

QUANTIFICATION DE L'EMISSION DE PLOMB DANS LE MILIEU URBAIN DE SIDI BEL' ABBES (ALGERIE OCCIDENTALE)

Belhadj hanane
Hellal Benchaben
Ayad Nadira
Ayache Abbassia

Laboratoire de Biodiversité Végétale « conservation & valorisation »
Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie
Université Djillali Liabes, Algérie

Abstract

Quantification of lead emissions in the urban environment of Sidi Bel'Abbes (Western Algeria) is performed by the use of fronds *Xanthoria parietina* (L.). Exposure of lichen thallus for a period of 30 days, was used to measure the concentrations of airborne lead in two seasons. Summer season was characterized by high concentrations of the order of 10.66 ± 2.08 ppm. Winter is the season against is characterized by low values of the order of 1.30 ± 0.10 ppm. The differences in the concentrations of airborne lead between and within seasons are due to the weather conditions, the unequal distribution of traffic and the presence of steep slopes in some neighborhoods. The rainy and windy seasons tend to reduce air pollution while the dense traffic and steep slopes only increase lead levels emitted by vehicles.

Keywords: Urban, lead, air pollution, road traffic, *Xanthoria parietina*, Sidi Bel'Abbés

Résumé

La quantification de l'émission du plomb dans le milieu urbain de Sidi Bel'Abbes (Algérie occidentale), est effectuée par l'utilisation des thalles de *Xanthoria parietina* (L.). L'exposition des thalles du lichen, pour une durée de 30 jours, a permis de mesurer les concentrations de plomb atmosphérique en deux saisons émis par le trafic routier. La saison d'Été s'est distinguée par de fortes concentrations de l'ordre de 10.66 ± 2.08 ppm. La saison d'Hiver s'est par contre caractérisée par de faibles valeurs de

l'ordre de 1.30 ± 0.10 ppm. Les différences observées, dans les concentrations de plomb atmosphérique inter et intra saisons, s'expliquent par les conditions climatiques, l'inégale répartition du trafic routier et la présence de fortes pentes dans certains quartiers. Les saisons pluvieuses et ventées ont tendance à atténuer la pollution de l'air tandis que le trafic routier dense et les fortes pentes ne font qu'augmenter les concentrations de plomb émis par les véhicules.

Mots clés : Milieu urbain, plomb, pollution de l'air, trafic routier, Xanthoria parietina, Sidi Bel'Abbés

Introduction

Les sources chroniques d'éléments traces métalliques en milieu routier sont les véhicules et les infrastructures routières. Les émissions polluantes liées aux véhicules sont dues en partie à l'abrasion et à la corrosion des matériaux solides du véhicule et en partie à l'utilisation de différents fluides (Deletraz, 2000). Le trafic et les infrastructures routières constituent une source importante de métaux lourds rejetés dans l'environnement (Delmas-Gadras, 2000).

La surveillance de la qualité de l'air est généralement assurée par des réseaux de capteurs physico-chimiques donnant des valeurs numériques. Mais ces mesures directes d'éléments inorganiques comme organiques se heurtent rapidement à la faible représentativité de l'échantillon, à des difficultés analytiques en raison de la présence fréquente de faibles teneurs, aux coûts et à la maintenance des appareils de mesure physico-chimiques.

Une alternative consiste alors à avoir recours à des techniques intégratives de mesure capables d'apprécier la contamination du milieu, c'est-à-dire à des méthodes basées directement sur l'observation et l'étude des réactions d'organismes vivants exposés aux épisodes de pollution. Ces méthodes de bioindication ou, plus précisément, de biosurveillance s'appuient sur l'utilisation des réponses à tous les niveaux d'organisation biologique (moléculaire, cellulaire, tissulaire, biochimique, physiologique, morphologique, écologique) d'un organisme ou d'un ensemble d'organismes pour prévoir et/ou révéler une altération de l'environnement et pour en suivre l'évolution. Cette étude permet de quantifier et d'analyser les émissions de plomb engendrées par le trafic routier en zone urbaine de la ville de Sidi Bel'Abbes de l'Algérie occidentale. Les résultats préliminaires escomptés à travers cette étude mettent l'accent sur les effets des conditions climatiques et de la pente dans la dispersion des fines particules de plomb en suspension dans l'atmosphère. Ces dernières ne sont pas sans effets sur la santé humaine en particulier les enfants de bas âge.

La mesure des teneurs en polluants dans des végétaux sensibles permet de détecter la dégradation de la qualité de l'air avant que celle-ci n'affecte sévèrement le biotope (Maatoug et al, 2007). Si l'on ajoute l'approche simple et rapide de ces méthodes originales, celles-ci, en fournissant des informations supplémentaires sur les risques biologiques, apparaissent maintenant comme des méthodes complémentaires et incontournables des méthodes physico-chimiques de surveillance de l'air (Leblond, 2004).

