinfeld et Pandis, 1998) pour calculer la visibilité (X_V) :

$$X_V = 3.912 / \sigma_{ext}$$

Donc l'effet le plus visible des aérosols est l'extinction. Si le coefficient d'extinction est fort la visibilité sera très réduite. Ce phénomène s'observe couramment dans les grandes métropoles. L'intensité de l'extinction est influencée directement par différents paramètres à savoir: la longueur d'onde incidente, la distribution des aérosols, et leur composition chimique (Hervo, 2013)

3.2.4.2. L'albédo de simple diffusion

L'efficacité d'une particule à diffuser un rayonnement par rapport à son absorption est la définition est appelée l'albédo de simple diffusion. Ce dernier est calculé par la formule suivante :

$$\omega_0 = Q_{Diff} / Q_{Ext}$$

3.2.4.3. La fonction de phase

Elle est définie comme le rapport entre l'intensité du rayonnement diffusé dans une direction et l'intensité du rayonnement diffusé dans toutes les directions

Chapitre II : La télédétection et propriétés optiques des aérosols

La fonction de phase P_a (dépendant de l'angle de diffusion) décrit la distribution angulaire du rayonnement diffusé par les aérosols. Cette fonction décrit donc la probabilité de diffusion d'un photon par une particule dans une direction donnée. En effet, la théorie de Mie modélise cette fonction de phase à partir de la longueur d'onde et de la nature de particule, caractérisée par son indice de réfraction et montre que la diffusion vers l'avant, c'est-à-dire pour des angles de diffusion compris entre 0 et 2π , est de plus en plus marquée lorsque la taille des particules augmente.

Dans le cas de la diffusion, la distribution angulaire du rayonnement est quantifiée à l'aide de la fonction de phase de la particule. Elle est normalisée comme suit :

$$\oint_{4\pi} P(\Theta)d\Omega = 4\pi$$

Cette grandeur représente la probabilité que le rayonnement arrivant sur la particule soit diffusé dans un cône d'angle solide et selon un angle qui est l'angle de diffusion.

Un autre paramètre, le facteur d'asymétrie g , est souvent utilisé pour quantifier le sens de la diffusion. Ce paramètre est défini comme étant la moyenne du cosinus de l'angle de diffusion et s'écrit :

$$g = \langle \cos(\Theta) \rangle = \frac{\int_{-1}^1 \mu.P(\mu)d\mu}{\int_{-1}^1 P(\mu)d\mu}$$

Ou à travers la formule donnée par Hervo (2013):

$$g = \frac{1}{2} \int_0^\pi \cos \theta P(\theta) \sin \theta d\theta$$

La diffusion se fait majoritairement vers l'avant ($\Theta \in [0, \pi/2]$) si g est positif,, une diffusion totale vers l'avant correspondant au cas où g est égal à 1. Si g est nul, la diffusion est alors symétrique entre l'avant et l'arrière (par exemple isotrope ou moléculaire). En revanche, si g est négatif, la diffusion est une diffusion majoritairement arrière ($\Theta \in [\pi/2, \pi]$), une rétrodiffusion totale correspondant au cas où g vaut -1.

Hervo (2013) a constaté que les particules diffusent principalement vers l'avant (g est toujours positif).

Chapitre II : La télédétection et propriétés optiques des aérosols

Toutefois, des modélisations de la fonction de phase par l'intermédiaire de ce coefficient d'asymétrie ont été développées, la fonction de phase de Henyey-Greenstein (*Henyey & Greenstein, 1941*) étant sans doute la plus utilisée. Celle-ci a l'avantage de modéliser correctement la diffusion avant des particules, même si elle modélise moins bien la diffusion arrière (*Toublanc, 1996*). Elle sera d'ailleurs utilisée dans la suite de ce document. Cette fonction est définie par :

$$P(\Theta) = (1-g^2) / (1+g^2-2g.\cos(\Theta))^{3/2}$$

Chapitre III :

Les Métaux Lourds

4. Les métaux lourds

4.1. Eléments majeurs, mineurs et traces

Les métaux, métalloïdes ou non-métaux, présents sous forme particulaire dans l'atmosphère, peuvent être dissociés en deux catégories :

- les éléments majeurs principalement issus de la croûte terrestre et des aérosols marins. Les majeurs regroupent les éléments dont la concentration dans la croûte terrestre est majoritaire. Il s'agit des éléments Si, Al, Fe, Ca, Na, K et Mg.

- les éléments mineurs ou traces

Les éléments sont dits « traces » lorsque leur concentration est inférieure à quelques dizaines de ppm dans la croûte terrestre. Parmi les éléments traces, certains métaux ou métalloïdes sont très étudiés en raison de leur toxicité pour l'homme (Lamisson, 2006)

4.2. Définition des éléments traces métalliques

Les éléments traces métalliques sont généralement définis comme des métaux lourds. On appelle métaux lourds tout élément métallique naturel dont la masse volumique dépasse 4.5g/cm^3 . Ils englobent l'ensemble des métaux et métalloïdes présentant un caractère toxique pour la santé et l'environnement. Les métaux lourds les plus souvent considérés comme toxique pour l'homme sont : le plomb, le mercure, l'arsenic et le cadmium. D'autres comme le cuivre, le zinc, le chrome, pourtant nécessaires à l'organisme en petites quantités, peuvent devenir toxiques à doses plus importantes (Lamprea, 2009) ;

. Quarante et un métaux correspondent à cette définition générale auxquels il faut ajouter cinq métalloïdes (Figure 10). Cependant, l'appellation « métaux lourds » est le plus souvent utilisé dans le langage courant pour caractériser les éléments ayant une toxicité avérée pour l'Homme. Certains de ces métaux lourds sont des oligo-éléments qui, à faibles doses, sont bénéfiques mais qui ont des caractères toxiques à doses trop élevées ; c'est le cas du cuivre (Cu), du zinc (Zn), du manganèse et du sélénium (Se), etc. En revanche, le cadmium (Cd), le plomb (Pb), le mercure (Hg), l'arsenic (As), le chrome (Cr), le nickel (Ni), le titane (Ti) et l'étain (Sn) sont toxiques au-delà d'une certaine dose dans l'organisme et n'ont pas de caractère indispensable pour le bon fonctionnement de l'organisme.

H																	He
Li	Be											B	C	N	O	F	Ne
Na	Mg											Al	Si	P	S	Cl	Ar
K	Ca	Sc	Ti	V	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	Ga	Ge	As	Se	Br	Kr
Rb	Sr	Y	Zr	Nb	Mo	Tc	Ru	Rh	Pd	Ag	Cd	In	Sn	Sb	Te	I	Xe
Cs	Ba	La	Hf	Ta	W	Re	Os	Ir	Pt	Au	Hg	Tl	Pb	Bi	Po	At	Rn
Fr	Ra	Ac	Rf	Ha	Sg	Ns	Hs	Mt	Uun	Uun	Uub						

Lanthanides	Ce	Pr	Nd	Pm	Sm	Eu	Gd	Tb	Dy	Ho	Er	Tm	Yb	Lu
Actinides	Th	Pa	U	Np	Pu	Am	Cm	Bk	Cf	Es	Fm	Md	No	Lr

Figure 10: tableau périodique des éléments.

Les particules atmosphériques servent de vecteurs aux métaux lourds et leur taille régit le lieu de dépôt de ces métaux dans l'appareil respiratoire humain. La réaction de l'organisme dépendra beaucoup de la composition et de la concentration en métaux lourds.

Une atteinte du système respiratoire traduit les effets toxiques des métaux lourds (les voies nasales pour le chrome, les bronches pour l'arsenic, les poumons pour le béryllium, carcinome pour arsenic, chrome, nickel et fibroses pour aluminium et fer) (Lu, 1991 in Sammut, 2007).

4.3. Les émissions de métaux et minéraux par les différents types de sources

Certains métaux s'évaporent entièrement ou partiellement à partir de matériaux bruts lors de processus à haute température tels les procédés de combustion de produits fossiles ou de minerais, d'incinération des déchets et se retrouvent dans l'atmosphère avec les gaz d'échappement (Pacyna, 1998). Lorsqu'ils sont émis dans l'atmosphère, ils subissent un transport par les masses d'air et peuvent ainsi migrer à travers les écosystèmes, ce qui entraîne des perturbations de leur cycle géochimique naturel. Ces éléments peuvent parfois être transportés sur de longues distances jusque dans les neiges de l'arctique ou de l'antarctique (Planchon *et al.*, 2002).

4.3.1. Les sources naturelles

La croûte terrestre, les roches et le sol sont essentiellement constitués d'oxygène, de silicium (environ 30 %), d'aluminium (8%), de fer (3%), de calcium (3%), de sodium (3%) et de potassium (3%). La composition de la croûte terrestre continentale supérieure établie par Wedepohl (1995) est présentée dans le Tableau 03 pour quelques éléments.

Tableau 03: Composition de la croûte continentale supérieure moyenne pour les éléments majeurs et quelques éléments traces. D'après (Wedepohl, 1995).

Elément	Concentration (ppm)	Elément	Concentration (ppm)
Si	303480	Mn	527
Al	77440	Zn	79
Fe	30890	V	53
Ca	29450	Cr	35
Na	25670	Pb	17
Mg	13510	As	2
K	28650	Sb	0.31
Ti	3117	Cd	0.102
Ba	668	Se	0.083

4.3.2. Les sources anthropiques

Les émissions anthropiques mondiales de métaux traces provenant des principales catégories de sources ont été estimées par Pacyna et Pacyna (2001) (Tableau 04). En comparaison avec les émissions naturelles, les émissions anthropiques sont du même ordre de grandeur. Cependant, les émissions naturelles sont réparties sur l'ensemble du globe alors que les émissions anthropiques sont plus concentrées géographiquement.

Tableau 04: Emissions atmosphériques mondiales de métaux traces par les sources naturelles (en 103 tonnes par an), source (Pacyna, 1998) et par des sources anthropiques au milieu des années 1990 (tonnes par an), source (Pacyna et Pacyna, 2001)

Source	As	Cd	Cr	Cu	Mn	Mo	Ni	Pb	Sb	Se	V	Zn
Resuspension par le vent	300-5000	0-400	3600-50000	900-15000	42000-400000	100-2500	1800-20000	300-7500	100-1500	0-400	1200-30000	3000-35000
Aérosol marin	200-3100	0-100	0-1400	200-6900	0-1700	0-400	0-2600	0-2800	0-1100	0-1100	100-7200	0-900
Processus biogéniques	400-7500	0-1700	100-2200	100-6400	4100-55500	0-1000	100-1700	0-3400	0-1300	600-14300	100-2400	400-16000
TOTAL NATUREL	1100-23500	100-3900	4500-85800	2200-53800	51500-582200	100-5800	2900-56800	900-23500	100-5800	700-18100	1600-54200	4000-85900
Combustion produits fossiles	809	691	10145	7081	9417	2642	86110	11690	730	4101	240084	9417
Trafic automobile	-	-	-	-	-	-	-	88739	-	-	-	-
Production de métaux non-ferreux	3457	2171	-	18071	59	-	8878	14815	552	466	77	40872
Production de fer et d'acier	353	64	2825	142	1060	-	36	2926	7	7	71	2118
Production de ciment	268	17	1335	-	-	-	134	268	-	3	-	2670
Traitement des déchets	124	40	425	621	511	-	129	821	272	24	23	1933
TOTAL ANTHROPIQUE	5011	2983	14730	25915	11047	2642	95287	119259	1561	4601	240255	57010

On peut remarquer que le trafic automobile est peu documenté car, pour eux, seules les émissions en plomb sont relatées (fortes valeurs liées à l'utilisation de l'essence plombée). La combustion de produits fossiles et la production de métaux non ferreux sont les principales sources mondiales anthropiques de Pb (si on fait abstraction du plomb émis par le transport). Pour la plupart des autres métaux lourds (As, Cd, Cu et Zn), la production de métaux non-ferreux est la source principale d'émission anthropique alors que pour Cr, Mn, Ni, Sb, Se et V c'est la source combustion de produits fossiles (charbon, pétrole).

4.3.2.1. La combustion de produits fossiles

Le type d'émission dépend principalement du combustible de chauffage utilisé. La combustion de produits fossiles pour produire de l'électricité ou de la chaleur est une source importante d'éléments traces. C'est même la principale source

anthropique des éléments Be, Co, Hg, Mo, Ni, Sb, Se, Sn et V et c'est une source importante de As, Cr, Cu, Mn et Zn.

La quantité de métaux traces dans les combustibles, les conditions technologiques de combustion ainsi le type et l'efficacité des équipements de contrôle des émissions déterminent l'émission des éléments lors des procédés de combustion (Pacyna, 1998). Le Tableau 05 regroupe quelques éléments caractéristiques émis lors de certains procédés de combustion.

Tableau 05: Eléments caractéristiques émis par diverses sources de combustion.

Source: (Morawska et al., 2002)

Source	Eléments caractéristiques émis
Centrale thermique au fuel	V, Ni
Incinération d'ordures ménagères	Zn, Sb, Cu, Cd, Hg
Combustion de charbon	Se, As, Cr, Co, Cu, Al
Raffineries	V

4.3.2.2. Le secteur industriel

Le secteur industriel regroupe des activités très variées : transformation des métaux ferreux et non-ferreux, chimie, industrie agro-alimentaire, production d'énergie. Les procédés industriels émettant le plus d'éléments métalliques sont les procédés métallurgiques (Pb, Zn et Cu), la sidérurgie (Fe, Mn, ...) et la production de ciment (Ca, Al, Si....) (Pacyna, 1998).

4.3.2.3. Le transport routier

Le transport joue un rôle important dans l'émission de métaux ou d'éléments minéraux dans l'environnement. Les émissions automobiles sont caractérisées par la diffusion d'un grand nombre de polluants dont les métaux tels que Ba, Cd, Cu, Pb, Sb et Zn (Sternbeck *et al.*, 2002 in Sammut,2007). Une étude de Hueglin *et al.*, 2005 a démontré une baisse de concentrations en certains éléments lorsque on passe d'un site

de prélèvement urbain à proximité du trafic à un site de fond ; et que les éléments liés au trafic routier sont Ba, Ca, Ce, Cu, Fe, La, Mo, Mn, Pb, Sb et Rh.

Le type de carburant utilisé (diesel ou essence) caractérise la nature de l'élément émis. Les particules ultrafines ($<0,1 \mu\text{m}$), principalement composées de matière organique et de carbone élémentaire, sont issues des moteurs diesel. Certains métaux présents à l'état de traces dans les carburants se retrouvent dans l'atmosphère : on peut y déceler des éléments crustaux (Al, Ca, Fe) et des éléments traces (Ag, Ba, Cd, Pb, Sb,...). Les éléments métalliques les plus abondants dans les émissions des moteurs à essence semblent provenir des huiles lubrifiantes : Fe, Ca et Zn (Morawska *et al.*, 2002). D'après Huang (1994), Pb, Sb, Br et Mn seraient émis par les moteurs. L'émission de métaux est imputée à l'usure mécanique des différents constituants des véhicules (les freins, les pneumatiques, les disques d'embrayage et l'emploi de liquides lubrifiants et huile de graissage). D'après Adachi *et al.* (2004), les particules issues de freins d'automobile contiennent des métaux tels que Fe, Cu, Zr, Sb et Ba, et les pneus contiennent des particules de ZnO.

Une nouvelle source d'émission de particules provenant des pots catalytiques est entraînée par l'introduction des processus de catalyse pour réduire les émissions de gaz NOx, CO et d'hydrocarbures imbrûlés dans l'atmosphère.

Une autre source d'émission est la resuspension des poussières de la route (Singh *et al.*, 2002; Sternbeck *et al.*, 2002). Une étude sur les poussières de route révèle également la présence de Pb, Pt, Pd, Sb, Br, Zn, Cu, Mo et Cd issus très certainement des émissions des carburants et d'usure mécanique des pièces automobiles (Dongarrà *et al.*, 2003).

Partie II :

Partie

Expérimentale

Matériel

et

Méthodes

MATERIEL ET METHODES

Cette partie décrit tout d'abord la présentation de la zone d'étude comprenant un point sur la situation géographique, la situation démographique, le climat, les zones de circulation d'automobile. La seconde partie de ce chapitre portera sur le choix de site d'échantillonnage, la technique de prélèvement des aérosols, des campagnes de prélèvement et des procédures de prélèvement. Enfin, la préparation des échantillons et l'analyse des éléments de traces métalliques présents dans l'atmosphère à travers la spectrophotométrie d'absorption atomique.

5. Zone d'étude

5.1. Présentation de la wilaya de Tiaret

5.1.1. Situation géographique

La zone d'étude représente une métropole urbaine qui connaît une cinétique évolutive importante, située dans les hauts plateaux de la partie Centre-Ouest du pays. Chef-lieu de la ville de TIARET représente un milieu citadin avec une forte croissance démographique avec population totale de la wilaya estimée à 888 220 habitants, soit une densité de 44 habitants par Km². elle est délimitée au nord par Tissemsilt, Relizane, au sud par Laghouat et El-Bayadh, à l'ouest par Mascara et Saida et à l'est par Djelfa (**Figures 12**)

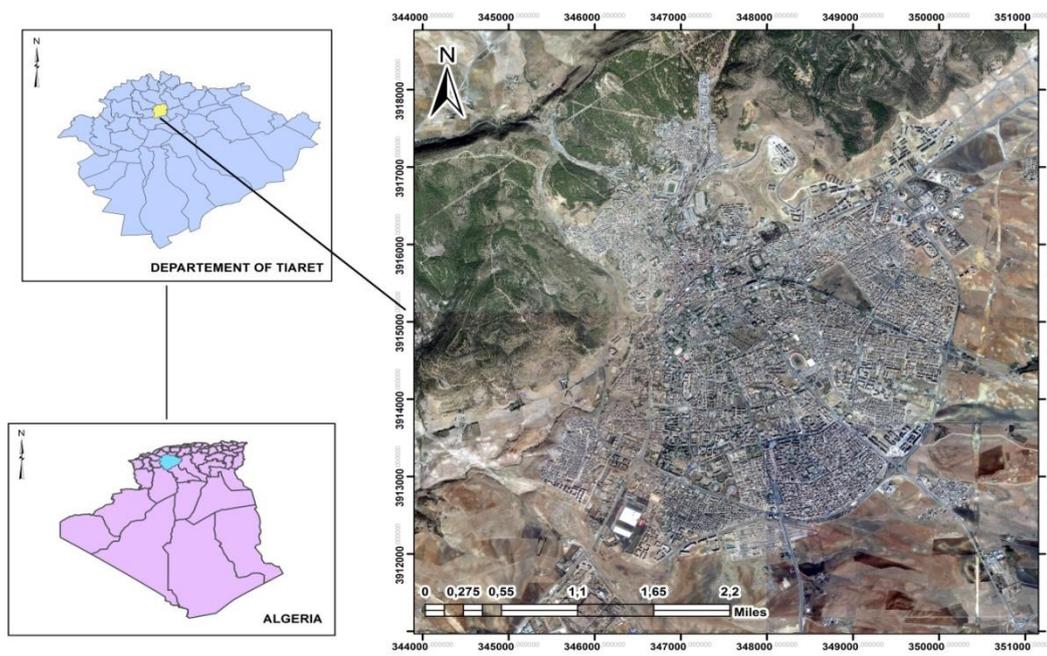


Figure 12 : Situation géographique de la zone d'étude

5.1.2. Synthèse climatique

La région de Tiaret se situe entre les isohyètes 350 mm au sud et 470 mm au nord. Elle se caractérise principalement par un climat continental à hiver frais et humide et à été chaud et sec. Cette continentalité est traduite par la grande amplitude thermique, qui montre l'importance de la chaleur estivale.

La région d'étude est une zone caractérisée par des précipitations très irrégulières d'une année à l'autre et selon des saisons.

5.1.2.1. La Température

Intervenant directement dans les processus biologiques et chimiques de la biosphère ainsi que dans l'activité humaine, la température représente l'un des facteurs essentiels du climat.

En effet une élévation importante de la température engendre une évaporation des eaux d'oueds, des rivières, des mers, limitant ainsi la biodégradation, c'est un facteur caractérisant le type de climat et déterminant du régime d'humidité.

-Les mois les plus froids sont (Décembre, Janvier, Février), c'est la saison d'hiver.

-Les mois les plus chauds sont (Juin, Juillet, Août, Septembre), c'est l'été et le début d'automne.

5.1.2.2. La pluviométrie

C'est un facteur déterminant de toute activité biologique et toujours dépendant de l'altitude, la région de Tiaret est caractérisée par une pluviométrie irrégulière et très mal répartie dans le temps et dans l'espace.

D'après le tableau 06 :

-Les mois les plus pluvieux de l'année par ordre décroissant sont : Janvier, Février, Novembre, Avril, décembre, Mars, Octobre, Mai, Septembre.

-Les mois les moins pluvieuses : Juin, Août.

-Le mois de sécheresse : Juillet.

MATERIEL ET METHODES

Tableau 06 : Températures et précipitations mensuelles enregistrées dans la wilaya de Tiaret durant la période 1993 – 2018(Station de AinBouchekif, Tiaret, Webmaster1).

Désignation	JAN	FEV	MAR	AVR	MAI	JUI	JUIL	AO	SEPT	OCT	NOV	DEC	Total
Précipitations (Mm)	79,7	79,4	64,3	72,5	57,4	18,4	8,8	23,3	49,6	64,5	73,2	68,2	659,3
T° Moy mensuelle	8,1	9,4	12,7	15,9	22,5	26	30,2	29,5	23,3	18,4	11,5	7,7	215,2
T° Moy mensuelle MIN	1,5	2,3	4	6,7	12,2	18,6	23,5	23,5	18,1	13,4	7	3,2	134
T° Moy mensuelle des MAX	16,3	17,9	21,7	25,1	32,8	41,5	47,3	46	37,8	30,8	21,2	16,3	354,7

5.1.2.3. Le vent

Variations mensuelles de la vitesse du vent

Les variations des vitesses moyennes mensuelles du vent données par la station de Tiaret sont représentées sur la **figure 13**. Les vitesses moyennes du vent sont au-dessus de 5 m/s de novembre à avril.

La vitesse du vent maximale est de 6.13 m/s enregistrée pendant le mois de février. Une vitesse minimale de 4.01 m/s est enregistrée durant le mois d'août.

Les mois de juillet, août et septembre sont les mois les moins venteux de l'année, car les valeurs de paramètre d'échelle sont les plus faibles. Ces valeurs montrent que le vent à Tiaret est dispersé.