Dans le cadre de ce travail, l'étude a pour objectif de quantifier l'émission du plomb en zone urbaine de la ville de Sidi Bel'Abbes. Les émissions de plomb, engendrées par le trafic routier se font essentiellement sous forme de fines particules qui sont ensuite collectées par les lichens (Garrec et Van Haluwyn, 2002).

Matériel et méthodes

1- Présentation de la zone d'étude

La ville de Sidi Bel Abbes se situe entre les deux parallèles 35° et 11° Nord, et 0° et 38° Ouest (figure 1). Elle fait partie de la plaine de l'atlas tellien. Elle couvre une superficie de 6794 hectares dont 4547 sont réservés à l'agriculture. L'altitude moyenne et la pente sont respectivement de l'ordre de 486 m et de 0 à 10% de dénivellation. Les précipitations annuelles varient de 344 mm à 400 mm. Les températures maximales (M) atteignent les 45 °C tandis que les minimas descendent jusqu'à 2°C. Ces données climatiques situent la ville de Sidi Bel'Abbes dans le semi-aride à Hiver frais (Office National de Météo...Algérie, 2013).

L'année 2011 s'est caractérisée par une pluviométrie annuelle de 332 mm. La saison d'Hiver a cumulé 173 mm de pluies avec 82 mm durant la période du 16-12-2010 au 15-01-2011. La saison d'Eté, avec 1.1 mm de pluies, a enregistré 0.2 mm au cours de la période du 27-06-2011 au 26-07-2011. Les données climatiques indiquent que la première période de transplantation des thalles du lichen *Xanthoria parietina* (L.) a connu 13 jours de vent ; la seconde période était plutôt calme et très peu ventée.

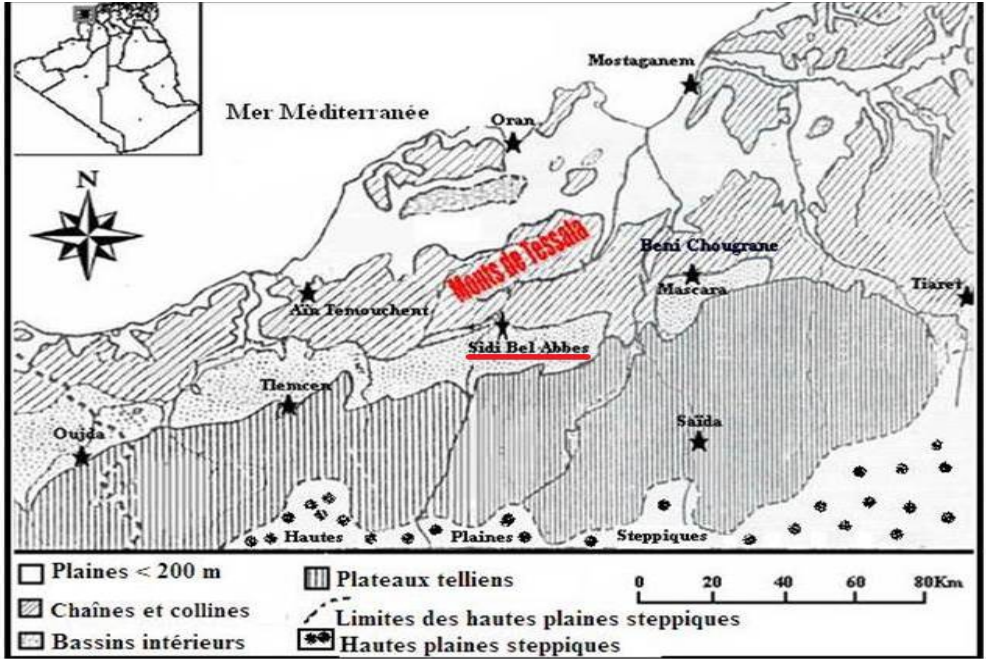


Figure 1 : carte de localisation de la ville de Sidi Bel'Abbes (Algérie occidentale)

2- Matériel végétal

La méthode préconisée est celle de Semadi et Deruelle (1993) et Maatoug et al (2010) qui consiste à greffer un disque d'écorce supportant un lichen sur un arbre de même espèce, si possible, ou sur une planche. La captation du plomb, émis par les véhicules empruntant le réseau routier de la ville de Sidi Bel'Abbes, est assurée par les thalles de *Xanthoria parietina* (L.). ces lichens sont récoltés dans la montagne de Tessaïa, située à une quinzaine de kilomètres de la ville de Sidi Bel'Abbes. Ils sont placés à 1.30 m du sol dans des stations où la circulation de l'air n'est pas entravée (Deruelle, 1981). La transplantation des thalles du lichen *Xanthoria parietina* (L.) est mise au point par Brodo (1961).