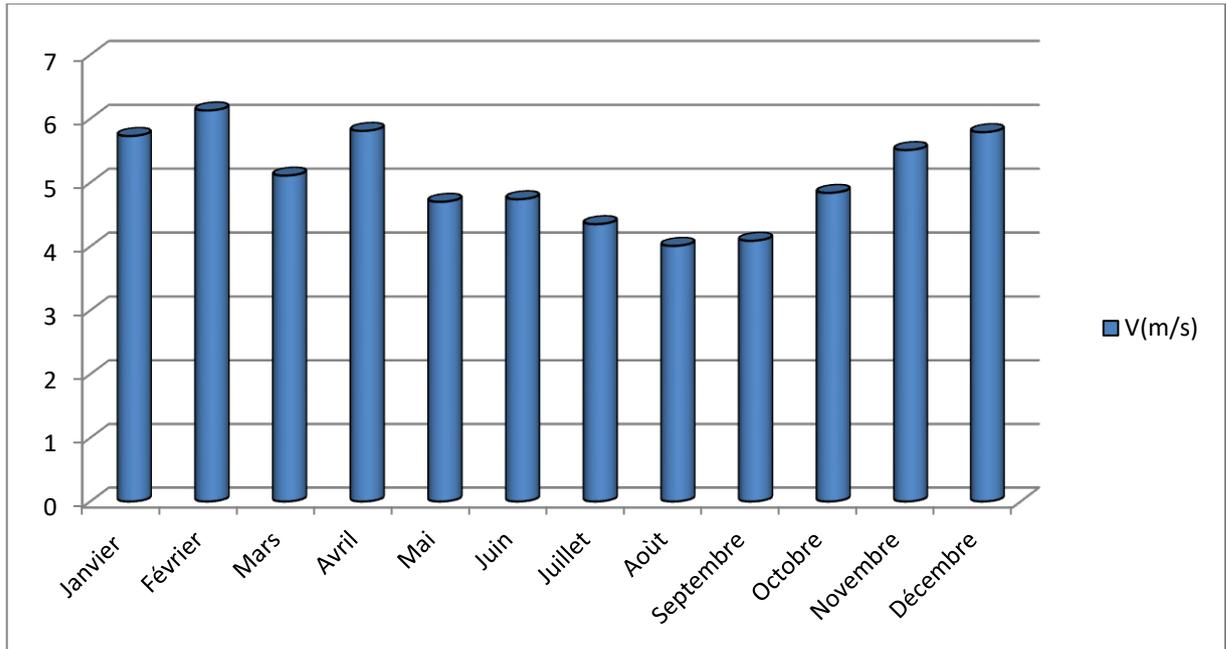


Figure 13: Caractéristiques mensuelles du vent de la période 1986-2018

(Station de Ain Bouchekif, Tiaret).

Direction dominante

La rose des vents (**Figure 14**) correspond à un cercle divisé en huit secteurs de 45 degrés. Chaque secteur représente une direction. Le rayon de chacun des secteurs indique la fréquence du vent pour chaque direction. La direction dominante du vent est représentée par le rayon le plus long de la rose des vents. La figure 14 montre que le vent à Tiaret est plus fréquent suivant les directions Ouest et Nord-Ouest.

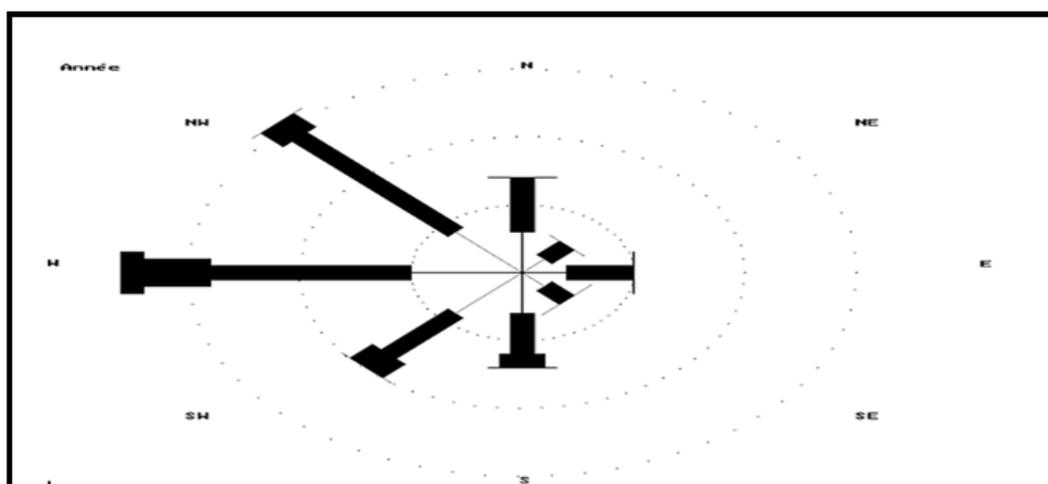


Figure 14 : Rose des vents de la période 1993-2018 (Station de Ain Bouchekif, Tiaret).

5.1.2.4. Humidité

La moyenne annuelle de l’humidité relative est de 61.9%, elle atteint son minimum en mois de juillet (inférieur à 25%). Tandis que Son maximum est enregistré durant le mois de Décembre et de Janvier avec une moyenne supérieur à 70%. La période de Mars à Avril reste la plus influente avec une moyenne de 67% par mois (Tableau 07).

Tableau 07 : Répartition mensuelle moyenne de l’humidité enregistrée dans la région de Tiaret durant la période 1993-2018 (Station de AinBouchekif, Tiaret).

Désignation	JANV	FEV	MARS	AVR	MAI	JUIN	JUILL	AOUT	SEPT	OCT	NOV	DEC	Moy
Humidité Moy mensuelle en %	79	77	67	64	58	44	36	39	53	62	72	77	61
Humidité Moy mensuelle MINI en %	57	47	46	41	35	21	17	21	32	45	50	60	39
Humidité Moy mensuelle MAXI en %	95	86	94	90	88	71	63	71	81	90	90	95	85

5.1.2.5. Diagramme Ombrothermique de Gaussen

Selon **Ozenda (1982)**, ce diagramme a pour but de distinguer entre les périodes sèches et humides d'une région donnée. Un mois est sec lorsque sa pluviométrie totale en mm égale ou inférieure au double de sa température moyenne en °C.

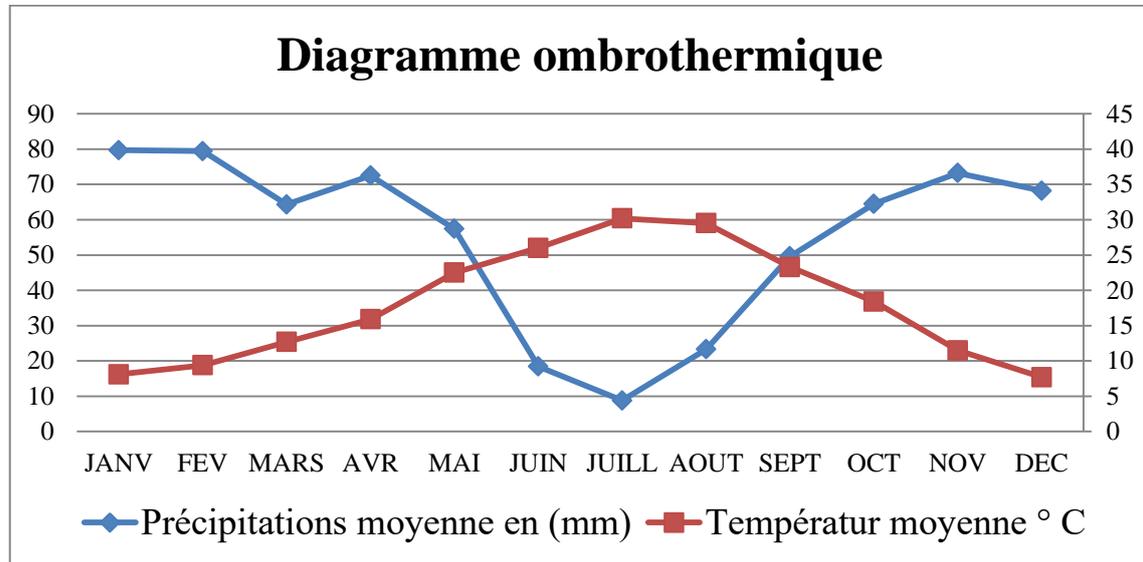


Figure15 : Diagramme Ombrothermique (1993-2018).

Selon le diagramme ombrothermique (**Figure 15**), la période sèche s'étale sur 5 mois et va de mai jusqu'au début de septembre et la période humide du mois d'octobre jusqu'à avril.

5.1.2.6. Coefficient pluviométrique d'Emberger (Q2)

Le coefficient pluviométrique d'Emberger permet de classer les différents types de climats méditerranéens.

Basé sur les critères liés aux précipitation annuelles moyennes (P en mm), la moyenne des minima du mois le plus froid de l'année(m) et la moyenne des maxima du mois le plus chaud(M), cet indice est décrit selon la formule suivante (**EMBERGER, 1955**) :

$$Q_2 = \frac{2000 P}{M^2 - m^2}$$

Où : P : Moyenne des précipitations annuelles en mm.

M : Moyenne des Maxima du mois le plus chaud en ° K.

MATERIEL ET METHODES

m : Moyenne des minima du mois le plus froid en ° K.

D'après la formule, le Q2 de la zone d'étude Q2=48,17 ; Il en ressort que la zone d'étude se situe dans l'étage bioclimatique semi-aride à hiver frais (**Figure 16**).

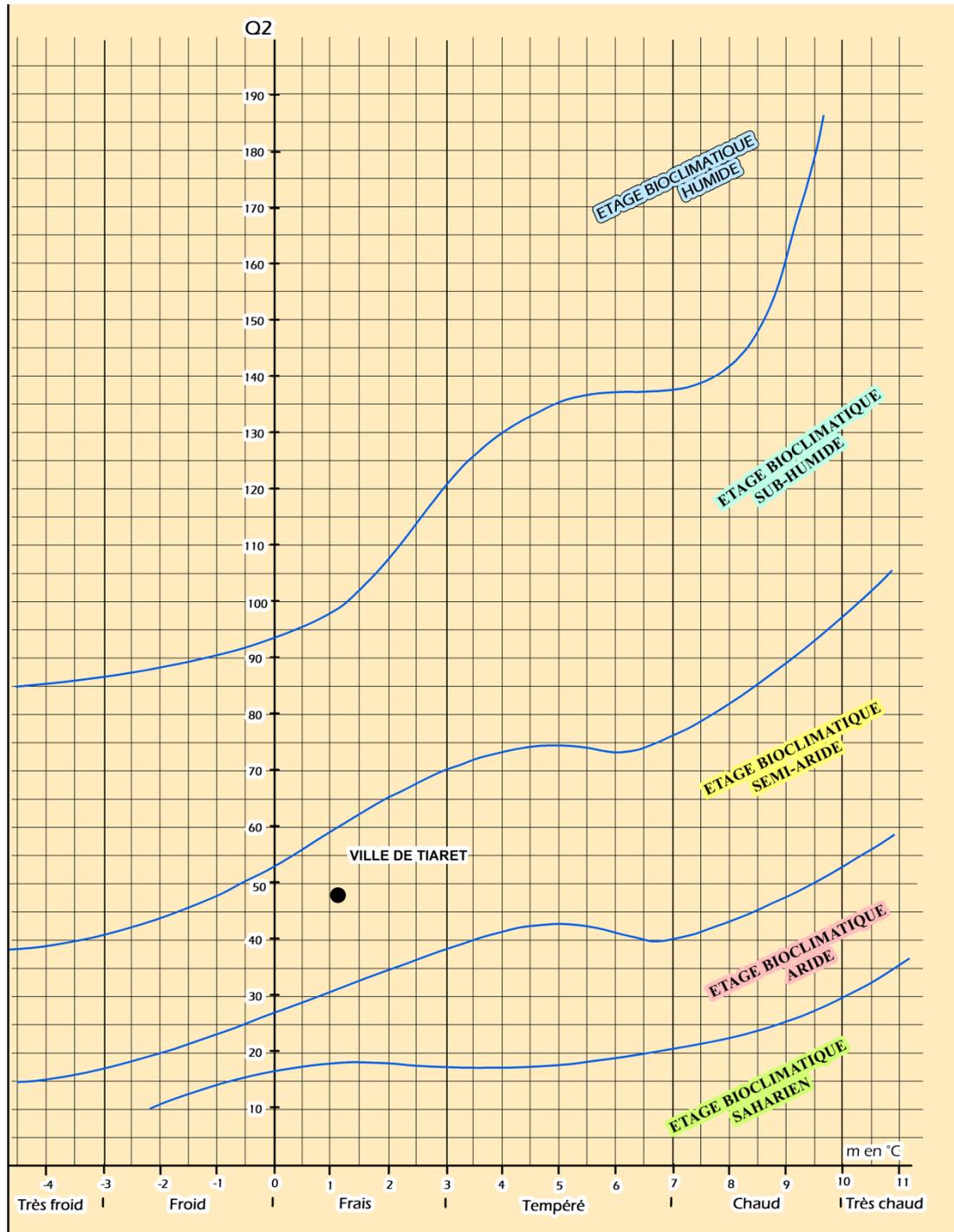


Figure16 : Climagramme d'Emberger pour la période1993-2018.

5.2. Parc automobile de la commune

Compte tenu de l'absence de parc industrielle conséquent, la principale source d'émission de polluants est le parc automobile. Celui-ci est constitué de 151 757 véhicules, tous types confondus, dont 40% sont à essence et 56% sont à gasoil, alors que les véhicules à énergie GPL ne représentent que 4%.

En effet, ce parc est hétérogène du fait de la variété des véhicules qui le constitue (véhicule particulier ou utilitaire, essence ou diesel, récent ou âgé, etc.). (Direction de transport de Tiaret, 2016).

6. Méthodologie du travail

6.1. Choix des sites d'échantillonnage

La méthodologie adoptée, basée sur les grandes lignes des normes **EN 12341**, est axée autour de prélèvement à divers points répartis de manière à couvrir l'ensemble de la ville. Le prélèvement des particules atmosphériques consiste à collecter des masses importantes de PMs pour chaque site. Le filtre utilisé pour capturer les PMs est récupéré dès la fin du prélèvement, et n'est pas laissé pour des périodes prolongées, pour ne pas subir des variations de masse dues à une perte de particules, une déposition passive ou une volatilisation. Notons que, les filtres de collection des particules sont pesés avant et après le prélèvement à travers l'utilisation d'une balance avec une précision de 1µg. Celle-ci est en effet pour déterminer les concentrations massiques des particules, exprimées en µg/m³, en divisant la masse de l'échantillon collecté sur le volume d'air absorbé. Les concentrations obtenues permettent l'élaboration des cartes de pollution de l'air de la zone d'étude par les particules fines PM10 et PM2.5.

L'échantillonnage adopté lors de cette étude consiste à faire des prélèvements au niveau des points à forte concentration du trafic routier, toutefois des prélèvements supplémentaires sont réalisées à distance égale de manière à couvrir tous le tissu urbain (figure 17). Ceci a pour but d'avoir des prélèvements également répartis. Cependant, le prélèvement ne s'est pas fait sans difficulté. En effet, en cas de taux d'humidité ou vitesse de vent élevée, un arrêt systématique du prélèvement est

effectué. L'échantillonnage est effectué durant la période estivale allant du mois de Mai jusqu'à la fin du mois d'Aout de l'année 2016 sur 92 sites.

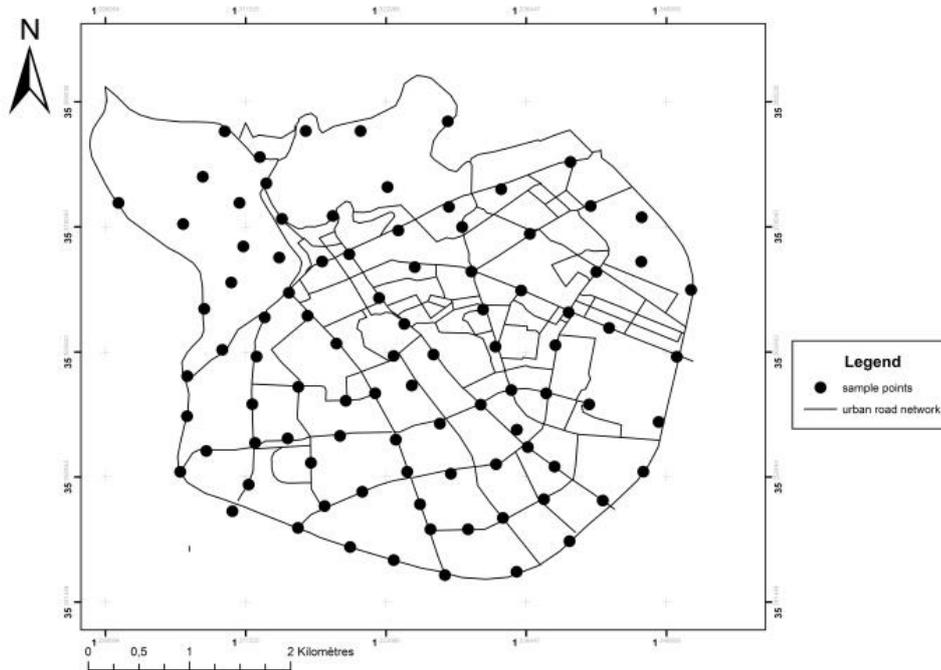


Figure 17 : répartition des points de prélèvement.

6.2. Collecte des données

Trafic routier

Compte tenu de l'absence de parc industrielle conséquent, le parc automobile est un facteur prépondérant de la pollution atmosphérique. Toutefois, un inventaire a été réalisé parallèlement à l'échantillonnage effectué lors de cette étude, qui consiste à :

- compter les véhicules circulants pour chaque point, dans le but de déterminer l'intensité du trafic routier pour chaque point de prélèvement.
- élaborer une carte représente la fluidité de la circulation (le taux des bouchons).

La classification des routes, suivant le taux d'embouteillage, est illustrée comme suit (tableau 08)

MATERIEL ET METHODES

Tableau 08: classification des routes selon le taux des bouchons

Fréquence des routes	Fluidité des routes
1	Embouteillage > 80%
2	Taux moyen >50%
3	Taux faible
4	Pas de bouchons

Notons que certaines données nous ont été fournies par des organismes agréés (municipalités) ; pour d'autres, des comptages manuels sont réalisés.

La classification des routes suivant l'intensité du trafic routier est donnée comme suit :

- les routes à intensité faible : ce sont les routes avec un nombre moyen des véhicules ne dépasse pas 1000 véhicules par jour
- Les routes moyennement intenses, avec un nombre moyen de 15000 de voiture
- les routes avec une intensité élevée et qui correspond à des routes qui peuvent abriter un nombre jusqu'à 35000 véhicules par jour.

Type de carburant utilisé

Deux grands types de carburants sont actuellement utilisés, selon le mode de fonctionnement des moteurs à combustion interne mis en œuvre : les essences, distribuées sous forme de divers carburants et destinées à alimenter les moteurs à allumage commandé, tandis que les gazoles dédiés à l'alimentation des moteurs Diesel (moteurs à allumage par compression). Selon CIRC (2012), les substances émises par les moteurs Diesel sont cancérigènes (groupe 1) pour l'homme, tandis que celles résultantes des moteurs à essence sont considérées comme étant cancérigène possible (groupe 2B). A cet effet, un recensement des véhicules en fonction de leurs énergies (Tableau 09) est effectué, afin de savoir quelle motorisation, et par conséquent le carburant, qui conditionne les émissions.

MATERIEL ET METHODES

Tableau 09 : Le parc automobile de la wilaya de Tiaret (Source Direction de Transport ,2017).

Type de véhicule Age	Véhicule Tourisme	Camion	Camionnette	Autobus	Totale
Moins de 5 ans	11042	1660	6003	173	18878
De 06 à moins de 10 ans	9088	2042	4749	423	16302
De 11à moins de 15ans	11948	561	2703	691	15903
De 16 à moins de 20ans	7915	156	3026	183	11280
Plus de 20 ans	53782	11193	22046	816	87837
Total	93775	15612	38527	2286	150200

La caractérisation du trafic routier sous divers angles vise à apporter des réponses quant à l'interrogation de savoir quel facteur conditionne ou influence directement l'émission des particules dans l'air.

La morphologie urbaine

La dispersion des polluants dans un milieu urbain est influencée par différents facteurs tels que les paramètres topographiques, les conditions climatiques et les propriétés des polluants (durée de vie et la vitesse de sédimentation...); parmi ces facteurs, nous avons choisi un facteur représentant la morphologie de tissu urbain.

Dans ce sens, Un paramètre introduit dans cette expérimentation, décrivant la morphologie urbaine, est la largeur de la route, qui est calculée à travers l'utilisation de l'indice de construction de Landsberg. Ce dernier est le rapport de la hauteur moyenne du bâti (H : height) de la rue à la largeur (W : width) de l'artère urbaine, il permet de classer les rues en deux grands ensembles: les rues larges et les rues étroites, dites de type canyon et susceptibles d'engendrer des forts taux de pollution (Vardoulakis et al., 2003). Le mot « canyon » est un concept anglais qui détermine une vallée profonde creusée par un cours d'eau. En milieu urbain, Le canyon est un

MATERIEL ET METHODES

espace étroit limité par deux parois verticales très proches. Le terme «canyon de rue» désigne idéalement une rue relativement étroite avec des bâtiments alignés de façon continue des deux côtés (Nicholson. 1975). Cependant, le même terme a été utilisé pour désigner des rues plus grandes, également appelées canyons de l'avenue. Dans le monde réel, une définition plus large du terme a été appliquée, y compris les rues urbaines qui ne sont pas nécessairement encadrées par des bâtiments des deux côtés, ce qui conçoit certaines ouvertures sur les parois du canyon.

Enfin, la longueur (L) du canyon exprime généralement la distance de la route entre deux intersections principales, subdivisant les canyons de rue en canyons courts ($L / H \sim 3$), moyens ($L / H \sim 5$) et longs (≥ 7) (Vardoulakis et al., 2003).

6.3. Technique de prélèvement des aérosols atmosphérique

6.3.1. Le prélèvement par l'impacteur DEKATI à deux étages

6.3.1.1. Description

L'impacteur en cascade utilisé est un impacteur basse pression ELPI (Electrical Low Pressure Impactor, Dekati) Il permet de classer les particules selon 2 tranches granulométriques, pour des diamètres de particules de 2.5 et 10 μm sur 2 étages séparés. Une membrane placée sur chaque étage d'impaction permet de collecter les particules. Le débit de prélèvement est de $30\text{L}\cdot\text{min}^{-1}$. Par le phénomène physique de l'impaction, le premier étage PM10 enlève les particules supérieures à 10 μm , l'étage PM2.5 suivant collecte les particules plus petites que 10 μm mais plus grosses que 2,5 μm (Figure 18) .Le principe de l'impacteur DEKATI est de collecter les particules en faisant une séparation en fonction de leur diamètre aérodynamique (Quisefitet Gaudichet, 1998).



Figure 18 :L'impacteur DEKATI (Dekati Ltd, 2012).

6.3.1.2. Conditions de mesure

-Matériau

L'impacteur manuel est en acier inoxydable, Il pèse 2,400 kg et a une longueur de 150 mm pour un diamètre de 65 mm. Que ce soit la température ambiante ou celle de l'équipement, elle doit être comprise entre 0 et 200°C.

6.3.1.3. Principe de fonctionnement

L'impacteur DEKATI est utilisé pour permettre de sélectionner sur deux tailles granulométriques les particules atmosphériques PM10 et PM2,5, ainsi collectées puis déterminer la concentration des particules échantillonnées qui existe dans le filtre.

Le principe général utilisé pour séparer les particules de l'air échantillonné est l'effet d'inertie. L'air à échantillonner est aspiré par une pompe à travers l'impacteur suivant un débit de 30 litre/minute à travers des grilles perforées dont chaque orifice est parfaitement calibré. L'air traversant un orifice acquiert une vitesse connue et vient rencontrer la surface d'impaction placée immédiatement en aval sur le filtre. En fonction de la vitesse de l'air, les particules véhiculées vont alors être séparées en

MATERIEL ET METHODES

deux catégories : les particules les plus grosses PM10, ayant une quantité de mouvement suffisante, échappent au flux d'air et viennent s'impacter sur la plaque en aval de la fente tandis que les particules plus petites PM2,5, n'ayant pas une quantité de mouvement suffisante pour échapper au flux, sont entraînées vers l'étage suivant (Demokritou et al, 2004).

6.4.2. Description de campagne de prélèvement

L'impacteur est fixée sur un support rigide inflexible qui doit être placées de manière parfaitement horizontale. La hauteur du support doit être entre 1,5 à 2 m du sol. Aucune protection contre le vent ne doit être effectuée pour collecter la fraction respirable.

L'impacteur PM-10 / PM-2,5 DEKATI fonctionne à des pressions identiques à la pression atmosphérique, avec un système d'aspiration intégrant un contrôle du débit pour cet impacteur. Le débit volumique peut être mesuré par un débitmètre ou grâce à la mesure de la pression différentielle avant l'étage de filtration.

-Installation du filtre

Avant d'installer le filtre d'aluminium et pour empêcher le rebond des particules, on doit ajouter une substance adhésive (graisse dans le cas de cette expérimentation) afin de le peser puis placer sur le plateau de collection (Figure19-A) et après on va placer l'anneau de support (Figure19-B).

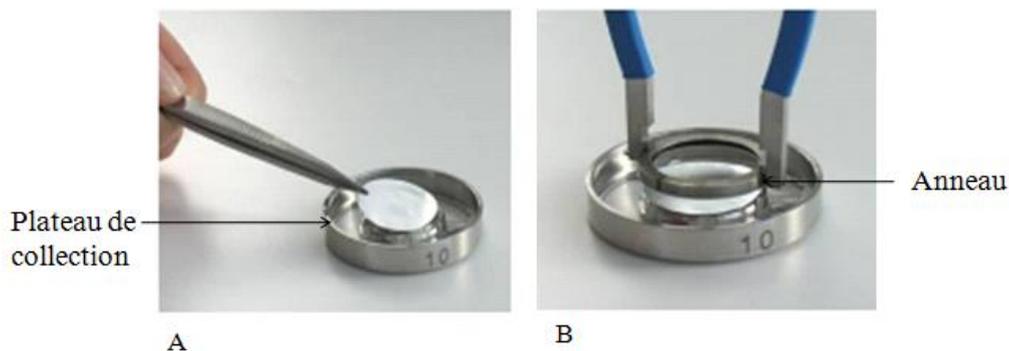


Figure 19 : Technique d'installation du filtre.

-Procédure d'échantillonnage

En premier lieu on installe le filtre sur le plateau de collection après l'avoir pesé, puis on l'assemble avec l'impacteur raccordé à une pompe. On ouvre l'entrée de l'impacteur et on connecte l'ensemble au point d'échantillonnage.

Après la collecte des échantillons on éteint la pompe et on retire le filtre en veillant à ne pas le toucher avec les mains nues pour éviter la défektivité de l'échantillon en utilisant une pince pour manipuler le filtre.

A la fin, on re pese le filtre pour déterminer la concentration des métaux lourds.

-Récupération du filtre

Les filtres doivent être stockés dans des boîtes de transport individuelles propres de type Boîte de Pétri .Toute manipulation de filtres (mise en place dans le plateau de collection, stockage dans les boîtes de Pétri) doit se faire dans un local propre. Manipuler les filtres avec des pinces en plastique propres non crantées. Chaque boite est repérée par un code sur les étiquettes de suivi des filtres.

6.5. Dosage de métaux lourds

Les particules atmosphériques contiennent des métaux, de la matière crustale (principalement des alumino-silicates), de la matière carbonée et des polluants secondaires (sulfates, nitrates). L'efficacité de la digestion dépend beaucoup du choix des réactifs d'attaque et de leurs concentrations (Hoenig, 2001). Les réactifs doivent être choisis de façon à mettre en solution de la façon la plus complète possible l'échantillon particulaire. Le mélange acide doit également être choisi en tenant compte de la technique et du matériel analytique utilisés.

Une bibliographie abondante sur le sujet rapporte l'utilisation de différents acides ou mélanges d'acides pour la mise en solution de particules atmosphériques. Quelques exemples sont proposés dans le Tableau 10.

MATERIEL ET METHODES

Tableau 10: Quelques exemples de mise en solution et d'analyse de particules atmosphériques dans la littérature (Lamisson, 2006)

Elément étudié	Acides	Technique analytique
Al, Ba, Ca, Cd, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb, S, Sr, Ti, V, Zn	HNO ₃ +HF+H ₂ O	ICP-AES
Al, As, Ba, Ca, Cd, As, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb, Sn, Ti, V, Zn	2mL HNO ₃ + 4mL HCl	AAS ACP-AES
AS, Cd, Cr, Co,Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Se, Sb, V, Zn	HF+HNO ₃ +H ₂ O ₂ +H ₃ BO ₃	ICP-MS
As, Cd, Ni, Pb	8mL HNO ₃ + 2mL H ₂ O ₂	GFAAS ou ICP-MS
Al, As, Ba, Cd, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Ni, Pb, Sb, Ti, V, Zn	2mL HNO ₃ +HClO ₄ +HF	AAS ICP-MS ICP-AES

A cause de son fort pouvoir oxydant, l'acide le plus utilisé est l'acide nitrique (HNO₃), qui le rend un acide de choix pour minéraliser les particules et détruire la matière organique. Seuls les métaux nobles Au, Pt et Rh ont un potentiel supérieur à celui de l'ion nitrate et ne peuvent donc pas être attaqués par ce dernier, alors que la plupart des métaux ont un potentiel d'oxydo-réduction inférieur à celui du couple NO₃⁻/HNO₂ (Sb, Ag, As, Ba, Cd, Ca, Cr, Co, Cu, Sn, Fe, Mg, Mn, Ni, Pb, K, Se, Na, S, Ti, U, V et Zn) ; (Lamisson, 2006)

Pour détruire la matière organique, l'acide perchlorique (HClO₄) est extrêmement efficace. Il peut cependant entraîner des explosions en milieu fermé (Hoenig, 2001); pour des raisons de sécurité son emploi est souvent déconseillé.

En complément de l'acide nitrique, le peroxyde d'hydrogène (H₂O₂) est souvent utilisé car il en améliore le pouvoir oxydant. Cependant, il augmente la quantité de gaz formé (dégagement de O₂), crée des surpressions et provoque potentiellement des pertes par évaporation à l'ouverture des réacteurs.

L'acide fluorhydrique (HF) permet de mettre en solution les matrices aluminosilicatées, non attaquées par le mélange eau régale ou par les autres acides cités ci-dessus (Yang *et al.*, 2002 in Lamisson, 2006). L'emploi de verre ou de quartz est prohibé lors de l'utilisation de HF. Certains auteurs font le choix d'éliminer HF par évaporation ou de le désactiver par ajout d'acide borique. Cependant, l'évaporation

MATERIEL ET METHODES

peut entraîner la perte des éléments les plus volatils (As, Se) et l'ajout d'acide borique augmente les effets de matrice : il est plutôt recommandé d'utiliser un matériel résistant à l'HF (Téflon par exemple).

Pour mettre en solution la matière inorganique, l'acide chlorhydrique (HCl) est fréquemment utilisé. Néanmoins, il est rarement utilisé seul mais plutôt couplé à l'acide nitrique, et qui permet de mettre en solution une partie de la matière inorganique et c'est également le seul mélange de réactifs capable de mettre en solution les métaux nobles comme l'or ou les éléments du groupe platine (Pt, Pd, Rh) (Hoenig, 2001).

HCl ne pose pas de problème en ICP-AES mais induit des interférences en ICPMS sur certains éléments par l'introduction d'ions chlorures (As, Cr, V).

En résumé, les acides généralement utilisés pour détruire de la matière organique sont HNO_3 , HClO_4 , H_2O_2 et H_2SO_4 et ceux principalement utilisés pour la dissolution de composés inorganiques sont HCl et HF.

Les échantillons collectés font l'objet d'une analyse au laboratoire, qui sont mis dans un milieu acide puis dilués, afin de les analyser à travers la spectrométrie à absorption atomique pour l'estimation des concentrations des métaux lourds associés aux PMs suivant les grandes lignes des **normes EN 14902**. La méthode adoptée préconise une mise en solution des éléments visés par une attaque acide dans un minéralisateur (milieu clos). Pour éviter toute contamination des échantillons, on recommande des réactifs purs. Le mélange acide recommandé consiste à utiliser 4 volumes d'acide nitrique (HNO_3) pour un volume d'eau oxygéné (H_2O_2). Les réacteurs sont placés dans le four micro-ondes pour une minéralisation de 45 min à une température maximale de 200 °C. Après refroidissement (1 à 2 h), les minéralisats sont transférés dans des tubes en polycarbonate préalablement lavés à l'acide (HNO_3) et ajustés à 50 ml avec de l'eau ultra pure. Les analyses sont effectuées par spectrophotométrie à absorption atomique à flamme (FAAS) selon les instructions recommandées par le constructeur.

6.6.1. Préparation des échantillons et analyse

6.6.1.1. Mise en solution

La méthode de référence européenne, la **norme EN 14902**, préconise une mise en solution des éléments visés par une attaque acide dans un minéralisateur micro-ondes (milieu clos).

Les réactifs utilisés doivent être suffisamment purs pour ne pas entraîner de contamination des échantillons. Il est conseillé d'utiliser : de l'eau doublement déminéralisée (ultrapure) de conductivité inférieure à 0,07 $\mu\text{S}/\text{cm}$, de l'acide nitrique concentré (65 %) (Type supra pur) dont les concentrations spécifiées par le fournisseur en ETM sont inférieures à 0,005 mg/L, de l'eau oxygénée à 30 % (type supra pur) dont les concentrations spécifiées par le fournisseur en métaux sont inférieures à 0,005 mg/L.

6.6.1.2. Minéralisation micro-ondes

Le mélange acide préconisé est un mélange acide nitrique / eau oxygénée. Les proportions ne sont pas fixées de façon stricte. Celles proposées par la norme sont de 4 volumes d'acide nitrique pour un volume d'eau oxygénée. Le volume total de mélange dépend du minéralisateur utilisé (typiquement environ 10 mL).

La minéralisation doit se faire pendant 45 minutes à une température de 220°C dans un milieu fermé.

Le minéralisât doit être transféré dans une fiole jaugée (polyéthylène ou polymère de fluorocarbène) de 50 ml, puis complété avec de l'eau déminéralisée.

Pour la mise en solution, il est possible d'utiliser d'autres acides que le mélange préconisé (mais le HF n'est pas recommandé car il entraîne fréquemment des contaminations) ou encore un autre programme de température.

6.6.1.3. Analyse

Les analyses sont réalisées par Spectrométrie de Masse ou par Spectrométrie d'Absorption Atomique en Four Graphite (GFAAS) Suivant les instructions recommandées par le constructeur.

6.7. Utilisation de l'imagerie satellitaire pour la détermination des concentrations des PM10

Cette étape consiste à estimer les concentrations des particules PM10 par apport de la télédétection. Toutefois, et d'après ce qu'on a pu voir sur divers sources, il est possible de les estimer en utilisant des images satellitaire de type Landsat (land satellite). De ce fait, nous avons subi la méthode adoptée par Moawad et al (2017), Mishra et al (2013), et Diofantos et al (2009)

Nous avons estimé la radiance énergétique du trajet des aérosols à l'aide de la méthode de soustraction d'objets sombres. Il est applicable aux longueurs d'ondes courtes des bandes 2 et 3, dans lesquelles l'absorption de vapeur d'eau est négligeable. Le traitement a été effectué sur une image Landsat 8 Oli (tableau12) :

Tableau 12: caractéristiques de l'image satellite utilisée

Scene ID	LC81970352016227LGN01
Date d'acquisition	2016-08-14
Temps	10:32:06
Resolution spatiale	30m*30m
Sun_azimuth	132.33401199
Sun_elevation	60.54025976
Earth_sun_distance	1.0128693

La luminance du trajet des aérosols a été estimée d'après Mishra et al. (2012) par l'équation (1) qui se lit comme suit:

$$L_p = G * DN_{min} + B - 0.01[(E_0 * \mu_s * T_z) + E_{down}] T_v / \pi$$

Ou:

L_p : est la radiance énergétique du trajet aérosol (W m⁻² sr⁻¹ μm⁻¹);

G : est le gain spécifique à la bande (m² sr μm W⁻¹);

MATERIEL ET METHODES

DN_{min} : correspond aux valeurs DN les plus sombres dans la bande spectrale avec au moins mille pixels (les valeurs sombre sont les valeurs qui présentent valeurs numériques minimales);

B : est le biais de spécification de bande dans DN (offset);

E_0 : est la constante solaire exo-atmosphérique ($W m^{-2} \mu m^{-1}$);

μ_s : est le cosinus de l'angle zénithal solaire;

$T_z = e^{-\pi/\mu_v}$: transmittance atmosphérique dans la direction de l'éclairage;

E_{down} est le rayonnement descendant diffuse ($W m^{-2} \mu m^{-1}$);

$T_v = e^{-\pi/\mu_s}$: transmittance atmosphérique de la cible vers le capteur

L'épaisseur optique pour la diffusion de Rayleigh (τ_r) a été déterminée par l'équation déterminée par Sturm (1981) comme:

$$\tau_r = 0.00879 * (\lambda_c)^{-4.09}$$

λ_c : est la longueur d'onde centrale

L'épaisseur optique des aérosols est déterminé à travers l'équation proposée par Moawad et al (2017) et Mishra et al (2013)

$$L_p = \omega_0 \left\{ \frac{(E_0 \mu_s Pa)}{4\pi(\mu_s + \mu_v)} \right\} * [1 - \exp[-\tau_a(1/\cos\mu_s + 1/\cos\mu_v)]] * t_{H_2O} * t_{O_3} * \exp[-\tau_r(1/\cos\mu_s + 1/\cos\mu_v)].$$

où

τ_a est l'épaisseur optique des aérosols (AOT),

ω_a est un albédo à diffusion unique en aérosol ;

P_a est la fonction de la phase de diffusion de l'aérosol;

μ_v est le cosinus de l'angle de vision du capteur;

t_{H_2O} et t_{O_3} sont les facteurs de transmittance dus à l'eau et à l'ozone = 1

L'albedo de simple diffusion est calculée par la formule préconisée par Guymard (1995)

$$\omega_0 = 0.9441 - 0.08817 \exp(1 - 3.3815\lambda)$$

MATERIEL ET METHODES

La fonction de phase de diffusion due aux aerosols est estimée en utilisant la formule de Henyey–Greenstein suggérée par Gordon (1976), Gilabert et al. (1994) et Kneizys et al. (1983).

$$P(\Theta) = (1-g^2) / (1+g^2-2g.\cos(\Theta))^{3/2}$$

Ou g est le facteur d'asymétrie. Selon Guymerd (1995), il est calculé par :

$$g = \sum_{i=0}^4 k_i * \lambda_i$$

Le tableau 13 indique les valeurs de k_i inscrites par Guymerd (1995).

Tableau 13: les coefficients k_i pour déterminer le facteur d'asymétrie (Guymerd, 1995)

Type d'aérosols	Continental	Urbain	maritime
K_0	7.514E-01	6.685E-01	7.7876E-01
K_1	-3.5684 E-01	-2.0657E-01	-1.3625E-01
K_2	2.9882 E-01	1.4608E-01	1.6092E-01
K_3	-8.1346 E-02	-4.0565E-02	-5.6749E-02
K_4	7.3038E-03	3.8811E-03	6.1178E-03

Retails et Sifakis (2010) suggèrent une formule pour estimer les concentrations des PM10 à partir de l'épaisseur optique des aérosols déterminées d'une image satellitaire. La formule est comme suit

$$PM10 = 195.7 \tau_a + 14.5$$

Résultats
et
Discussion

7. Résultats et discussions

L'objectif de la présente étude est de déterminer les concentrations des particules fines PM10 et PM2.5 et des métaux lourds associés (Pb, Cu et Zn) afin de déduire le rôle du trafic routier dans l'émission des particules fines PM10 et PM2.5 et par ailleurs de l'effet de la morphologie urbaine sur leur dispersion. De ce fait, un travail préliminaire a été effectué et qui consiste à élaborer des cartes représentant l'intensité du trafic routier, la fluidité de circulation (suivant le taux d'embouteillage) et le type de route (l'effet de canyon).

7.1.1. Classe des routes en fonction de l'intensité du trafic routier

La figure 20 représente la classification des routes en fonction du nombre moyen de véhicules circulant quotidiennement

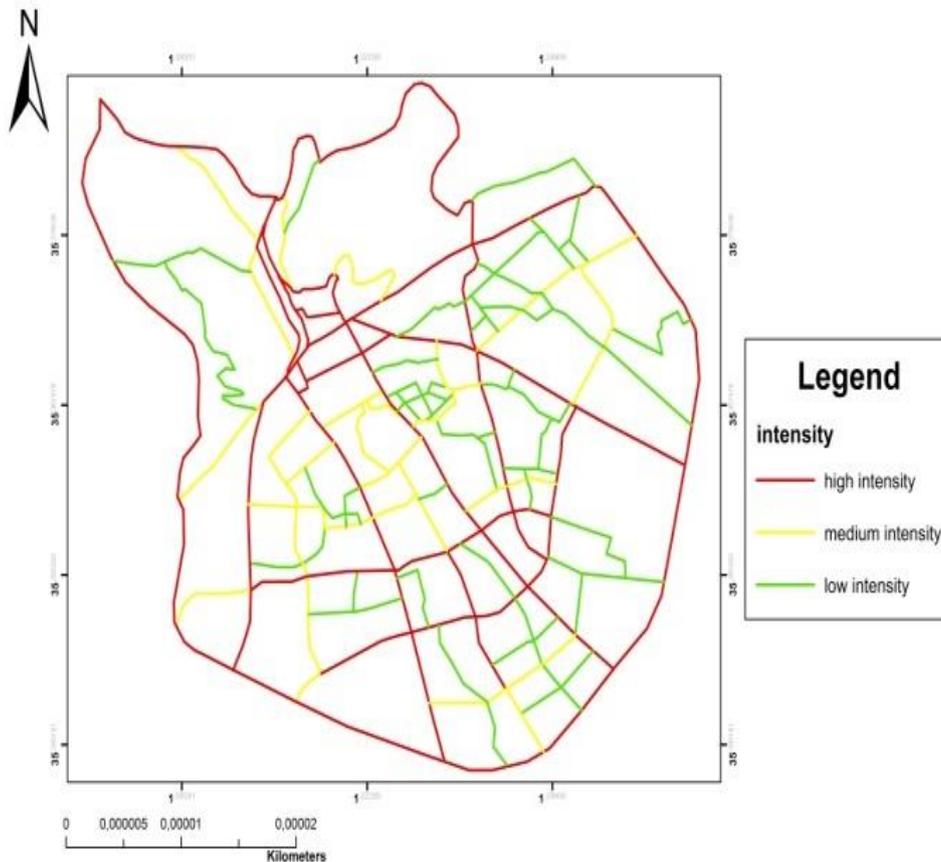


Figure 20: l'intensité du trafic routier sur les routes de la ville de Tiaret.

RESULTATS et DISCUSSION

La ville de Tiaret est desservie par trois principaux axes de route à savoir RN 14, RN 90 et RN 23, et par deux chemins de wilaya qui sont CW 07 et CW 11. Généralement, ce sont ces routes qui abritent plus de véhicules en comparaison avec les autres routes ou le nombre peut dépasser dans plusieurs cas les 36000 véhicules par jour. C'est ainsi dans les routes de périphérie et celles qui traversent les lieux dit « Volani, El-Blaça, rue de Bijou, La Victoire, Routière, 40 logement, Cité université.....) et qui abritent un énorme trafic par jour.

7.1.2. Classe des routes selon le taux d'embouteillage

La figure 21 représente une classification des routes de la zone d'étude suivant le taux d'embouteillage

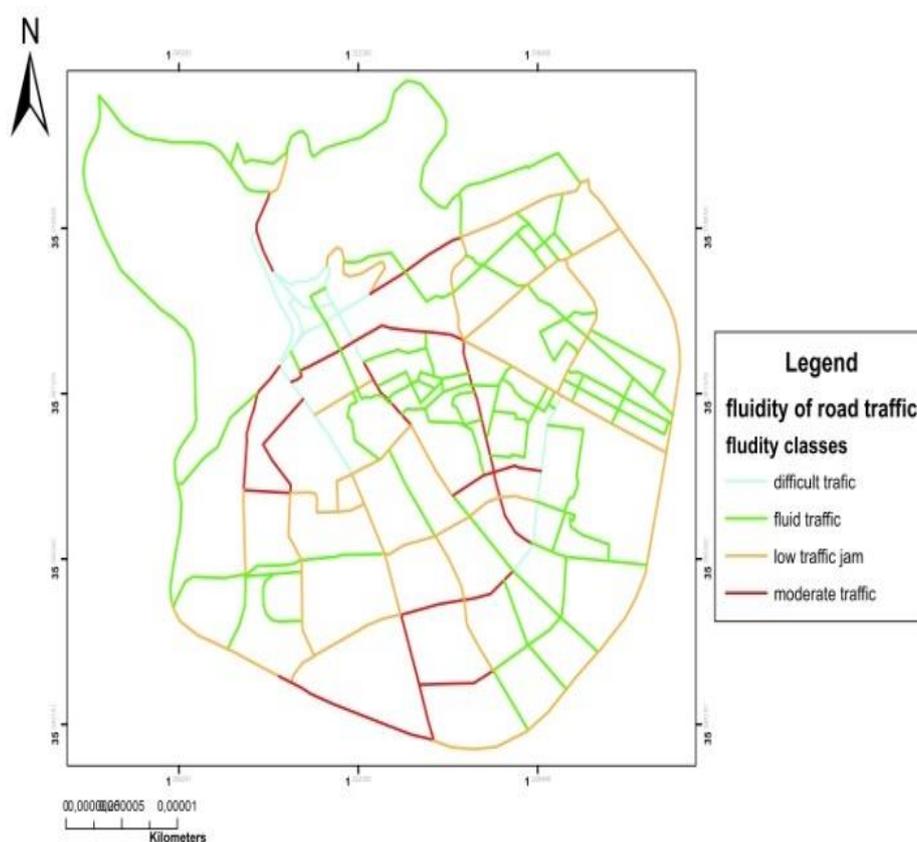


Figure 21 : classification des routes suivant la fluidité de circulation

Sous l'effet de l'augmentation effrénée du parc automobile, un grand nombre de rues de la ville de Tiaret connue un taux d'embouteillage élevé (hors des heures de pointe). D'ailleurs, en plein cœur de la ville, et à la faveur des chutes de neige et importantes précipitations, de nombreuses rues sont défoncées et les tronçons retapés

RESULTATS et DISCUSSION

ont vite fait de se dégrader. Que ce soit au nord ou au sud de la ville, pratiquement aucune rue n'est épargnée par le phénomène de la dégradation ; Ce qui rend les routes souvent encombrées. C'est ainsi, et à cause de l'absence d'un plan réglementant la circulation et à l'inexistence de parkings de stationnement susceptibles de répondre aux besoins des nombreux usagers. En effet, avec l'accroissement permanent des habitants et du parc automobile, la ville de Tiaret a atteint un seuil de saturation qui a rendu sa gestion des plus complexes.