Trente huit stations sont retenues dans cette investigation pour les deux saisons (la saison hivernale $H_{01}, H_{02}, H_{03}, H_{04}, \dots H_{38}$; la saison estivale $E_{01}, E_{02}, E_{03}, E_{04}, \dots E_{38}$) (figure 2). Elles sont réparties sur l'ensemble du réseau urbain. Deux stations sont matérialisées en zone arborée de la montagne de Tessaïa pour servir de témoins (T_{01}, T_{02}).

La campagne d'échantillonnage s'est réalisée sur deux époques à savoir, la période hivernale du 16-12-2010 au 15-01-2011 et la période estivale du 27-06-2011 au 26-07-2011. La durée de l'exposition était de 30 jours pour chaque période en moyenne, pour minimiser toutes sortes de perturbations physiologiques des lichens transplantés (Sharma, 1987).

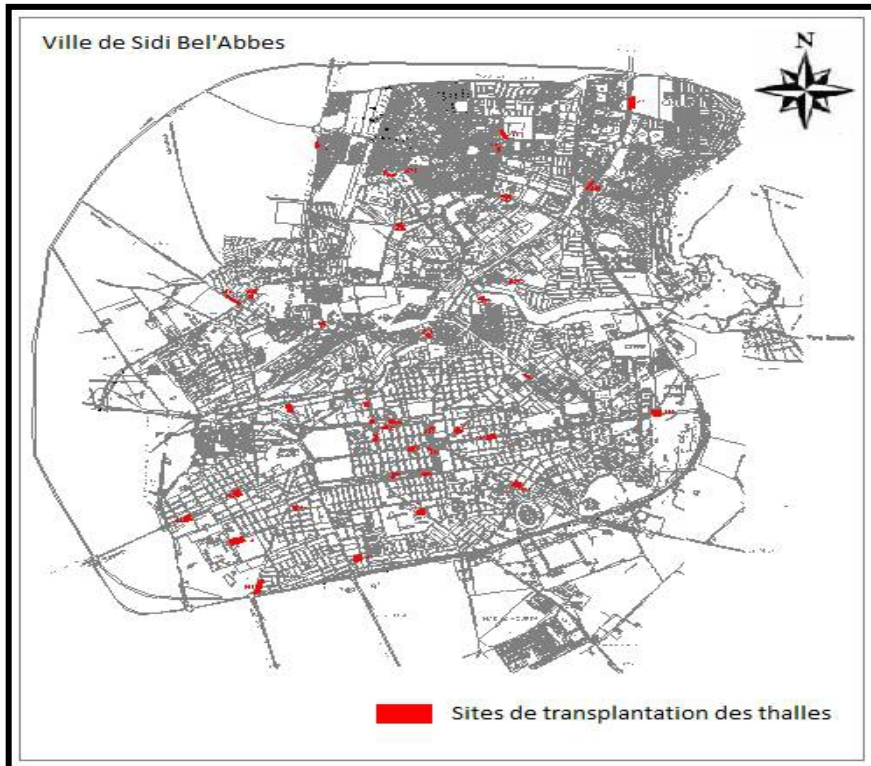


Figure 2 : Emplacement des transplantations lichéniques ans la ville de Sidi Bel' Abbes

3-Traitement des échantillons

Au laboratoire, les thalles récoltés ont fait l'objet d'une déshydratation en étuve à 105 °C pendant 72 heures. Ils ont été pesés pour déterminer le poids de matière sèche MS qui est de l'ordre de 0,4 g à 0,5 g. Ils ont été broyés par un broyeur à couteau à base de titane, d'aciers garantis sans « métaux lourds ». Le broyat de chaque thalle est ensuite calciné progressivement jusqu'à 500 °C. La poudre fine obtenue après calcination est placée dans une solution acide et oxydante (0,5 ml de mélange d'acide nitrique HNO_3 , d'acide fluorhydrique HF et d'acide perchlorique ClHO_4) puis chauffée dans un bain-marie, pendant 24 h jusqu'à la destruction complète de la matière organique (Deruelle, 1981). Les tubes qui ont été mis à ébullition sont complétés par 10 ml d'eau distillée.

Le dosage du plomb est réalisé par un spectromètre Perkin Elmer 100 en mode d'atomisation électrothermique. Il est effectué dans une solution décinormale de HCl.

Résultats

1- Dispersion des concentrations de plomb dans les différentes stations

1.1. Saison d'Hiver

La classification automatique a permis de regrouper les stations d'échantillonnage qui se rassemblent en classes. Les concentrations en plomb, exprimées en ppm, accumulées par le lichen *Xanthoria parietina* sont présentées dans le tableau 1 sous forme de classes.