Les problèmes de circulation et de stationnement sont causés essentiellement par l'afflux inévitable vers le centre-ville où se localisent les principales administrations et établissements ; ce qui attribue un air d'étouffement en matière de circulation. Cependant, l'absence ou l'inefficacité du plan de gestion est une cause principale. C'est aussi, la réalisation d'une trémie au niveau du lieu-dit « Régina », l'ouverture de voies secondaires d'évitement et la mise en place des panneaux de signalisation n'ont pas abouti à atteindre l'objectif souhaité et l'effet escompté. Notons que, les stationnements interdits et anarchiques dans les places publiques, augmentent le taux des bouchons.

7.1.3. Largeur des routes

Rappelons que dans cette étude nous avons introduit un paramètre qui désigne la largeur des routes par rapport à la hauteur des immeubles ; ceci a pour but de déduire l'effet de la morphologie urbaine (canyon street) sur la distribution des particules. Le type des routes selon la largeur obtenu en fonction de l'indice de construction de Landsberg est illustré dans la figure 22.

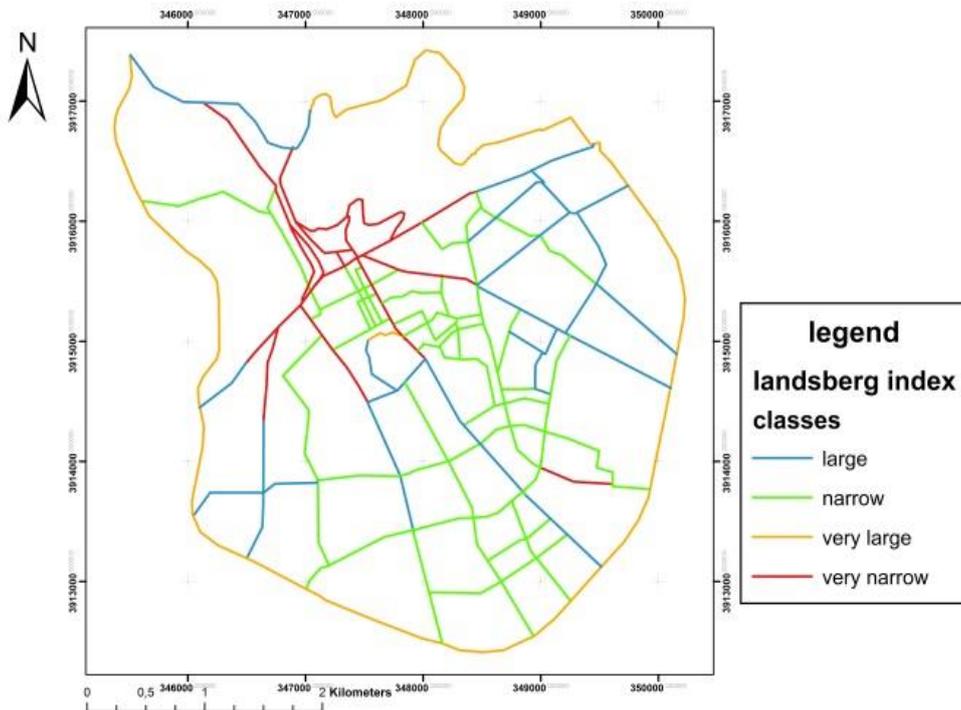


Figure 22: Type des routes de la ville de Tiaret (suivant l'indice de Landsberg)

L'indice de construction de Landsberg a pour but de classer les rues en deux catégories : rues larges et rues canyons. Dans cette étude, il s'agit d'expliquer l'hétérogénéité des résultats obtenus en utilisant cet indice. Selon les résultats obtenus, nous avons classé les routes en :

- Route très étroite de type canyon et qui sont situées généralement dans le centre de la ville (indice de Landsberg est inférieur à 0.5);

- Route étroite : les valeurs de cet indice sont supérieures à 1. Ce sont les rues qualifiées de type canyon régulier. Cette classe occupe une grande partie de la zone d'étude ;

- Route large : avec des valeurs oscillent entre 0.5 et 1. Cette classe représente surtout les routes en double voie, ou ceux caractérisées par des constructions immobilière courtes (R+1 ou R+2) ;

- Route très large : ce sont les rues qui ne sont pas bilatéralement bâties (unilatéralement bâtie). Ce sont généralement les rues de la périphérie.

RESULTATS et DISCUSSION

7.1.4. Les concentrations des PMs et des métaux lourds associés

Le tableau 14, révèle les statistiques descriptives des concentrations des PM10 et de métaux lourds adsorbés enregistrées au niveau de la zone d'étude. Les résultats obtenus sont exprimés en $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Tableau 14: Concentrations des PMs et métaux lourds associés ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).

	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart-type
PM10	18.00	63.00	37.11	5.3598
Pb	0.05	0.50	0.25	0.0756
Cu	0.31	0.66	0.50	0.0767
Zn	0,02	0,6	0,279	0,1398
PM2.5	11.12	34.00	20.87	4.3604
Pb	0.15	0.60	0.23	0.0803
Cu	0.10	0.90	0.28	0.0902
Zn	0.0	0.5	0.295	0.1207

D'après les résultats illustrés dans le tableau 17, les valeurs de concentrations des PM10 sont comprises entre un minimum de $18\mu\text{g}/\text{m}^3$, et un maximum de $63.93\mu\text{g}/\text{m}^3$ avec une moyenne de $37.11 \pm 5.36 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Les concentrations du Plomb sont oscillés entre une valeur minimale de $0.05 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et une valeur maximale de $0.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, avec une moyenne de $0.25 \pm 0.075 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Le Cuivre représente une moyenne de concentrations de $0.5 \pm 0.076 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Le Zinc enregistre un minimum de $0.02 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et un maximum de $0.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ avec une moyenne de $0.279 \pm 0.14 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Pour la fraction PM2.5, les concentrations des PM2.5 sont comprises entre un minimum de $11.12\mu\text{g}/\text{m}^3$, et un maximum de $34\mu\text{g}/\text{m}^3$ avec une moyenne de $20.87 \pm 4.36 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Les concentrations du Plomb sont comprises entre une valeur minimale de $0.15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et une valeur maximale de $0.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$, avec une moyenne de $0.23 \pm 0.080 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Le Cuivre représente une moyenne de concentrations de $0.28 \pm 0.090 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Le Zinc enregistre et un maximum de 0.5 avec une moyenne de $0.295 \pm 0.1207 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Une meilleure appréciation de la répartition spatiale des particules fines et des ETMs associés est permise à travers la réalisation des cartes de pollution.

7.1.4.1. La fraction PM10

La figure 23 représente la carte de la pollution de la zone d'étude par les PM10

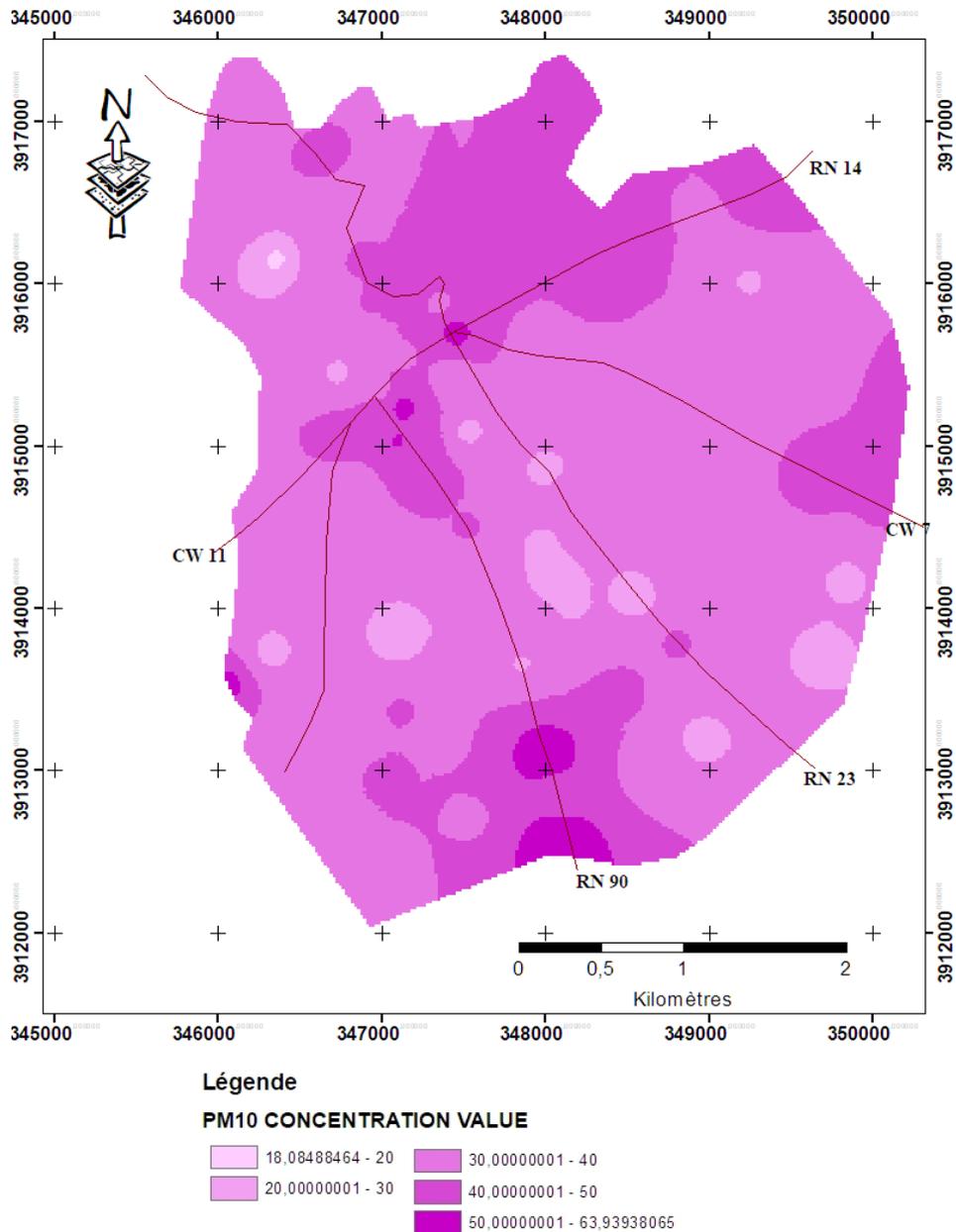


Figure 23: cartes de pollution de la ville de Tiaret par les PM10.

Les classes obtenues dans la figure sont élaborées en fonction des normes proposées par l’OMS (2005) et le décret de l’union européen (2008). La classe 1 représente les concentrations qui ne dépassent la ligne directrice qui est de $20\mu\text{g}/\text{m}^3$ (OMS, 2005), la deuxième classe avec des valeurs de concentration inférieures à l’objectif de qualité de l’air qui est de $30\mu\text{g}/\text{m}^3$ (cibles intermédiaires 3 selon l’OMS).

RESULTATS et DISCUSSION

La troisième classe occupe la majeure partie de la zone d'étude avec des concentrations supérieures à $30\mu\text{g}/\text{m}^3$, mais ne dépassent pas la valeur limitée $40\mu\text{g}/\text{m}^3$ (J-O, UE, 2008). La quatrième classe avec des concentrations comprises entre 40 et $50\mu\text{g}/\text{m}^3$, occupe aussi une partie importante de la zone d'étude, se localiser essentiellement dans les parties Nord-ouest et Sud de la ville. Enfin, la dernière classe, représente les zones à concentrations qui dépassent la cible intermédiaire 2 ($50\mu\text{g}/\text{m}^3$) et inférieures à la cible intermédiaire 1 ($70\mu\text{g}/\text{m}^3$), qui s'est retrouvé dans des quelques zones à savoir :

- l'intersection de la route nationale 23, route nationale 14 et le chemin de wilaya 7 ;
- le sud de la route nationale 90.

7.1.4.2. La fraction PM2.5

Les concentrations des PM2.5 sont représentées dans la figure 24. Les classes ont été déterminées en fonction des valeurs fixées par l'OMS (2005) et la Directive européenne (2008)

RESULTATS et DISCUSSION

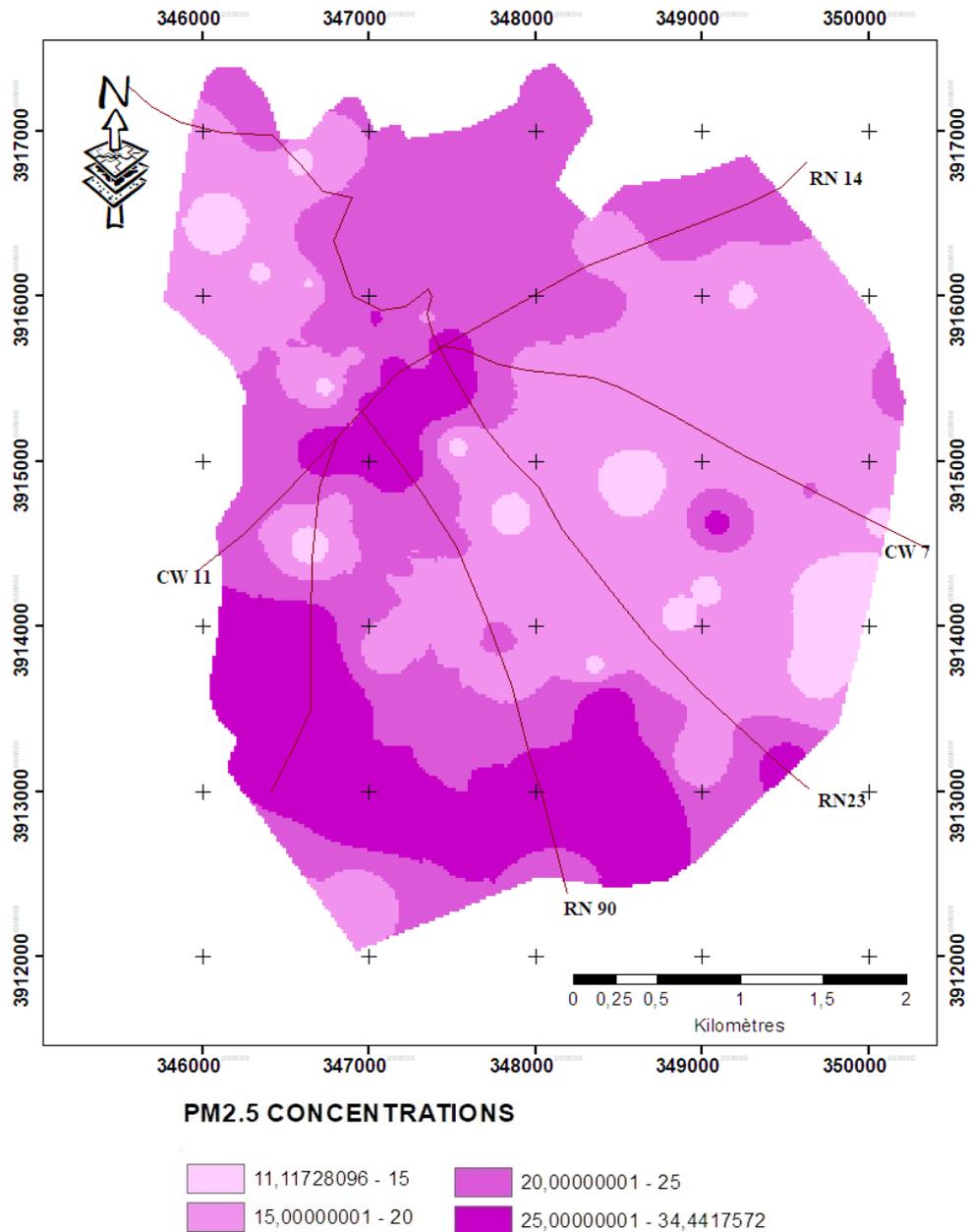


Figure 24: cartes de pollution de la ville de Tiaret par les PM2.5

Les concentrations de PM2.5 obtenues dépassent les moyennes annuelles proposées par l’OMS en 2005 qui est de $10\mu\text{g}/\text{m}^3$. La grande partie de la ville de Tiaret présente une concentration de PM2.5 inférieure à la cible intermédiaire 2 qui est de $25\mu\text{g}/\text{m}^3$ (OMS, 2005), alors que dans le centre et le Sud de la zone d’étude, les concentrations dépassent la cible intermédiaire 2, et inférieures à la cible intermédiaire 1 ($35\mu\text{g}/\text{m}^3$).

En comparant nos résultats avec la littérature, les concentrations enregistrées de PMs dans la zone d’étude sont semblable et de même ordre que celles trouvées par

RESULTATS et DISCUSSION

Kerbachi et al (2016), dans leur étude portée sur les particules fines dans la ville d'Alger, et qui sont oscillées entre un minimum de $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et un maximum de $80.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $43.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivement pour les PM10 et PM3 (Kerbach et al., 2009)

Les niveaux quotidiens de PM10 enregistrés à Constantine (Algérie) entre mars 2011 et novembre 2011 ont été rapportés par Terrouche et al. (2016) à $80,42 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Lors d'une autre campagne d'échantillonnage du 23 décembre 2011 au 8 janvier 2013, les concentrations moyennes de PM10 ($105,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$) et de PM2.5 ($57.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$) ont largement dépassé les valeurs limites algériennes et les recommandations de l'OMS. Le trafic et l'industrie étaient considérés comme la source principale de la région.

C'est ainsi qu'en 2010, 2011 et 2012 (14 mois), les concentrations de particules qui ont été mesurées à Draria, une banlieue proche d'Alger, et la concentration moyenne en particules (TSP) était de $34,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Ces concentrations excessives ont été attribuées à un trafic intense (Bouhila et al., 2015)

7.1.4.3. Le plomb

Le plomb est l'élément les plus toxiques et le seul réglementé parmi les trois métaux analysés dans cette étude. Ces concentrations sont représentées dans les figures 25 pour les PM10 et PM2.5 respectivement. Les classes obtenues sont extraites à partir des normes fixées par la DIRECTIVE 2008/CE/50 DU PARLEMENT EUROPEEN ET DU CONSEIL du 21 mai 2008. Cette dernière a déterminé : une valeur limitée de $0.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, une valeur de seuil supérieur et valeur de seuil inférieur qui correspondent respectivement à 70% ($0.35 \mu\text{g}/\text{m}^3$) et 50% ($0.25 \mu\text{g}/\text{m}^3$) de la valeur limitée (J-O, CE, 2008).

RESULTATS et DISCUSSION

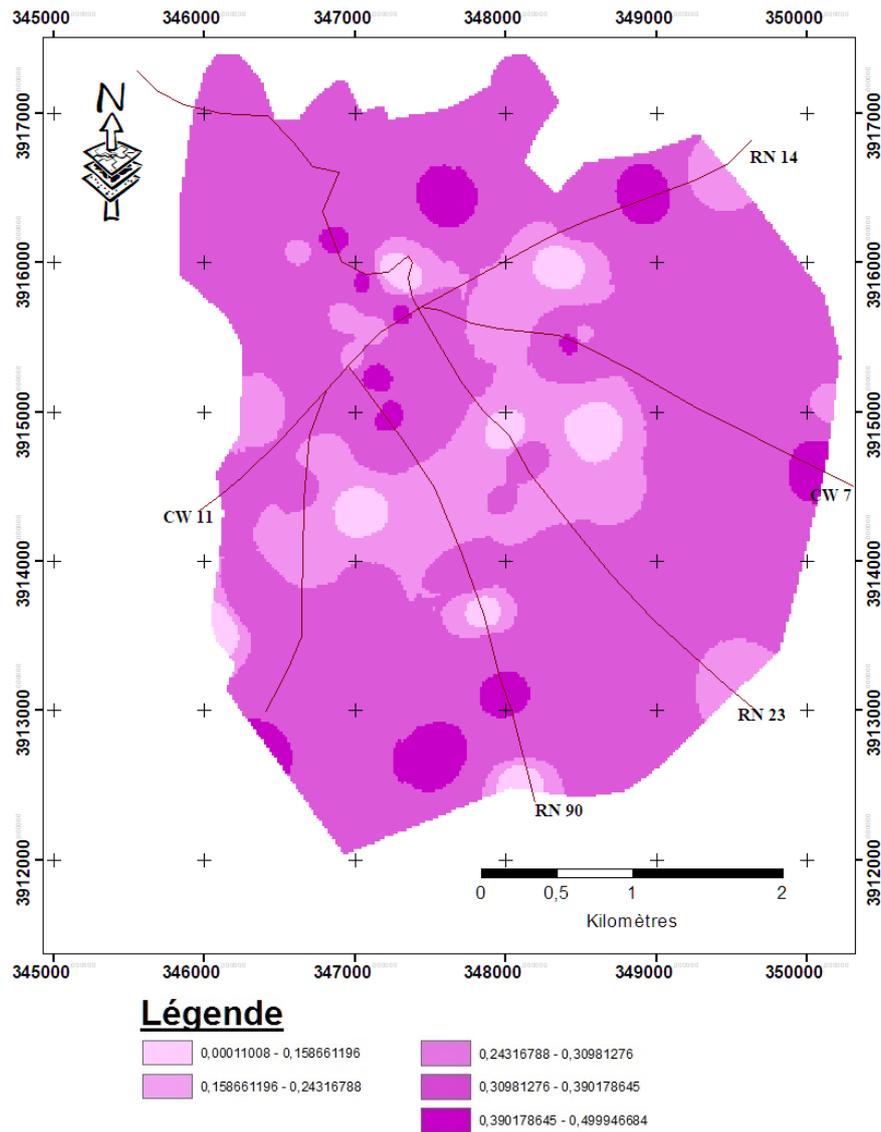


Figure 25 : Carte des concentrations du Plomb associé aux PM10

Les concentrations enregistrées du plomb associés à la fraction PM10 sont variées mais ne dépassent pas la valeur limitée dans l'air ambiant qui est de $0.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (J-O, CE, 2008).

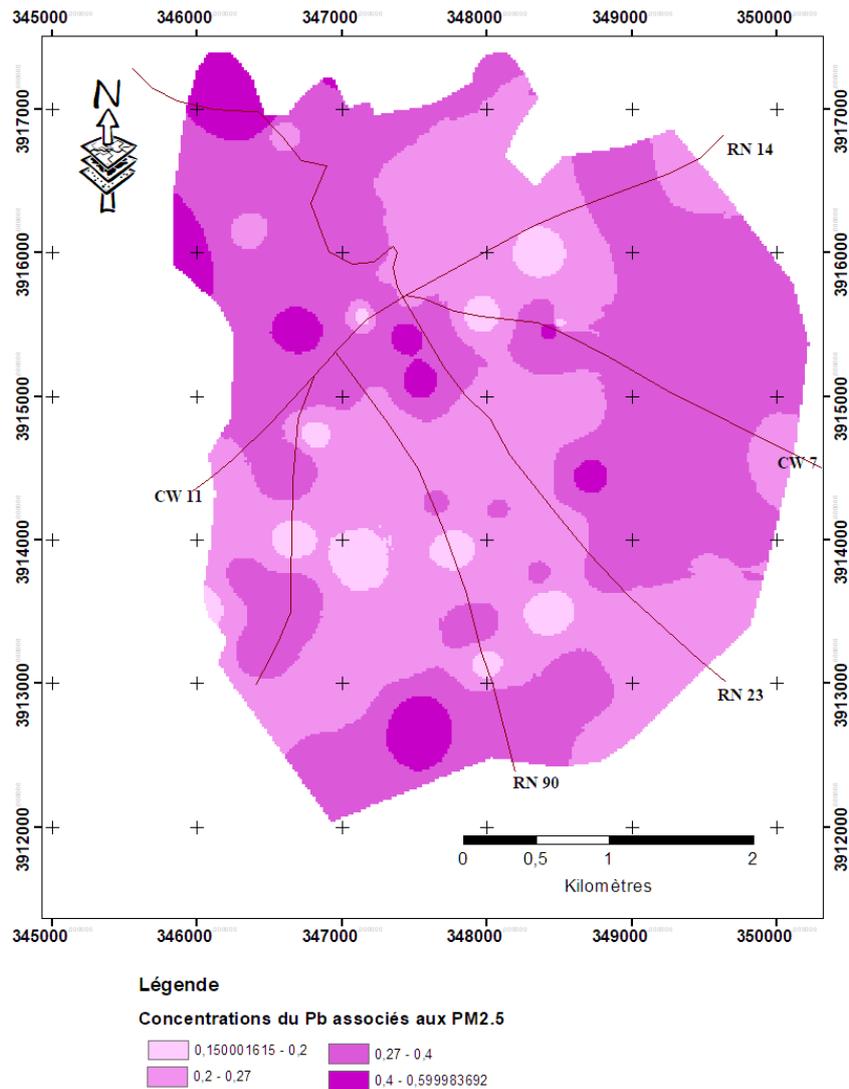


Figure 26 : Carte des concentrations de Plomb associés au PM2.5

Les concentrations enregistrées du plomb associés à la fraction PM2.5 sont maximales dans les parties Nord-Est, Nord-Ouest et Sud de la zone d'étude, ou elles dépassent la valeur limitée dans l'air ambiant qui est de $0.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (J-O, CE, 2008).

Le plomb est plus concentrés dans les PM2.5, parce qu'il est émis beaucoup plus par des processus de combustion, surtout des fuels, que des processus mécanique (Terrouche, 2016)

La forte concentration de Pb peut être expliquée par le fait que l'essence plombée est encore utilisée en Algérie. L'essence est surtout connue pour avoir été depuis un siècle environ une cause de pollution chronique des sols et de

l'environnement proche des voies de circulation et une source majeure de saturnisme chronique (Terrouche, 2016)

7.1.4.4. Le cuivre

La répartition spatiale de cuivre associé aux PM10 et PM2.5 est illustrée comme suit dans les figures 27

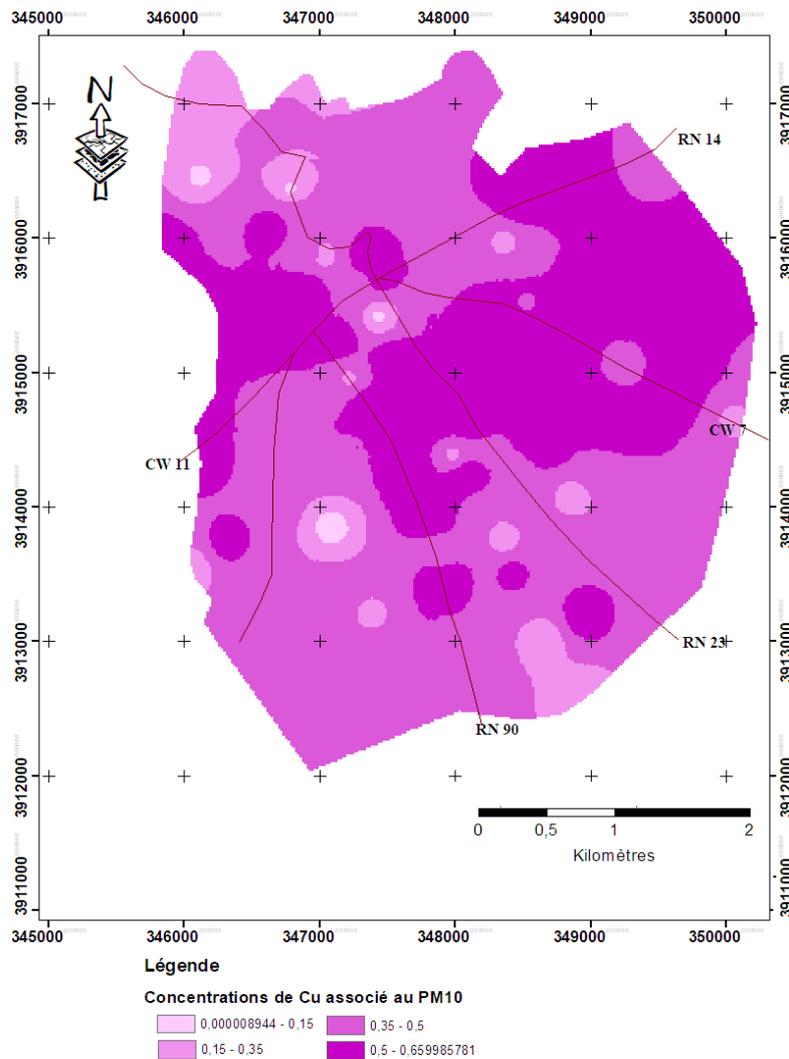


Figure 27 : carte des concentrations de Cuivre associé aux PM10

La Figure 27 montre que, la grande partie de la zone d'étude est recouverte par une classe caractérisée par des concentrations élevées et qui sont oscillées entre $0.35 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et $0.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Une valeur stressante mais ne dépasse pas la limite annuelle autorisée par le Département de Protection Environnementale du Massachussets 2014 qui est de $0,54 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Ce qui inquiétant est observé au niveau de la classe qui

RESULTATS et DISCUSSION

recouvre deux grandes parties situées dans le centre-Est et centre-Ouest de la ville ; ou les concentrations dépassent cette valeur limite (supérieure à 0.5) (Terrouche, 2016)

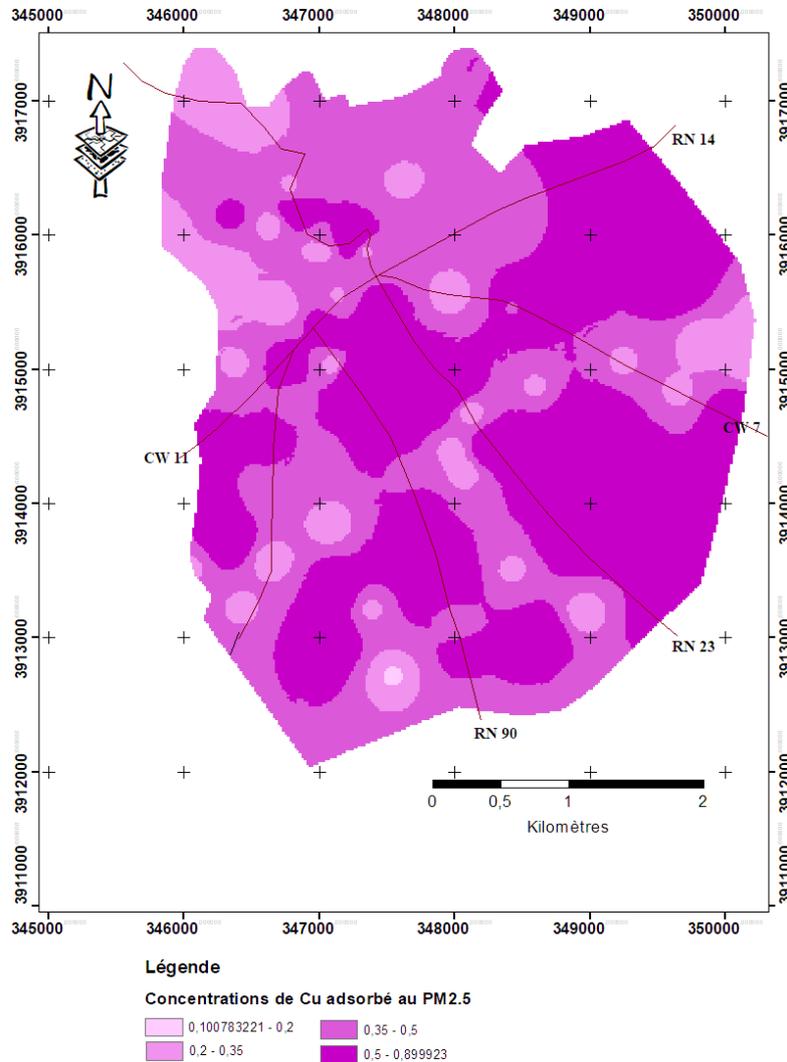


Figure 28 : carte des concentrations de Cuivre adsorbé au PM2.5

Les concentrations du cuivre dans la fraction PM2.5 sont de grande ampleur si on les compare avec celles enregistrées dans la fraction PM10. La majeure partie de la zone d'étude est occupée par des concentrations élevées ($0.35 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à $0.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$) à très élevées ($0.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à $0.89 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Selon Terrouche (2016) et Lamisson (2006), le cuivre est plus concentré dans les PM2.5 que les grosses particules. Il se trouve souvent sous forme de

RESULTATS et DISCUSSION

particules fines, ce qui signifie que la combustion des carburants est la source prépondérante de cet élément.

Cependant les concentrations de cuivre enregistrés sont supérieurs à ce qui a été inscrit par Pérez et al (2008) à Barcelone, et qui correspond à des concentrations de l'ordre de 80 ng/m^3 ; et sont aussi supérieurs à celles rapportées par l'organisation mondiale de la santé (WHO) en 1998 pour les villes de Chicago et Saint Louis ($0.1 < \text{Cu} < 1610 \text{ ng/m}^3$ dans les particules de 1 à $2,5 \mu\text{m}$ et $0.1 < \text{Cu} < 2240 \text{ ng/m}^3$ dans les particules de $2,5$ à $10 \mu\text{m}$) (WHO, 1998). En outre, Seraghni (2007) in Terrouche (2016) dans son étude à Constantine, exactement à l'avenue de Belouizdad, a inscrit des concentrations de Cu variant de $0.02 \mu\text{g/m}^3$ et $0.3414 \mu\text{g/m}^3$. La concentration moyenne de cuivre mesurée est de $0,40 \mu\text{g/m}^3$.

7.1.4.5. Le Zinc

Le zinc est un oligo-élément ou il est bénéfique avec des doses faibles. Les concentrations obtenues dans les deux granulométries sont représenté par les figures 29 et 30

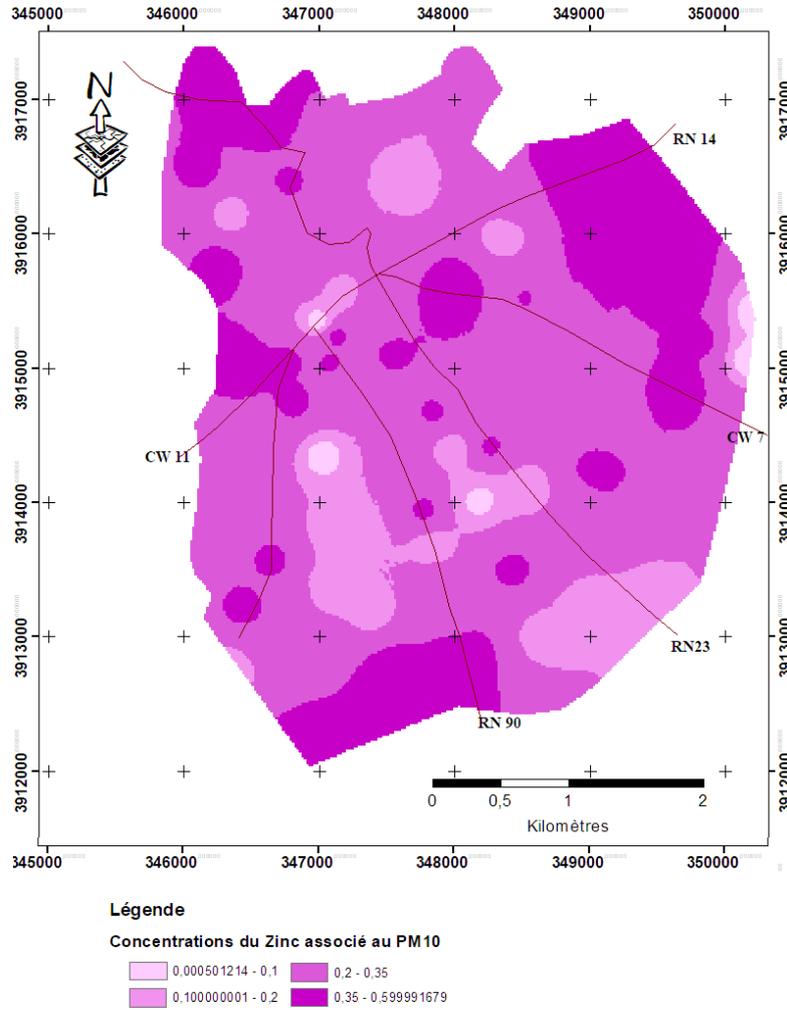


Figure 29 : carte des concentrations de Zinc adsorbé aux PM10

D'après la figure 29, les concentrations du Zn associés aux PM10 sont distribuées d'une façon hétérogène, ou il présente des valeurs élevées surtout dans les extrémités Sud, Nord-Est et Nord-Ouest. La grande partie présente des valeurs comprises entre $0.25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et $0.35 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

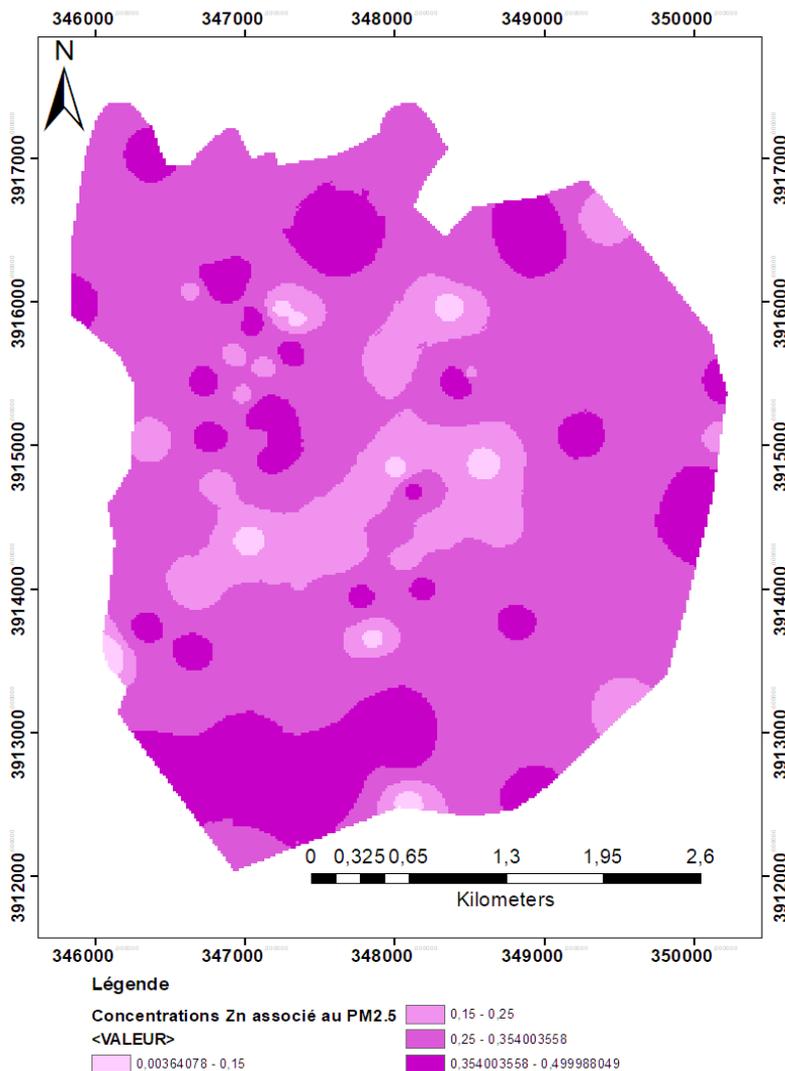


Figure 30 : carte des concentrations de Zinc adsorbé au PM2.5

Le Zn est plus abondant dans les PM10 que les PM2.5, parce qu'il est émis plus par des processus mécaniques (l'usure des pneus et des pièces mécaniques) que par le processus de combustion. (Terrouche, 2016 ; Lamisson, 2006)

Le zinc est présent dans l'atmosphère est principalement issu des émissions anthropiques avec un rapport anthropique/naturel de 1.3 (Pacyna et Pacyna, 2001). Au cours des années 1990, les émissions européennes de zinc sont liées majoritairement à l'industrie des métaux non-ferreux (51%) et aux combustions des énergies fossiles (24%) (Veschambre, 2006)

7.1.5. Le rapport PM2.5/PM10

La figure 31 représente le ratio PM2.5/PM10, ce rapport est utilisé comme moyens de détermination de la source des particules (naturelle ou anthropique). Selon Querol et al (2004), le rapport PM2.5/PM10 dépend de type de site et pourrait varier considérablement entre les différentes régions. Il est de l'ordre de 0.6 à 0.8 aux sites de trottoir. Il est d'autant plus important que les particules ont une origine anthropique, notamment en lien avec la production de particules fines liée à la combustion. Au contraire, ce ratio est plus faible dans les régions où les sources de particules grossières sont plus importantes. (Terrouche, 2016)

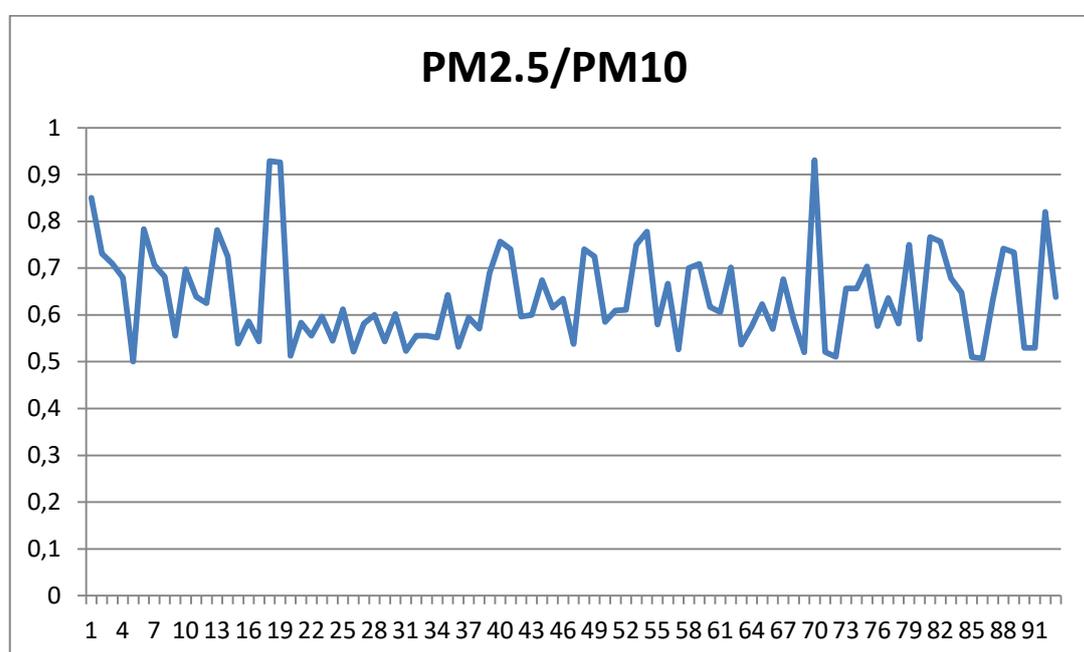


Figure 31 : le ratio PM2.5/PM10

Le ratio PM2.5/PM10 est compris entre un minimum de 0.5 et un maximum de 0.93 avec une moyenne de 0.638. Ce qui signifie que les PMs dans la zone d'étude sont issue de diverses sources. Selon le haut conseil de la santé publique (2012), Les particules provenant de la combustion, et surtout celles issues d'échappement des véhicules et du trafic routier, ont un ratio élevé.

Les valeurs élevées du rapport PM2.5/PM10 sont généralement associées à des émissions provenant des processus de combustion (AQEG, 2012), tandis que les sources mécaniques, sans combustion, telles que les industries extractives et l'agriculture, sont associés à des rapports PM2.5/PM10 plus faibles, ce qui signifie

RESULTATS et DISCUSSION

que la proportion plus élevée de la masse de particules émise est en mode grossier (SAID, 2017).

Ce ratio est de l'ordre de 0,70 pour l'usure des pneus, 0,40 pour les freins et de 0,54 pour l'abrasion de la route (AQEG, 2012).

7.1.6. Les rapports élémentaires

Selon Pacyna et Pacyna (2001), Les rapports ont été calculés d'après l'estimation des émissions en Europe, aussi en France (CITEPA, 2005), et à partir de mesures réalisées près des sources (Azimi, 2004).

Les rapports **Zn/Pb** et Pb/Cd, ont des valeurs spécifiques aux pots d'échappements (Samara et Voutsas, 2005). Les rapports des éléments définis comme anthropiques, **Zn/Cu**, **Zn/Pb** sont présentés dans le **tableau 15** (Pacyna et Pacyna, 2001).

Dans cette étude, nous tentons d'identifier quel facteur conditionne et émis les différents éléments traces étudiés. De ce fait nous avons calculé les ratios Zn/Cu et Zn/Pb. Le rapport Zn/Cu est de l'ordre de 0.55 et 1.05 respectivement pour les PM10 et PM2.5. Ces valeurs sont proches de la valeur inscrite par Swami (2001) pour le trafic routier et qui est de 1.14 (Tableau 15).