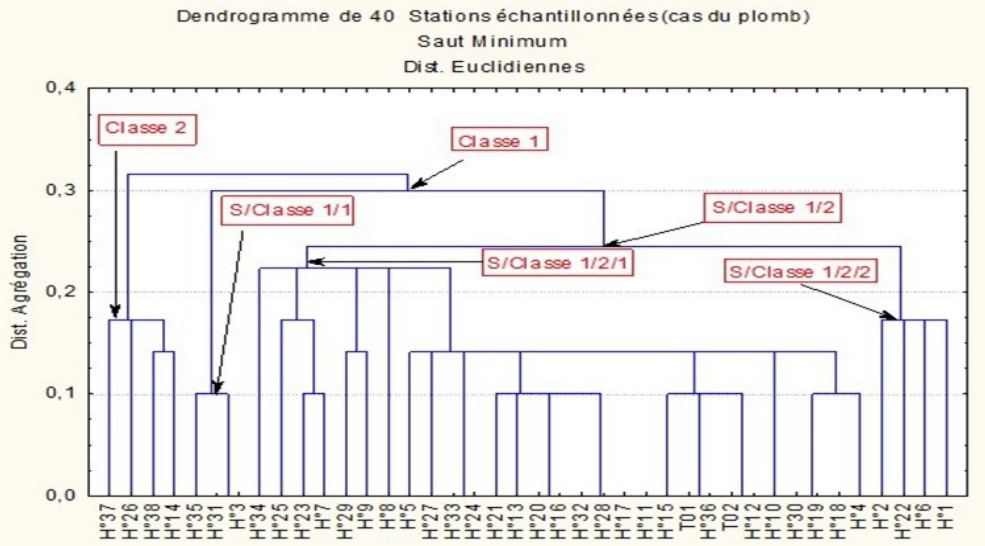


Figure 3 : Classification automatique des stations échantillonnées en Hiver.

La figure 3 rend compte de la répartition des stations, en fonction des concentrations, par classes et sous-classes.

Tableau 1 : Répartition en classes et sous classes des stations en fonction des valeurs des concentrations de Plomb, exprimées en ppm, selon la classification (saison d’Hiver).

Classes	Intervalles Unité ppm	Nombre de stations	Stations
Classe 1	1.20 ±0.10 et 1.26±0.15	02	H°14/H°38
Sous classe 1/1	1.26±0.11 et 1.30±0.10	03	H°3/ H°31/ H°35
Sous classe 1/2	0.36±0.20 et 1.06±0.30	33	de H°34 à H°1
Sous classe 1/2/1	0.73±0.11 et 1.06±0.30	29	H°34 / H°25/ H°23/ H°7/ H°29/ H°9/ H°8/ H°5/ H°27/ H°33/ H°24/ H°21/ H°13/ H°20/ H°16/ H°32/ H°28/ H°17/ H°11/ H°15/ T01/ H°36/ T02/ H°12/ H°10/ H°30/ H°19/ H°18/ H°4
Sous classe 1/2/2	0.36±0.10 et 0.46±0.20	03	H°2/ H°22/ H°6/ H°1
Classe 2	1.06 ±0.20 et 1.16±0.20	02	H°26/ H°37

Les intervalles, appelés aussi classes, sont obtenus à partir du graphique de la classification hiérarchique ascendante (CHA). La finalité de la CHA est le regroupement des stations, selon les concentrations en plomb mesurées, en classes. La lecture du tableau 1 montre que les valeurs moyennes pour l'ensemble des classes varient de 0.36±0.10 ppm à 1.30±0.10 ppm. Les fortes concentrations de plomb sont enregistrées dans la classe 2.

Cette dernière est formée par deux stations H°26 et H°37 ; les teneurs en plomb sont élevées par rapport aux autres classes et dont les valeurs moyennes de concentration sont comprises entre 1.06 ± 0.20 ppm et 1.16 ± 0.20 ppm.

La classe 1 regroupe, de façon régressive, les stations où les émissions de plomb sont relativement moins importantes par rapport aux stations de la classe 2. Ses valeurs moyennes sont situées entre 1.20 ± 1.10 ppm et 1.26 ± 0.15 ppm. Elle est subdivisée en deux sous-classes dont la première (S/classe 1/1) est caractérisée par des teneurs en plomb situées entre 1.26 ± 0.11 ppm et 1.30 ± 0.10 ppm ; la seconde (S/classe 1/2), s’est distinguée par des valeurs comprises entre 0.36 ± 0.20 ppm et 1.06 ± 0.30 ppm. La seconde sous-classe s’est ensuite divisée en deux sous-classes (S/classe 1/2/1 et S/classe 1/2/2). La première sous-classe (S/classe 1/2/1) est identifiée par des teneurs en plomb situées entre 1.06 ± 0.30 ppm et 0.73 ± 0.11 ppm. La deuxième sous-classe (S/classe 1/2/2) est comprise entre 0.36 ± 0.10 ppm et 0.46 ± 0.20 ppm.

1.2. Saison d’Eté

La valeur moyenne enregistrée dans la classe 1 est de 7 ± 4 ppm. La représentation graphique obtenue, suite à l’application de la classification automatique aux données de la saison d’Eté, a permis de distinguer les différentes classes et sous-classes (figure 4).