Le rapport Zn/Pb enregistré dans cette étude est de 1.11 et 1.28 respectivement pour PM10 et PM2.5. Ces valeurs sont loin d'être comparées à celles du trafic routier inscrites dans le tableau 15. La valeur proche est celle proposée par Pacyna et Pacyna (2001) pour la production métaux non ferreux qui est de l'ordre de 1.18.

RESULTATS et DISCUSSION

Tableau 15: Rapports élémentaires Zn/Cu et Zn/Pb des émissions anthropiques dans l'atmosphère (Adapté de Veschambre, 2006)

Sources émettrices	Zn/Cu	Zn/Pb
Naturelles (Wedepohl, 1995)	3.6	3.06
Sol (Azimi, 2004)	4.1	2.1
Anthropique (Pacyna et Pacyna, 2001)		
Production métaux non ferreux	5.9	1.18
Production métaux fer et acier	15	0.35
Combustion fuels	5.5	0.70
Production ciment	/	10
Incinérations des déchets ménagers	2.9	2.1
Incinérations boues et stations d'épuration	5.2	26
Trafic routier	1.14	4.8
Central thermique à charbon (Swami, 2001)	1.5	2.1
Transformation énergie	42.2	12.3
Industrie manufacturière	13.6	2.09
Résidentiel tertiaire (CITEPA, 2005)	9.2	3.2
Agriculture/sylviculture	6	3
Transport routier	Néant	Néant
Autre transport	0.003	0.01

7.1.7. Effet du trafic routier et la morphologie urbaine sur les concentrations des PMs

Pour voir l'effet des paramètres observés (trafic routier et morphologie du tissu urbain qui est représenté par l'indice de Landsberg) sur les paramètres étudiés (PM10, PM2.5 et les ETM associés), une analyse canonique des corrélations a été adoptée. Les résultats obtenus sont représentés dans le tableau 16 et la figure 32.

RESULTATS et DISCUSSION

Tableau 16 : corrélation entre PMs, ETM et les paramètres observés

Variables	FLUIDITE	Indice de Landsberg	Véhicules Essence	Véhicules Gasoil	BUS	INTENSITE
PM10	0,3486	0,4169	0,3924	0,4805	0,1288	0,5230
PM2.5	0,6963	0,2646	0,1830	0,1940	0,3250	0,2249
Pb-PM10	0,1941	0,2911	0,6659	0,4314	0,0219	0,4331
Cu-PM10	0,6399	0,2930	0,1626	0,1765	0,3981	0,2149
Zn-PM10	0,3486	0,1690	0,5724	0,4120	0,1288	0,3505
Pb-PM2.5	0,0590	0,1157	0,5951	0,4509	0,0011	0,3991
Cu-PM2.5	0,0590	0,1157	0,1651	0,1509	0,3011	0,1391
Zn-PM2.5	0,2146	0,1952	0,5292	0,3940	0,1135	0,4020

Les résultats obtenus, dans le tableau 19, révèlent que le trafic routier est corrélé avec la concentration des PM10 avec un coefficient de 0,48 pour l'intensité des véhicules, 0,35 pour la fluidité des routes et de 0.42 avec le type de routes. Nous avons enregistré une corrélation très forte entre les PM2.5 et le taux d'embouteillage égale à 0,7 et une corrélation moyenne avec la morphologie urbaine égale à 0,36.

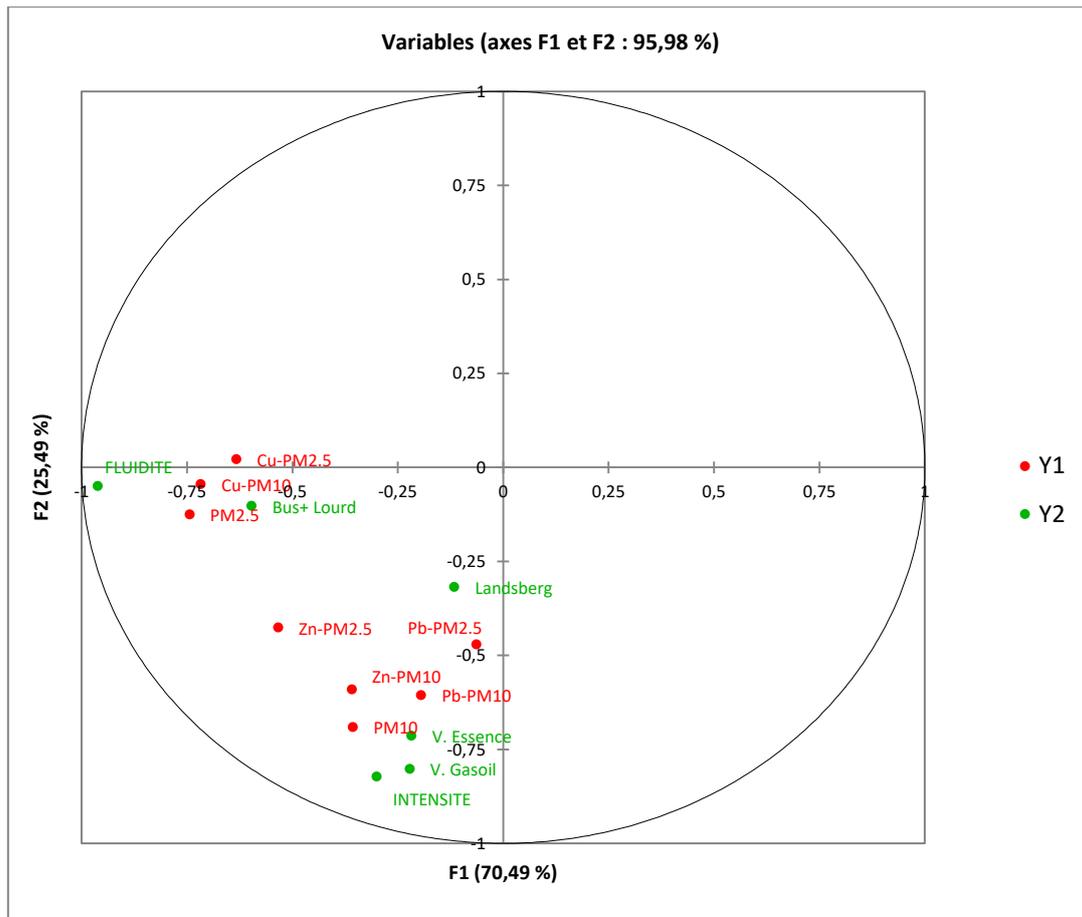


Figure 32: graphe de l'analyse canonique des corrélations.

Selon les résultats présentés dans le tableau 18 et ceux illustrés sur la figure 32. Il en ressort que les PM10 sont corrélées fortement avec le nombre de véhicules, alors que les PM2.5 présente une corrélation avec le taux d'embouteillage (Fluidité de circulation).

Le type de carburant des véhicules légers n'a pas d'influence sur les PM2.5 qui sont fortement corrélées avec les véhicules lourds et les bus. L'énergie des véhicules, que ce soit le carburant utilisé (gasoil ou essence), est corrélée avec les concentrations des PM10.

Nous remarquons aussi que le Pb et le Zn associés aux deux fractions sont corrélés, fortement les véhicules à essence, et moyennement avec l'intensité du trafic et les véhicules gasoil. Contrairement à ces deux métaux, le Cuivre présente une corrélation faible avec les véhicules légers que ce soient à gasoil ou à essence, tandis qu'il est corrélé à la fluidité de circulation et aux véhicules lourds.

RESULTATS et DISCUSSION

Les résultats obtenus ont montré que la fluctuation des concentrations des PMs est influencée par la largeur des routes et par conséquent par la morphologie de tissu urbain avec une corrélation moyenne et qui est de 0.42.

7.2. Discussion des résultats

Conformément aux résultats obtenus, et selon Popescu (2011), 80% des émissions de PMs en milieu urbain sont causées par le trafic routier, et que ce trafic est la source majeure à pourcentage élevé d'émissions des métaux lourds. C'est aussi que la concentration des polluants atmosphériques serait maximale dans le territoire limitrophe aux axes majeurs de circulation (Carrier, 2015 ; Krzyzanowski et al., 2005 ; Reponen et al., 2003 ; Stella, 2016 ; Kukkonen et al., 2003). Les particules liées au trafic sont non seulement émises directement par les gaz d'échappement du véhicule, mais comprennent également les particules d'usure des routes, des pneus et des freins, ainsi que la poussière en suspension des surfaces de la route (Beltrando, 2014). Une contribution majeure à la pollution par les particules dans les zones urbaines serait attribuée principalement aux émissions des véhicules à moteur diesel (Palmgren, 2001). Dans ce sens, Kezrane et al. (2016) considère que les moteurs diesel sont la principale source de particules; selon le même auteur, les émissions de particules des moteurs diesel représentaient moins de la moitié du total des particules (42%), tandis que les émissions liées à l'usure des pneus, à l'abrasion de la route et aux freins représentaient 58%.

D'après Terrouche (2016), Les concentrations journalières de PM10 en bordure de route sont presque toujours plus élevées qu'en site de fond. Le trafic est responsable de 39,8% des PM10.

Dans leur étude portée sur les particules fines issue du trafic routier in Afrique, Naidja et al (2017) ont inscrit des concentrations moyennes de l'ordre de 80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ et 34,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ des PMs dans les villes de Constantine et Alger respectivement, qui provient essentiellement du trafic routier.

Toutes fois, les éléments métalliques proviennent de divers sources, mais la source principale, hors industrie, est le trafic routier (Hueglin et al., 2005 in Mbengue, 2013 ; Popescu, 2010 ; Morawska et Zhang, 2002).

RESULTATS et DISCUSSION

Ntziachristos et al (2007), ont rapporté également que les émissions automobiles contribuent à l'enrichissement en plusieurs éléments métalliques, à savoir Pb, Ba, Ca, Cu, Sb et Zn.

Cependant, Stella (2016), a indiqué que le Plomb (Pb) est parmi les principaux métaux émis par le trafic routier avec un pourcentage de 45%. Le plomb (Pb), est principalement émis par le trafic automobile et surtout par les moteurs à essence. Les autres sources de plomb sont la première et la seconde fusion du plomb, la fabrication de batteries électriques, la fabrication de certains verres (cristal), etc.

La circulation automobile est donc une source d'émission importante pour les métaux lourds. En milieu urbain, les émissions atmosphériques calculées sont environ 10 fois plus élevées qu'en zone rurale (Popescu, 2010). D'après le même auteur, le plomb est émis essentiellement par les véhicules légers et véhicules utilitaires légers à essence, alors que les classes des lourds et les bus n'en participent pas.

Suivant les résultats obtenus dans l'étude de (Terrouche, 2016), La concentration de Pb durant les jours ouvrables est 11,1% plus élevée que lors des week-ends, alors que le Cu n'a pas eu une variation de la concentration entre les jours ouvrables et les weekends. Ceci due selon lui aux sources principales d'émission de Cu (incinération de déchets, exploitations agricoles, sources naturelles) et qui ne dépendent pas des activités humaines au cours de la semaine (industrie, trafic).

La concentration moyenne de cuivre mesurée entre juin 1999 et mai 2000 à une fréquence bihebdomadaire pendant les jours de semaine au niveau d'un carrefour à fort trafic dans le centre de Madrid était de 112 ng/m³ (Salvador *et al.*, 2004).

Cependant, selon Vardoulakis et al., (2002), la morphologie urbaine est étudiée suivant les propriétés des routes. Une route étroite avec moins d'espace empêche les différents polluants de se disperser et par conséquent une amplification des concentrations des polluants, tandis qu'une route large avec un espace important favorise leurs dispersion ce qui entraîne une baisse des concentrations des polluants (Crawford et Stephan, 2015; Makhlof, 2012; Breunig et al., 2014; Maignant, 2007; Vardoulakis et al., 2002). Toutefois et selon Hayati (2012), les immeubles de grande hauteur ont une incidence sur le débit d'air et les paramètres de pollution ne sont pas répartis. En conséquence, la pollution de l'air dans les villes augmente. En plus de

l'obstruction de la visibilité et des espaces confinés et jouent également un rôle clé dans le changement de direction des vents.

7.3. Estimation des concentrations des PM10 par apport de la télédétection

Cette partie est consacré à déterminer l'épaisseur optique des aérosols dans la ville de Tiaret à travers l'utilisation d'une image satellitaire de type Landsat 8 oli, afin d'estimer les concentrations massiques des PM10. Les résultats obtenus sont présentés dans les figures suivantes.

7.3.1. Estimation de l'épaisseur optique

Rappelons que l'approche adoptée pour la détermination de l'épaisseur optique est celle proposée par Mishra et al (2013), et qui consiste à l'aboutissement d'une carte représentante de l'épaisseur optique des aérosols (figure 33)

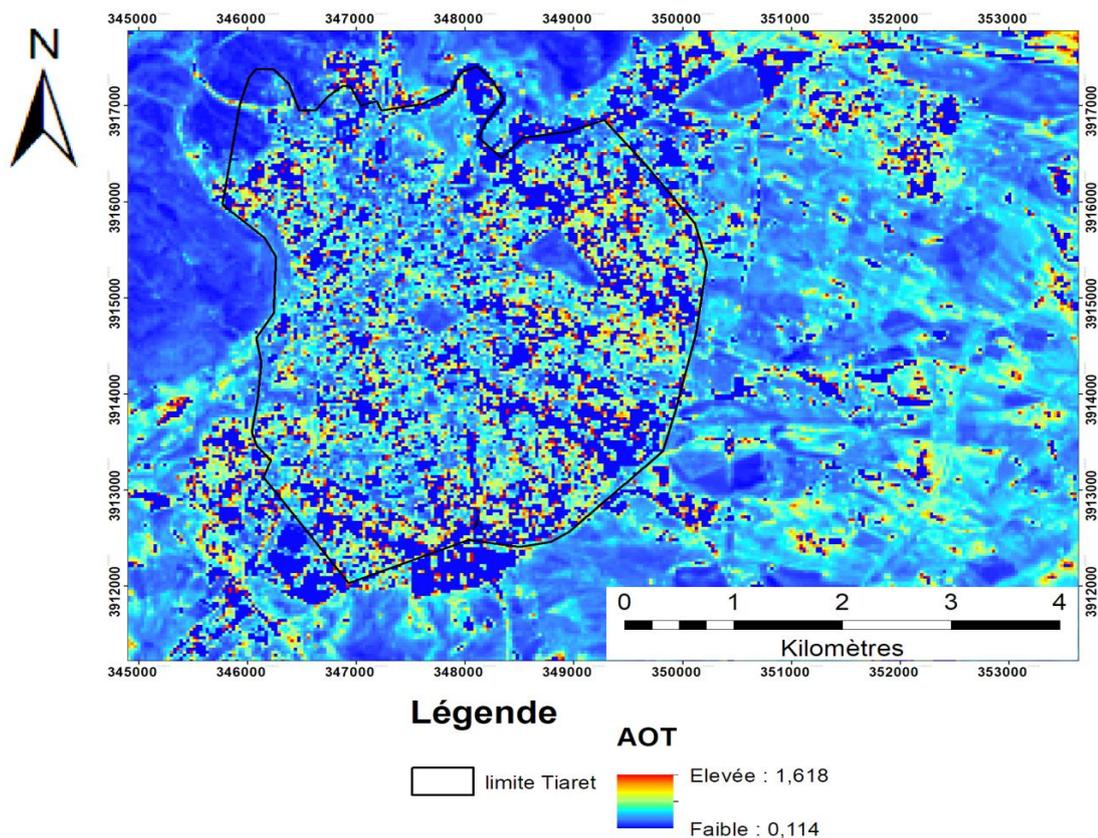


Figure 33: carte de l'épaisseur optique des aérosols

Les valeurs de l'épaisseur optique d'aérosols (AOD), obtenus à partir du traitement effectué sur l'image satellitaire LandSat 8 Oli, oscillent entre un minimum de 0.114 et un maximum de 1.618 (figure 33)

7.3.2. Estimation des concentrations des PM10 par apport de la télédétection

Les concentrations des PM10 déduites à partir de l'épaisseur optique ont été calculées en utilisant la formule suggérée par Retails et Sifakis (2010).

$$PM10 = 195.7 \tau_a + 14.5$$

Les résultats obtenus sont présentés dans la figure 34

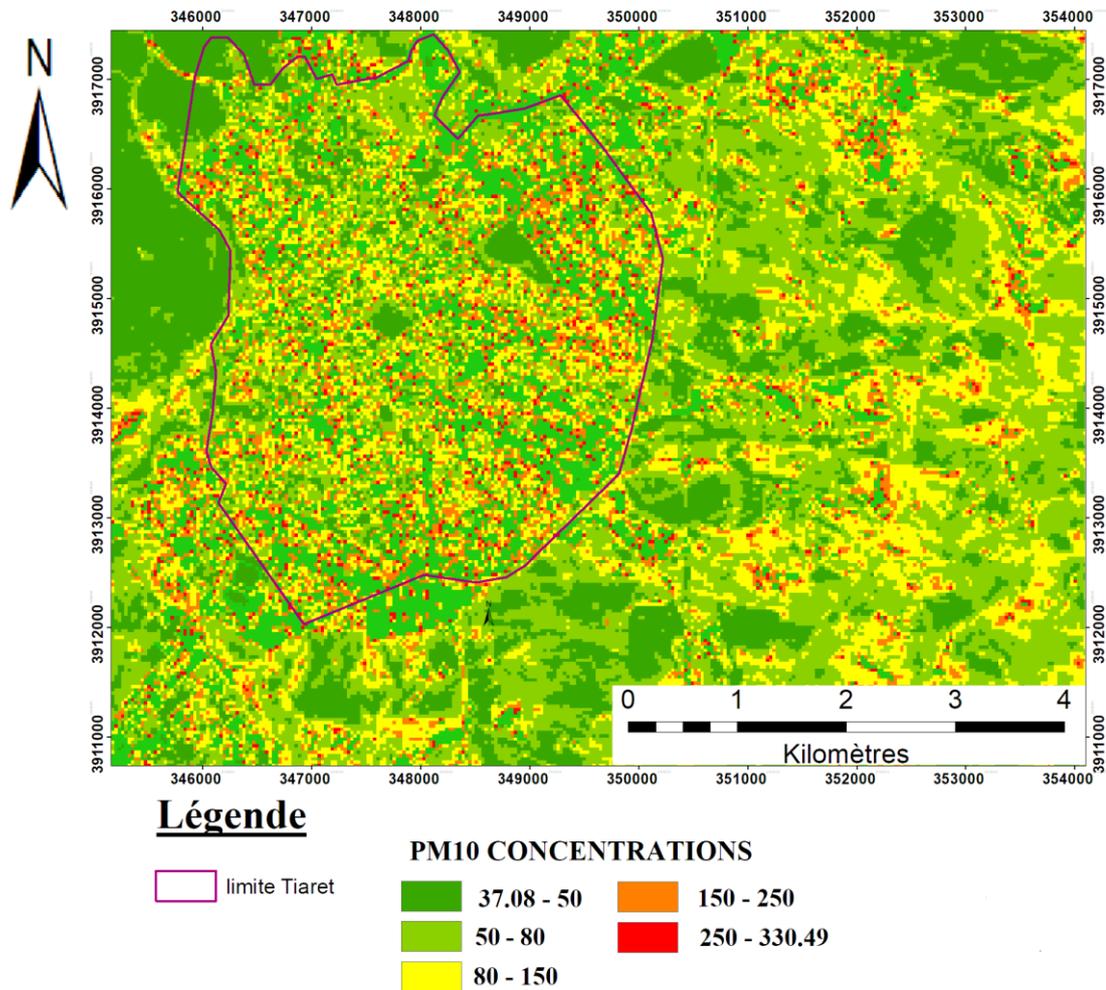


Figure 34: les concentrations des PM10 obtenues de l'image satellite ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

Le traitement effectué sur l'image Landsat, a abouti à l'estimation des concentrations des PM10 représentées dans la figure 34. Les concentrations estimées sont comprises entre un minimum de $37.08\mu\text{g}/\text{m}^3$ et un maximum de $330.49 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Dans la grande partie de la zone d'étude, nous avons enregistrées des concentrations des PM10 inférieures à $80\mu\text{g}/\text{m}^3$ (classes 1 et 2 dans la figure 34) ; et qui représente la norme algérienne comme valeur limite.

RESULTATS et DISCUSSION

Les concentrations des PM10 estimées se concordent avec les résultats obtenus par Mishra et al (2013) et qui ont enregistré des concentrations oscillées entre 14.5 et 398.07 $\mu\text{g}/\text{m}^3$; et sont comparables à ceux déduits par Moawad et al (2017) et qui ont pu estimer des concentrations minimales de 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ et des maximales qui dépassent les 330 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ avec une moyenne de 91.34 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (tableau 17).

7.3.3. La corrélation entre les résultats de la télédétection et les mesures in situ

Les concentrations des PM10 obtenus à travers le traitement de l'image satellitaire Landsat 8 Oli, ont présenté des valeurs excédantes les 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, tandis que, les concentrations enregistrées de mesures effectuées par l'impacteur DEKATI sont de l'ordre de soixantaine de $\mu\text{g}/\text{m}^3$ comme valeurs maximales. Du fait d'avoir une différence de cet ampleur, nous avons effectué une analyse de corrélation entre la concentration des PM10 obtenues des mesures in situ et celles estimées à travers l'imagerie satellitaire. Les résultats obtenus sont illustrés dans les tableaux 17 et 18.

Tableau 17 : Statistiques descriptives des concentrations des PM10

	N	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart type
PM10-SAT	14193	37	330.39	91.34	36.109
PM10-DEKATI	14193	18	63	37.11	5.359

Tableau 18 : la corrélation entre les concentrations des PM10 obtenues par mesures satellitaires et les mesures in situ

		PM10-SAT	PM10-DEKATI
PM10-SAT	Corrélation de Pearson	1	0.342
	Sig. (bilatérale)		0.035
	N	14193	14193
PM10-DEKATI	Corrélation de Pearson	0.342	1
	Sig. (bilatérale)	0.035	
	N	14193	14193

RESULTATS et DISCUSSION

Les résultats obtenus (tableau 18), montrent que les concentrations des PM10 estimées de la télédétection et celles obtenues des mesures in situ, présentent une corrélation faible avec un $r = 0.342$.

Cependant Mishra et al (2013) ont constaté que les mesures des concentrations des PM10 calculées, à partir d'une image satellite, corroborent les observations des stations de mesures de leur zone d'étude, qui sont de même ordre.

Conclusion

Générale

Conclusion

Les résultats obtenus dans de cette étude montrent que la zone d'étude présente des concentrations de PMs importantes avec un maximum de $63 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et une moyenne de $37,11 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les PM10, bien que les concentrations des PM2.5 enregistrées sont comprises entre un minimum de $11 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et $34 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Ces concentrations dépassent dans plusieurs sites les valeurs recommandées par l'organisation mondiale de la santé (2005), voire celle de l'union européenne (2008) comme valeur limitée ; alors que ces concentrations sont inférieures à la limite fixée par la norme algérienne qui est de $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (J.O.- RADP, 2006). La corrélation effectuée dans la présente étude nous a révèle que le trafic routier est un facteur prépondérant dans l'émission des PMs.

Néanmoins, le Plomb, élément métallique très toxique, est responsable de plusieurs maladies. Les particules prélevées ont présenté des proportions importantes de ce métal qui leur est associé. Sachant que le plomb est issu de plusieurs sources anthropiques dont le trafic routier, et surtout les moteurs à diesel, qui constituent un des principaux émetteurs (Robert-Nadeau, 2012). Les concentrations du plomb étaient entre $0,05 \pm 0,0756 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et un maximum de $0,5 \pm 0,0756 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les PM10 et pour les PM2.5 sa concentration était comprise entre $0,15 \pm 0,0803 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et $0,6 \pm 0,0803 \mu\text{g}/\text{m}^3$; une valeur stressante puisqu'elle dépasse la valeur limitée proposée par l'union européenne qui est de $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Outre, le Cuivre adsorbés aux particules PM10, a été dosé lors de la présente étude; les concentrations sont représentées respectivement pour les PM10 et PM2.5 par les moyennes suivantes $0,5 \pm 0,0767 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et $0,28 \pm 0,0902 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Le Zinc dosé dans cette expérimentation présente des moyennes de $0,279 \pm 0,1398 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et de $0,295 \pm 0,1207 \mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivement pour les PM10 et PM2.5.

Dans cette expérimentation, nous avons pu constater que la source principale des PMs est le trafic routier. En effet, les concentrations des PMs sont influencées par le nombre des véhicules et la fluidité de circulation.

L'effet de la structure des routes sur la dispersion des PMs, abordé dans cette étude montre que la largeur des routes par rapport à la hauteur des immeubles exerce

un grand effet sur la dispersion des polluants. La largeur des routes par rapport aux immeubles constitue un obstacle empêchant la circulation des PM et par conséquent une amplification de leur concentrations. De ce fait, il est à considérer que la structure urbaine est un facteur déterminant le surcroît ou la réduction des concentrations des polluants dans un milieu urbain.

Lors de cette expérimentation, nous avons calculé les rapports élémentaires Zn/Cu et Zn/Pb afin de déduire la source d'émission de ces éléments métalliques. Suivant les résultats obtenus, nous avons pu constater que ces éléments sont issus de la combustion des fuels et par conséquent du trafic routier.

Toutefois, un traitement d'une image satellitaire de type Landsat 8 Oli a été effectué dans cette étude, dont le but est d'estimer les concentrations des PM₁₀ ; qui est basé sur l'algorithme proposé par Moawed et al. (2017) et Mishra et al. (2013), et qui consiste à calculer l'épaisseur optique des aérosols afin de déduire les concentrations des PMs. Cette approche a abouti à la détermination de la concentration massique des PM₁₀ par le biais de la formule proposée par Rétais et Sifakis (2010), qui oscillent entre un minimum de $37\mu\text{g}/\text{m}^3$ et $330.49\mu\text{g}/\text{m}^3$. Ces résultats présentent une différence de grande envergure avec les mesures in situ ; en revanche, et par le biais d'une corrélation, ces résultats obtenus de la télédétection ont présenté une corrélation avec celles obtenus à travers l'impacteur DEKATI ($r = 0.342$).

Nous avons essayé de caractériser tout au long de ce travail, la pollution particulaire dans la ville de Tiaret par le biais des cartes de pollution. En effet, et à travers le traitement statistique effectué, nous avons pu constater que la pollution dans un milieu urbain est surtout anthropique, où le trafic routier est le facteur prépondérant.

L'évaluation de l'efficacité des actions mises en œuvre afin de réduire les problèmes de qualité de l'air en milieu urbain nécessite le développement de nouvelles méthodes et outils ainsi que la réactualisation de l'état des connaissances concernant les polluants émis par l'activité routière.

La connaissance des seules émissions du transport routier, ainsi que des perspectives de diminution de celles-ci, ne permettrait pas mieux de prévoir a priori

leur impact sur les concentrations atmosphériques en PM, étant fortement dépendantes d'interactions chimiques avec des éléments provenant d'autres sources (industrielles, résidentielles, agricoles, naturelles ...). La connaissance de l'impact des sources d'émission sur les concentrations et les compositions des PM est pourtant fondamentale afin d'assurer une stratégie de contrôle des émissions la plus efficace possible. A cet effet, il est primordial d'élargir et de poursuivre les expérimentations effectuées en étudiant les autres sources de pollution afin d'établir un cadastre d'émission, pour but d'étudier des autres polluants dans la ville de Tiaret.

Références

Bibliographiques

Références bibliographiques

- * **Allen, A.G., Nemitz, E., Shi, J.P., Harrison, R.M., Greenwood, J.C., 2001.** Size distributions of trace metals in atmospheric aerosols in the United Kingdom. *Atmospheric Environment*, 35: 4581- 4591.
- * **Anderson, D.R., Booth, M.J., Collins, P., Ciaparra, D., Hodges, J.S., Louer, P.L., Drewick, F., Fricke- Begemann, C., Strauss, N., Dall'Osto, M., 2009.** Ultrafine characterisation of emission and impact of ultrafine particulate. Research Fund for Coal and Steel; European Commission, 195p.
- * **AQEG, 2012.** AIR QUALITY EXPERT GROUP. Fine Particulate Matter (PM2.5) in the United Kingdom. Department for Environment, Food and Rural Affairs; Scottish Executive; Welsh Government; and Department of the Environment in Northern Ireland
- * **Azimi, S., 2004.** Sources, flux et bilan des retombées atmosphériques de métaux en Ile-de France. Thèse de Doctorat, Ecole Nationale des Ponts et Chaussées. 275pp.
- * **BELTRANDO, G., 2014.** Pollution de l'air aux particules en suspension dans l'air (pm) et santé des individus : un domaine de recherche pluridisciplinaire en développement pour les géographes. *BSGLg*, 62, 2014, 93-100.
- * **Bengalli, R., Molteni, E., Longhin, E., Refsnes, M., Camatini, M., Gualtieri, M., 2013.** Release of IL-1 β Triggered by Milan Summer PM10: Molecular Pathways Involved in the Cytokine Release. *BioMed research international*, 2013.
- * **Brook, R. D., Rajagopalan, S., Pope, C. A., Brook, J. R., Bhatnagar, A., Diez-Roux, A. V., Mittleman, M. A., 2010.** Particulate matter air pollution and cardiovascular disease an update to the scientific statement from the American Heart Association. *Circulation*, 121(21), 2331-2378.
- * **Bouhila, Z., Mouzai, M., Azli, T., Nedjar, A., Mazouzi, C., Zergoug, Z., Boukhadra, D., Chegrouche, S., Lounici, H., 2015.** Investigation of aerosol trace element concentrations nearby Algiers for environmental monitoring using instrumental neutron activation analysis. *Atmospheric Research*, 166, 49-59.
- * **Borbely-Kiss, I., Kiss, A. Z., Koltay, E., Szabo, Gy., Bozo, L., 2004.** Saharan dust episodes in Hungarian aerosol: elemental signatures and transport trajectories. *J. Aerosol Sci.*, 35, 1205-1224.
- * **Buseck, P.R., Adachi, K., 2008.** Nanoparticles in the Atmosphere. *Elements* 4, 389-394.

Références bibliographiques

- * **Cahill, T.A. (1995).** “Compositional analysis of atmospheric aerosols.” *Chemical Analysis Series* **133**, 467-476.
- * **Carrier, M. (2015).** *La distribution des polluants atmosphériques et du bruit provenant du transport routier dans les milieux résidentiels de l'île de Montréal: un cas d'équité environnementale* (Doctoral dissertation, Université du Québec, Institut national de la recherche scientifique).
- * **Cass, G.R., Hughes, L.A., Bhave, P., Kleeman, M.J., Allen, J.O., Salmon, L.G., 2000.** The Chemical Composition of Atmospheric Ultrafine Particles. *Philos. Trans. R. Soc. London* **358**, 2581- 2592.
- * **Cellier, P., Garrec, J.-P., Brignon, J.-M. et Jacquemoud, S. (2005).** "Impacts sur les écosystèmes", dans *Pollution par les particules atmosphériques: état des connaissances et perspectives de recherche* édité par P. P. Predit, La Documentation Française, 221- 236.
- * **Chang, M., Kim, S., Sioutas, C. (1999).** “Experimental studies on particle impaction and bounce: effects of substrate design and material.” *Atmospheric Environment* **33**, 2313-2322.
- * **Chelani, A. B., Gajghate, D. G., Phadke, K. M., Gavane, A. G., Nema, P., & Hasan, M. Z. (2005).** Air quality status and sources of PM10 in Kanpur City, India. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, **74**(2), 421-428. © 2005 Springer Science_Business Media, Inc. DOI: 10.1007/s00128-004-0601-z.
- * **Centre Interprofessionnel technique d'Études de la pollution atmosphérique (CITEPA), 2005.** Emissions dans l'air en France-métropole-métaux lourds. 28pp.
- * **Claus, B., 2008.** Chimie de l'environnement (Air, eau, sol, déchets), 2e édition française **13**, 223-225.
- * **Cohen, B.S., McCammon, C.S., 2001.** Air sampling instruments for evaluation of atmospheric contaminants. 9th Edn. American Conference of Governmental Industrial Hygienists, 135-148.
- * **Colbeck, I. (1995).** “Particle emission from outdoor and indoor sources.” In: K.E. Samara (Editor), *Airborne particulate matter* pp. 1-34.
- * **Council, T. B., Duckenfield, K. U., Landa, E. R. et Callender, E. (2004).** "Tire wear particles as a source of zinc to the environment." *Environmental Science & Technology* **38**, 4206-4214.
- * **Crawford R.H., Stephan, A. (2015).** (eds.), *Living and Learning: Research for a Better Built Environment: 49th International Conference of the Architectural Science*

Références bibliographiques

Association, pp.467–476. The Architectural Science Association and The University of Melbourne.

- * **Deltras, G., Paul, E., 1998.** Etat de l'art pour l'étude des impacts des transports routier à proximité des routes et autoroutes, contrat ADEME n° 9793022, université Josef Fourier, université et Pau et des pays de l'Adout.
- * **Delmas, R., Mégie, G., Peuch, V.-H., 2005.** Physique et chimie de l'atmosphère. Edition-BERLIN, France, 639 p.
- * **Diofantos, G. Hadjimitsis., Chris, C., 2009.** Determination of aerosol optical thickness through the derivation of an atmospheric correction for short-wavelength Landsat TM and ASTER image data: an application to areas located in the vicinity of airports at UK and Cyprus. *Appl Geomat* (2009) 1:31–40 DOI 10.1007/s12518-009-0004-2
- * **Dominici, F., Zanobetti, A., Zeger, S. L., Schwartz, J., & Samet, J. M., 2004.** Hierarchical bivariate time series models: a combined analysis of the effects of particulate matter on morbidity and mortality. *Biostatistics*, 5(3), 341-360.
- * **Donaldson, K., Tran, C.L., MacNee, W., 2002.** Deposition and effects of fine and ultrafine particles in the respiratory tract. *European Respiratory Monograph* 21, 77–92.
- * **Dongarrà, G., Sabatino, G., Triscari, M. et Varrica, D. (2003).** "The effects of anthropogenic particulate emissions on roadways dust and Nerium oleander leaves in Messina (Sicily, Italy)." *Journal of Environmental Monitoring* 5, 766-773
- * **EN 12341:2014** "Air ambient — Méthode normalisée de mesurage gravimétrique pour la détermination de la concentration massique MP10 ou MP2,5 de matière particulaire en suspension"[Standard Gravimetric Measurement Method for the Determination of the Particulate Matter PM10 or PM2.5 Concentration]
- * **EN 14902 (2005):** «Méthode normalisée pour la mesure du plomb, du cadmium, de l'arsenic et du nickel dans la fraction PM10 de la matière particulaire en suspension.» [Standard method for measurement of lead, cadmium, arsenic and nickel in the PM10 fraction of suspended particulate matter].
- * **Englert, N. (2004).** "Fine particles and human health - a review of epidemiological studies." *Toxicology Letters* 149, 235-242.
- * **Feng X.D., Dang W.L., Huang C., Yang, C., 2009.** Chemical speciation of fine particle bound trace metals. *International journal of Environmental Science and Technology*., 6 (3), 337-346.
- * **Fernández-Camacho, R., Rodríguez, S., Rosa, J.d.l., Campa, A.M.S.d.l., Alastuey, A., Querol, X., González-Castanedo, Y., Garcia-Orellana, I., Nava, S., 2012.** Ultrafine

Références bibliographiques

particle and fine trace metal (As, Cd, Cu, Pb and Zn) pollution episodes induced by industrial emissions in Huelva, SW Spain. *Atmospheric Environment* 61, 507-517.

- * **Jaenicke, R., 1993.** Tropospheric aerosols, In Hobbs, P. V. editor, *Aerosol-Cloud-Climate interactions*, p 1-31, Academic Press, San Diego, CA.
- * **Hayati, H., Sayadi, M.H., 2012.** Impact of tall buildings in environmental pollution. *Environmental Skeptics and Critics*, 2012, 1(1):8-11
- * **Henyey, L.C., Greenstein J.L., 1941.** Diffuse radiation in the galaxy. *Astrophysical Journal*, 93, 70-83.
- * **Hervo, M., 2013.** Etude des propriétés optiques et radiatives des aérosols en atmosphère réelle : Impact de l'hygroscopicité. *Sciences de la Terre. Université Blaise Pascal - Clermont-Ferrand II. Français.* <NNT : 2013CLF22337>. <tel-00866936>
- * **Hoenig, M. (2001).** "Preparation steps in environmental trace element analysis - facts and traps." *Talanta* 54, 1021-1038.
- * **Horvath, H., Kasaharat, M., Pesava, P., 1996.** The size distribution and composition of the atmospheric aerosol at a rural and nearby urban location. *Journal of Aerosol Science* 27, 417- 435.
- * **Fontan, J. (2003).** Les pollutions de l'air. Les connaître pour les combattre. Edition Vuibert Sciences.
- * **Huang, T. Pedersen, M. Fischer, R. White, and T. Young., 2004.** Herbicide runoff along highways. Field observations. *Environ Science Technol*, 38 :3263–3271 [44, 45](#)
- * **Hueglin, C., Gehrig, R., Baltensperger, U., Gysel, M., Monn, C., Vonmont, H., 2005.** Chemical characterisation of PM_{2.5}, PM₁₀ and coarse particles at urban, near-city and rural sites in Switzerland. *Atmospheric Environment* 39, 637-651.
- * **Haut conseil de la santé publique,** Pollution par les particules dans l'air ambiant. Recommandations pour protéger la santé. Avril 2012. 75014 Paris. <http://www.hcsp.fr/>
- * **Hughes, L.S., Cass, G.R., 1998.** Physical and Chemical Characterization of Atmospheric Ultrafine Particles in the Los Angeles Area. *Environmental Science & Technology* 32, 1153-1161
- * **Gordon, HR., 1976.** Radiative transfer: a technique for simulating the ocean in satellite remote sensing calculations. *Appl Optics* 15 (8):1974–1979
- * **Gilabert MA, Conese C, Maselli F., 1994.** An atmospheric correction method for the automatic retrieval of surface reflectances from TM images. *Int J Remote Sens* 15(10):2065–2086

Références bibliographiques

- * **Goriaux, M., 2006.** Etude des artefacts de prélèvement et de la distribution gaz-particules des HAP. Thèse, Université de Provence Aix-Marseille I, pp 191.
- * **Gueymard, C., 1995.** "SMARTS2: A Simple Model For Atmospheric Radiation Transfer of Sunshine. Algorithms and performance assesment". Florida Solar Energy Center/University of central Florida, 1679 Clearlake Road, Cocoa, Florida, USA (321): 638-1000.
- * **INVS (Institut de Veille Sanitaire) 2009.** Évaluation de l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique urbaine – Unité urbaine de Perpignan – Impact à court et long terme. Saint- Maurice (Fra) : Institut de veille sanitaire, juin 2009, 21 p. Disponible sur : www.invs.sante.fr
- * **Jereb, B., Kumperščak, S., & Bratina, T. (2018).** The impact of traffic flow on fuel consumption increase in the urban environment. *FME Transactions*, 46(2), 278-284.
- * **Journal officiel de la République algérienne démocratique et populaire (2006),** Décret N° 06-02 du 7 janvier 2006 définissant les valeurs limites, les seuils d'alerte et les objectifs de qualité de l'air en cas de pollution atmosphérique
- * **Kezrane, C., Bendriss, A., Loubar, K., Sary, A., Liazid, A., Tazerout, M., 2016.** Comparaison des émissions polluantes d'un moteur diesel alimenté avec quatre carburants. Third International Conference on Energy, Materials, Applied Energetics and Pollution ICEMAEP2016, October 30-31, 2016, Constantine, Algeria. 146-151.
- * **Kemp, K. (2002).** "Trends and sources for heavy metals in urban atmosphere." *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research B* **189**, 227-232.
- * **Kerbachi, R., Oucher, N., Bitouche, A., Berkouki, N., Demri, B., Boughedaoui, M., Joumard, R., 2009.** Pollution par les particules fines dans l'agglomération d'Alger. ENP, COST, Univ. Blida, INRETS. Environment and Transport in différents contextes / Environnement et Transports dans des contextes différents, Feb 2009, Ghardaïa, Algeria. ENP Alger, International Symposium Proceedings Environment and Transport in différent contextes Actes du Colloque International Environnement et Transports dans des contextes differents, pp.31-40, 2009. <hal-01253689>
- * **Kneizys FX, Shettle EP, Gallexy WO, Chetwynd JH, Abreu LW, Selby JEA, Clough SA, Fenn RW., 1983.** Atmospheric transmittance/ Radiance: Computer Code LOWTRAN 6, Air Force Geophysics Laboratory, Hanscom Air Force Base, Massachusetts
- * **Knibbs, L.D., Morawska, L., 2012.** Traffic-related fine and ultrafine particle exposures of professional drivers and illness: An opportunity to better link exposure science and

Références bibliographiques

- epidemiology to address an occupational hazard? *Environment International* 49 110-114.
- * **Kinoshita, T., Yamaguchi, K., Akita, S., Nii, S., Kawaizumi, F. et Takahashi, K. (2005).** "Hydrometallurgical recovery of zinc from ashes of automobile tire wastes." *Chemosphere* **59**, 1105-1111.
 - * **Kukkonen, J., Bozó, L., Palmgren, F., Sokhi R.S. (2003).** Chapter 5: Particulate Matter in Urban Air. Moussiopoulos N. (ed.), *Air Quality in Cities* © Springer-Verlag, , X, 298 p.. Hardcover ISBN: 978-3-540-00842-2.
 - * **Kulshrestha, A., Satsangi, G., Masih, J., & Taneja, A., 2009.** Metal concentration of PM2.5 and PM10 particles and seasonal variations in urban and rural environment of Agra, India. *Science of the Total Environment*(407), 6196–6204.
 - * **Lamaison, L., 2006.** Caractérisation des particules atmosphériques et identification de leurs sources dans une atmosphère urbaine sous influence industrielle. Thèse, Université des Sciences et Technologies de Lille, 351 p.
 - * **Lamprea, K., 2009.** Caractérisation et origine des métaux traces, hydrocarbures aromatiques polycycliques et pesticides transportés par les retombées atmosphériques et les eaux de ruissellement dans les bassins versants séparatifs péri-urbains.. Ingénierie de l'environnement. Ecole Centrale de Nantes (ECN), 2009. Français. <tel-01002809>
 - * **Lefèvre, R. A., Brignon, J. M., Vergès-Bermin, V. (2005).** "Les interactions avec le patrimoine bâti", dans *Pollution par les particules atmosphériques : état des connaissances et perspectives de recherche* édités par P. Primequal-Prédit, La Documentation Française, 237- 251.
 - * **Lippmann, M., Ito, K., Nadas, A., & Burnett, R., 2000.** Association of particulate matter components with daily mortality and morbidity in urban populations. Research report (Health Effects Institute)(95), 5-72, discussion 73-82.
 - * **Lin, C. C., Chen, S. J., Huang, K. L., Hwang, W. I., Chang-Chien, G. P., Lin, W. Y., 2005.**Characteristic of metals in nano/ultrafine/fine/coarse particles collected beside a heavily trafficked road. *Environ. Sci. Technol.*, 37.
 - * **Lu, F. C. (1991).** TOXICOLOGIE Données générales, procédures d'évaluation, organes cibles, évaluation du risque. Masson. Paris.
 - * **Maatoug, M., Taïbi, K., Akermi, A., Achir, M., & Mestrari, M. (2012).** Bio-monitoring of air quality using leaves of tree and lichens in urban environments. In *Air Pollution-Monitoring, Modelling and Health*. InTech. Dr. Mukesh Khare (Ed.), ISBN: 978-953-51-0424-7, InTech, Available from: <http://www.intechopen.com/books/air->

Références bibliographiques

[pollutionmonitoring-modelling-and-health/bio-monitoring-of-air-quality-using-leaves-of-tree-and-lichens-in-rbanenvironments](#).

- * **Maatoug, M., Medkour, K., Ait Hammou, M., Ayad, N., (2010).** Cartographie de la pollution atmosphérique par le plomb d'origine routière à l'aide de la transplantation d'un lichen bioaccumulateur *Xanthoria parietina* dans la ville de Tiaret (Algérie) [Mapping of atmospheric pollution by roadside lead using the transplant of a bioaccumulator lichen *Xanthoria parietina* in the city of Tiaret (Algeria)].
- * **Maatoug, M., Hellal, B., Dellal, A., Ayad, N. (2007).** Detection of air pollutants from road traffic by using the bioaccumulative effect of flora species regarding some heavy metals (Pb, Zn, Cu). *Pollution atmosphérique*, N° 196, p. 385-394.
- * **Makhlouf, A., (2012).** Impact assessment of the construction of tall buildings in a big town on the urban climate and the air pollution. *Journal of Environmental Research and Management* Vol. 3(4). pp. 064-074. ISSN 2141-7466 © E3 Journals.
- * **Maignant, G., (2007).** « Dispersion de polluants et morphologie urbaine » [Pollutant dispersion and urban morphology], *L'Espace géographique* 2007/2 (Tome 36), p. 141-154. DOI 10.3917/eg.362.0141.
- * **Marris, H., Deboudt, K., Augustin, P., Flament, P., Blond, F., Fiani, E., Fourmentin, M., Delbarre H., 2012.** Fast changes in chemical composition and size distribution of fine particles during the near-field transport of industrial plumes. *Science of The Total Environment* 427-428, 126-138.
- * **Matthijssen, V., Ten Brink, D. (2007).** "Aerosol, climate, and the hydrological cycle." *Science*, **294**, 2119–2124.
- * **McMurry, P.H., Shepherd, M.F., Vickery, J.S., 2004.** Particles matter science for policy makers: A NARSTO Assessment, Cambridge University Press, Cambridge, 510 p.
- * **McMurry P.H, 2000.** A review of atmospheric aerosol measurements. *Atmospheric Environment* 34: 1959-1999.
- * **Michael, S., Montag, M., Dott, W., 2013.** Pro-inflammatory effects and oxidative stress in lung macrophages and epithelial cells induced by ambient particulate matter. *Environmental pollution*, 183, 19-29.
- * **Mishra. R.K., Pandey. J., Chaudhary. S.K., Khalkho A., Singh. V. K., 2013.** Estimation of air pollution concentration over Jharia coalfield based on satellite imagery of atmospheric aerosol. *International journal of geomatics and geosciences* volume 4, no 1.