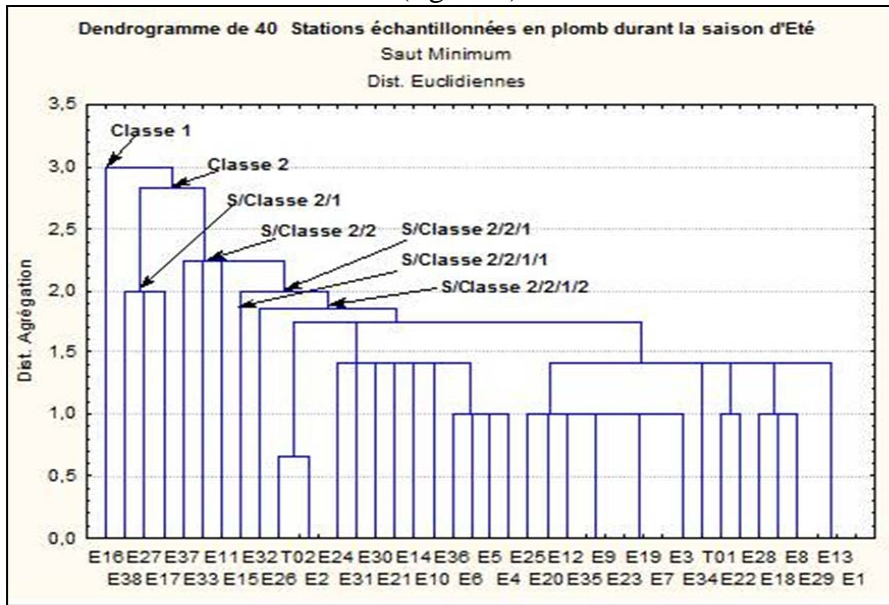


Figure 4 : Classification automatique des stations échantillonnées en Eté.

L'analyse statistique effectuée sur les concentrations de plomb par l'utilisation de la classification hiérarchique ascendante (C.A.H) durant la saison d'Eté a permis d'individualiser des classes de stations. Les concentrations en plomb, exprimées en ppm, accumulées par le lichen *Xanthoria parietina* sont présentées dans le tableau 2 sous forme de classes.

Tableau 2 : Répartition en classes et sous classes des stations en fonction des valeurs des concentrations de Plomb, exprimées en ppm, traitées par une classification automatique (saison d'Eté).

Classes	Intervalles Unité ppm (partie pour million)	Nombre de stations	Stations
Classe 1	7±4	1	E16
Classe 2	1.30±0.10 et 10.66±2.08	06	de E11 à E38
Sous classe 2/1	9.33±0.57 et 10.66±2.08	03	E38/ E27/ E17
Sous classe 2/2	6.66±2.08 et 8.66±1.52	03	E37/ E33 /E11
Sous classe 2/2/1	1.26±0.11et 8.00±1.00	33	de E1 à E32
Sous classe 2/2/1/1	1.66±1.15	01	E32
Sous classe 2/2/1/2	1.26±0.11et 8.00±1.00	32	E26 / T02/ E2/ E24/ E31/ E30/ E21/ E14/ E10/ E36/ E6/ E5/ E4 /E34 / E28/ E18/ E8/ E15/ E25/ E20/ E12/ E35/ E9/ E23/ E19/ E7/ E3/ E22/ T01 /E29/ E13/ E1

La lecture du tableau montre que les valeurs moyennes pour l'ensemble des classes varient de 1.26±0.11 ppm à 10.66±2.08 ppm. Les fortes concentrations en plomb sont enregistrées dans la classe 2 constituée de six stations ; les teneurs en plomb sont élevées par rapport aux autres classes et dont les valeurs moyennes sont comprises entre 1.30±0.10 ppm et 10.66±2.08 ppm.

La classe 1, regroupe, de façon régressive, les sites où les émissions de plomb sont relativement moins importantes que dans les stations de la classe 2.

La classe 2 compte deux sous classes dont les teneurs en plomb varient de 9.33±0.57 ppm à 10.66±2.08 ppm pour la première sous classe, et de 6.66±2.08 ppm à 8.66±1.52 ppm pour la deuxième sous classe. On note aussi que la deuxième sous classe se divise en une seule sous classe dont les teneurs en plomb varient de 1.26±0.11 ppm et 8.00±1.00 ppm. Cette dernière est divisée en deux autres sous classes dont les teneurs en plomb sont situées entre 1.66±1.15 ppm et 8.00±1.00 ppm.

2- Etude de la relation : Teneurs en Pb/Stations par l'ACP (Analyse en composantes principales)

La projection des deux saisons d'échantillonnage sur le plan factoriel (1×2) a permis d'identifier deux groupes bien distincts (figure 6). Pour ce qui est des inerties des axes factoriels de l'ACP, l'axe F1 explique 87.06% de l'information du nuage de points (concentrations de plomb selon les saisons) et l'axe F2 n'apporte que 07.99% d'informations concernant la similitude entre les concentrations des saisons d'Hiver et d'Eté. Les quadrants du plan factoriel permettent de regrouper les concentrations des saisons à comparer et les axes les fractionnent en groupes et sous groupes.

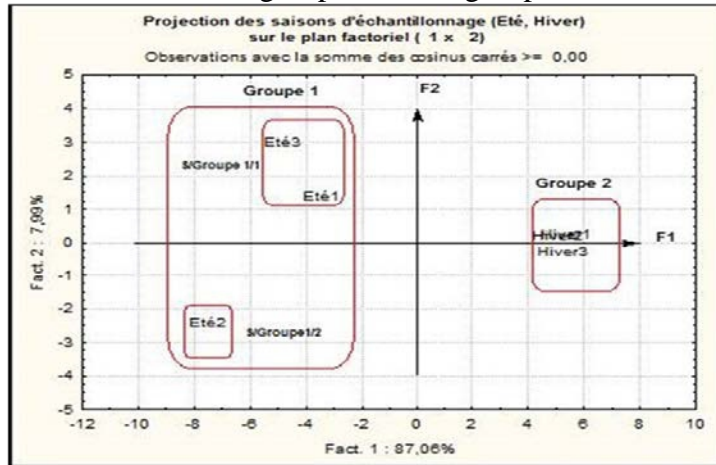


Figure 5 : Projection des saisons d'échantillonnage (Eté, Hiver) dans le plan factoriel F1x2.

La projection des saisons (Eté, Hiver), dans le plan factoriel F1x2, a révélé deux groupes bien distincts. Le groupe 1 s'oppose au groupe 2 par l'axe vertical F2. Il est à son tour divisé en deux sous-groupes par l'axe factoriel F1. Le sous-groupe 1/1 rassemble Eté1 et Eté3 en fonction de leurs concentrations moyennes respectives 4,430 ppm et 4,880 ppm. Le sous-groupe 1/2 est formé par Eté2 dont la concentration moyenne est de 5,810 ppm.

Le groupe 2 est constitué par les éléments Hiver1, Hiver2 et Hiver3. Les concentrations moyennes respectives sont de l'ordre de 0,840 ppm, 0,923 ppm et 0,838 ppm. Elles ne dépassent pas l'unité contrairement à celles du groupe 1 où les concentrations en plomb avoisinent les 5 ppm. Les concentrations en plomb enregistrées en été sont cinq fois plus élevées que celles de la saison d'Hiver.

Discussion

Les principaux polluants métalliques émis, en milieu routier, sont issues des carburants, des pneus, des garnitures et des freins (Pagotto, 1999 et Deletraz, 2002). L'entrée du plomb dans la fabrication des batteries et les carburants ont fait que les concentrations atmosphériques ont augmenté de

façon considérable (Rhue et al., 1992). L'utilisation de plomb dans l'essence est cependant encore courante dans les pays moins avancés, en particulier dans les grandes mégapoles des pays en développement (Menkes et Fawcett, 1997). Ainsi, le plomb est le métal ayant connu la plus grande dispersion d'origine anthropique à l'échelle du globe (Rhue et al, 1992).

En Algérie, l'adjonction du plomb dans l'essence est de 0,45 g/l (Semadi et Deruelle, 1993 ; Maatoug et al, 2010). Le plomb atmosphérique, issue du trafic routier, est dû entre autre à la consommation des carburants par les véhicules. Ce plomb est rejeté dans l'air sous forme d'aérosols à un taux de 75 % (Deletraz : 2002). Les végétaux sont utilisés, non seulement pour l'observation des symptômes d'attaque qu'ils manifestent, mais encore comme collecteurs de poussières (Ozenda, 1982). L'utilisation des thalles du lichen *Xanthoria parietina*, dans la quantification du plomb émis par les véhicules, a révélé des résultats très intéressants. Les concentrations de plomb atmosphérique est variable d'une saison à une autres (Rabinowitz et Needleman, 1982 ; Schell et al, 1997). La saison d'Hiver, où la concentration du plomb atmosphérique varie de 0.36 ± 0.10 ppm à 1.30 ± 0.10 ppm, enregistre de faibles valeurs. Elles sont dues essentiellement aux conditions météorologiques caractérisées par des taux pluviométriques élevés et des vents assez importants. Ces deux paramètres ont tendances à disperser les éléments fins et les entrainer vers le sol par les eaux pluviales. La saison d'Eté, où la concentration du plomb varie de 1.26 ± 0.11 ppm à 10.66 ± 2.08 ppm, plus sèche et très peu ventée, est très favorable à la suspension des particules fines de plomb dans l'atmosphère. Ceci rejoint les travaux de Diop et Sagna (2011), Sivertsen (2011) où les quartiers exposés aux vents sont moins pollués que d'autres.