Références bibliographiques

- * **Miller, N. C., Ross, D. L., Nasr, M. M. (1998).** “Effect of formulation factors on the observed bounce in cascade impactors used to measure the spray particle size of metered dose inhalers.” *International Journal of Pharmaceutics* **173**, 93–102.
- * **Ming, T., Fang, W., Peng, C., Cai, C., De Richter, R., Ahmadi, M. H., & Wen, Y. (2018).** Impacts of Traffic Tidal Flow on Pollutant Dispersion in a Non-Uniform Urban Street Canyon. *Atmosphere*, 9(3), 82.; doi:10.3390/atmos9030082.
- * **Mirivel, G., 2009.** Développement de méthodes d’analyse de composés organiques dans les particules fines et étude de leur vieillissement en milieu contrôlé. Thèse de doctorat, l’Université des Sciences et Technologies de Lille, 287 p.
- * **Moawad, B. M., Abdel Aziz, Y., Madkour, K., 2017.** Modeling and Monitoring of Air Quality in Greater Cairo Region, Egypt Using Landsat-8 Images, HYSPLIT and GIS Based Analysis. © Springer International Publishing AG 2017 W. Leal Filho (ed.), Climate Change Research at Universities, DOI 10.1007/978-3-319-58214-6_3.
- * **Morawska, L., Ristovski, Z., Jayaratne, E.R., Keogh, D.U., Ling, X., 2008.** Ambient nano and ultrafine particles from motor vehicle emissions: Characteristics, ambient processing and implications on human exposure. *Atmospheric Environment* 42, 8113-8138.
- * **Morawska, L., Zhang, J. J. (2002).** Combustion sources of particles. 1. Health relevance and source signatures. *Chemosphere*, 49(9), 1045-1058.
- * **Niu, J., Rasmussen, P.E., Hassan, N.M., Vincent, R., 2010.** Concentration distribution and bioaccessibility of trace elements in nano and fine urban airborne particulate matter: influence of particle size. *Water Air Soil Pollution* 213, 211-235.
- * **Naidja, L., Ali-Khodja, H., & Khardi, S. (2017).** Particulate matter from road traffic in Africa. *Journal of Earth Sciences and Geotechnical Engineering*, 7(1), 389-304.
- * **NAEI, 2011.** Air Quality Pollutant Inventories for England, Scotland, Wales and Northern Ireland: 1990–2009. A Report of the National Atmospheric Emissions Inventory, AEA Group.
- * **Ntziachristos, L., Ning, Z., Geller, M. D., Sheesley, R. J., Schauer, J. J., & Sioutas, C. (2007).** Fine, ultrafine and nanoparticle trace element compositions near a major freeway with a high heavy-duty diesel fraction. *Atmospheric Environment*, 41(27), 5684-5696.
- * **Oberdörster, G., 2002.** Extrapulmonary translocation of ultrafine particles following whole body inhalation exposure to rats. *J.Toxicol.Environ.Health* ; 65, 65, 1531-1543.

Références bibliographiques

- * **OBERDORSTER G, OBERDORSTER E & OBERDORSTER J. 2005.** Nanotoxicology: an emerging discipline evolving from studies of ultrafine particles. *Environ Health Perspect* 113, 823-839.
- * **Officiel Journal of European Union (2008):** L152/1, Directive 2008/50/EC of The European Parliament And Of The Council Of 21 May 2008 On Ambient Air Quality And Cleaner Air For Europe.
- * **Omar, Y., M'hamed, M., Nadera, A., Amine, H., & Mokhtar, A. (2015).** Bioaccumulation de la pollution plombique d'origine routiere au moyen d'une mousse (bryum argenteum) dans la ville de tiaret (Algérie): classes de pollution et cartographie. *European Scientific Journal, ESJ*, 11(8).
- * **Ooki, A., Uematu, M., Miura, K., Nakae, S., 2002.** Sources of sodium in atmospheric fine particles. *Atm. Environ.*, 36, 4367-4374.
- * **Pacyna, J., 1998.** Source inventories for atmospheric trace metals. *Atmospheric particles*, 5, 385-423.
- * **Pacyna, J., Pacyna, E.G., 2001.** "An assessment of global and regional emissions of trace metals to the atmosphere from anthropogenic sources worldwide.". *Environmental Reviews* 9, 269-298.
- * **Pakkanen, T.A., Kerminen, V.-M., Korhonen, C.H., Hillamo, R.E., Aarnio, P.a., Koskentalo, T., Maenhaut, W., 2001.** Urban and ruralul trafine (PM0.1) particles in the Helsinki area. *Atmospheric Environment* 35, 4593-4607.
- * **Planchon, F. A. M., Boutron, C. F., Barbante, C., Cozzi, G., Gaspari, V., Wolff, E. W., Ferrari, C. P., Cescon, P., 2002** Short-term variations in the occurrence of heavy metals in Antarctic snow from Coats Land since the 1920s. *The Science of The Total Environment*, 300, 129-142.
- * **Pérez, N., Pey, J., Querol, X., Alastuey, A., López, J.M. and Viana, M., 2008.** Partitioning of major and trace components in PM10-PM2.5-PM1 at an urban site in Southern Europe. *Atmospheric Environment*, 42, 1677–1691.
- * **Pilinis, C., 1989.** Numerical simulation of visibility degradation due to particulate matter: model development and evaluation. *J. Geophys. Res.* 94, 9937–9946.
- * **Pope, C. A., Burnett, R. T., Krewski, D., Jerrett, M., Shi, Y., Calle, E. E., Thun, M. J., 2009.** Cardiovascular mortality and exposure to airborne fine particulate matter and cigarette smoke shape of the exposure-response relationship. *Circulation* 120(11), 941-948.

Références bibliographiques

- * **Popescu, C. G. (2011)**. Relation between vehicle traffic and heavy metals content from the particulate matters. *Romanian Reports in Physics*, 63(2), 471-482.
- * **Putaud, J.-P., Raes, F., Van Dingenen, R., Brüggemann, E., Facchini, M.C., Decesari, S., Fuzzi, S., Gehrig, H., C., Laj, P., Lorbeer, G., Maenhaut, W., Mihalopoulos, N., Müller, K., Querol, X., Rodriguez, S., Schneider, J., Spindler, G., Ten Brink, H., Tørseth, K., Wiedensohler, A., 2004**. A European aerosol phenomenology-2: chemical characteristics of particulate matter at kerbside, urban, rural and background sites in Europe. *Atmospheric Environment* 38, 2579- 2595.
- * **Querol, X., Alastuey, A., Ruiz, C.R., Artinano, B., Hansson, H.C., Harrison, R.M., Buringh, E., ten Brink, H.M., Lutz, M., Bruckmann, P., Straehl, P., Schneider J., 2004**. Speciation and origin of PM10 and PM2.5 in selected European cities. *Atmospheric Environment* 38 (2004) 6547–6555.
- * **Raes, F., Van Dingenen, R., Vignati, E., Wilson, J., Putaud, J.-P., Seinfeld, J.H., Adams, P., 2000**. Formation and cycling of aerosols in the global troposphere. *Atmospheric Environment* 34, 4215-4240
- * **Ramanathan, V., Crutzen, P. J., Kiehl, J. T. et Rosenfeld, D. (2001)**. "Aerosols, climate and the hydrological cycle." *Science of the Total Environment* **294**, 2119-2124.
- * **Renoux, A., Boulaud, D., 1998**. Les aérosols, Physique et Métrologie. Edition Lavoisier, Technique et Documentation, Paris.
- * **Retalis, A., Sifakis, N., 2010**. "Urban aerosol mapping over Athens using the differential textural analysis (DTA) algorithm on MERIS-ENVISAT data", *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 65 p.17-25.
- * **Rimetz-Planchon, J., 2008**. Les aérosols de pollution en zone urbaine et industrielle sous influence marine, Physico-chimie des particules. Thèse, Université des Sciences et Technologies de Lille, 284 p.
- * **Salma, I., Ocskay, R., Raes, N., Maenhaut, W., 2005**. Fine structure of mass size distributions in an urban environment. *Atmospheric Environment* 39, 5363-5374.
- * **Said, M., 2017**. Analysing Temporal Trends in the Ratios of PM2.5/PM10 in the UK. *Aerosol and Air Quality Research*, 17: 34–48, 2017 Copyright © Taiwan Association for Aerosol Research ISSN: 1680-8584 print / 2071-1409 online doi: 10.4209/aaqr.2016.02.0081
- * **Salonen, R. O., Pennanen, A. S., Vahteristo, M., Korkeila, P., Alm, S., Randell, J. T. (2008)**. "Health risk assessment of indoor air pollution in Finnish ice arenas." *Environment International* **34**, 51-57.

Références bibliographiques

- * **Salvadora, P., Artinanoa, B., Vianab, M.M., Querol, X., Alastuey, A., Gonzalez-Fernandez, I., Alonso, R., 2011.** Spatial and temporal variations in PM10 and PM2,5 across Madrid metropolitan area in 1999–2008. *Procedia Environ Sci* 4:198–208.
- * **Samara, C., Vousta, D., 2005.** Size distribution of airborne particulate matter and associated heavy metals in the roadside environment. *Chemosphere*, 59, 1197-1206.
- * **Sammur, M., 2007.** Spéciation du cadmium, du plomb et du zinc dans les poussières d'émissions atmosphériques d'origine sidérurgique - Approche de l'impact toxicologique des poussières.. Sciences de la Terre. Université de droit, d'économie et des sciences - Aix-Marseille III, 2007. Français. <tel- 00266814>
- * **Seinfeld, J.H., Pandis, S.N., 1998.** Atmospheric chemistry and physics. Ed. John Wiley & Sons, Inc., New York., p 1326.
- * **Stella, P., Bedos, C., Genermont, S., Loubet, B., Personne, E., Petit, C., & Saint-Jean, S. (2017).** « Les espaces périurbains : entre pollution des villes et pollution des champs aux échelles régionale et locale », *Pollution atmosphérique* [En ligne], N°229 - 230, mis à jour le : 03/05/2017, URL : <http://odel.irevues.inist.fr/pollution-atmospherique/index.php?id=5613>,
<https://doi.org/10.4267/pollution-atmospherique.5613>
- * **Sternbeck, J., Sjobin, A., Andreasson, K., 2002.** Metal emissions from road traffic and the influence of resuspension-results from two tunnel studies. *Atmospheric Environment* 36, 4735-4744.
- * **Sellegrì, K., 2002.** Etude du processus d'activation des particules d'aérosol en gouttelettes de nuage: implications en chimie multiphases. Thèse, Université Joseph Fourier – Grenoblz I. 229 p.
- * **Sturm, B., 1981.** “The atmospheric correction of remotely sensed data and the quantitative determination of suspended matter in marine water surface layers”, *Remote Sens Meteorol, Oceanogr Hydrol* 147:163-197.
- * **Singh, M., Jaques, P. A. et Sioutas, C. (2002).** "Size distribution and diurnal characteristics of particle-bound metals in source and receptor sites of Los Angeles Basin." *Atmospheric Environment* 36, 1675-1689.
- * **Swami, K., Judd, C.D., Orsini, J., Yang, K.X., Husain, L., 2001.** Microwave assisted digestion of atmospheric aerosol samples followed by inductively coupled plasma mass spectrometry determination of trace elements. *Fresenius'J. Anal. Chem.*, 369, 68-70.

Références bibliographiques

- * **Terrouche, A., Ali-Khodja, H., Kemmouche, A., Bouziane, M., Derradji, A., Charron, A. 2016.** Identification of sources of atmospheric particulate matter and trace metals in Constantine, Algeria. *Air Quality, Atmosphere & Health*, 9(1), 69-82.
- * **Thomas, C., 2010.** Caractérisation des aérosols atmosphériques en milieu urbain par télédétection à très haute résolution spatiale. Thèse de doctorat. Université de Toulouse, 234p
- * **Troen, I., Petersen, E. L., 1989.** European Wind Atlas, Roskilde: Risø National Laboratory, Commission of the European Community, 656 p
- * **Toublanc, D., 1996.** Henyey–Greenstein and Mie phase functions in Monte Carlo radiative transfer computations. *Applied Optics*, 35(18), 3270-3274.
- * **Turner, M. C., Krewski, D., Pope III, C. A., Chen, Y., Gapstur, S. M., Thun, M. J., 2011.** Long-term ambient fine particulate matter air pollution and lung cancer in a large cohort of never-smokers. *American journal of respiratory and critical care medicine*, 184(12), 1374-1381.
- * **Vardoulakis, S., Fisher, B. E., Pericleous, K., & Gonzalez-Flesca, N. (2003).** Modelling air quality in street canyons: a review. *Atmospheric environment*, 37(2), 155-182.
- * **Vassilakos, C., Saraga, D., Maggos, T., 2005.** Temporal variation of PM_{2,5} in the ambient air of a suburban site in Athens, Greece. *Science of the Total Environment*, 349: 223-231.
- * **Veschambre, S., 2006.** Caractérisation et quantification des Eléments Traces Métalliques dans les dépôts et les particules atmosphériques de la vallée d'Aspe - Mise en place d'indicateurs de la Qualité de l'Air. Matériaux. Université de Pau et des Pays de l'Adour. France. 437p. <tel-00118082>
- * **Wallace, J.M., Hobbs, P.V., 2006.** Atmospheric science: an introductory survey (2nd edition). International Geophysics Series 92, 484.
- * **Weckwerth, G. 2001.** "Verification of traffic emitted aerosol components in the ambient air of Cologne (Germany)." *Atmospheric Environment* **35**, 5525-5536.
- * **Wedepohl, K. H. (1995).** "The composition of the continental crust." *Geochimica et Cosmochimica Acta* **59**(7), 1217-1232.
- * **Wieprecht, W., Acker, K., Müller, K., Sprindler, G., Brüggemann, E., Maenhaut, W., Chi, X., Hitzengerger, R., Bauer, H., Brink, H.t., 2004.** INTERCOMP2000: ionic constitution and comparison of filter and impactor. *Atmospheric Environment*, 38: 6477-6486.

Références bibliographiques

- * **Witschger, O., Fabriès, J-F, 2005.** Particules ultra-fines et santé du travail – Caractéristiques et effets potentiels sur la santé. INRS – Hygiène et sécurité du travail – Cahiers de notes documentaires, 199 : 21-35.
- * **World Health Organization (2008).** Public Health and Environment, PHE - WHO Burden of disease associated with urban outdoor air pollution. http://www.who.int/phe/health_topics/outdoorair/databases/burden_disease/en/index.html
- * **World Health Organization, (2005).** W.H.O Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide. *Global update 2005*. Summary of risk assessment.
- * **World Health Organization 2000.** Air Quality Guidelines for Europe. WHO Regional Publications, Eur. Ser. No.91, Regional Office for Europe, Copenhagen.
- * **Yahi, H., 2010.** Méthodologie de prévision de la pollution atmosphérique particulaire : Vers une télédétection satellitaire. Thèse de doctorat, Université de Littoral, Laboratoire d’Océanographie et du Climat : Expérimentations et approches numériques, 117 p.
- * **Yil-Yi, S., 1982.** “A method of correcting the atmospheric effects in satellite measurement of ocean colour”, Proceedings of the Annual Technical Conference held in Liverpool: Remote sensing and the atmosphere, Remote Sensing Society, pp 110-116.
- * **Zechmeister, G., Hohenwallner, D., Riss, A., Hanus-Illnar, A., 2001.** Estimation of element deposition derived from road traffic sources by using mosses. *Envir.Pollut.*, 138, 238-249.
- * **Zhang, K., & Batterman, S. (2013).** Air pollution and health risks due to vehicle traffic. *Science of the total Environment*, 450, 307-316.

Résumé

La présente étude a pour objectif d'étudier les paramètres physico-chimiques des particules fines PM10 et PM2.5 dans la ville de Tiaret. Pour ce faire, des prélèvements ont été effectués en utilisant un impacteur à deux étages DEKATI sur 92 sites de manière à couvrir tous le tissu urbain de la zone d'étude, afin d'estimer les concentrations massiques des PM10 et PM2.5, et les concentrations de trois métaux lourds (Pb, Zn, Cu) associés à travers la spectrométrie à absorption atomique. Les résultats obtenus ont révélé des moyennes de concentrations de PM10 et PM2.5 de $37.11 \pm 5.36 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et $20.87 \pm 4.36 \mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivement. La teneur en ETM, dosés dans ce travail, enregistre des moyennes de concentrations de $0.25 \pm 0.0756 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $0.50 \pm 0.0767 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et $0.236 \pm 0.0498 \mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivement pour le plomb, cuivre et le zinc adsorbés à la fraction PM10. Cependant, ces ETM (Pb, Cu, Zn) adsorbés à la fraction PM2.5 révèlent des moyennes de concentrations de $0.23 \pm 0.0803 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $0.28 \pm 0.0902 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et $0.186 \pm 0.0307 \mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivement.

Toutefois, un travail supplémentaire a été effectué, qui est pour but d'estimer l'influence du trafic routier et la morphologie urbaine, caractérisée par l'indice de construction de Landsberg, sur la pollution de l'air dans la ville de Tiaret par les PM10 et PM2.5. Les résultats obtenus de l'analyse canonique des corrélations ont révèlent que les PM10 sont corrélées avec l'intensité du trafic routier et la fluidité de circulation avec des coefficients égaux à 0,48 et 0,35 respectivement. À leur tour, les PM2.5 présente une corrélation forte avec le taux d'embouteillage égale à 0,7 et une corrélation moyenne avec l'indice de Landsberg avec un coefficient de 0,36.

Par ailleurs, l'apport de la télédétection dans cette étude nous a permis de calculer l'épaisseur optique des aérosols (AOD) à partir du traitement effectué sur une image satellitaire Landsat 8 oli, et qui a servi à estimer les concentrations de PM10.

Mots clés : PM10, PM2.5, Pb, Zn, Cu, impacteur DEKATI, ville de Tiaret, trafic routier, morphologie urbaine, Indice de construction de Landsberg, télédétection, épaisseur optique des aérosols, AOD, Landsat, Oli

Abstract

The aim of this study is to study the physico-chemical parameters of PM10 and PM2.5 fine particles in the city of Tiaret. To do this, samples were taken using a DEKATI two-stage impactor at 92 sites in order to cover all the urban fabric of the study area, in order to estimate the mass concentrations of PM10 and PM2.5, and concentrations of three heavy metals (Pb, Zn, Cu) associated through atomic absorption spectrometry. The results obtained revealed mean concentrations of PM10 and PM2.5 of $37.11 \pm 5.36 \mu\text{g}/\text{m}^3$ and $20.87 \pm 4.36 \mu\text{g}/\text{m}^3$ respectively. The content of ETM, assayed in this work, records average concentrations of $0.25 \pm 0.0756 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $0.50 \pm 0.0767 \mu\text{g}/\text{m}^3$ and $0.236 \pm 0.0498 \mu\text{g}/\text{m}^3$ respectively for lead, copper and zinc adsorbed at the PM10 fraction. . However, these ETMs (Pb, Cu, and Zn) adsorbed to the PM2.5 fraction show mean concentrations of $0.23 \pm 0.0803 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $0.28 \pm 0.0902 \mu\text{g}/\text{m}^3$ and $0.186 \pm 0.0307 \mu\text{g}/\text{m}^3$ respectively.

However, additional work has been done to estimate the influence of road traffic and urban morphology, characterized by the Landsberg construction index, on air pollution in the city of Tiaret by PM10 and PM2.5. The results obtained from the canonical analysis of correlations revealed that PM10 is correlated with road traffic intensity and traffic fluidity with coefficients equal to 0.48 and 0.35 respectively. In turn, PM2.5 has a strong correlation with the traffic jam of 0.7 and a mean correlation with the Landsberg index with a coefficient of 0.36.

In addition, the contribution of remote sensing in this study allowed us to calculate the aerosol optical thickness (AOD) from the treatment carried out on a Landsat 8 oli satellite image, which was used to estimate the PM10 concentrations.

Key words: PM10, PM2.5, Pb, Zn, Cu, DEKATI impactor, Tiaret city, road traffic, urban morphology, Landsberg Construction Index. Aerosol optical depth, AOD, remote sensing, Landsat, Oli

ملخص

الهدف من هذه الدراسة هو دراسة المعلمات الفيزيائية الكيميائية للجسيمات الدقيقة PM2.5 و PM10 في مدينة تيارت. للقيام بذلك، تم أخذ عينات باستخدام مرطم بطابقين Dekati في 92 موقع لتغطية كل النسيج الحضري لمنطقة الدراسة لتقدير تركيزات PM2.5 و PM10 و تركيزات ثلاثة معادن ثقيلة (Cu، Zn، Pb) مرتبطة من خلال طيف الامتصاص الذري. أظهرت نتائج متوسطات PM10 و PM2.5 5.36 ± 37.11 ملغ / م³ و 4.36 ± 20.87 ملغ / م³ على التوالي. محتوى ETM، يسجل تركيز متوسط قدره 0.0756 ± 0.25 ملغ / م³ و 0.0767 ± 0.5 ملغ / م³ و 0.0498 ± 0.236 ملغ / م³ على التوالي الرصاص والنحاس والزنك الملتهمة ب PM10. اما بالنسبة لتركيز هاته المعادن الملتهمة ب PM2.5 تكشف متوسط تركيزات 0.0803 ± 0.23 ملغ / م³، 0.0902 ± 0.28 ملغ / م³ و 0.0307 ± 0.186 ملغ / م³ على التوالي.

بالإضافة لذلك ، تم تنفيذ أعمال اخرى، والتي صممت لتقدير تأثير حركة المرور و كثافته الى جانب طبيعة الطريق (مؤشر البناء لاندسبرج)، على تلوث الهواء في مدينة تيارت من قبل PM10 و PM2.5. كشفت نتائج تحليل الارتباط القانوني أن PM10 ترتبط مع كثافة حركة المرور وحركة السير مع معاملات ارتباط يقدر ب 0.48 و 0.35 على التوالي. في المقابل، PM2.5 لديه علاقة كبيرة مع حركة السير يساوي 0.7 ومتوسط مؤشر ترابط مع مؤشر لاندسبرج قدر ب 0.36.

بالإضافة إلى ذلك ، سمحت لنا مساهمة الاستشعار عن بعد في هذه الدراسة بحساب سماكة الجسيمات الصغيرة البصرية (AOD) من المعالجة التي أجريت على صورة القمر الصناعي Landsat 8 oli ، والتي استخدمت لتقدير تركيزات PM10.

الكلمات المفتاحية : PM2.5، PM10 ، الرصاص، النحاس، الزنك ، مؤشر لاندسبرج ، حركة المرور ، كثافة المرور ، ETM ، تحليل الارتباط القانوني ، Cu ، Zn ، Pb ، الاستشعار عن بعد ، سماكة الجسيمات الصغيرة البصرية.