La fréquentation et la présence de pentes dans le réseau routier urbain sont à l'origine de la forte variabilité des concentrations de plomb entre les différentes stations (Joumard et al., 1995). La forte variation des concentrations de plomb entre les stations et les saisons d'échantillonnage est due à l'inégale répartition du trafic routier urbain où certains quartiers sont plus fréquentés par les moyens de transport que d'autres. L'émission de plomb est plus importante dans les quartiers situés sur de fortes pentes.

Les effets néfastes du plomb chez l'être humain sont connus depuis fort longtemps. La première observation épidémiologique publiée dans une revue scientifique remonte à 1860 (Paul, 1860). Les conséquences de la pollution de l'air, sur la santé humaine, sont rapportées par de nombreux auteurs notamment Krupnick et al., (1990), Abbey et al., (1995), Burnett et al., (1999) et Stieb et al., (2000). Selon les études épidémiologiques, 1 à 3 points de quotient intellectuel sont perdus pour une augmentation de la plombémie de 100 à 200 µg/l. Une baisse des facultés verbales, perceptivo-motrices et de la motricité globale ainsi que des troubles d'acquisitions

scolaires et du comportement sont le plus souvent rencontrés. L'accroissement des risques de pollution environnementale par le plomb suscite de légitimes inquiétudes, la nocivité de ce métal ne faisant pas de doute à des doses élevées et pouvant être suspectée à des doses plus modestes. La surveillance des populations doit permettre, le cas échéant, de détecter de nouvelles zones géographiques présentant un risque d'exposition au plomb pour les populations.

Conclusion

Le plomb qui se trouve aujourd'hui dans l'air, les sols, l'eau, les aliments et les poussières provient essentiellement des activités humaines passées et présentes. Il demeure cependant un problème préoccupant en raison de la pollution par la consommation des carburants plombés et l'usure des pneus, des garnitures et des freins. Les saisons pluvieuses et ventées atténuent les fortes concentrations de plomb en suspension dans l'atmosphère ; les plus calmes et sèches accentuent la pollution de l'air. L'effet de la pente, les longues périodes de sécheresse et l'inégale répartition du trafic routier se font sentir par les fortes concentrations qui perdurent assez longtemps dans l'atmosphère.

Le plomb a été dosé sur 38 transplants lichéniques de *Xanthoria parietina*, dans différentes stations localisées à proximité des axes routiers et les agglomérations de la ville.

Le traitement des données de la saison d'Hiver, par une classification hiérarchique ascendante, a révélé deux classes de concentration de plomb dont les valeurs varient de 0.36 ± 0.10 ppm à 1.30 ± 0.10 ppm. La saison estivale, dont les teneurs en Plomb varient de 1.26 ± 0.11 ppm à 10.66 ± 2.08 ppm, comporte également deux classes.

Ces résultats permettent de constater que l'émission de plomb, du au trafic routier, est très élevé pendant l'été. Les faibles valeurs sont enregistrées durant l'hiver où la pluviométrie et la vitesse du vent sont très importantes. Ces deux paramètres du climat diminuent la suspension des particules fines du plomb issues du trafic routier.

Le caractère cumulatif du plomb dans l'organisme lui confère une toxicité sournoise à priori irréversible. L'inhalation du plomb contenu dans l'air représente une source modeste. Elle est constamment omniprésente malgré les efforts fournis dans l'extension des espaces verts et les percées technologiques dans la lutte contre la pollution de l'air en milieu urbain.

References:

ABBAY D.E, LEBOWITZ M.D, MILLS P.K, et al. (1995). Long-term ambient concentrations of particulates and oxidants and development of

chronic disease in a cohort of nonsmoking California residents. *Inhalation Toxicology* 7: 19-34 p.

BRODO I.M. (1961). Transplant experiments with corticolous lichens using a new technique. *Ecology* ; 42 : 838-41 p.

BURNETT R.T., SMITH-DOIRON M., STIEB D., CAKMAK S., and BROOK J.R. (1999). Effects of particulate and gaseous air pollution on cardiorespiratory hospitalizations. *Arch Env Health*: 54: 130–139 p.

DELETRAZ G. (2000). Géographie des risques environnementaux liés aux transports routiers en montagne. Incidences des émissions d'oxydes d'azote en vallées d'Aspe et de Biriadou (Pyrénées). Thèse de Doctorat en Géographie – Aménagement. Université de Pau et des Pays de l'Adour. Institut de recherche sur les sociétés et l'aménagement. 564 p.

DELETRAZ G. (2002). Géographie des risques environnementaux liés aux transports routiers en montagne. Incidences des émissions d'oxydes d'azote en vallées d'Aspe et de Biriadou (Pyrénées). Thèse de Doctorat en Géographie-Aménagement. Université de Pau et des pays de l'Adour. Institut de Recherche sur les sociétés et l'aménagement : 564 p.

DELMAS-GADRAS C. (2000). Influence des conditions physico-chimiques sur la mobilité du plomb et du zinc dans un sol et un sédiment en domaine routier. Thèse de doctorat de l'Université de Pau et des Pays de l'Adour, spécialité chimie et microbiologie de l'eau. 191 p.

DERUELLE S. (1981). Effets de la pollution atmosphérique sur la végétation lichénique dans le bassin Parisien. Convention de recherche n° 79-15, ministère de l'Environnement et du Cadre de Vie : 91-112 p.

DERUELLE S. (1984). L'utilisation des lichens pour la détection de la pollution par le plomb. *Bull. Eco* : 1-6 p.

DIOP C. et SAGNA P. (2011). Vulnérabilité climatique des quartiers de Dakar au Sénégal : exemples de Nord-Foire-Azur et de Hann-Maristes. Colloque « Renforcer la résilience au changement climatique des villes : du diagnostic spatialisé aux mesures d'adaptation » (2R2CV). 07 et 08 juillet 2011. Université Paul Verlaine – Metz. France.

GARREC J.P et VAN HALUWYN .C. (2002). Biosurveillance végétale de la qualité de l'air. Concepts, méthodes et applications. Éditions Tec & Doc, Lavoisier, Paris 118 p.

JOUMARD R., LAMURE C. et LAMBERT J., (1995). Politiques de transport et qualité de l'air dans les agglomérations. Ed LEN n° 9515. Ed Bron : INRETS (France), 125 p.

KRUPNICK A.J., HARRINGTON W., OSTRO B. (1990). Ambient Ozone and Acute Health Effects : Evidence from Daily Data. *J Environ Econ Manage* 18: 1-18 p.

LEBLOND S. (2004). Etude pluridisciplinaire du transfert des métaux de l'atmosphère vers les mousses (*Scleropodium purum* (Hedw.) Limpr.) : Suivi

sur un site rural (Vouzon, France). Thèse de doctorat en Chimie de la Pollution Atmosphérique et Physique de l'Environnement, Université Paris 7 - Denis Diderot. 212 p.

MAATOUG M., HELLAL B., DELLAL A., AYAD N. et BOURBATTACHE M. (2007). Détection de la pollution de l'air d'origine routière par certaines espèces végétales bioaccumulatrices de quelques métaux lourds (Pb, Zn, Cu). *Revue pollution atmosphérique* ; 196 : 385-394 p.

MENKES D.B. et FAWCETT JP. (1997). Too easily lead? Health effects of gasoline additives. *Environ Health Perspect*, 105: 270-273 p.

OFFICE NATIONAL DE METEOROLOGIE (2013). Données climatiques de la station de Sidi Bel'Abbes.

OZENDA P. (1982). *Les végétaux dans la biosphère*. Éditions Doin, Paris. 431 p.

PAGOTTO C. (1999). Etude sur l'émission et le transfert dans les eaux et les sols des éléments traces métallique et des hydrocarbures en domaine routier. Thèse de doctorat : chimie et microbiologie de l'eau, science et techniques. Université de Poitiers : 252 p.

PAUL C. (1860). Etude sur l'intoxication lente par les préparations de plomb, de son influence sur le produit de la conception. *Arch Gen Med* 15:511-533 p.

RABINOWITZ M.B. et NEEDLEMAN H.L. (1982). Temporal trends in the lead concentrations of umbilical cord blood. *Science* 216: 1429-1431p.

RHUE R.D., MANSELL R.S., OULT, COX R. TANG S.R. et OUYANG Y. (1992). The fate and behavior of lead alkyls in the environment: a review. *Crit Rev Environ Control*. 22 : 169-193 p.

SHELL L.M., STARK A.D., GOMEZ M.I. et GRATTAN W.A. (1997). Blood lead level, by year and season, among poor pregnant women. *Arch Environ Health* 52: 286-291 p.

SEMADI A. et DERUELLE S. (1993). Détection de la pollution plombique à l'aide de transplants lichéniques dans la région d'Annaba (Algérie). *Pollution Atmosphérique* octobre-décembre : 86-101 p.

SHARMA G.K. (1987). Plant cuticular complex in response to highway pollution. *The Science of the Total Environment* ; 59 : 303-7 p.

SIVERTSEN B. (2011). Air Quality Monitoring Dakar : Assessment and management. Atelier final du projet Qualité de l'Air à Dakar, Dakar, 18 et 19 mars 2011

STIEB D.M., BEVERIDGE R.C., BROOK J.R., SMITH-DOIRON M., BURNETT R.T., DALES R.E., BEAULIEU S. and MAMEDOV A. (2000). Air pollution, aeroallergens and cardiorespiratory emergency department visits in Saint John, Canada. *J Exposure Anal Env Epidemiol*: 10: 461–477 p.